
Przegląd Naukowy

Inżynieria i Kształtowanie Środowiska

Rocznik XV

2006

Zeszyt 2(34)

Spis treści

Contents

PRACE ORYGINALNE

- Z. PIJANOWSKI: Rozwój obszarów wiejskich w Polsce a dyscyplina naukowa „kształtowanie środowiska”
Development of rural areas in Poland and a scientific discipline "environmental development" 5
- H. KLIMCZAK, B. WIATKOWSKA: Analiza struktury obszarowej gospodarstw wsi Biadacz ze względu na rozwój rolnictwa ekologicznego
The analysis of farm structure of villages Biadacz from the point of development of ecological agriculture 19
- K. KORELESKI: Przegląd i systematyka prac podnoszących wartość użytkową gruntów niezurbanizowanych
Review and systematics of works increasing utility value of non-urban lands 27
- H. PAJNOWSKA: Zakres kompromisów w ochronie środowiska wobec narastającej presji urbanizacji
Margin of compromise in environment protection against increasing urbanization 35
- E. BIERNACKA, J. BOROWSKI, I. MAŁUSZYŃSKA, M.J. MAŁUSZYŃSKI: Chrom, nikiel i ołów w wierzchniej warstwie gleb aglomeracji warszawskiej
Chromium, nickel and lead content in upper layer of soils of Warsaw agglomeration 43
- A. BRANDYK, S. SZPORAK, T. OKRUSZKO, M. GIELCZEWSKI: Zagospodarowanie obszaru Bagien Przemkowsko-Przeclawskich na tle uwarunkowań hydrologicznych oraz wymogów ochrony środowiska
The management of Przemkowsko-Przeclawskie swamps against a background of hydrological conditions and environmental protection demands 51

A. PAWŁAT-ZAWRZYKRAJ: Model podsystemu wodnośrodowiskowego zrównoważonego rozwoju zlewni Raszynki <i>Model of the water natural subsystem for sustainable development of the Raszynka catchment area</i>	61
A. CZERNIAK, Z. PELC: Identyfikacja efektów przyrodniczych po wybudowaniu zbiornika retencyjnego „Jeżewo” w Nadleśnictwie Piaski <i>Identification of effects after the retention tank "Jeżewo" is built in Piaski Forest District</i>	71
S. SZPORAK, A. KOZIOL, D. MIROSLAW-ŚWIĄTEK, J. KUBRAK: Określenie charakterystyk roślin wykorzystywanych w obliczeniach przepustowości doliny rzeki Biebrzy <i>Determination of plant characteristics used in discharge assessment of the Biebrza River valley</i>	81
E. KUBRAK: Opis rozkładu prędkości przepływu wody w korycie z elementami sprężystymi <i>Description of the water velocity profiles in open channel flow through submerged flexible stems</i> ...	90
M. KRUKOWSKI: Modelowanie migracji cząstek stałych w korycie o dwudzielnym przekroju <i>Migration of floating particles in a compound channel</i>	99
S. BAJKOWSKI: Rozdział przepływu na przelewie gabionowym <i>Flow distribution on gabion weir</i>	113
A. WŁODARCZYK: Wpływ jazu w Konstancinie-Jeziornej na kształtowanie się jakości i ilości zasobów wodnych oraz roślinności wodnej rzeki Jeziorki <i>The impact of Konstancin-Jeziorna weir on the quality and quantity of water resources and phytocenosis of Jeziorka River</i>	121
E. GAŚIOREK, E. MUSIAŁ, J. BUBNOWSKA, L. ŁABĘDZKI: Zmienność bilansu cieplnego ziemniaka w różnych regionach Polski <i>Variation of the heat balance of potatoes in different regions of Poland</i>	130
R. KALBARCZYK: Agrometeorologiczne warunki rozwoju cebuli średnio późnej w środkowozachodniej Polsce <i>Agrometeorological conditions of the growth of semi-late onion in central western Poland</i>	140
P. WICHOWSKI: Gospodarka osadowa w Naukowo-Badawczej Stacji Wodociągowej Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego <i>Sedimentary management in the Scientific and Research Water Treatment Station of Warsaw Agricultural University</i>	152
K. JÓŹWIAKOWSKI, M. MARZEC: Problemy funkcjonowania przydomowych oczyszczalni ścieków z osadem czynnym – badania wstępne <i>The problems of functioning of household sewage treatment plants with activated sludge – the preliminary research</i>	163
S. BAJKOWSKI: Przejścia dla zwierząt w przepustach i pod mostami <i>Passages for animals in culverts and under bridges</i>	172

A. KIRYLUK: Wpływ sposobów użytkowania łąk pobagiennych na jakość wód gruntowych na obiekcie Supraśl Górna <i>The influence of the use methods of post-bog meadows on the ground water quality on the Supraśl Górna object</i>	181
M. WIATKOWSKI: Charakterystyka warunków hydrochemicznych w przekroju planowanego Zbiornika Kluczborskiego <i>The characteristic of hydrochemical conditions in Kluczbork reservoir cross-section</i>	189
J. TURBIAK: Emisja CO ₂ z gleb torfowo-murszowych położonych w zasięgu lejki depresji wody gruntowej <i>CO₂ emission from peat-muck soils occurring in the range of a ground water depression cone</i>	199
A. CZERNIAK, A. POSZYLER-ADAMSKA: Monitoring leśnych stref przydrożnych metodą pomiarów magnetometrycznych <i>Monitoring the forest area by the magnetometric methods</i>	209
 KRONIKA	
J. JEZNACH: Międzynarodowa Konferencja Naukowa „Inżynieria i kształtowanie środowiska obszarów nieurbanizowanych. Woda w inżynierii krajobrazu”	221
G. MAJEWSKI: V Międzynarodowa Konferencja Naukowa „Ochrona powietrza w teorii i praktyce”	226

© Copyright by Wydawnictwo SGGW, Warszawa 2006

Opracowanie redakcyjne – Krystyna Piotrowska, Ewa Ramus

ISSN 1732-9353

Druk: Agencja Reklamowo-Wydawnicza A. Grzegorzczak. www.grzeg.com.pl

Zenon PIJANOWSKI

Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska, Akademia Rolnicza im. H. Kołłątaja w Krakowie

Department of Land Reclamation and Environmental Development, H. Kołłątaja Agricultural University in Cracow

Rozwój obszarów wiejskich w Polsce a dyscyplina naukowa „kształtowanie środowiska” **Development of rural areas in Poland and a scientific discipline “environmental development”**

Słowa kluczowe: przestrzeń, planowanie przestrzenne, polityka rolna, rozwój, kształtowanie środowiska, inżynieria środowiska

Key words: space, land use planning, agricultural policy, development, environmental development, environmental engineering

Wprowadzenie

Zmiany ustrojowe w Polsce rozpoczęte przed szesnastu laty stały się poważnym impulsem do poszukiwania nowych rozwiązań w zakresie kształtowania i rozwoju obszarów wiejskich. Zarysowujący się wówczas nowy model rolnictwa w formie gospodarstw rodzinnych wymagał pilnie przewartościowań i wprowadzenia nowych pojęć w zakres przedsięwzięć realizowanych dotychczas w naszym kraju w ramach polityki rolnej.

Prowadzona do chwili wejścia Polski do Unii Europejskiej polityka rolna, preferująca wyłącznie politykę ceno-

wo-dochodową, a eliminująca politykę strukturalną – a więc zasadniczo odbiegająca od standardów europejskich – spowodowała, że dotąd w Polsce nie wykształciły się normalne, właściwe dla Europy Zachodniej zasady kształtowania i rozwoju obszarów wiejskich. Wizja rozwoju wsi i rolniczej przestrzeni produkcyjnej nie znalazła i nie znajduje także dzisiaj swojego wyrazu w miejscowych planach zagospodarowania przestrzennego, które nie są opracowywane pod kątem spełnienia oczekiwań społeczności wiejskiej (Flury 1987, Pijanowski 1990).

Celem niniejszego opracowania jest przedstawienie niezbędnych i koniecznych przedsięwzięć inwestycyjnych, dotyczących zrównoważonego rozwoju obszarów wiejskich w Polsce, na tle obecnych funkcji i kierunków zagospodarowania oraz znaczenia nowej dyscypliny naukowej „kształtowanie środowiska” w tych przedsięwzięciach.

Metodyka

Rozwój rolnictwa i obszarów wiejskich w Europie na przestrzeni ostatnich 150 lat zależny jest od „polityki gospodarczej” poszczególnych państw, a szczególnie jej części dotyczącej rozwoju rolnictwa i obszarów wiejskich, definiowanej jako „polityka rolna”. Pojęcie to pojawiło się w naukach ekonomicznych po raz pierwszy w końcu XIX wieku, obowiązuje do dziś i obejmuje ogół zasad, jakimi państwo powinno się kierować przy udzielaniu pomocy wsi i rolnictwu. Przedsięwzięcia inwestycyjne z zakresu polityki strukturalnej, będące częścią polityki rolnej, stanowią fundament rozwoju wsi i rolnictwa.

Analizując dotychczasowy stan rozwoju obszarów wiejskich w Polsce w aspekcie realizacji polityki strukturalnej, należy postawić pytanie: Czy możliwa jest właściwa realizacja założeń polityki strukturalnej UE na obszarach wiejskich w Polsce na podstawie obecnie obowiązującego prawa (krajowego) i struktury administracji? Próba odpowiedzi na to pytanie poprzedzi analiza dotychczasowych najistotniejszych przedsięwzięć w tym zakresie w Polsce w latach 1919–1939, 1944–1989, 1990–2004 i po integracji Polski z Unią Europejską (UE), stanowiących genezę obecnej sytuacji problemowej oraz jej najistotniejsze obecnie bariery.

Przeprowadzona analiza będzie stanowić podstawę do przedstawienia propozycji najpilniejszych działań w Polsce na rzecz nowoczesnej polityki strukturalnej na obszarach wiejskich.

Rozwój obszarów wiejskich w Polsce

Okres 1918–1939. Odzyskanie w 1918 roku niepodległości przez Polskę związane było z integracją obszarów o różnym stopniu rozwoju gospodarczego. W rozwiązywaniu problematyki rolnictwa i obszarów wiejskich postawiono przede wszystkim na politykę strukturalną, przyjmując przez Sejm podstawowe akty prawne, a więc ustawy: o reformie rolnej (1919 r.), o melioracjach (1921 r.), których zakres przedsięwzięć był znacznie szerszy niż dziś, i o scaleniach gruntów (1923 r.).

Zakres przedsięwzięć inwestycyjnych realizowanych w ramach polityki strukturalnej w okresie międzywojennym, mający głównie na celu rozwój rolnictwa, a pośrednio wsi, realizowany był przez dwa podstawowe działania:

- melioracje rolne, które miały za zadanie przystosowanie i włączenie całych dolin rzecznych jako obszarów nieużytecznych (zabagnionych, zalewanych kilka razy w roku) do produkcji rolniczej, oraz poprawę jakości gleb przez regulację stosunków wodnych za pomocą drenowań,
- scalenia gruntów, które miały za zadanie organizację i tworzenie gospodarstw rodzinnych poprzez poprawę rozłogu działek, a tym samym obniżenie kosztów produkcji i zwiększenie dochodu.

Sposoby prowadzenia inwestycji i ich zakres były podobne jak w wiodących krajach Europy. Tworzono spółki melioracyjne lub stowarzyszenia, które były głównym inwestorem tych przed-

siewzięć. W okresie tym zmeliorowano ponad 2,5 mln ha użytków rolnych i wykonano scalenia na powierzchni ponad 5,4 mln ha użytków rolnych i leśnych należących do 860 tys. gospodarstw położonych w 10 tys. wsi. Średniorocznie scaleniami obejmowano około 270 tys. ha, a w 1931 roku rekordowo scalono 566 tys. ha. Prace prowadzone były na poziomie europejskim.

Okres 1944–1990. Realizacja polityki rolnej w Polsce po II wojnie światowej związana była z powstaniem nowego ustroju społeczno-politycznego, w którym upaństwowiono przemysł, transport i bankowość, częściowo ziemię oraz wprowadzono gospodarkę planową. Kreowana przez ówczesne władze polityka rolna zakładała zbudowanie socjalistycznych podstaw rozwoju rolnictwa oraz tworzenie Państwowych i Spółdzielczych Gospodarstw Rolnych, zwanych również „ośrodkami kultury rolnej i postępu”.

Zasadniczym dokumentem, który stworzył podwaliny tej polityki, był dekret z 1944 roku o przeprowadzeniu reformy rolnej. Bardzo ważnym elementem polityki rolnej było dla władzy socjalistycznej utworzenie sektora gospodarki państwowej w rolnictwie. W związku z tym od 1948 roku prowadzono działania na rzecz kolektywizacji i uspołecznienia ziemi. Zlikwidowano reaktywowaną po wojnie działalność wielu przedwojennych organizacji społeczno-zawodowych i spółdzielni rolniczych, wprowadzając nowe – państwowe.

Celem polityki rolnej państwa była maksymalizacja produkcji środków żywnościowych oraz tworzenie sektora państwowego i spółdzielczego w rol-

nictwie (Pijanowski 1990, 1999, Rajda 1995, Kożuch i in. 2000).

Procesy zmian, jakie wystąpiły wówczas w gospodarce, a zwłaszcza w rolnictwie, postawiły bardzo ściśle wymagania wobec obszarów wiejskich. Funkcje tych obszarów, utożsamiane wyłącznie z głównym źródłem utrzymania ludności zamieszkującej dany obszar, ograniczone były do wytwarzania środków żywnościowych, miejsca zamieszkania i pracy dla ponad 55% ludności kraju oraz rezerwę siły roboczej dla nierolniczych gałęzi gospodarki, lokalizowanych poza terenami wiejskimi.

Pomimo braku zdecydowanych działań na rzecz zmiany struktur agrarnych gospodarstw rodzinnych, państwo w miarę możliwości popierało przedsięwzięcia inwestycyjne na rzecz rozwoju rolnictwa. Służyły temu od początku lat sześćdziesiątych działania w ramach polityki cenowo-dochodowej i polityki strukturalnej, mające na celu wyrównanie dochodów i poziomu życia ludności na wsi i w mieście. Polityka strukturalna miała na celu stworzenie fundamentów pod wzrost produkcji roślinnej i zwierzęcej poprzez prowadzenie przedsięwzięć melioracyjnych, scaleniowych, budownictwa inwentarskiego, jak również budowę (tylko niektórych) urządzeń infrastruktury technicznej wsi – głównie elektryfikacji, zaopatrzenia w wodę oraz sieci dróg lokalnych.

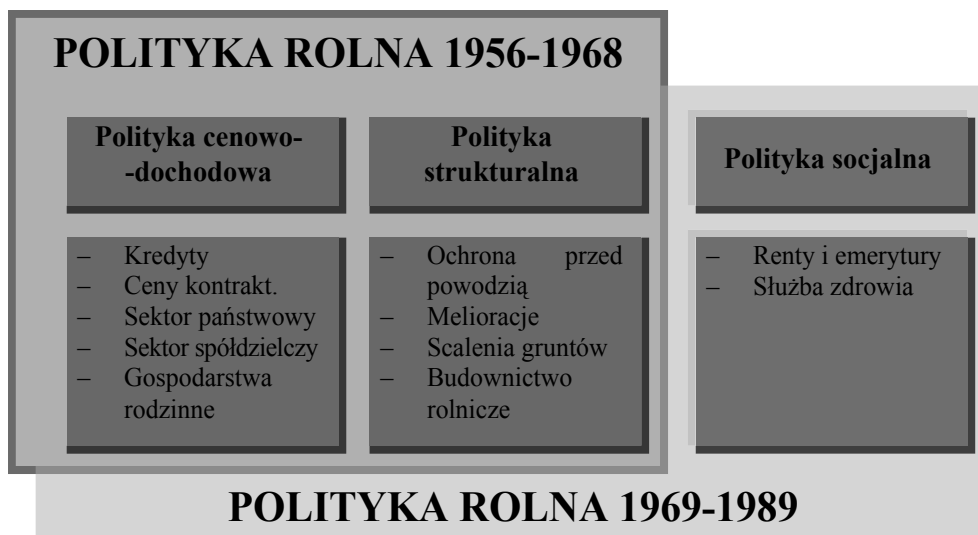
Podstawowymi inwestycjami, które służyły rozwojowi produkcji rolniczej, były melioracje wodne. Miały one za zadanie głównie włączenie do produkcji rolnej obszarów nieużytecznych i poprawę stosunków wodno-powietrznych gleb za pomocą drenowań oraz ochronę terenów rolniczych przed powodzią.

Oprócz melioracji, w ramach polityki strukturalnej wykonano po wojnie przeszło 4 mln ha scaleń i wymiany gruntów rolnych (ustawa o scaleniach – 1968 r.). Scalenia poprawiały rozłóg działek, ułatwiały prowadzenie prac mechanizacyjnych i powodowały obniżanie kosztów gospodarowania. Prace te nie były jednak skoordynowane z robotami wodno-melioracyjnymi, a ich skutek dla poprawy struktury gospodarstw indywidualnych był stosunkowo mały. Prace scaleniowe obejmowały do końca lat siedemdziesiątych głównie te wsie, w których łączny obszar użytków rolnych, stanowiących własność Państwowego Funduszu Ziemi, wynosił ponad 10%. Po scaleniu działek oddanych państwu za rentę lub gospodarstw upadłych obszar scalony włączano do Państwowych Gospodarstw Rolnych, Spółdzielni Produkcyjnych lub Kółek Rolniczych. Przedsięwzięcia te były więc narzędziem koncentracji

i upaństwowienia ziemi, a ich pozytywny skutek dla poprawy struktury gospodarstw indywidualnych był stosunkowo mały (Pijanowski 1999, 2005).

Na przełomie lat sześćdziesiątych i siedemdziesiątych do polityki rolnej wprowadzono na wsi zręby polityki socjalnej, czyli bezpłatną opieką lekarską oraz możliwości uzyskiwania rent i emerytur przez stan chłopski. Zakres przedsięwzięć realizowanych w ramach polityki rolnej państwa przedstawia schematycznie rysunek 1.

Na potrzeby polityki strukturalnej, czyli na rzecz gospodarki wodnej i melioracji, scaleń gruntów i budownictwa rolniczego pracowało wówczas w administracji, biurach projektowych i przedsiębiorstwach ponad 400 tys. osób. Branża ta dziś istnieje w formie szczątkowej. Cechą charakterystyczną dla przedsięwzięć realizowanych w ramach polityki strukturalnej był brak



RYСУNEK 1. Zakres przedsięwzięć realizowanych w ramach polityki rolnej na obszarach wiejskich w Polsce w latach 1956–1968 oraz 1969–1989

FIGURE 1. The scope of enterprises implemented in the framework of the agricultural policy on rural areas in 1956–1968 and 1969–1989

koordynacji oraz przywiązywanie zbyt małej uwagi do ekologicznych funkcji obszarów wiejskich.

Podczas gdy w rozwiniętych krajach Europy Zachodniej w ostatnich pięćdziesięciu latach zakres melioracji ulegał systematycznej zmianie i od początku lat sześćdziesiątych służył rozwojowi wsi i rolnictwa (Flury 1987, Pijanowski 1990, Magiel 2000), to w Polsce panował w tym względzie zastój, pomimo iż zmianom uległy warunki gospodarowania (np. mechanizacja robót) i stan środowiska. Można jednak przyjąć hipotezę, że u podstaw stagnacji leżały założenia polityczne, zgodnie z którymi rolnictwo miało się opierać docelowo na wielkoobszarowych gospodarstwach państwowych i spółdzielczych. Z założeniami tymi nie była w sprzeczności – wobec ciągłego niedoboru środków żywnościowych na rynku – dążność do wzrostu plonów, dzięki czemu melioracje, scalenia, w tradycyjnym rozumieniu, popierano i dotowano.

Na początku lat siedemdziesiątych nastąpiło ożywienie gospodarcze, szczególnie na obszarach o walorach przyrodniczych w związku z wprowadzeniem ich funkcji uzdrowiskowo-turystycznej.

Znaczenie obszarów wiejskich w aspekcie planowania przestrzennego. Do 1989 roku obszary wiejskie przeznaczone były głównie na wytwarzanie środków żywnościowych. Problematyka wsi i rolnictwa przedstawiana była pod widocznym wpływem poglądów ukształtowanych w warunkach chronicznego niedoboru produktów żywnościowych. Dominowała opcja maksymalizacji produkcji, nie zaś ekonomicznego wyniku produkcji. Problemy opłacalności i konkurencyjności produkcji żywności nie

były wystarczająco analizowane, a przynajmniej wyniki takich studiów nie były odpowiednio propagowane i wykorzystywane (Pijanowski 1990, Kołodziejski 1995).

Regiony zdominowane przez wysoko dotowane PGR-y traktowano jako swoiste enklawy postępu rolnego i dobrobytu wsi. Problemy dostrzegano tam raczej w sferze konfliktów funkcjonalnych i w naruszaniu równowagi środowiska (chemizacja rolnictwa, wielotysięczne fermy hodowlane) niż w sferze ekonomicznych aspektów produkcji żywności i funkcjonowania gospodarki wiejskiej. Problem niskiej konkurencyjności gospodarki rolniczej w niektórych regionach był już jednak zauważalny. Jej tłem i przyczyną były, jak sądzono, przede wszystkim niekorzystne warunki agrotechniczne, słabe wyposażenie infrastrukturalne oraz niski poziom kwalifikacji zawodowych rolników.

Okres po 1989 roku. Zmiany społeczno-polityczne, jakie dokonały się w Polsce w 1989 roku, zapoczątkowały proces wdrażania mechanizmów rynkowych w miejsce nakazowo-rozdziałowego systemu zarządzania gospodarką narodową. Wolny rynek bardzo radykalnie zmienił sektor rolny w Polsce. W okresie 1990–1991, zwanym okresem terapii wolnorynkowej (Kożuch i in. 2000), nastąpiła liberalizacja mechanizmów cenowych (uwolnienie cen), połączona z całkowitym otwarciem polskiej gospodarki na konkurencję zagraniczną, przy równoczesnej likwidacji dotacji do produktów rolno-żywnościowych.

Recesja gospodarcza w latach 1990–1992 spowodowała drastyczne obniżenie dochodów realnych ludności rolniczej na obszarze całego kraju.

W 1992 roku stanowiły one zaledwie 53% dochodów z 1989 roku i były niższe ze wszystkich pozostałych sektorów polskiej gospodarki. Zmniejszenie się realnych dochodów w rolnictwie stanowiło, obok bardzo drogiego kredytu oraz zadłużenia rolnictwa, istotną barierę dla modernizacji gospodarstw rolnych (Kozuch i in. 2000).

Zmiany ustrojowe i polityka antyinflacyjna realizowana od 1990 roku oznaczały radykalne pogorszenie i zmianę sytuacji w rolnictwie i w jego otoczeniu. Przykładem mogą być dotacje do postępu biologicznego, oświaty rolniczej, inwestycji melioracyjnych i scaleń, które w latach 1965–1989 były na poziomie tylko 5%. Do 1995 roku politykę rolną charakteryzowała liberalizacja mechanizmów cenowych, połączona z otwarciem polskiej gospodarki na konkurencję zagraniczną, likwidacja dotacji do produktów rolno-żywnościowych, gwałtowny spadek wsparcia producentów rolnych, a także podejmowanie doraźnych przedsięwzięć zamiast wykreowania polityki rolnej jako polityki sektorowej. Po tym okresie, charakterystycznym dla polityki rolnej, nastąpiło nieznaczne wzmocnienie ochrony producentów rolnych przed konkurencją zagraniczną oraz tworzenie agencji rządowych, za których pośrednictwem państwo oddziaływało na sektor rolny.

Należy tu także dodać, iż środki finansowe, służące realizacji polityki rolnej, pochodziły w tym okresie z budżetu państwa i stanowiły zaledwie 18,2% dotacji z 1989 roku, z czego około 65–75% tej sumy stanowiły dotacje do ubezpieczeń społecznych (Kozuch i in. 2000).

Po 1989 roku opracowano wiele dokumentów strategicznych, które miały stanowić podstawę dla rozwoju rolnictwa i obszarów wiejskich. Niestety do-

kumenty te i zawarte w nich programy, ze względu na brak środków budżetowych dla ich realizacji, miały raczej znaczenie polityczne i propagandowe niż praktyczne. Opracowany w 1999 roku dokument „Spójna polityka strukturalna rozwoju obszarów wiejskich i rolnictwa”, w którym wykorzystano doświadczenia AGENDY 2000 UE, a więc działań Wspólnoty na rzecz zrównoważonego rozwoju wsi, ze szczególnym naciskiem na jej pozarolnicze aspekty, był dokumentem strategicznym, który wyznaczył kierunki działań w zakresie zmian strukturalnych obszarów wiejskich i rolnictwa w Polsce w okresie przygotowań Polski do członkostwa w UE (MRiGŻ 1999).

Od 1990 roku realizowano kilka programów przedakcesyjnych, dotyczących rozwoju rolnictwa i obszarów wiejskich, które miały na celu przyspieszenie i przygotowanie Polski do wstąpienia do Unii Europejskiej. Były to: trzy programy PHARE, dotyczące pomocy dla rolnictwa w zakresie doradztwa, organizacji i zarządzania, budowy instytucji i operacyjnych programów regionalnych, oraz program SAPARD, przygotowujący akcesję Polski do UE.

Były to ważne i celowe programy. Za niekorzystny uznać należy fakt, że realizowane w całym kraju programy wdrażano przy dużym braku koordynacji, jeśli chodzi o przestrzenne i ekonomiczne oddziaływanie tych inwestycji na rozwój – również w ujęciu ponadlokalnym. Wymienione programy przedakcesyjne zostały przez stronę polską w pełni wykorzystane finansowo. Z całą pewnością zaspokojone zostało przez to wiele lokalnych potrzeb w gminach wiejskich. Trzeba jednak postawić pytanie: Czy przyczyniły się one do realizacji celów

publicznych w prawdziwym tego słowa znaczeniu, czy tylko do partykularnych, krótkowzrocznych lokalnych interesów politycznych?

Podsumowując ten okres, należy postawić zasadnicze pytanie: Czy bez stworzenia całościowych rozwiązań systemowych w zakresie kreowania i realizacji kompleksowego kształtowania obszarów wiejskich uda się Polsce właściwie wykorzystać dużo większe środki dostępne w latach 2007–2013? Chaotyczny rozwój zabudowy, skutkujący nieuzasadnionymi kosztami infrastruktury technicznej, dysproporcje między rozwojem sieci wodociągowej i kanalizacyjnej czy też zamieranie procesów racjonalizacji i ochrony rolniczej i leśnej przestrzeni produkcyjnej to najważniejsze w skali kraju negatywne efekty braku realizacji właściwej polityki strukturalnej w Polsce.

Polityka rolna i rozwój obszarów wiejskich po akcesji do Unii Europejskiej

Przekształcenia na obszarach wiejskich i w rolnictwie stanowią, zgodnie z Narodowym Planem Rozwoju (NPR) na lata 2004–2006, podstawowy kierunek rozwoju społeczno-gospodarczego Polski – głównie z uwagi na ogromne zapóźnienie i problemy socjalne na wsi.

Założenia NPR realizowane są na obszarach wiejskich w naszym kraju w ramach Sektorowego Programu Operacyjnego „Restrukturyzacja i modernizacja sektora żywnościowego oraz rozwój obszarów wiejskich 2004–2006” (SPO-ROL) oraz Planu Rozwoju Obszarów Wiejskich (PROW). Rozwiązywanie

problemów wsi wspierane jest również w ramach innych programów, wśród których najważniejszym jest Zintegrowany Program Operacyjny Rozwoju Regionalnego (ZPORR). Wymienione programy, jak również płatności bezpośrednie są realizowane z powodzeniem na terenie całego kraju. Do końca 2006 roku trafi dzięki pomocy UE na obszary wiejskie Polski ponad 10 mld euro, to jest kilka razy więcej niż przed akcesją.

Podstawą realizacji założeń NPR są konkretne działania, w tym inwestycje w gospodarstwach rolnych, scalenia, melioracje, odnowa wsi, renty strukturalne, wspieranie obszarów o niekorzystnych warunkach gospodarowania, programy rolnośrodowiskowe, zalesienia itp. Bardzo niekorzystne jest ich wdrażanie w istniejących ramach instytucjonalnych i organizacyjnych (przy braku kompetencji) administracji rządowej i samorządowej. Ramy te stanowią, obok świadomości politycznej i społecznej, zasadniczą barierę dla uzyskania właściwego efektu tych działań. Głównie dlatego, że obecnie obowiązujące ramy wdrażania programów UE lub inaczej – instrumenty realizacji polityki strukturalnej w Polsce, kreują sektorowość działania i brak koordynacji (Pijanowski 1999, 2005, Pijanowski J.M. 2003).

Wycinkowe, wąskie oraz nieskoordynowane działania inwestycyjne skutkują zwykle wycinkowym i nie zawsze spójnym z innymi działaniami efektem. Niestety taki model postępowania praktykowany jest przy realizacji inwestycji na obszarach wiejskich w Polsce. Najlepszym przykładem mogą być melioracje wodne i scalenia gruntów wykonywane w różnych okresach. Również infrastruktura techniczna i regulacja

własności gruntów na terenie wiejskich jednostek osadniczych są działaniami rzeczowo i czasowo nieskoordynowanymi. W konsekwencji powstaje przestrzennie i ekonomicznie nieuzasadniony bezład. Dotyczy to głównie terenów zabudowanych, niebędących przez to powszechnie atrakcyjnymi miejscami do zamieszkania i do inwestowania.

Wymagane kierunki rozwoju obszarów wiejskich w Polsce

Funkcje i kierunki rozwoju. Zaczęty w Polsce w 1990 roku proces zmian społeczno-politycznych, jak również wyniki badań naukowych w zakresie rozwoju obszarów wiejskich, szczególnie w ramach współpracy z Politechniką Federalną w Zurychu w latach 1980–2002, wykazały konieczność nowego spojrzenia na problematykę rozwoju wsi i rolnictwa (Flury 1987, Pijanowski 1990).

W obecnych warunkach społeczno-gospodarczych obszary wiejskie pełnią więcej i bardziej różnorodnych funkcji niż do 1999 roku. Najważniejsze z nich to:

- miejsce zamieszkania i przestrzeń życiowa ludności nierolniczej,
- rozwój rzemiosła, drobnego przemysłu i usług,
- powstanie nowych miejsc pracy poza rolnictwem,
- połączenia komunikacyjne różnych regionów,
- rozwój turystyki, agroturystyki, rekreacji i sportu,
- buforowanie i filtracja zanieczyszczeń powietrza,

- deponowanie i wykorzystywanie odpadów przemysłowych i komunalnych,
- ekologiczna kompensacja obciążeń i zaburzeń naturalnych układów przyrodniczych.

Należy tu także dodać, że w okresie ostatnich piętnastu lat nastąpiła modyfikacja pojęcia funkcji terenu. W nowym ujęciu funkcja terenu jest to sposób, w jaki jest on użytkowany do produkcji dóbr materialnych oraz przeznaczony na inne cele, według stopnia zaspokajania potrzeb społecznych (Kołodziejski 1995, Pijanowski 1999). Jest rzeczą oczywistą, że rozdzielenie funkcji tradycyjnych od nowych nie jest możliwe, stanowią one jedną całość i prowadzić będą w przyszłości do aktywizacji terenów wiejskich.

Do spełnienia wszystkich wymienionych funkcji i zadań tereny wiejskie muszą być przygotowane w sensie odpowiedniego ukształtowania czynników przyrodniczych i własnościowych oraz infrastruktury technicznej i socjalnej. Powinny służyć temu przede wszystkim: planowanie przestrzenne, inżynieria środowiska, jak również właściwa polityka gospodarcza, a szczególnie polityka rolno-państwa. Innymi słowy, musi to być rozwój wielofunkcyjny i zrównoważony. Aby spełniał te zasady i kryteria, musi dotyczyć gospodarki wraz z restrukturyzacją sektora rolnego, osadnictwa wraz z infrastrukturą techniczną i socjalną oraz ochrony środowiska.

Planowanie przestrzenne a rozwój obszarów wiejskich. Duże znaczenie dla rozwoju obszarów wiejskich w Polsce ma właściwe planowanie przestrzenne, w którym uwzględniona będzie koncepcja rozwoju obszarów wiejskich.

Ustawa o zagospodarowaniu przestrzennym, współzależna z pakietem ustaw o ustroju terytorialnym państwa, umacnia spolaryzowany dwubiegunowo system funkcjonowania polityki przestrzennej, w którym:

- polityka przestrzenna gmin, oparta na planach zagospodarowania przestrzennego, prowadzona jest autonomicznie i samodzielnie przez samorządy lokalne (gminy) jako jej podmioty,
- polityka przestrzenna zagospodarowania kraju jest ogniwem wiążącym współzależnie politykę zagospodarowania przestrzennego gmin, powiatów, województw oraz koncepcje polityki sektorowej naczelnych i centralnych organów administracji państwowej.

Możliwości przekształceń w rolnictwie polskim i wiążące się z tym formy gospodarki przestrzennej są ściśle powiązane zarówno z ogólnymi procesami rozwoju kraju, jak i wpływem powiązań z Unią Europejską. Dalsza integracja z Unią Europejską będzie miała duży wpływ na zmniejszenie liczby rodzinnych gospodarstw rolnych oraz zwiększenie ich powierzchni, co w dłuższej perspektywie radykalnie zmniejszy liczbę zatrudnionych bezpośrednio w produkcji rolniczej.

W koncepcjach i programach integracyjnych należy uwzględnić występujące duże zróżnicowania regionalne. Wywołują one potrzeby zróżnicowanej polityki zarówno w stosunku do przestrzeni przyrodniczej, jak i przestrzeni społeczno-gospodarczej. Jedno z całą stanowczością należy stwierdzić, że w aktualnej ustawie o zagospodarowaniu przestrzennym nie wypracowano przepi-

sów wykonawczych wielofunkcyjnego i zrównoważonego rozwoju obszarów wiejskich (Kołodziejcki 1995, Pijanowski 1999).

Inżynieryjne kształtowanie środowiska a rozwój obszarów wiejskich w Polsce

Podstawowym warunkiem, który musi być spełniony przy konstruowaniu koncepcji i programów rozwoju wsi czy gmin wiejskich, jest godzenie interesów indywidualnych, społecznych, ekonomicznych i ekologicznych. Znane są dwa fundamentalne podejścia do rozwiązywania tego problemu – podejście dedukcyjne i systemowe (Schmid i Flury 1984, Pijanowski 1990). W rozwiązywaniu problematyki kształtowania środowiska i rozwoju obszarów wiejskich należy stosować podejście systemowe, ponieważ pozwala ono traktować złożone problemy rozwoju jako spójny system elementów wzajemnie na siebie oddziałujących.

System celów i przedsięwzięć inwestycyjnych. Przy ustalaniu założeń systemu celów i przedsięwzięć inwestycyjnych na rzecz rozwoju wsi oraz kształtowania i ochrony środowiska przyrodniczego należy wykorzystać metodę znaną w literaturze światowej pod nazwą „system engineering” (Schmid i Flury 1984). Technika inżynierii systemowej jest jednym ze sposobów, a więc wzorców myślenia, służących do kompleksowego rozwiązywania problemów. Nie może ona zastąpić wiedzy zawodowej, znajomości sytuacji, psychologii, etyki, polityki czy fantazji, jest jednak metodą pozwalającą wykorzystać

te wiadomości i umiejętności w sposób pełny i efektywny. Rozwiązania problemów trudnych, różnorodnych i złożonych wymagają zastosowania techniki systemowej i dopiero przy jej pomocy rozwiązania te mogą być właściwe i oryginalne, w odróżnieniu od problemów prostych, których rozwiązania należą do zadań rutynowych o standardowych metodach ich rozwiązywania.

Kierując się przyjętymi założeniami, w proponowanym systemie celów dla kształtowania i rozwoju obszarów wiejskich tematycznie należy wyodrębnić cel nadrzędny, cele główne, podcele i cele częściowe. W przyjętej metodyce system celów rozgałęzia się aż do momentu, gdy trudno jest właściwie rozróżnić cele od sposobów ich realizacji (przedsięwzięć). Pomiedzy celami częściowymi mogą powstawać różne zależności. Cele te mogą być bądź sprzeczne i konkurować ze sobą, bądź wzajemnie się uzupełniać (być komplementarne).

Opracowanie systemu celów służy uporządkowaniu potrzeb (przedsięwzięć) i propozycji mieszkańców, względnie administracji samorządowej. Następnie usystematyzowanie ich według ważności potrzeb oraz kierunku i zakresu działania stanowi podstawę planowania i działań dla ich realizacji. Oprócz propozycji mieszkańców, samorządu i podmiotów gospodarujących, przy ustalaniu systemu celów uwzględnia się zarówno problematykę zawartą w planach zagospodarowania przestrzennego (plany miejscowe), jak i zasoby środowiska przyrodniczego, innymi słowy wszystko to, co może mieć wpływ na zmianę i polepszenie istniejących warunków.

Celem nadrzędnym, dotyczącym kształtowania i rozwoju terenów wiejskich jest ich zrównoważony i wielofunkcyjny rozwój. Aby rozwój był zrównoważony, dotyczyć musi równocześnie gospodarki, osadnictwa i ochrony środowiska przyrodniczego. Te trzy obszary działań stanowią cele główne rozwoju. Szczegółowe sprecyzowanie celu nadrzędnego, celów głównych, podcelów oraz celów częściowych ujmuje się w schemat, obejmujący pełny zakres proponowanych przedsięwzięć w formie „systemu celów”. Dla oceny wzajemnego oddziaływania celów sporządza się macierz konfliktów (Schmid i Flury 1984).

Dyscyplina naukowa
„kształtowanie środowiska”
a problematyka rozwoju obszarów wiejskich

Powstanie w Polsce w latach 1953–1955 na uczelniach rolniczych wydziałów melioracji wodnych, a później oddziałów geodezji urządzeń rolnych wiązało się z kształceniem kadry inżynierskiej w zakresie melioracji wodnych i geodezji rolnej. Specjaliści ci byli odpowiedzialni za projektowanie, wykonawstwo i eksploatację urządzeń wodno-melioracyjnych oraz wykonywanie podkładów geodezyjnych, ewidencję gruntów i prowadzenie prac scaleniowych. Przedsięwzięcia te, wchodzące w zakres „polityki strukturalnej”, będącej częścią „polityki rolnej” wykonywane do 1990 roku na dużą skalę, miały przede wszystkim za zadanie stabilizację i wzrost produkcji rolniczej (Pijanowski 1990, 2005).

Zmiany polityczno-społeczne, jakie nastąpiły w Polsce po 1989 roku, jak również współpraca nauki polskiej

z nauką europejską (Niemcy, Austria, Holandia, Szwajcaria) spowodowały bardzo szybkie zmiany jakościowe w tym zakresie. W 1992 roku w obrębie nauk rolniczych w miejsce dyscypliny naukowej „melioracje wodne” powstała nowa dyscyplina „kształtowanie środowiska”, której zakres obejmuje:

- cele, metody i sposoby, służące zrównoważonemu rozwojowi wsi i rolnictwa,
- przewidywanie skutków działalności gospodarczej w środowisku,
- poprawę stanu środowiska przyrodniczego.

Podejmując się określenia zakresu problemowego dyscypliny naukowej „kształtowanie środowiska”, należy stwierdzić, że posiada ona znacznie bardziej poszerzony zakres problemowy i rzeczowy pola badawczego i użytecznego niż miała dyscyplina „melioracje wodne” (Rajda 1995, Somorowski 1994).

W ujęciu węższym dyscyplina „kształtowanie środowiska”, wykorzystując nauki inżynierskie, obejmuje problematykę rozwoju środków technicznych, biologicznych i strukturalnych, służących działalności człowieka w środowisku przyrodniczym i przestrzeni wiejskiej, a w szczególności określającą:

- metodologię postępowania,
- diagnozę i opis stanu technicznego,
- techniczno-ekonomiczne i społeczne warunki realizacji przedsięwzięć,
- metody kontroli efektów podejmowanych działań.

W obrębie dyscypliny „kształtowanie środowiska” podstawowym obiektem działań jest środowisko, natomiast technika i nowe sposoby realizacji, jakkolwiek ważne, są tylko środkiem,

sposobem zachowywania, użytkowania i kształtowania środowiska przyrodniczego.

Powstanie nowej dyscypliny naukowej „kształtowanie środowiska” stanowiło podstawę restrukturyzacji wydziałów melioracji wodnych, które przyjęły nową nazwę – Inżynierii Środowiska i Melioracji (Geodezji) lub Inżynieryjnego Kształtowania Środowiska. Wydziały te są odpowiedzialne za rozwój obszarów wiejskich. Prezentowane wyniki badań w tym zakresie świadczą, że nauka przygotowana jest metodycznie do realizowania w praktyce problematyki zrównoważonego rozwoju.

Praktyczne kształtowanie środowiska jest realizacją przedsięwzięć techniczno-przyrodniczych z zakresu inżynierii środowiska na bazie planowania przestrzennego i systemu celów, które decydują o zrównoważonym rozwoju obszarów wiejskich.

Potrzeby organizacyjne i prawne w zakresie kształtowania i rozwoju

Odpowiadając na postawione w metodyce pytanie: Czy możliwa jest właściwa realizacja założeń polityki strukturalnej UE na obszarach wiejskich w Polsce? – analizując rodzaj i zakres przedsięwzięć inwestycyjnych wykonywanych w ramach polityki rolnej na obszarach wiejskich w Polsce, a szczególnie realizację programu SAPARD i II filaru Wspólnej Polityki Rolnej (PROW i SPO), odpowiedź jest jednoznacznie negatywna.

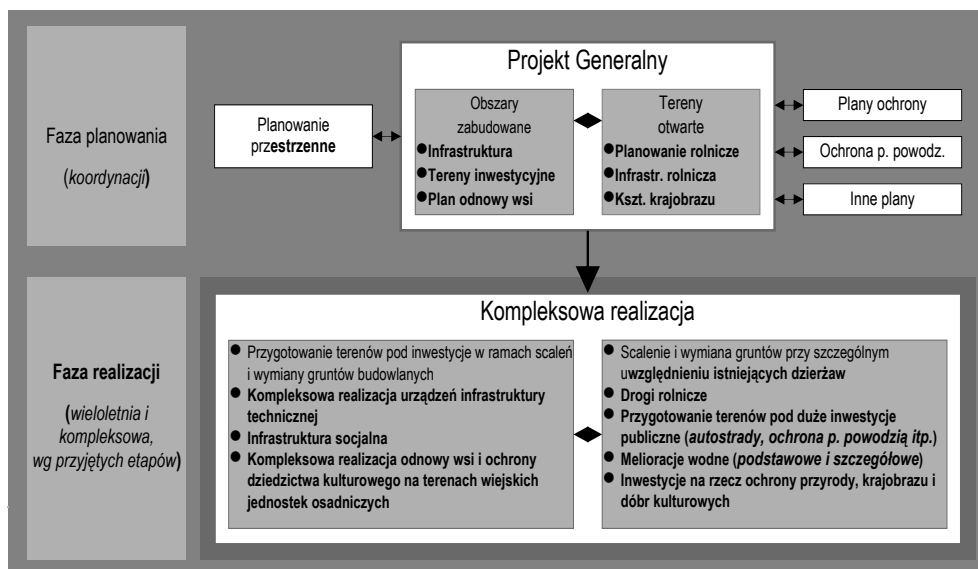
W Polsce, na wzór wiodących krajów Europy, brak jest nowoczesnego procesu inwestycyjnego rozwiązującego problematykę rozwoju obszarów wiejskich

w obszarach: gospodarki ze szczególnym uwzględnieniem rolnictwa, osadnictwa wraz z infrastrukturą oraz ochrony środowiska. Dlatego proponuje się stworzenie procesu inwestycyjnego pod roboczą nazwą „Postępowanie dla kształtowania i rozwoju obszarów wiejskich”. Nowy proces inwestycyjny musi być ściśle skoordynowany z miejscowymi planami zagospodarowania przestrzennego, realizować przewidziane funkcje terenu i składać się z dwóch faz – planowania i realizacji (Pijanowski J.M. 2003) – rysunek 2.

Ramy instytucjonalne nowego procesu inwestycyjnego oparte powinny być na samorządzie województwa, w którego kompetencjach znajduje się polityka strukturalna dotycząca rozwoju obszarów wiejskich i rolnictwa oraz polityka regionalna. Urzędom marszałkow-skim podległe są zarówno wojewódzkie

Zarządy Melioracji i Urzędów Wodnych, jak i Wojewódzkie Biura Geodezji i Terenów Rolnych. Należy zaznaczyć, iż obecnie rola tych instytucji jest marginalna. Jednostki te powinny być połączone organizacyjnie i merytorycznie w ramach nowej jednostki Wojewódzkiej Dyrekcji dla Kształtowania i Rozwoju Obszarów Wiejskich. Instytucja ta podlegałaby samorządowi województwa i pełniłaby funkcję koordynatora i wykonawcy działań na rzecz rozwoju obszarów wiejskich.

Równie istotne jak ramy organizacyjne czy finansowe nowego procesu inwestycyjnego są odpowiednie ramy prawne. Istniejące ustawy i rozporządzenia o melioracjach wodnych czy scaleniach nie są adekwatne do obecnych potrzeb. Dlatego dzisiaj w Polsce na wzór ustawodawstwa niemieckiego lub



RYSUNEK 2. Schemat nowego „Postępowania dla kształtowania i rozwoju obszarów wiejskich” oraz jego powiązania z wybranymi opracowaniami planistycznymi

FIGURE 2. The scheme of the new ”Procedure for shaping and development of rural areas” and its linkage with chosen planning compilations

szwajcarskiego potrzebna jest ustawa, która całościowo, w jednym procesie inwestycyjnym rozwiązywałaby zagadnienia rozwoju obszarów wiejskich. W 1995 roku w Akademii Rolniczej w Krakowie opracowano wstępny projekt ustawy o kształtowaniu i rozwoju obszarów wiejskich. Ustawa ta z przyczyn zmian personalnych w Ministerstwie Rolnictwa nie została wprowadzona pod obrady Sejmu.

Podsumowanie

Analiza i ocena metodyki postępowania oraz rodzaju przedsięwzięć inwestycyjnych realizowanych w ramach polityki rolnej dla rozwoju rolnictwa i obszarów wiejskich w latach 1944–2004 wykazała zasadnicze różnice w prowadzeniu tej problematyki w porównaniu do wiodących krajów Europy Zachodniej. Należy stwierdzić, iż podstawą tych różnic była realizacja celów politycznych. Do 1990 roku celem polityki rolnej państwa była maksymalizacja produkcji środków żywnościowych oraz tworzenie sektora państwowego i spółdzielczego w rolnictwie. Natomiast w Europie zachodniej wspierano rozwój gospodarstw rodzinnych (towarowych) i rozwój obszarów wiejskich. Po 1990 roku, aż do chwili akcesji z UE, polska polityka rolna nie miała właściwego wsparcia materialnego. W okresie tym zupełnie pominięto politykę strukturalną, która stanowi fundament rozwoju obszarów wiejskich.

Propozycja wykorzystania inżynierii systemowej w celu tworzenia programów inwestycyjnych dla zrównoważonego rozwoju wsi i rolnictwa oraz stworzenie

nowych ram prawnych i organizacyjnych w celu powołania wojewódzkich zarządów dla „kształtowania rozwoju obszarów wiejskich” jest jedyną i właściwą nową propozycją, niepraktykowaną dotychczas w Polsce.

Wprowadzenie nowego procesu inwestycyjnego i utworzenie Wojewódzkich Zarządów ds. Kształtowania i Rozwoju Obszarów Wiejskich oraz prywatnych i/lub komunalnych przedsiębiorstw wykonawczych spowodowałoby powstanie docelowo na obszarach wiejskich około 300 tys. nowych miejsc pracy, a włączając w to zaplecze materiałowo-techniczne, jak żywirownie czy transport – jeszcze więcej.

Wydziały inżynierii środowiska i geodezji uczelni rolniczych w Polsce są w pełni przygotowane do kształcenia wysoko wykwalifikowanych kadr, zajmujących się nowoczesnym kształtowaniem i rozwojem obszarów wiejskich w Polsce i w Europie.

Najbardziej oczekiwanym pozytywnym efektem będzie jednak możliwe pełna absorpcja środków UE i ich właściwe wykorzystanie. Tylko możliwe pełne wykorzystanie tych środków na realizację merytorycznych programów spowodować może założony efekt w postaci szybkiego rozwoju obszarów wiejskich w Polsce, jak podkreślał podczas swojej ostatniej wizyty w Warszawie Franz Fischler – komisarz ds. rolnych UE (Fischler 2000). Można zaryzykować stwierdzenie, że wprowadzenie w życie nowego procesu inwestycyjnego to, po reformie samorządowej i stabilizacji wzrostu rozwoju gospodarczego, „trzecie koło zamachowe” rozwoju Polski.

Powszechne wprowadzenie nowego procesu inwestycyjnego zaowocowałoby

niewątpliwie również w sferze niematerialnej. Chodzi o takie wartości, jak:

- wkład w rozwój cywilizacyjny polskiej wsi,
- aktywizacja społeczności wiejskich dla nowej wspólnej idei,
- porządek przestrzenny,
- efektywniejszy wkład w ochronę przyrody, krajobrazu i wartości kulturowych.

Powyższe wartości wpłyną na postępowanie wsi i środowisk lokalnych zarówno z zewnątrz, jak i od wewnątrz, czyli na poczucie więzi i dumy ze swojej małej ojczyzny. Nowy proces inwestycyjny spowoduje jednak przede wszystkim rozwój wsi, co jest faktem dokonanym w krajach, które od niedawna są naszymi partnerami w poszerzonej UE.

Literatura

- FISCHLER F. 2000: Ländliche Entwicklung im 21. Jahrhundert. Zukunft und Entwicklung ländlicher Räume. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung* 3: 112–120.
- FLURY U. 1987: Gesamtmeliorationen nach Mass in Polen und in der Schweiz. *Zesz. Nauk. AR w Krakowie* 205, Sesja Naukowa: 67–97.
- KOŁODZIEJSKI J. 1995: Założenia koncepcji polityki przestrzennego zagospodarowania kraju „POLSKA 2000 PLUS”, Sympozjum Naukowe „Polityka regionalna w rozwoju obszarów wiejskich”. SGGW, Warszawa.
- KOŻUCH A., KOŻUCH B., KUTKOWSKA B. 2000: Polska polityka rolna u progu XXI wieku. Nauka-Edukacja.
- MAGEL H. 2000: Dorferneuerung – Modell für Eigeninitiative und Zukunftsoffenheit. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung* 6: 274–278.
- Ministerstwo Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej, 1999. Spójna polityka strukturalna rozwoju obszarów wiejskich i rolnictwa. Warszawa.
- PIJANOWSKI J.M. 2003: Das Gestaltungsverfahren für die Entwicklung des ländlichen Raums. Ein Ansatz zur koordinierten Gestaltung räumlicher Strukturen im ländlichen Raum Polens. Doktorat, Institut für Raum-

und Landschaftsentwicklung ETH Zürich, Zürich.

- PIJANOWSKI Z. 1990: Prace naukowo-badawcze i projektowe w ramach planowanych melioracji kompleksowych na obiekcie Trybsz. *Zesz. Nauk. AR w Krakowie* 238, Sesja Naukowa 45: 175–191.
- PIJANOWSKI Z. 1999: Kształtowanie i rozwój obszarów wiejskich w Polsce. Konferencja SITWM Warszawa „Współczesne problemy melioracji, gospodarki wodnej, kształtowania i ochrony przestrzeni rolniczej w Polsce a wymogi Unii Europejskiej”. Warszawa: 15–20.
- PIJANOWSKI Z. 2005: Entwicklung des ländlichen Raums in Polen, *Agrarische Rundschau*, Herausgeber. *Ökosoziales Forum Österreich* 2: 29–34.
- RAJDA W. 1995: Kształtowanie terenów wiejskich. *Zesz. Nauk. AR w Krakowie* 298, Sesja Naukowa 45: 9–21.
- SCHMID W., FLURY A. 1984: Systemtechnisches Vorgehen in der Güterzusammenlegung. Verlag der Fachvereine Zürich.
- SOMOROWSKI Cz. 1994: O zakresie problemowym dyscypliny naukowej kształtowania środowiska. Materiały konferencyjne, Poznań.

Summary

Development of rural areas in Poland and a scientific discipline "environmental development". The paper analyses and evaluates the state of art of development of rural areas in Poland in the view of structural policy as a part of agricultural policy in 1918–2006. The performed analysis was the basis for defining the most urgent activities within the scope and for presenting the importance of the scientific discipline "Environmental Development" for the development of rural areas. The study presents the methodology, organizational and legal needs required to create a new investment process for improved development of rural areas.

Author's address:

Zenon Pijanowski
Akademia Rolnicza
Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska
al. Mickiewicza 24/28, 30-059 Kraków
Poland

Halina KLIMCZAK¹, Barbara WIATKOWSKA²

¹ Instytut Geodezji i Geoinformatyki, Akademia Rolnicza we Wrocławiu
Institute of Geodesy and Geoinformatics, Agricultural University, Wrocław

² Agencja Restrukturyzacji i Modernizacji Rolnictwa
The Agency for Restructuring and Modernisation of Agriculture

Analiza struktury obszarowej gospodarstw wsi Biadacz ze względu na rozwój rolnictwa ekologicznego*

The analysis of farm structure of villages Biadacz from the point of development of ecological agriculture

Słowa kluczowe: struktura obszarowa gospodarstw, szachownica gruntów, rolnictwo ekologiczne

Key words: area structure of farms, the land strip pattern, ecological farms

Wprowadzenie

Niekorzystne zmiany w rolnictwie oraz w jakości produktów rolnych zaczęto obserwować już na początku XX wieku (Górny 2005). Duży wpływ chemii rolnej, weterynaryjnej i spożywczej spowodował, że zaczęto poszukiwać nowych metod gospodarowania, opartych na wykorzystaniu naturalnych procesów zachodzących w gospodarstwie (Sazońska 2004). Jedną z takich form jest rolnictwo ekologiczne, oparte na środkach pochodzenia biologicznego i mineralnego, nie-

przetworzonych technologicznie (Szoszkiewicz 1999).

W Polsce gospodarstwa ekologiczne mają dużą możliwość rozwoju. Wynika to głównie z tego, że zużycie nawozów mineralnych i środków ochrony roślin w stosunku do innych państw europejskich jest znacznie niższe (Tyburski 2004).

Ważna jest również, ze względów ekologicznych, lokalizacja takich gospodarstw (Sołtysiak 1993, Krasowicz 1996, Szoszkiewicz 1999). Stąd też opracowano pewne zasady i wytyczne związane z sąsiedztwem i otoczeniem gospodarstw. Szczególną uwagę należy zwrócić na emitery pyłów, zwałowiska odpadów metalonośnych, ферmy zwierzęce, cieki z wodą pozaklasową, tak aby wykluczyć możliwość wpływu zanieczyszczeń. Gospodarstwa ekologiczne powinny być oddalone od drogi o dużym natężeniu ru-

*Praca naukowa finansowana ze środków budżetowych na naukę w latach 2005–2008 jako projekt badawczy Nr 4 T12E 02128.

chu co najmniej o 100 m oraz ogrodzone żywopłotem.

Należy również ograniczyć migrację szkodników i czynników chorobotwórczych na uprawy ekologiczne z otaczających je gospodarstw prowadzonych metodami konwencjonalnymi (Tomalak i in. 2004). Taka sytuacja może mieć miejsce, gdy struktura obszarowa gospodarstwa ekologicznego będzie charakteryzowała się dużym stopniem rozdrobnienia. Wskaźnik ten mówi o liczbie działek w gospodarstwie, która jest bardzo ważną cechą organizacji terytorium gospodarstwa (Hopfer i Urban 1984). Właściciele istniejących już gospodarstw powinni podejmować działania w celu scalenia gruntów, natomiast przy projektowaniu nowych gospodarstw ekologicznych szczególną uwagę należy zwrócić na układ przestrzenny rozłogu gruntów. Każdy rozłóg ziemi składa się z kilku działek. Rozłóg składający się tylko z jednej działki stwarza warunki bardziej sprzyjające lepszej organizacji danego gospodarstwa. Gospodarstwo składające się z wielu działek powoduje tzw. szachownicę gruntów (Harasimowicz 1997). Niewłaściwie uformowany i rozmieszczony rozłóg gruntów gospodarstwa może doprowadzić do obniżenia dochodu z gospodarstwa oraz zmniejszenia jego wartości użytkowej nawet do 30% (Hopfer 1991).

Celem pracy jest analiza struktury obszarowej gospodarstw konwencjonalnych we wsi Biadacz i stwierdzenie, czy sprzyja ona przedstawianiu gospodarstw na metody ekologiczne w całej miejscowości. Przeprowadzona zostanie również analiza struktury istniejących

na obszarze wsi czterech gospodarstw ekologicznych i ich ocena ze względu na zalecane warunki odnośnie do struktury przestrzennej.

Charakterystyka obiektu badawczego

Wieś Biadacz zlokalizowana jest w gminie Kluczbork, położonej w północnej części województwa opolskiego, w odległości około 45 km od miasta Opole. Gmina Kluczbork ma charakter rolniczo-przemysłowy. Strukturę gruntów w gminie Kluczbork i wsi Biadacz przedstawia tabela 1, z której wynika, że w obrębie wsi Biadacz użytki rolne stanowią 94,4% ogółu gruntów, w tym: 84,5% grunty orne, 9,4% łąki i pastwiska, 0,5% sady, a 2,5% lasy. Pod względem klas bonitacyjnych w grupie gruntów ornych dominują gleby średnie kl. IVa i IVb (67,0%), gleby bardzo dobre kl. II, IIIa i IIIb stanowią 24,0%, a gleby słabe kl. V i VI – 9,0%.

W „Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego miasta i gminy Kluczbork” (2002) wieś Biadacz w kwestii obszarów preferencyjnych jest terenem przydatnym dla rozwoju funkcji żywieniowej, a w szczególności rozwoju rolnictwa ekologicznego. Ogólny wskaźnik waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej według IUNG jest wysoki i wynosi 81,4 punktów. Korzystną stroną tego obszaru jest małe obciążenie emisjami i zanieczyszczeniami atmosfery.

TABELA 1 Struktura gruntów w gminie Kluczbork i wsi Biadacz
TABLE 1. Land structure in Kluczbork commune and in the village of Biadacz

Rodzaj i klasa użytku Kind and class of land	Gmina Kluczbork Commune Kluczbork	Obręb Biadacz Village of Biadacz
	% ogółu gruntów % of total land	% ogółu gruntów % of total land
Użytki rolne Agricultural land w tym:	71,1	94,4
Grunty orne Arable land	61,9	84,5
klasa II, IIIa i IIIb	23,0	24,0
klasa IVa i IVb	60,0	67,0
klasa V i VI	17,0	9,0
Łąki i pastwiska Meadows and pastures	8,4	9,4
Sady Orchards	0,8	0,5
Lasy Forests	19,1	2,5
Pozostałe Rest	9,8	3,1

Metodyka badań

W celu przeprowadzenia analizy struktury obszarowej wsi Biadacz wykorzystano dane ewidencyjne na podstawie rejestru gruntów i mapę ewidencyjną obrębu. Materiały te zostały udostępnione przez Wydział Geodezji i Gospodarki Nieruchomościami w Kluczborku. Do badań wybrano w sposób celowy gospodarstwa, których grunty zaliczane są do grupy rejestrowej 7.1. Są to grunty należące do osób fizycznych, wchodzące w skład gospodarstw rolnych (Rozporządzenie 2001). Dla ogólnej charakterystyki struktury obszarowej wybrane gospodarstwa zakwalifikowano na podstawie powierzchni całkowitej do następujących grup powierzchniowych: 0,01–1,00 ha, 1,01–3,00 ha, 3,01–5,00 ha, 5,01–7,00 ha, 7,01–10,00 ha, 10,01–15,00 ha, 15,01–20,00 ha, < 20,01 ha.

Uzyskane wyniki poddano analizie statystycznej. Obliczono miary położenia (miary średnie) oraz dyspersji (zmienności). Za miarę położenia przyjęto średnią arytmetyczną i medianę (wartość środkową), które charakteryzują przeciętny poziom wartości cech. Dla uogólnienia różnic w wartościach badanych wskaźników jako miarę dyspersji przyjęto rozstęp i odchylenie standardowe od średniej.

Następnie dla każdej grupy obszarowej przyjęto następujący zbiór cech diagnostycznych: średnią powierzchnię gospodarstwa, średnią liczbę działek przypadającą na jednostkę rejestrową, średnią powierzchnię działki. Zgodnie z powyższym każda grupa obszarowa charakteryzowana będzie przez 4 wskaźniki badawcze.

Uzyskane wskaźniki dla gospodarstw konwencjonalnych zostaną również porównane pod względem struktury obszarowej z czterema, istniejącymi już we wsi Biadacz, gospodarstwami ekologicznymi.

Do realizacji zamierzonych w pracy celów zastosowano metodę porównawczą.

Analiza otrzymanych wyników

Zebrane dane ewidencyjne zostały opracowane i poddane analizie statystycznej. W tabeli 2 przedstawiono ogólną strukturę obszarową gospodarstw we wsi Biadacz. Wynika z niej, że we wsi Biadacz największy jest udział gospodarstw z grupy obszarowej 1,01–3,00 ha, o łącznej powierzchni 109,97 ha, co stanowi 13,66% analizowanych gospodarstw. Najmniejszy jest udział gospodarstw z dużych grup obszarowych (15,01–20,00 ha i < 20,01 ha) i wynosi on odpowiednio 2 i 5 gospodarstw. Największa liczba działek (134) występuje w grupie obszarowej 1,01–3,00 ha.

Statystykę opisową powierzchni gospodarstw w poszczególnych grupach obszarowych przedstawia tabela 3, z której wynika, że większej średniej odpowiadały większe wartości rozstępu i odchylenia standardowego. Wyjątek stanowiła grupa obszarowa 15,01–20,00 ha, dla której dyspersja wyników była najniższa. Minimalna wartość powierzchni gospodarstwa wyniosła 0,08 ha, a maksymalna 50,08 ha.

W tabeli 4 przedstawiono charakterystykę statystyczną liczby działek w gospodarstwach wsi Biadacz. Wynika z niej, że maksymalna liczba działek (26) wystąpiła w grupie obszarowej < 20,01 ha. Natomiast gospodarstwa złożone z 1 działki wystąpiły zarówno w mniejszych, jak i większych grupach obszarowych, tj. 0,01–1,00 ha, 1,01–3,00 ha, 3,01–5,00 ha oraz 10,01–15,00 ha. Wraz ze wzrostem powierzchni gospodarstw średnia liczba działek w gospodarstwie też była większa.

W tabeli 5 przedstawiono charakterystykę statystyczną średniej powierzchni działki w gospodarstwach we wsi

TABELA 2. Struktura obszarowa gospodarstw we wsi Biadacz

TABLE 2. Area structure of farms in the village of Biadacz

Grupy obszarowe [ha] Area groups	Powierzchnia łączna gospodarstw [ha] Farm area	% ogółu po- wierzchni gospo- darstw % of total farm area	Liczba gospo- darstw Number of farms	Liczba działek Number of plots
0,01–1,00	17,73	2,20	34	60
1,01–3,00	109,97	13,66	59	134
3,01–5,00	115,00	14,28	30	84
5,01–7,00	105,57	13,11	18	90
7,01–10,00	137,02	17,02	17	91
10,01–15,00	142,05	17,64	12	85
15,01–20,00	31,00	3,85	2	28
< 20,01	146,86	18,24	5	76

TABELA 3. Charakterystyka powierzchni gospodarstw w grupach obszarowych we wsi Biadacz

TABLE 3. Characteristic of farm area in area groups in the village of Biadacz

Grupy obszarowe [ha] Area groups	Wartość [ha] Value				Rozstęp Range	Odchylenie standardowe Standard deviation
	min. min.	maks. max.	średnia average	mediana median		
0,01–1,00	0,08	1,00	0,52	0,51	0,92	0,26
1,01–3,00	1,01	2,96	1,86	1,87	1,95	0,54
3,01–5,00	3,01	4,97	3,83	3,74	1,96	0,55
5,01–7,00	5,05	6,96	5,86	5,60	1,91	0,70
7,01–10,00	7,14	9,60	8,06	7,85	2,46	0,83
10,01–15,00	10,1	14,28	11,83	11,93	4,16	1,30
15,01–20,00	15,2	15,71	15,50	15,50	0,42	0,30
< 20,00	20,8	50,08	29,37	24,64	29,20	11,78

TABELA 4. Charakterystyka liczby działek w grupach obszarowych gospodarstw wsi Biadacz

TABLE 4. Characteristic of the number of plots in area groups of farms in the village of Biadacz

Grupy obszarowe [ha] Area groups	Wartość Value				Rozstęp Range	Odchylenie standardowe Standard deviation
	min. min.	maks. max.	średnia average	mediana median		
0,01–1,00	1	5	1,8	1	4	0,92
1,01–3,00	1	7	2,3	2	6	1,35
3,01–5,00	1	5	2,8	3	4	1,29
5,01–7,00	2	7	5,0	5	5	1,53
7,01–10,00	2	11	5,6	5	9	2,33
10,01–15,00	1	11	7,1	7	10	2,40
15,01–20,00	12	16	14,0	14	4	2,82
< 20,01	5	26	15,2	17	21	7,82

Biadacz. Wynika z niej, że minimalna powierzchnia działki wyniosła 0,08 ha i wystąpiła w grupie obszarowej 0,01–1,00 ha. Maksymalna powierzchnia działki wyniosła 14,28 ha i wystąpiła w grupie obszarowej 10,01–15,00 ha. Największa dyspersja wyników widoczna była natomiast dla grupy obszarowej < 20,01 ha i 10,01–15,00 ha

W tabeli 6 przedstawiono porównanie struktury obszarowej gospodarstw we wsi Biadacz w poszczególnych grupach badawczych. Tabela jest zestawieniem średnich powierzchni gospodarstw, liczby i powierzchni działek. W tabeli 6 przedstawiono także strukturę istniejących już na tym obszarze czterech gospodarstw ekologicznych.

TABELA 5. Średnia powierzchnia działki w gospodarstwie we wsi Biadacz

TABLE 5. Average lot area in farm in the village of Biadacz

Grupy obszarowe [ha] Area groups	Wartość Value				Rozstęp Range	Odchylenie standardowe Standard deviation
	min. min.	maks. max.	średnia average	mediana median		
0,01–1,00	0,08	0,93	0,34	0,31	0,85	0,19
1,01–3,00	0,27	2,82	1,05	0,92	2,55	0,63
3,01–5,00	0,66	4,97	1,87	1,46	4,31	1,21
5,01–7,00	0,74	2,92	1,32	1,20	2,18	0,57
7,01–10,00	0,82	4,14	1,64	1,42	3,32	0,80
10,01–15,00	1,16	14,28	2,69	1,75	13,12	3,50
15,01–20,00	0,95	1,31	1,13	1,13	0,36	0,25
< 20,01	1,05	10,01	3,16	1,45	8,96	3,83

TABELA 6. Porównanie struktury obszarowej gospodarstw we wsi Biadacz

TABLE 6. Commune area structure comparison in the village of Biadacz

Grupy obszarowe [ha] Area groups	Średnia powierzchnia gospodarstwa [ha] Average farm area	Średnia liczba działek [ha] Average number of plots	Średnia powierzchnia działki [ha] Average lot area
0,01–1,00	0,52	1,8	0,34
1,01–3,00	1,86	2,3	1,05
Gospodarstwo ekologiczne	1,36	1,0	1,36
3,01–5,00	3,83	2,8	1,87
Gospodarstwo ekologiczne	3,72	2,0	1,86
5,01–7,00	5,86	5,0	1,32
Gospodarstwo ekologiczne	6,96	5,0	1,39
7,01–10,00	8,06	5,6	1,64
Gospodarstwo ekologiczne	7,39	6,0	1,23
10,01–15,00	11,83	7,1	2,69
15,01–20,00	15,50	14,0	1,13
< 20,01	29,37	15,2	3,16

Z tabeli tej wynika, że średnia liczba działek w gospodarstwie rośnie wraz ze wzrostem powierzchni gospodarstw. Największym stopniem rozdrobnienia charakteryzuje się grupa obszarowa 0,01–1,00 ha, ponieważ przy tak małej powierzchni średnia powierzchnia

gospodarstwa wynosi zaledwie 0,34 ha, a rozłóg gospodarstwa zwarty jest w dwóch działkach (1,8).

Wysoki stopień rozdrobnienia widoczny jest także dla grupy obszarowej 15,00–20,00 ha. Wskazuje na to średnia powierzchnia działki, która nieznacznie

przekracza 1 ha (1,13 ha). Najniższym stopniem rozdrobnienia charakteryzują się gospodarstwa z grupy obszarowej < 20,00 ha. Średnia powierzchnia gospodarstw w tej grupie wyniosła 29,37 ha i pomimo największej średniej liczby działek (15,2), średnia powierzchnia działki w gospodarstwie przekroczyła 3 ha (3,16 ha).

Średnim poziomem rozdrobnienia charakteryzują się natomiast rozłogi gospodarstw z następujących grup obszarowych: 1,00–3,00 ha, 3,00–5,00 ha, 5,00–7,00 ha, 7,00–10,00 ha i 10,00–15,00 ha. Mimo dużej liczby działek przypadających na gospodarstwo średnia powierzchnia działki wynosi powyżej 1 ha.

Struktura obszarowa czterech gospodarstw ekologicznych we wsi Biadacz jest zbliżona do struktury obszarowej gospodarstw konwencjonalnych i charakteryzuje się średnim stopniem rozdrobnienia. Struktura obszarowa gospodarstw ekologicznych z grupy obszarowej 1,01–3,00 ha i 3,01–5,00 ha jest korzystniejsza niż struktura gospodarstw konwencjonalnych. Mimo mniejszej powierzchni gospodarstw ekologicznych od średniej powierzchni gospodarstw konwencjonalnych średnia powierzchnia działki w gospodarstwie ekologicznym wyniosła odpowiednio 1,36 ha i 1,86 ha. Korzystna jest również struktura gospodarstwa ekologicznego w grupie obszarowej 5,01–7,00 ha w porównaniu z gospodarstwem konwencjonalnym. Wynika to między innymi z tego, że przy takiej samej liczbie działek (5,0) powierzchnia działki w gospodarstwie ekologicznym jest większa od średniej powierzchni działki w gospodarstwie konwencjonalnym.

Wnioski

1. Z przeprowadzonej analizy struktury obszarowej gospodarstw konwencjonalnych we wsi Biadacz wynika, że większa część gospodarstw charakteryzuje się niskim stopniem rozdrobnienia. Struktura taka nie utrudnia tworzenia gospodarstw ekologicznych na szerszą skalę. Jest ona korzystna dla gospodarstw już istniejących i dla rozwoju całej wsi.
2. W obrębie wsi Biadacz gospodarstwa konwencjonalne, które mogłyby wprowadzić ekologiczne metody gospodarowania, to gospodarstwa z grupy obszarowej 10,01–15,00 ha. Średnia powierzchnia działki w tych gospodarstwach przekracza 2,50 ha. Struktura taka sprzyja kontroli wpływu sąsiednich działek ze względu na zachwaszczanie i obecność szkodników.
3. Wprowadzaniu rolnictwa ekologicznego we wsi Biadacz sprzyja również struktura gospodarstw z grup obszarowych: 1,01–3,00 ha, 3,01–5,00 ha, 5,01–7,00 ha, 7,01–10,00 ha. W każdej z tych grup średnia powierzchnia działki w gospodarstwie przekracza 1 ha.
4. Struktura obszarowa w grupie gospodarstw 0,01–1,00 ha nie sprzyja wprowadzaniu metod ekologicznych z powodu dużego rozdrobnienia, które z kolei utrudnia racjonalne zmianowanie upraw.

Literatura

- GÓRNY M. 2005: Historia rolnictwa ekologicznego. KPODR – Oddział w Przysieku.

- HARASIMOWICZ S. 1997: Wpływ działki i gospodarstwa na wartość dochodową gruntów. *Zesz. Nauk. AR w Krakowie* 16: 77–86.
- HOPFER A. 1991: Wycena nieruchomości. ART w Olsztynie, Olsztyn.
- HOPFER A., URBAN M. 1984: Geodezyjne urządzenie terenów rolnych. PWN, Warszawa.
- KRASOWICZ S. 1996: Analiza i ocena gospodarstw ekologicznych, integrowanych i tradycyjnych w rejonie północno-wschodniej Polski na tle warunków przyrodniczych i ekonomicznych rolnictwa. Wydawnictwo IUNG, Puławy.
- Rozporządzenie ministra rozwoju regionalnego i budownictwa z 29 marca 2001 r. w sprawie ewidencji gruntów i budynków. DzU nr 38, poz. 454.
- SAZOŃSKA B. 2004: Przystawianie gospodarstw konwencjonalnych na ekologiczne metody gospodarowania. Krajowe Centrum Rolnictwa Ekologicznego, Radom.
- SOLTYSIAK U. 1993: Rolnictwo ekologiczne – od teorii do praktyki. Stiftung Leben&Umwelt, Warszawa.
- Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego miasta i gminy Kluczbork 2002.
- SZOSZKIEWICZ I. 1999: Rolnictwo integrowane i ekologiczne. Kompendium wiedzy o ekologii. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa – Poznań.
- TYBURSKI J. 2004: Nawożenie i żyzność gleby w gospodarstwie ekologicznym. KCRE-RCDRRiOW, Radom.
- Uwarunkowania stosowania środków ochrony roślin w rolnictwie ekologicznym 2004 (red.) M. Tomalak. Krajowe Centrum Rolnictwa Ekologicznego, Radom.

Summary

The analysis of farm structure of villages Biadacz from the point of development of ecological agriculture. The objective of this paper is an area structure analysis of conventional farms in the village of Biadacz and determination whether it favours conversion of the farms into ecological methods in the whole village.

Registration data based on land register and cadastral map were collected and subject to statistical analysis to conduct the analysis and area structure evaluation of farms in the village of Biadacz. For each area group of farms, the following were calculated: average farm area, average number of plots per one registration unit, and average plot area. The results were then compared in respect of area structure with four ecological farms existing in the village of Bieganów. According to the analyses, the current area structure of traditional farms in the village of Biadacz is beneficial and favours introduction of ecological methods on a wider scale.

Authors' addresses:

Halina Klimczak
Akademia Rolnicza we Wrocławiu
Instytut Geodezji i Geoinformatyki
ul. Grunwaldzka 53, 50-357 Wrocław
Poland

Barbara Wiatkowska
Agencja Modernizacji i Restrukturyzacji Rolnictwa
Biuro Powiatowe w Kluczborku
ul. Waryńskiego 7, 46-200 Kluczbork
Poland

Krzysztof KORELESKI

Katedra Planowania, Organizacji i Ochrony Terenów Rolniczych, Akademia Rolnicza w Krakowie
Department of Rural Areas Planning, Organization and Protection, H. Kołłątaja Agricultural University in Cracow

Przegląd i systematyka prac podnoszących wartość użytkową gruntów niezurbanizowanych

Review and systematics of works increasing utility value of non-urban lands

Słowa kluczowe: grunty, podnoszenie wartości użytkowej, systematyka zabiegów

Key words: lands, utility value increasing, systematics of works

Wprowadzenie

Wady użytkowe gruntów mogą być pochodzenia antropogenicznego lub naturalnego. Antropogeniczne przekształcenia gruntów pojawiają się w postaci zmian stosunków wodnych, chemizmu oraz mechanicznych ich uszkodzeń (Skawina 1971). Wymienione procesy degradacyjne dotyczą najczęściej najbardziej zewnętrznej powłoki litosfery – gleb, w pozostałych przypadkach dotyczą gruntów bezglebowych.

Główną przyczyną przekształceń hydrologicznych są deformacje powierzchni terenu, podpiętrzenie wód gruntowych lub powierzchniowych, ograniczenia дренаżu cieków, górnictwo odkrywkowe i podziemne.

Przekształcenia geomechaniczne polegają na niszczeniu lub zmianie położenia wierzchnich warstw skorupy ziemskiej, przyspieszeniu procesów erozji i deformacji terenu w wyniku bezpośredniego oddziaływania człowieka.

Przekształcenia chemiczne mają swoje źródło głównie w emisjach zanieczyszczeń do powietrza atmosferycznego (przemysł, ciepłownictwo, komunikacja), w stosowanych w rolnictwie środkach chemicznych itp. i sprowadzają się do zasolenia, zakwaszenia lub alkaliczacji czy wzrostu zawartości pierwiastków śladowych w gruntach.

Oprócz czynników antropogenicznych oddziałujących negatywnie na wartość użytkową czy produktywność gruntów (gleb), w konsekwencji powodujących ich degradację, mamy również tereny nieużyteczne dla gospodarki, wytworzone przez siły przyrody, takie jak bagna, piaski ruchome, urwiska, uskoki, skały, rumowiska. Należy nadmienić,

iz część z nich może być zakwalifikowana do tzw. użytków ekologicznych. Zastosowanie odpowiednich zabiegów podnoszących wartość użytkową gruntów uwarunkowane jest charakterem wadliwości terenu (rzeźby, gruntów, stosunków wodnych, pokrywy roślinnej) oraz przyjętym kierunkiem zagospodarowania terenu zgodnym z ustaleniami miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego.

Eliminacja i przeciwdziałanie negatywnym skutkom procesów niszczących grunty i gleby stanowi jeden z ważniejszych wymogów realizacji polityki rozwoju zrównoważonego – ekorozwoju (Koreleski 1998, 1999, 2004). Problemy poprawy wartości użytkowej gruntów, mające swoje odbicie w przepisach prawa ochrony środowiska i ustawie o ochronie gruntów rolnych i leśnych, kładą nacisk m.in. na zapobieganie procesom degradacji i dewastacji gruntów, rekultywację i zagospodarowanie ich na cele rolnicze i leśne. Ustawa o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym przewiduje m.in. określenie w planie miejscowym granic obszarów wymagających przekształceń i rekultywacji.

Podnoszenie wartości użytkowej gruntów niezurbanizowanych odbywa się na drodze sanacji, poprawy warunków przestrzenno-organizacyjnych oraz technicznego wyposażenia gruntów.

Na podstawie danych z literatury oraz przemysłów własne, stosując metodę analizy logicznej i opisowej, w pracy dokonano przeglądu prac podnoszących wartość użytkową gruntów niezurbanizowanych na tle proponowanej systematyki tych zabiegów.

Sanacja gruntów

W praktyce sanacji (uzdrowiania, ulepszania, rewitalizacji) gruntów zdegradowanych, zdewastowanych bądź z natury wadliwych stosowane są prace z zakresu: melioracji wodnych, melioracji agrotechnicznych (agromelioracji) i fitomelioracji, obejmowane mianem melioracji rolnych, melioracji leśnych i przeciwerozrywnych, zwanych melioracjami specjalnymi, oraz prace z zakresu rekultywacji.

Jeśli prace melioracyjne, zresztą jak sama nazwa wskazuje, mają zasadniczo na celu poprawianie, ulepszanie wadliwych gruntów, to prace rekultywacyjne służą naprawie zniszczeń gruntów dokonanych wskutek działalności gospodarczej – głównie przemysłowej. Są to najczęściej tereny bezglebowe, osuszone lub zawodnione, chemicznie skażone itp. Poniżej przedstawimy w sposób przeglądowy, zabiegi sanacyjne w ujęciu systematycznym – uwzględniającym typ prac, cel zabiegów, charakter (kierunek) zabiegów, technologię zabiegów.

Melioracje wodne. Ten typ prac ma na celu regulację (poprawę) stosunków wodnych. Ze względu na charakter zabiegów można podzielić je na odwadnianie i nawadnianie. Pod względem technologicznym zabiegi odwadniania sprowadzają się do zastosowania takich rozwiązań, jak: rowy otwarte, drenowanie (systematyczne, niesystematyczne), drenowanie krecie itp. Zabiegi nawadniania obejmują techniki: napowierzchniowe, zalewowe, nasiąkowe, deszczowniane, kropłowe, przesiąkowe, podsiąkowe itp. (Podstawy melioracji... 1986).

Melioracje agrotechniczne (agromelioracje). Mają na celu poprawę właściwości agrotechnicznych gruntów. Charakter zabiegów zbliżony jest do prac stosowanych w uprawie gruntów rolnych. Technologicznie rzecz biorąc, są to: głęboka orka (z pogłębiaczem), orka melioracyjna, kretowanie, drenowanie krecie, nawożenie wgłębne (wkładki obornika, torfu), wapnowanie, ekranowanie (folia, asfalt, geosyntetyki), odkamienianie, glinowanie, iłowanie, intensywne nawożenie (melioracyjne) itp.

Fitomelioracje. Celem tego typu prac jest ochrona gruntów (gleb) przed degradacją, poprawa warunków ekologicznych – stosunków wodnych, mikroklimatu itp. Przyjmują one charakter zadrzewień i zakrzewień: śródpolnych, przydrożnych, wiatrochronnych, przeciwoerozyjnych, rekreacyjnych oraz zadarnień. Obejmują skarpy, stoki, wydmy itp. Pod względem technologicznym są to zabiegi zalesiania i zakrzewiania (metodami stosowanymi przez leśników), zadarniania (hydroobsiew, siew ręczny).

Melioracje leśne. Mają na celu poprawę siedlisk (gruntów) leśnych. Charakter zabiegów zbliżony jest do agromelioracji, melioracji wodnych i fitomelioracji. Technologicznie rzecz biorąc, są to prace oparte na metodach technicznych, biologicznych i biotechnicznych za pomocą orki, nawożenia, wapnowania, regulacji stosunków wodnych, zadrzewiania (dolesiania), zakrzewiania.

Melioracje przeciwoerozyjne. Ten typ prac stanowi dział melioracji – dostosowanych do specyfiki terenów urzeźbionych, a celem zabiegów jest ochrona gruntów przed erozją wodną lub wietrzną (Podstawy melioracji... 1987). Ze względu na rodzaj zabiegów możemy tu

wyróżnić prace głównie o charakterze: agrotechnicznym i fitomelioracyjnym (bioinżynieryjnym) itp. Technologicznie rzecz biorąc, w odniesieniu do erozji wodnej obejmują takie rozwiązania, jak: stosowanie płodozmianów przeciwoerozyjnych, przeciwoerozyjny układ pól (wstęgowy, tarasowy), zalesianie, biotechniczne umacnianie wąwozów, skarp itp., a w odniesieniu do erozji wietrznej także uprawy pasowe, nawodnienia, stabilizacja gruntów (iłowanie), umacnianie wydmy (Koreleski 1998).

Niekiedy całość prac melioracyjnych, łącznie z zagospodarowaniem terenu, określa się mianem melioracji kompleksowych.

Rekultywacja gruntów. Celem tego typu prac jest przywrócenie walorów produkcyjnych lub innych walorów użytkowych terenom zniszczonym (degradowanym, zdewastowanym) wskutek działalności antropogenicznej. Przywrócenie wartości użytkowej obszarom nieproduktywnym, powstałym w sposób naturalny, nazywane jest niekiedy przystosowaniem (por. Cymerman 1988). Ze względu na charakter stosowanych zabiegów wyróżniamy dwa podstawowe rodzaje rekultywacji – techniczną oraz biologiczną. Rekultywacja techniczna obejmuje: właściwe ukształtowanie rzeźby terenu, poprawienie właściwości fizycznych i chemicznych gleb, regulację stosunków wodnych, odtworzenie gleb, umocnienie skarp itp. Rekultywacja biologiczna obejmuje różnorodne zabiegi o charakterze agrotechnicznym (uprawowym) – stanowiące przejście do produkcyjnego wykorzystania gruntu. Technologie stosowane w rekultywacji technicznej sprowadzają się głównie do zastosowania odpowiednich sposobów

niwelacji terenu (łagodzenie stromizn), zapobiegania ruchom masowym, biotechnicznego umacniania skarp, odwodnień lub nawodnień, odtwarzania gleb metodami technicznymi (izolacja, dekoncentracja, neutralizacja), odkamieniania, karczowania drzew i krzewów, usuwania pozostałości po budowlach inżynierskich, zdejmowania warstwy próchnicznej itp.

Kategorie kompleksowości zabiegów sanacji gruntów

Z merytorycznego punktu widzenia w sanacji gruntów możemy wyróżnić 5 grup podstawowych zabiegów:

- grupa 1 – porządkowanie pokrycia terenu,
- grupa 2 – porządkowanie rzeźby terenu,
- grupa 3 – regulacja stosunków wodnych,
- grupa 4 – ulepszanie i odtwarzanie gleb metodami technicznymi i biologicznymi,
- grupa 5 – zadrzewianie, zakrzewianie, zadarnianie.

Uwzględniając występowanie powyższych grup zabiegów, w ramach wyróżnionych typów prac służących sanacji gruntów, możemy wyróżnić następujące kategorie ich złożoności (kompleksowości):

- kategoria 1 (jednogrupowa) – obejmująca jedną grupę zabiegów, a reprezentowana przez składowe typy melioracji rolnych: melioracje wodne (gr. 3), melioracje agrotechniczne (gr. 4) i fitomelioracje (gr. 5),
- kategoria 2 (dwugrupowa) – obejmująca dwie grupy zabiegów i reprezentowana przez melioracje przeciwerozyjne (gr. 4 i 5),
- kategoria 3 (trzygrupowa) – obejmująca trzy grupy zabiegów i reprezentowa-

na przez melioracje leśne (gr. 3, 4 i 5),

kategoria 4 (kompleksowa) – obejmująca wszystkie grupy zabiegów i reprezentowana przez rekultywację gruntów (gr. 1, 2, 3, 4 i 5); do kategorii tej zaliczyć także można zespół melioracji rolnych oraz melioracji specjalnych.

Wyniki powyższej kategoryzacji potwierdzają fakt, iż najbardziej złożoną merytorycznie i technologicznie strukturą zabiegów charakteryzują się prace rekultywacyjne.

Miejsce rekultywacji w systemie zabiegów sanacji gruntów

W świetle przedstawionej uprzednio systematyki zabiegów, jak też kategoryzacji ich złożoności można zauważyć, iż rekultywacja zajmuje pozycję szczególną, wykorzystuje bowiem różne zabiegi składowe wyróżnionych typów, takich jak: melioracje wodne, agrotechniczne, przeciwerozyjne czy fitomelioracje. Rekultywacja gruntów plasuje się zatem na pograniczu kilku dziedzin naukowych i praktycznych, stanowiąc niejako konglomerat zabiegów służących restytucji gruntów zniszczonych przez działalność antropogeniczną. Wynika to z faktu, iż obszary wymagające rekultywacji powstają w wyniku oddziaływania na grunty różnych gałęzi gospodarki, ich degradacja ma różny charakter, a poza tym różne są technologie naprawy i formy docelowego zagospodarowania przestrzeni.

W ramach rekultywacji środowisk zdegradowanych występuje zatem wiele problemów do rozwiązania – z zakresu

zagospodarowania przestrzennego, sozologii, ekonomii, przy uwzględnieniu aspektów rolnictwa, leśnictwa, rekreacji itp.

O zakresie stosowanych w ramach rekultywacji zabiegów sanacyjnych decyduje charakter zniszczeń gruntów (degradacja lub dewastacja gruntów i jej geneza) oraz przyjęty kierunek rekultywacji – zagospodarowania porekultywacyjnego. Celem rekultywacji jest nie tylko przywrócenie zachwianych układów ekologicznych, ale także ukształtowanie elementów przyrodniczych (rzeźba, gleby – grunty, stosunki wodne), zgodnych z kierunkami rozwoju określonego terenu zapisanymi w planie miejscowym.

Zakres prac sanacyjnych a kierunki rekultywacji

Zestaw prac niezbędnych dla przeprowadzenia rekultywacji zależy od charakteru obszaru zdewastowanego oraz od docelowego kierunku zagospodarowania gruntów. Na ogół wyróżnia się sześć kierunków rekultywacji gruntów (Cymerman 1988): rolniczy, leśny, rybacki, melioracyjny (hydromelioracyjny i fitomelioracyjny), rekreacyjny i infrastrukturalny. Na podstawie poprzednich wyróżnień pięciu grup podstawowych zabiegów poniżej przedstawiono zakres prac sanacyjnych dla poszczególnych kierunków rekultywacji. Z przeprowadzonej analizy wynika, iż:

- kierunek rolniczy i leśny obejmuje wszystkie grupy podstawowych zabiegów, tj.:
 - grupę 1 – porządkowanie pokrycia terenu,
 - grupę 2 – porządkowanie rzeźby terenu,

grupę 3 – regulacje stosunków wodnych,

grupę 4 – ulepszanie i odtwarzanie gleb,

grupę 5 – zadarnianie, zakrzewianie lub zadrzewianie,

- kierunek melioracyjny obejmuje grupę 1 i grupę 2 (formowanie dna i zboczy zbiorników wodnych – kierunek hydromelioracyjny) oraz grupę 5 (głównie zadrzewianie – kierunek fitomelioracyjny),
- kierunek rybacki, rekreacyjny i infrastrukturalny obejmuje grupę 1 i grupę 2 (formowanie dna, zboczy zbiorników, skarp, wałów – kierunek rybacki i rekreacyjny, oraz plantowanie terenu – kierunek infrastrukturalny).

Reasumując, rekultywacja gruntów o kierunkach rolniczym i leśnym obejmuje wszystkie 5 grup zabiegów sanacyjnych (kategoria 4 złożoności prac), melioracyjnym – 3 grupy (kat. 3), a rybackim, rekreacyjnym i infrastrukturalnym – po 2 grupy prac (kat. 2).

Poprawa warunków przestrzenno-organizacyjnych

Ta kategoria zabiegów dotyczy głównie rolniczej przestrzeni produkcyjnej. Trzon zabiegów urządzeniowo-rolnych, służących poprawie przestrzennych warunków produkcji rolniczej, stanowią zabiegi scaleniowo-wymienne gruntów. Scalenia i wymiany gruntów przekształcają bowiem na określonym obszarze układ powierzchniowy gruntów rozdrobnionych i rozmieszczonych w szachownicy, nadmiernie wydłużonych oraz tworzących enklawy (półen-

klawy) w możliwie duże, regularnie ukształtowane działki, dostosowują granice nieruchomości do urządzeń melioracyjnych, dróg, rzeźby terenu, stwarzając tym samym warunki do racjonalnego użytkowania rolniczego danego terenu z uwzględnieniem aspektów ochrony środowiska (Koreleski 1987). Postępowanie urządzenioworolne, oprócz poprawy struktury przestrzennej gruntów, powoduje także zmiany lokalizacji gruntów w stosunku do siedlisk, transformację użytków o charakterze podstawowym (bez konieczności przeprowadzania zabiegów technicznych i pomocniczych), korygującym (przy wykonaniu niektórych prac z zakresu rekultywacji gruntów), wyrównawczym (korekta granic użytków) i zapobiegawczym (ochrona środowiska przed degradacją).

Tak zwane ekoscalenia, jako odmiana prac komasacyjnych, ukierunkowane są na realizację zasad ekorozwoju, wykorzystując elementy melioracji przeciwoerozyjnych, agromelioracji, fitomelioracji oraz zabiegi z zakresu przystosowania gruntów.

Całość prac urządzenioworolnych, łącznie z pracami inwestycyjnymi (rozbudowa infrastruktury technicznej), określa się mianem kompleksowych urządzeń rolnych.

Poprawa technicznego wyposażenia gruntów

Poprawa wartości użytkowej gruntów, przystosowanie ich do określonych celów wymaga przede wszystkim rozbudowy odpowiedniej infrastruktury technicznej. W obrębie terenów rolnych są to przede wszystkim urządzenia melioracji

wodnych podstawowych (często niezbędnych dla realizacji melioracji szczegółowych), jak: kanały, stopnie wodne, zbiorniki, rurociągi, urządzenia przeciwpowodziowe oraz drogi dojazdowe itp. Nie ma tu wymienionych inwestycji w budynki mieszkalne i gospodarcze, które nie decydują bezpośrednio o właściwościach użytkowych gruntów.

Na potrzeby zagospodarowania rybackiego konieczne jest wykonanie urządzeń i budowli właściwych dla poszczególnych kategorii stawów: doprowadzających i odprowadzających wodę, rowów odwadniających dno, grobli działowych itp.

W przypadku zagospodarowania rekreacyjnego konieczne jest na przykład doprowadzenie wody (rekreacja wodna), budowanie ścieżek spacerowych lub biegowych (rekreacja spacerowa) czy placów parkingowych (rekreacja przydrożna).

Poprawa technicznych warunków użytkowania gruntów, zgodnie z przyjętym kierunkiem, stanowi podstawę ich zagospodarowania, czyli wyposażenia w dalsze niezbędne inwestycje służące realizacji założonej funkcji celu.

Podsumowanie i wnioski

Prace podnoszące wartość użytkową gruntów niezurbanizowanych stanowią wzajemnie ze sobą powiązany komplementarny układ zabiegów ulepszających właściwości gruntów (fizykochemiczne, biologiczne i techniczne), ich strukturę przestrzenną oraz techniczne warunki wykorzystania (wprowadzenie niezbędnej infrastruktury). Prace te realizowane są w ramach systemu planowania i zago-

spodarowania przestrzennego – w szczególności na poziomie lokalnym (plan miejscowy).

Na potrzeby systematyki przedsięwzięć sanacyjnych proponuje się brać pod uwagę, oprócz typu prac, cel, charakter oraz technologię zabiegów. Jeśli zasadniczym celem melioracji wodnych jest sanacja stosunków wodnych, melioracji agrotechnicznych – poprawa właściwości rolniczych gruntów, fitomelioracji – ochrona przed degradacją i polepszenie warunków ekologicznych, melioracji leśnych – ulepszanie sylwoekosystemów, melioracji przeciwerozrynych – ochrona gruntów przed erozją, to rekultywacji – przywrócenie gruntom zniszczonym utraconej wartości produkcyjnej bądź użytkowej.

W ramach sanacji gruntów wyróżnić można pięć grup podstawowych zabiegów: porządkowanie pokrycia terenu, rzeźby terenu, regulacja stosunków wodnych, ulepszanie i odtwarzanie gleb oraz zalesianie, zakrzewianie i zadarnianie.

Ze względu na złożoność zabiegów sanacyjnych, w odniesieniu do grup zabiegów wyróżnić można cztery kategorie ich kompleksowości: jednogrupowe (obejmujące różne typy melioracji rolnych), dwugrupowe (melioracje przeciwerozryne), trzygrupowe (melioracje leśne) i kompleksowe (obejmujące wszystkie grupy zabiegów, a reprezentowane przez rekultywację gruntów).

Rekultywacja gruntów stanowi najbardziej złożony zespół zabiegów w ramach sanacji gruntów, obejmujący składowe takich typów prac, jak: melioracje wodne, agrotechniczne, przeciwerozryne i fitomelioracje.

Najszerzy zakres prac sanacyjnych w ramach rekultywacji gruntów ma miej-

sce przy kierunku rolniczym i leśnym (5 grup zabiegów), na kierunku melioracyjnym obejmuje 3 grupy, a rybackim, rekreacyjnym i infrastrukturalnym po 2 grupy zabiegów.

Prace poprawiające warunki przestrzenno-organizacyjne oraz techniczne wyposażenie gruntów mają miejsce w ramach postępowania urządzeniowo-rolnego czy określonego procesu inwestycyjnego (rozbudowa infrastruktury).

Wyniki badań pozwalają sformułować kilka podstawowych wniosków:

1. Prace podnoszące walory użytkowe gruntów składają się z różnych zabiegów o charakterze melioracyjnym, rekultywacyjnym, urządzeniowo-rolnym (scaleniom), które są przedmiotem zainteresowania głównie nauk technicznych (inżynieria środowiska, geodezja rolna) i rolniczych (ochrona i kształtowanie środowiska).
2. Zabiegi te stanowią ważny element wdrażania polityki rozwoju zrównoważonego w odniesieniu do powierzchni ziemi poprzez racjonalizację wykorzystania przestrzeni, przy uwzględnieniu wymogów ochrony środowiska.
3. W ostatnich kilkunastu latach obserwuje się wyraźne zmniejszenie aktywności w dziedzinie realizacji prac podnoszących wartość użytkową gruntów, zwłaszcza scaleń, melioracji wodnych, agrotechnicznych, natomiast intensyfikację prac zalesieniowych.
4. Dążenie do wzrostu powierzchni leśnej zgodne jest z tendencjami panującymi w Unii Europejskiej w związku z zaznaczającą się nadprodukcją żywności oraz potrzebą

kładzenia szczególnego nacisku na poprawę warunków środowiska przyrodniczego.

Literatura

- CYMERMAN R. 1988: Rekultywacja gruntów zdewastowanych. Wydawnictwo ART, Olsztyn.
- KORELESKI K. 1987: Ochrona gruntów w pracach scaleniowych na przykładzie obiektów z terenu południowej Polski. Mat. symp. nauk. „Geodezja i Urządzenia Rolne”. ART, Olsztyn: 33–42.
- KORELESKI K. 1998: Zwalczanie erozji jako element ekorozwoju ze szczególnym uwzględnieniem terenów górskich. *Bibl. Fragm. Agronomica* 4A: 65–79.
- KORELESKI K. 1999: Semantyczne, teoretyczne i praktyczne problemy rozwoju zrównoważonego – ekorozwoju. *Zesz. Nauk. AR w Krakowie, Geodezja* 18: 61–68.
- KORELESKI K. 2004: Teoretyczne i praktyczne zagadnienia rewitalizacji obszarów wiejskich. Mat. konf. WFOŚiGW i UWM w Olsztynie: 25–33.
- KORELESKI K., GAWROŃSKI K., MAGIERA-BRAŚ G.: 1998. Ochrona i kształtowanie środowiska. Wydawnictwo AR w Krakowie, Kraków.
- Podstawy melioracji rolnych. T. I 1986 (red.) P. Prochal. PWRiL, Warszawa.
- Podstawy melioracji rolnych. T. II 1987 (red.) P. Prochal. PWRiL, Warszawa.
- SKAWINA T. 1971: Ochrona gleb. *Zesz. Nauk. AGH* 293, *Sozologia i Sozotechnika* 21, Kraków.

Summary

Review and systematics of works increasing utility value of non-urban lands. The system of works serving land reform consists mainly of: water melioration, agrotechnical melioration, forest melioration, fitomelioration and land reclamation. The paper presents the identification of land reform operations on the background of their systematics, the degree of complexity of separate types of works and the place of land reclamation in this system. The improvement of spatial organizational conditions bases mainly on land consolidation procedures, while improvement of technical conditions bases mainly on introduction of measures in the range of basic meliorations.

Author's address:

Krzysztof Koreleski
Akademia Rolnicza w Krakowie
Katedra Planowania, Organizacji i Ochrony
Terenów Rolniczych
al. Mickiewicza 24/28, 30-059 Kraków
Poland

Halina PAJNOWSKA

Katedra Geoinżynierii SGGW

Department of Geotechnical Engineering WAU

Zakres kompromisów w ochronie środowiska wobec narastającej presji urbanizacji

Margin of compromise in environment protection against increasing urbanization

Słowa kluczowe: obszary chronione, rozwój urbanizacji, przepisy prawne

Key words: protection of ecosystems, progress of urbanization, legality

Wprowadzenie

Świadomość roli człowieka w procesie koegzystencji ze środowiskiem, polegającej na powiązaniu czy też pogodzeniu ze sobą sprzecznych funkcji z tego wynikających, prowadzi do konieczności wyborów kompromisowych. Jak każdy kompromis, nie są one rozwiązaniami optymalnymi dla żadnego ze stanowisk. A chodzi głównie o zagadnienia istotne dla człowieka jako, z jednej strony, osoby dostrzegającej potrzebę ochrony naturalnego środowiska przyrodniczego jako własnego ekosystemu, a z drugiej, członka rozwijającego się społeczeństwa o dążeniach prowadzących do zawłaszczenia i technicyzacji kolejnych niezurbanizowanych enklaw o naturalnej przyrodzie.

Szczególnie istotny jest ten problem w przypadku obrzeży dużych miast, jak na przykład Warszawy, gdzie obszary uznane za cenne przyrodniczo muszą być chronione ustawowo, aby nie zostały zdegradowane poprzez ciągle rozbudowujące się dzielnice peryferyjne.

Z kolei istotne jest też pytanie o zakres tej ochrony zarówno w aspekcie przestrzennym, jak i ograniczeń urbanizacyjnych.

Przepisy prawne w związku z tym podlegają co jakiś czas nowelizacji, coraz precyzyjniej formułując zakazy, nakazy i ograniczenia obowiązujące na terenie Warszawskiego Obszaru Chronionego Krajobrazu (WOChK) i w jego otulinie.

Coraz większa presja urbanizacyjna ze strony właścicieli gruntów wymusza na samorządach gmin podejmowanie decyzji dotyczących planów i sposobów zagospodarowania terenów dotychczas niezurbanizowanych. Szczególnie ważne jest podejmowanie racjonalnych decyzji w tym zakresie w przypadku tere-

nów stanowiących obszary chronione, leżące w obrębie otuliny Warszawskiego Obszaru Chronionego Krajobrazu bądź w strefie szczególnej ochrony ekologicznej. Zakres działań w tych obszarach reguluje rozporządzenie Wojewody Warszawskiego (Dz. Urz. Woj. Warsz. z dnia 16 września 1997 r. nr 43, poz. 149 z późniejszymi zmianami). Jednak nadrzędnym zagadnieniem, do którego następnie należy odnieść przepisy prawne, jest ustalenie warunków przyrodniczych, istniejących na obszarze przewidzianym do zagospodarowania, a znajdującym się w strefie podlegającej ochronie, a w szczególności warunków gruntowo-wodnych, mających decydujący wpływ na stabilność istniejących ekosystemów.

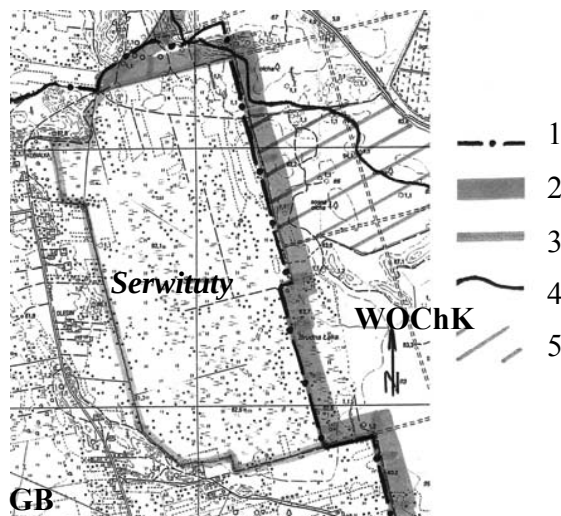
Przykładem racjonalnych i słuszych działań jest decyzja co do przeprowadzenia badań hydrogeologiczno-przyrodniczych na obszarze Serwitutów w gminie Białoleka, położonych w obrębie otuliny Warszawskiego Obszaru Chronione-

go Krajobrazu, które dały podstawy do sformułowania wskazań dotyczących możliwości i zakresu urbanizacyjnego wykorzystania tego terenu.

Charakterystyka obszaru badań

Obszar zwany Serwituty znajduje się na północno-wschodnim krańcu gminy Białoleka, przy granicy Warszawy z gminą Nieporęt (rys. 1). Jest to teren nieużytków o powierzchni 66 ha, stanowiący własność prywatną miejscowej ludności. Wschodnim i północnym krańcem przylega on do zespołu leśnego Warszawskiego Obszaru Chronionego Krajobrazu. Od południa i zachodu granica przebiega na przedpolu wzniesień wydmych.

Zabudowa w tym rejonie jest luźna, rozciągnięta wzdłuż drogi biegnącej po zachodniej i południowej stronie Serwitutów.



RYSUNEK 1. Lokalizacja Serwitutów: 1 – granica gminy Białoleka (GB), 2 – granica lasów WOChK, 3 – granica Serwitutów, 4 – wododział, 5 – rezerwat Łęgi Czarnej Strugi

FIGURE 1. Localization of Serwituty area: 1 – boundary of municipality (GB), 2 – forest area boundary WOChK, 3 – boundary of Serwituty, 4 – watershed, 5 – protected area

Cel i zakres badań

Celem było ustalenie warunków przyrodniczych panujących na obszarze Serwitutów, a w szczególności określenie stosunków wodnych w obrębie badanego obszaru w powiązaniu z sąsiadującym z nim kompleksem leśnym wraz z rezerwatem Łęgi Czarnej Strugi. Stopień i zakres wzajemnych powiązań tych dwóch kompleksów są niezwykle istotne dla podejmowania decyzji administracyjnych, dotyczących zagospodarowania omawianego terenu.

Podstawowym zadaniem było więc ustalenie kierunków oraz dróg zasilania podziemnego w relacji las i przyległy do niego obszar łąkowy. Istotę problemu stanowił rodzaj powiązań tych dwu ekosystemów, to jest odpowiedź na pytania: Czy i na ile obszar łąkowy jest obszarem zasilania wodami podziemnymi dla przyległego drzewostanu i rezerwatu Łęgi Czarnej Strugi?

Czy w konsekwencji obszar Serwitutów, leżący w otulinie WOChK, ma podlegać rygorom projektowanej strefy ochrony ekologicznej czy strefy chronionego krajobrazu i w jakim zakresie?

Dla rozwiązania postawionego problemu przeprowadzone zostały badania geologiczne, hydrogeologiczne i siedliskowe obszaru Serwitutów i jego sąsiedztwa.

Charakterystyka przyrodnicza zbiorowisk roślinnych

Obszar Serwitutów jest to dawny obszar łąkowy otoczony lasami, który obecnie jest nieużytkiem. Porastają go

zbiorowiska turzycowisk, na których sporadycznie występują krzewiaste łązy i kępy młodych drzew, przeważnie olchy.

Od strony północnej i wschodniej jest to zwarty kompleks leśny drzewostanów mieszanych z przewagą gatunków liściastych, rzadziej sosną zwyczajną, w wieku 21–60 lat. Występują w nim cenne przyrodniczo siedliska olśwów jesionowych oraz lasów wilgotnych i lasów świeżych. Są one bardzo labilne, a szczególnie są wrażliwe na zmiany stosunków wodnych. Prawidłowy rozwój tych lasów możliwy jest przy zachowaniu obecnych stosunków wodnych i niezmniejszaniu presji antropogenicznej.

Teren ten szczególnie chronić należy przed nieplanowym wycinaniem drzew i krzewów oraz wydeptywaniem i zaśmiecaniem.

Między zespołem leśnym a sąsiadującym z nim nieużytkiem łąkowym istnieje wyraźna granica. Jednak miejscami zadrzewienia wkraczają na teren łąkowy, co wskazuje na inicjację sukcesji zbiorowisk leśnych na teren Serwitutów.

Od południa i zachodu naturalną granicę siedliska łąkowego wyznaczają ciągi wzgórz wydmych porośniętych sosnami.

Wpływ antropopresji na kształt obecnego siedliska

Analiza i interpretacja zdjęć lotniczych pokazała, że w przeszłości obszar Serwitutów był terenem użytkowanym rolniczo, zmeliorowanym za pomocą systemu rowów otwartych połączonych z naturalnymi ciekami powierzchniowymi. System drenarski powodował

odprowadzanie wód powierzchniowych i podziemnych poza teren Serwitutów ku zachodowi i północnemu zachodowi, a w konsekwencji obniżenie zwierciadła wody, co umożliwiało prowadzenie na tym terenie gospodarki łkowej. Świadczą o tym nikle ślady granic łąk i rowów, które zachowały się jeszcze w terenie.

Zaprzestanie gospodarki na łąkach i zaniedbanie drożności sieci melioracyjnej doprowadziło do degradacji istniejącego tam siedliska łkowego i przekształcenia się go w nieużytek.

Łąka, która zajmuje żyzne i wilgotne siedliska, a ponadto znajduje się w bezpośrednim sąsiedztwie lasu, jak to ma miejsce w przypadku Serwitutów, narażona jest na sukcesję gatunków charakterystycznych dla zbiorowisk leśnych (Falińska 1997). Bezpośrednią przyczyną inicjacji sukcesji na łąkach jest zaprzestanie koszenia i wypasu.

Wody powierzchniowe w naturalnych i sztucznych korytach

Analiza sieci wód powierzchniowych została przeprowadzona na podstawie mapy topograficznej w skali 1 : 5000 z 1991 roku, zweryfikowanej badaniami terenowymi w grudniu 2000 roku.

Obszar Serwitutów należy do zlewni rzeki Długiej i leży w pobliżu działu wód powierzchniowych, oddzielającego ją od zlewni Czarnej Strugi, rozciągającej się ku północnemu wschodowi. Wododział ma przebieg z południowego wschodu na północny zachód, poprzez wydmy śródlądowe, na rzędnych 87,5, 84,1 i 93 m n.p.m. Sieć rzeczną stanowią ubogie

w wodę strugi, słabo zarysowujące się w morfologii.

Ślady regularnych zagłębień po rowach melioracyjnych nie tylko nie odprowadzały wody, lecz w większości były suche.

Korelacja danych terenowych i ze zdjęć lotniczych wskazuje na powiązanie dawnej sieci melioracyjnej na Serwitutach z systemem melioracyjnym istniejącym dalej na zachód i pozwala twierdzić, że pierwotnie wody powierzchniowe obszaru leśnego, przylegającego do Serwitutów, i z obszaru Serwitutów odpływały ku zachodowi i północnemu zachodowi, to jest ku rzece Długiej.

Stosunki gruntowo-wodne

Siedliska roślinne kształtowane są głównie przez stosunki gruntowo-wodne strefy przypowierzchniowej.

Obszar Serwitutów leży na rozległym tarasie nadzalewowym niższym Wisły, zwanym tarasem Praskim (Sarnacka 1980). Budują go piaski rzeczne drobno- i średnioziarniste z domieszką żwirów w spągu o łącznej miąższości od 6 do 10 m. Na nich lokalnie występują cienkie pokrywy szarych piasków z domieszką słabo rozłożonych części organicznych o miąższości od 0,3 do 1 m. Osady torfowe, na powierzchni murszowe, występują tu wyłącznie izolowanymi płatami o miąższości do 0,35 m. Warstwa ta jest niekiedy podścielona kilkunastocentymetrową warstwą szarego iłu zastoiskowego lub leży na piaskach zailonych.

Charakterystyczne dla tego obszaru są piaski eoliczne, występujące zazwyczaj w formie wydym osadzonych na piaskach i madach tarasu nadzalewowego

lub rzadziej w postaci cienkich płatów piasków przewianych.

W tak uformowanym kompleksie utworów przypowierzchniowych występują wody podziemne swobodne na głębokości od 0,35 do 3,20 m. Rysuje się tu wyraźna zależność od konfiguracji terenu. Większe głębokości związane są z rejonem wzgórz wydmych okalających łąki Serwitutów od zachodu i południa. Natomiast zarówno na płaskim obszarze łąk, jak i na obrzeżu przyległego do nich od wschodu kompleksu leśnego woda występuje na głębokości 0,35–1,0 m. Wypada podkreślić, że widoczne znaczne zablźnienie dróg przepływu wód powierzchniowych (cieków i rowów) świadczy o tym, że od lat trwale obniżyło się zwierciadło wody gruntowej.

Płytkie wody gruntowe występują w różnych genetycznie piaskach frakcji drobnej i średniej. Niezależnie od genezy i sposobu ich sedymentacji są to utwory litologicznie podobne, o zbliżonych cechach hydrogeologicznych. Stanowią one warstwę wodonośną o stosunkowo dobrych parametrach przepuszczalności, dla których wartość współczynnika filtracji szacowana jest na 10^{-4} – 10^{-5} m/s (Pazdro i Kozerski 1990). Tak więc warunki przepływu wód podziemnych na całym badanym obszarze są korzystne. Wzgórza wydmy, jako formy powierzchniowe, nie ograniczają warunków przepływu wód podziemnych w obrębie ciągłego poziomu wodonośnego występującego w piaskach tarasowych, również tych podścielających wydmy.

Kierunki filtracji

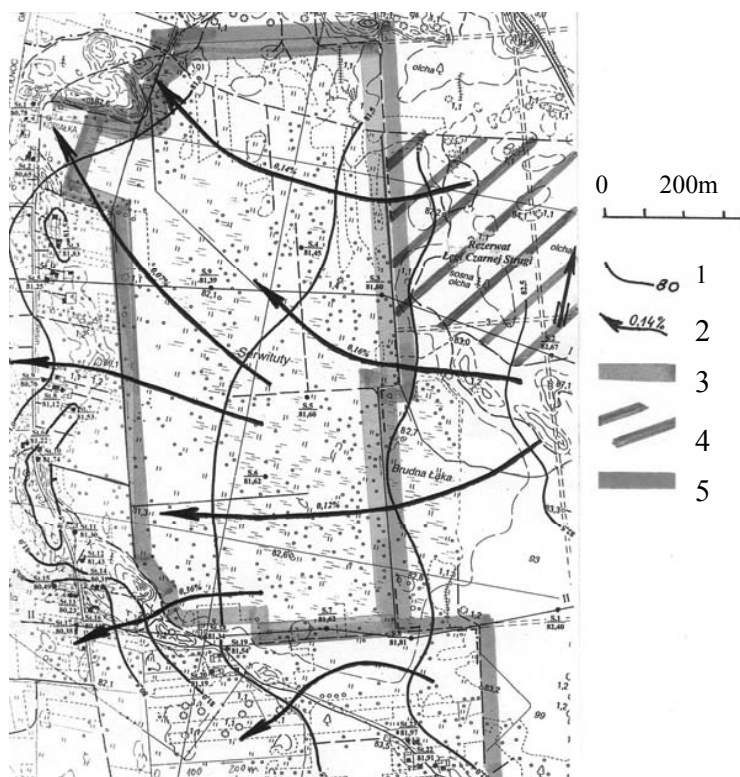
Przepływ wód podziemnych w jednorodnym systemie jest zgodny z rozkładem rzędnych zwierciadła wody. Na obszarze Serwitutów i w jego otoczeniu rzędne te zmniejszają się sukcesywnie od 82,7 m n.p.m. na wschodzie do 80,2 m n.p.m. na zachodzie. Najniższe rzędne notowane są po zachodniej stronie pasa wzgórz wydmych ograniczających Serwituty.

Kierunki filtracji wyznaczone na podstawie przebiegu hydroizohips wskazują na konsekwentny na całym obszarze przepływ wód gruntowych od wschodu, to jest od strony przyległego do Serwitutów kompleksu leśnego. Na obszarze Serwitutów przepływ odbywa się generalnie ku zachodowi, ze spadkiem przeciętnie 0,17, 0,14% (rys. 2).

Ciągła warstwa wodonośna umożliwia swobodny przepływ wód gruntowych z kompleksu leśnego wraz z rezerwatem Łęgi Czarnej Strugi, poprzez Serwituty, poza pas wydmy i dalej ku zachodowi i północnemu zachodowi.

Ocena powiązań obszaru badań z ekosystemem leśnym

Tym, co wyraźnie łączy te dwa zróżnicowane przyrodniczo, a sąsiadujące ze sobą ekosystemy są warunki gruntowo-wodne. Zarówno kompleks leśny, jak i łąki Serwitutów leżą w obrębie jednej struktury geologicznej płaskiego tarasu Wisły zbudowanego z jednorodnej war-



RYSUNEK 2. Kierunki przepływu wód gruntowych: 1 – hydroizohipsa, 2 – kierunek filtracji i spadek hydrauliczny, 3 – granica Serwitutów, 4 – rezerwat Łęgi Czarnej Strugi, 5 – granica WOChK
 FIGURE 2. Directions of groundwater flow: 1 – hydroisohypse, 2 – directions of filtration and hydraulic gradient, 3 – boundary of Serwitutów, 4 – protection area Łęgi Czarnej Strugi, 5 – WOChK

stwy piaszczystej kilkumetrowej miąższości. Wody podziemne w obu zbiorowiskach roślinnych występują na podobnych głębokościach – od 0,35 do 1,0 m.

Przepływ wód podziemnych odbywa się od strony lasu i rezerwatu Łęgi Czarnej Strugi ku byłym łąkom Serwitutów. Mało zmienne spadki hydrauliczne wskazują na ciągłość strumienia filtracji o podobnych warunkach przepływu w całej badanej przestrzeni.

Wahania położenia zwierciadła wody, a więc i zasoby wód podziemnych uzależnione są w tym rejonie od wysokości opadów.

Tak więc to zespół leśny, z natury rzeczy retencjonujący wodę, jest dla Serwitutów obszarem zasilania.

Kompromis jako podstawa zachowania stabilności ekosystemów wobec rozwoju gospodarczego regionu

Osiedle Olesin, rozciągnięte wzdłuż zachodniej i południowej granicy Serwitutów, przejawia coraz większą ekspansję na teren obecnych nieużytków Serwitutów.

Zgodnie z Rozporządzeniem nr 117 Wojewody Mazowieckiego z dnia 3 sierpnia 2000 roku w sprawie zmiany Rozporządzenia Wojewody Warszawskiego z dnia 29 sierpnia 1997 roku w sprawie utworzenia obszaru chronionego krajobrazu na terenie województwa warszawskiego obszar Serwitutów i przylegające do niego tereny leśne włączone są w granice Warszawskiego Obszaru Chronionego Krajobrazu.

Obszar ten jest interesujący krajobrazowo i ważny z uwagi na jego położenie w sąsiedztwie rezerwatu przyrody Łęgi Czarnej Strugi. Z tych względów celowe jest zachowanie obecnego lub zbliżonego krajobrazu i charakteru Serwitutów. Postulat ten jest trudny do zrealizowania z uwagi na presję urbanistyczną na omawiany teren oraz odstąpienie właścicieli od dotychczasowych form użytkowania ziemi. O zaniechaniu użytkowania rolniczego zdecydowały względy ekonomiczne. Jest też mało prawdopodobne, by znalazły się instrumenty, skłaniające właścicieli tych ziem do ponownego rozwinięcia tam gospodarki rolnej, która powinna mieć charakter ekstensywny.

Aktualna sytuacja gospodarcza regionu oraz status materialny większości właścicieli Serwitutów sprawiają, że wymienione strony zainteresowane są zmianą przeznaczenia tego terenu na teren pod budownictwo.

Już obecnie wzdłuż drogi w Olesinie następuje modernizacja części budynków oraz stawiane są nowe domy. Dalsza niekontrolowana zabudowa omawianego terenu, w tym budynkami z głębokimi piwnicami, prowadzić będzie do trwałego obniżenia zwierciadła

wody gruntowej, a tym samym zagrozić może stabilności ekosystemów łąkowych Serwitutów i przyległych kompleksów leśnych.

Z przyrodniczego punktu widzenia dla obszaru Serwitutów oraz przyległych lasów, w tym rezerwatu przyrody Łęgi Czarnej Strugi, możliwe do zaakceptowania są dwa następujące scenariusze przyszłości:

- przywrócić sposób użytkowania terenu, to jest ekstensywne rolnictwo,
- zezwolić na terenie Serwitutów na luźną niską zabudowę mieszkaniową.

W przypadku przyjęcia drugiego rozwiązania obszar Serwitutów, pozostający w ramach Warszawskiego Obszaru Chronionego Krajobrazu, mógłby uzyskać status strefy ochrony urbanistycznej, w której obowiązują przepisy wynikające z załącznika nr 2 do rozporządzenia Wojewody Mazowieckiego z dnia 3 sierpnia 2000 roku. Przepisy te dopuszczają w ograniczonym zakresie zabudowę, o ile nie spowoduje ona zmian stosunków wodnych pogarszających warunki siedliskowe lasów. W tym przypadku postulat zachowania istniejących stosunków wodnych jest możliwy do zrealizowania pod warunkiem kontrolowanej urbanizacji. Dopuszczenie luźnej zabudowy budynkami niepodpiwniczonymi na płytkich fundamentach nie stanowi zagrożenia uszczuplenia zasobów wód podziemnych w rezerwacie, a wręcz przeciwnie, spowoduje przyhamowanie ich odpływu i w konsekwencji korzystne okresowe podniesienie się zwierciadła wody.

Podsumowanie

Przepisy prawne dopuszczają w uzasadnionych przypadkach rozwiązanie kompromisowe. Ustawa o ochronie przyrody z dnia 16 października 1991 roku mówi o tym, że „...zagospodarowanie terenów chronionego krajobrazu o różnych typach ekosystemów powinno zapewnić stan względnej równowagi ekologicznej systemów przyrodniczych”. Aby spełnić ten postulat, konieczne jest przeprowadzenie rozpoznania stosunków wodno-gruntowych w objętych ochroną ekosystemach. W niektórych przypadkach, jak w wyżej opisanym, można zrezygnować z restrykcyjnych ograniczeń na rzecz kontrolowanego i racjonalnie przeprowadzonego zagospodarowania terenu bez utraty jego podstawowych walorów przyrodniczych.

Rozporządzenia szczegółowe w tym zakresie dopuszczają:

- lokalizację budynków w odległości większej niż 25 m od granic kompleksów leśnych wchodzących w granice Parku i otuliny,
- zabudowę jednorodzinną w formie wolno stojących budynków, z zachowaniem co najmniej 70% powierzchni biologicznie czynnej w obrębie każdej działki.

W sytuacji intensywnego rozwoju urbanizacyjnego jest to uzasadnione podejście do zagadnień ochrony przyrody, a wsparte ustawami i rozporządzeniami daje gwarancje ich właściwej realizacji.

Literatura

FALIŃSKA K. 1997: Ekologia roślin. Wydawnictwo Naukowe PAN, Warszawa.

KOZŁOWSKI S. 1995: Mapa ekologiczna województwa warszawskiego. Wydawnictwo PIG, Warszawa.

PAZDRO Z., KOZERSKI B. 1990: Hydrogeologia ogólna. Wydawnictwo Geologiczne, Warszawa.

Rozporządzenie Wojewody Warszawskiego z dnia 29 sierpnia 1997 r. (Dz. Urz. Wojewody Warszawskiego z dnia 16 września 1997 r. nr 43, poz. 149).

Rozporządzenie Wojewody Warszawskiego (Dz. Urz. Wojewody Warszawskiego z dnia 16 września 1997 r. nr 43, poz. 149 z późniejszymi zmianami).

Rozporządzenie nr 117 Wojewody Mazowieckiego z dnia 3 sierpnia 2000 r. (Dz. Urz. Wojewody Mazowieckiego nr 93, poz. 911).

SARNACKA Z. 1980: Objasnienia do szczegółowej mapy geologicznej Polski ark. Warszawa-Wschód, skala 1 : 50 000. Wydawnictwo Geologiczne, Warszawa.

Ustawa o ochronie przyrody z dnia 16 października 1991 r. (DzU nr 114, poz. 492 z późniejszymi zmianami).

Summary

Margin of compromise in environment protection against increasing urbanization. The problems with protection of natural ecological areas in towns was presented on real instance. Description of hydrogeological characteristic (conditions and directions groundwater flow) was the base for discussion on the law regulations and the compromise between protection areas and their urbanization.

Author's address:

Halina Pajnowska
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Geoinżynierii
ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa
Poland
e-mail: halina_pajnowska@sggw.p

**Elżbieta BIERNACKA¹, Jacek BOROWSKI², Ilona MAŁUSZYŃSKA¹,
Marcin J. MAŁUSZYŃSKI¹**

¹Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW

Department of Hydraulic Engineering and Environmental Recultivation WAU

²Katedra Ochrony Środowiska SGGW

Department of Environmental Protection WAU

Chrom, nikiel i ołów w wierzchniej warstwie gleb aglomeracji warszawskiej^{*}

Chromium, nickel and lead content in upper layer of soils of Warsaw agglomeration

Słowa kluczowe: chrom, nikiel, ołów, aglomeracja miejska

Key words: chromium, nickel, lead, urban agglomeration

Wprowadzenie

Liczne badania (Fortuna 1992, Czar-nowska 1997, Biasioli i in. 2006, Chen i in. 2005) wskazują na negatywny wpływ aglomeracji miejskiej na właści-wości fizyczno-chemiczne gleb tych ob-szarów, a w szczególności na nadmierną kumulację metali ciężkich w wierzch-nich warstwach gleb. W ostatnich latach obserwuje się zmniejszanie zawartości ołowiu w glebach, co może być spowo-dowane zaprzestaniem stosowania czte-roetylku ołowiu do wzbogacania paliw i w związku z tym zmniejszeniem emisji tego metalu.

Określenie ilości chromu, niklu i ołowiu w wierzchniej warstwie (0,00–0,20 m) gleb wybranych powierzchni aglomeracji warszawskiej i terenu an-tropogenicznie niezmiennego miało na celu stwierdzenie różnic zawartości badanych pierwiastków i porównanie ze standardami jakości gleb.

Materiał i metody

Materiał glebowy do analiz pobra-no w 2004 roku z wierzchnich warstw (0,00–0,20 m) gleb Warszawy i okolic. Materiał odniesienia dla terenów zur-banizowanych stanowiły próbki z Lasu Kabackiego.

Badaniami objęto wierzchnie war-stwy (0,00–0,20 m) gleb z pasów zieleni wzdłuż ulic: Dolina Służewiecka, Sikor-

^{*}Badania wykonano w ramach projektu nr 3P04G05324 finansowanego przez KBN.

skiego, Czarnomska, Ostrobramska, Abrahama, Umińskiego, Cynamonowa oraz w miejscowościach Koczargi i Kiełpin.

Na obszarze badawczym wyznaczono 50 powierzchni o wymiarach $1,5 \times 1,5$ m. Z każdej powierzchni pobrano po 10 próbek, które wymieszano i do analiz fizyczno-chemicznych pobrano dwukilogramową próbkę średnią.

Wykonano następujące oznaczenia:

- skład granulometryczny metodą Casagrande'a w modyfikacji Prószyńskiego,
- odczyn gleby (pH) metodą potencjometryczną,
- zawartość substancji organicznej (S_{org}) metodą ubytku masy podczas wyżarzania,
- kwasowość hydrolityczna (H_h) metodą Kappena,
- suma zasadowych kationów wymiennych (S) metodą Kappena,
- przewodność elektryczna (EC) metodą potencjometryczną,
- zawartość chromu (Cr), niklu (Ni) i ołowiu (Pb) metodą atomowej spektrometrii absorpcyjnej.

Ocenę zawartości badanych metali wykonano na podstawie standardów jakości gleb oraz standardów jakości ziemi zawartych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 roku (DzU 165, poz. 1359).

Wyniki i dyskusja

Większość próbek gleb pobranych z całego obszaru badawczego charakteryzowała się przewagą frakcji piasku, zawierającą się w przedziale od 44 do 83% (tab. 1).

Odczyn gleby pH mierzony w roztworze $1 \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ KCl nie wykazywał znacznego zróżnicowania na badanym obszarze i wahał się od 4,75 do 7,25 w glebach terenów zurbanizowanych, natomiast w glebach obszaru odniesienia (Las Kabacki) znajdował się w przedziale od 4,04 do 7,08 (tab. 1).

Kwasowość hydrolityczna wierzchnich warstw gleb wybranych terenów miasta zawierała się w przedziale wartości od 0,81 do $3,33 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$, jedynie próbka nr 18 pobrana w miejscowości Kiełpin wykazywała wyższą od pozostałych próbek kwasowość hydrolityczną – $4,13 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$. Kwasowość hydrolityczna gleb z obszaru odniesienia (Las Kabacki) była nieco wyższa i mieściła się w przedziale od 1,06 do $4,80 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$.

Oznaczone sumy zasadowych kationów wymiennych, niezależnie od terenu badań, charakteryzowały się dużym zróżnicowaniem. Sumy zasadowych kationów wymiennych zawierały się w zakresie od 1,46 do $32,18 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$.

Substancja organiczna we wszystkich badanych glebach stanowiła od 2,0 do 8,5%.

Przewodność elektryczna mieściła się w przedziale od 0,32 do $1,68 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$, co pozwoliło zakwalifikować te gleby do grupy niezasolonych.

Zgodnie ze standardami jakości gleb oraz standardami jakości ziemi zawartymi w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 roku (DzU 165, poz. 1359), gleby Lasu Kabackiego zakwalifikowano do grupy A (gleby obszarów poddanych ochronie). Pozostałe gleby zakwalifikowano do grupy C (gleby terenów komunikacyjnych).

TABELA 1. Właściwości fizyczno-chemiczne wierzchnich warstw gleb
TABLE 1. Physicochemical properties of upper layer of soils

Numer próby Sample number	Procent frakcji o średnicy w mm Percent of fraction of diameter in mm				pH	S	H _h	T = S + H _h	S _{org}	EC
	1,0-0,1	0,1-0,02	< 0,02							
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Las Kabacki / Kabacki Forest										
1	42	40	18	5,72	4,65	2,32	6,97	4,3		0,57
2	41	39	20	4,18	1,46	4,80	6,26	3,8		0,41
3	40	40	20	4,04	3,05	3,84	6,89	2,3		0,39
4	44	39	17	5,88	7,03	2,40	9,43	2,5		0,45
5	52	31	17	7,08	21,21	1,06	22,27	3,4		0,73
Dolina Służewiecka										
6	50	33	17	7,14	20,95	1,24	22,19	4,4		0,92
7	58	26	16	7,24	16,96	1,17	18,13	4,4		0,81
8	51	30	19	7,00	20,25	1,63	21,88	6,9		0,97
9	52	29	19	7,22	27,25	1,28	28,53	8,2		0,97
10	49	31	20	7,23	32,18	1,28	33,46	8,5		0,98
ul. Sikorskiego / Sikorskiego Street										
11	58	30	12	7,47	27,16	0,94	28,10	5,3		0,69
12	58	28	14	6,73	11,95	2,01	13,96	4,4		0,69
13	42	41	17	6,88	13,62	1,52	15,14	5,6		0,64
14	79	13	8	7,34	14,46	0,88	15,34	2,9		0,74
15	75	16	9	7,41	10,15	0,96	11,11	4,3		0,80

TABELA I, cd.
TABLE I, cont.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Kielpin									
16	55	29	16	5,36	4,9	3,33	8,23	3,4	0,39
17	69	18	13	4,76	2,15	3,28	5,43	3,3	0,39
18	73	16	11	4,75	4,62	4,13	8,75	3,9	0,39
19	80	9	11	4,84	3,00	2,63	5,63	2,4	0,32
20	70	17	13	6,40	8,64	1,65	10,29	2,4	0,47
ul. Czarnomorska / Czarnomorska Street									
21	69	20	11	6,58	15,94	1,50	17,44	5,3	0,42
22	73	18	9	6,74	12,75	1,39	14,14	3,9	0,49
23	68	21	11	6,63	15,05	1,78	16,83	4,3	0,54
24	69	16	15	6,70	13,18	1,63	14,81	4,4	0,48
25	70	17	13	6,60	13,48	1,80	15,28	5,4	0,65
Koczargi									
26	59	31	10	6,68	14,54	1,35	15,89	7,8	0,53
27	65	27	8	6,63	16,90	0,94	17,84	5,3	0,55
28	77	18	5	6,05	3,13	1,69	4,82	2,0	0,36
29	79	16	5	5,85	4,14	1,68	5,82	3,4	0,33
30	69	23	8	6,00	9,75	2,23	11,98	4,4	0,46
ul. Ostrobramska / Ostrobramska Street									
31	62	24	14	6,07	13,25	2,48	15,73	6,8	0,58
32	79	13	8	6,38	7,04	1,75	8,79	3,8	1,02
33	72	17	11	6,00	5,62	1,78	7,40	2,9	0,85
34	82	11	7	6,85	15,62	0,81	16,43	2,9	0,62
35	78	13	9	7,04	27,01	0,95	27,96	8,2	0,72

ul. Abraham / Abrahama Street										
36	32	42	26	7,05	20,37	1,34	21,71	7,7	1,33	
37	34	42	24	6,91	22,48	2,11	24,59	7,8	1,68	
38	32	42	26	6,55	14,48	1,66	16,14	6,3	0,79	
39	33	38	29	6,51	20,56	1,61	22,17	4,4	0,83	
40	29	35	36	6,48	17,08	1,69	18,77	5,3	0,64	
ul. Umińskiego / Umińskiego Street										
41	63	22	15	7,20	17,36	1,02	18,38	4,9	1,06	
42	47	33	20	6,95	20,19	1,48	21,67	4,8	1,44	
43	41	33	26	6,65	17,87	1,31	19,18	6,4	0,88	
44	65	20	15	6,75	16,04	1,41	17,45	3,9	1,15	
45	72	16	12	6,65	18,65	0,92	19,57	2,9	0,72	
ul. Cynamonowa / Cynamonowa Street										
46	62	22	16	7,08	19,90	1,35	21,25	5,9	0,81	
47	53	31	16	6,78	14,87	1,67	16,54	7,9	0,96	
48	52	32	16	6,79	14,49	1,16	15,65	6,3	1,03	
49	47	35	18	6,83	12,79	0,99	13,78	4,8	0,85	
50	47	36	17	6,98	13,73	1,39	15,12	6,8	0,86	

Oznaczenia / Explanations:

Hh – kwasowość hydrolityczna / hydrolytic acidity,
S – suma zasadowych kationów wymiennych / sum of exchangeable cations,
T – pojemność sorpcyjna / CEC,
S_{org} – zawartość substancji organicznej / organic matter content,
EC – przewodność elektrolityczna / electro conductivity.

Zawartość chromu oznaczona w wierzchniej warstwie gleb Lasu Kabackiego wahała się między 11,0 a 19,0 mg Cr·kg⁻¹ (tab. 2) i była znacznie mniejsza od wartości dopuszczalnej wynoszącej 50,0 mg Cr·kg⁻¹ (DzU 165, poz. 1359). Większe zawartości tego pierwiastka stwierdzili Paterson i inni (1996) w parkach Aberdeen, jak również Biasioli i inni (2006), prowadzący badania w okolicach Turynu.

Wierzchnie warstwy (0,00–0,20 m) gleb z miejscowości Koczargi i Kiełpin odznaczały się zbliżoną do oznaczonej w Lesie Kabackim zawartością chromu (8,0–27 mg Cr·kg⁻¹). Wierzchnie warstwy gleb z pozostałych terenów badań charakteryzowała większa w porównaniu do Lasu Kabackiego zawartość tego pierwiastka (9,0–53 mg Cr·kg⁻¹). Kumulacja chromu w próbkach z terenu Warszawy i okolic była znacznie mniejsza od dopuszczalnej (500 mg Cr·kg⁻¹, DzU 165, poz. 1359). Porównywalne zawartości w glebach aglomeracji miejskich stwierdzili Pichtel i inni (1997) oraz Paterson i inni (1996), podczas gdy Biasioli i inni (2006) zawartości kilkakrotnie większe.

W wierzchnich warstwach (0,00–0,20 m) gleb Lasu Kabackiego znajdowało się od 5,0 do 7,0 mg Ni·kg⁻¹ (tab. 2). Wartości te są znacznie mniejsze od uznawanych za dopuszczalne (35,0 mg Ni·kg⁻¹), zgodnie z polskimi standardami jakości gleb, jak również w porównaniu do wyników innych autorów zajmujących się parkami miejskimi (Paterson i in. 1996, Biasioli i in. 2006).

Pozostałe tereny badań charakteryzowała również, nieprzekraczająca dopuszczalną, zawartość niklu (300 mg Ni·kg⁻¹) i mieszcząca się w przedziale od 4,0 do 27,0 mg Ni·kg⁻¹. Zbliżone wartości

podali Paterson i inni (1996) oraz Chen i inni (2005), natomiast badania Biasioli i inni (2006) wskazały na znacznie większą kumulację niklu w wierzchnich warstwach gleb miejskich Turynu.

Wierzchnie warstwy (0,00–0,20 m) gleb Lasu Kabackiego zawierały od 12,0 do 22,0 mg Pb·kg⁻¹ (tab. 2), co nie przekracza zawartości dopuszczalnej, wynoszącej 50,0 mg Pb·kg⁻¹. Przedstawione powyżej wartości były zbliżone do podanych przez Czarnowską (1997), Biasioli i innych (2006), natomiast niższe od wyników Patersona i innych (1996).

Największa zawartość ołowiu w glebach z terenu Warszawy i okolic została stwierdzona w próbce pobranej przy ulicy Sikorskiego i wynosiła 124 mg·kg⁻¹ i była mniejsza od dopuszczalnej wartości (600 mg·kg⁻¹, DzU 165 poz. 1359). Badania prowadzone przez wiele zespołów (Paterson i in. 1996, Czarnowska 1997, Pichtel i in. 1997, Chen i in. 2005, Licznar i Licznar 2005, Biasioli i in. 2006) wskazują na znaczne zróżnicowanie zawartości ołowiu w wierzchnich warstwach gleb miejskich, jednakże w każdym badanym przypadku były to wartości większe od wyników zawartych w niniejszej publikacji.

Można przypuszczać, że zmniejszanie się zawartości ołowiu w glebach aglomeracji miejskiej spowodowane jest niską emisją tego metalu po zastosowaniu paliwa bezołowiowego.

Wnioski

Wyniki badań pozwalają na stwierdzenie, że:

1. Nagromadzenie ołowiu, niklu i chromu w wierzchniej (0,00–0,20 m)

TABELA 2. Zawartość chromu, niklu i ołowiu w wierzchnich warstwach gleb
TABLE 2. The content of chromium, nickel and lead in upper layer of soils

Numer próby Sample number	Cr	Ni	Pb	Numer próby Sample number	Cr	Ni	Pb
mg·kg ⁻¹				mg·kg ⁻¹			
Las Kabacki / Kabacki Forest				Koczargi			
1	11	7	12	26	11	7	18
2	12	5	19	27	12	9	21
3	19	6	16	28	13	5	18
4	12	7	22	29	9	4	26
5	17	7	13	30	8	10	32
Dolina Służewiecka				ul. Ostrobramska / Ostrobramska Street			
6	16	10	115	31	15	9	67
7	18	8	55	32	17	5	67
8	53	25	47	33	13	8	59
9	20	10	44	34	9	5	34
10	23	12	44	35	24	17	92
ul. Sikorskiego / Sikorskiego Street				ul. Abrahama / Abrahama Street			
11	25	12	124	36	33	20	19
12	13	5	35	37	37	22	30
13	20	12	105	38	33	20	15
14	19	9	94	39	33	21	16
15	14	7	47	40	45	27	17
Kielpin				ul. Umińskiego / Umińskiego Street			
16	16	8	15	41	44	24	29
17	10	6	15	42	31	19	30
18	12	5	14	43	33	20	20
19	9	6	10	44	22	12	29
20	27	8	22	45	18	10	24
ul. Czarnomorska / Czarnomorska Street				ul. Cynamonowa / Cynamonowa Street			
21	17	10	49	46	16	9	34
22	13	7	39	47	14	7	20
23	28	10	42	48	15	6	20
24	15	9	38	49	16	8	26
25	11	7	24	50	17	9	45

- warstwie gleb aglomeracji warszawskiej jest znacznie większe niż obszaru referencyjnego.
- Nie ma przekroczenia maksymalnych wartości uznanych za dopuszczalne, zawartych w standardach jakości gleby, wszystkich badanych metali ciężkich.
 - Zasolenie wierzchniej warstwy gleb obszaru aglomeracji warszawskiej jest wyższe niż terenu uznawanego za niezmienny antropopresją.

Literatura

- BIASIOLI M., BARBERIS R., AJMONE-MAR-SAN F. 2006: The influence of a large city on some soil properties and metal content. *Sci. Total Environ.* 356: 154–164.
- CHEN T.B., ZHENG Y.M., LEI M., HUANG Z.CH., WU H.T., CHEN H., FAN K.K., YU K., WU X., TIAN Q.Z. 2005: Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere.* 60: 542–551.
- CZARNOWSKA K. 1997: Poziom niektórych metali ciężkich w glebach i liściach drzew miasta Łodzi. *Roczn. Glebozn.* XLVIII, 3/4: 49–61.
- FORTUNA W. 1992: Międzynarodowe kolokwium na temat warunków życia w mieście. *Ogrodnictwo* 5: 25–27.
- LICZNAR S.E., LICZNAR M. 2005: Oddziaływanie aglomeracji miejskiej Wrocławia na poziomy próchniczne gleb Parku Szczytnickiego. *Roczn. Glebozn.* LVI, 1/2: 113–118.
- PATERSON E., SANKA M., CLARK L. 1996: Urban soils as pollutant sinks – a case study from Aberdeen, Scotland. *Applied Geochemistry* 11: 129–131.
- PICHEL J., SAWYER H.T., CZARNOWSKA K. 1997: Spatial and temporal distribution of metals in soils in Warsaw, Poland. *Environmental Pollution* 98. 2 : 169–174.
- Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 roku (DzU 165 poz. 1359) w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi.

Summary

Chromium, nickel and lead content in upper layer of soils of Warsaw agglomeration. Results of domestic and foreign research are showing the negative influence of urban agglomerations on physicochemical properties of urban soils particularly for the accumulation of heavy metals. The aim of research was determining differences of chromium, nickel and lead contents in upper layer of soils from agglomeration of Warsaw and area regarded as anthropogenically unchanged and comparing with permissible values stated in standards of the soils quality. Results of the research are pointing both the bigger the content of chromium, nickel and lead as well as salinity in upper layer of soils of Warsaw agglomeration in comparing to area of Kabacki Forest. Maximum value of examined heavy metals did not exceed permissible value stated in standards of the soils quality contained in the Directive of Ministry of the Environment.

Author's address:

Elżbieta Biernacka¹, Jacek Borowski², Ilona Małuszyńska¹, Marcin J. Małuszyński¹

¹Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska

ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa
Poland

²Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Ochrony Środowiska
ul. Nowoursynowska 166, 02-776 Warszawa
Poland

**Andrzej BRANDYK, Sylwia SZPORAK, Tomasz OKRUSZKO,
Marek GIEŁCZEWSKI**

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW
Department of Hydraulic Engineering and Environmental Recultivation WAU

Zagospodarowanie obszaru Bagien Przemkowsko-Przeclawskich na tle uwarunkowań hydrologicznych oraz wymogów ochrony środowiska The management of Przemkowsko-Przeclawskie swamps against a background of hydrological conditions and environmental protection demands

Słowa kluczowe: bagna, melioracja, sukcesja, ochrona

Key words: swamps, land reclamation, succession, protection

Wprowadzenie

Bagna Przemkowsko-Przeclawskie o powierzchni około 3100 ha położone są na Dolnym Śląsku w zlewni rzeki Szprotawy, będącej prawostronnym dopływem rzeki Bóbr. Administracyjnie obszar ten należy do dwóch województw – lubuskiego i dolnośląskiego. Pod względem fizjograficznym jest częścią makroregionu Niziny Śląsko-Łużyckiej. Stanowi rozległy fragment równiny szprotawskiej, ograniczony od północy obszarem Wzgórz Dalkowskich, a od południa obszarem Wzgórz Chocianowskich.

Obecnie środowisko naturalne Bagien Przemkowsko-Przeclawskich jest

znacznie przekształcone na skutek przeprowadzonych w przeszłości prac melioracyjnych oraz braku odpowiedniej gospodarki łąkowo-pastwiskowej, a także gospodarki wodnej. W czasach współczesnych, obok miejsc o wysokich walorach przyrodniczych, występują tam obszary silnie zdegradowane, na których zachodzą niekorzystne zmiany warunków glebowo-wodnych oraz szaty roślinnej.

Prowadzone obecnie badania mają na celu opracowanie kierunków zagospodarowania obszaru Bagien Przemkowsko-Przeclawskich oraz koncepcji działań z zakresu gospodarki wodnej, które w przyszłości przyczynią się do poprawy warunków przyrodniczych na tym obszarze. Autorzy niniejszej pracy sformułowali postulaty dotyczące użytkowania obszaru bagien z uwzględnieniem istnie-

jących uwarunkowań hydrologicznych oraz wymogów ochrony środowiska.

Materiał i metody

W pracy przeprowadzono analizę przekształceń w sieci hydrograficznej Bagien Przemkowsko-Przeclawskich z wykorzystaniem archiwalnych map topograficznych wykonanych w latach 1770–1780, 1824 oraz zdjęć lotniczych z 1997 roku. Historię oraz stan aktualny systemu melioracji, współczesne użytkowanie obszaru bagien, a także przestrzenne rozmieszczenie zbiorowisk roślinnych przedstawiono na podstawie istniejącej dokumentacji obiektu Bagna Przemkowsko-Przeclawskie oraz wizje terenowe. Zarys wybranych elementów budowy geologicznej obszaru badań, a także ogólną charakterystykę warunków hydrogeologicznych opracowano na podstawie Szczegółowej mapy geologicznej Polski (650 – arkusz Przemków) oraz Mapy hydrogeologicznej Polski (650 – arkusz Przemków), a ponadto wykorzystano w tym celu przekroje geologiczne oraz hydrogeologiczne, stanowiące załączniki do wyżej wymienionych map. Całość materiałów kartograficznych opracowano w postaci warstw informacyjnych w środowisku GIS.

Na obszarze Bagien Przemkowsko-Przeclawskich prowadzono systematyczne pomiary stanów wód gruntowych w sieci obserwacyjnej złożonej z 22 piezometrów. W niniejszej pracy uwzględniono jedynie maksymalne i minimalne obserwowane rzędne zwierciadła wody gruntowej w sezonie wegetacyjnym w 2005 roku w sześciu wybranych piezometrach. Przeprowadzono obliczenia

miesięcznych sum ewapotranspiracji potencjalnej metodą Penmana w modyfikacji francuskiej dla poszczególnych typów roślinności, wykorzystując materiał obserwacyjno-pomiarowy z posterunku meteorologicznego Grabik (N 51°40' E 15°07' H 165 m n.p.m.) dla sezonu wegetacyjnego w 2005 roku oraz odpowiednie wartości współczynników biologicznych. Wartości ewapotranspiracji porównano z miesięcznymi sumami opadu atmosferycznego, zaobserwowanymi na posterunku Buczyzna (N 51°33' E 15°54' H 135 m n.p.m.) w tym samym okresie.

Przeprowadzenie całościowej analizy utworzonych warstw informacyjnych GIS oraz wybranych charakterystyk hydrologicznych umożliwiło wnioskowanie o możliwie najkorzystniejszym sposobie zagospodarowania obszaru Bagien Przemkowsko-Przeclawskich.

Zarys wybranych elementów budowy geologicznej oraz warunków hydrogeologicznych

Charakterystykę budowy geologicznej oraz warunków hydrogeologicznych ograniczono do krótkiego opisu wybranych form czwartorzędowych, których występowanie umożliwia wnioskowanie o warunkach formowania się mokradeł na obszarze obiektu badań.

Płytkie warstwy namulów rzecznych, zalegające bezpośrednio pod powierzchnią terenu Bagien Przemkowsko-Przeclawskich, świadczą o przeszłym występowaniu zalewów równiny szprotawskiej przez wody cieków powierzchniowych. Zasięg przestrzenny tych zalewów jest odzwierciedlony w przebiegu granicy obszaru, na którym występował

proces akumulacji namulów. Proces odpływu wód pochodzących z zalewów rzecznych był znacznie spowolniony w wyniku małego spadku podłużnego i poprzecznego doliny. Proces infiltracji tych wód był ograniczony ze względu na niską przepuszczalność utworów, tworzących płytkie warstwy namulów. Takie warunki sprzyjały procesowi formowania się mokradeł fluwiogenicznych typu torfowo-namuliskowego. Ponadto spływ wód gruntowych z rejonu Wzgórz Dalkowskich oraz Wzgórz Chocianowskich spowodował, że swobodne zwierciadło pierwszego poziomu wód gruntowych występowało na małych głębokościach, stwarzając korzystne warunki dla rozwoju ekosystemów mokradlowych.

Przekształcenia w sieci hydrograficznej, system melioracji oraz współczesne użytkowanie obiektu

W stanie naturalnym rzeki, dopływające do obszaru Bagien Przemkowsko-Przeclawskich z kierunku północnego, południowego oraz wschodniego, łączyły się w jego centralnej części. Koryto rzeki Szprotawy również było zlokalizowane w centrum obiektu, tworząc meandry na fragmentach obecnych polderów I, II i IV (rys. 1).

Zasilanie obszaru Bagien Przemkowsko-Przeclawskich wodami cieków powierzchniowych zostało zaburzone w wyniku budowy pierwszych urządzeń melioracyjnych około 1824 roku. Mapa na rysunku nr 1 przedstawia kanały wybudowane w tamtym czasie, które przecinają koryta naturalnych rzek dopływających do obszaru bagien, a ponadto ilu-

struje uregulowaną trasę rzeki Szprotawa, zlokalizowaną wzdłuż południowej granicy obszaru. Przeprowadzone prace melioracyjne zapoczątkowały zmiany warunków wodnych na obszarze bagien poprzez ograniczenie zalewów wód powierzchniowych.

Szczegółowy system melioracyjny w granicach Bagien Przemkowsko-Przeclawskich powstał około 1920 roku. Zakres przeprowadzonych prac obejmował dalszą kanalizację rzeki Szprotawy oraz połączenie jej ze złożoną siecią rowów odwadniająco-nawadniających, umożliwiając przekształcenie obszaru bagien w wysoko wydajne użytki zielone oraz pola uprawne. System melioracyjny został umownie podzielony na cztery poldery (polder I, o powierzchni 110 ha, polder II – 520 ha, poldery III i IV po 1200 ha.), na których prowadzono gospodarkę rolną do 1939 roku (rys. 2). Od 1950 roku poldery te na dużej powierzchni nie były użytkowane.

W związku z zaniechaniem intensywnego użytkowania rolniczego polderów przemkowskich większość urządzeń gospodarki wodnej przestała spełniać swoje funkcje. Sieć rowów odwadniająco-nawadniających uległa stopniowemu zarastaniu oraz zamuleniu, a urządzenia piętrzące uległy zniszczeniu.

Ponadto w latach 1965–1975 w sieć wodną Bagien Przemkowsko-Przeclawskich włączono kompleks hodowlanych stawów rybnych o łącznej powierzchni 950 ha. Prowadzenie gospodarki rybackiej na wyżej wymienionym kompleksie przyczyniło się do znacznego ograniczenia zasobów wód rzeki Szprotawy.

Urządzenia gospodarki wodnej funkcjonujące w czasach współczesnych na obiekcie Bagna Przemkowsko-



Objaśnienia / Explanations:

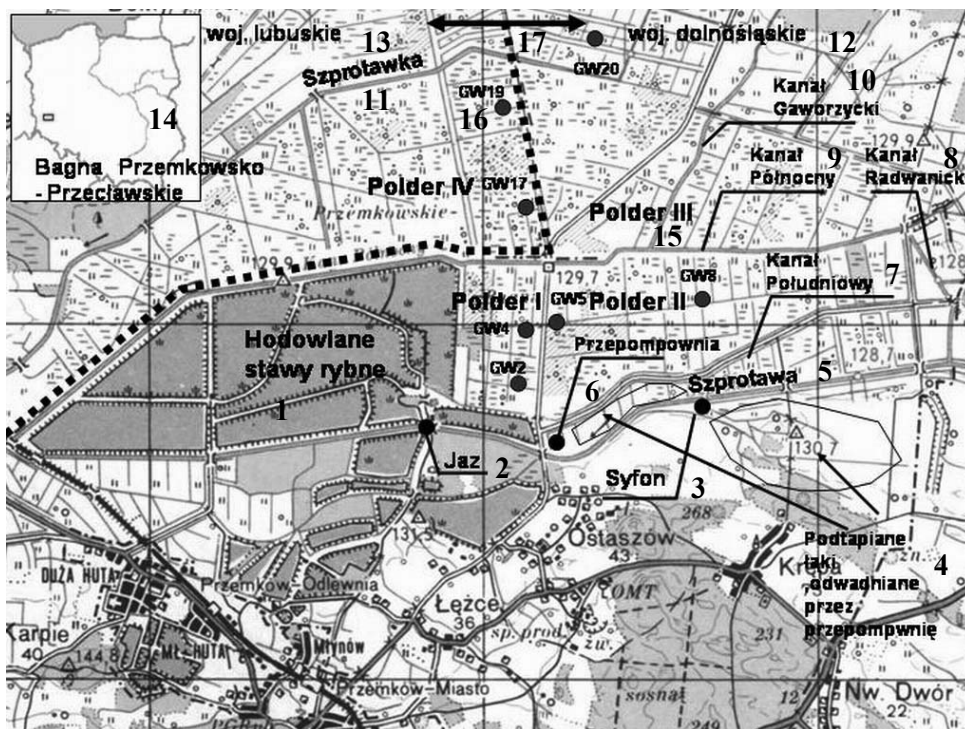
- współczesne koryta rzek / contemporary riverbeds
- koryta rzek w latach 1770–1780 / riverbeds in 1770–1780
- - - - koryta rzek w 1824 roku / riverbeds in 1824
- ▲.....▲ koryto rzeki Szprotawy w latach 1770–1780 / the Szprotawa riverbed in 1770–1780
- X- -X- koryto rzeki Szprotawy w 1824 roku / the Szprotawa riverbed in 1824
- starorzecza / ox-bows

RYSUNEK 1. Przekształcenia w sieci hydrograficznej obiektu Bagna Przemkowsko-Przeclawskie
FIGURE 1. Transformation in the river system of Przemkowsko-Przeclawskie swamps

-Przeclawskie można podzielić na trzy grupy. Pierwsza z nich obejmuje jaz zlokalizowany w km 21+180 biegu rzeki Szprotawy oraz sieć doprowadzalników, syfonów oraz akweduktów, których zadaniem jest zaopatrzenie w wodę kompleksu hodowlanych stawów rybnych. Druga grupa urządzeń reguluje stosunki wodne łąk zlokalizowanych między rzeką Szprotawą a Kanałem Południowym oraz łąk położonych na lewym brzegu rzeki Szprotawy w okolicach wsi Ostaszów. Urządzenia zaliczane do tej grupy

to przepompownia melioracyjna Krępa-Ostaszów, zlokalizowana w km 22+450 biegu rzeki Szprotawy, Kanał Południowy, a także sieć rowów oraz syfon, prowadzące wody z łąk położonych na lewym brzegu rzeki Szprotawa do Kanału Południowego.

Trzecia grupa urządzeń obejmuje ciek, które obecnie nie spełniają funkcji gospodarczych i są zasilane ze zlewni własnych. Do grupy tej zalicza się: Kanał Północny, Kanał Gaworzycki, Kanał Radwanicki oraz rzekę Szprotawkę.



Legend: 1 – fish ponds, 2 – weir, 3 – siphon, 4 – flooded meadows drained by the pumping station, 5 – the Szprotawa River, 6 – pumping station, 7 – the Southern Channel, 8 – the Radwanicki Channel, 9 – the Northern Channel, 10 – the Gaworzycki Channel, 11 – the Szprotawa River, 12 – dolnośląskie voivodeship, 13 – lubuskie voivodeship, 14 – the location of Przemkowsko-Przeclawskie swamps against a map of Poland, 15 – polder indication (I to IV), 16 – GW19-piezometer indication (GW2 –GW20), 17 – the border between lubuskie and dolnośląskie voivodeships

RYSUNEK 2. System melioracji Bagien Przemkowsko-Przeclawskich
FIGURE 2. Land reclamation system of Przemkowsko-Przeclawskie swamps

Część Bagien Przemkowsko-Przeclawskich położona w granicach obecnego województwa dolnośląskiego została objęta w 1997 roku ochroną jako Przemkowski Park Krajobrazowy oraz włączona do międzynarodowej sieci ekologicznej Natura 2000. Zlokalizowany w bliskim sąsiedztwie bagien kompleks stawów rybnych ustanowiono rezerwatem ornitologicznym.

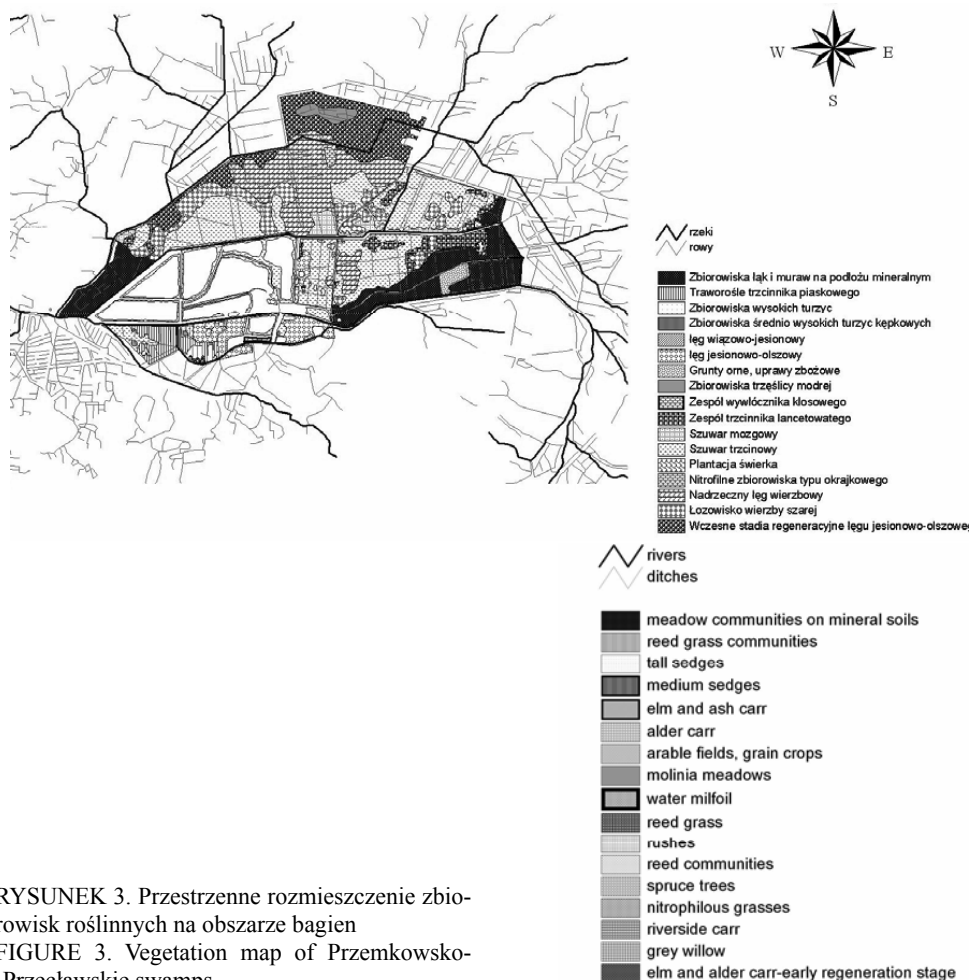
Obecnie na obszarze Bagien Przemkowsko-Przeclawskich prowadzi się jedynie lokalnie ekstensywną gospodarkę łąkowo-pastwiskową. Zabieg mechanicznego koszenia trzciny przeprowadza się na fragmentach obiektu w miesiącach jesiennych lub zimą. Odkrzaczanie jest wykonywane w miesiącach zimowych, a ekstensywny wypas przeprowadza się w jak najdłuższych okresach od wiosny do jesieni.

Charakterystyka wybranych zbiorowisk roślinnych

Przestrzenne rozmieszczenie dominujących zbiorowisk roślinnych w granicach Bagien Przemkowsko-Przeclawskich przedstawiono na mapie na rysunku 3.

Szuwar trzcinowy (*Phragmitetum australis*), który pokrywa największą powierzchnię na terenie obiektu badań, funkcjonuje jako zbiorowisko zastępcze,

będące fazą sukcesji w kręgu lasów łęgowych i olsowych. Odznacza się silną ekspansywnością, wypierając w szybkim tempie inne zespoły roślinne, w warunkach braku tradycyjnych zabiegów agrotechnicznych, tj. koszenia i wypasu. W północnej części bagien (polder III i IV) znaczną powierzchnię zajmuje zbiorowisko *Salicetum albo-fragilis* – nadrzeczny łąg wierzbowy, który w naturalnych warunkach formuje się w miejscach o okresowym przepływie powodziowym



RYSUNEK 3. Przestrzenne rozmieszczenie zbiorowisk roślinnych na obszarze bagien
FIGURE 3. Vegetation map of Przemkowsko-Przeclawskie swamps

wód powierzchniowych i dynamicznym przepływie wód gruntowych Zespół ten, nietypowo, wykształcił się z łożowisk zarośli wierzby szarej *Salix cinerea* i pięciopęcikowej *S. pentandra-Salicetum pentandro-cenereae*, które są charakterystyczne dla dynamicznego kręgu bagiennych lasów olsowych, wykształcających się w odmiennych warunkach, związanych ze stagnacją wody. Z drugiej jednak strony z podobnych łożowisk wierzby szarej tworzą się w granicach badanego obiektu drzewostany jesiono-wo-olszowe (*Fraxino-alnetum*).

Nietypowy przebieg procesów sukcesyjnych na obszarze Bagien Przemkowsko-Przeclawskich, uwidaczniający się w obecności cech dwóch typów lasów kształtowanych odmiennymi czynnikami, można uzasadnić obecnością licznych kanałów i rowów odwadniająco-nawadniających, modyfikujących procesy hydrologiczne poprzez wymuszanie ruchu zarówno wód powierzchniowych, jak i gruntowych, wpływając

w ten sposób na odchylenie się procesów sukcesyjnych w kierunku tworzenia lasów łągowych.

W północnej części obiektu występuje także zbiorowisko trzęslicy modrej (*Molinietum coruleae*), które jest najcenniejsze pod względem florystycznym, zawierając rzadkie i chronione gatunki roślin.

Wybrane charakterystyki hydrologiczne obszaru badań

Największą amplitudę wahań zwierciadła wody gruntowej zaobserwowano w studniach GW 8, GW 5 oraz GW 17 (tab. 1). Studnie GW 8 oraz GW5 są zlokalizowane w granicach obecnego polderu II (rys. 2), który ulega znacznemu odwodnieniu przez Kanał Północny oraz Kanał Południowy. Studnie GW 2 oraz GW 4 są zlokalizowane w granicach obecnego polderu I (rys. 2). Spływ wód z tego polderu do Kanału Północ-

TABELA 1. Charakterystyczne rzędne zwierciadła wody gruntowej w wybranych studniach obserwacyjnych

TABLE 1. Characteristic ground water levels at a selected observation wells

Nazwa piezometru Piezometer name	Rzędna terenu [m n.p.m.] Surface elevation	Maksymalna obserwowana rzędna zwierciadła [m n.p.m.] Maximum observed ground water level	Minimalny obserwowany poziom [m n.p.m.] Minimum observed ground water level	Amplituda wahań zwierciadła wody [m] Ground water table fluctuations
GW2	128,00	128,12	127,52	0,60
GW4	128,10	128,04	127,05	0,99
GW5	128,13	128,13	126,94	1,19
GW8	128,07	128,11	126,71	1,40
GW17	128,13	127,91	126,61	1,30
GW19	128,80	128,73	127,89	0,84
GW20	129,08	128,83	128,21	0,62

nego odbywa się rowem opaskowym stawów rybnych, na którym stosuje się piętrzenie, co uzasadnia mniejszą amplitudę wahań zwierciadła wody w tych studniach. Studnia GW 17 jest zlokalizowana w granicach obecnego polderu IV, w strefie intensywnie drenowanej przez Kanał Północny. W studni GW 19 oraz GW 20 zaobserwowano mniejszą amplitudę wahań zwierciadła wody gruntowej, ponieważ studnie te zlokalizowane są w części bagien, niepodlegającej intensywnemu odwodnieniu przez Kanał Północny.

W drugiej kolumnie tabeli 2 umieszczono miesięczne sumy ewapotranspiracji potencjalnej, obliczone metodą Penmana w modyfikacji francuskiej na podstawie danych meteorologicznych. W kolumnach 3–7 przedstawiono wartości ewapotranspiracji potencjalnej dla poszczególnych typów roślinności, uzyskane przy zastosowaniu współczynników biologicznych (Roguski i in. 1987). W kolumnie 8 umieszczono miesięczne sumy opadu, skorygowane według poprawek Chomicza. Uzyskane sumy miesięczne

ewapotranspiracji potencjalnej oraz sumy za okres wegetacyjny dla poszczególnych typów roślinności znacznie przewyższają sumy opadu atmosferycznego.

Dyskusja sposobów zagospodarowania obiektu Bagna Przemowsko-Przeclawskie na tle istniejących uwarunkowań hydrologicznych oraz wymogów ochrony środowiska

Analiza oryginalnego kształtu sieci rzecznej oraz charakterystyka wybranych elementów budowy geologicznej wskazują na konieczność przywrócenia obszarowi Bagien Przemowsko-Przeclawskich reżimu zalewów wód powierzchniowych. Realizacja tego zadania wymagałaby rekonstrukcji koryta rzeki Szprotawy oraz jej dopływów w granicach omawianego obszaru. Odtworzenie oryginalnych warunków hydrologicznych jest z jednej strony wykluczone aspektami społecznymi i technicznymi, z drugiej zaś nie gwarantuje

TABELA 2. Wartości ewapotranspiracji potencjalnej i opadu atmosferycznego
TABLE 2. Potential evapotranspiration values and precipitation rates

Miesiąc month	Etr [mm] Potential evapora- tion	Etr-szu- wary [mm] Reeds eva- poration	Etr-turzyce [mm] Sedes eva- poration	Etr-ols [mm] Alder carr evapora- tion	Etr-ziolo- rośla [mm] Herbs eva- poration	Etr-łąki dwukośne [mm] Double swath meadows	Opad [mm] Precipita- tion
1	2	3	4	5	6	7	8
IV	63,0	55,4	44,7	41,6	47,3	59,2	13,3
V	83,7	113,8	92,1	86,2	82,0	102,2	73,3
VI	117,0	177,8	143,9	133,4	127,5	128,7	44,5
VII	96,1	148,0	119,2	111,5	100,9	98,1	79,5
VIII	83,7	138,9	111,3	109,6	79,5	102,1	75,2
IX	60,0	119,4	99,0	102,6	67,2	69,0	55,0
Suma Total	503,5	753,3	610,2	584,9	504,4	559,3	340,8

restytucji naturalnych zbiorowisk roślinnych na obszarze Bagien Przemkowsko-Przeclawskich ze względu na obecne zaawansowanie i złożoność procesów sukcesji. Ocenia się, że przywrócenie zalewów wód powierzchniowych na obszarze polderów I–IV zwiększy sukcesję trzciny, doprowadzając do całkowitego wyparcia istniejących zbiorowisk roślinności bagiennej.

W związku z brakiem możliwości odtworzenia mokradeł typu fluwiogenicznego w granicach Bagien Przemkowsko-Przeclawskich uzasadnione jest zagospodarowanie obszaru tych bagien, zapewniające możliwie najpełniejszą ochronę aktualnych walorów środowiska przyrodniczego. Postuluje się, że najwłaściwszym sposobem realizacji powyższego zadania jest użytkowanie obszaru Bagien Przemkowsko-Przeclawskich jako łąki wilgotne.

Koszenie trzciny proponuje się przeprowadzać w miesiącach zimowych. Zalecane jest objęcie tym zabiegiem możliwie największych części polderu I oraz polderu II. Na polderze I przeprowadzanie wykaszania trzciny jest związane wymogiem ochrony istniejących zbiorowisk wysokich turzyc oraz średnio wysokich turzyc. Konieczne jest podniesienie poziomu wody gruntowej na polderze I w celu poprawy warunków wodnych dla rozwoju zbiorowisk turzycy oraz olsu porzeczkowego. W studniach obserwacyjnych GW2 oraz GW4, zlokalizowanych na polderze I, zaobserwowano zbyt duże wahania poziomu wody gruntowej (tab. 1), niekorzystne dla rozwoju wyżej wymienionych zbiorowisk. Utrzymanie niskiej roślinności na polderze I oraz podniesienie poziomu wód gruntowych jest korzystne dla rozwoju gatunków pta-

ków, charakterystycznych dla obszarów wodno-błotnych, bytujących w bliskich okolicach rezerwatu ornitologicznego Stawy „Przemkowskie”. Przeprowadzanie wykaszania trzciny jest ponadto uzasadnione ograniczeniem strat wody w postaci ewapotranspiracji (tab. 2).

Na polderze II, oprócz wykaszania trzciny, konieczne jest także podniesienie poziomu wód gruntowych. W studni obserwacyjnej GW 8 zaobserwowano największe wahania wody gruntowej, niekorzystne dla utrzymania łąk wilgotnych w granicach wyżej wymienionego polderu.

Na terenach obecnych polderów III i IV postulowane jest przeprowadzanie zabiegów odkrzaczania oraz wykaszania trzciny w miesiącach zimowych. Wykonanie wyżej wymienionych zabiegów umożliwi stworzenie otwartych przestrzeni dla gatunków ptactwa wodno-błotnego oraz poprawi warunki rozwoju cennych siedlisk trzęślicy modrej. W studniach obserwacyjnych zlokalizowanych w granicach polderów III i IV również odnotowano duże wahania poziomu wód gruntowych. Oceniono, że podniesienie ich poziomu na obszarach wyżej wymienionych polderów nie stworzy korzystnych warunków dla rozwoju roślinności ze względu na zbyt złożony przebieg procesów sukcesji, występujący w tej części Bagien Przemkowsko-Przeclawskich.

Podsumowanie

W granicach Bagien Przemkowsko-Przeclawskich wymagane jest odtworzenie siedlisk bagiennych w niezbędnym zakresie. Konieczna jest renowacja

istniejących urządzeń wodnych oraz budowa nowych w odpowiednich lokalizacjach. W przyszłości należy dążyć do utylizacji biomasy uzyskiwanej w wyniku przeprowadzanych zabiegów agrotechnicznych.

Literatura

- BYCZKOWSKI A. 1999: Hydrologia. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- GRIMMET R.F.A., JONES T.A 1989: Important bird areas in Europe, ICBP Cambridge.
- Ochrona przyrody w praktyce: Podmokłe łąki i pastwiska, 2001. R. Guziak, S. Lubaczewska. Polskie Towarzystwo Przyjaciół Przyrody „pro Natura”, Wrocław.
- ROGUSKI W., SARNACKA S., DRUPKA S. 1987: Instrukcja wyznaczania potrzeb i niedoborów wodnych roślin uprawnych. Wydawnictwo IMUZ, Falenty.
- URBAŃSKI I., RADCZUK L., BOCZARSKA M., URBAŃSKI M. 1998: Bilans wodno-gospodarczy do koncepcji wykorzystania użytku ekologicznego „Bagna Przemkowskie” dla retencji nadmiaru wód powodziowych wraz z koncepcją odprowadzenia wód z pompowni Krępa-Ostaszów na te bagna. AR Wrocław (materiały niepublikowane).
- URBAŃSKI I., RADCZUK L., ELIASIEWICZ R., JEŁOWICKI J., URBAŃSKI M. 2000: Bilans wodny dla przepustu w wale Szprotawy i przerzutu wody do Kanału Północnego – wpływ na zabezpieczenie przeciwpowodziowe i gospodarkę rybacką. AR Wrocław (materiały niepublikowane).
- WALCZAK-AUGUSTYNIAK M. 1995: Szczegółowa mapa geologiczna Polski. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
- WEBER J., DROZD J., LICZNAK M., KOCOWICZ A., SZADORSKI J., ZAWERBNY T. 1999: Opracowanie gleboznawczo-kartograficzne użytku Bagna Przemkowskie – Polder I. AR Wrocław (materiały niepublikowane).

WOJTKOWIAK A. Mapa hydrogeologiczna Polski – arkusz Przemków (650) (materiał niepublikowany).
www.fao.org

Summary

The management of Przemkowsko-Przeclawskie swamps against a background of hydrological conditions and environmental protection demands. Przemkowsko-Przeclawskie swamps located in the South-Western Poland form a unique complex of wetlands. Natural environment of those swamps has suffered from major transformation on account of building land reclamation systems and due to lack of proper management for over 50 years. Nowadays Przemkowsko-Przeclawskie swamps are under protection in the form of landscape park. Since the landscape park was established, particular measures have been taken in order to restore the natural values of the swamps to a realistic degree. The recovery of the original system turned out not to be possible, basing on the studies of changes in hydrological system and advanced plant succession. At present it is evaluated how management practices such as reed cutting, shrub removal and extensive grazing, all of them coupled with rising water ground water levels at particular parts of the swamps, may help altogether to preserve still existing natural heritage of the area.

Authors' address:

Andrzej Brandyk, Sylwia Szporak, Tomasz Okruszko, Marek Gielczewski
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Gospodarki Wodnej i Rekultywacji Środowiska
Zakład Hydrologii i Zasobów Wodnych
ul. Nowoursynowska 159, 02-787 Warszawa
Poland

Agata PAWŁAT-ZAWRZYKRAJ

Katedra Budownictwa i Geodezji SGGW Warszawa

Model podsystemu wodnośrodowiskowego zrównoważonego rozwoju zlewni Raszynki

Model of the water natural subsystem for sustainable development of the Raszynka catchment area

Słowa kluczowe: podsystem wodnośrodowiskowy, zrównoważony rozwój

Key words: water-environmental subsystem, sustainable development

przestrzennego, stwarzających warunki zrównoważonego rozwoju systemu przyrodniczo-społeczno-gospodarczego.

Wprowadzenie

Model zrównoważonego rozwoju zlewni Raszynki do profilu Dawidy został sformułowany w opracowaniu ekofizjograficznym przez Pawłat-Zawrzykraj (2004). Utworzono go z zintegrowanych i powiązanych z otoczeniem dwóch podsystemów I rzędu: obszaru podsystemu przyrodniczego zlewni oraz obszaru podsystemu integrowanej produkcji rolniczej i osadniczej zlewni. W obszarze podsystemu przyrodniczego Zlewni wyróżniono podsystemy II rzędu: klimatyczny, wodnośrodowiskowy i biotyczny.

Celem niniejszej pracy jest sformułowanie modelu funkcjonalno-przestrzennego podsystemu wodnośrodowiskowego zlewni Raszynki na potrzeby miejscowych planów zagospodarowania

Metodyka

Podsystem przyrodniczy zlewni definiowany jest jako obszar, na którym funkcje przyrodnicze dominują nad funkcjami społeczno-gospodarczymi. Na pozostałym obszarze (podsystemie integrowanej produkcji rolniczej i osadniczej zlewni) funkcje przyrodnicze stanowią uwarunkowania dla rozwoju funkcji społeczno-gospodarczych (Kształtowanie Systemu... 1996).

Podsystem wodnośrodowiskowy zlewni (II rzędu) w podsystemie przyrodniczym zlewni (I rzędu) jest to układ funkcjonalno-przestrzenny, obejmujący naturalne zasoby wód powierzchniowych i podziemnych, związane z zapewnieniem możliwie zamkniętego obiegu wody, stwarzającego trwałą stabilność środowiska naturalnego, z pożądaną przez mieszkańców jakością życia

w zakresie warunków wodnych. Funkcje przyrodnicze są nadrzędne, a funkcje pozaprzyrodnicze są im podporządkowane.

metodyka formułowania podsystemu przyrodniczego zlewni i podsystemu wodnośrodowiskowego zlewni powinna polegać na:

- identyfikacji i delimitacji w zlewni (geokompleksie) jednostek homogenicznych na różnym poziomie złożoności (morfotopy, fizjotopy, hydrotopy, ekohydrotopy, klimatopy, fitotopy, ekotopy...), stanowiące informację o środowisku (Pawłat-Zawrzykraj 2003),
- porównaniu charakterystycznych cech typów poszczególnych jednostek strukturalnych opisujących zlewnie, przypisaniu im możliwych do wyróżnienia funkcji środowiskotwórczych w zrównoważonym rozwoju oraz wyróżnieniu obszarów i stref funkcjonalno-przestrzennych,
- sformułowanie modelu podsystemu przyrodniczego zlewni z wyróżnionych obszarów i stref funkcjonalnych (Pawłat-Zawrzykraj 2003, 2004),
- ukształtowaniu w obrębie podsystemu przyrodniczego zlewni (podsystemu I rzędu w systemie zlewni) – podsystemu wodnośrodowiskowego zlewni (podsystem II rzędu) z jednostek strukturalnych pełniących wiodącą rolę w zachowaniu lub odtworzeniu równowagi hydrologicznej zlewni (Pawłat-Zawrzykraj 2003).

Przy formułowaniu modelu podsystemu przyrodniczego zlewni i modelu podsystemu wodnośrodowiskowego zlewni wykorzystano zasady i teorie równoważenia rozwoju systemu przyrodniczo-społeczno-gospodarczego

(Forman i Godron 1984, Vonk i de Boer 1989, Kształtowanie Systemu... 1996, Szulczewska 2002). Ze względu na ograniczenia redakcyjne praca jest syntezą opracowania ekofizjograficznego zlewni Raszynki autorstwa Pawłat-Zawrzykraj (2003).

Obiekt i wyniki badań

Charakterystyka obiektu badań.

Obiektem badań jest górna część zlewni rzeki Raszynki do profilu Dawidy w km 10+300, o powierzchni 12,9 km², administracyjnie położona na terenie gmin Lesznowola i Raszyn (rys. 1).

W strukturze przestrzennej zlewni dominuje wysoczyzna o rzeźbie płaskorówninnej. Elementami wyróżniającymi się są powierzchnie sandrowe i równiny morenowe. W źródłowej części zlewni występuje obszar wydmy o rzeźbie niskorówninnej i ostrofalistej. Obszar doliny o rzeźbie płaskorówninnej pokryty jest osadami holoceniowymi (Pawłat-Zawrzykraj i Pajnowska 2003).

Na wysoczyźnie wytworzyły się gleby płowe, brunatne właściwe, w obniżeniach czarne ziemie, na obszarze wydmy gleby bielice, a w dolinie rzeki – czarne ziemie, gleby torfowo-murszowe i murszaste (Pawłat-Zawrzykraj 2003).

Zlewnia ma charakter rolniczy. W strukturze jej użytkowania grunty orne zajmują 74,7% ogólnej powierzchni, użytki zielone 4,6%, lasy 6,1 %, wody 0,6%, tereny zabudowane i komunikacyjne 14,0%.

W latach 1960–1965 użytki orne na powierzchni 763 ha zostały zmeliorowane. Wykonany system melioracyjny skła-

da się z sieci drenarskiej i rowów odpływowych. Własne obserwacje wskazują, że działają one sprawnie.

Produkcyjność gleb ornyczych na 48% powierzchni jest wysoka (klasa bonitacyjna gleb IIIa i IIIb), na 24% powierzchni – średnia (klasa gleb IVa i IVb), a na 28% powierzchni – niska i bardzo niska (klasa V i VI). W ich obrębie dominują kategorie ekohydrotopów właściwie uwilgotnionych i krótkotrwale nadmiernie uwilgotnionych. W strukturze zasiewów około 40% ogólnej powierzchni zajmuje uprawa warzyw, około 25% powierzchni – wczesnych ziemniaków i około 30% powierzchni – uprawa zbóż (Pawłat-Zawrzykraj 2003, 2004).

Użytki zielone występują w dolinie rzeki, lokalnie w dolinach jej dopływów. W układzie przestrzennym nie tworzą one ciągłości. W wyniku regulacji koryta rzeki i melioracji łąk lokalnie zamienione zostały na pola uprawne. Użytki zielone na powierzchni 73 ha są odwodnione rowami, w tym na powierzchni 9 ha istniała tuż po melioracji możliwość nawodnień podsiąkowych. W zbiorowiskach łąkowych przeważają płaty zespołów: *Alopecuretum pratensis*, *Poo-Festucetum rubrae*, *Agropyretum repentis* i *Deschampsietum caespitosae*. Na niewielkich powierzchniach występują zbiorowiska szuwarowe *Phalaridetum arundinaceae* i *Typhetum angustifoliae* (Pawłat-Zawrzykraj 2003).

Zwarty obszar leśny występuje jedynie w źródłowej części zlewni na utworach wydmych. Wchodzi ona w skład dużego kompleksu leśnego „Uroczysko Magdalenka”. W występujących tu siedliskach borowych przeważają płaty zespołu *Quercus roboris-Pinetum*. Niewielkie powierzchnie lasów wilgotnych

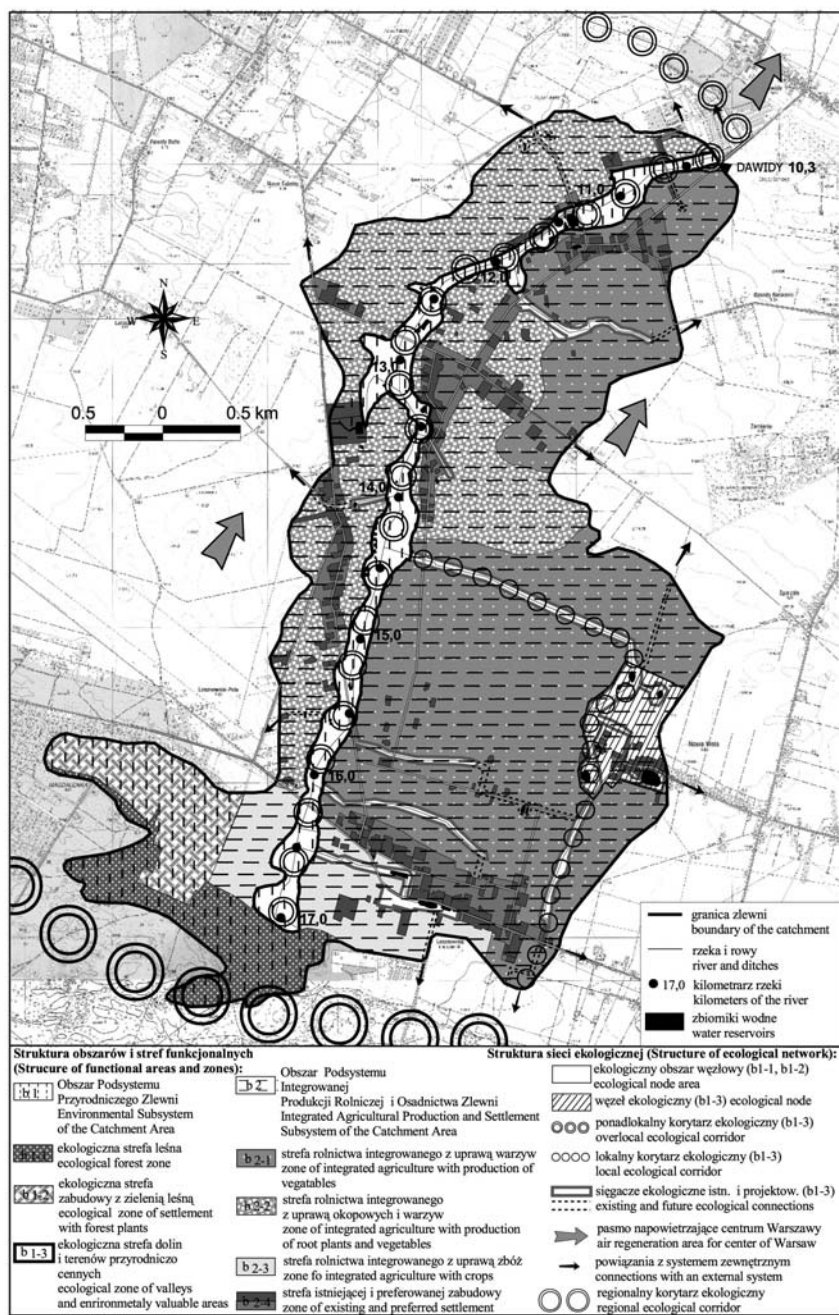
występują w obniżeniach wysoczyzny (*Tilio-Carpinetum stachyetosum*) oraz lasów łęgowych w dolinie Raszynki (*Fraxino-alnetum* i *Ficario-Ulmetum minoris*). Opisano je w pracy Pawłat-Zawrzykraj (2005).

Charakterystykę i analizę struktury przestrzennej warunków obiegu wody w analizowanej zlewni przedstawiono w pracy Pawłat-Zawrzykraj (2006a), a stan środowiska wodnogospodarczego i model podsystemu wodnogospodarczego w pracy Pawłat-Zawrzykraj (2006b).

Integracja jednostek strukturalnych zlewni w model funkcjonalno-przestrzenny zrównoważonego rozwoju

W opracowaniu ekofizjograficznym zlewni, na podstawie wydzielonych w pracy Pawłat-Zawrzykraj (2003, 2004, 2006a) typologicznych jednostek przestrzennych, wyróżniono dwa zintegrowane obszary funkcjonalno-przestrzenne o charakterze przyrodniczym (b_1) i społeczno-gospodarczym (b_2). W ich obrębie wydzielono strefy funkcjonalno-przestrzenne: b_{1-1} , b_{1-2} , b_{1-3} , b_{2-1} , b_{2-2} , b_{2-3} , b_{2-4} (rys. 1). Rozwój wymienionych obszarów i stref musi tworzyć ład przestrzenno-ekologiczny.

Na podstawie wyróżnionych obszarów i stref sformułowano model funkcjonalno-przestrzenny zrównoważonego rozwoju analizowanej zlewni (rys. 1). W jego systemie z przyrodniczych obszarów funkcjonalno-przestrzennych ukształtowano podsystem przyrodniczy zlewni, składający się



RYСУNEK 1. Model funkcjonalno-przestrzenny zrównoważonego rozwoju zlewni Raszynki do profilu Dawidy

FIGURE 1. Functional spatial model of the sustainable development of the Raszynka catchment area up to Dawidy profile

z ekologicznego obszaru węzłowego „Magdalena” (b_{1-1} , b_{1-2}), węzła ekologicznego „Nowa Wola” (b_{1-3}), ponadlokalnego korytarza ekologicznego „Dolina Raszynki” (b_{1-3}), lokalnych korytarzy ekologicznych (b_{1-3}) i sięgaczy ekologicznych (b_{1-3}). Ze społeczno-gospodarczych stref funkcjonalno-przestrzennych (b_{2-1} , b_{2-2} , b_{2-3} , b_{2-4}) utworzono model podsystemu integrowanej produkcji rolniczej i osadniczej zlewni. Oba podsystemy powiązane zostały funkcjonalnie w systemie lokalnym i ponadlokalnym zlewni (Pawłat-Zawrzykraj 2004).

Model struktury podsystemu wodnośrodowiskowego zlewni

Ekologiczny obszar węzłowy „Magdalena”, węzeł ekologiczny „Nowa Wola”, korytarze ekologiczne (ponadlokalne i lokalne) i sięgacze ekologiczne, tworzące w podsystemie przyrodniczym zlewni Raszynki strukturę sieci ekologicznej, współdziałają ze sobą w układzie II rzędu podsystemów: wodnośrodowiskowego, klimatycznego i biologicznego. Wyróżniono je w zlewni według koncepcji „Kształtowania systemu...” (1996) i Szulczewskiej (2002) ze względu na specyfikę ruchu podstawowych nośników oddziaływań w ekosystemach i między ekosystemami, tzn. wody, powietrza i organizmów. Przedmiotem zainteresowania niniejszej pracy jest podsystem hydrologiczny – wodnośrodowiskowy.

Podsystem wodnośrodowiskowy zlewni utworzono z:

- hydrotopów i ekohydrotopów, pełniących znaczącą rolę w zasilaniu

wód gruntowych i powierzchniowych,

- rzeki, dopływów i powiązanych z nimi zbiorników wodnych, jako łączników i nośników wody oraz składników chemicznych.

Za jego najważniejsze elementy składowe uznano:

- hydrologiczny obszar węzłowy „Magdalena” – przywododziałowy, zasilający gruntowo źródłowy odcinek Raszynki, oraz czwartorzędowe wody użytkowe, ujmowane na potrzeby wodociągu zbiorczego gminy Lesznowola,
- węzeł hydrologiczny „Nowa Wola” – przywododziałowy, o znacznej retencji powierzchniowej i glebowo-gruntowej, zasilającej wody podziemne,
- korytarz hydrologiczny „Dolina Raszynki” – główna oś tranzytowa, łącząca regionalny i lokalny system wodny w fizjocenotyczną całość, a także jako strefa retencyjno-zasilająca i odpływowa,
- sięgacze hydrologiczne I rzędu, składające się z dopływów rzeki Raszynki, wspomagające funkcję tranzytową korytarza „Doliny Raszynki”,
- sięgacze hydrologiczne II rzędu, wspomagające gruntowe elementy tranzytowe sięgaczy I rzędu w ich topozlewniach (zbieracze w działach drenarskich).

Zaproponowany podsystem wodnośrodowiskowy znajduje się w otoczeniu stref rolnictwa integrowanego (b_{2-1} , b_{2-2} , b_{2-3}) oraz strefy istniejącej i preferowanej zabudowy (b_{2-4}), przedstawionych na rysunku 1. Strefy te zajmują około 80% ogólnej powierzchni zlewni i mają bardzo duże znaczenie w obszarowym

zasilaniu powierzchniowym i podziemnym zlewni. Spełniają one funkcje poza-przyrodnicze, ale podporządkowano je także wymogom środowiskotwórczym.

W obrębie stref rolnictwa integrowanego, w wyniku agregacji wyróżnionych w pracy Pawłat-Zawrzykraj (2006a) ekohydrotopów ekosystemu polowego, wyróżniono dwa zespoły ekohydrotopów o różnych funkcjach przyrodniczo-rolniczych:

1. Zespół kategorii ekohydrotopów właściwie uwilgotnionych i krótkotrwale nadmiernie uwilgotnionych, o słabych i średnich warunkach infiltracji, umiarkowanej retencji, średnio odpornych na antropopresję, o sprzyjających warunkach rozwoju rolnictwa i znaczącej roli w zasilaniu gruntowym. W dużym stopniu stabilizują one obieg wody w topozlewniach. Dodatkowo współdziała w tym zakresie system drenarski. Ekohydrotopy te występują w strefie funkcjonalno-przestrzennej b_{2-1} w dwóch kompleksach – „Łady” i „Lesznówka – Nowa Wola”. W otoczeniu podsystemu wodnośrodowiskowego zlewni przypisano im funkcję wspomagającego hydrologicznego obszaru węzłowego.
2. Zespół kategorii ekohydrotopów właściwie uwilgotnionych i okresowo niedostatecznie uwilgotnionych, o dobrych i bardzo dobrych warunkach infiltracji, małej retencji, mało odpornych na antropopresję, o niższej produktywności roślin uprawnych i tylko okresowo zasilających gruntowo koryto rzeki Raszynki. Przyspieszają one obieg wody i składników chemicznych, zwiększając dynamikę reżimu wodnego

zlewni. Powyższym strefom (b_{2-2} , b_{2-3}) nadano znaczenie tła dla obszaru węzłowego, węzła, korytarza i sięgaczy hydrologicznych.

W granicach wyróżnionych powyżej jednostek przestrzennych podsystemu wodnośrodowiskowego zlewni występują elementy przyrodnicze i antropogeniczne, stanowiące bariery i bufory hydrologiczne. Sieć dróg ogranicza spływ powierzchniowy, ale też nie sprzyja naturalnemu obiegowi wody. Budowle piętrzące i przepustowe, bujna roślinność i osady denne w rzece i rowach hamują przepływ i podnoszą w nich zwierciadło wody, w tym także poziom wody gruntowej na terenach przyległych. Bariery te sprzyjają spowolnieniu obiegu wody w zlewni. Zbiorowiska leśne w obszarze węzłowym i zbiorowiska łąkowe na terenie korytarza hydrologicznego „Dolina Raszynki” zwiększają ewapotranspirację i wsiąkanie, ograniczają odpływ powierzchniowy oraz fitosorpcję biogenów. Pełnią funkcję buforu, sprzyjającego stabilności podsystemu przyrodniczego.

Na obszarze wysoczyzny występuje 27 zbiorów, a w dolinie 23 małe zbiorniki wodne o sumarycznej pojemności retencyjnej (V_{NPP}) 53 tys. m³ i retencji użytecznej ($V_{max} - V_{NPP}$) około 27 tys. m³. Mają one mało znaczący wpływ na obieg wody w skali zlewni, duży natomiast – w skali miejsca ich występowania. Zwiększają retencję powierzchniową, wilgotność powietrza i zasoby wód podziemnych. Pełnią funkcję wodochronną, geochemiczną i biotyczną. Ekosystemy wodne, łącznie z występującą na obrzeżach roślinnością drzewiastą, trawiastą i szuwarową, są istotnym elementem składowym podsystemu wodnośrodowiskowego zlewni.

W strukturze podsystemu wodnośrodowiskowego zlewni na potrzeby planowania przestrzennego wyróżniono cząstkowe jednostki wodnośrodowiskowe w granicach topozlewni południowej (Z-1) i topozlewni północnej (Z-2). Topozlewnia Z-1 o powierzchni 9,4 km², położona administracyjnie na terenie gminy Lesznów, stanowi źródłową część zlewni Raszynki. W jej granicach podsystem wodnośrodowiskowy ma złożoną i wartościową strukturę ekologiczną. Decyduje ona o reżimie hydrologicznym topozlewni (Z-2) o powierzchni 3,5 km², położonej w granicach gminy Raszyn. Topozlewnia Z-1 w podsystemie wodnośrodowiskowym pełni funkcję nadrzędną.

Model funkcjonalno-przestrzenny podsystemu wodnośrodowiskowego zlewni Raszynki do profilu Dawidy przedstawiono na rysunku 2.

Dyskusja

Opracowanie ekofizjograficzne stanowi przyrodniczą podstawę do wdrażania zasad zrównoważonego rozwoju w planach zagospodarowania przestrzennego (Ustawa – Prawo ochrony środowiska 2001). Najważniejszą z nich jest zachowanie warunków funkcjonowania ekosystemów w czasie i przestrzeni (Andrzejewski 1980).

W uwarunkowaniach ekofizjograficznych formułowane są założenia struktury funkcjonalno-przestrzennej układu przyrodniczo-społeczno-gospodarczego analizowanego obszaru. Podstawą ich wyróżnienia są teoretyczne podstawy ekologii ekosystemów i ekologii krajobrazu. Wyprowadzono z nich te-

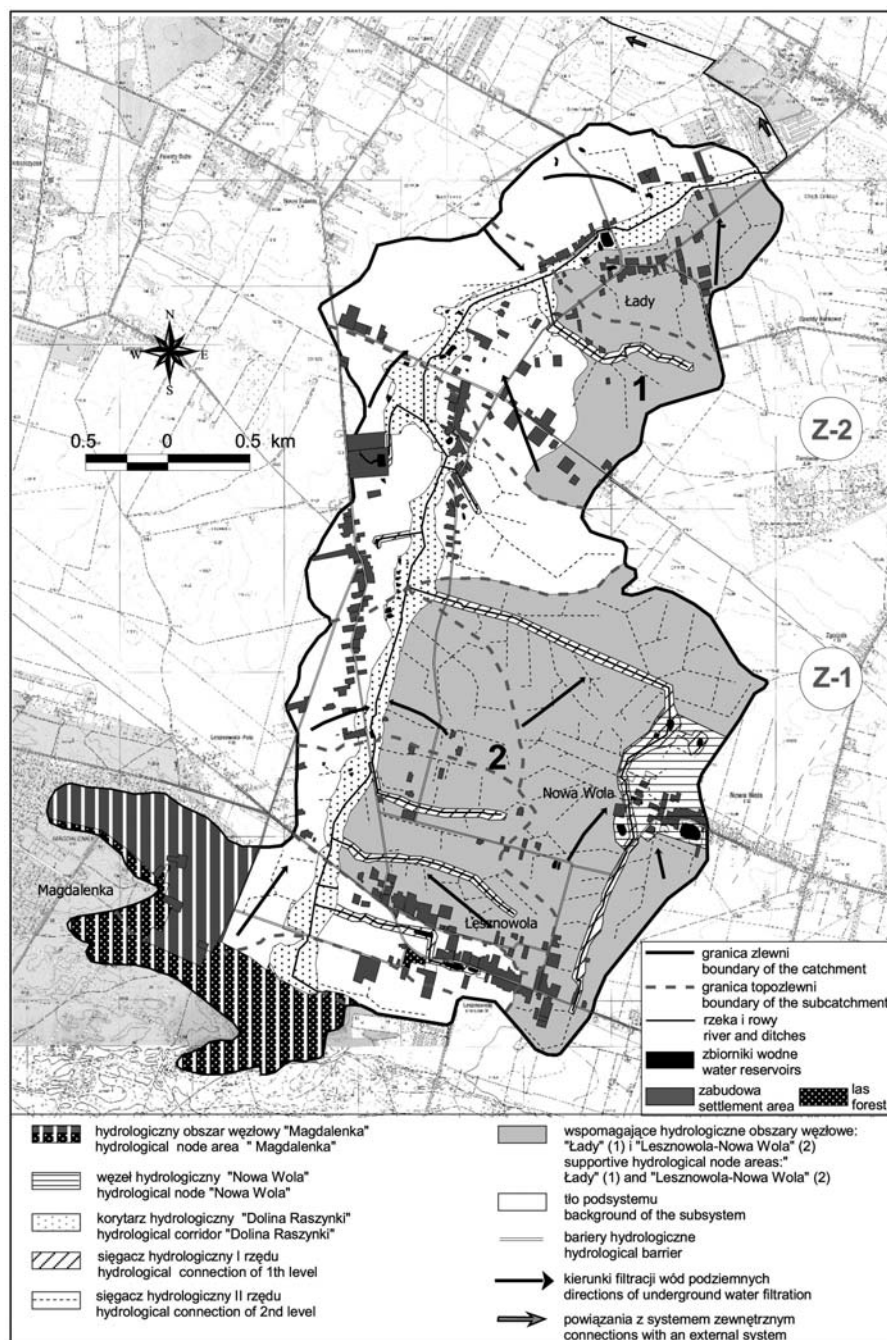
orię „wysp” (MacArthur i Wilson 1967), model „płatów i korytarzy” [(Forman i Gordon 1984), model „strefowo-pasmowo-węzłowy” (Chmielewski 1988), koncepcję „metapopulacji” (Opdam 1987) i koncepcję „integracji” (Vonk i de Boer 1989). Dały one podstawę do tworzenia ekologicznych systemów obszarów chronionych na poziomie krajowym i międzynarodowym.

W niniejszej pracy podjęto próbę zastosowania powyższych teorii, modeli i koncepcji do kształtowania rozwoju geosystemów w przykładowym opracowaniu ekofizjograficznym, dotyczącym zlewni Raszynki do profilu Dawidy. Sformułowano model funkcjonalno-przestrzenny podsystemu wodnośrodowiskowego zlewni, spełniający dla środowiska biotycznego i abiotycznego funkcję środowiskotwórczą. Spełnia on także wymogi kierunków zrównoważonego rozwoju gmin Lesznów i Raszyn w dłuższym horyzoncie czasu (Domaradzki 1999, Markert 1999).

O należyтым funkcjonowaniu podsystemu wodnośrodowiskowego zlewni Raszynki decydują uwarunkowania środowiskowe, formy zagospodarowania terenu, obiekty infrastruktury przyrodniczo-gospodarczej, użytkownicy wód. Szczegółowe propozycje w tym zakresie przedstawiono w pracy Pawłat-Zawrzykraj (2003).

Wnioski

1. Ekofizjograficzna identyfikacja struktury przestrzennej warunków obiegu wody oraz obszarów i stref funkcjonalno-przestrzennych w badanym geosystemie umożliwia



RYСУNEK 2. Model funkcjonalno-przestrzenny podsystemu wodnośrodowiskowego zlewni Raszynki do profilu Dawidy

FIGURE 2. Functional spatial model of the water natural subsystem for the Raszynka catchment area

- w jego granicach wyróżnienie obszarów zasilających w wodę i pasm jej tranzytu. Jednostki te wykazują dużą przydatność do formułowania podsystemu wodnośrodowiskowego na potrzeby planowania przestrzennego i zarządzania gospodarką wodną. Stabilizują one zachowanie równowagi ekologicznej układu przyrodniczego. Pełnią funkcję wodno-środowiskowo-twórczą.
2. W powyższym podejściu metodycznym w strukturze obszaru przyrodniczego zlewni Raszynki do profilu Dawidy zidentyfikowano podsystem wodnośrodowiskowy, składający się ze współzależnego układu przywododziałowych ekohydrotopów, pełniących funkcję hydrologicznych obszarów retencyjno-zasilających, oraz z sieci hydrograficznej i stref bezpośrednio do nich przyległych jako łączników oraz nośników wody i składników chemicznych.
 3. W projekcie przyszłego miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego analizowanych obszarów wsi w układzie gmin infrastruktura oraz kierunki zagospodarowania terenu i wód powinny być planowane i wprowadzane w sposób spełniający ekologiczne założenia sformułowanego modelu podsystemu wodnośrodowiskowego zlewni.

Literatura

- ANDRZEJEWSKI R. 1980: Ekofizjografia i ekologiczne kształtowanie środowiska biotycznego na obszarach zurbanizowanych. *Człowiek i Środowisko* 4: 5–20.
- CHMIELEWSKI T.J. 1988: O strefowo-pasmowo-węzłowej strukturze układów ponadekosystemowych. *Wiad. Ekol.* 2: 165–185.
- DOMARADZKI K. 1999: Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy Lesznówola. Maszynopis. Biuro Planowania Rozwoju Warszawy, Warszawa.
- FORMAN R.T.T., GODRON M. 1984: *Landscape ecology*. J. Wiley and Sons, New York.
- Kształtowanie systemu przyrodniczego Miasta 1996 (red.) B. Szulczewska, J. Kaftan. Instytut Gospodarki Przestrzennej i Komunalnej, Warszawa.
- MacARTHUR R.H., WILSON E.O. 1967: *The theory of Island Biogeography*. Monographs in Population Biology. Princeton University, Press-Princeton, New Jersey.
- MARKERT A. 1999: Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy Raszyn. Maszynopis. Biuro Planowania Rozwoju Warszawy, Warszawa.
- OPDAM P. 1987: De metaapopulatie, model van een populatie in een versnipperd landschap (The metapopulation, model of a population in a fragmented landscape). *Landscape* 4: 289–306.
- PAWŁAT-ZAWRZYKRAJ A. 2003: Uwarunkowania wodne zrównoważonego rozwoju w opracowaniu ekofizjograficznym na przykładzie zlewni Raszynki. Rozprawa doktorska. Maszynopis. SGGW, Warszawa.
- PAWŁAT-ZAWRZYKRAJ A. 2004: Model funkcjonalno-przestrzenny zrównoważonego rozwoju zlewni Raszynki. *Acta Scientiarum Polonorum – Architectura* 3(2): 29–46.
- PAWŁAT-ZAWRZYKRAJ A. 2005: Diagnoza stanu roślinności i jej ekologiczno-siedliskowych uwarunkowań w opracowaniu ekofizjograficznym zlewni Raszynki. *Przegląd Naukowy Inżynieria i Kształtowanie Środowiska* 1(31): 83–92.
- PAWŁAT-ZAWRZYKRAJ A. 2006a: Analiza struktury przestrzennej warunków obiegu wody w zlewni Raszynki na potrzeby planowania przestrzennego. *Acta Scientiarum Polonorum – Architectura* 5(2): 85–94.
- PAWŁAT-ZAWRZYKRAJ A. 2006b: Model podsystemu wodnogospodarczego zrównoważonego rozwoju zlewni Raszynki. *Acta Scientiarum Polonorum – Architectura* (w druku).

- PAWŁAT-ZAWRZYKRAJ A., PAJNOWSKA H. 2003: Delimitacja fizjotopów, geomorfotopów i morfotopów w opracowaniu ekofizjograficznym uwarunkowań wodnych zlewni Raszynki. *Przegląd Naukowy Inżynieria i Kształtowanie Środowiska* 1(28): 115–125.
- SZULCZEWSKA B. 2002: Teoria ekosystemu w koncepcjach rozwoju miast. Rozprawy i Monografie 251. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- VONK J.J. BOER R.T. 1989: Inleiding tot de inrichting van het landelijk gebied (Introduction to land use planning in the countryside). Dyn. inrichting en beheer land. gebied (Dynamics in planning and management of rural areas). Pudoc, Wageningen.

of ground and surface water recharge, the river and its inflows with water reservoirs which act as connections and carriers of water and chemical constituents. The main elements of the subsystem are as follows: hydrological node area “Magdalenka” – which recharges useful water resources and water heads of the river; hydrological node area “Nowa Wola” with large surface and sub-surface water retention which supply groundwaters, hydrological corridor “Raszynka valley” – main axis connecting regional and local water system as a whole, hydrological connections – enforcing elements of the corridor “Raszynka valley” and supporting node areas „Łady” i „Lesznowola-Nowa Wola”.

Summary

Model of the water natural subsystem for sustainable development of the Raszynka catchment area. Water-environmental subsystem of the Raszynka catchment area is build of: spatial units called hydrotops and ecohydrotops which have an important role

Author's address:

Agata Pawłat-Zawrzykraj
Szkola Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Budownictwa i Geodezji
ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa
e-mail: Agata_Pawlat_Zawrzykraj@sggw.pl

Andrzej CZERNIAK¹, Zbigniew PELC²

¹Katedra Inżynierii Leśnej, Akademia Rolnicza im. A. Cieszkowskiego w Poznaniu
Department of Forest Engineering, The August Cieszkowski Agricultural University
of Poznań

²Nadleśnictwo Piaski
„Piaski” Forest District

Identyfikacja efektów przyrodniczych po wybudowaniu zbiornika retencyjnego „Jeżewo” w Nadleśnictwie Piaski Identification of effects after the retention tank “Jeżewo” is built in Piaski Forest District

Słowa kluczowe: las, zbiornik retencyjny, środowisko

Key words: forest, storage reservoir, environmental

Wprowadzenie

Przewidywane ocieplenie klimatu, wynikające z emisji gazów cieplarnianych, oraz wzrost stężenia dwutlenku węgla w powietrzu może spowodować szybszy metabolizm niektórych gatunków roślin lądowych i wodnych. Ilość tlenu rozpuszczonego w wodzie o wyższej temperaturze będzie mniejsza. W miarę ocieplania się klimatu znacznie mogą osłabnąć procesy odnowy wód podziemnych. Jakkolwiek nie ma zgodności co do kierunku zmian klimatycznych, to większość naukowców przestrzega przed wzmożeniem występowania na świecie ekstremów hydrologicznych – susz i po-

wodzi, i związanych z tym zjawiskami skutków klęsk żywiołowych.

Pod względem wielkości rocznego opadu atmosferycznego i odpływu rzecznej Polska lokalizuje się blisko końca listy krajów Europy. Odbudowa zasobów wodnych możliwa jest poprzez odtworzenie zdegradowanych zlewni, prowadzenie właściwej gospodarki leśnej, przechwytywanie wody w obiektach małej retencji oraz jej magazynowanie w zbiornikach retencyjnych. Zbiorniki retencyjne buduje się przede wszystkim w celu regulacji przepływów, do retencjonowania słodkiej wody, jako rezerwuary wody do nawadniania terenów i gaszenia pożarów oraz do zasilania elektrowni wodnych.

Konsekwencje wynikające z budowy zbiorników retencyjnych są bardzo złożone. Bardzo często zbiorniki retencyjne zlokalizowane są na terenach leśnych. W związku z tym konieczne jest wyle-

sianie dużych powierzchni. Na ogół nawadnianie wynikające z budowy zbiornika retencyjnego wpływa korzystnie na środowisko leśne. Spiętrzanie wody do rzędnych najwyższych może powodować również niekorzystne przeobrażenia stosunków powietrzno-wodnych w glebach na terenach sąsiednich. Na skutek podtapiania terenów przyległych do zbiorników następuje zmiana warunków siedliskowych (Boczoń i in. 2005).

Badania prowadzone w Katedrze Inżynierii Leśnej Akademii Rolniczej w Poznaniu wykazały istotny wpływ zbiorników retencyjnych na kształtowanie się poziomu wód gruntowych w glebach sąsiadujących drzewostanów (Kamiński i in. 1992). Podniesienie poziomu lustra wody gruntowej w wyniku podpiętrzenia wód rzeki Główniej (Zbiornik Kowalskie k. Poznania) spowodowało zmniejszenie przyrostów rocznych w drzewostanach sosnowych. W drzewostanie 71-letnim spadek przyrostów wyniósł 20,6%, a w drzewostanie 43-letnim – 28,5%. Największą zdolność adaptacyjną na podniesienie się lustra wody gruntowej wykazywał drzewostan 29-letni (najmłodszy z badanych).

Dodatknie i ujemne skutki oddziaływania na środowisko leśne projektowanych zbiorników retencyjnych przewiduje się na podstawie rozpoznania hydrogeologicznego i przyrodniczego. Wstępnej identyfikacji wpływu spiętrzenia wód w zbiorniku na warunki siedliskowe i biocenozę terenów przyległych dokonuje się w warunkach znacznej niepewności co do przyjętego stanu rozpoznania oraz stopnia reakcji środowiska. Rzeczywisty wpływ zbiornika na przyległe tereny leśne można określić na podstawie właściwie prowadzonego

monitoringu stanu środowiska i jakości drzewostanów. W pracy podjęto próbę identyfikacji efektów przyrodniczych po wybudowaniu zbiornika retencyjnego „Jeżewo” w Nadleśnictwie Piaski.

Ogólna charakterystyka zbiornika

Zbiornik „Jeżewo” znajduje się na terenie gminy Borek Wielkopolski, powiatu gostyńskiego, województwa wielkopolskiego. Według podziału administracyjnego LP zbiornik znajduje się na terenie Leśnictwa Stawiszyn, Nadleśnictwa Piaski, RDLP Poznań. Zbiornik został utworzony na dolnym odcinku rzeki Pogony, w odległości 3,55 km od jej ujścia do Kościańskiego Kanału Obry zwanego też Kanałem Obry. Zapora została zlokalizowana poniżej ujścia lewostronnego dopływu rzeki Serawy do Pogony, na wyniesieniu stropu podłoża gliniastego, w miejscu morfologicznego przewężenia doliny, będącego skutkiem rozcięcia przez rzekę i dolinę moreny gliniastej. Doliny rzeki Pogony i Serawy w obrębie czaszy projektowanego zbiornika były użytkowane łąkowo (taras zalewowy) i leśnie (taras nadzalewowy i skarpy wysoczyzny). Przyległe do zbiornika tereny wysoczyzny użytkowane są leśnie i rolniczo. Mikroklimat terenów, leżących w sąsiedztwie projektowanego zbiornika, kształtowany jest w dużym stopniu przez przyległe lasy. Taras nadzalewowy i skarpy doliny zbudowane są z piasków słabogliniastych i luźnych. Wytworzyły się tu gleby brunatne i bielcowe. Na terenach zalesionych poziom wód gruntowych przed budową zbiornika podlegał dużym wahaniom w okresie rocznym w zależności od reżimu hydrologicznego i kształtował się następująco:

- od 0,0 do 0,8 m w siedlisku lasów łęgowych,
- od 0,5 do 1,5 m w siedlisku lasów wilgotnych,
- od 1,0 do 2,0 m w siedlisku lasów świeżych i lasów mieszanych świeżych,
- ok. 1,5 do 2,5 m w siedlisku borów mieszanych świeżych,
- ok. 2,0 do 3,0 m w siedlisku borów świeżych.

Wody gruntowe badanego obszaru charakteryzowały się dość niską jakością (Przybyła i Kozłowski 2003).

Zbiornik „Jeżewo” wybudowano w latach 2000–2004 w celu:

- zmagazynowania wody do nawodnienia podsiąkowego 520 ha użytków zielonych położonych wzdłuż Kościańskiego Kanału Obrzy,
- zmniejszenia zagrożenia powodzią doliny Kościańskiego Kanału Obrzy poniżej ujścia rzeki Pogony,
- urozmaicenia krajobrazu w rejonie ubogim w duże otwarte akweny wodne,
- zwiększenie bioróżnorodności flory i fauny na obszarach przyległych do zbiornika,
- korzystnej zmiany mikroklimatu na okolicznych terenach,
- umożliwienia prowadzenia gospodarki rybackiej.

Założono, że zbiornik zasilany będzie w wodę głównie w okresie od listopada do marca. Woda do nawodnień użytków zielonych pobierana będzie od 11 kwietnia do 10 września. Pojemność zbiornika przy maksymalnym użytkowym poziomie piętrzenia, przyjętym na rzędnej 101,00 m n.p.m. (odpowiadającym normalnemu poziomowi piętrzenia – NPP), wynosi około 1528,9 tys. m³,

przy powierzchni zalewu 76 ha. Przy maksymalnej rzędnej piętrzenia 101,70 m n.p.m. powierzchnia zalewu obejmuje 86 ha, co daje pojemność 1980 tys. m³. Zakres pojemności zbiornika uzależniony jest od przebiegu warunków klimatycznych i harmonogramu nawodnień użytków zielonych.

Czasza zbiornika pokryta była na powierzchni 37,65 ha lasami, na powierzchni 30,20 ha użytkami zielonymi, 7,52 ha stanowiły inne grunty oraz koryto rzeki. W trakcie prac przygotowawczych wycięto łącznie około 40 ha lasu (od upraw do VI klasy wieku), głównie drzewostanów sosnowych. Roboty ziemne objęły tereny czaszy zbiornika oraz tereny pod zaporą czołową, zaporą boczną, drogą i rowem opaskowym. W obrębie koryta rzeki, poza odcinkiem objętym bezpośrednio budową, nie przewidziano prac adaptacyjnych. Linia brzegowa ma około 10 km długości i praktycznie w całości jest to granica typu woda – las (rys. 1).

Zrębem objęto około 19 tys. drzew o średnicy 10–35 cm oraz około 480 sztuk drzew o średnicy 36–55 cm, oraz zadrzewienia i zakrzewienia (ok. 3,65 ha) na terenach łąkowych. Wysokość



RYSUNEK 1. Linia brzegowa zbiornika
FIGURE 1. The coast line of retention header

jednorazowego odszkodowania za straty powstałe na wskutek przedwczesnego wyrębu drzewostanów obliczona została zgodnie z obowiązującymi przepisami. Pozyskany surowiec drzewny z terenów leśnych przejął właściciel gruntów.

Pod wpływem piętrzenia znalazły się sąsiadujące ze zbiornikiem lasy państwowe i prywatne. Są to bory świeże (Bśw), bory mieszane świeże (BMśw), lasy mieszane świeże (LMśw), lasy świeże (Lśw), lasy wilgotne (Lw) i lasy łęgowe (Ll).

Ocena przewidywanych skutków oddziaływania zbiornika „Jeżewo” na środowisko w skali lokalnej

Zmiana poziomu wód gruntowych po wykonaniu piętrzenia miała spowodować poprawę warunków wodnych w drzewostanach, w których odczuwalny był niedobór wody. Drzewostany położone na terenach niżej położonych w wyniku stałego i okresowego nadmiernego uwilgotnienia gleb mogą reagować negatywnie.

Ocenę prognozowanych zysków i strat (V) w lokalnym środowisku przyrodniczym (tab. 1) dokonano metodą in-

TABELA 1. Prognozowana ocena wpływu zbiornika retencyjnego na środowisko lokalne

TABLE 1. Forecasted estimate of header retention influence on local environment

Numer <i>i</i> -tego efektu Number of <i>i</i> -effect	Ocena punktowa elementu [a_i] Estimate of punctual element [a_i]	Waga elementu [w_i] Weight of element [w_i]	Ocena z uwzględnieniem wagi [V_i] Estimate with taking into consideration weight [V_i]
1	-5	0,15	-0,75
2	+5	0,20	+1,00
3	-3	0,07	-0,21
4	0	0,00	0,00
5	+1	0,02	+0,02
6	+2	0,03	+0,06
7	-3	0,12	-0,36
8	+5	0,12	+0,60
9	+1	0,01	+0,01
10	+1	0,04	+0,04
11	-1	0,01	-0,01
12	+1	0,01	+0,01
13	+3	0,08	+0,24
14	+3	0,08	+0,24
15	+1	0,01	+0,01
16	+3	0,05	+0,15
<i>V</i>			+1,05

deksową (Pawłat 1997). W tym celu sporządzono listę i -tych efektów oddziaływania zbiornika na środowisko. Stopień oddziaływania zbiornika (a) na poszczególne elementy środowiska oceniono w skali 10-punktowej: +5 – bardzo duże zyski przyrodnicze, +3 – średnie zyski, +1 – małe, 0 – mało znaczące, -1 – małe straty, -3 – średnie straty, -5 – bardzo duże straty przyrodnicze. Każdemu elementowi środowiska przypisano jego wagi (w) w skali punktowej, których suma równa się 1 (jedności):

$$V = \sum_{i=1}^n a_i \cdot w_i$$

gdzie:

V – prognozowana ocena wpływu zbiornika na środowisko lokalne,

a_i – ocena punktowa i -tego elementu,

w_i – waga (znaczenie) i -tego elementu,

n – liczba efektów w środowisku.

Założenia dotyczące spodziewanych efektów oddziaływania zbiornika na środowisko lokalne

1. Przeobrażenia w środowisku przyrodniczym w okresie budowy zbiornika, usunięcie roślinności leśnej i łąkowej, zmiany w rzeźbie terenu i powierzchni gleby oraz występujące uciążliwości w trakcie budowy (hałas, zanieczyszczenie powietrza).
2. Powstanie zalewu na powierzchni 76,0 ha (NPP). Przyrost powierzchniowej retencji użytkowej w rejonie o największych deficytach wody w Polsce.

3. Abrazja brzegów, zamulanie dna i eutrofizacja wód, odsłanianie czasy zbiornika.
4. Bezpośredni kontakt wody zbiornika z przypowierzchniową warstwą wodonośną. Jakość wody prawdopodobnie nie ulegnie zmianie (głębsza warstwa wodonośna izolowana gliną).
5. Kierunek drenażu w dolinie nie ulegnie zmianie po spiętrzeniu zbiornika. Jedynie od strony prawobrzeżnej po spiętrzeniu dominować będzie drenaż w kierunku Kościańskiego Kanału Obry (straty wody w zbiorniku, a także zasilanie gruntowe międzyrzecza Pagony i Kościańskiego Kanału Obry).
6. Spiętrzenie wody w zbiorniku spowoduje podniesienie poziomu wód gruntowych na terenach przyległych. Zwiększy to retencję glebowo-gruntową i korzystne zasilanie wód podziemnych.
7. Prognozowane podniesienie wód gruntowych na terenach przyległych do zbiornika oddziaływać będzie okresowo ujemnie na warunki siedliskowe lasów: silnie na powierzchni około 7,0 ha, słabo na powierzchni około 15,0 ha oraz na powierzchni około 12 ha gruntów ornych
8. Prognozowane podniesienie wód gruntowych na terenach przyległych do zbiornika przy NPP korzystnie oddziaływać będzie na warunki siedliskowe: lasów – na powierzchni około 319 ha, użytków zielonych – na powierzchni około 2,3 ha.
9. Zmiany w klimacie lokalnym w miejscu utworzenia zbiornika oraz terenów do niego przyległych w strefie do 1 km.

10. Możliwość wykorzystania zbiornika do ochrony przeciwpożarowej przyległych lasów.
11. Występowanie procesu erozji w korycie rzeki Pogony, poniżej zbiornika, w dużym stopniu ograniczony istniejącymi 3 progami korekcyjnymi. Na odcinku tym okresowo może występować w przepływach wyższe niż w warunkach naturalnych stężenie składników chemicznych (upuszczanie wody ze zbiornika przy niskich jego stanach).
12. Podwyższenie poziomu wody w korycie rzek Pogony i Serawy oraz na terenach przyległych w strefie zasięgu cofki zbiornika.
13. Zwiększenie bioróżnorodności (miejscu lęgowe dla ptaków wodnych i błotnych, wodopój dla zwierzyny leśnej)
14. Możliwość wykorzystania zbiornika do hodowli ryb.
15. Możliwość wykorzystania zbiornika do wytwarzania energii na potrzeby lokalne (ochrona zasobów nieodnawialnych – węgla).
16. Wzrost walorów przyrodniczo-krajobrazowych rejonu zbiornika i aktywizacja rozwoju społeczno-gospodarczego Ziemi Leszczyńskiej.

Identyfikacja efektów przyrodniczych po wybudowaniu zbiornika

Oceny wpływu zbiornika na drzewostany dokonano w rok po spiętrzeniu rzeki Pogony. Identyfikację wpływu zbiornika na przyległe drzewostany wykonano na podstawie obserwacji stanu zdrowotnego drzewostanów, głównie

wydzielania się posuszu, analizy stanu wód gruntowych w piezometrach, map sytuacyjno-wysokościowych, map glebowo-rolniczych, map gospodarczych Nadleśnictwa Piaski, map istniejącego i prognozowanego zalegania zwierciadła wód gruntowych oraz planu wniosku cięć na 2005 rok dla Leśnictwa Stawiszyn. Przyjęto, że strefa silnego ujemnego wpływu zbiornika obejmuje powierzchnie leśne o głębokości zwierciadła wody gruntowej od 0,0 m do 0,5 m p.p.t. Słabsze ujemne oddziaływanie wód gruntowych przypisano obszarom, na których wody gruntowe zalegały na głębokości od 0,5 do 1,5 m. Korzystne oddziaływanie zbiornika na siedliska leśne w wyniku podniesienia poziomu zwierciadła wody gruntowej odniesiono do powierzchni, na których wody gruntowe zalegały na głębokości powyżej od 1,5 m do 3,0 (4,0) m p.p.t., przynajmniej do 60% ogólnej powierzchni.

Drzewostany Lasów Państwowych

Powierzchnia ogólna drzewostanów (należących do LP), znajdujących się w strefie oddziaływania zbiornika, wyniosła 228,98 ha. Procentowy udział lasów wodochronnych w strefie oddziaływania zbiornika to 34,71% (79,47 ha).

Powierzchnia poszczególnych siedlisk w strefie oddziaływania zbiornika:

- LMŚW (las mieszany świeży) – 101,09 ha (44,15%),
- BMŚW (bór mieszany świeży) – 40,88 ha (17,85%),
- LSW (las świeży) – 80,90 ha (35,34%),
- LW (las wilgotny) – 3,23 ha (1,41%),

- LŁ (las łęgowy) – 2,87 ha (1,25%).
Rodzaj gleb występujących w strefie oddziaływania zbiornika:
- brunatne – 148,38 ha (64,80%),
- bielcowe – 44,58 ha (19,47%),
- rdzawe – 27,30 ha (11,92%),
- czarnoziemy – 3,23 ha (1,42%),
- mady – 2,89 ha (1,26%),
- murszowe – 2,59 ha (1,13%).

Udział klas wieku drzewostanów w strefie oddziaływania zbiornika:

- I klasa wieku – 22,44 ha (9,80%),
- II klasa wieku – 75,88 ha (33,14%),
- III klasa wieku – 60,58 ha (26,46%),
- IV klasa wieku – 16,33 ha (7,13%),
- V klasa wieku – 36,49 ha (15,94%),
- VI klasa wieku – 16,35 ha (7,14%),
- VII klasa wieku – 0,90 ha (0,39%).

Procentowy udział gatunków drzew rosnących w strefie oddziaływania zbiornika:

- sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris* L.) – 60,96%,
- dąb szypułkowy (*Quercus robur* L.) – 21,89%,
- brzoza brodawkowata (*Betula pendula* Roth.) – 6,29%,
- topola osika (*Populus tremula* L.) – 6,12%,
- olsza czarna (*Alnus glutinosa* Gaertn.) – 1,58%,
- modrzew europejski (*Larix decidua* Mill.) – 1,12%,
- świerk pospolity (*Picea abies* Karst) – 0,91%,
- robinia akacjowa (*Robinia pseudo-acacia* L.) – 0,40%,
- grab pospolity (*Carpinus betulus* L.) – 0,37%,
- lipa drobnolistna (*Tilia cordata* Mill.) – 0,25%,
- jesion wyniosły (*Fraxinus excelsior* L.) – 0,11%.

Lasy niepaństwowe

Powierzchnia ogólna lasów w strefie oddziaływania zbiornika wyniosła 58,66 ha. Powierzchnia poszczególnych siedlisk w strefie oddziaływania zbiornika:

- BŚW – 55,62 ha (94,82%),
- BMŚW – 2,50 ha (4,26%),
- LMŚW – 0,54 ha (0,92%).

Udział klas wieku drzewostanów w strefie oddziaływania zbiornika:

- I klasa wieku – 2,24 ha (3,82%),
- II klasa wieku – 15,43 ha (26,31%),
- III klasa wieku – 35,31 ha (60,19%),
- IV klasa wieku – 3,49 ha (5,95%),
- V klasa wieku – 1,93 ha (3,29%),
- VI klasa wieku – 0,26 ha (0,44%).

Łączna powierzchnia lasów podlegająca wpływowi zbiornika to 287,64 ha. Strefa najsilniejszego ujemnego wpływu wystąpiła głównie w pasie szerokości około 100 m w bezpośrednim sąsiedztwie linii brzegowej. Najsilniejsze wydzielanie posuszu odnotowano w oddziałach: 17 h (31,34 m³), 6a (7,02m³) oraz 5g (4,55 m³), gdzie występował głównie drzewostan sosnowy (rys. 2). Łącznie w 2005 roku usunięto



RYSUNEK 2. Okresowe podtopienia terenów sąsiadujących ze zbiornikiem

FIGURE 2. Periodic stagnating floodwater in the vicinity of the tank

42,91 m³ posuszu sosnowego. Niekorzystne zmiany w siedliskach leśnych o większym natężeniu (poziom wody 0–0,5 m p.p.t.) odnotowano łącznie na około 9,0 ha. Niekorzystne zmiany w siedliskach leśnych o mniejszym natężeniu (poziom wody 0,5–1,5 m p.p.t.) objęły 34,2 ha. Korzystny wpływ objął drzewostany na powierzchni około 244,44 ha.

Podsumowanie

Ekosystemy leśne i łąkowe zniszczone w trakcie prac ziemnych charakteryzowały się średnią i małą wartością gospodarczą, pełniły natomiast ważne funkcje przyrodnicze – głównie wodochronną i glebochronną. W ocenie gospodarczej wyłączenie z produkcji leśnej powierzchni około 40 ha nie stanowiło znaczącej straty dla Administracji Lasów Państwowych. Szkody związane z wylesieniem zostały zrekompensowane jednorazowym odszkodowaniem za przedwczesny wyrąb.

W strefie ujemnego wpływu o najsilniejszym natężeniu (zwierciadło wody na głębokości 0,0 do 0,5 m p.p.t.) znalazło się około 9,0 ha lasów. W tej strefie w wyniku okresowego podtopienia systemów korzeniowych w kolejnych latach nastąpić może proces silnego zamierania drzewostanów, szczególnie starszych klas wieku, które trudniej adaptują się do nowych warunków gruntowo-wodnych. Drzewostany, które przeżyją, znacznie ograniczą zdolność produkcyjną. W największym stopniu niekorzystny wpływ wystąpi w siedliskach borów mieszanych świeżych, lasów mieszanych świeżych i lasów świeżych, które przekształcać się

będą w lasy łęgowe. W strefie ujemnego wpływu, o mniejszym natężeniu (zwierciadło wody gruntowej od 0,5 do 1,5 m p.p.t.), znajduje się około 34,2 ha terenów leśnych. Straty w drzewostanach mogą objawiać się poprzez obumarcie 5–20% drzew i obniżenie produktywności niektórych drzewostanów w następstwie adaptacji do zmienionych warunków. Bilans strat i zysków w produkcji będzie jednak dodatni. Oprócz strat w produkcji leśnej na powierzchniach w strefach wpływu ujemnego nastąpi przyrost produktywności drzewostanów na około 240 ha powierzchni leśnej. Największa poprawa warunków wodnych wystąpi przede wszystkim w siedliskach borów świeżych i borów mieszanych świeżych, mniejsza zaś w siedliskach lasów mieszanych świeżych i lasów świeżych. Przy normalnym poziomie piętrzenia w zbiorniku poprawią się warunki wodne lasu łęgowego w dolinie rzeki Serawy (pow. 2,6 ha).

Stan zdrowotny drzewostanów należy monitorować, bowiem ujemny wpływ zbiornika na siedliska leśne można ograniczyć odpowiednio sterowaną gospodarką wodną, na przykład wykonując odwodnienia siecią rowów otwartych. Oceniając straty w ekosystemach leśnych i łąkowych, należy mieć na uwadze korzyści z tytułu powstania nowego ekosystemu wodnego o funkcjach rolniczych, ale też o funkcjach środowiskowych w skali miejsca i regionu.

W założeniach wybudowany zbiornik nie miał pełnić funkcji rekreacyjnych i sportowych. Dopuszczono jedynie poprowadzenie wzdłuż zbiornika szlaku turystycznego na potrzeby krajoznawcze. Negatywnym skutkiem zrealizowanego

projektu jest narastająca antropopresja terenów sąsiadujących ze zbiornikiem.

W czaszy zbiornika po zalewie, w miejscu ekosystemów leśnych i łąkowych, powstał ekosystem wodny, charakteryzujący się dużą bioróżnorodnością. Zbiornik wodny zarybiono. Zapora czołowa zbiornika stwarza jednak barierę migracyjną dla organizmów wodnych.

W okresach niskich stanów wody w zbiorniku, a szczególnie przy wietrznej pogodzie, woda upuszczana ze zbiornika może mieć znacznie większe zmaczenie i wyższy ładunek składników chemicznych niż w warunkach naturalnych. Te niekorzystne zmiany jakości wody ograniczą się do odcinka od zapory do Kościańskiego Kanału Obry. Nie będą one wydatnie wpływać na jakość wód w Kanale, ponieważ prowadzi on znacznie większe przepływy niż rzeka Pogona. W okresach dużego zapotrzebowania na wodę może nastąpić odsłanianie dna, co niekorzystnie wpływa na faunę i florę w zbiorniku.

Na odcinkach cofkowych osadzać się będzie w korytach rzek Pogony i Serawy materiał stały. Spowoduje to podwyższenie poziomu wody w korytach i wód gruntowych na terenach przyległych. W ocenie przyrodniczej zmiany te będą korzystne. Poniżej budowli piętrzącej wystąpić może lokalna erozja koryta rzeki. Obniżenie się dna rzeki Pogony poniżej zapory nie wydaje się zjawiskiem bardzo groźnym. Czynnikiem ograniczającym erozję denną i boczną będą stopnie korekcyjne.

Zbiornik będzie kształtował lokalny mikroklimat. O zasięgu i wielkości wpływu decydować będą: zmieniająca się w trakcie eksploatacji powierzchnia zbiornika, jego głębokość i kształt, konfiguracja, gleby i roślinność terenów

otaczających, jakość wody w zbiorniku, warunki mezoklimatyczne regionu, specyficzne warunki lokalne. Przy minimalnym poziomie piętrzenia oddziaływanie zbiornika na klimat lokalny obejmie strefę przyległą szerokości około 0,1–0,5 km. Prognozowane zmiany będą największe na obrzeżach zbiornika. Wpływ zbiornika na klimat lokalny dotyczy dobowej i sezonowej średniej temperatury powietrza, wilgotności powietrza, opadów atmosferycznych i zachmurzenia oraz niektórych zjawisk atmosferycznych. Maksymalna temperatura powietrza może ulec obniżeniu średnio o 1,0°C.

Wnioski

1. Bilans efektów przyrodniczych (w skali lokalnej) po wybudowaniu zbiornika retencyjnego „Jeżewa” jest dodatni i zgodny z prognozowanym.
2. Korzystny wpływ podniesienia poziomu wód gruntowych objął drzewostany na powierzchni około 244 ha. Powierzchnia drzewostanów znajdujących się w strefie ujemnego wpływu o najsilniejszym natężeniu (zwierciadło wody na głębokości od 0,0 do 0,5 m p.p.t.) objęła obszar 9,0 ha. W drzewostanach tych w 2005 roku wystąpiło intensywne wydzielanie się posuszu. Wysoki poziom wód gruntowych spowodował sukcesję siedlisk oraz konieczność przebudowy struktury gatunkowej drzewostanów w kierunku lasów łęgowych.
3. Istnienie zbiornika retencyjnego generuje dla nadleśnictwa Piaski dodatkowe szkody, wynikające z silnej antropopresji linii brzegowej i terenów sąsiednich.

Literatura

- BOCZOŃ A., PIERZGALSKI E., TYSZKA J., WIENCLAW E. 2005: Zmiany warunków wodnych na obszarach leśnych w sąsiedztwie zbiornika wodnego Maziarnia. *Czasopismo Techniczne Inżynieria Środowiska* 10-Ś: 5–15.
- KAMIŃSKI B., CZERNIAK A., JANKOWIAK O., PERZANOWSKI G. 1992: Wpływ spiętrzenia wody w zbiorniku retencyjnym na przyrost sąsiadujących z nim różnowiekowych drzewostanów sosnowych. *Sylvan* 8: 5–14.
- PAWŁAT H. 1997: Ocena oddziaływania na środowisko zbiornika wodnego – Jeżewo na rzece Pogonie – wariant III. Maszynopis. Biuro Konsultacyjne: Inżynieria środowiska, Warszawa.
- PRZYBYŁA C., KOZŁOWSKI M. 2003: Kształtowanie się wód gruntowych oraz ich jakość w zlewni budowanego zbiornika retencyjnego Jeżewo [w:] Kształtowanie i ochrona środowiska leśnego (red.) A.T. Miller. Wydawnictwo AR Poznań: 217–225.

Summary

Identification of effects after the retention tank "Jeżewo" is built in Piaski Forest District. Both positive and negative im pact

of the designed storage reservoirs on the forest environment is predicted on the basis of hydrogeological and nature reconnaissance. An initial identification of the influence of swelling in a reservoir on forest sites conditions and biocenosis of the neighbouring areas is conducted with low certainty as far as both the state of the reconnaissance and the degree of the environment reaction are concerned. The actual influence of the reservoir on the neighbouring forest areas can be defined on the basis of both properly conducted environment condition monitoring procedures and wood stands condition. The paper attempts to identify natural effects after the "Jeżewo" storage reservoir construction situated in Piaski Forest District.

Authors' addresses:

Andrzej Czerniak
Akademia Rolnicza im. August Cieszkowskiego
w Poznaniu
Katedra Inżynierii Leśnej
ul. Mazowiecka 41, 60-623 Poznań
Poland

Zbigniew Pelc
Nadleśnictwo Piaski
ul. Drzewcewska 1, 63-820 Piaski
Poland

**Sylvia SZPORAK, Adam KOZIOL, Dorota MIROSLAW-ŚWIĄTEK,
Janusz KUBRAK**

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW
Department of Hydraulic Engineering and Environmental Restoration WAU

Określenie charakterystyk roślin wykorzystywanych w obliczeniach przepustowości doliny rzeki Biebrzy Determination of plant characteristics used in discharge assessment of the Biebrza River valley

Słowa kluczowe: charakterystyki roślin, obliczanie przepustowości

Key words: plant characteristics, discharge assessment

Wprowadzenie

Analiza przepustowości koryt rzecznych i ich dolin przy przejściu wzebrań jest prowadzona zwykle na podstawie obliczeń. Przepustowość koryt oblicza się w założeniu jednostajnego ustalonego przepływu wody i opisuje parametrami uśrednionymi w czasie (Hydrauliczne podstawy... 2003). W celu wykonania obliczeń przepustowości koryt konieczne jest określenie wymiarów przekroju koryta i doliny, spadku podłużnego koryta oraz określenie zastępczych parametrów roślin porastających skarpy koryta, pasy brzegowe i tereny zalewowe. Występująca w obszarze przepływu roślinność rzek nizinnych składa się z trzin, traw, bylin, krzaków i drzew. Podstawą hydrau-

licznych obliczeń przepustowości koryt z uwzględnieniem roślinności jest przyjęcie, że opory przepływu przy opływie naturalnie zróżnicowanej roślinności są takie same, jak przy opływie równomiernie rozmieszczonej roślinności o zastępczych parametrach, określonych na podstawie inwentaryzacji (Rouve 1987). Parametrami charakteryzującymi roślinność i wykorzystywanymi w obliczeniach jest średnica drzew bądź gałęzi krzewów, odległość między nimi w kierunku przepływu i poprzecznym do niego. Wymienione parametry wyznacza się na podstawie inwentaryzacji skupisk roślin występujących w obszarze przepływu. Przy bardzo zróżnicowanych strukturach roślinnych podanie hydraulicznej charakterystyki roślinności związane jest z problemami natury metodycznej. Sposób określania współczynników oporu dla opływanych elementów roślinnych wiązany jest z relacją ich wysokości do głębokości przepływu. Współczynni-

ki oporów roślinności niskiej obliczane są z zależności Colebrooka-White'a na podstawie założenia wiążącego ich wysokość z chropowatością absolutną (k_s). Współczynniki oporów skupisk roślinności wysokiej, tzn. zwykle krzewów i drzew, są w głównej mierze wiązane z oporami opływanej bryły roślin. Poniżej omówiono metodykę wyznaczania charakterystyk skupisk roślin w obszarze doliny rzeki Biebrzy.

Metodyka wyznaczania charakterystyk roślin

Roślinność niska

Bretschneider i Schulz (1985), tworząc podstawy metodologii obliczeń przepustowości koryt, jako roślinność wysoką określili roślinność wyższą niż głębokość przepływu i w niewielkim stopniu ulegającą odkształceniom pod wpływem naporu hydrodynamicznego wody. Z kolei roślinność, której wysokość jest równa w przybliżeniu głębokości wody, a więc głównie krzewy, nazwano roślinnością średnią. Roślinność o wysokości mniejszej niż głębokość przepływu została określona jako niska. Ostatnie określenie odnosi się przede wszystkim do traw. Przyjęte kryterium podziału nie jest jednoznaczne, a wobec naturalnej zmienności stanów wody w praktyce ta sama roślinność może być zaliczana do różnych typów.

Współczynniki oporów (λ) zatopionych roślin i krzewów obliczane są z zależności Colebrooka-White'a na podstawie wyznaczonej chropowatości absolutnej, k_s (Indlekofer 1981):

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2,0 \log \left(\frac{2,51}{\text{Re} \sqrt{\lambda}} + \frac{k_s / R}{14,84} \right) \quad (1)$$

gdzie Re jest liczbą Reynoldsa obliczaną z zależności:

$$\text{Re} = \frac{4Rv}{\nu} \quad (2)$$

gdzie:

ν – kinematyczny współczynnik lepkości wody,

R – promień hydrauliczny przekroju strumienia,

v – prędkość przepływu wody.

W literaturze rzadko podawane są wartości współczynników oporu ustalone na podstawie badań w terenie i wartości chropowatości absolutnych dla terenów pokrytych roślinnością średnią. Ritterbach (1991) podał wartości chropowatości absolutnej (k_s) dla roślinności niskiej porastającej tereny zalewowe rzeki Wupper w Niemczech (tab. 1).

TABELA 1. Wartości chropowatości absolutnej (k_s) przyjmowane dla różnych typów roślinności (Ritterbach 1991)

TABLE 1. Absolute roughness (k_s) values adopted for different vegetation types (Ritterbach 1991)

Typ roślinności Vegetation types	Chropowatość absolutna, k_s [m] Absolute roughness
Roślinność łąkowa	0,13–0,40
Zioła, pnącza	0,50–0,70
Dzika roślinność, słabe trzcinowiska	0,60–1,20
Dzika roślinność, podszyt	0,80–1,60
Podszyt leśny	0,16–0,32
Gęsty podszyt leśny	0,40

Roślinność wysoka

Charakterystyki zwartej grupy drzew lub krzewów. Na terenach zalewowych i w pasach brzegowych rzeki występują zwykle grupy drzew lub krzewów. Inwentaryzację drzew przeprowadza się w zbliżonej do prostokąta powierzchni (A_{pro}), długości boków około 10×20 m. Powierzchnia do inwentaryzacji krzewów nie powinna przekraczać kilku metrów kwadratowych (DVWK 1991, Koziół i in. 2002). Na podstawie dokonanej inwentaryzacji skupisk drzew lub krzewów oblicza się zastępczą średnicę drzew lub gałęzi krzewów i średnie odległości między roślinami. Za średnicę zastępczą przyjmuje się wartość średnią z określonych na podstawie pomiarów średnic wykonanych na wysokości zwierciadła wody:

$$d_p = \frac{\sum d_i}{n} \quad (3)$$

gdzie:

d_p – zastępcza średnica drzew/gałęzi,

d_i – średnica drzewa/gałęzi,

n – liczba drzew lub gałęzi krzewów na inwentaryzowanej powierzchni.

Zastępczą odległość między drzewami czy gałęziami w kierunku przepływu (a_x) i poprzecznym do niego (a_y) oblicza się przy równości obu odległości ($a_x = a_y$) z zależności:

$$a_x = a_y = \sqrt{\frac{A_{\text{pro}}}{n}} \quad (4)$$

Gdy odległości te nie są równe ($a_x \neq a_y$), wtedy na podstawie pomiarów terenowych oblicza się powierzchnię przypadającą na jedną roślinę

$$a_x a_y = \frac{A_{\text{pro}}}{n}, \text{ średnią wartość stosunku}$$

odległości $\frac{a_y}{a_x} = C$ i po podstawieniu

$$a_y = C a_x \text{ odległość } a_x = \sqrt{\frac{A_{\text{pro}}}{nC}}.$$

Charakterystyki pojedynczych krzewów i drzew na terenie zalewowym. Wartość średniej powierzchni zajętej przez drzewo/krzew oblicza się po wyznaczeniu na podstawie pomiarów powierzchni $A_{PR,i}$ zajętej przez i -te drzewo/krzew z zależności:

$$A_{PR} = \frac{\sum A_{PR,i}}{n} \quad (5)$$

gdzie:

$A_{PR,i}$ – powierzchnia przekroju i -tego drzewa,

n – liczba drzew lub gałęzi krzewów.

Zastępczą średnicę drzewa lub gałęzi krzewu (d_p) oblicza się na podstawie średniej powierzchni przekroju z zależności:

$$d_p = \sqrt{\frac{4A_{PR}}{\pi}} \quad (6)$$

Zastępczą odległość między roślinami w kierunku przepływu (a_x) i poprzecznym do niego (a_y) określa się jak poprzednio.

Charakterystyki mieszanych skupisk drzew i krzewów. W przypadku mieszanych skupisk drzew i krzewów zaleca się określanie parametrów zastępczych łącznie dla obu typów roślin. Wstępnie wykonuje się inwentaryzację roślin na powierzchni wytypowanej do

badan, a następnie oblicza zastępczą średnicę roślin z zależności:

$$d_p = \frac{d_k \cdot n_k + d_d \cdot n_d}{n_k + n_d} \quad (7)$$

gdzie:

n_k – liczba gałęzi krzewów,

n_d – liczba drzew,

d_k – średnica gałęzi krzewu,

d_d – średnica drzew.

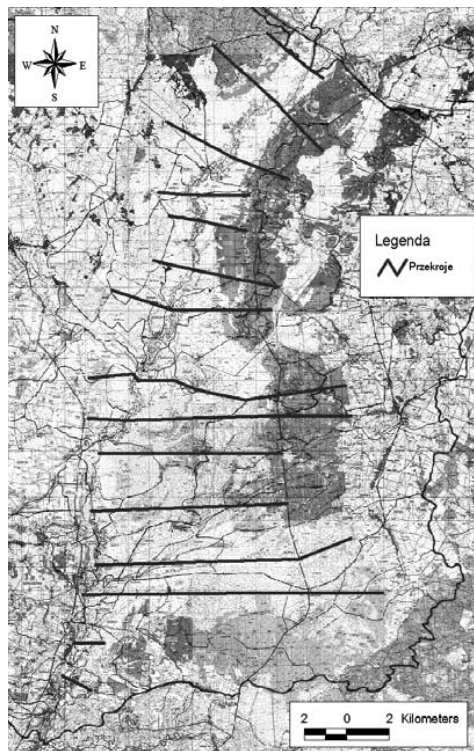
Zastępcze odległości między roślinami oblicza się jak we wcześniej opisanych przykładach.

Wyniki badań własnych

W celu określenia charakterystycznych parametrów roślinności w dolinie rzeki Biebrzy dokonano inwentaryzacji roślin występujących w obszarze przepływu wzdłuż 15 przekroi pokazanych na rysunku 1. W pomiarach wykorzystano mapy roślinności opracowane dla Biebrzańskiego Parku Narodowego (Matuszkiewicz 2000) i zdjęcia lotnicze. W analizowanym odcinku doliny rzeki Biebrzy występuje roślinność łąkowa, turzycy (zbiorowiska turzycy luźnokępowych: *Carex diandra*, *Carex lasiocarpa* i *Carex rostrata*), turzycy kępowe (tworzące wysokie, zwarte karpy: *Carex appropinquata* i *Carex elata* – rys. 2), szuwar mannowy (zbiorowiska *Phalaris arundinacea*), szuwar trzcinowy (zbiorowiska *Phragmites communis*), krzewy (zakrzewienia wierzbowe – rys. 3), olszyna bagienna i wysokopienny ols.

Wartości chropowatości bezwzględnej (k_s) dla powyższych typów roślinności przyjęto według wartości zestawionych przez Ritterbacha. W obliczeniach

przepustowości uwzględniono zmienność wartości chropowatości bezwzględnej (k_s) w czasie sezonu wegetacyjnego (tab. 2).



RYSUNEK 1. Przekroje pomiarowe
FIGURE 1. Measuring transects



RYSUNEK 2. Karpy turzycy
FIGURE 2. Sedge tussocks



RYSUNEK 3. Zakrzewienia wierzbowe
FIGURE 3. Willow shrubs

W tabeli 3 przedstawiono wyniki pomiarów roślinności wysokiej w dolinie Biebrzy.

Przykład obliczeń charakterystyk dla zwartej grupy drzew – olszyny bagiennej

Dla terenu zalewowego porośniętego olszyną bagiczną wybrano kwadratową powierzchnię inwentaryzacyjną $A_{\text{pro}} = 10 \text{ m} \times 10 \text{ m} = 100 \text{ m}^2$ (rys. 4). Na inwentaryzowanej powierzchni znajduje się $n = 14$ drzew, których pomierzone obwody zestawiono w tabeli 4.

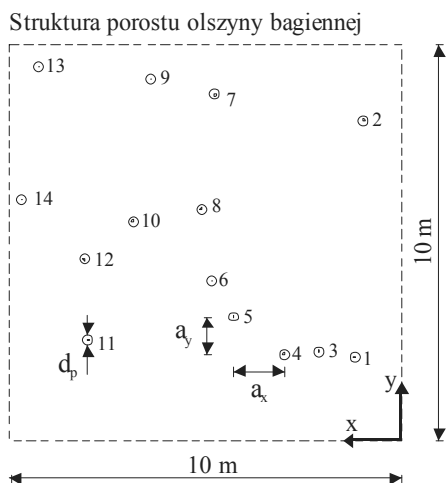
Następnie obliczono zastępcze odległości między roślinami w kierunku przepływu (a_x) i poprzecznym do niego (a_y) oraz sprawdzono równość obu odległości. Z obliczeń wynika, że stosunek odle-

TABELA 2. Wartości chropowatości bezwzględnej (k_s) przyjęte dla roślinności w dolinie Biebrzy
TABLE 2. Absolute roughness (k_s) values adopted for vegetation in Biebrza River valley

Typ roślinności Vegetation types	Chropowatość bezwzględna, k_s [m] Absolute roughness	
	podczas sezonu wegetacyjnego	poza sezonem wegetacyjnym
Roślinność łąkowa	0,7	0,3
Turzyce	1,2	0,4
Turzyce kępowe	1,2	0,5
Szuwar mannowy	1,2	0,5
Szuwar trzcinowy	1,2	1,2
Podszyt (olszyna bagiczna)	1,6	0,8
Podszyt leśny	0,4	0,4

TABELA 3. Wyniki pomiarów parametrów roślinności wysokiej w dolinie Biebrzy
TABLE 3. Results of parameters measurements of high vegetation in the Biebrza River valley

Roślinność / Vegetation	d_p [m]	a_x [m]	a_y [m]
Zwarte krzewy wierzb (młode krzewy)	0,03	0,13	0,13
Zwarte krzewy wierzb I	0,045	0,16	0,16
Zwarte krzewy wierzb II	0,03	0,14	0,14
Zwarte krzewy wierzb III	0,04	0,26	0,26
Brzezina	0,09	1,24	0,99
Olszyna bagiczna I	0,55	2,83	2,52
Olszyna bagiczna II	0,12	0,85	1,03
Olszyna bagiczna III	0,09	1,15	1,22
Wysokopienny ols I	0,17	1,54	1,50
Wysokopienny ols II	0,15	2,84	2,16



RYSUNEK 4. Szkic powierzchni porośniętej olszyna bagienneą i objętej inwentaryzacją
FIGURE 4. Field sketch of area covered by alder forest and assumed by inventory

TABELA 4. Pomierzone obwody olszyny bagiennej
TABLE 4. Measured tree girth of alder forest trees

Nr drzewa Tree number	Obwód drzewa [m] Tree girth	Obliczona średnica, d_i [m] Calculated diameter
1	2,00	0,64
2	2,40	0,76
3	5,96	1,90
4	1,85	0,59
5	0,35	0,11
6	1,66	0,53
7	1,01	0,32
8	0,29	0,09
9	2,24	0,71
10	0,94	0,30
11	1,90	0,61
12	1,40	0,45
13	0,65	0,21
14	1,74	0,55
Średnia średnica, d_p Average diameter		0,55

głości równy jest $\frac{a_y}{a_x} = C = 0,89$, zatem

rozstaw między drzewami w kierunku przepływu i poprzecznym do niego obliczono z zależności:

$$a_x = \sqrt{\frac{A_{\text{pro}}}{nC}} = \sqrt{\frac{100}{14 \cdot 0,89}} = 2,83 \text{ m}$$

$$a_y = Ca_x = 0,89 \cdot 2,83 = 2,52 \text{ m}$$

Przykład obliczeń charakterystyk roślinnych zwartej grupy krzewów wierzby

Dla występujących skupisk krzewów wierzby wybrano kwadratową powierzchnię inwentaryzacyjną o polu $A_{\text{pro}} = 2 \text{ m} \times 2 \text{ m} = 4 \text{ m}^2$, porośniętą gałęziami krzewów w liczbie $n_k = 58$ sztuk, dla których ze wzoru (6) obliczono średnią zastępczą średnicę gałęzi krzewów $d_{p,k} = 0,04 \text{ m}$. Zastępczą odległość między gałęziami krzewów w kierunku przepływu i poprzecznym do niego obliczono z zależności (4) w założeniu równości obu odległości:

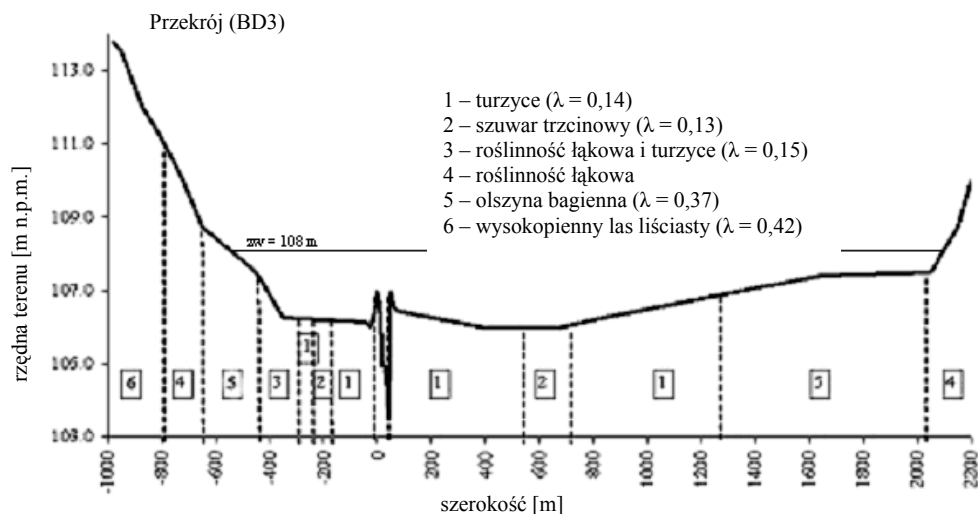
$$a_x = a_y = \sqrt{\frac{A_{\text{pro}}}{n_k}} = \sqrt{\frac{4}{58}} = 0,26 \text{ m}$$

Obliczenia przepustowości

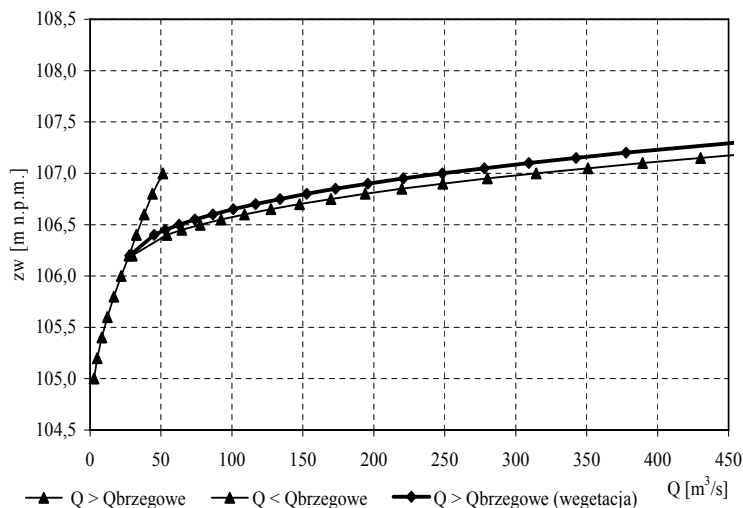
Wyznaczone powyżej charakterystyki różnych typów roślinności bagiennej wykorzystano do obliczeń współczynników oporu dla roślin z wybranego przekroju dolinowego na obszarze analizowanego przekroju doliny Biebrzy. Wybrany przekrój położony jest około 6 km poniżej ujścia Kanału Rudzkiego do

Biebrzy (przekrój BD3 na rys. 1). Szkic przekroju wraz z oznaczeniem występującej w nim roślinności pokazano na rysunku 5. Stosując metodykę obliczania przepustowości koryt opisaną w pracy „Hydrauliczne podstawy obliczania

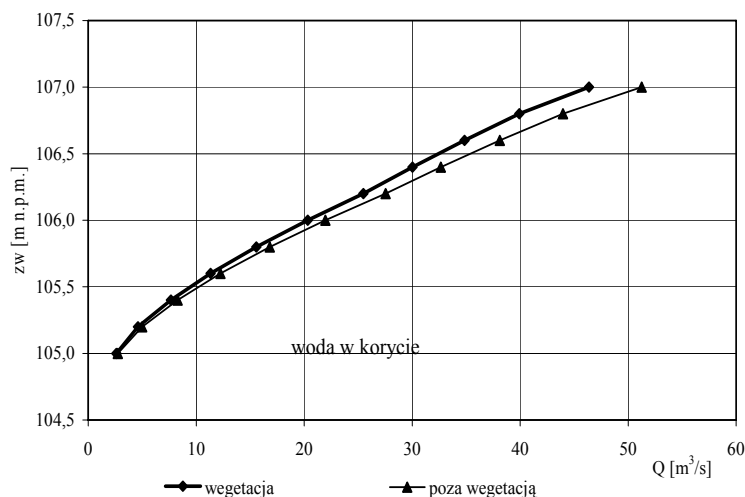
przepustowości koryt rzecznych” (2003), skonstruowano krzywe przepływu w przekroju rzeki Biebrzy z uwzględnieniem zmian współczynników oporu w sezonie wegetacyjnym (rys. 6, 7).



RYСУNEK 5. Geometria i zabudowa biologiczna przekroju wybranego do obliczeń przepustowości
FIGURE 5. Geometry and plant consolidation of the river valley for transect selected for capacity calculations



RYСУNEK 6. Wpływ wartości chropowatości absolutnej (k_s) na obliczane wartości przepływu w przekroju
FIGURE 6. Influence of absolute roughness (k_s) values on calculated discharge values in the transect



RYSUNEK 7. Wpływ wartości chropowatości absolutnej (k_s) na obliczane wartości przepływu w przekroju głównym koryta rzeki Biebrzy

FIGURE 7. Influence of absolute roughness (k_s) values variability on calculated discharge values in the river bed

Podsumowanie

Warunki przepływu wielkich wód w przekroju doliny rzeki Biebrzy kształtowane są pod wpływem porastającej ją roślinności. Określenie parametrów zastępczych roślin wykorzystywanych w obliczeniach przepustowości umożliwia wykorzystanie metod obliczania współczynników oporu na podstawie ich charakterystyk geometrycznych. Wartości współczynników oporu powierzchni doliny z roślinami są wielokrotnie większe od wartości współczynników oporów dna i skarp koryta głównego.

Literatura

BRETSCHNEIDER H., SCHULZ A. 1985: Anwendung von Fließformeln bei naturnahem Gewässerausbau. DVWK – Schriften, Heft 72.
DVWK – MERKBLÄTTER 220, 1991: Hydraulische Berechnung von Fließgewässern,

DK 551.51/54 Fließgewässer, DK 532.543 Hydraulik, Kommissionsvertrieb Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.

Hydrauliczne podstawy obliczania przepustowości koryt rzecznych, 2003 (red.) J. Kubrak, E. Nachlik. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.

INDLEKOFER H. 1981: Überlagerung von Rauigkeitseinflüssen beim Abfluß in offenen Gerinnen. Mitt. Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, RWTH Aachen, Heft 37: 105–145.

KOZIOŁ A., KUBRAK J., CIEPIEŁOWSKI A. 2002: Hydrauliczny model przepustowości koryt rzecznych w warunkach występowania roślinności leśnej. *Czasopismo Techniczne Inżynieria Środowiska* 4.

MATUSZKIEWICZ M. 2000: Mapa zbiorowisk roślinnych Biebrzańskiego Parku Narodowego. Plan ochrony BPN. Krajowy Zarząd Parków Narodowych.

RITTERBACH E. 1991: Wechselwirkungen zwischen Auenökologie und Fließgewässerhydraulik und Möglichkeiten der integrierenden computergestützten Planung. Mitteilungen für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen.

ROUVÉ G. 1987: DFG Deutsche Forschungsgemeinschaft, Hydraulische Probleme beim naturnahen Gewässerausbau Ergebnisse aus Schwerpunktprogramm „Anthropogene Einflüsse auf hydrologische Prozesse“, Band 2.

Summary

Determination of plant characteristics used in discharge assessment of the Biebrza River valley. The Biebrza River valley is covered by different types of vegetation as grasses, sedges, reeds, shrubbery and trees. In compliance with the elements of methodology of the river-bed flow capacity calculations has been distinguishable oneself three types of vegetation height. High vegetation is considered as higher than the water level flow. Vegetation which height is equal to water level, mainly is specified as medium vegetation. Vegetation with the height lower than

the water level flow has been specified as low. This distribution is not unmistakable, and in comparison of natural fluctuations of water levels, in practice the same vegetation can be numbered to different types. Resistances of totally flooded shrubbery and trees are calculated from the Colebrook-White equation on the basis of distinguished absolute roughness k_s . Water flow resistance in flowing round high vegetation is calculated on the basis of supplementary average vegetation diameter (d_p) and supplementary distances between plants in direction of water flow a_x , and transversal to it a_y . On the basis of vegetation inventory in the Biebrza River valley water flow resistance of naturally distributed high vegetation was characterized.

Authors' address:

Sylvia Szporak, Adam Kozioł, Dorota Mirosław-
-Świątek, Janusz Kubrak
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska
ul. Nowoursynowska 159, 02-787 Warszawa

Elżbieta KUBRAK

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW

Department of Hydraulic Engineering and Environmental Restoration WAU

Opis rozkładu prędkości przepływu wody w korycie z elementami sprężystymi

Description of the water velocity profiles in open channel flow through submerged flexible stems

Słowa kluczowe: opływ elementów sprężystych, rozkład prędkości przepływu wody nad elementami sprężystymi

Key words: emergent flow with flexible stems, velocity profiles above the flexible stems

Wprowadzenie

Turbulentny przepływ wody nad zatopioną roślinnością ze względu na jej zróżnicowane pochylenie i geometrię ma trójwymiarowy charakter. Jego teoretyczna i laboratoryjna analiza napotyka na wiele trudności. Różnorodność wykorzystywanych w licznych badaniach hydraulicznych typów roślin i zmienność hydraulicznych warunków przepływu wody uniemożliwia porównanie uzyskiwanych wyników badań i wyciągnięcie ogólnych wniosków. Taką analizę hydraulicznych warunków przepływu wody w powiązaniu z charakterystyką roślin i koryta umożliwia zastosowanie opisu matematycznego. Zbudowanie trójwymiarowego opisu przepływu wody w warunkach ruchu

turbulentnego, opartego na równaniach Naviera-Stoksa, jest dziś możliwe, lecz wykorzystywanie jego w praktyce nie jest ekonomicznie uzasadnione, głównie ze względu na konieczność użycia komputerów o odpowiednio dużej mocy obliczeniowej (Moin i Kim 1997). Z tego względu podjęto próbę udoskonalenia jednowymiarowego modelu ustalonego przepływu wody z uwzględnieniem występujących elementów sprężystych, symulujących jednorodną, równomiernie rozmieszczoną roślinność w obszarze przepływu i danych charakterystyk koryta. Wykorzystywanie elementów sztucznych do symulowania roślinności w badaniach hydraulicznych jest uzasadniane niewielką trwałością roślin, która nie pozwala na wielokrotne powtarzanie doświadczeń, oraz jej niewielką wysokością i naturalną zmiennością kształtu łodyg roślin oraz liści. W pracy omówiono metodykę opisu profilu prędkości nad elementami sprężystymi. Wyniki obliczeń i weryfikacji przyjętego opisu będą przedmiotem kolejnej publikacji.

Opis przepływu wody w korycie z elementami sprężystymi

Turbulentny przepływ wody w obszarze z elementami sprężystymi symulującymi roślinność opisuje się w założeniu jednostajnego, ustalonego ruchu wody (Klopstra i in. 1997, Erduran i Kutija 2003, Khublaryan i in. 2004, Baptist 2005, Defina i Bixio 2005). Różniczkowe równanie ustalonego, jednostajnego przepływu wody z równomiernie rozmieszczonymi elementami w przekroju wyprowadza się z bilansu sił masowych i powierzchniowych w jednostkowej objętości obszaru z elementami sprężystymi (rys. 1):

$$\frac{d\tau(z)}{dz} = F_d - \rho g i \quad (1)$$

i nad nimi:

$$\frac{d\tau(z)}{dz} = -\rho g i \quad (2)$$

gdzie:

$\tau(z)$ – naprężenia turbulentne na głębokości z ,

F_d – siła oporu powstała przy opływie m elementów na powierzchni 1 m^2 odniesiona do jednostki objętości,

i – spadek dna koryta,

ρ – gęstość wody,

g – przyspieszenie ziemskie.

Taki zapis siły ciężenia w równaniu (1) nie uwzględnia zmian ciężaru wody w analizowanym obszarze wraz z gęstością występujących w nim elementów sprężystych. W obszarze przepływu bez elementów w równaniu (1) nie występuje siła oporu powstała przy opływie elementów sprężystych (F_d).

Turbulentne naprężenia w wodzie powiązano ze średnią prędkością przepływu zależnością Boussinesqua (Kubrak J. 1998):

$$\tau(z) = \rho v_T \frac{dv(z)}{dz} \quad (3)$$

gdzie:

v_T – współczynnik lepkości wirowej,

$v(z)$ – prędkości przepływu wody na wysokości z nad dnem.

Prandtl założył, że współczynnik lepkości wirowej jest proporcjonalny do pewnej skali prędkości ($\hat{V}$) i długości drogi mieszania (l_m), jako współczynnik proporcjonalności:

$$v_T = l_m \hat{V} \quad (4)$$

Przyjął także, że skala prędkości jest zbliżona do prędkości fluktuacyjnej, której wartość jest proporcjonalna do poprzecznego gradientu prędkości średniej z tym samym współczynnikiem proporcjonalności (Czernuszenko i Rowiński 1994):

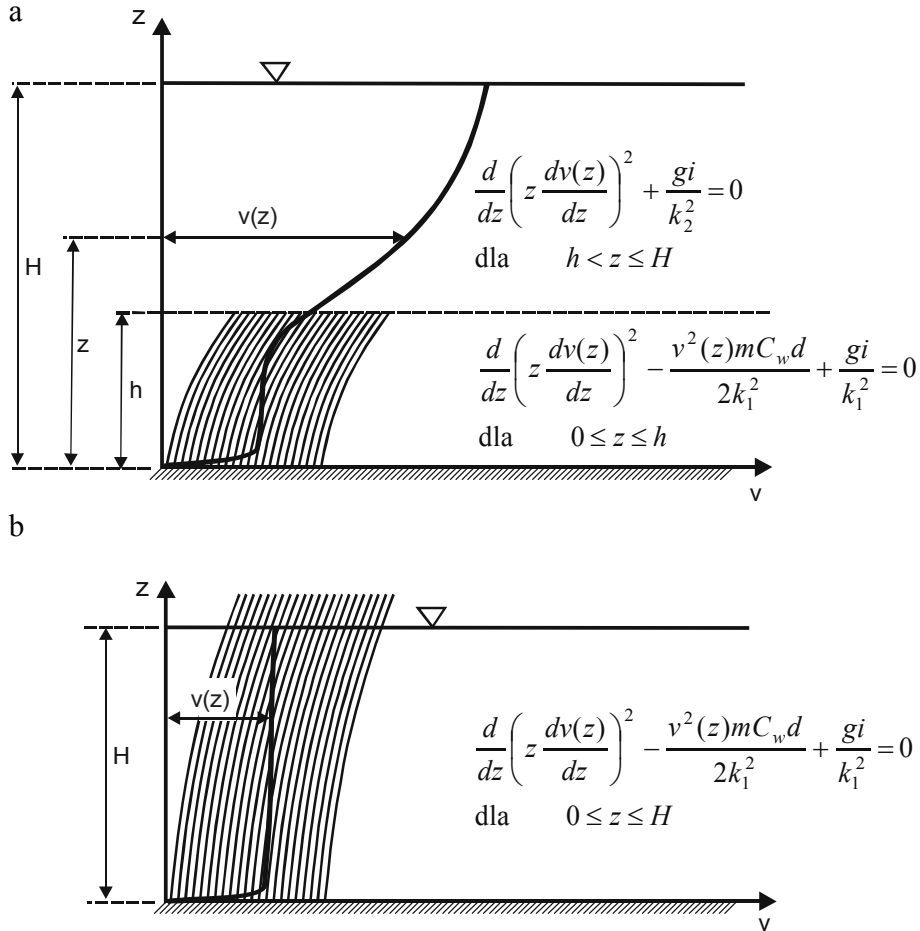
$$v_T = l_m^2 \left| \frac{dv(z)}{dz} \right| \quad (5)$$

Problemem jest określenie sposobu wyznaczania drogi mieszania (l_m). W przepływach płaskich Nikuradse przyjął, że:

$$l_m = \kappa z \quad (6)$$

gdzie κ jest współczynnikiem proporcjonalności, nazywanym stałą Karmana.

W niniejszej pracy przyjęto, że drogę mieszania można wyrażać liniową zależnością w obszarze przepływu wody



RYСУNEK 1. Profile prędkości przepływu wody w korycie z elementami sprężystymi
FIGURE 1. Vertical profiles streamwise velocity in channel with flexible stems

z elementami i nad nimi, lecz ze zmiennymi, uzależnionymi od hydraulicznych warunków przepływu w korycie i charakterystyk opływanych elementów, współczynnikami proporcjonalności k_1 , k_2 (rys. 1a), tzn.:

- w obszarze z elementami
 $l_m = k_1 z$ (7a)

- w obszarze nad elementami
 $l_m = k_2 z$ (7b)

Naprężenia turbulentne, wyrażone wzorem (3), w obu obszarach przepływu

można wtedy wyrażać według zmodyfikowanej formuły zależności:

$$\tau(z) = \rho k^2 z^2 \left| \frac{dv(z)}{dz} \right| \frac{dv(z)}{dz} \quad (8)$$

gdzie $k = k_1$ lub $k = k_2$.

Wprowadzenie zależności (8) do równań (1) i (2) pozwala je zapisać w postaci:

$$\frac{d}{dz} \left(z \frac{dv(z)}{dz} \right)^2 - \frac{v^2(z) m C_w d}{2k_1^2} + \frac{gi}{k_1^2} = 0$$

$$\text{dla } 0 \leq z \leq h \quad (9)$$

$$\frac{d}{dz} \left(z \frac{dv(z)}{dz} \right)^2 + \frac{gi}{k_2^2} = 0$$

$$\text{dla } h < z \leq H \quad (10)$$

Po rozwinięciu pochodnych w równaniach (9) i (10) otrzymano dla obszaru przepływu pokazanego na rysunku 1a zależności:

$$2z \left(\frac{dv(z)}{dz} \right)^2 + 2z^2 \frac{dv(z)}{dz} \frac{d^2v(z)}{dz^2} + \frac{v^2(z) m C_w d}{2k_1^2} + \frac{gi}{k_1^2} = 0$$

$$\text{dla } 0 \leq z \leq h \quad (11)$$

$$2z \left(\frac{dv(z)}{dz} \right)^2 + 2z^2 \frac{dv(z)}{dz} \frac{d^2v(z)}{dz^2} + \frac{gi}{k_2^2} = 0$$

$$\text{dla } h < z \leq H \quad (12)$$

Do opisu rozkładu prędkości w obszarze pokazanym na rysunku 1b wystarcza równanie (11).

Siła oporu (F_d) powstała przy opływie cylindrycznych elementów uzależniona jest m.in. od współczynników oporów (C_w) i przy opływie m elementów na powierzchni 1 m^2 , o średnicy d kołowego przekroju podstawy elementu, wyrażana jest na jednostkę długości elementu zależnością:

$$F_d = \frac{1}{2} m \rho C_w v^2(z) \quad (13)$$

Wartości współczynnika oporu dla opływu elementu walcowego (C_w) wyrażono zależnościami regresyjnymi w funkcji liczby Reynoldsa, podanymi przez Wieselbergera (Schlichting 1982):

$$C_w = 3,07 \text{Re}^{-0,168} \quad (14)$$

$$\text{dla } \text{Re} = \frac{v(z)d}{\nu} < 800$$

$$C_w = 1,0 \text{ dla } 800 \leq \text{Re} < 8000 \quad (15)$$

$$C_w = 1,2 \text{ dla } 8000 \leq \text{Re} < 10^5 \quad (16)$$

gdzie:

Re – liczba Reynoldsa obliczana dla walca o średnicy d opływającego wodą z prędkością $v(z)$,

ν – kinematyczny współczynnik lepkości wody.

W przypadku elementów sprężystych, ulegających ugięciu pod wpływem parcia dynamicznego wody, symbol h oznacza wysokość przekroju strumienia zajętego przez ugięte elementy sprężyste (rys. 1a). Równania (11) i (12) po uwzględnieniu zależności (14) i (15) lub (16) nie posiadają rozwiązania analitycznego w obszarze przepływu z elementami sprężystymi, gdyż prędkość przy dnie koryta nie jest stała i zależy od chropowatości dna i formy ruchu wody. Także wartość współczynnika oporów (C_w) nie jest stała i zmienia się wraz z prędkością przepływu wody. Dlatego równania (11) i (12) rozwiązywano metodą różnic skończonych. W tym celu pochodne zwyczajne zastąpiono ilorazami różnicowymi:

$$\left(\frac{dv(z)}{dz} \right)_i = \frac{v_i - v_{i-1}}{\Delta z_{i-1}} \quad (17)$$

$$\left(\frac{d^2v(z)}{dz^2} \right)_i = \frac{v_{i+1} - 2v_i + v_{i-1}}{\Delta z_{i-1} \Delta z_i} \quad (18)$$

gdzie v_{i-1} , v_i , v_{i+1} – prędkości przepływu wody na wysokościach z_{i-1} , z_i , z_{i+1} .

Dla odcinka ograniczonego punktami $(i-1, i)$ równania różnicowe (11) i (12) mają postać:

dla $0 \leq z \leq h$

$$\begin{aligned} & 2z_i \left(\frac{v_i - v_{i-1}}{\Delta z_{i-1}} \right)^2 + \\ & + 2z_i^2 \left(\frac{v_i - v_{i-1}}{\Delta z_{i-1}} \right) \left(\frac{v_{i+1} - 2v_i + v_{i-1}}{\Delta z_{i-1} \Delta z_i} \right) + \\ & - \frac{v_i^2 m C_{w,i} d}{2k_1^2} + \frac{gi}{k_1^2} = 0 \end{aligned} \quad (19)$$

dla $h < z \leq H$

$$\begin{aligned} & 2z_i \left(\frac{v_i - v_{i-1}}{\Delta z_{i-1}} \right)^2 + \\ & + 2z_i^2 \left(\frac{v_i - v_{i-1}}{\Delta z_{i-1}} \right) \left(\frac{v_{i+1} - 2v_i + v_{i-1}}{\Delta z_{i-1} \Delta z_i} \right) + \\ & - \frac{v_i^2 m C_{w,i} d}{2k_1^2} + \frac{gi}{k_1^2} = 0 \end{aligned} \quad (20)$$

Rozwiązanie układu równań (19) i (20) w obszarze przepływu pokaza-

nym na rysunku 1a lub równania (19) w obszarze na rysunku 1b wymaga wprowadzenia warunków brzegowych, tzn. warunku dolnego dla prędkości na dnie koryta i górnego, określającego prędkość na powierzchni zwierciadła wody. Prędkość wody na wysokości nierówności dna jest równa prędkości dynamicznej (v_*) powiązanej ze średnią prędkością (v_{sr}) w części przekroju o wysokości h z elementami sprężystymi i współczynnikiem oporów dna (λ) zależnością (Rowiński i Kubrak 2002a, b):

$$v_* = v_{sr} \sqrt{\frac{\lambda}{8}} \quad (21)$$

(Jeśli przyjąć założenie, że wysokość nierówności dna jest równa bezwzględnej chropowatości powierzchni dna, wtedy dla $z = ks$ zachodzi:

$$v(k_s) = v \quad (22)$$

Tak określoną wartość prędkości przyjęto jako dolny warunek brzegowy rozwiązania układu (19) i (20). Współczynnik oporów dna (λ) w funkcji chropowatości bezwzględnej jego powierzchni (k_s) oraz formy ruchu wyraża zależność Colebrooka-White'a:

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2 \lg \left(\frac{2,51}{\text{Re} \sqrt{\lambda}} + \frac{k_s / 4h}{3,71} \right) \quad (23)$$

gdzie:

Re – liczba Reynoldsa definiowana w obszarze z elementami jako

$$\text{Re} = \frac{4h v_{sr}}{v}$$

h – wysokość obszaru zajętego przez ugięte elementy sprężyste.

Na swobodnej powierzchni wody przyjęto górny warunek brzegowy w postaci:

$$\left. \frac{\partial v(z)}{\partial z} \right|_{z=H} = 0 \quad (24)$$

Układ równań różnicowych (19) i (20) jest nieliniowy ze względu na niewiadome prędkości i rozwiązywano go metodą iteracyjną Newtona. Metoda ta wymaga podania wartości prędkości, stanowiących przybliżenie rozwiązania układu. Jako pierwsze przybliżenie rozwiązania układu równań (19) i (20) zadawano stałe wartości prędkości (v_{sr}) w obszarze z elementami, obliczone wstępnie przy stałej wartości współczynnika opływu (C_w):

$$v_{sr} = \sqrt{\frac{2gi}{C_w m d}} \quad (25)$$

Zakładane wartości prędkości $v(z)$ nad elementami obliczano z równania logarytmicznego rozkładu prędkości. Założone wartości prędkości w przekroju nie spełniają na ogół układu równań (19) i (20). Należy obliczenia powtórzyć, przyjmując dalej za v_{sr} średnią prędkość w obszarze z elementami sprężystymi.

Dla tak obliczonej prędkości średniej (v_{sr}) i zadanych parametrów hydraulicznych (h , k_s , i) obliczono z równania Colebrooka-White'a bezwymiarowy współczynnik oporów liniowych (λ). Ze względu na nieliniowy charakter równania Colebrooka-White'a względem λ rozwiązano je metodą iteracyjną.

Przepływ wody powoduje odkształcenie elementów sprężystych. Obciążenie jednostkowe $q(z)$ wywołane parciem

dynamicznym wody o gęstości (ρ), napływającej z prędkością $v(z)$ na sprężysty element walcowy o średnicy d , obliczano z zależności:

$$q(z) = \frac{\rho C_w v^2(z) d}{2} \quad (26)$$

Ugięcie sprężystego elementu pod wpływem parcia dynamicznego wody jest obliczane na podstawie teorii belki wspornikowej i sprowadza się do scałkowania przybliżonego równania różniczkowego osi odkształconej belki (Kubrak E. i in. 2005):

$$\frac{d^2 f(z)}{dz^2} = \frac{M_\alpha(z)}{EJ} \quad (27)$$

gdzie:

$f(z)$ – przemieszczenie osi elementu elastycznego/belki w kierunku prostopadłym do osi z ,

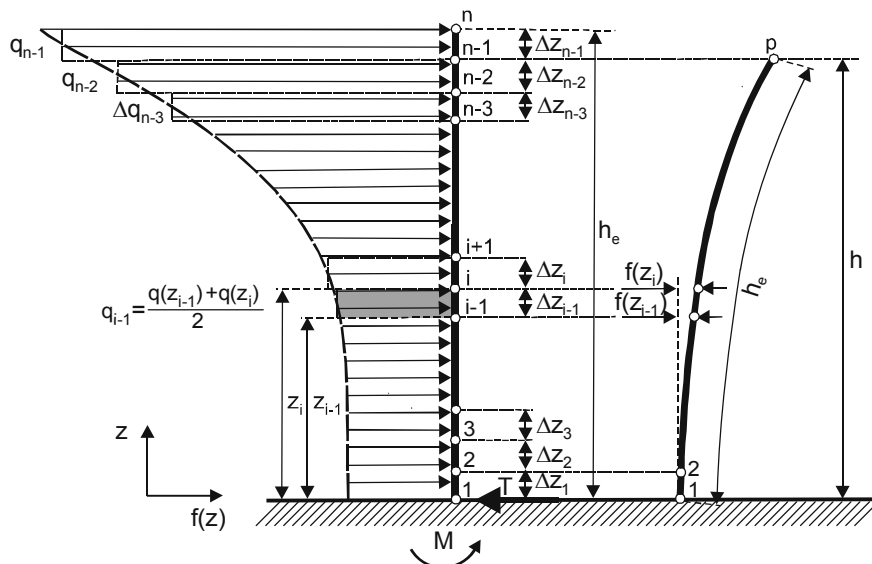
$M_\alpha(z)$ – moment zginający w przekroju z wywołany obciążeniem ciągłym $q(z)$, powstałym wskutek parcia dynamicznego wody na odcinku Δz ,

E – moduł sprężystości elementu elastycznego,

J – centralny moment bezwładności przekroju elementu elastycznego.

Równanie (27) ma rozwiązanie analityczne (Gawęcki 2003). Wyrażając długość elementu sprężystego (h_e) po dyskretyzacji do metody różnic skończonych w funkcji ugięcia $f(z)$ zależnością (rys. 2):

$$h_e = \sum_2^p \sqrt{\Delta z_{i-1}^2 + [f(z_i) - f(z_{i-1})]^2} \quad (28)$$



RYSUNEK 2. Ugięcie elementu sprężystego pod wpływem parcia dynamicznego wody
FIGURE 2. The scheme of the flexible stem loaded due to dynamic water pressure

obliczono wysokość (h) przekroju zajętego przez ugięte elementy sprężyste (rys. 2):

$$h = \sum_{i=2}^p \Delta z_{i-1} \quad (29)$$

gdzie:

$f(z_i), f(z_{i-1})$ – ugięcia elementu w punktach na wysokości z_i i z_{i-1} ,

$\Delta z_{i-1} = z_i - z_{i-1}$,

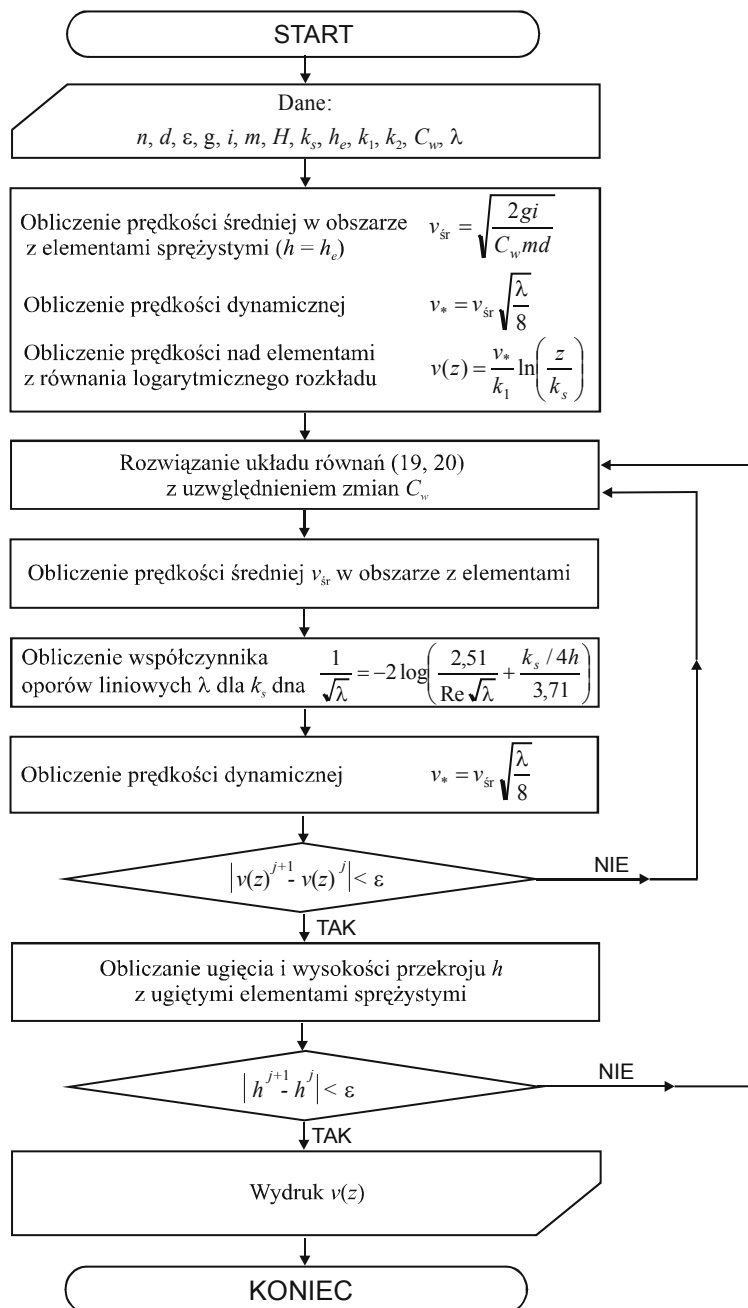
p – liczba punktów na wysokości ugiętego elementu.

Dla tak określonej wysokości przekroju zajętego przez ugięte elementy sprężyste h ponownie obliczano rozkład prędkości z równań (19) i (20) i ugięcie elementu pod wpływem parcia dynamicznego wody. Obliczenia kończono, gdy po rozwiązaniu układu równań (19) i (20) dla rozkładu prędkości nie zmie-

niała się wysokość przekroju zajętego przez ugięte elementy sprężyste. Opisany sposób ugięcia stosowano w pracy Erduran i Kutija (2003). Przebieg obliczeń rozkładu prędkości nad elementami sprężystymi ilustruje schemat blokowy pokazany na rysunku 3.

Podsumowanie

Przedstawiony jednowymiarowy opis rozkładu prędkości przepływu wody w korycie z elementami sprężystymi umieszczonymi na jego dnie uwzględnia wpływ parametrów koryta (spadek, chropowatość powierzchni dna, głębokość przepływu) i charakterystykę elementów sprężystych (ich kształt, wysokość, sztywność) na obliczone rozkłady prędkości.



RYSUNEK 3. Schemat blokowy obliczeń rozkładu prędkości przepływu wody z elementami sprężystymi

FIGURE 3. General flowchart of the water velocity profiles calculation in open channel flow through submerged flexible stems

Literatura

- BAPTIST M.J. 2005: Modelling floodplain biogeomorphology. Delft.
- CZERNUSZENKO W., ROWIŃSKI P. 1994: Współczesne modele matematyczne procesów transportu i mieszania zanieczyszczeń w rzekach. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa.
- DEFINA A., BIXIO Ch. 2005: Mean flow and turbulence in vegetated open channel flow. *Water Resources Research* 41: 1–12.
- ERDURAN K.S., KUTİJA V. 2003: Quasi-three-dimensional numerical model for flow through flexible, rigid, submerged and non-submerged vegetation. *Journal of Hydroinformatics* 05.3.
- GAWĘCKI A. 2003: Mechanika materiałów i konstrukcji prętowych. Wydawnictwo Politechniki Poznańskiej Alma Mater, Poznań.
- KHUBLARYAN M.G., FROLOV A.P., ZYRYANOV V.N. 2004: Modeling water flow in the presence of higher vegetation. *Water Resources* 31.
- KLOPSTRA D., BARNEVELD H.J., van NOORTWIJK J.M., van VELZEN E.H. 1997: Analytical model for hydraulic roughness of submerged vegetation. The 27th Congress of the International Association for Hydraulic Research, San Francisco, 1997. Proceedings of Theme A, Managing Water: Coping with Scarcity and Abundance. American Society of Civil Engineers (ASCE), New York.
- KUBRAK J. 1998: Hydraulika techniczna. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- KUBRAK E., MARCISZEWSKA K., DOHOJDA M. 2005: Ugięcie elementów elastycznych pod wpływem parcia hydrodynamicznego wody. *Acta Scientiarum Polonorum – Architectura* 4(2): 27–35.
- MOIN P., KIM J. 1997: Superkomputery zmagają się z turbulencją. *Świat Nauki*, marzec.
- ROWIŃSKI P.M., KUBRAK J. 2002a: A mixing-length model for predicting vertical velocity distribution in flows through emergent vegetation. *Hydrological Sciences Journal* 47(6): 893–904.
- ROWIŃSKI P.M., KUBRAK J. 2002b: Velocity profiles on vegetated flood plains. Proceedings of the International Conference on Fluvial Hydraulics, River Flow 2002: 303–309.
- SCHLICHTING H. 1982: Grenzschichttheorie. G. Braun, Karlsruhe.

Summary

Description of the water velocity profiles in open channel flow through submerged flexible stems. The water flow description in open channel through submerged flexible stems is derived from stationary uniform flow equation. The turbulent shear stresses were calculated using Boussinesq equation. In order to relate turbulent stresses to velocity gradients mixing length theory was used. The new numerical scheme is appropriate for analysis of the vertical velocity profile through submerged flexible stems for given bottom roughness.

Authors address:

Elżbieta Kubrak
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji
Środowiska
ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa
Poland

Marcin KRUKOWSKI

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW
Department of Hydraulic Engineering and Environmental Recultivation WAU

Modelowanie migracji cząstek stałych w korycie o dwudzielnym przekroju^{*} Migration of floating particles in a compound channel

Słowa kluczowe: migracja cząstek, koryto dwudzielne

Key words: migration of floating particles, compound channel

tuje się jako wielkości losowe uśrednione w czasie.

Dyfuzja cząstek pływających

Wprowadzenie

Wyjaśnienie procesów transportu podczas przepływu wody w korycie o złożonym przekroju poprzecznym wymaga poznania kinematycznej i turbulentnej struktury strumienia. Jedną z metod badań i wizualizacji przepływu w korycie o złożonym przekroju jest wprowadzenie wskaźnika w obszar przepływu wody, który szybko rozprzestrzeni się na cały przekrój strumienia. Szybkość rozprzestrzeniania się wskaźnika zależy od wielu czynników, lecz zasadniczym jest struktura pulsacji prędkości cząstek wody. Jedyńm sposobem opisu turbulentnego ruchu wody jest opis statystyczny, który występujące w nim wielkości hydrodynamiczne trak-

Cząstka pływająca na powierzchni wody reaguje na losowe zmiany prędkości i przemieszcza się wraz z wodą w sposób uzależniony od struktury turbulencji wody. Opis ruchu cząstek stałych wymaga stosowania równania ruchu cząstki, np. w wersji zaproponowanej przez Tchena (Hinze 1975). Przyjmuje się, że przesunięcie cząstki jest bezpośrednim wynikiem turbulencji wody w strefie przypowierzchniowej. Wyniki pomiarów drogi cząstek stałych interpretuje się według teorii dyfuzji turbulentnej, sformułowanej przez Taylora (1921) dla rozprzestrzeniania się ciepła i rozpuszczonych w wodzie substancji. Zakłada się, że ważna jest teoria Ficka, według której cząsteczki znajdują się w lokalnej równowadze z otaczającą

^{*}Badania finansowano ze środków Komitetu Badań Naukowych w ramach projektów badawczych 6P04D02629 i 6P06H04320.

wodą. Umożliwia to zastosowanie równania dyfuzji. Dla jednorodnej turbulencji warunki takie oznaczają, że czas relaksacji cząstki musi być o wiele większy od całkowitej skali czasu turbulencji i o wiele mniejszy od czasu dyfuzji cząstki (Mols i Oliemans 1998). Przy takich założeniach ruch cząstek stałych jest statystycznie podobny do ruchów Browna.

Gdy cząstka jest mała, to analiza jej ruchu nie różni się od ruchu cząstki wody na powierzchni turbulentnego przepływu wody. Cząsteczka porusza się z eulerowską prędkością płynącej wody $u(X, t)$. Oznaczając przesunięcie wybranej cząstki x w czasie $t = \tau$ jako $X(x, \tau)$, można zapisać:

$$X(x, \tau) = \int_{t_0}^{t_0+\tau} V(x, t) dt \quad (1)$$

gdzie:

$X = (X_1, X_2, X_3)$ – współrzędne Eulera,
 $x = X(x, t_0)$ – lagrangowska współrzędna cząsteczki wody w chwili $t_0 = 0$,

$X(x, t)$ – losowy wektor przesunięcia cząstki x ,

$V(x, t)$ – lagrangowski wektor prędkości cząstki, opisywany eulerowskim wektorem prędkości: $V(x, t) = u(X(x, t), t)$.

Wektor przesunięcia jest wielkością losową i jego określenie wymaga znajomości trzech rozkładów gęstości prawdopodobieństwa $p(X|t, x, t_0)$ położenia wybranej cząstki x w miejscu X w czasie t . W przypadku stacjonarnych i jednorodnych turbulencji rozkład funkcji gęstości położenia cząsteczki wody $p(X|x, t)$ można traktować jak rozkład normalny. Rozważano dwie główne cha-

rakterystyki losowego wektora przesunięcia – moment pierwszego i drugiego rzędu. Średnią wartość tego wektora można zapisać jako:

$$\overline{X(x, \tau)} = \int_{t_0}^{t_0+\tau} \overline{V(x, t)} dt \quad (2)$$

oznaczając przemieszczenie cząstki x w czasie $t = \tau$ przez $X(x, \tau)$, a jego turbulentną fluktuację jako:

$$\begin{aligned} X'(x, t) &= X(x, t) - \overline{X(x, t)} = \\ &= \int_0^t V'(x, s) ds \end{aligned} \quad (3)$$

gdzie moment drugiego rzędu losowego przemieszczenia wyraża się przez charakterystyki pola prędkości (Monin i Yaglom 1971):

$$\begin{aligned} D_{ij}(t) &= \overline{X'_i(t) X'_j(t)} = \\ &= \left(\overline{u_i'^2 u_j'^2} \right)^{0,5} 2 \int_0^t (t-s) R_{ij}^L(s) ds \end{aligned} \quad (4)$$

gdzie u jest pulsacją składowej prędkości.

Wartości momentu drugiego rzędu zależą od czasu, jak również od postaci funkcji korelacyjnej $R_{ij}^L(t)$, która w pewnym sensie jest „miarą pamięci” przepływu turbulentnego i charakteryzuje strukturę istniejących wirów oraz stopień skorelowania przyszłych prędkości z wartościami bieżącymi. $R_{ij}^L(t)$ Wartości funkcji autokorelacyjnej będą dążyć do zera przy długim czasie i do wartości 1, gdy czas będzie równy zeru.

Obliczanie współczynnika dyfuzji turbulentnej

Funkcja autokorelacyjna $R_{ii}(t)$ przyjmuje wartość równą jedności dla czasu $t = 0$ i dąży do zera przy t dążącym do nieskończoności. W obu przypadkach, tzn. $t = 0$ lub $t \rightarrow \infty$, moment drugiego rzędu może być wyznaczony z następujących zależności (Czernuszenko 1983):

- dla czasu krótszego od mikroskali Lagrange'a, T_i^L

$$D_{ii}(t) = \overline{u_i'^2} t^2 \quad (5)$$

- dla czasu dłuższego od mikroskali Lagrange'a, gdy $t \gg T_i^L$

$$D_{ii}(t) = 2\overline{u_i'^2} T_i t \quad (6)$$

Zależność (4) jest najważniejsza w teorii Taylora i wskazuje na liniową zależność między wariancją a czasem transportu cząstki – równanie (6). Nawiązując do teorii Taylora, można stwierdzić, że ta właściwość jest charakterystyczna dla dyfuzji molekularnej: dla długiego czasu istnieje podobieństwo między turbulentną a molekularną dyfuzją, a po upływie dostatecznie długiego czasu wariancja cząstek $D_{ii}(t)$ wzrasta liniowo wraz z upływem czasu z prędkością $2\overline{u_i'^2} T_i t$

Równanie (6) można traktować jako miarę rozprzestrzenienia chmury cząstek wprowadzonych z punkтового źródła do turbulentnego przepływu. Wielkości $D_{ii}(t)$ są wariancjami rozkładu gęstości cząstek, które są oznaczone jako σ_i^2 . Iloczyn $\overline{u_i'^2} T_i$ nazywany jest lagrangeowskim współczynnikiem dyfuzji turbu-

lენტnej w i -tym kierunku. Współczynnik dyfuzji turbulentnej w jednorodnym stacjonarnym przepływie turbulentnym jest związany z wariancjami funkcji gęstości prawdopodobieństwa zależnością:

$$K_i = \frac{1}{2} \frac{d}{dt} D_{ii} \equiv \frac{1}{2} \frac{d}{dt} \sigma_i^2 = \overline{u_i'^2} \int_0^\infty R_{ii}(t) dt \quad \text{dla } i = x, y \quad (7)$$

W przypadku dyfuzji domieszki i chmury cząstek w przepływie turbulentnym wartość strumienia masy na jednostkę pola w i -tym kierunku opisuje prawo Ficka:

$$\overline{u_i' c'} = K_i \frac{\partial C}{\partial X_i} \quad \text{dla } i = x, y \quad (8)$$

gdzie C i c' to średnia i chwilowa koncentracja cząstek w jednostce objętości wody.

Rozkład koncentracji domieszki i cząstek spełnia równanie adwekcji-dyfuzji ze współczynnikiem dyfuzji turbulentnej (K) definiowanym równaniem (7) (Monin i Yaglom 1971).

Powyższe zależności wskazują na podobieństwo między dyfuzją pojedynczej cząsteczki wody a koncentracją domieszki czy chmury cząstek stałych w turbulentnym ruchu wody. Współczynnik dyfuzji turbulentnej obliczony z równania (7) może być używany w równaniu dyfuzji do obliczenia rozkładu gęstości cząstek w turbulentnym przepływie (Rowiński i in. 2005).

Wszystkie wymienione wielkości są określane w funkcji czasu, choć często wymagana jest znajomość zmienności tych wielkości w funkcji odległości od

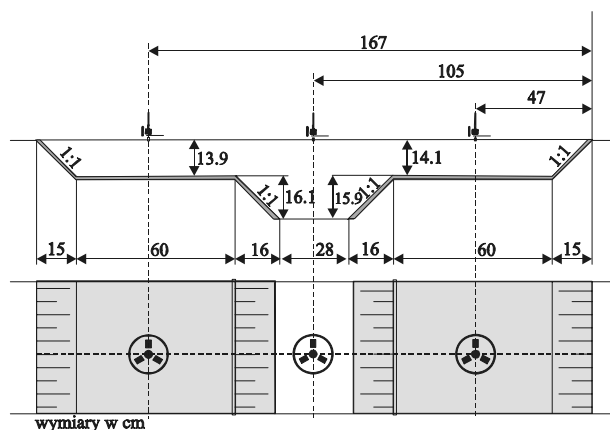
źródła. W przypadku współczynników dyfuzji turbulentnej w kierunku X_i równanie (7) jest modyfikowane przez zastąpieniem dt przez dX/u_i , co uzależnia współczynnik dyfuzji w funkcji odległości w kierunku X_i :

$$K_i = \frac{1}{2} u_i \frac{d}{dX_i} D_{ii}(X_i) \quad (9)$$

W przypadku niejednorodnej turbulencji funkcja gęstości prawdopodobieństwa położenia cząstek nie musi przybierać kształtu krzywej rozkładu normalnego

Badania laboratoryjne

Badania prowadzono w betonowym modelu prostoliniowego odcinka koryta długości 16 m i szerokości górą 2,08 m, z symetrycznymi terenami zalewowymi o złożonym trapezowym przekroju poprzecznym. Spadek podłużny dna koryta głównego i terenów zalewowych był stały i wynosił 0,5‰. Dno koryta głównego i terenów zalewowych w przekroju było poziome. Schemat dwudzielnego przekroju poprzecznego badanego modelu koryta przedstawiono na rysunku 1.



RYSUNEK 1. Schemat dwudzielnego przekroju poprzecznego koryta oraz położenie dozownika cząstek (wymiary w cm)

FIGURE 1. Scheme of the cross-section of the channel and the channel and the localization of the batcher in consecutive tests (dimension in cm)

go Gaussa. W takim przypadku potrzebna jest zmienność kilku dodatkowych momentów wyższych rzędów, które opiszą jej kształt. Zazwyczaj wyznacza się momenty trzeciego i czwartego rzędu dla funkcji gęstości prawdopodobieństwa położenia cząstek, tzn. skośność (asymetria) i eksces.

Powierzchnia dna koryta głównego była gładka, natomiast powierzchnie skarp oraz terenów zalewowych zostały pokryte warstwą lastryko o średnicy ziaren od 0,5 do 1 cm. Wartości współczynników szorstkości Manninga w korycie, wyznaczone w warunkach jednostajnego

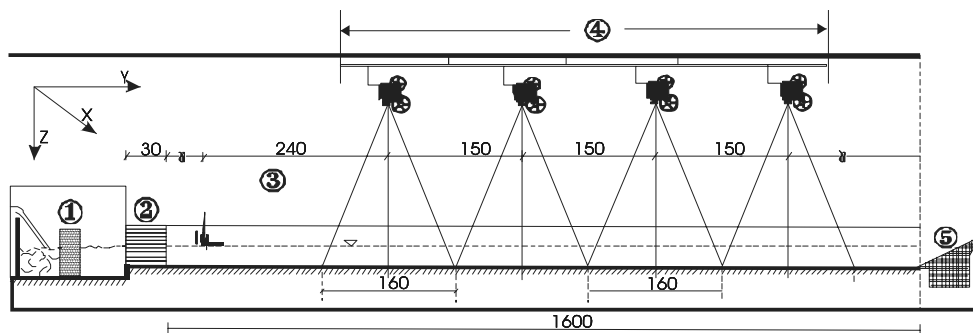
przepływu, były równe $n = 0,011 \text{ m}^{-1/3} \text{ s}$ dla gładkiego dna koryta głównego, $n = 0,018 \text{ m}^{-1/3} \text{ s}$ dla szorstkiej powierzchni lewego zalewu i $n = 0,025 \text{ m}^{-1/3} \text{ s}$ dla zalewu prawego.

Badanie zdolności transportowej strumienia wody w korycie o dwudzielnym przekroju poprzecznym koryta wykonywano techniką wideo, z wykorzystaniem kamer cyfrowych, która umożliwia wyznaczenie podstawowych parametrów charakteryzujących proces ich transportu w przypowierzchniowej warstwie wody. Do tego celu wykorzystano cztery kamery cyfrowe rozmieszczone w miejscach pomiarowych. Kamery zamocowano w osi koryta na wysokości 3,10 m tak, aby obiektywy 4 kamer obejmowały odcinek koryta długości 6,40 m. Kamery znajdowały się w odległościach odpowiednio: 2,40, 3,90, 5,40 i 6,90 m od dozownika (rys. 2).

Pomiary prowadzono dla nieruchomego, punktowego źródła cząstek.

Cząstki wykorzystywane w badaniach miały kształt walca wykonanego z tworzywa sztucznego (PCV). Przygotowano około 200 cząstek o średnicy 10 mm i grubości 2 mm. Do wprowadzenia cząstek został zaprojektowany i skonstruowany dozownik, który umożliwiał opuszczanie cząstek na powierzchnię wody w zaprogramowanych stałych odstępach czasu.

Z zarejestrowanego materiału filmowego za pomocą programu graficznego do nieliniowej obróbki wybrano te fragmenty materiału, które umożliwiały określenie współrzędnych położenia cząstek. W tym celu w polu widzenia każdej kamery umieszczono wyskalowaną siatkę o wymiarach $0,10 \times 0,10 \text{ m}$, z głównym reperem. Siatka umożliwiała precyzyjne identyfikowanie położenia dozowanych cząstek. Znajomość wymiarów oczek siatki i prawdziwej rozpiętości filmowanej sceny pozwalała na wyznaczenie metrycznej rozpiętości fil-



RYSUNEK 2. Schemat stanowiska do badań transportu cząstek stałych na powierzchni wody: 1 – przelew, 2 – rurki uspokajające, 3 – dozownik cząstek, 4 – system 4 kamer rejestrujących, 5 – siatka przechwytyująca cząstki

FIGURE 2. Scheme of the laboratory setup for the video tracking of particles on the shallow water: 1 – spillway, 2 – flow soothing pipes, 3 – particles batcher, 4 – system of four digital cameras, 5 – net particles catcher

TABELA 1. Charakterystyka wykonanych doświadczeń
TABLE 1. Results of measurements of basic parameters in compound channel

Doświadczenie Experiment	Położenie dozownika Position of batcher	Czas dozowania t [s] Time of batching	Głębokość w korycie H [m] Depth in channel	Natężenie przepływu Q [m ³ /s] Discharge	Prędkość średnia V [m/s] Mean velocity	Liczba cząstek N Number of particles
1	ZL (LFP)	6,52	0,202	0,0359	0,230	195
	KG (MCH)	4,29			0,340	195
	ZP (RFP)	6,81			0,220	195
2	ZL (LFP)	5,55	0,241	0,0616	0,270	195
	KG (MCH)	4,17			0,360	195
	ZP (RFP)	5,77			0,260	195
3	ZL (LFP)	4,84	0,283	0,0805	0,310	195
	KG (MCH)	3,94			0,380	195
	ZP (RFP)	5,00			0,300	195

Objaśnienia / Explanations:

ZL – zalew lewy / LFP – left floodplain,

KG – koryto / MCH – main channel,

ZP – zalew prawy / RFP – right floodplain.

mowanego obrazu i określenie wartości współczynnika proporcjonalności światła rzeczywistego do jego filmowego zarejestrowanego obrazu.

Rejestrację ruchu cząstek prowadzono przy trzech położeniach dozownika cząstek w przekroju poprzecznym (rys. 1) i trzech różnych natężeniach przepływu w korycie (tab. 1).

Przeprowadzone doświadczenia różniły się wielkością natężenia przepływu wody w korycie, napełnieniem i średnią prędkością przepływu. W każdym położeniu dozownika wypuszczano 195 cząstek (w 3 doświadczeniach wypuszczono 2360 cząstek).

Zasadniczym elementem opracowania zarejestrowanego materiału filmowego było określanie współrzędnych położenia cząstek (x_i , y_i) po upływie czasu dozowania od chwili ich wypuszczenia (tab. 1). Współrzędne położenia cząstek różniły się między sobą ze względu na turbulentny charakter przepływu, a ich

rozproszenie charakteryzuje zdolność transportową strumienia. Przyjęto założenie, że współrzędne położenia cząstek (x_i , y_i) stanowią niezależne zmienne losowe, które podlegają rozkładowi normalnemu. Szczegółowe informacje o własnościach rozkładu uzyskano po obliczeniu estymatorów:

- współrzędne środka ciężkości obszaru położenia cząstek po wybranym czasie ($\bar{X}$, $\bar{Y}$)

$$\bar{X} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N x_i; \quad \bar{Y} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N y_i \quad (10)$$

- odchylenie standardowe

$$\sigma_x = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (x_i - \bar{X})^2} \quad (11)$$

$$\sigma_y = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (y_i - \bar{Y})^2}$$

- wariancja

$$\sigma_x^2 = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (x_i - \bar{X})^2 \quad (12)$$

$$\sigma_y^2 = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (y_i - \bar{Y})^2$$

- skośność

$$S_x = \frac{1}{N\sigma_x^3} \sum_{i=1}^N (x_i - \bar{X})^3 \quad (13)$$

$$S_y = \frac{1}{N\sigma_y^3} \sum_{i=1}^N (y_i - \bar{Y})^3$$

- kurtoza

$$K_x = \frac{1}{N\sigma_x^4} \sum_{i=1}^N (x_i - \bar{X})^4 \quad (14)$$

$$K_y = \frac{1}{N\sigma_y^4} \sum_{i=1}^N (y_i - \bar{Y})^4$$

gdzie N oznacza liczbę cząstek.

Na podstawie współrzędnych $\bar{X}$, $\bar{Y}$ środka ciężkości obszaru położenia cząstek i czasu obliczono średnie prędkości przemieszczania się cząstek. Tak obliczone średnie prędkości w kierunku osi y są prawie stałe w poszczególnych częściach przekroju. Natomiast obliczone średnie prędkości w kierunku osi x mają różne znaki. Przykładowe wartości średnich prędkości przemieszczania się cząstek w kierunku osi x i y przedstawiono dla wybranego napełnienia $H = 0,241$ m. Obliczone wartości skośności oraz współczynników spłaszczenia zestawiono w tabelach 2–4 oraz pokazano na rysunkach 4 i 5.

Z przedstawionych wykresów wynika, że wartości skośności przybierają wartości bliskie zeru, a kurtozy wartości bliskie 3. Zatem można stwierdzić, że funkcja gęstości prawdopodobieństwa rozkładu współrzędnych cząstek w obszarze jest bardzo zbliżona do krzywej rozkładu normalnego (rys. 4 i 5). Zmienność wartości skośności dla wszystkich obszarów świadczy o niewielkim przemieszczaniu się i przesuwaniu środka

TABELA 2. Podstawowe parametry charakteryzujące obszar cząstek w lewym terenie zalewowym
TABLE 2. Results of measurements of basic parameters of particles migration in the left floodplain

Położenie czterech kamer Position of four cameras	Lewy teren zalewowy / Left floodplain				
	Symbol	K1	K2	K3	K4
	x [m]	0,47	0,47	0,47	0,47
	y [m]	2,40	3,90	5,40	6,90
1	2	3	4	5	6
Czas Time	t [s]	8,88	14,44	20,00	25,56
Współrzędne obszaru First moments	$\bar{x}$ [m]	0,480	0,500	0,519	0,532
	$\bar{y}$ [m]	2,394	3,920	5,411	6,936
Średnia prędkość cząstek Mean velocity of cloud	u_x [m/s]	0,0014	0,0025	0,0029	0,0029
	u_y [m/s]	0,270	0,271	0,271	0,272

TABELA 2 cd.
TABLE 2 cont.

1	2	3	4	5	6
Wariancja Variance	σ_x^2 [m ²]	0,00403	0,00708	0,01326	0,01825
	σ_y^2 [m ²]	0,01572	0,02635	0,03845	0,05365
Skośność Skewness	S_x [-]	0,39	0,29	0,29	-0,02
	S_y [-]	0,65	0,07	-0,18	-0,21
Kurtoza Excess	K_x [-]	3,05	3,40	3,46	3,17
	K_y [-]	2,87	2,52	2,72	2,72

Objaśnienia / Explanations:

x – współrzędna poprzeczna / lateral coordinate,

y – współrzędna podłużna / longitudinal coordinate.

TABELA 3. Podstawowe parametry charakteryzujące obszar cząstek w korycie głównym
TABLE 3. Results of measurements of basic parameters of particles migration in the main channel

Polożenie czterech kamer Position of four cameras	Koryto główne / Main channel				
	Symbol	K1	K2	K3	K4
	x [m]	1,05	1,05	1,05	1,05
	y [m]	2,40	3,90	5,40	6,90
Czas Time	t [s]	6,67	10,84	15,01	19,18
Współrzędne obszaru First moments	$\bar{x}$ [m]	1,053	1,062	1,069	1,073
	$\bar{y}$ [m]	2,420	3,926	5,422	6,935
Średnia prędkość cząstek Mean velocity of cloud	u_x [m/s]	0,0005	0,0011	0,0012	0,0012
	u_y [m/s]	0,363	0,362	0,361	0,362
Wariancja Variance	σ_x^2 [m ²]	0,00154	0,00253	0,00293	0,00397
	σ_y^2 [m ²]	0,00572	0,00977	0,01464	0,02208
Skośność Skewness	S_x [-]	0,07	-0,23	-0,56	-0,49
	S_y [-]	0,32	0,10	0,15	-0,11
Kurtoza Excess	K_x [-]	2,41	2,38	2,58	2,77
	K_y [-]	2,52	2,49	2,53	2,60

Objaśnienia / Explanations:

x – współrzędna poprzeczna / lateral coordinate,

y – współrzędna podłużna / longitudinal coordinate.

TABELA 4. Podstawowe parametry charakteryzujące obszar cząstek w prawym terenie zalewowym
TABLE 4. Results of measurements of basic parameters of particles migration in the right floodplain

Polożenie czterech kamer Position of four cameras	Prawy teren zalewowy / Right floodplain				
	Symbol	K1	K2	K3	K4
x [m]	x [m]	1,67	1,67	1,67	1,67
	y [m]	2,40	3,90	5,40	6,90
Czas Time	t [s]	9,23	15,00	20,77	26,54
Współrzędne obszaru First moments	$\bar{x}$ [m]	1,655	1,637	1,621	1,603
	$\bar{y}$ [m]	2,400	3,875	5,365	6,866
Średnia prędkość cząstek Mean velocity of cloud	u_x [m/s]	−0,0016	−0,0022	−0,0024	−0,0025
	u_y [m/s]	0,260	0,258	0,258	0,259
Wariancja Variance	σ_x^2 [m ²]	0,00381	0,00639	0,01147	0,01541
	σ_y^2 [m ²]	0,01873	0,02963	0,04343	0,05905
Skośność Skewness	S_x [−]	−0,20	0,10	0,36	0,37
	S_y [−]	−0,25	0,05	0,15	0,24
Kurtoza Excess	K_x [−]	3,00	3,40	3,47	3,00
	K_y [−]	2,45	2,47	2,39	2,46

Objaśnienia / Explanations:

x – współrzędna poprzeczna / lateral coordinate,

y – współrzędna podłużna / longitudinal coordinate.

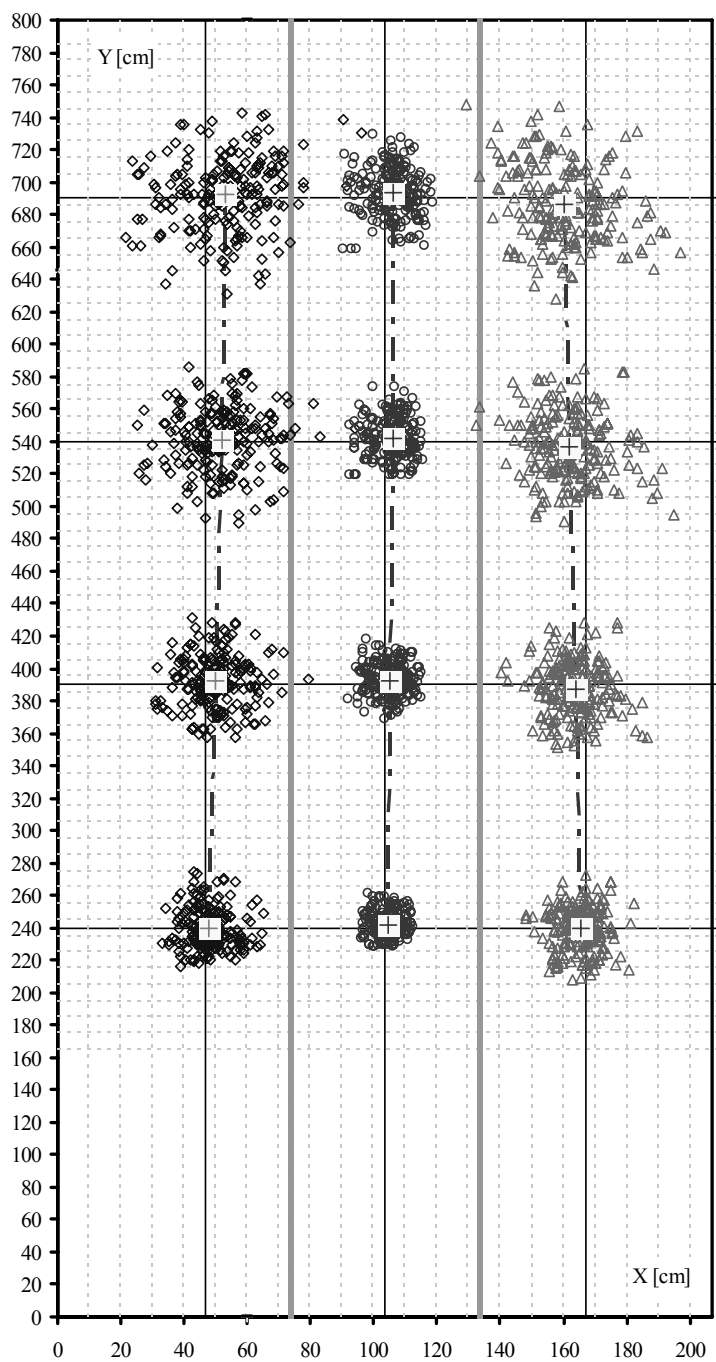
ciężkości obszaru cząstek w kierunku osi koryta lub spowolnieniu cząstek położonych na jego skraju. Obliczone wartości skośności i kurtozy różniły się w niektórych obszarach od wartości charakterystycznych dla rozkładu normalnego.

Dynamikę rozprzestrzeniania się obszaru cząstek opisuje wariancja rozkładu cząstek w funkcji czasu. Wartości wariancji w funkcji czasu obliczone dla trzech położów dozownika (ZL – lewy zalew, KG – koryto główne, ZP – prawy zalew) przedstawiono na rysunku 6.

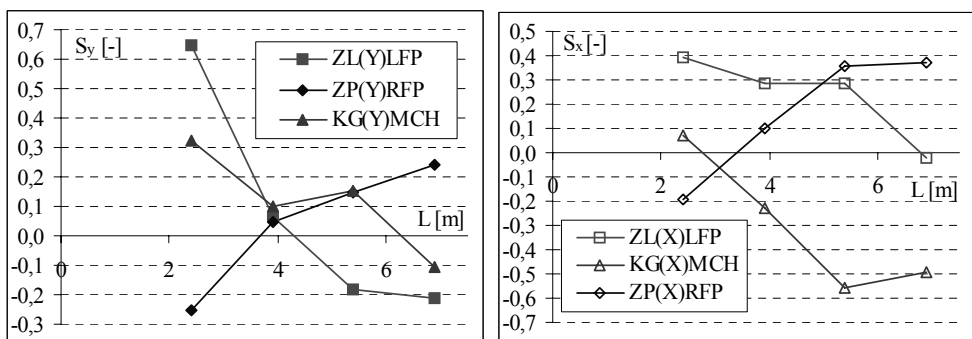
Jeśli wariancję wyrazić zależnością:

$$\sigma_i^2 = mt^n \quad (15)$$

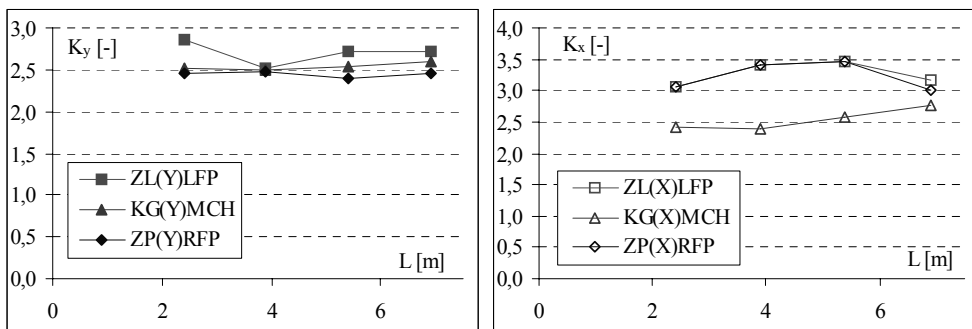
gdzie m , n – stałe dla $i = x, y$, to wykładnik n w kierunku osi y w terenach zalewowych ma charakter rosnący i zawiera się w przedziale od 1 do 1,3. W korycie głównym natomiast zawiera się w przedziale od 1,2 do 1,7. Wariancja w kierunku osi x , podobnie jak w kierunku podłużnym, na terenach zalewowych rośnie i wykładnik zmienia się w granicach od 1,1 do 1,3. Natomiast w korycie głównym wartość wykładnika mieści się



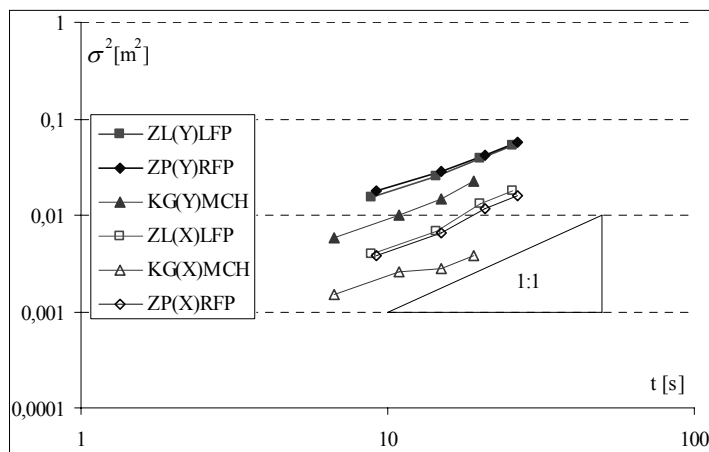
RYSUNEK 3. Zarejestrowane obszary położenia cząstek w ustalonych miejscach pomiarowych
 FIGURE 3. Registered locations of the particles at the same time elapsed from the release



RYSUNEK 4. Zmienność wartości skośności na długości koryta
FIGURE 4. Skewness variation as a function of distance



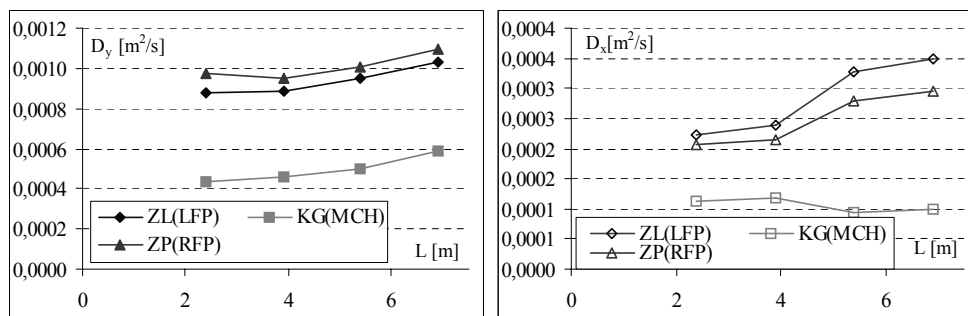
RYSUNEK 5. Zmienność wartości kurtozy na długości koryta
FIGURE 5. Excess coefficients variation as a function of distance



RYSUNEK 6. Zmiana wartości wariancji względem czasu dyfuzji
FIGURE 6. Variance as function of time diffusion

TABELA 5. Średnie wartości D_i współczynników dyfuzji turbulentnej dla cząstek pływających
TABLE 5. The average D_i coefficients of turbulent diffusion for floating particles

Część koryta Part of channel	Kamery Cameras	Współrzędne położenia kamer [m] Position of cameras		Wielkość obszaru cząstek [m] Size of the particle cloud		Czas [s] Time	$D_{i=x,y}$ [m ² /s]	
		x	y	$4 \sigma_x$	$4 \sigma_y$		x	y
Lewy zalew Left floodplain		0,47						
	K1		2,40	0,502	0,254	8,88	0,00022	0,00088
	K2		3,90	0,649	0,337	14,43	0,00024	0,00090
	K3		5,40	0,784	0,461	19,98	0,00033	0,00096
	K4		6,90	0,926	0,540	25,53	0,00036	0,00104
Koryto główne Main channel		1,05						
	K1		2,40	0,155	0,302	6,67	0,00011	0,00042
	K2		3,90	0,201	0,395	10,84	0,00011	0,00045
	K3		5,40	0,217	0,484	15,01	0,00010	0,00050
	K4		6,90	0,252	0,594	19,18	0,00010	0,00059
Prawy zalew Right floodplain		1,67						
	K1		2,40	0,247	0,548	9,23	0,00020	0,00098
	K2		3,90	0,320	0,688	15,00	0,00021	0,00095
	K3		5,40	0,428	0,834	20,77	0,00028	0,00101
	K4		6,90	0,496	0,972	26,54	0,00030	0,00110



RYSUNEK 7. Zmiany współczynników dyfuzji turbulentnej w funkcji długości koryta od punktu dozowania cząstek

FIGURE 7. Turbulent diffusion coefficients (longitudinal and lateral) as function of distance from the point of particles release

w przedziale od 1,1 do 1,2. Wzrost wartości wariancji świadczy o stopniowym powiększaniu się obszaru występowania cząstek w korycie głównym i terenach zalewowych wraz z oddalaniem się od źródła dozowania.

Współczynnik dyfuzji turbulentnej (D_t) w jednorodnym ustalonym przepływie turbulentnym charakteryzuje zdolności transportowe przepływu i jest związany z momentem drugiego rzędu równaniem (7). Obliczone średnie wartości współczynników dyfuzji turbulentnej na odcinku od źródła do rozpatrywanego obszaru D_t przedstawiono w tabeli 5 i na rysunku 7.

Wartości współczynników dyfuzji turbulentnej D_t w kierunku przepływu rosną wraz z odległością od źródła w korycie głównym i w terenach zalewowych i współczynniki dyfuzji w terenach zalewowych są większe niż w korycie głównym (rys. 7). Wynikać to może z większego gradientu prędkości w kierunku poprzecznym w terenach zalewowych. Należy podkreślić fakt, że wartość współczynników dyfuzji turbulentnej w kierunku poprzecznym D_x wyraźnie rośnie w terenach zalewowych. Natomiast zdecydowanie maleje w korycie głównym. Taki spadek może być spowodowany interakcją strumienia wody w korycie głównym i terenach zalewowych.

Wnioski

1. Analiza statystyczna rozkładów współrzędnych cząstek pływających w korycie o przekroju dwudzielnym potwierdza, że ich rozkład nie jest rozkładem normalnym, co można tłumaczyć intensywną wymianą

pędu wody między korytem głównym a terenami zalewowymi.

2. Zróżnicowanie przebiegu zmian skośności rozkładów współrzędnych cząstek w lewym i prawym terenie zalewowym może być spowodowane różną głębokością przepływu w tych częściach koryta.
3. Dyfuzja cząstek pływających w korycie o dwudzielnym przekroju jest znacznie większa w kierunku podłużnym niż w kierunku poprzecznym, a wartości współczynników dyfuzji w kierunku poprzecznym są znacznie większe na terenach zalewowych niż w korycie głównym.
4. Wartości współczynników dyfuzji turbulentnej rosną wraz z oddalaniem się od źródła dozowania cząstek, co może świadczyć o udziale coraz to większych wirów w procesie dyfuzji cząstek pływających.
5. Odchylenia od liniowej zmienności wariancji funkcji gęstości prawdopodobieństwa rozkładu współrzędnych cząstek wraz z odległością od źródła dozowania cząstek są spowodowane strukturą turbulencji strumienia wody w obszarze łączącym koryto główne z terenami zalewowymi. Interakcja w tym obszarze wywołuje wzrost wartości wariancji w kierunku podłużnym i jej zmniejszenie w kierunku poprzecznym.

Literatura

- CZERNUSZENKO W. 1983: Rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń w rzekach i kanałach. Materiały badawcze IMGW, seria: Gospodarka Wodna i Ochrona Wód.
- HINZE J.O. 1975: Turbulence. McGraw-Hill, Inc., New York.

- KRYSICKI W., BARTOS J., DYCZKA W., KRÓLIKOWSKA K., WASILEWSKI M. 1999: Rachunek prawdopodobieństwa i statystyka matematyczna w zadaniach. Tom II. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- MOLS B., OLIEMANS V.A. 1998: A turbulent diffusion model for particle dispersion and deposition in horizontal tube flow. *Int. J. Multipha. Flow* 24(1): 55–75.
- MONIN A.S., YAGLOM A.M. 1971: Statistical Fluid Mechanics-Mechanics of Turbulence. MIT Press, Cambridge.
- ROBERTS P.J.W., WEBSTER D.R. 2002: Turbulent diffusion. In: H.S. Hayley et al. (eds.) Environmental Fluid Mechanics-Theory and Applications. ASCE, Virginia.
- ROWIŃSKI P., CZERNUSZENKO W., KRUKOWSKI M. 2005: Migration of floating particles in a compound channel. Water Quality Hazards and Dispersion of Pollutants. Springer Science+Business Media, Inc., New York.
- TAYLOR G.I. 1921: Diffusion by continuous movements. *Proc. Lond. Math. Soc.*, 20: 196–212.

Summary

Migration of floating particles in a compound channel. The aim of my work was definition and analysis elementary characteristic spread floating solid particles at small dimension in compound cross-section channel. It was carry out position of solid particles (simulate passive pollution) on water surface and definition characteristic spread particles subject to different points batching in channel and intensity of flow. It was also analysis coefficients of turbulent diffusion characteristic transporting capacity of flux and intensity spread particles.

Author's address:

Marcin Krukowski
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska, Zakład Hydrauliki
ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa
Poland

Sławomir BAJKOWSKI

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW

Department of Hydraulic Engineering and Environmental Recultivation WAU

Rozdział przepływu na przelewie gabionowym

Flow distribution on gabion weir

Słowa kluczowe: przelew przepuszczalny, przepływ powierzchniowy, przepływ wgłębny

Key words: rockfill weir, overflow, seepage flow

Wprowadzenie

W budownictwie wodnym gabiony wykonywane w formie skrzyń, materacy, walców lub koszy najczęściej stosuje się w robotach regulacyjnych i umocnieniowych. Spełniają one rolę okładzin, w których główny kierunek przepływu wody odbywa się od strony chronionego gruntu. W celu zabezpieczenia przed wypłukiwaniem gruntu z podłoża kładzie się je na ochronnych warstwach grunto- wych lub na włókninach. Coraz częściej wykonuje się również niskie progi piętrzące z materiału kamiennego, w których forma przepływu powierzchniowego nad przelewem łączy się z wgłębny- m przepływem fluacyjnym. Do najczęściej stosowanych konstrukcji tego typu zalicza się bezprogowe stopnie pionowe lub kaskadowe oraz pochylnie (Isbash i Khaldre 1970, Fătima i in. 2004). Konstrukcja taka nie wyklucza stosowania

ścian szczelnych, spełniających rolę przesłon przeciwnieprzepuszczalnych. Wtedy to oczepek ścianki szczelnej tworzy niski próg stabilizacyjny, a przepuszczalny korpus – kamienną konstrukcję przelewową. Spotykane są również konstrukcje, w których gabiony stosuje się jako obudowy ścian szczelnych, tworzących nieprzepuszczalny wysoki próg.

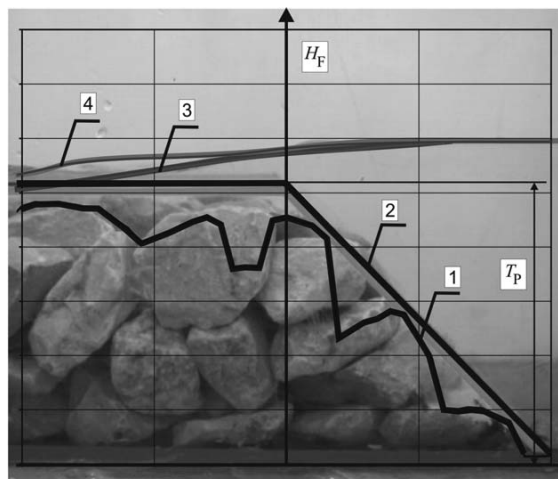
Zależnie od typu zastosowanej konstrukcji przepuszczalnego progu różnicowane są warunki przepływu. Gdy głównym elementem piętrzącym jest górna ścianka szczelna lub gdy gabiony stanowią obudowę dna w formie kaskad lub pochylni, wtedy woda do kamiennego korpusu dostaje się od góry, przez koronę przelewu lub stopnia (Schropp i Fontijn 1989). Dla progowych konstrukcji gabionowych, przy poziomach wody górnej nieprzekraczających wysokości progu, woda przepływa przez przepuszczalny korpus. Gdy poziom wody górnej przewyższa rzędną progu, wtedy strumień dzieli się na część fluacyjną i przelewową (Bajkowski 2001). Wydzielają się więc w przepływie dwa wzajemnie na siebie oddziałujące strumienie – powierzchniowy i wgłębny.

Model i prowadzenie badań

Badania laboratoryjne przeprowadzono w Laboratorium Hydraulicznym SGGW. Przelew gabioniowy wykonano w korycie szerokości 0,203 m, wysokości 0,40 m i długości 4,0 m. Na rysunku 1 pokazano wlotowy odcinek przelewu oraz warunki przepływu dla pomiaru, w którym: całkowity przepływ $Q = 2,233$ l/s, przepływ nad przelewem $Q_P = 1,676$ l/s, a przepływ wglębny $Q_F = 0,557$ l/s. W badaniach wykorzystano przelew wykonany ze swobodnie kładzionego narzutu kamiennego, bez dodatkowego zagęszczania. Elementy kamienne wbudowano tak, aby wypełniały przestrzeń ograniczoną trapezowym kształtem przelewu stałego (2 na rys. 1) o wysokości progu $T_P = 10,14$ cm. W osi koryta wykonano piezometry kontrolne na długości kamiennego narzutu oraz w stanowisku

górnym i dolnym. Kształt narzutu określono wzdłuż osi koryta co 0,5 cm (1 na rys. 1), a na szerokości wybranych przekrojów poprzecznych co 1,0 mm.

Stanowisko badawcze wyposażono w urządzenia pomiarowe podłączone do komputerowego systemu zbierania i przetwarzania danych oraz w mechaniczne urządzenia kontrolne. Całkowity wydatek określano elektromagnetycznym miernikiem przepływu, a objętość wody przepływającej nad koroną przelewu w przekroju wlotowym wyznaczano metodą hydrometryczną, wykorzystując sondę prędkości PEMS. Układ zwierciadła wody wzdłuż linii przekroju środkowego przelewu (4 na rys. 1) wyznaczano wodowskazem szpilkowym, a ciśnienie w korpusie przelewu (3 na rys. 1) za pomocą piezometrów. Zestawienie zakresów pomiarowych podstawowych wielkości zawiera tabela 1.



RYSUNEK 1. Przepuszczalny przelew badawczy: 1 – osiowy profil progu przepuszczalnego, 2 – profil progu nieprzepuszczalnego, 3 – linia ciśnień piezometrycznych, 4 – linia zwierciadła wody

FIGURE 1. Permeable block researched weir: 1 – permeable block central profile, 2 – impermeable block profile, 3 – piezometric pressure line, 4 – water surface line

TABELA 1. Zakresy parametrów pomiarowych
TABLE 1. Ranges of measurement parameters

Lp. No	Parametr Parameter	Q [l·s ⁻¹]	Q_P [l·s ⁻¹]	Q_F [l·s ⁻¹]	H_F [cm]	H_F/T_P [-]
1	Wartość minimalna Minimum value	0,241	1,431	0,557	3,99	0,39
2	Wartość maksymalna Maximum value	6,486	5,151	1,018	15,64	1,54
3	Liczba pomiarów Test number	39	12	12	39	39

Material kamienny

Przepuszczalny korpus wykonano z sortowanego materiału skalnego uzyskanego z rumoszu o wymiarach od 40 do 60 mm. Dla każdego ze 130 swobodnie położonych elementów próbki określono: długość (A), szerokość (B), wysokość (C), objętość (V_{si}) oraz masę (M_{si}). Badania prowadzono dla jednego materiału kamiennego. Użyty do badań rumosz skalny posiadał: gęstość właściwą $\rho_s = 2,64 \text{ g·cm}^{-3}$, porowatość $n = 0,450$, wskaźnik porowatości $e = 0,819$.

Charakterystyki geometryczne cząstek materiału kamiennego zestawiono w tabeli 2. Wymiar D_s obliczano jako średnią arytmetyczną trzech wymiarów głównych ABC , a zastępczą średnicę cząstek (D_z) jako średnicę kuli o objętości V_{si} i masie M_{si} . Współczynnik kształtu cząstek (Φ) wyznaczono z zależności:

$$F = \frac{B}{\sqrt{AC}} \quad (1)$$

Wartości wymiarów przeciętnych (średnich ważonych – D^P) dla szerokości B oraz średnic D_s i D_z ustalano z krzywych przesiewu, według następującego wzoru:

$$D^P = \frac{\sum D_i p_i}{100} \quad (2)$$

gdzie:

D_i – analizowany wymiar cząstki [mm],
 p_i – udział masy cząstki w próbce [%].

Wskaźnik jednorodności uziarnienia C_u oraz wskaźnik krzywizny C_c obliczono według normy PN-B-02481-1998, a cechę dominacji C_d ze wzoru:

$$C_d = \frac{d_{90} d_{10}}{d_{50}^2} \quad (3)$$

gdzie: d_{90} , d_{10} , d_{50} – charakterystyczne średnice cząstek wraz z mniejszymi.

Wartości wskaźnika jednorodności uziarnienia przedstawione w tabeli 2 są bardzo zbliżone do jedności, co wskazuje, że użyta próbka charakteryzuje się bardzo równomiernym uziarnieniem. Nie jest to jednak materiał podatny na zagęszczenie, stąd też stosunkowo duża porowatość objętościowa. Większa od jedności wartość cechy dominacji wskazuje, że w próbce dominują cząstki o średnicy większej od środkowej. W tabeli 2 widać również, że wymiary średnie są bardzo zbliżone do przeciętnych. Według diagramu Zingga, w badanym materiale było: 13 cząstek elipsoidalnych, 74 dyskooidalnych, 33 sferoidalnych i 10 wrzecionowatych.

TABELA 2. Parametry cząstek materiału wypełniającego
TABLE 2. Particles fill material parameters

Lp. No	Parametr Parameter	<i>A</i>	<i>B</i>	<i>C</i>	<i>D_s</i>	<i>D_z</i>	Φ wg (1)
1	Wartość minimalna Minimum value	44,00	40,00	13,00	33,67	26,17	0,82
2	Wartość średnia Mean value	57,74	43,10	25,48	42,11	36,31	1,16
3	Wartość maksymalna Maximum value	93,00	53,00	40,00	55,67	46,03	1,63
4	D^P wg (2)	–	43,34	–	42,66	37,29	–
5	C_u wg PN-B-02481	–	1,05	–	1,11	1,15	–
6	C_c wg PN-B-02481	–	1,00	–	1,00	1,00	–
7	C_d wg (3)	–	1,09	–	1,07	1,00	–

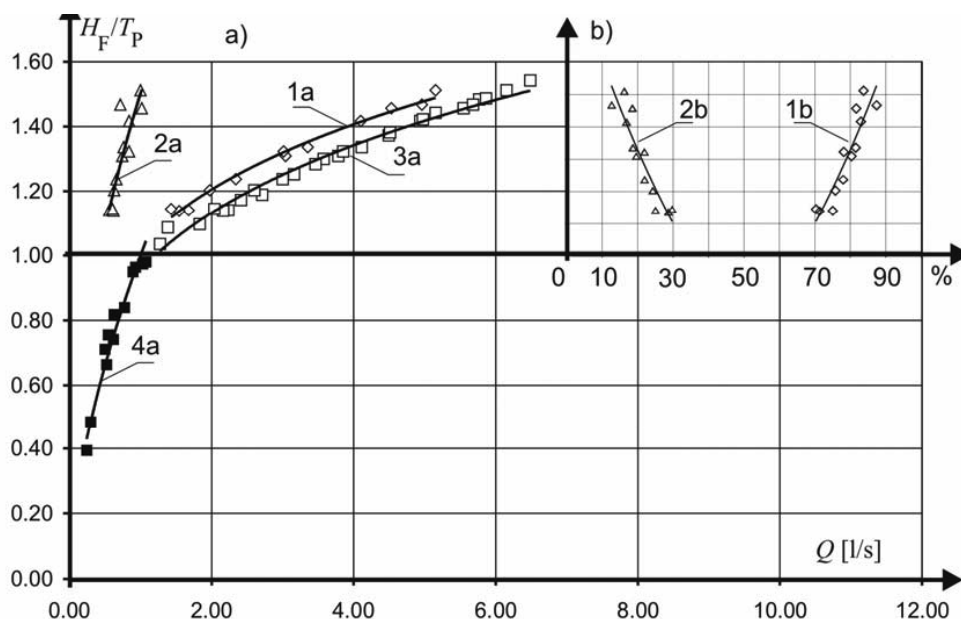
Analiza wyników

Na rozdział strumienia na przepuszczalnym przelewie mają wpływ zarówno czynniki kształtujące warunki przepływu powierzchniowego, jak i wgłębne, należą do nich:

- geometria gabionowego korpusu, wpływająca na wartość współczynnika wydatku przelewu oraz na długość drogi przepływu fluacyjnego,
- kształt i wymiary wlotowego przekroju poprzecznego, w którym następuje podział strumienia,
- parametry granulometryczne materiału kamiennego wyrażające: wymiary, kształt i stopień zaokrąglenia cząstek,
- wzajemny układ cząstek, wpływający na szorstkość powierzchni korony przelewu oraz na porowatość narzutu,
- parametry hydrauliczne strumienia: głębokości strumienia i prędkości przepływu, układ linii zwierciadła wody i ciśnienia piezometrycznego oraz spadek hydrauliczny na długości drogi przepływu.

Krzywe wydatku oraz zmienność współczynników rozdziału przepływu dla badanego przelewu przedstawiono na rysunku 2. Dla głębokości wody górnej, nieprzekraczających wysokości przelewu, wydatek przedstawiają punkty wokół krzywej 4a. Gdy głębokość wody górnej przekraczała wysokość przelewu ($H_F T_P > 1,0$), wtedy strumień dzielił się na część przelewającą się nad przelewem (1a na rys. 2) oraz filtrującą przez korpus (2a na rys. 2), a sumaryczny przepływ przedstawiają punkty pomiarowe 3a. W tych warunkach woda wpływała do pryzmy na początkowym odcinku korony przelewu lub przepływała swobodnie na całej długości progu. Przepływ w pryzmie był wtedy ciśnieniowy na długości wpływania wody przez koronę, na pozostałej części występowała bezciśnieniowa forma przepływu.

Współczynnik rozdziału całkowitego przepływu na filtracyjny obliczono jako stosunek przepływów Q_F i Q , a na przelewowy jako stosunek przepływów Q_P i Q . Wartość sumaryczna obu współczynników rozdziału jest równa jedności lub 100, gdy podajemy je w procentach.



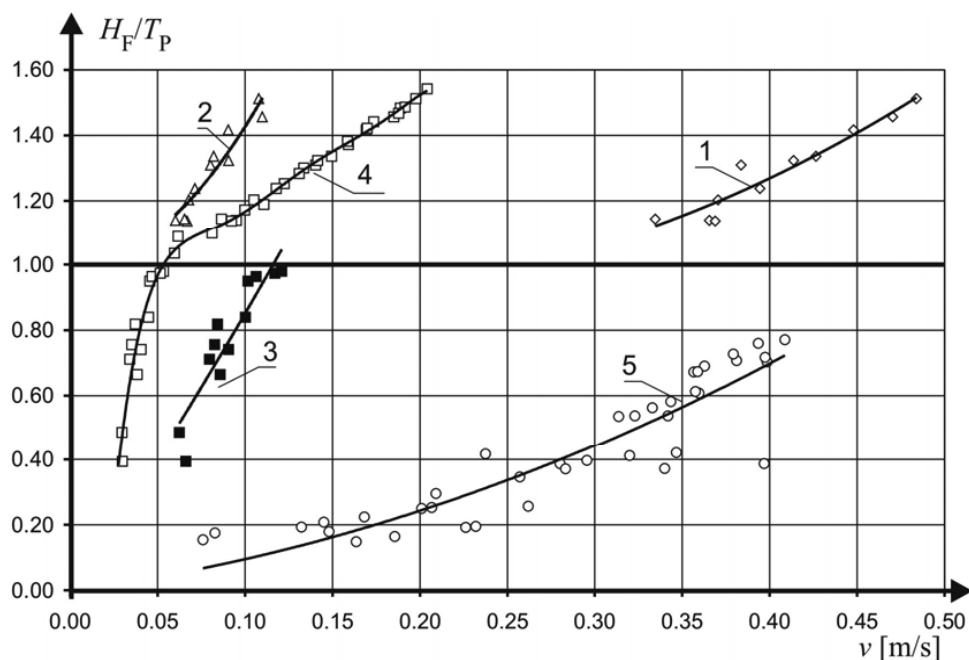
RYSUNEK 2. Krzywe charakterystyczne: a – krzywe wydatku, b – współczynniki rozdziału przepływu; 1a – przepływ nad przelewem, 2a – ciśnieniowy przepływ filtracyjny, 3a – przepływ całkowity, 4a – bezciśnieniowy przepływ filtracyjny, 1b – współczynnik rozdziału przepływu powierzchniowego, 2b – współczynnik rozdziału przepływu filtracyjnego

FIGURE 2. Characteristic curves: a – discharge curves, b – distribution discharge coefficients; 1a – overflow, 2a – pressure seepage flow, 3a – total discharge curve, 4a – free seepage flow, 1b – overflow distribution coefficient, 2b – throughflow distribution coefficient

Z rysunku 2b wynika, że przez korpus filtrowało od 10 do 30% całkowitego przepływu – przez przelew odpowiednio od 90 do 70%. Współczynniki rozdziału zależały od poziomu wody górnej (natężenia przepływu). Strumień przelewowy w początkowej fazie zainicjowania przepływu powierzchniowego znacznie ograniczał przepływ wgłębny, zmniejszając wydatek filtracyjny o wartość przepływu wynikającą z przesunięcia linii 4a i 2a. W miarę wzrostu głębokości wody nieznacznie zwiększał się przepływ filtracyjny, jednak duży przyrost przepływu powierzchniowego ograniczał jego procentowy udział w przepływie całkowitym.

Przepływ przez porowaty ośrodek korpusu oraz ponad chropowatym przelewem, utworzonym przez kamienny próg, oblicza się jako iloczyn pola i prędkości przepływu. Powierzchnia przekroju strumienia powierzchniowego powinna uwzględniać zróżnicowanie głębokości na szerokości przekroju wlotowego, a dla pryzmy należy ją określać jako powierzchnię przekroju porów. Wpływ warunków przepływu na rozdział strumienia na wgłębny i powierzchniowy przedstawiono na podstawie zmian prędkości przepływu (rys. 3).

W porach przepuszczalnego korpusu przelewu występuje przepływ fluacyjny podobny do występującego w szczeli-



RYSUNEK 3. Prędkości charakterystyczne: 1 – prędkość strumienia przelewowego, 2 – prędkość filtracji ciśnieniowej, 3 – prędkość filtracji swobodnej, 4 – prędkość wody dopływającej, 5 – prędkość w stanowisku dolnym

FIGURE 3. Characteristic velocity: 1 – overflow velocity, 2 – pressure seepage velocity, 3 – free seepage velocity, 4 – approach velocity, 5 – tail water velocity

nach skalnych, zwany też turbulentnym przepływem filtracyjnym. Rzeczywiste prędkości przepływu fluacyjnego były większe od wartości granicznej (v_{gr}), wyznaczającej obszar przepływu turbulentnego (Martins 1990, Solari i Parker 2000). Wartości tej prędkości obliczono według Kovácsa (1981) dla liczby Reynoldsa równej 200 oraz przeciętnego wymiaru cząstek B równego 43,34 mm.

Prędkość wody dopływającej w przekroju wlotowym strumienia przelewowego oraz w stanowisku dolnym liczono ze stosunku natężenia przepływu i powierzchni przekroju poprzecznego. Dla przepływu przez przepuszczalny korpus prędkości w wolnych przestrzeniach narzutu (v_p) liczono ze wzoru:

$$v_p = \frac{Q_F}{nF} \quad (4)$$

gdzie:

Q_F – natężenie przepływu filtracyjnego przez gabionowy próg,

F – pole przekroju poprzecznego koryta do wysokości wody w przekroju wlotowym H_k lub wysokości progu T_p , gdy poziom wody górnej znajdował się nad progiem,

n – porowatość kamiennego korpusu przelewu.

Gdy napełnienie w stanowisku górnym przewyższało wysokość progu, wtedy prędkość wody dopływającej znacznie wzrastała. Wynikało to z faktu zainicjowania przepływu powierzchni-

wego, którego prędkości (1 na rys. 3) sięgały 0,5 m/s. Do momentu gdy woda nie przelała się ponad krawędzią wlotową, w pryzmie panował bezciśnieniowy przepływ filtracyjny (4 na rys. 3). Początkowo po przekroczeniu rzędnej progu i zainicjowaniu przepływu powierzchniowego w pryzmie występowała przejściowa forma ruchu, aż do momentu gdy strumień przepływał nad przelewem na całej jego długości. Wtedy to w pryzmie rozpoczynał się ciśnieniowy przepływ filtracyjny. Prędkości przepływu strumienia powierzchniowego były znacznie większe od prędkości w przepuszczalnym korpusie (1 i 2 na rys. 3). W warunkach tych na badanym przelewie gabionowym wystąpiła dwufazowa forma przepływu: w porach narzutu przepływał strumień o niewielkiej prędkości, a nad nim z dużą prędkością przepływał strumień powierzchniowy.

Głębokości wody dolnej w trakcie badań nie przekraczały $0,8T_P$. Od momentu powstania przepływu dwustrefowego spadek na modelu nie zmieniał się, o czym świadczy zbliżony do równoległego przebieg krzywych 4 i 5 na rysunku 3.

Wnioski

Rozdział przepływu na przelewie gabionowych zależy od warunków hydraulicznych, geometrii przepuszczalnego korpusu przelewu oraz charakterystyk materiału użytego do jego budowy. Wykonane badania oraz analizy ich wyników wykazały, że:

- rozdział przepływu na przelewie gabionowym zależy od wzniesienia wody górnej nad koroną przelewu,

- strumień przelewający się nad koroną ograniczał przepływ filtracyjny,
- przy wzroście poziomu wody górnej przepływ filtracyjny maleje stosunkowo szybko – dla badanego przelewu wyniósł 10% całkowitego przepływu,
- na stopień rozdziału strumienia wpływa poziom wody dolnej,
- na przelewie gabionowym występuje przepływ dwustrefowy – strumień powierzchniowy przepływa znacznie szybciej od wglębnego,
- na styku faz występuje strefa przejściowa, w której prędkości zmieniają się od wartości w strumieniu powierzchniowym do prędkości w porach.

W celu dokładnego zbadania zjawiska rozdziału strumienia na przelewach przepuszczalnych planuje się przeprowadzić badania dla innych kształtów progów i różnych materiałów kamiennych oraz szerszego zakresu napełnień i przepływów.

Literatura

- BAJKOWSKIS. 2001: Współczynniki filtracji turbulentnej jazów przepuszczalnych. Materiały konferencji „Gabiony w kształtowaniu i ochronie środowiska”. Wyd. Inż. Śród. SGGW, Warszawa: 39–55.
- FÁTIMA SUOZA CURI M., TAMADA K., VICARI M., FRACASSI G. 2004: Hydraulic tests on gabion weirs to develop design criteria of dissipation basins. 12th International Conference on Transport and Sedimentation of Solid Particles. September 20–24. Prague. *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu* 481: 229–236.
- ISBASH S.V., KHALDRE K.Y. 1970. Hydraulic of river channel closure. Butterworths, London.

- KOVÁCS G. 1981: Seepage hydraulics. Akadémiai Kiado, Budapest.
- MARTINS R. 1990: Turbulent seepage flow through rockfill structures. *Water Power and Dam Constructions* 3: 41–45.
- SCHROPP M., FONTIJN H.L. 1989: Flow profiles for steady spatially varied flow – an explorative analysis. *Journal of Hydraulic Research* 27, 1: 135–147.
- SOLARI L., PARKER G. 2000: The curious case of mobility reversal in sediment mixtures. *Journal of Hydraulic Engineering* 3, 126: 185–197.

Summary

Flow distribution on gabion weir.

The water level on the hydraulic structures is maintained by means of permanent or gated weirs. Conventional permanent dams are made with impermeable sills. Gated weirs are installed in rivers with low sills; the head of water on these objects is kept by movable closures. The constant concrete weirs' role can be fulfilled also by the permeable rubble mound weirs. In the permeable stone weirs part of the water flows through the fill stone construction and the rest flows over the body. The analysis of the water

discharge division into the overflow and the seepage flow gives the possibility of the infiltration body and the shape of the weir profile. The geometry of the rubble sill, the grain size distribution of fill material and the localization of zones with velocity which can break stability stone elements of body, are important elements when determining the geometry of the gabion weir. Results of the laboratory on the gabion weir, including reconnaissance of the over and the trough-flow, are presented in the article. The discharge of the surface flow form was determined with the hydrometric method. The electromagnetic PEMS probe for measurement of velocity of water has been used. The degree of discharge distribution depends on hydraulic parameters of overflowing water stream.

Author's address:

Sławomir Bajkowski
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska
ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa
Poland

Agata WŁODARCZYK

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW
Department of Hydraulic Engineering and Environmental Recultivation WAU

Wpływ jazu w Konstancinie-Jeziornej na kształtowanie się jakości i ilości zasobów wodnych oraz roślinności wodnej rzeki Jeziorki

The impact of Konstancin-Jeziorna weir on the quality and quantity of water resources and phytocoenosis of Jeziorka River

Słowa kluczowe: zasoby wodne, roślinność wodna, rzeka Jeziorka

Key words: water resources, phytocoenosis, Jeziorka River

Wprowadzenie

Dolina rzeki Jeziorki ze względu na walory krajobrazowo-przyrodnicze uznana została za Obszar Chronionego Krajobrazu. Ze względu na swoje położenie w strefie oddziaływania aglomeracji warszawskiej narażona jest na wiele zagrożeń, których przyczyną są: zabudowa doliny, sprzyjająca rozwojowi infrastruktury technicznej, obwałowania, zanieczyszczenie wód. Na rzece Jeziorce jest eksploatowanych kilka jazów piętrzących wodę, które powodują różne zmiany w środowisku. Ze względu na charakter doliny eksploatacja jazów nie może wywoływać zmian niekorzystnie wpływających na przyrodę i jakość wód.

W strefie brzegowej i wodnej rzeki występują zmiany poziomu wody, prędkości wody, przepływu oraz właściwości fizyczno-chemicznych wody. W środowisku biotycznym zmiany te będą wpływać na skład gatunkowy, ilościowość oraz różnorodność gatunkową roślin.

Rośliny reagują pozytywnie lub negatywnie na przeobrażenia środowiska naturalnego wywołane przez człowieka w zależności od rodzaju czynników zewnętrznych. Przekształceniom, zwłaszcza gwałtownym i intensywnym, jakim są zmiany stosunków wodnych, towarzyszy zwykle skrajne zubożenie florystyczne i uproszczenie struktury fitocenozy (Sikorski i Wysocki 2000).

Badania prowadzone przez Dojli-do (1995) wskazują, że spiętrzenie wód płynących w istotny sposób wpływa na procesy chemiczne, biochemiczne i biologiczne w wodzie. W przypadku wód zanieczyszczonych spiętrzenie rzeki

przez jazy może powodować dalsze pogorszenie jakości wody.

W pracy przedstawiono wyniki badań nad wpływem jazu w Konstancinie-Jeziornej na wybrane elementy środowiska przyrodniczego rzeki Jezioroki. Celem badań było rozpoznanie zróżnicowania jakościowego i ilościowego zasobów wód rzeki Jezioroki oraz roślinności wodnej w wyniku piętrzenia wody przez jaz.

Metodyka badań

W 2004 roku przeprowadzono badania jakości wody, pomiary hydrometryczne (prędkości, głębokości i natężenia przepływu) oraz inwentaryzację roślinności wodnej. Pomiary hydrometryczne i badania jakości wody powtarzano trzykrotnie: w marcu, w czerwcu oraz w październiku. Inwentaryzację roślinności wodnej wykonano w sierpniu. Badania prowadzono przy przepływach średnich. Pomiary hydrometryczne i badania jakości wody prowadzono w trzech przekrojach: poniżej jazu (woda dolna – WD), powyżej jazu (woda górna – WG) oraz na końcu cofki (C). Pomiary natężenia przepływu wykonano za pomocą czujnika elektromagnetycznego Nautilus. Jednocześnie pobierano próby wody do analiz fizykochemicznych. Wyniki badań w profilach poniżej i powyżej jazu obrazują zmiany jakości wód pod wpływem piętrzenia, natomiast w profilu na końcu cofki jakość wody bez wpływu urządzenia piętrzącego.

Analizy fizykochemiczne wody obejmowały 14 wskaźników, w tym: temperatury, pH, barwy, mętności, tlenu rozpuszczonego, utlenialności, BZT₅,

N–NO₃, N–NH₄, P, przewodności, jak również zawartość wybranych składników, tj. Fe_{og}, Na i K. Analizy wody wykonano zgodnie z obowiązującymi normami Polskiego Komitetu Normalizacyjnego, tzn. temperaturę, pH i przewodność badano w terenie, przy użyciu przenośnego wieloparametrowego miernika HACH sensionTM 156, barwę i mętność – metodą spektrofotometryczną, BZT₅, zawartość tlenu rozpuszczonego – metodą Winklera, utlenialność – metodą nadmanganianową w środowisku kwaśnym, N–NO₃ – metodą kolorymetryczną z salicylanem sodowym, N–NH₄ – metodą kolorymetryczną z odczynnikiem Nesslera, P_{og} – według procedur firmy HACH, Fe_{og} – metodą kolorymetryczną z 1,10 fenantroliną, Na i K – metodą płomieniowej adsorpcyjnej spektrometrii atomowej (FAAS). Oceny jakości wody dokonano na podstawie klas czystości, zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 r. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód (DzU nr 32, poz. 284).

Obliczono różnice w procentach pomiędzy wartościami poszczególnych danych hydrologicznych oraz wskaźnikami jakości wody na odcinkach cofka – woda górna (C–WG) oraz woda górna – woda dolna (WG–WD). Jako różnicę znaczącą przyjęto 5%. Zmiany poszczególnych wskaźników zaznaczono strzałkami oznaczającymi wzrost lub spadek wartości.

Inwentaryzację roślinności w strefie wodnej dokonano w transektach prostopadłych do rzeki odległych od siebie

o 20–100 m, na odcinku około 2,5 km. W strefie wodnej wykonano w sumie 78 zdjęć fitosocjologicznych metodą Braun-Blanqueta (12 w stanowisku wody dolnej i 66 powyżej jazu). Powierzchnia zdjęć wynosiła od 40 do 100 m². Na podstawie wykonanych zdjęć fitosocjologicznych określano zbiorowiska roślinne. Porównano roślinność poniżej i powyżej jazu. Odcinek od jazu do końca wpływu cofki podzielono na kilka części, w których obrębie analizowano różnice w występowaniu zbiorowisk roślinnych.

Charakterystyka terenu badań

Badania prowadzono przy jazie żelbetowym znajdującym się w 5+915 km rzeki Jeziorki (rys. 1). Piętrzenie to istnieje od 1954 roku. Jest to jaz ruchomy, o zamknięciach stalowych, o napędzie łańcuchowym. Jaz ten stale piętrzy wodę na potrzeby zakładów papierniczych w Konstancinie-Jeziornej. Maksymalny poziom piętrzenia wynosi 2,6 m, światło jazu – 20,8 m, a długość cofki – od 2521 do 2776 m (Operat wodno-prawny..., 2001), w zależności od stanów wody.



RYSUNEK 1. Jaz w Konstancinie-Jeziornej na rzece Jeziorki w km 5+915

FIGURE 1. Konstancin-Jeziorna weir on the Jeziorka river

Rzeka Jeziorka jest lewostronnym dopływem Wisły, do której uchodzi w 493,7 km w miejscowości Obórki. Całkowita długość rzeki wynosi 66,3 km, z czego 38,2 km przebiega na terenie województwa mazowieckiego. Zlewnia rzeki po ujściu do Wisły zajmuje powierzchnię 975,3 km² (rys. 2). Przepływy charakterystyczne rzeki Jeziorki w profilu Piaseczno w km 14,2 wahają się w granicach od 0,24 m³/s (NNQ) do 122 m³/s (WWQ) (tab. 1).

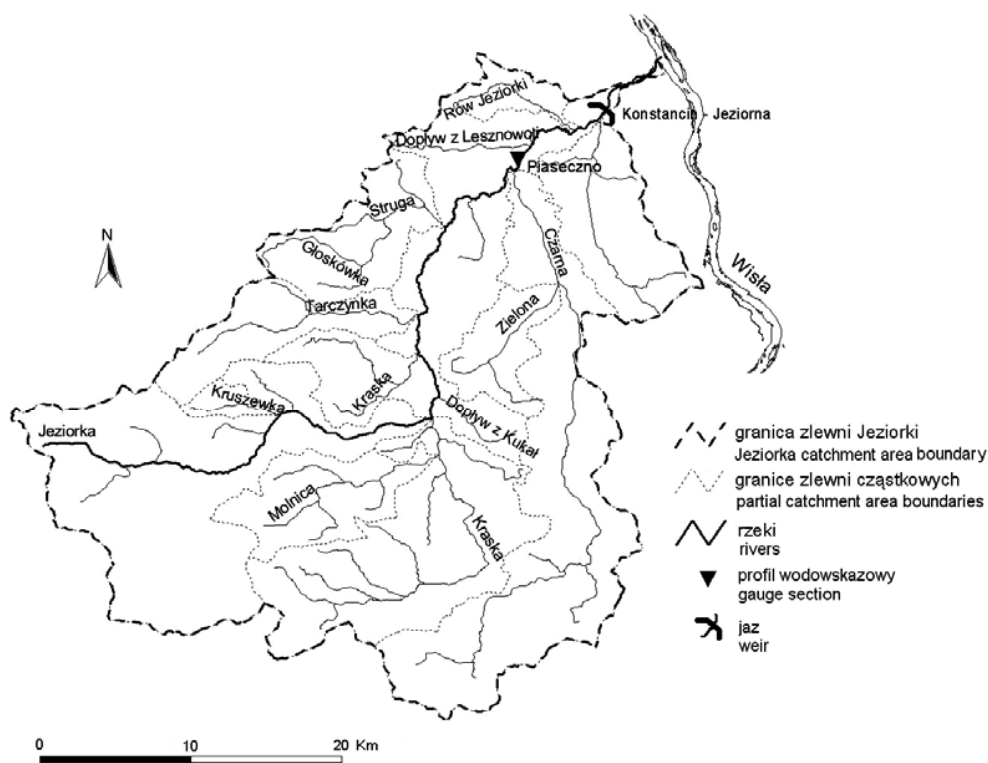
Najwyższe stany wód w korycie Jeziorki występują od początku lutego do końca marca, natomiast najniższe notowane są w zimie (XII–II) oraz latem (VII i VIII).

Strefy korytowa i brzegowa cechują: w km 0,0–5,0 niskie walory przyrodniczo-krajobrazowe, w km 5,0–26,0 wysokie walory, w km 26,0–66,3 bardzo wysokie walory. Stopień zagrożenia walorów przyrodniczo-krajobrazowych doliny Jeziorki jest duży na odcinku 0,0–5,0 km, średni na odcinku 5,0–26,2 km i mały na odcinku 26,2–66,3 km (Ogłęcki i Pawłat 2005).

Rzeka Jeziorka jest uregulowana na odcinku od km 0+000 do km 6+200. Na tym odcinku rzeka jest obwałowana wałami wstecznymi. Na rzece Jeziorce znajduje się 59 budowli hydrotechnicznych, w tym 8 jazów i 1 zastawka (Ogłęcki 1999).

Główne źródło zanieczyszczeń rzeki stanowią ścieki komunalne z Grójca, dopływające rzeką Kraską. W przyujściowym odcinku rzeka jest bezpośrednim odbiornikiem ścieków komunalnych z Piaseczna.

Do ujścia Kraski Jeziorka prowadziła w 2001 roku wody pozaklasowe ze



RYSUNEK 2. Zlewnia rzeki Jeziorki
FIGURE 2. Jeziorka catchment area

TABELA 1. Przepływy charakterystyczne rzeki Jeziorki w profilu Piaseczno w latach 1951–1972 według Pałysa i Wiśniewskiego (1978), za Ogłeckim (1999)
TABLE 1. Characteristic discharge in the Jeziorka River

Przepływy charakterystyczne Characteristic discharge	NNQ	SNQ	NTQ	NTQ- WEG	SQ	SQ _{WEG}	SWQ	SWQ _L	WWQ
Przepływ Q [m ³ /s] Discharge	0,24	0,48	0,90	0,85	2,57	2,02	28,9	13,8	122

względu na ponadnormatywne stężenie fosforu ogólnego. Poniżej ujścia Kraskego na pozaklasowy charakter wskazują ponadnormatywne zawartości azotu azotynowego, fosforu ogólnego i fosforanów. Jakość wody poprawia się wraz z kierunkiem płynięcia wody. Natomiast po dopływie ścieków z Piaseczna zno-

wu następuje jej pogorszenie w zakresie azotu azotynowego, fosforu ogólnego i fosforanów. Do Wisły Jeziorka doprowadza wody o złym stanie sanitarnym i ponadnormatywnym zanieczyszczeniu związkami biogennymi. Jakość wody w Jeziorce od początku jej monitorowania niewiele się zmieniła. Pozytywne

zmiany stwierdzono tylko w wartościach BZT₅, a pozostałe parametry utrzymują się na poziomie lat poprzednich (WIOŚ, 2002).

Wyniki badań

Z przeprowadzonych badań wynika, że pod wpływem jazu zmieniają się zarówno warunki hydrauliczne przepływu, jak i niektóre parametry jakości wody.

W wyniku spiętrzenia wody przez jaz następuje zmiana wartości natężenia przepływu wody (tab. 2). Na wiosnę przy przepływach wysokich natężenie przepływu w badanych przekrojach było porównywalne. Powyżej jazu wynosiło 7,241 m³/s, poniżej jazu – 7,692 m³/s, na końcu cofki – 7,370 m³/s. Natomiast latem i jesienią przy niskich przepływach wpływ jazu był bardziej widoczny. Największa wartość przepływu była powyżej jazu i wynosiła 1,490 m³/s latem (1,226 m³/s – jesienią). Poniżej jazu natężenie przepływu wynosiło 0,903 m³/s latem (0,751 m³/s – jesienią), natomiast na końcu cofki – 1,297 m³/s latem (0,758 m³/s – jesienią).

Powierzchnia przekroju poprzecznego jest znacznie większa powyżej jazu i wynosi średnio 44,9 m². Na końcu cofki wynosi średnio 7,65 m², a poniżej jazu – 16,97 m².

Bardzo duże różnice zaobserwować można w wartościach prędkości średniej w przekroju. Na odcinku, gdzie nie ma wpływu piętrzenia, prędkości wynosiły średnio 0,309 m/s. Powyżej jazu już tylko 0,075 m/s. W stanowisku wody dolnej wzrastały do 0,221 m/s.

W trzech badanych przekrojach wartości niektórych wskaźników jakości wody różniły się między sobą znacząco (tab. 3).

Wartość tlenu rozpuszczonego była najmniejsza w stanowisku wody górnej i wynosiła średnio 4,3 mg O₂/l. Na końcu cofki ilość tlenu wynosiła średnio 5,2 mg O₂/l. Po przejściu przez jaz woda natleniała się i następował wzrost ilości tlenu rozpuszczonego w stanowisku wody dolnej o 40% w stosunku do wody górnej – 6,0 mg O₂/l. Wartość BZT₅ malała o 35% – z 3,1 mg O₂/l na końcu cofki do 2,1 mg O₂/l powyżej jazu. Rosła natomiast w dolnym stanowisku jazu o 43%

TABELA 2. Kształtowanie się wybranych elementów hydrometrycznych w sąsiedztwie jazu w Konstancinie-Jeziornej na rzece Jeziorce

TABLE 2. Forming of chosen hydrometric elements in the neighbourhood of Konstancin-Jeziorna weir on Jeziorca River.

Profil Cross-section	WD		WG		C	WD		WG		C	WD		WG		C	WD		WG		C
Data Date	23-03-2004					25-06-2004					04-10-2004					ŚREDNIA 2004 (Average)				
Stan wody H (cm) Water level			157					165					164					162		
Szerokość koryta B (m) Width of river-bed	15,5	✓	28,0	✗	16,0	23,5	✓	28,0	✗	13,4	12,5	✓	27,9	✗	13,0	17,2	✓	28,0	✗	14,1
Pow. przekroju poprzecznego F (m ²) River-bed cross-section area	14,46	✓	45,79	✗	15,16	29,75	✓	41,40	✗	4,70	6,72	✓	45,37	✗	3,09	16,97	✓	44,19	✗	7,65
Głębokość śr. Gór (m) Average depth	0,97	✓	1,70	✗	0,96	1,38	✓	1,53	✗	0,37	0,57	✓	1,70	✗	0,26	0,97	✓	1,64	✗	0,53
Głębokość max Gmax (m) Max depth	1,39	✓	2,49	✗	1,38	2,15	✓	2,10	✗	0,60	0,68	✓	2,49	✗	0,46	1,41	✓	2,36	✗	0,81
Prędkość śr. Vśr (m/s) Max velocity	0,504	✓	0,163	✓	0,428	0,036	✗	0,035	✓	0,276	0,12	✓	0,03	✓	0,22	0,221	✗	0,075	✓	0,309
Natężenie przepływu Q (m ³ /s) Flow	7,692	✗	7,241	✓	7,370	0,903	✓	1,490	✗	1,297	0,751	✓	1,226	✗	0,758	3,115	✓	3,319	✗	3,142

TABELA 3. Wskaźniki jakości wody w sąsiedztwie jazu w Konstancinie-Jeziornej na rzece Jeziorce
TABLE 3. Indices of water quality in the neighbourhood of Konstancin-Jeziorna weir on Jeziorzka River

Profil Cross-section	WD	WG	C	WD	WG	C	WD	WG	C	WD	WG	C	WD	WG	C
Data Date	06.05.2004			30.06.2004			26.09.2004			ŚREDNIA 2004 (Average)					
Temp. Pow. °C	26		26		13	27		27		17	5		5		5
Temp. Wody °C Temperature	8,7	↙	11,1	↘	8,5	17,4		17,4	↘	17,1	11,6	↙	11,7	↙	12,0
Różnica (%) Different		21,6		30,6			0,0		1,8			0,9		2,5	
pH	7,90	↙	8,00		8,00	7,83	↘	7,69	↘	7,67	7,57	↙	7,60	↘	7,58
Różnica (%) Different		1,3		0,0			1,8		0,3			0,4		0,3	
Przewodnictwo Conduction µs/cm	628	↘	626	↘	622	710	↙	712	↘	702	675	↘	672	↙	711
Różnica (%) Different		0,3		0,6			0,3		1,4			0,4		5,5	
Barwa mgPt/l Colour	84	↘	77	↙	90	77	↘	72		72	72		72	↙	79
Różnica (%) Different		9,1		14,4			6,9		0,0			0,0		8,9	
Mętność mg/l Turbidity	5	↘	4	↙	6	8		8	↘	7	6		6	↙	7
Różnica (%) Different		25,0		33,3			0,0		14,3			0,0		14,3	
Tlen rozp. mgO ₂ /l Dissolved oxygen	9,7	↙	10,1	↙	10,9	4,1	↘	1,2	↙	1,7	4,3	↘	1,7	↙	2,9
Różnica (%) Different		3,3		8,0			241,7		29,4			152,9		41,4	
BZT ₅ mgO ₂ /l BOD ₅	3,0	↘	2,7	↙	3,0	2,1				3,8	3,7	↘	1,4	↙	2,6
Różnica (%) Different		11,1		10,0								164,3		46,2	
Utlenialność mgO ₂ /l COD Mn	9,01	↙	9,65	↙	9,79	6,82	↘	6,25	↘	6,17	7,20	↙	7,80	↙	8,22
Różnica (%) Different		6,6		1,4			9,1		1,3			7,7		5,1	
N-NH ₄ mgNH ₄ /l	0,25	↙	0,30	↘	0,23	4,3	↘	4,25	↘	4,15	2,9		2,9	↙	3,25
Różnica (%) Different		16,7		30,4			1,2		2,4			0,0		10,8	
N-NO ₃ mgNO ₃ /l	1,31	↙	1,36	↘	1,32	0,11	↙	0,12	↙	0,15	0,15	↘	0,13	↙	0,14
Różnica (%) Different		3,7		3,0			8,3		20,0			15,4		7,1	
P mgP/l	0,2	↘	0,19		0,19	2,6		2,6	↘	2,3	1,38	↘	1,26	↘	0,88
Różnica (%) Different		5,3		0,0			0,0		13,0			9,5		43,2	
Fe ₂₊ mg/l	0,27	↘	0,19	↙	0,21	0,52	↘	0,47	↙	0,48	0,84	↙	0,95	↘	0,77
Różnica (%) Different		42,1		9,5			10,6		2,1			11,6		23,4	
Na mg/l						45,30	↘	44,40	↙	44,60	63,00	↘	62,00	↙	67,30
Różnica (%) Different							2,0		0,4			1,6		7,9	
K mg/l						6,50	↘	6,36	↘	6,16	7,02	↙	7,15	↙	7,21
Różnica (%) Different							2,2		3,2			1,8		0,8	

do wartości 2,9 mg O₂/l. Zawartość fosforu ogólnego zwiększała się z biegiem rzeki od 1,12 mg P/l na końcu cofki do 1,39 mg P/l w stanowisku wody dolnej. Następował wzrost zawartości fosforu o ponad 20%. W stanowisku wody górnej zwiększała się zawartość żelaza ogólnego. Poniżej jazu zawartość żelaza nie zmieniała się w stosunku do wody górnej. Wartości pH i przewodnictwa,

utlenialności, amoniaku, azotanów, potasu i sodu nie zmieniały się. Temperatura wody w stanowisku górnym jazu była wyższa średnio o 6% w stosunku do profilów cofka i woda dolna. Wartości barwy i mętności wody były najmniejsze w stanowisku wody górnej. Na odcinku cofka – woda górna wartość barwy spadała o 8,3% (z 80 na 74 mg Pt/l), a mętności o 10% (z 6,7 na 6,0 mg/l). Może to

być spowodowane spadkiem prędkości wody powyżej jazu. Natomiast po przejściu przez jaz w wyniku rozmycia podłoża barwa i mętność wody rosły średnio o 5,5%. Wartość barwy wynosiła 78 mg Pt/l, a mętności 6,3 mg/l.

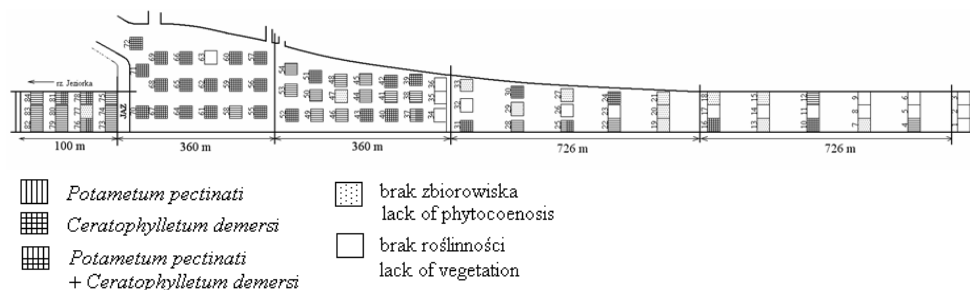
Powyższe wskaźniki zanieczyszczeń wskazują, że wody Jezioroki na badanym odcinku są silnie zanieczyszczone. Zwiększone wartości barwy i fosforu ogólnego wskazują na V klasę czystości wód (wg Rozporządzenia Ministra Środowiska z 2004 r., DzU nr 32, poz. 284).

Na badanym odcinku rzeki Jezioroki zidentyfikowano 11 gatunków roślin wodnych. Dominują 3 gatunki: rdestnica grzebieniasta *Potamogeton pectinatus*, rogatek sztywny *Ceratophyllum demersum* i rzęsa drobna *Lemna minor*. Wyróżniono dwa zespoły roślinne (rys. 3): zespół rdestnicy grzebieniastej *Potametum pectinati* i rogatka sztywnego *Ceratophylletum demersi* ze związku *Potamion* z klasy *Potametea* (Matuszkiewicz 2001). Są to zbiorowiska, które dobrze znoszą nawet znaczne zanieczyszczenie wody, co potwierdzają niniejsze badania.

W sąsiedztwie jazu wyraźnie widać zróżnicowanie roślinności wodnej (tab. 4).

Na odcinku 100 m poniżej jazu przeważa zespół rdestnicy grzebieniastej *Potametum pectinati*. Zbiorowisko to rozpoznano w 8 zdjęciach na 12 wykonanych. Rdestnica grzebieniasta jest rośliną, której nie przeszkadza nawet wiatki nurt. Jest wiotka, a jednocześnie elastyczna i łatwo poddaje się ruchom wody. Wobec tego warunki przepływu, jakie istnieją poniżej jazu, nie ograniczają występowania rdestnic. Ponadto głębokość wody poniżej jazu, która wynosi średnio około 1 m, sprzyja rozwojowi tej rośliny.

Powyżej jazu, na odcinku 360 m, gdzie prędkości wody są małe, dominuje zespół rogatka sztywnego *Ceratophylletum demersi*. Nie przeszkadzają mu głębokości wody dochodzące tutaj do 2,5 m. Potwierdza się opinia, że zbiorowisko rogatka sztywnego jest wybitnie cienioznośne i wskutek tego może występować w wodach o małej przezroczystości (Matuszkiewicz 2001). Zasadza miejsca spokojne, gdzie nie ma dużego falowania. W takich warunkach tworzy gęste, podwodne ławice splecionych pędów.



RYСУNEK 3. Schemat rozmieszczenia zbiorowisk roślinnych w korycie rzeki Jezioroki w sąsiedztwie jazu w Konstancinie-Jeziornej

FIGURE 3. The scheme of distribution of phytocoenosis in the neighbourhood of Konstancin-Jeziorna weir on Jezioroka River

TABELA 4. Zbiorowiska roślin wodnych w sąsiedztwie jazu w Konstancinie-Jeziornej na rzece Jeziorce

TABLE 4. Phytocoenosis in the neighbourhood of Konstancin-Jeziorna weir on Jeziorca River

Zbiorowisko Phytocoenosis	Liczba zdjęć / Releve quantity				
	Poniżej jazu Down-stream	Powyżej jazu Upstream			
Odległość od jazu [m] Distance from weir	0–100	0–360	360–720	720–1446	1446–2172
<i>Potametum pectinati</i>	8	0	5	3	2
<i>Ceratophylletum demersi</i>	0	12	2	3	1
<i>Potametum pectinati</i> + <i>Ceratophylletum demersi</i>	3	5	10	1	1
Brak / Absence	1	1	1	8	11
Razem / Total	12	18	18	15	15

Na następnym odcinku (360–720 m od jazu), gdzie głębokości wody są mniejsze, oprócz zespołu rogatek sztywnego, pojawia się również zbiorowisko rdestnicy grzebieniastej.

Na odcinku od 720 do 2170 m dominują stanowiska, na których brak jest zbiorowisk roślinnych, występują jedynie pojedyncze rośliny.

Wnioski

1. Jaz w Konstancinie-Jeziornej znacznie różnicuje warunki przepływu wody. Prędkości średnie przepływu w wyniku piętrzenia redukują się z 0,309 m/s na końcu cofki do 0,075 m/s powyżej jazu. Po przejściu przez jaz prędkość wody wynosi średnio 0,221 m/s.
2. W trzech badanych przekrojach wartości niektórych wskaźników jakości wody różniły się między sobą znacząco:
 - w stanowisku górnym jazu temperatura wody była wyższa

średnio o 6% w stosunku do profilów cofki i woda dolna,

- powyżej jazu wartości barwy i mętności były najmniejsze w wyniku zmniejszonej prędkości przepływu; po przejściu przez jaz, w wyniku rozmycia podłoża, barwa i mętność wody wzrastały,
 - wartości tlenu rozpuszczonego i BZT₅ były najmniejsze w górnym stanowisku jazu.
3. Badane wskaźniki zanieczyszczeń wskazują, że wody Jeziorcki na badanym odcinku są silnie zanieczyszczone i kwalifikują się do V klasy czystości wód.
 4. W związku z niską jakością wód Jeziorcki roślinność wodną reprezentują rogatek sztywny i rdestnica grzebieniasta, które wymagają wód eutroficznych i dobrze znoszą nawet znaczne zanieczyszczenie wody.
 5. Roślinność wodna jest odzwierciedleniem zróżnicowanych warunków przepływu:

- powyżej jazu, gdzie głębokość wody jest największa, a prędkości bardzo małe, występuje zbiorowisko rogotka sztywnego *Ceratophyllum demersum*,
- oddalając się od jazu, wraz ze wzrostem prędkości przepływu i spadkiem głębokości wody pojawia się, obok zespołu rogotka sztywnego, zbiorowisko rdestnicy grzebieniastej *Potamogeton pectinatus*,
- poniżej jazu, przy większych prędkościach przepływu i mniejszych głębokościach wody, występuje zespół rdestnicy grzebieniastej.

Literatura

- DOJLIDO J.R. 1995: Chemia wód powierzchniowych. Ekonomia i Środowisko, Białystok.
- MATUSZKIEWICZ W. 2001: Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- OGŁĘCKI P. 1999: Waloryzacja przyrodnicza doliny rzeki Jeziorka w aspekcie ochrony środowiska. Maszynopis. Praca doktorska. SGGW, Warszawa.
- OGŁĘCKI P., PAWLAT H. 2005: Warunki środowiskowe doliny Jeziorki i kierunki ich ochrony. *Przegląd Naukowy Inżynieria i Kształtowanie Środowiska* 1(31): 93–101.
- Operat wodno-prawny na szczególne korzystanie z wód powierzchniowych i podziemnych dla Zakładów Papierniczych Metsa Tissue S.A. w Konstancinie-Jeziornej. Cz. I. 2001. Rewoś Sp. z o.o., Warszawa.
- PIOŚ, BMS, 1995. Atlas posterunków wodowskazowych dla potrzeb Państwowego Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 r. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód (DzU nr 32, poz. 283 i 284).
- SIKORSKI P., WYSOCKI Cz. 2000: Zarys fitosocjologii stosowanej. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- WIOŚ, 2002. Jakość i zagrożenia wód powierzchniowych w województwie mazowieckim. Warszawa.

Summary

The impact of Konstancin-Jeziorna weir on the quality and quantity of water resources and phytocoenosis of Jeziorka River. The article presents impact of weir on diversification of quality and quantity of water resources and phytocoenosis. The study area was at Konstancin-Jeziorna weir on Jeziorka River. Jeziorka River is the Landscape Protected Area. In that case the weirs can not contribute to unfavourable environmental change and to deteriorate water quality.

Water quality and hydrometric measurements was investigated in three cross-sections: tailwater, headwater and end of backwater. Depth, average velocity and flows was measured. Physico-chemical analysis include: temperature, pH, conductivity, colour, turbidity, BOD₅, COD_{Mn}, dissolved oxygen, N-NO₃, N-NH₄, P, Fe, Na i K. The phytocoenosis was investigate in cross-section at 20–100 m intervals. The result of the research was that the weir has influence on diversification of flows in Jeziorka River.

The weir cause decrease of velocity and increase of depth in headwater. Diversification of flows cause changes in some water quality indexes (colour, turbidity, dissolved oxygen, BOD₅). Moreover there is the diversification of aquatic phytocoenosis exist in the neighbourhood of the weir.

Author's address:

Agata Włodarczyk
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska
ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa
Poland

**Edward GAŚIOREK¹, Elżbieta MUSIAŁ¹, Joanna BUBNOWSKA¹,
Leszek ŁABĘDZKI²**

¹Katedra Matematyki Akademii Rolniczej we Wrocławiu

¹Department of Mathematics Agricultural University of Wrocław

²IMUZ, Bydgoszcz

Zmienność bilansu cieplnego ziemniaka w różnych regionach Polski*

Variation of the heat balance of potatoes in different regions of Poland

Słowa kluczowe: bilans cieplny, ziemniaki, strumień ciepła jawnego, strumień ciepła utajonego, opad, temperatura powietrza

Key words: heat balance, potatoes, sensible heat flux, latent heat flux, precipitation, air temperature

Wprowadzenie

Dwie ostatnie dekady XX wieku charakteryzują się dużymi zmianami temperatury powietrza w Polsce (Trepieńska 1997, Lorenc 2000, Kozuchowski i Żmudzka 2001, Musiał i in. 2003, 2004, Kozuchowski 2004). Udowodniono w cytowanych wyżej pracach, rosnąca temperatura powietrza w różnych regionach Polski, szczególnie widoczna w ostatnim dwudziestoleciu, jest konsekwencją rosnących wartości ciepła jawnego przeznaczonego na ogrzanie

atmosfery. Strumień ciepła jawnego jest jedną ze składowych bilansu cieplnego, stąd zainteresowanie tą tematyką.

W pracy zanalizowano bilans cieplny powierzchni czynnej ziemniaka w okresie wegetacji (V–IX) w czterech zróżnicowanych regionach Polski: Bydgoszcz 1945–2004, Wrocław 1964–2000, Łódź 1954–1995 i Gorzów Wielkopolski 1970–1995.

Celem przeprowadzonych badań jest opis zmienności każdej ze składowych bilansu cieplnego powierzchni czynnej ziemniaka.

Metody badań

Składniki bilansu cieplnego zostały wyznaczone za pomocą modelu BMC (Kędziora i in. 1989, Olejnik i Kędziora 1991, Olejnik 1996, Kędziora 1999). Model BMC wymaga znajomości nastę-

*Praca naukowa finansowana ze środków Komitetu Badań Naukowych w latach 2004–2007 jako projekt badawczy.

pujących czynników meteorologicznych: temperatury powietrza [°C], prędkości wiatru [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$], ciśnienia pary wodnej [hPa] i usłonecznienia rzeczywistego [h].

Strukturę bilansu cieplnego można ująć następującym równaniem (Shuttleworth i Wallace 1985, Kędziora 1999, Kapuściński 2000):

$$R_n + LE + H + G = 0 \quad (1)$$

gdzie:

R_n – saldo promieniowania [W/m^2],

G – strumień ciepła glebowego [W/m^2],

H – strumień ciepła jawnego [W/m^2],

LE – strumień ciepła utajonego [W/m^2].

Przyjmuje się, że strumienie energii płynące w stronę powierzchni czynnej przyjmują znak dodatni, a płynące od powierzchni znak ujemny (Kędziora 1999).

W meteorologii bardzo ważną rolę pełni współczynnik Bowena (Bowen 1926). Kędziora i Olejnik (Olejnik i Kędziora 1991, Olejnik 1996) określili związek między współczynnikiem Bowena a pewnymi elementami meteorologicznymi i fazą rozwojową roślin:

$$\beta = \frac{12,75}{\frac{100(d\sqrt{v})^{\arctg(\frac{\pi}{2}f)}}{t(u+0,4)} + 3,7} - 0,02 \quad (2)$$

gdzie:

d – niedosyt wilgotności powietrza [hPa],

v – prędkość wiatru [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$],

t – temperatura powietrza [°C],

u – usłonecznienie względne,

f – wskaźnik fazy rozwojowej rośliny.

Faza rozwojowa rośliny określona na podstawie kalendarza fenologicznego (Karliński i Kędziora 1968) jest liczbą

wym opisem aktywności biologicznej rośliny w sezonie wegetacyjnym. Wartość wskaźnika fazy rozwojowej określa stopień rozwoju rośliny w danym momencie okresu wegetacji i waha się od 0 – dla nieporośniętej gleby, do 1 – dla roślin o w pełni wykształconej szacie roślinnej.

Strumień ciepła glebowego wyznacza się z równania (Olejnik i Kędziora 1991, Olejnik 1996, Kapuściński 2000):

$$G = -0,2R_n(1 - 0,75f)\sin\left[\frac{\pi}{6}(j-2)\right]$$

gdzie j – numer miesiąca w roku.

Znając wartość współczynnika Bowena oraz strumień ciepła glebowego, oblicza się wartość strumienia ciepła utajonego (LE) ze wzoru:

$$LE = -\frac{R_n + G}{(1 + \beta)} \quad (3)$$

Znając R_n , LE oraz G , można wyznaczyć strumień ciepła jawnego (H) z poniższej zależności:

$$H = -(R_n + LE + G) \quad (4)$$

Wyniki badań

Pierwszym etapem badań była charakterystyka składowych bilansu cieplnego w okresie wegetacji ziemniaka (V–IX) w całym wieloleciu (tab. 1, 2).

Zmiany sezonowe salda promieniowania w wieloleciu w okresie wegetacji ziemniaka można scharakteryzować następująco: największe wartości R_n występują w czerwcu i lipcu, a najmniejsze

TABELA 1. Średnie dekadowe wartości składowych bilansu cieplnego w okresie wegetacji ziemniaka – Gorzów 1970–1995

TABLE 1. Components of heat balance for potatoes of vegetation period, Gorzów 1970–1995

Dekada Decade		R_n	$-LE$	$-G$	$-H$	$-LE/RN$	$-H/RN$	$-G/RN$	H/LE	P_o
V	1	98	42	19	37	0,44	0,37	0,20	0,87	11,7
	2	111	45	22	44	0,41	0,39	0,20	0,99	16,1
	3	120	49	23	48	0,41	0,39	0,19	0,97	19,3
VI	1	121	54	19	48	0,45	0,39	0,16	0,88	24,8
	2	121	63	17	41	0,53	0,33	0,14	0,64	24,4
	3	125	79	14	32	0,63	0,26	0,11	0,41	19,8
VII	1	130	99	6	25	0,77	0,19	0,04	0,25	16,2
	2	117	95	3	19	0,81	0,16	0,03	0,20	26,2
	3	115	94	3	18	0,82	0,16	0,03	0,20	18,3
VIII	1	109	91	0	18	0,83	0,17	0,00	0,20	20,7
	2	95	79	0	16	0,83	0,17	0,00	0,22	15,0
	3	82	68	0	14	0,82	0,18	0,00	0,22	14,5
IX	1	63	50	-3	16	0,80	0,24	-0,04	0,32	18,3
	2	50	35	-4	19	0,70	0,38	-0,08	0,55	13,1
	3	38	23	-4	19	0,62	0,48	-0,10	0,80	11,8

Oznaczenia: R_n – saldo promieniowania [W/m^2], LE – gęstość strumienia ciepła utajonego [W/m^2], G – gęstość strumienia ciepła glebowego [W/m^2], H – gęstość strumienia ciepła odczuwalnego [W/m^2], P_o – wieloletni opad średni [mm].

Explanations: R_n – net radiation [W/m^2], LE – latent heat flux [W/m^2], G – soil heat flux [W/m^2], H – sensible heat flux [W/m^2], P_o – mean long-term precipitation [mm].

TABELA 2. Średnie dekadowe wartości składowych bilansu cieplnego w okresie wegetacji ziemniaka, Łódź 1954–1995

TABLE 2. Components of heat balance for potatoes during the growing season (mean of ten-days), Łódź 1954–1995

Dekada Decade		R_n	$-LE$	$-G$	$-H$	$-LE/RN$	$-H/RN$	$-G/RN$	H/LE	P_o
V	1	98	43	19	36	0,44	0,36	0,20	0,84	13,9
	2	110	45	22	43	0,41	0,39	0,20	0,98	20,6
	3	116	49	23	44	0,42	0,38	0,19	0,93	19,9
VI	1	125	55	20	50	0,44	0,40	0,16	0,91	20,7
	2	124	65	18	41	0,53	0,32	0,14	0,62	23,8
	3	124	81	14	29	0,66	0,23	0,11	0,36	25,6
VII	1	128	100	5	23	0,78	0,17	0,04	0,23	25,1
	2	120	100	4	16	0,83	0,14	0,03	0,17	28,9
	3	114	94	3	17	0,83	0,14	0,03	0,17	30,2
VIII	1	114	97	0	17	0,85	0,15	0,00	0,17	21,6
	2	96	82	0	14	0,85	0,15	0,00	0,18	23,0
	3	83	70	0	13	0,85	0,15	0,00	0,18	23,0
IX	1	68	57	-3	14	0,84	0,20	-0,04	0,24	17,5
	2	54	39	-4	19	0,72	0,36	-0,08	0,51	15,4
	3	40	24	-4	20	0,61	0,49	-0,10	0,82	14,6

Oznaczenia jak w tabeli 1.

Explanations as in Table 1.

we wrześniu. Strumień ciepła utajonego (przeznaczonego na parowanie) przyjmuje największe wartości w czerwcu i lipcu, kiedy aparat transpiracyjny jest w pełni wykształcony, natomiast znacznie mniejsze na początku i końcu sezonu wegetacyjnego. Strumień ciepła jawnego (przeznaczonego na ogrzanie atmosfery) przyjmuje największe wartości na początku sezonu wegetacji ziemniaka. Spowodowane jest to tym, że na początku sezonu wegetacji szaty roślinnej ziemniak jeszcze nie ma, a po wschodach jest słabo wykształcona. Stąd duża część salda promieniowania przeznaczona jest na ogrzewanie atmosfery. Największe wartości strumienia ciepła glebowego obserwuje się na początku sezonu wegetacyjnego, kiedy gleba nie jest pokryta szatą roślinną. Wraz ze wzrostem szaty roślinnej wartości tego strumienia maleją, osiągając wartość 0 w sierpniu. Od września gleba oddaje ciepło atmosferze, stąd wartości strumienia ciepła glebowego są ujemne. Relacje między dwiema głównymi składowymi bilansu cieplnego LE i H charakteryzuje współczynnik Bowena (H/LE). Początkowe i końcowe dekady okresu wegetacji ziemniaka charakteryzują się dużymi wartościami tego współczynnika. Rosnącym wartościom współczynnika Bowena odpowiadają rosnące wartości ciepła jawnego przeznaczonego na ogrzanie atmosfery. Interpretacja tego faktu jest następująca: początek okresu wegetacji charakteryzuje się słabo wykształconym aparatem transpiracyjnym, a koniec sezonu – zasychającą szatą roślinną, o zanikającym aparacie transpiracyjnym.

Analizując udziały poszczególnych strumieni w saldzie promieniowania, można wyciągnąć następujące wnioski:

największy udział w saldzie promieniowania ma strumień ciepła utajonego do 83% R_n , strumień ciepła jawnego do 48% i strumień ciepła glebowego do 20% (tab. 3).

Wielolecie 1970–1995 w Gorzowie Wielkopolskim można scharakteryzować następująco: największy udział w saldzie promieniowania ma strumień ciepła utajonego przeznaczonego na parowanie (do 69%), następnie strumień ciepła jawnego przeznaczonego na ogrzanie atmosfery (do 33%). Najmniejszy udział w saldzie promieniowania ma strumień ciepła glebowego (około 6%). Wielolecie to charakteryzuje się dużą zmiennością opadów w sezonie wegetacji ziemniaka (od 164,7 mm w 1982 roku do 398,4 mm w 1977 roku).

Wszystkie badane regiony różnią się średnią temperaturą w okresie wegetacji ziemniaka (V–IX). Najcieplej w badanym wieloleciu było w Bydgoszczy (16,31°C), natomiast w Łodzi średnia temperatura była najniższa (15,49°C). Z równań regresji wynika, że najszybszy wzrost temperatury był we Wrocławiu i Gorzowie, a najwolniejszy w Łodzi. Najlepsze warunki wodne w rozparowanych wieloleciach w okresie wegetacji ziemniaka panowały na Swojcu, a najmniej deszczu w okresie wegetacji ziemniaka spadło w Gorzowie. Największe wartości salda promieniowania w ostatnich dekadach zaobserwowano w Łodzi, a najmniejsze w Bydgoszczy (rys. 1).

Wzrost strumienia ciepła jawnego i spadek wartości strumienia ciepła utajonego w ostatnich dekadach XX wieku jest zgodny z zasadą priorytetu parowania (rys. 2, 3).

TABELA 3. Średnie wartości składowych bilansu cieplnego (V–IX) w kolejnych latach wielolecia 1970–1995 dla ziemniaka w Gorzowie

TABLE 3. Variation in mean ten-day values of the heat balance components during the growing season of potatoes (V–IX), Gorzów 1970–1995

Rok Year	R_n	$-LE$	$-G$	$-H$	$-LE/RN$	$-H/RN$	$-G/RN$	H/LE	P_o
1970	100	65	8	27	0,66	0,28	0,06	0,49	206,2
1971	101	65	8	28	0,65	0,29	0,06	0,54	265,0
1972	96	60	7	29	0,64	0,31	0,06	0,53	310,2
1973	103	65	8	30	0,64	0,30	0,06	0,52	251,4
1974	91	59	7	25	0,66	0,29	0,06	0,49	349,6
1975	108	71	8	29	0,65	0,29	0,06	0,52	228,5
1976	107	69	8	30	0,66	0,28	0,06	0,52	208,5
1977	95	60	8	27	0,65	0,29	0,06	0,51	398,4
1978	97	60	8	29	0,64	0,30	0,06	0,52	378,8
1979	100	62	8	30	0,64	0,30	0,06	0,55	202,0
1980	94	57	7	30	0,62	0,32	0,06	0,56	291,0
1981	99	59	8	32	0,61	0,33	0,06	0,62	310,8
1982	109	70	8	31	0,65	0,29	0,06	0,56	164,7
1983	104	71	8	25	0,68	0,26	0,06	0,48	215,2
1984	92	60	7	25	0,66	0,28	0,06	0,47	303,3
1985	99	63	8	28	0,65	0,29	0,06	0,54	217,2
1986	103	66	9	28	0,67	0,27	0,06	0,51	275,5
1987	90	59	7	24	0,66	0,28	0,06	0,47	378,1
1988	91	58	7	26	0,66	0,28	0,06	0,52	269,4
1989	107	69	9	29	0,66	0,28	0,06	0,53	181,2
1990	103	66	8	29	0,65	0,29	0,06	0,54	326,7
1991	98	68	7	23	0,70	0,25	0,06	0,41	184,0
1992	106	69	9	28	0,67	0,27	0,06	0,53	156,4
1993	94	61	8	25	0,67	0,27	0,06	0,52	330,0
1994	102	70	8	24	0,69	0,26	0,06	0,45	270,6
1995	104	71	8	25	0,68	0,26	0,06	0,46	350,0

Oznaczenia / Explanations:

P – suma opadów w sezonie wegetacji ziemniaka w danym roku / sum of precipitation in vegetation season of potatoes in a year.

Pozostałe oznaczenia jak w tabeli 1. / Explanations as in Table 1.

Rosnące udziały strumienia ciepła jawnego w saldzie promieniowania są szczególnie widoczne we Wrocławiu-Swojcu i Bydgoszczy (rys. 4).

Rosnące wartości współczynnika Bowena, szczególnie widoczne w Łodzi i Wrocławiu, są potwierdzeniem rosnących wartości strumienia ciepła jawnego przeznaczonego na ogrzewanie atmosfery (rys. 5).

Podsumowanie

W czterech badanych regionach: Bydgoszcz (1945–2004), Wrocław (1964–2000), Łódź (1954–1995), Gorzów Wielkopolski 1970–1995 obserwuje się wyraźny wzrost temperatury. Ten szybki wzrost temperatury jest konsekwencją wzrostu ciepła jawnego przeznaczonego na ogrzewanie atmosfery

TABELA 4. Podstawowe charakterystyki statystyczne temperatury powietrza i opadu we Wrocławiu, Bydgoszczy, Gorzowie i Łodzi

TABLE 4. Basic statistical characteristics of air temperature and precipitation at Wrocław, Bydgoszcz, Gorzów and Łódź

Stacja Obserwatory	Okres Period	P [mm]	T_{sr} [°C]	$[S_T]$	Równania prostych regresji Linear regression equation	Tendencja Tendency [°C/10 lat]
Wrocław Swojec (1964–2000)	rok/year (I–XII) sezon wegetacji ziemniaka growing season of potatoes (V–IX)	570,61 333,07	8,69 15,99	0,79 0,79	$y = 0,030x + 8,12$ $y = 0,027x + 15,49$	0,30* 0,27*
Bydgoszcz (1945–2004)	rok/year (I–XII) sezon wegetacji ziemniaka growing season of potatoes (V–IX)	518,37 294,26	8,60 16,31	0,95 0,90	$y = 0,025x + 7,85$ $y = 0,016x + 15,84$	0,25* 0,16*
Gorzów (1970–1995)	rok/year (I–XII) sezon wegetacji ziemniaka growing season of potatoes (V–IX)	270,10	15,75	0,87	$y = 0,032x + 15,31$	0,32
Łódź (1954–1995)	rok/year (I–XII) sezon wegetacji ziemniaka growing season of potatoes (V–IX)	323,79	15,49	0,89	$y = 0,012x + 15,24$	0,12

Oznaczenia / Explanations:

P – suma opadów / precipitation,

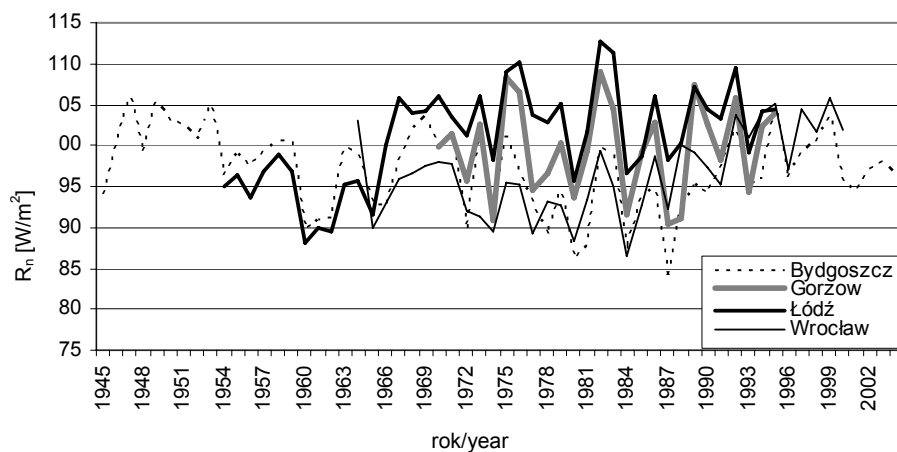
T_{sr} – średnia temperatura powietrza / mean air temperature,

S_T – odchylenie standardowe temperatury / standard deviation of temperature.

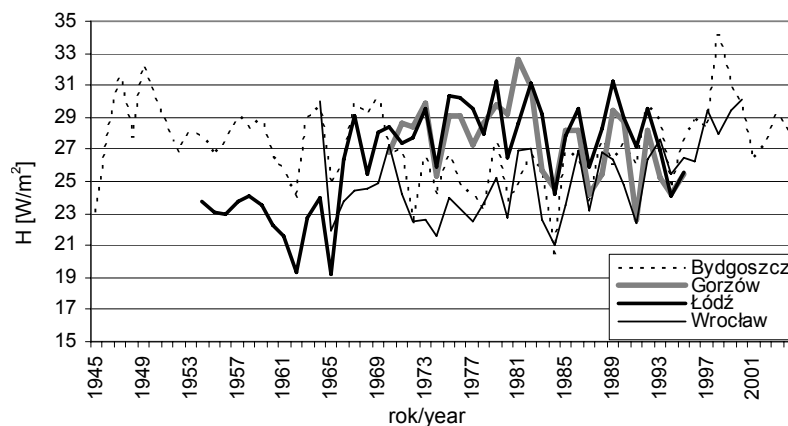
*Statystycznie istotne dla $\alpha = 0,05$ / statistically significant for $\alpha = 0,05$.

Uwaga. Równania prostych regresji wyznaczono dla temperatury powietrza średniej rocznej i średniej z sezonu wegetacji, gdzie x – lata, y – średnia temperatura powietrza.

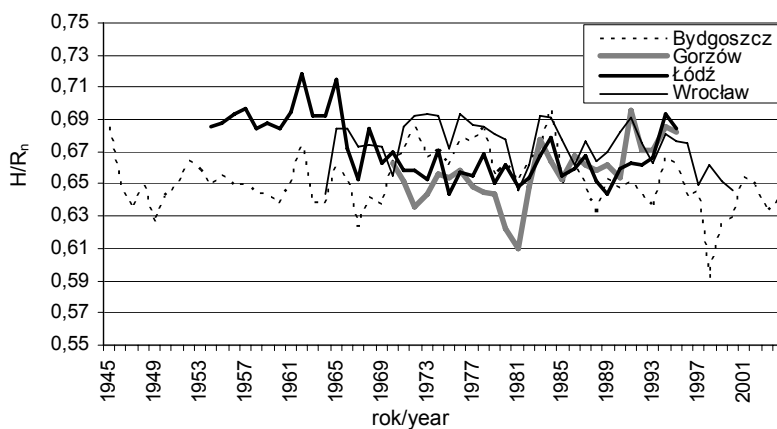
Note. Linear regressions were estimated for annual mean and seasonal mean air temperatures, where: x – years, y – mean air temperature.



RYSUNEK 1. Zmiany średnich wartości salda promieniowania (R_n) w sezonie wegetacji ziemniaka w Bydgoszczy (1945–2004), Gorzowie (1970–1995), Łodzi (1954–1995) i Wrocławiu (1964–2000)
 FIGURE 1. Variation in mean ten-day values of the net radiation during the growing season of potatoes in Bydgoszcz (1945–2004), Gorzów (1970–1995), Łódź (1954–1995) and Wrocław (1964–2000)

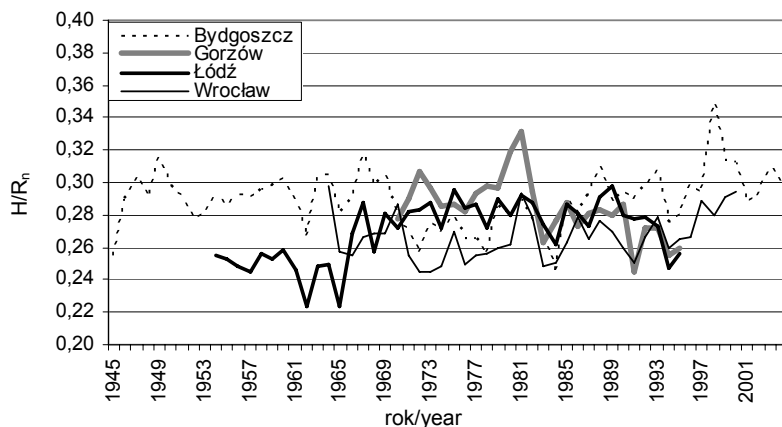


RYSUNEK 2. Zmiany średnich wartości strumienia ciepła jawnego (H) w sezonie wegetacji ziemniaka w Bydgoszczy (1945–2004), Gorzowie (1970–1995), Łodzi (1954–1995) i Wrocławiu (1964–2000)
 FIGURE 2. Variation in mean ten-day values of sensible heat flux (H) during the growing season of potatoes in Bydgoszcz (1945–2004), Gorzów (1970–1995), Łódź (1954–1995) and Wrocław (1964–2000)



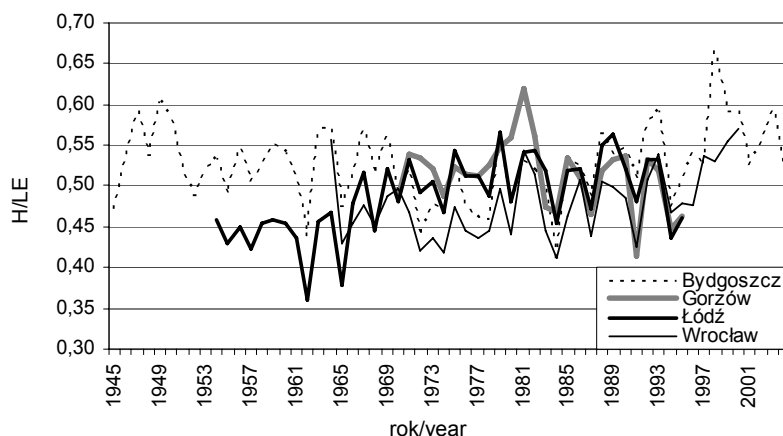
RYSUNEK 3. Zmiany średnich wartości ilorazów gęstości strumienia ciepła utajonego (LE) i salda promieniowania (R_n) w sezonie wegetacji ziemniaka w Bydgoszczy (1945–2004), Gorzowie (1970–1995), Łodzi (1954–1995) i Wrocławiu (1964–2000)

FIGURE 3. Changes of mean quotients of latent heat flux (H) and net radiation during the growing season of potatoes in Bydgoszcz (1945–2004), Gorzów (1970–1995), Łódź (1954–1995) and Wrocław (1964–2000)



RYSUNEK 4. Zmiany średnich wartości ilorazów gęstości strumienia ciepła jawnego (H) i salda promieniowania (R_n) w sezonie wegetacji ziemniaka w Bydgoszczy (1945–2004), Gorzowie (1970–1995), Łodzi (1954–1995) i Wrocławiu (1964–2000)

FIGURE 4. Changes of mean quotients of sensible heat flux (H) and net radiation during the growing season of potatoes in Bydgoszcz (1945–2004), Gorzów (1970–1995), Łódź (1954–1995) and Wrocław (1964–2000)



RYSUNEK 5. Zmiany średnich wartości współczynnika Bowena (H/LE) w okresie wegetacji ziemniaka w Bydgoszczy (1945–2004), Gorzowie (1970–1995), Łodzi (1954–1995) i Wrocławiu (1964–2000)
 FIGURE 5. Variation in mean ten-day values of the Bowen's ration (H/LE) during the growing season of potatoes in Bydgoszcz (1945–2004), Gorzów (1970–1995), Łódź (1954–1995) and Wrocław (1964–2000)

przy jednocześnie malejących tendencjach strumienia ciepła utajonego przeznaczanego na parowanie. Rosnące wartości współczynnika Bowena w ostatnich dekadach XX wieku są potwierdzeniem tendencji wzrostowej dla strumienia ciepła jawnego i tendencji malejącej dla strumienia ciepła utajonego.

Literatura

- BOWEN I.S. 1926: The ratio of heat losses by conduction and by evaporation from any water surface. *Phys. Rev.* 27: 779–787.
- KAPUŚCIŃSKI J. 2000: Struktura bilansu ciepłego powierzchni czynnej na tle warunków klimatycznych środkowozachodniej Polski. *Rocz. Nauk. AR Pozn. Rozpr. Nauk. AR Pozn.* 303.
- KARLIŃSKI M., KĘDZIORA A. 1968: Rozważania metodyczne przy układaniu kalendarza przyrody dla województwa szczecińskiego. *Pr. Kom. Nauk Roln. Kom. Nauk Leśn. PTPN* 24: 159–175.
- KĘDZIORA A. 1999: Podstawy agrometeorologii. PWRiL, Poznań.
- KĘDZIORA A., OLEJNIK J., KAPUŚCIŃSKI J. 1989: Impact of landscape structure on heat and water balance. *Ecol. Intern. Bull.* 17 1–17.
- KOŻUCHOWSKI K. 2004: Skala, uwarunkowania i perspektywy współczesnych zmian klimatycznych w Polsce. Biblioteka, Łódź.
- KOŻUCHOWSKI K., ŻMUDZKA E. 2001: Ocieplenie w Polsce: skala i rozkład sezonowy zmian temperatury powietrza w drugiej połowie XX wieku. *Przegląd Geofiz.* XLVI: 1–2, 81–90.
- LORENC H. 2000: Studia nad 220-letnią (1779–1998) serią temperatury powietrza w Warszawie oraz ocena jej wieloletnich tendencji. IMGW, Materiały badawcze, Seria Meteorologia: 31, 104.
- MUSIAŁ E. 2001: Modelowanie procesu ewapotranspiracji rzeczywistej i prognozowanie jego tendencji. *Zesz. Nauk. AR Wroc.*, 412, Rozpr. 182.
- MUSIAŁ E., SZCZEPANKIEWICZ-SZMYRKA A. 2003: Variation in air temperature on Szrenica in the years 1961–2000. *Acta Universitatis Wratislaviensis* 2542, *Studia geograficzne* 75: 444–455.
- MUSIAŁ E., GAŚIOREK E., ROJEK M.S. 2004: Zmienność temperatury powietrza w obserwatorium Wrocław-Swojec w la-

- tach 1964–2001. *Acta Agroph.* 105, 3(2): 333–342.
- OLEJNIK J. 1996: Modelowe badania struktury bilansu cieplnego i wodnego zlewni w obecnych i przyszłych warunkach klimatycznych. *Rocz. Nauk. AR Pozn.* 268.
- OLEJNIK J., KĘDZIORA A. 1991: A model for heat and water balance estimation and its application to land use and climate variation. *Earth Surface Processes Landforms* 16: 601–617.
- RYSZKOWSKI L., KĘDZIORA A. 1993: Rolnictwo a efekt szklarniowy. *Kosmos* 42: 123–149.
- RYSZKOWSKI L., KĘDZIORA A. 1995: Modification of the effects of global climate change by plant cover structure in an agricultural landscape. *Geogr. Pol.* 65: 5–34.
- SHUTTLEWORTH W.J., WALLACE J.S. 1985: Evaporation from sparse crops—an energy combination theory. *Quart. J. R. Met. Soc.* 111: 839–895.
- TREPIŃSKA J. 1997: Wahania klimatu w Krakowie (1792–1995). Inst. Geogr. UJ, Kraków.
- last twenty years, result from the increasing values of sensible heat flux used for heating the atmosphere. Sensible heat flux is one of the components of heat balance, therefore this subject has attracted our attention.
- Heat balance of the active surface, which is each surface where the conversion of mass and energy is proceeded, can be treated as an indicator of warming up. In this paper the following components of heat balance for potatoes during vegetation period (V–IX) were considered: net radiation [W/m^2], soil heat flux [W/m^2], sensible heat flux [W/m^2] and latent heat flux [W/m^2].
- The investigations were performed in the following regions of Poland: Bydgoszcz (1945–2004), Wrocław (1964–2000), Łódź (1954–1995) and Gorzów Wielkopolski (1970–1995).
- The main purpose of this study is to define the space distribution of all components of heat balance, their variation and tendencies during the potatoes vegetation period (V–IX) in considered regions.

Summary

Variation of the heat balance of potatoes in different regions of Poland. Two last decades of the XX-th century are characterized by significant changes in the air temperature in Poland. Growing air temperatures in different regions of Poland, especially in the

Author's address:

Edward Gąsiorek
Akademia Rolnicza we Wrocławiu
Katedra Matematyki
ul. Grunwaldzka 53, 50-357 Wrocław
Poland

Robert KALBARCZYK

Katedra Meteorologii i Klimatologii, Akademia Rolnicza w Szczecinie
Department of Meteorology and Climatology, Agricultural University in Szczecin

Agrometeorologiczne warunki rozwoju cebuli średnio późnej w środkowozachodniej Polsce

Agrometeorological conditions of the growth of semi-late onion in central western Poland

Słowa kluczowe: cebula, uprawa polowa, elementy agrometeorologiczne, okresy agrofenologiczne, siew

Key words: onion, field cultivation, agrometeorological elements, agrophenological periods, sowing

Wprowadzenie

O rozwoju cebuli uprawianej z zachowaniem optymalnej agrotechniki decydują głównie warunki pogodowe, a zwłaszcza ekstremalne wartości poszczególnych elementów agrometeorologicznych, które ulegają zmianom w ciągu miesiąca, roku, a nawet w skali wielolecia (Atlas klimatycznego... 2001). Dotychczasowe rozpoznanie oddziaływania pogody na rozwój cebuli nie jest jednak wystarczające. Główną tego przyczyną jest fakt, że wyniki większości prac mają charakter lokalny i ograniczają się zwykle do oceny wpływu temperatury powietrza i opadów atmosferycznych na rozwój cebuli w doświadczeniach,

obejmujących przeważnie 3–4 lata badań (Jarocka 1970, Grzegorzewska 1999). Znajomość wpływu warunków pogodowych na długość okresu wegetacji cebuli umożliwi dokładniejsze zaplanowanie i wykonywanie prac agrotechnicznych, zabiegów pielęgnacyjnych, nowodnień, jak również skuteczniejszą ochronę tej rośliny (Górka 1987, Kaniszewski 2005).

Celem podjętej pracy jest ocena oddziaływania głównych elementów agrometeorologicznych na terminy i długość kolejnych okresów agrofenologicznych cebuli średnio późnej w środkowozachodniej Polsce.

Material i metody

Do analizy wykorzystano dane agrofenologiczne dotyczące terminów i długości okresów rozwojowych cebuli średnio późnej w latach 1965–2004, z 6 stacji COBORU (Chrzastowo, Masłowice, Ostoja, Słupia Wielka, Szonowice,

Zybiszów), położonych w środkowoza-
chodniej Polsce. W pracy uwzględniono
następujące daty agrofaz fenologicznych
cebuli: siew, koniec wschodów, początek
załamywania szczypioru i zbiór. Materia-
ły wyjściowe zebrano dla wzorca, który
tworzą najbardziej rozpowszechnione
w uprawie odmiany cebuli analizowa-
nej grupy wczesności badane w danym
roku. Liczebność materiałów podstawo-
wych (liczba stacji $\times$ liczba lat) wynosiła
82 elementy. Doświadczenia w latach
1965–2004 przeprowadzono zgodnie
z metodyką COBORU stosowaną
w latach sześćdziesiątych i wielokrotnie
aktualizowaną w latach późniejszych.
Cebula była uprawiana na glebach kom-
pleksów pszennych (1, 2) oraz żytnim
(4). Stosowano przeważnie pełne na-
wożenie obornikiem, w dawce od 30 do
50 t·ha⁻¹, który był przeorany jesienią.
W zależności od aktualnej zasobności
gleby wiosenne nawożenie mineralne
przeciętnie wynosiło 390 kg czystego
składnika na 1 ha uprawy, w tym N
i P₂O₅ wysiewano odpowiednio po 110
i 90 kg, a K₂O – po 190 kg (Synteza wy-
ników... 1965–2002, Metodyka bada-
nia... 1998).

Dane agrometeorologiczne wyko-
rzystane w pracy pochodziły ze wszyst-
kich stacji meteorologicznych, funkcyj-
nujących przy stacjach doświadczalnych
COBORU. W przypadkach gdy w miej-
scowości, w której prowadzone były
doświadczenia z cebulą, nie było stacji
meteorologicznej, do analizy wykorzy-
stywano wyniki ze stacji meteorologicz-
nej IMGW najbliższej położonej i zarazem
najlepiej odzwierciedlającej warunki
meteorologiczne przeprowadzanych do-
świadczeń. Dane agrometeorologiczne
ze stacji COBORU zebrano z *Przegląd-*

dów Warunków Agrometeorologicznych,
natomiast ze stacji IMGW z *Biuletynów*
Agrometeorologicznych oraz częściowo
z udostępnionych przez IMGW w War-
szawie.

Przedmiotem analizy były nastę-
pujące elementy agrometeorologiczne,
w przyjętych okresach agrofenologicz-
nych: sumy usłonecznienia rzeczywiste-
go [h], wskaźnik usłonecznienia rzeczy-
wistego [h], temperatura gleby z głębo-
kości 5 cm [°C], liczba dni z tempera-
turą powietrza z wysokości 5 cm n.p.g.
 $\leq 0^{\circ}\text{C}$ (przymrozki), średnia i minimalna
temperatura powietrza z wysokości 2 m
n.p.g. [°C] oraz temperatura maksymal-
na z wysokości 2 m n.p.g. [°C], sumy
temperatury powietrza z wysokości 2 m
n.p.g., wilgotność względna powietrza
z godziny 13.00 [%], niedosyt wilgot-
ności powietrza [hPa], sumy opadów
atmosferycznych [mm], wskaźnik opa-
dów atmosferycznych [mm], liczba dni
z opadem atmosferycznym oraz liczba
dni z opadem dobowym $\geq 0,1$, $\geq 0,5$,
 ≥ 1 , ≥ 2 , ≥ 3 , ≥ 4 i ≥ 5 mm. Wskaźnik
usłonecznienia i opadów liczono jako
stosunek ilorazu sumy tych elementów
i liczby dni w rozpatrywanym okresie
agrofenologicznym.

Przy wstępnej ocenie wpływu ele-
mentów agrometeorologicznych na ter-
miny i długości okresów rozwojowych
cebuli, a także przy ocenie ich trendu
czasowego w rozpatrywanym wielole-
ciu zastosowano metodę analizy regre-
sji pojedynczej zarówno liniowej, jak
i krzywoliniowej. Ze względu na nie-
istotne statystycznie związki krzyw-
oliniowe między terminami i okresami
rozwojowymi a warunkami agrometeo-
rologicznymi w pracy przedstawiono
tylko istotne związki opisane funkcją

liniową. W równaniach regresji pojedynczej zmienną zależną każdorazowo były terminy i długości okresów agrofenologicznych lub w przypadku udowodnionej ich tendencji czasowej – odchylenia od trendu liniowego w latach 1965–2004 (tab. 1 i 3), natomiast zmienną niezależną – wszystkie rozpatrywane elementy agrometeorologiczne. W celu uniezależnienia wpływu długości okresów rozwojowych od wartości elementów agrometeorologicznych z analizy wyłączono sumy usłonecznienia rzeczywistego, temperatury powietrza i opadów atmosferycznych (Łykowski 1984). Parametry funkcji regresji liniowej zostały wyznaczone metodą najmniejszych kwadratów. Hipotezę o istotności funkcji regresji, tzn. współczynnika korelacji wielokrotnej, zbadano testem F-Snedecora, natomiast istotność współczynników regresji testem t-Studenta. Występowanie autokorelacji składników losowych sprawdzono za pomocą testu Durбина-Watsona. Za miarę dopasowania funkcji regresji do danych empirycznych posłużyły współczynnik determinacji R^2 [%] i błąd równania regresji S_y (Sobczyk 1998). Wszystkie analizy statystyczne wykonano przy użyciu pakietu STATISTICA 6.

Wyniki

Wszystkie uwzględnione w pracy elementy agrometeorologiczne miały statystycznie istotny wpływ na daty: faz fenologicznych, siewu i zbioru cebuli średnio późnej w środkowozachodniej Polsce (tab. 1 i 2). Największy wpływ na termin siewu wywierały warunki opadowe, szczególnie liczba dni z opadem

dobowym ≥ 3 i ≥ 4 mm, a w następnej kolejności liczba dni z opadem atmosferycznym. Współczynniki determinacji określone dla zależności terminu siewu od wszystkich rozpatrywanych elementów cieplnych były nieistotne statystycznie. Oczywiście termin siewu cebuli zależał głównie od kalendarza prac polowych, natomiast warunki agrometeorologiczne najczęściej decydowały o siewie w sposób pośredni, kształtując warunki wilgotnościowe gleby. Z kolei na tempo wschodów cebuli większy wpływ miały warunki cieplne niż wilgotnościowe, czyli odwrotnie niż w przypadku siewu. Największe współczynniki determinacji uzyskano dla sum temperatury powietrza ($R^2 \approx 39\%$), a następnie dla sum usłonecznienia rzeczywistego ($R^2 \approx 37\%$), mniejsze, ale również istotne na poziomie $\alpha = 0,01$ – dla temperatury gleby ($R^2 \approx 20\%$) oraz dla maksymalnej ($R^2 \approx 15\%$) i średniej temperatury powietrza ($R^2 \approx 11\%$). Wszystkie istotne elementy agrometeorologiczne opóźniały termin wschodów cebuli. Współczynniki determinacji, opisujące wpływ warunków cieplnych na termin załamywania szczypioru, były wyraźnie niższe niż w przypadku terminów wschodów i wahały się od około 5% dla temperatury gleby do około 56% dla średniej temperatury powietrza. O terminie załamywania szczypioru decydowały również czynniki wilgotnościowe powietrza opisane zarówno warunkami opadowymi, jak i wilgotnością powietrza oraz niedosystem wilgotności powietrza. Najściślejszą, dodatnią zależność udowodniono dla liczby dni z opadem dobowym $\geq 0,5$ mm ($R^2 \approx 43\%$). Termin zbioru cebuli był istotnie skorelowany ze wszystkimi elementami agrometeorologicznymi,

TABELA 1. Zależność dat faz agrofenologicznych cebuli średnio późnej od warunków cieplnych w środkowozachodniej Polsce, lata 1965–2004
TABLE 1. Relationship between the time of agrophenological stages of semi-late onion and thermal conditions in central western Poland over 1965–2004

Faza Phase	Agrofaza Agrophase	Warunki / Conditions								
		R	U _S	W _{us}	T _g	P _g	T _p	ΣT _p	T _{min}	T _{max}
	Siew s* Sowing	+++ (15,1)	•	•	•	•	•	•	•	•
Koniec wschodów End of emergence	kw	•	++++ (36,7)	++++ (16,1)	++++ (19,5)	•	++++ (10,7)	++++ (38,5)	•	++++ (14,5)
Początek załamywania szczypioru Beginning of the flopping down of leaves	pzs	•	++++ (8,9)	-- (6,4)	-- (4,7)	•	++++ (56,1)	•	•	•
Zbiór Harvest	z	++ (7,4)	•	-- (-18,7)	-- (45,6)	++++ (11,6)	----	+++ (4,8)	----	---- (27,2) (10,9)

Oznaczenia / Explanations:

s* – zależność badana w miesiącu poprzedzającym daty siewu / relationship studied in the month preceding the time of sowing,
R – trend liniowy w latach 1965–2004 / linear trendline for successive multi-year (1965–2004),

U_S – suma usłonecznienia rzeczywistego / real sunshine [h],
W_{us} – wskaźnik usłonecznienia rzeczywistego / index of real sunshine [h],

T_g – temperatura gleby z głębokości 5 cm / soil temperature at 5 cm below the surface [°C],

P_g – liczba dni z temperaturą powietrza ≤ 0°C z wysokości 5 cm n.p.g. / number of days with the air temperature ≤ 0°C at the height of 5 cm above ground level,

T_p – średnia temperatura powietrza z wysokości 2 m n.p.g. / average air temperature at the height of 2 m above ground level [°C],
ΣT_p – suma temperatury powietrza z wysokości 2 m n.p.g. / air temperature total at the height of 2 m above ground level [°C],

T_{min} – minimalna temperatura powietrza z wysokości 5 cm n.p.g. / minimum air temperature at the height of 5 cm above ground level [°C],

T_{max} – maksymalna temperatura powietrza z wysokości 5 cm n.p.g. / maximum air temperature at the height of 5 cm above ground level [°C],

–/+ – zależność ujemna/dodatnia / negative/positive effect,

w nawiasach podano wartości współczynników determinacji / values of determination coefficients in parenthesis [%],

• brak istotnej zależności na poziomie α = 0,1 / non-significant at α = 0,1,

+++ zależność istotna przy α = 0,01 / significant at α = 0,01,

** zależność istotna przy α = 0,05 / significant at α = 0,05,

* zależność istotna przy α = 0,1 / significant at α = 0,1.

TABELA 2. Zależność dat faz agrofenologicznych cebuli średnio późnej od warunków wilgotnościowych powietrza w środkowozachodniej Polsce, lata 1965–2004

TABLE 2. Relationship between the time of agrophenological stages of semi-late onion and air humidity in central western Poland over 1965–2004

Faza Phase	Agrofaza Agrophase	Warunki / Conditions											
		<i>F</i>	<i>D</i>	<i>P</i>	<i>WP</i>	<i>LP</i>	<i>L0,1</i>	<i>L0,5</i>	<i>L1</i>	<i>L2</i>	<i>L3</i>	<i>L4</i>	<i>L5</i>
	Siew s* Sowing	n.b.	n.b.	+++ (10,5)	+++ (10,5)	+++ (12,9)	+++ (10,8)	+++ (8,5)	++ (7,3)	++ (6,7)	+++ (13,6)	+++ (13,1)	+++ (9,2)
Koniec wschodów End of emergence	kw	•	++ (6,8)	++ (3,8)	•	•	•	++ (4,5)	•	•	•	•	•
Początek załamywania szczypioru Beginning of the flopping down of leaves	pzs	+++ (12,4)	– (15,4)	+++ (33,2)	+++ (9,9)	+++ (33,1)	+++ (36,4)	+++ (42,5)	+++ (40,2)	+++ (37,1)	+++ (36,6)	+++ (35,8)	+++ (35,1)
Zbiór z Harvest		+++ (21,0)	– (24,7)	+++ (9,7)	•	+++ (20,9)	+++ (21,3)	+++ (17,9)	+++ (15,5)	+++ (15,1)	+++ (13,5)	+++ (11,9)	+++ (10,3)

Oznaczenia / Explanations:

F – wilgotność względna powietrza / real air humidity [%],
D – niedosyt wilgotności powietrza / deficiency in air humidity [hPa],
P – suma opadów atmosferycznych / precipitation total [mm],
WP – wskaźnik opadów atmosferycznych / precipitation index [mm],
LP – liczba dni z opadem atmosferycznym / number of days with precipitation [day],
L0,1 – liczba dni z opadem dobowym $\geq 0,1$ mm / number of days with precipitation above 0.1 mm [day],
L0,5 – liczba dni z opadem dobowym $\geq 0,5$ mm / number of days with precipitation above 0.5 mm [day],
L1 – liczba dni z opadem dobowym ≥ 1 mm / number of days with precipitation above 1 mm [day],
L2 – liczba dni z opadem dobowym ≥ 2 mm / number of days with precipitation above 2 mm [day],
L3 – liczba dni z opadem dobowym ≥ 3 mm / number of days with precipitation above 3 mm [day],
L4 – liczba dni z opadem dobowym ≥ 4 mm / number of days with precipitation above 4 mm [day],
L5 – liczba dni z opadem dobowym ≥ 5 mm / number of days with precipitation above 5 mm [day],
n.b. – nie badano zależności / relationship not examined.

Pozostałe objaśnienia oznaczeń zob. tab. 1. / Other explanations, see Table 1.

z wyjątkiem wskaźnika opadów i sum usłonecznienia rzeczywistego. Jednak zasadniczy wpływ na daty zbioru miały warunki termiczne gleby i powietrza. Wyższa średnia temperatura gleby i powietrza przyspieszała zbiór, natomiast ekstremalna – opóźniała. O przyspieszeniu zbioru cebuli istotnie decydowały również warunki świetlne opisane wskaźnikiem usłonecznienia rzeczywistego ($R^2 \approx 19\%$). Z kolei wzrost wartości parametrów charakteryzujących warunki wilgotnościowe powietrza, z wyjątkiem niedosytu wilgotności powietrza, powodowały opóźnienie zbioru cebuli. Prawdopodobnie termin zbioru zależał nie tylko od elementów meteorologicznych, ale w dużej mierze od kalendrarz prac polowych.

Wyniki zawarte w tabelach 3 i 4 wskazują, że długości wszystkich agrofaz cebuli średnio późnej były istotnie skorelowane z liczbą dni z opadem o wszystkich rozpatrywanych wielkościach. Zdecydowanie najmniej statystycznie istotnych zależności udowodniono dla wskaźnika usłonecznienia rzeczywistego, maksymalnej temperatury powietrza i wilgotności powietrza, a żadnej dla wskaźnika opadów atmosferycznych. Największy wpływ na długość okresu siew – koniec wschodów wywierały przymrozki przygruntowe ($R^2 \approx 31\%$). Spośród wszystkich rozpatrywanych warunków opadowych, opisanych liczbą dni z opadem, największy wpływ miały opady dobowe $\geq 0,5$ mm ($R^2 = 28\%$), które wydłużały okres między siewem a końcem wschodów. Natomiast nie udowodniono statystycznie istotnej zależności długości okresu siew – koniec wschodów z temperaturą gleby i temperaturą powietrza. Istotny wpływ

warunków termicznych gleby i powietrza na długość okresu siew – koniec wschodów trzech odmian cebuli (Czeraniakowska, Wolska, Sochaczewska) w latach 1970–1985 udowodnił Górka (1987). Współczynniki determinacji, tłumaczące długość okresu koniec wschodów – początek załamywania szczypioru elementami agrometeorologicznymi, były przeważnie wyższe i kształtowały się od około 5 do 50%. Wydłużenie okresu koniec wschodów – początek załamywania szczypioru powodowała najsilniej liczba dni z opadem ≥ 1 mm ($R^2 \approx 49\%$), skrócenie natomiast – średnia temperatura gleby i powietrza ($R^2 \approx 11\text{--}12\%$). Wszystkie istotnie skorelowane elementy cieplne i wilgotnościowe wydłużały okres początek załamywania szczypioru – zbiór, podczas gdy minimalna temperatura powietrza skracała. Długość okresu od początku załamywania szczypioru do zbioru aż w około 40% determinowała liczba dni z opadem $\geq 0,1$ mm. Z kolei długość okresu wegetacji (siew – zbiór) cebuli istotnie zależał od większości analizowanych elementów agrometeorologicznych, przy czym większe wartości czynników opadowych przyczyniały się do wydłużenia okresu wegetacji, natomiast wyższe wartości czynników termicznych powietrza i gleby oraz wyższy niedosyt wilgotności powietrza przyczyniały się do ich skrócenia.

Wyniki, dotyczące związków między datą zbioru i długością okresu wegetacji (s-z) a warunkami pogodowymi w poszczególnych okresach agrofenologicznych cebuli, zawierają tabele 5 i 6. Większy wpływ na termin zbioru cebuli w środkowozachodniej Polsce miały elementy agrometeorologiczne w drugiej

TABELA 3. Zależność długości okresów agrofenologicznych cebuli średnio późnej od warunków cieplnych w środkowozachodniej Polsce, lata 1965–2004
TABLE 3. Relationship between the length of agrophenological periods of semi-late onion and thermal conditions in central western Poland over 1965–2004

Długość Duration	Warunki / Conditions						
	R	Wus	Tg	Pg	Tp	Tmin	Tmax
Siew – koniec wschodów Sowing-end of emergence	–*** (11,1)	•	•	+*** (30,9)	•	–*** (10,3)	•
Koniec wschodów – początek załamywania szczypioru End of emergence – beginning of the flopping down of leaves	•	–** (5,9)	–*** (11,1)	•	–*** (12,1)	–*** (11,4)	•
Początek załamywania szczypioru – zbiór Beginning of the flopping down of leaves – harvest	+*** (16,6)	•	•	+*** (7,2)	•	–*** (20,4)	+** (4,5)
Siew – zbiór Sowing – harvest	•	•	–** (6,1)	•	–** (7,0)	•	•

Oznaczenia, zob. tab. 1. / Explanations, see Table 1.

TABELA 4. Zależność długości okresów agrofenologicznych cebuli średnio późnej od warunków wilgotnościowych powietrza w środkowozachodniej Polsce, lata 1965–2004

TABLE 4. Relationship between the length of agrophenological periods of semi-late onion and air humidity in central western Poland over 1965–2004

Długość Duration	Warunki / Conditions											
	F	D	WP	LP	L0,1	L0,5	L1	L2	L3	L4	L5	
Siew – koniec wschodów Sowing – end of emergence	•	•	•	+*** (23,0)	+*** (23,6)	+*** (28,0)	+*** (23,1)	+*** (21,3)	+*** (19,3)	+*** (14,9)	+*** (8,5)	
Koniec wschodów – początek załamywania szczypioru kw-pzs End of emergence – beginning of the flopping down of leaves	+* (4,3)	–*** (9,9)	•	+*** (42,3)	+*** (46,1)	+*** (47,6)	+*** (49,2)	+*** (42,6)	+*** (39,7)	+*** (34,5)	+*** (28,7)	
Początek załamywania szczypioru – zbiór Beginning of the flopping down of leaves – harvest	•	•	•	+*** (37,7)	+*** (39,7)	+*** (30,4)	+*** (32,7)	+*** (32,9)	+*** (29,7)	+*** (25,0)	+*** (22,5)	
Siew – zbiór Sowing – harvest	•	–** (5,8)	•	+*** (22,1)	+*** (24,7)	+*** (19,9)	+*** (23,9)	+*** (18,9)	+*** (19,6)	+*** (15,5)	+*** (15,2)	

Oznaczenia, zob. tab. 2. / Explanations, see Table 2.

połowie okresu wegetacji (tab. 5), ponieważ w tym okresie istotnie oddziaływały zarówno elementy termiczne, jak i wilgotnościowe. Warunki wilgotnościowe atmosfery w okresie od końca wschodów do zbioru oraz warunki cieplne w okresie siew – koniec wschodów opóźniały termin zbioru cebuli, z wyjątkiem przymrozków. Spośród wszystkich rozpatrywanych elementów agrometeorologicznych w okresie siew – koniec wschodów istotny wpływ na termin zbioru cebuli miały średnia temperatura gleby ($R^2 \approx 7\%$), średnia temperatura powie-

trza ($R^2 \approx 6\%$), przymrozki ($R^2 \approx 5\%$) i minimalna temperatura powietrza ($R^2 \approx 4\%$). W okresie koniec wschodów – początek załamywania szczypioru termin zbioru opóźniał zarówno wzrost sum opadów atmosferycznych, usłonecznienia rzeczywistego i temperatury powietrza, jak i wzrost liczby dni z opadem dobowym o wszystkich rozpatrywanych wielkościach. W końcowym okresie wegetacji (pzs-z) zasadniczy wpływ na termin zbioru cebuli miały warunki termiczne gleby i powietrza ($R^2 \approx 46\%$), wskaźnik usłonecznienia rzeczywistego

TABELA 5. Zależność dat zbioru cebuli średnio późnej od warunków cieplnych i wilgotnościowych w poszczególnych okresach agrofenologicznych w środkowozachodniej Polsce, lata 1965–2004
TABLE 5. Relationship between the time of harvesting of semi-late onion and thermal and humidity conditions in particular agrophenological periods in central western Poland over 1965–2004

Element meteorologiczny Meteorological element	Zbiór / Harvest		
	s-kw	kw-pzs	pzs-z
<i>Us</i>	•	*** (12,3)	•
<i>Wus</i>	•	•	*** (18,7)
<i>Tg</i>	*** (7,3)	•	*** (45,6)
<i>Pg</i>	** (4,8)	•	*** (11,6)
<i>Tp</i>	*** (5,9)	•	*** (46,3)
ΣTp	•	*** (12,9)	*** (4,8)
<i>Tmin</i>	*** (3,8)	•	*** (27,2)
<i>Tmax</i>	•	•	*** (10,9)
<i>F</i>	•	•	*** (21,0)
<i>D</i>	•	* (3,4)	*** (24,7)
<i>P</i>	•	*** (10,9)	*** (9,7)
<i>WP</i>	•	*** (3,4)	•
<i>LP</i>	•	*** (11,5)	*** (20,9)
<i>L0,1</i>	•	*** (10,8)	*** (21,3)
<i>L0,5</i>	•	*** (11,6)	*** (17,9)
<i>L1</i>	•	*** (11,3)	*** (15,5)
<i>L2</i>	•	*** (10,3)	*** (15,1)
<i>L3</i>	•	*** (7,5)	*** (13,5)
<i>L4</i>	•	*** (7,1)	*** (11,9)
<i>L5</i>	•	*** (10,6)	*** (10,3)

Pozostałe oznaczenia zob. tab. 1 i 2. / Other explanations, see Table 1 and 2.

TABELA 6. Zależność długości okresu wegetacji cebuli średnio późnej od warunków cieplnych i wilgotnościowych w poszczególnych okresach agrofenologicznych w środkowozachodniej Polsce, lata 1965–2004

TABLE 6. Relationship between the vegetation period of semi-late onion and thermal and humidity conditions in particular agrophenological periods in central western Poland over 1965–2004

Element meteorologiczny Meteorological element	Długość (siew-zbiór) / Duration (sowing-harvest)		
	s-kw	kw-pzs	pzs-z
<i>Wus</i>	•	•	–* (5,5)
<i>Tg</i>	•	–** (6,2)	–*** (10,1)
<i>Pg</i>	•	+* (4,6)	•
<i>Tp</i>	•	–*** (8,7)	–*** (11,1)
<i>Tmin</i>	•	–* (4,0)	–** (6,6)
<i>Tmax</i>	–** (4,7)	•	•
<i>F</i>	•	•	+** (7,8)
<i>D</i>	•	–* (3,4)	–*** (9,2)
<i>WP</i>	•	•	•
<i>LP</i>	•	+*** (15,0)	+* (5,0)
<i>L0,1</i>	•	+*** (16,0)	+** (4,8)
<i>L0,5</i>	•	+*** (14,5)	+* (3,6)
<i>L1</i>	•	+*** (16,4)	+* (3,5)
<i>L2</i>	•	+*** (13,1)	+* (4,1)
<i>L3</i>	•	+*** (12,4)	+* (3,6)
<i>L4</i>	•	+*** (10,0)	•
<i>L5</i>	•	+*** (10,3)	+* (3,5)

Pozostałe oznaczenia zob. tab. 1 i 2. / Other explanations, see Table 1 and 2.

($R^2 \approx 19\%$) oraz warunki wilgotnościowe opisane niedosytem ($R^2 \approx 25\%$) i wilgotnością powietrza ($R^2 = 21\%$).

Jak wynika z tabeli 6, o długości okresu wegetacji cebuli decydowały przede wszystkim elementy agrometeorologiczne w okresie koniec wschodów – początek zawiązywania szczypioru, a w następnej kolejności – w okresie początek zawiązywania szczypioru – zbiór. Wśród 20 rozpatrywanych elementów agrometeorologicznych temperatura gleby i powietrza (średnia, minimalna) oraz niedosyt wilgotności powietrza skracały okres wegetacji cebuli w okresie od końca wschodów do zbioru, natomiast wskaźnik usłonecznienia rzeczywiste-

go – w okresie początek zawiązywania szczypioru – zbiór. Z kolei liczba dni z opadem wydłużała okres wegetacji, zwłaszcza w okresie koniec wschodów – początek zawiązywania szczypioru.

Końcowym etapem pracy była charakterystyka warunków pogodowych w poszczególnych okresach agrofenologicznych cebuli średnio późnej. Najważniejsze informacje o przebiegu warunków cieplnych i wilgotnościowych przedstawiono w tabeli 7. Średnia wieloletnia suma usłonecznienia rzeczywistego w okresie wegetacji cebuli (s-z) wynosiła 1008 h i była największa w okresie koniec wschodów – początek zawiązywania szczypioru (602 h); trzykrotnie

TABELA 7. Charakterystyka warunków agrometeorologicznych w okresie wegetacji cebuli średnio późnej w środkowozachodniej Polsce, lata 1965–2004

TABLE 7. Characteristic features of agrometeorological conditions during vegetation of onion in central western Poland over 1965–2004

Element meteorologiczny Meteorological element	Długość / Duration					
	s-kw		kw-pzs		pzs-z	
	a	b	a	b	a	b
<i>Us</i>	205	34,8	602	18,7	201	21,4
<i>Wus</i>	6,1	27,8	7,2	17,0	6,6	19,2
<i>Tg</i>	10,6	18,1	18,4	6,2	18,6	11,8
<i>Pg</i>	12	59,0	2	117,5	0	62,1
<i>Tp</i>	9,8	21,3	16,3	6,0	16,9	11,3
ΣTp	327	27,0	1371	12,8	514	11,7
<i>Tmin</i>	–6,7	12,2	–1,3	8,7	2,3	8,0
<i>Tmax</i>	25,3	12,8	32,3	6,4	31,1	14,6
<i>F</i>	56,0	11,9	58,0	8,1	59,0	11,7
<i>D</i>	3,2	14,3	3,5	8,5	3,4	13,5
<i>P</i>	48	58,9	200	37,9	57	57,1
<i>WP</i>	1,4	56,5	2,3	33,1	1,8	42,0
<i>LP</i>	13	44,2	41	28,4	13	40,9
<i>L0,1</i>	14	41,2	40	27,5	13	53,0
<i>L0,5</i>	11	45,1	33	29,5	11	55,0
<i>L1</i>	9	49,0	28	29,7	9	57,1
<i>L2</i>	6	54,9	22	30,0	7	61,9
<i>L3</i>	5	61,6	18	32,5	6	63,8
<i>L4</i>	4	60,5	15	35,2	5	66,0
<i>L5</i>	3	62,9	13	37,0	4	51,5

Oznaczenia / Explanations:

a – suma lub średnia / sum and average,

b – współczynnik zmienności / coefficient of variation [%].

Pozostałe oznaczenia zob. tab. 1 i 2. / Other explanations, see Table 1 and 2.

mniejsze sumy notowano w pozostałych krótszych okresach agrofenologicznych. Przeciętnie najwyższą temperaturą gleby i powietrza (odpowiednio 18,6 i 16,9°C) charakteryzował się okres od początku zawiązywania szczypioru do początku zbioru, a najniższą (odpowiednio 10,6 i 9,8°C) – okres siew – koniec wschodów. Z kolei minimalna temperatura powietrza wahała się od –6,7 do 2,6°C, natomiast maksymalna od 25,3 do 32,3°C. Średnia

suma opadów w okresie wegetacji cebuli (s-z) wynosiła 305 mm, z czego 200 mm przypadło na czas od końca wschodów do początku zawiązywania szczypioru, a po około 50–60 mm na pozostałe okresy agrofenologiczne. W całym okresie wegetacji odnotowano 67 dni z opadem. Największa różnorodność, wyrażona współczynnikiem zmienności, cechowała przymrozki w okresie koniec wschodów – początek załamywania szczypioru

($v = 117,5\%$). Zmienność opadów we wszystkich okresach wahała się od około 40 do 60%, natomiast zmienność liczby dni z opadem dobowym o wszystkich rozpatrywanych wielkościach kształtowała się od około 20 do 70%, a niedosytu – od 8,5% w okresie koniec wschodów – początek załamywania szczypioru do 14,3% w okresie siew – koniec wschodów. Współczynnik zmienności obliczony dla usłonecznienia kształtował się od około 20 do 35%, a średniej temperatury gleby i powietrza – od około 6 do 21%.

Wnioski

1. Wzrost temperatury gleby i powietrza, usłonecznienia rzeczywistego oraz niedosytu wilgotności powietrza jednoznacznie skraca długość okresu wegetacji cebuli średnio późnej, natomiast wzrost liczby dni z opadem oraz wilgotności względnej powietrza – wydłuża.
2. Najwięcej istotnych związków między terminem zbioru a elementami agrometeorologicznymi, występującymi we wszystkich rozpatrywanych okresach agrofenologicznych, stwierdzono w okresie początek załamywania szczypioru – zbiór, najmniej zaś w okresie siew – koniec wschodów.
3. Długość okresu wegetacji istotnie zależała przede wszystkim od warunków termicznych gleby i powietrza w okresie od końca wschodów do zbioru oraz od liczby dni z opadem, zwłaszcza w okresie od końca wschodów do początku załamywania szczypioru.
4. Przeciętnie największą zmiennością elementów agrometeorologicznych

w okresie wegetacji cebuli odznaczał się okres od początku załamywania szczypioru do zbioru, najmniejszą zaś okres od końca wschodów do początku załamywania szczypioru.

Literatura

- Atlas klimatycznego ryzyka uprawy roślin w Polsce 2001 (red.) C. Koźmiński, B. Michalska. AR w Szczecinie i Uniwersytet Szczeciński.
- Biuletyny Agrometeorologiczne*, 1965–2002. IMGW, Warszawa.
- GÓRKA W. 1987: Bonitacja warunków agroklimatycznych Polski dla wybranych warzyw. Sprawozdanie etapowe CPBR nr 10.18. Wydawnictwo AR Szczecin.
- GRZEGORZEWSKA M. 1999: Dormancy of onion as influenced by weather conditions during the growth season and maturity degree at harvest. *Veg. Crops Res. Bull.* 50: 71–79.
- JAROCKA M. 1970: Ocena możliwości uprawy warzyw w warunkach przyrodniczo-rolniczych regionu Pyrzycko-Gryfińskiego. *STN* 33(2).
- KANISZEWSKI S. 2005: Technologia nawadniania warzyw. Ogólnopolska Konferencja Naukowa „Nawadnianie warzyw w uprawach polowych”. Skierniewice, 19 maj 2005: 5–17.
- ŁYKOWSKI B. 1984: Warunki klimatyczne rozwoju i plonowania soi w Polsce. Rozpr. SGGW-AR 41, Warszawa.
- Metodyka badania wartości gospodarczej odmian (WGO) roślin uprawnych, 1998: Rośliny warzywne. Cebulowe. COBORU, Słupia Wielka.
- Przeglądy Warunków Agrometeorologicznych*, 1965–2002. COBORU, Słupia Wielka.
- SOBCZYK W. 1998: Statystyka, podstawy teoretyczne, przykłady – zadania. Wydawnictwo UMCS, Lublin.
- Synteza Wyników Doświadczeń Odmianowych. Warzywa cebulowe, 1965–2004. COBORU, Słupia Wielka.

Summary

Agrometeorological conditions of the growth of semi-late onion in central western Poland. On the basis of a 40 year period (1965–2004), an assessment of the effect of main agrometeorological elements on the time of growth stages, sowing, harvesting and the length of successive growth periods of semi-late onion in central western Poland was carried out. An increase in the soil and air temperature, real sunshine and air humidity deficiency distinctly shortens the length of semi-late onion vegetation, whereas a growth in the number of days with precipitation and relative air humidity lengthens it. The largest number of significant relations between the time of harvesting and agrometeorological elements occurring in all the discussed growth periods were observed in the period from the beginning of the flopping down of leaves to harvesting, where

as the smallest – in the period from sowing to the end of emergence. The length of the vegetation period significantly depended, first of all, on thermal conditions of soil and air in the period from the end of emergence to harvesting and on the number of days with precipitation, particularly in the period from the end of emergence to the beginning of the flopping down of leaves. On average the largest variability of agrometeorological elements during vegetation of onion was observed from the beginning of the flopping down of leaves to harvesting, whereas the least, from the end of emergence to the beginning of the flopping down of leaves.

Author's address:

Robert Kalbarczyk
Akademia Rolnicza w Szczecinie
Katedra Meteorologii i Klimatologii
ul. Papieża Pawła VI nr 3, 71-469 Szczecin
Poland
e-mail: robkalb@agro.ar.szczecin.pl

Piotr WICHOWSKI

Katedra Budownictwa i Geodezji SGGW
Department of Architecture and Geodesy WAU

Gospodarka osadowa w Naukowo Badawczej Stacji Wodociągowej Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego Sedimentary management in the Scientific and Research Water Treatment Station of Warsaw Agricultural University

Słowa kluczowe: woda, popłuczyny, unieszkodliwianie

Key words: water, washings, neutralisation

Wprowadzenie

Surowe wymagania stawiane przez przepisy ochrony środowiska wymuszają prowadzenie w zakładach uzdatniania wody racjonalnej gospodarki osadowej. Pod pojęciem gospodarka osadowa (Technologia usuwania... 1999) rozumiemy całokształt działań (metody, procesy, środki), obejmujących takie przygotowanie lub przeróbkę osadów, które umożliwiają w konsekwencji ich wprowadzenie do środowiska naturalnego lub rekultywowanego, wykorzystanie w gospodarce i w przemyśle, wykorzystanie w technologii wody i ścieków, składowanie, wspólne unieszkodliwianie z osadami ściekowymi.

Osady i popłuczyny są produktem ubocznym, powstającym w wyniku poddawania uzdatnianej wody procesom se-

dymencji i filtracji pospiesznej. Następuje wówczas wydzielanie makroskopowych cząstek osadu powstałych często z substancji rozpuszczonych oraz cząstek koloidalnych. Tradycyjnie dążono do opracowania skutecznych metod odwadniania osadów. Obecnie ze względu na rosnące wymagania ochrony środowiska poszukuje się ostatecznych metod ich unieszkodliwiania (Elliott i Dempsey 1994, Siwiec 1998).

Bilans masowy i objętościowy osadów i popłuczyn

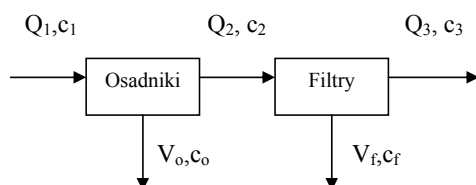
Ważnym etapem w programowaniu gospodarki osadowej jest określenie objętości i masy wody oraz substancji stałej wydzielanych jako produkt odpadowy w procesie uzdatniania wody. Objętość i masa wody oraz fazy stałej w osadach z uzdatniania jest funkcją objętości i składu ujmowanej wody, technologii i efektów jej uzdatniania oraz sposobu eksploatacji (Technologia usuwania... 1999).

Podstawą do obliczeń technologicznych oraz oceny efektywności procesów i urządzeń rozdziału faz, w szczególności osadników i filtrów pospiesznych, jest zasada zachowania masy (materii).

Równania bilansu masowego i objętościowego osadów oraz popłuczyn możemy przedstawić następująco (rys. 1):

$$t_{CS}Q_1c_1 = t_{CS}Q_2c_2 + V_o c_o$$

$$t_f Q_2 c_2 = t_f Q_3 c_3 + V_f c_f$$



RYSUNEK 1. Schemat przepływu strumieni w stacjach uzdatniania wody

FIGURE 1. Diagram of the flow of streams in water conditioning stations

Zakładając, że godzinowa ilość przepływającej wody przez poszczególne urządzenia układu technologicznego jest taka sama ($Q_h = Q_1 = Q_2 = Q_3$) oraz brak cząstek fazy stałej w filtracie $c_3 = 0$, określamy wartości stężenia fazy stałej w osadach i w popłuczynach według zależności:

$$c_o = \frac{Q_h t_{CS}}{V_o} (c_1 - c_2)$$

$$c_f = \frac{Q_h t_f}{V_f} c_2$$

gdzie:

c_1, c_2, c_3 – stężenie masowe fazy stałej w wodzie [g/m^3],

c_o, c_f – stężenie masowe fazy stałej w osadach i popłuczynach [g/m^3],

t_{CS} – cykl sedymentacji, tj. czas między kolejnymi czyszczeniami komory osadnika [doby],

t_f – cykl filtracji, tj. czas między kolejnymi płukaniem filtrów [doby],

Q_h – godzinowa wydajność zakładu wodociągowego [m^3/h],

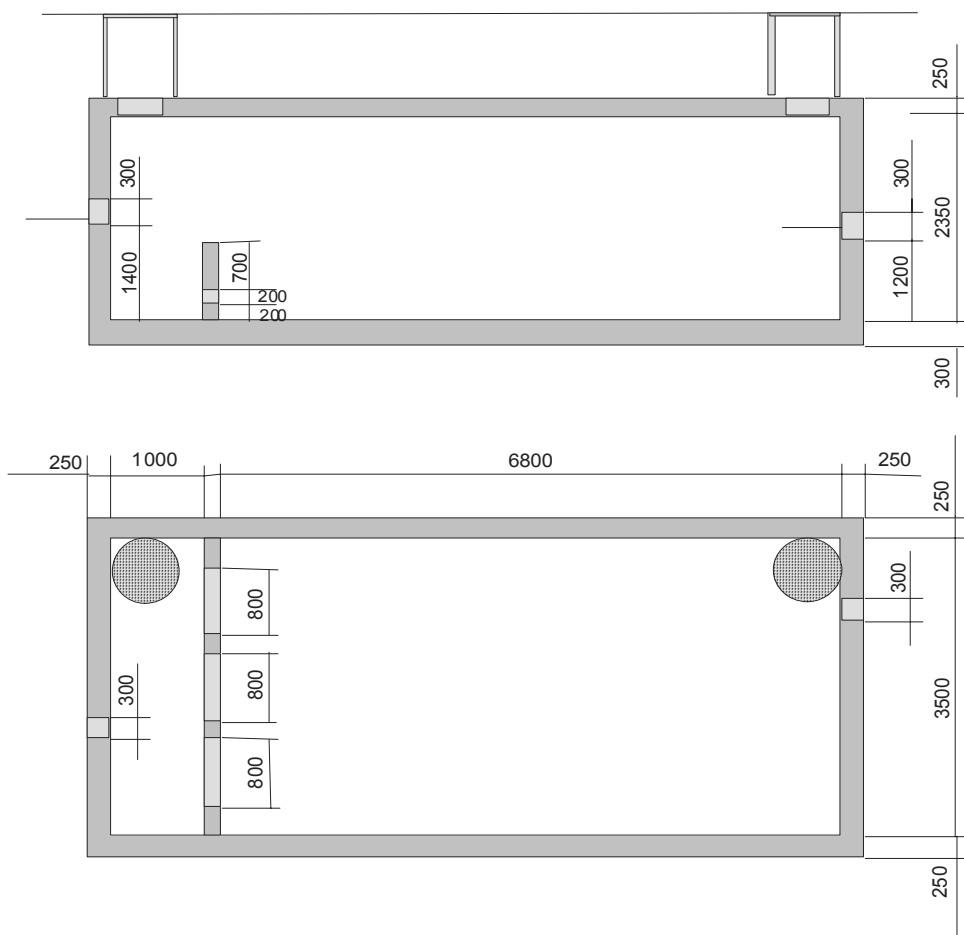
V_o – objętość osadu usuwanego z osadnika [m^3],

V_f – objętość wód popłucznych [m^3].

Technologia Naukowo-Badawczej Stacji Wodociągowej (NBSW)

W układzie technologicznym uzdatniania wód podziemnych Naukowo-Badawczej Stacji Wodociągowej zastosowano napowietrzanie ujmowanej wody oraz filtrację na filtrach pospiesznych pierwszego i drugiego stopnia (rys. 2) z pominięciem procesu sedymentacji (zatem $c_1 = c_2, c_o = 0$). Jest to układ często stosowany przy uzdatnianiu wód podziemnych. W układzie takim powstają popłuczyny z okresowego płukania filtrów oddzielających i odmanganiających. Faza stała tych popłuczyn zawiera głównie wodorotlenki żelaza i manganu. Dwa lata temu stacja uległa kompleksowej modernizacji i została w pełni zautomatyzowana (Morawski i Stańko 2005). Zastosowana automatyka nie wyklucza możliwości sterowania ręcznego wybranych parametrów technologicznych.

W chwili obecnej płukanie filtrów odbywa się automatycznie. Włączanie pomp płucznych następuje wówczas, jeśli zostanie spełniony jeden z dwóch założonych parametrów. Pierwszym zaprogramowanym parametrem jest ilość



RYSUNEK 3. Osadnik wód popłucznych
FIGURE 3. The washing waters settling tank

bezpieczony powłokami bitumicznymi, a od góry jest ocieplony styropianem. Pojemność czynna zbiornika wynosi 30 m^3 , w tym pojemność osadowa $3,8 \text{ m}^3$ (Operat wodnoprawny... 2004). Przewody doprowadzające do osadnika popłuczyny i odprowadzające wodę nadosadową mają średnicę $\phi 300 \text{ mm}$. Sklarowana woda odprowadzana jest do kanalizacji. Osad jest okresowo wybierany (co około 3 miesiące) i wywożony poza teren stacji.

Obliczenia technologiczne

W obliczeniach technologicznych skoncentrowano się na ustaleniu wartości parametrów bilansu objętościowego i masowego popłuczyn z filtrów pierwszego i drugiego stopnia. Obliczenia wykonano dla dwóch zespołów filtrujących wodę z utworów czwartorzędowych według poniższych równań.

Dobowa objętość popłuczyn (V_d)

$$V_d = \frac{24}{t_f} k F_t q_{pl} (t_{pl1} + t_{pl2}) \quad [\text{m}^3 \text{ popłuczyn/d}] \quad (1)$$

gdzie:

t_f – czas cyklu filtracji [h],

t_{pl1} – czas płukania wodą filtrów pierwszego stopnia [h]; dla NBSW 15 min (0,25 h),

t_{pl2} – czas płukania wodą filtrów drugiego stopnia [h]; dla NBSW 10 min (0,17 h),

k – liczba filtrów w zakładzie (2 oddzielacze, 2 odmanganiacze),

F_t – powierzchnia jednego filtra [m^2] ($d = 2,4$ m; $F_t = 4,52$ m^2),

q_{pl} – intensywność płukania filtra [$\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$]; $125 \text{ m}^3/\text{h} \leftrightarrow 27,65 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$.

Czas cyklu filtracji (t_f) w warunkach eksploatacyjnych w NBSW jest wartością zmienną, wynikającą ze zróżnicowanych rozbiorów wody. Przyjmując jednak założoną ilość filtrowanej wody między kolejnymi płukaniami (1200 m^3) oraz średnie dobowe zapotrzebowanie wody ($Q_{dsr} = 924,4 \text{ m}^3/\text{d} = 38,5 \text{ m}^3/\text{h}$), możemy określić średni czas filtracji na poziomie 31 h. Woda czwartorzędowa uzdatniana jest przez dwa zespoły filtracyjne pracujące równolegle, zatem średni czas filtracji jednego zespołu wynosi 62 h. Czas płukania wodą filtrów pierwszego stopnia (oddzielaczy) w zaprogramowanym systemie automatycznym wynosi 15 min (0,25 h), natomiast czas płukania wodą filtrów drugiego stopnia (odmanganiaczy) wynosi 10 min (0,17 h). Przed płukaniem filtrów wodą złoża filtracyjne są wzruszane sprężonym powietrzem przez 3 minuty. Powierzchnia jednego filtra wynosi $F_t = 4,52 \text{ m}^2$.

Intensywność płukania (q_{pl}) kształtuje się na poziomie $125 \text{ m}^3/\text{h}$, co daje nam wielkość jednostkową odniesioną do powierzchni filtra $27,65 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$. Przeciętna dobowo objętość popłuczyn obliczona według wzoru (1) wynosi $V_d = 40,6 \text{ m}^3/\text{d}$ ($V_{dFe} = 24,1 \text{ m}^3/\text{d}$ z płukania filtrów pierwszego stopnia i $V_{dMn} = 16,5 \text{ m}^3/\text{d}$ z płukania filtrów drugiego stopnia).

Programując gospodarkę osadową dla określonej stacji uzdatniania, istotne jest określenie udziału ścieków popłuczynnych w stosunku do ilości uzdatnionej wody.

Stosunek dobowej ilości popłuczyn do dobowej ilości uzdatnianej wody (δ_d)

$$\delta_d = 100 \frac{q_{pl}(t_{pl1} + t_{pl2})}{v_f(t_f - t_{pl})} \quad [\%/\text{dobę}] \quad (2)$$

gdzie v_f – prędkość filtracji [$\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$].

Dla NBSW przeciętna prędkość filtracji wynosi $8,52 \text{ m/h}$. Zatem δ_d kształtuje się na poziomie $4,4\%$ ($\delta_{dFe} = 2,6\%$, $\delta_{dMn} = 1,8\%$). Według danych zarejestrowanych przez system monitorujący pracę stacji, ilość wody uzdatnionej od modernizacji stacji wynosi $593\,012 \text{ m}^3$, natomiast ilość wody zużytej do płukania wynosi $30\,059 \text{ m}^3$, co stanowi $5,07\%$ uzdatnionej wody. Rozbieżność może wynikać ze zmian parametrów eksploatacyjnych w trakcie prowadzenia rozruchu stacji oraz z częstszego płukania wymuszanego ręcznie.

Stężenie masowe fazy stałej w popłuczynach (c_p)

$$c_p = \frac{v_f t_f}{q_{pl}(t_{pl1} + t_{pl2})} c_1 \quad [\text{g}/\text{m}^3] \quad (3)$$

gdzie c_1 – stężenie masowe fazy stałej w wodzie dopływającej do filtrów [g/m^3].

Stężenie masowe fazy stałej w wodzie (c_1)

$$c_1 = 1,91[\Delta\text{Fe}] + 2,24[\Delta\text{Mn}] \text{ [g/m}^3\text{]} \quad (4)$$

gdzie:

ΔFe – ilość usuwanego żelaza w procesie uzdatniania wody podziemnej [g/m^3],

ΔMn – ilość usuwanego manganu w procesie uzdatniania wody podziemnej [g/m^3].

Ze względu na zastosowaną technologię uzdatniania oraz skład chemiczny wody, faza stała popłuczyn zawiera znaczące ilości wodorotlenków żelaza i manganu. Zawartość tych substancji w wodzie po procesie aeracji możemy obliczyć z równania (4).

Współczynniki w równaniu (4) wynikają ze stechiometrii reakcji chemicznych, uwzględniających przejście rozpuszczonego w wodzie żelaza i manganu w nierozpuszczalne wodorotlenki $\text{Fe}(\text{OH})_3$ i $\text{Mn}(\text{OH})_4$. Zawartości związków żelaza i manganu w wodzie surowej przedstawiono w tabeli 1.

Wartości średnie wynoszą odpowiednio dla Fe – $2,63 \text{ mg/dm}^3$ i dla Mn – $0,30 \text{ mg/dm}^3$. Zgodnie z obowiązującymi przepisami (DzU nr 203 z 2002 r., poz. 1718) zawartość tych pierwiastków w wodzie uzdatnionej wynosi odpowiednio $0,2 \text{ mg/dm}^3$ i $0,05 \text{ mg/dm}^3$. Średnie stężenia żelaza i manganu w wodzie uzdatnianej w NBSW przedstawiono w tabeli 2.

Przyjmując, że obniżenie stężenia żelaza i manganu podczas filtracji pierwszego stopnia wynosi odpowiednio $\Delta\text{Fe} = 2,47 \text{ g/m}^3$ oraz $\Delta\text{Mn} = 0,11 \text{ g/m}^3$, możemy według wzoru (4) obliczyć zawartość wodorotlenków żelaza i manganu osadzających się w odżelaziaczu $c_{\text{Fe}} = 4,96 \text{ g/m}^3$ uzdatnianej wody. Podczas filtracji drugiego stopnia następuje obniżenie stężenia żelaza i manganu odpowiednio $\Delta\text{Fe} = 0,11 \text{ g/m}^3$ oraz $\Delta\text{Mn} = 0,17 \text{ g/m}^3$. Zawartość wodorotlenków żelaza i manganu osadzających się w odmanganiaczu, określona według wzoru (4), wynosi $c_{\text{Mn}} = 0,59 \text{ g/m}^3$. Średnie stężenie masowe fazy stałej w wodach popłucznych z filtrów pierwszego stopnia c_{Fe} obliczone według wzoru (3) wynosi

TABELA 1. Zawartość żelaza i manganu w wodzie z utworów czwartorzędowych podlegającej uzdatnianiu w NBSW

TABLE 1. The contents of iron and manganese in water from quaternary formations undergoing neutralizing in the Scientific and Research Water treatment Station

Lp. No	Miesiąc / Rok Month / Year	Żelazo ogólne General iron [mg Fe/dm ³]	Mangan Manganese [mg Mn/dm ³]
1	październik 2005	2,57	0,31
2	listopad 2005	2,71	0,32
3	grudzień 2005	2,41	0,29
4	luty 2006	2,58	0,30
5	marzec 2006	2,84	0,30
6	kwiecień 2006	2,66	0,28
Wartość średnia / Mean value		2,63	0,30

TABELA 2. Stężenia żelaza i manganu w wodzie po poszczególnych etapach procesu uzdatniania
TABLE 2. Concentrations of iron and manganese in water after particular stages of conditioning

Wskaźnik Index	Jednostka Unit	Woda po aeratorze Water after the aerator	Po filtrach I° After I° filters	Po filtrach II° After II° filters
Żelazo ogólne General iron	mg Fe/dm ³	2,62	0,15	0,04
Mangan Manganese	mg Mn/dm ³	0,28	0,17	n.w.

190 g/m³, natomiast z filtrów drugiego stopnia c_{Mn} wynosi 33 g/m³. W celu określenia zmienności stężenia fazy stałej w popłuczynach w funkcji czasu płukania przeprowadzono badania, dotyczące oznaczenia zawartości suchej masy w wodach popłucznych, przy założeniu, że zawartość substancji rozpuszczonych jest stała.

Metodyka badań

Czas płukania odżelaziacza wynosi 15 minut, aby określić rozkład zmienności zawartości suchej masy w wodach popłucznych w trakcie procesu płukania, pobrano 5 prób w odstępach 3-minutowych (pierwszą próbę pobrano po 1 minucie trwania procesu). Czas płukania odmanganiacza wynosi 10 minut, w trakcie płukania zamierzano pobrać 5 prób w odstępach 2-minutowych (pierwszą próbę pobrano po 1 minucie trwania procesu). W praktyce pobrano cztery próby, gdyż rzeczywisty czas płukania wynosił niecałe 9 minut. Zawartość suchej masy oznaczano w 50 ml wód popłucznych. W trakcie badań oznaczano suchą masę zamiast zawiesiny. Oznaczanie zawiesiny powodowało trudności związane z szybką kolmatacją sączków. Określono stężenie substancji rozpuszczonych w wodach popłucznych na poziomie 430 g/m³ i założono, że jest stałe w trakcie

płukania. Metodykę oznaczenia suchej masy wykonano według PN-78 C-04541. Badania wykonano w okresie od marca do czerwca 2006 roku w Laboratorium Technologii Wody i Ścieków SGGW.

Aby określić właściwości sedymentacyjne wód popłucznych powstających w NBSW, przeprowadzono badania sedymentacji osadów w leju Imhoffa, o objętości 1 dm³. Oddzielnie prowadzono badania dla osadów po odżelaziaczu i po odmanganiaczu. Do tego celu wykorzystano próbki uśrednione, tzn. po 200 ml (odżelaziacz) i po 250 ml (odmanganiacz) z każdej próbki. Badania sedymentacji osadu prowadzono w okresie dwugodzinnym, aby ustalić objętość zawiesiny łatwoopadającej.

Wyniki badań

Wyniki badań wód popłucznych z odżelaziacza i odmanganiacza przedstawiono w tabeli 3.

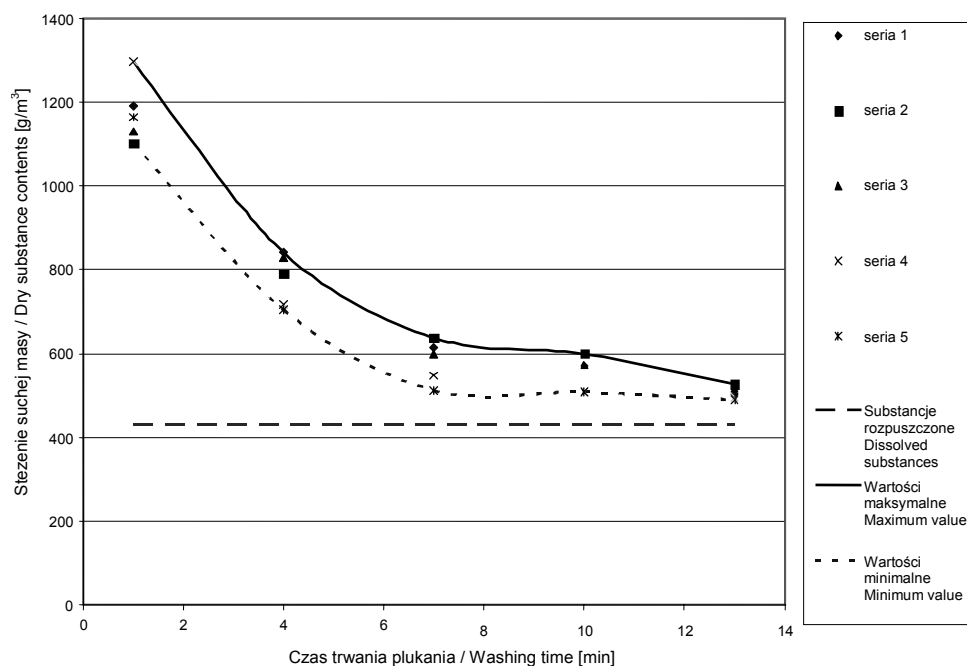
Rozkład zmienności zawartości suchej masy w wodach popłucznych z odżelaziacza przedstawiono na rysunku 4.

Na rysunku 5 przedstawiono rozkład zmienności suchej masy w wodach popłucznych z odmanganiacza.

Wyniki badań sedymentacji uśrednionych próbek z odżelaziacza i odmanganiacza przedstawiono w tabeli 4.

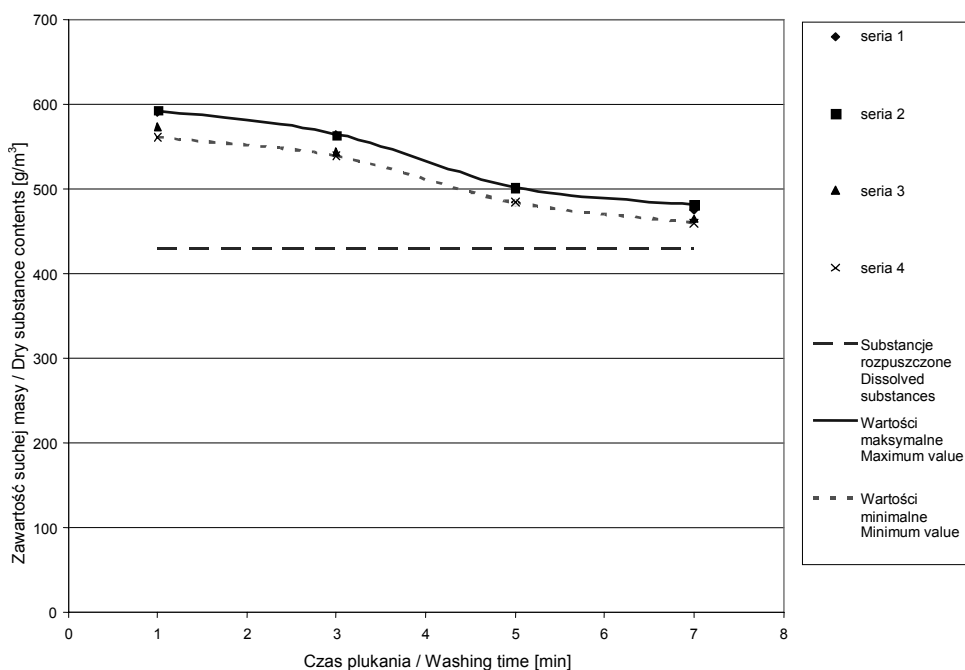
TABELA 3. Zawartość suchej masy w wodach popłucznych z odżelaziacza i odmanganiacza
TABLE 3. The contents of dry substance in washing waters from iron and manganese remover

Czas od rozpoczęcia procesu płukania [min] Time from the beginning of the washing process	Zawartość suchej masy w wodach popłucznych z odżelaziacza [g/m ³] The contents of dry substance in washing waters from iron remover		Czas od rozpoczęcia procesu płukania [min] Time from the beginning of the washing process	Zawartość suchej masy w wodach popłucznych z odmanganiacza [g/m ³] The contents of dry substance in washing waters from manganese remover	
	zakres zmienności variability range	wartość średnia mean value		zakres zmienności variability range	wartość średnia mean value
1	1102–1296	1176	1	561–593	578
4	704–841	777	3	565–539	552
7	512–638	582	5	484–493	487
10	508–600	552	7	460–475	470
13	490–528	511	9	–	–



RYSUNEK 4. Zmiana stężenia suchej masy w popłucznych z filtru odżelaziającego wodę w funkcji czasu płukania

FIGURE 4. Change of concentration of dry matter in washings from the filter deironing water in the function of the time of the washing



RYСУNEK 5. Zmiana stężenia suchej masy w popłuczynach z filtru odmanganiąjącego wodę w funkcji czasu płukania

FIGURE 5. Change of concentration of dry matter in washings from the filter demanganizing water in the function of the time of the washing

TABELA 4. Wyniki badań sedymentacji w leju Imhoffa

TABLE 4. Results of sedimentation studies in Imhoff funnel

Czas sedymentacji [min] Sedimentation time	Objętość osadu z płukania odżelaziacza [cm ³] The volume of the sediment from the iron remover washing	Objętość osadu z płukania odmanganiacza [cm ³] The volume of the sediment from manganese remover washing
15	0,9	—
30	1,6	—
60	2,2	—
90	2,7	—
120	3,0	0,1

Podsumowanie i dyskusja

Wody popłuczne są oczyszczane w procesie sedymentacji zachodzącej w osadniku wód popłucznych. Podczas płukania zespołu filtracyjnego (odżela-

ziacz + odmanganiacz) zużywa się około 52,5 m³ wody. Płukanie filtrów pierwszego i drugiego stopnia bezpośrednio po sobie prowadzi do przeciążenia hydraulicznego osadnika. W celu zwiększenia efektywności pracy osadnika należy płu-

kać filtry w odstępie co najmniej 2 godzin, aby mogła nastąpić sedimentacja zawiesziny łatwo opadającej.

Rozkład stężenia suchej masy w wodach popłucznych z odżelaziacza wskazuje, że już po siedmiu minutach dynamika spadku suchej masy znacznie się zmniejsza. W przypadku odmanganiacza znaczące zmniejszanie się suchej masy w wodach popłucznych zaobserwowano po pięciu minutach. Obserwowane stężenia suchej masy w wodach popłucznych z odmanganiacza są wyraźnie niższe niż w odżelaziaczu. Częstotliwość płukania odmanganiacza może być zatem niższa niż odżelaziacza. Wpłynie to na zmniejszenie obciążenia osadnika pod względem hydraulicznym i jednocześnie zwiększy czas przetrzymania wód popłucznych w osadniku. Zaobserwowano, że rzeczywisty czas płukania odmanganiacza jest nieco krótszy od zaprogramowanego i trwa niecałe 9 minut. Należy rozważyć, czy korzystniejsze jest skrócenie czasu płukania, czy ewentualne zmniejszenie częstotliwości płukania odmanganiacza. Nie bez znaczenia jest również oszczędność wody uzdatnionej zużywanej do płukania. Obecne zużycie wody na cele technologiczne stacji, kształtujące się na poziomie 4–5% uzdatnianej wody, nie należy do wysokich.

Oddzielne płukanie odżelaziacza oraz odmanganiacza może powodować pewne problemy natury eksploatacyjnej, związane z zastosowaną automatyką. Obecnie podczas płukania automatycznego następuje bezpośrednie płukanie po sobie odżelaziacza i odmanganiacza. Należy zatem ręcznie wymuszać opóźnienie w płukaniu filtrów lub wprowadzić korektę w zastosowanym systemie automatycznym. Dwa zespoły filtrują-

ce wodę z utworów czwartorzędowych pracują równolegle i ich płukanie odbywa się w sposób losowy. Należy tak regulować przepływy uzdatnianej wody przez poszczególne zespoły, aby płukanie dwóch zespołów filtracyjnych nie następowało bezpośrednio po sobie lub automatycznie wprowadzić minimalny czas opóźnienia między płukaniem poszczególnych zespołów filtracyjnych.

Na uwagę zasługuje pewna rozbieżność wyników dotycząca stężenia masowego fazy stałej w wodach popłucznych obliczona ze wzoru (3) i rozkładu stężenia masowego określonego doświadczalnie (bez uwzględniania substancji rozpuszczonych). Przyczyną tej rozbieżności mogą być: dokładność badania, inne związki chemiczne (nie tylko wodorotlenki żelaza i manganu) osadzające się na filtrze oraz nieco krótszy rzeczywisty czas płukania odmanganiacza niż zadany w automatycznym sterowaniu.

Literatura

- ELLIOT H.A., DEMPSEY B.A. 1994: Agronomic effects of land application of water treatment sludges. *Journal AWWA* 86, 11: 51–63.
- MORAWSKI D., STAŃKO G. 2005: Naukowo-Badawcza Stacja Wodociągowa SGGW Warszawa. *Forum Eksploatatora* 1/18: 5–11.
- Operat wodnoprawny na pobór wód podziemnych z utworów czwartorzędowych i trzeciorzędowych na terenie Naukowo-Badawczej Stacji Wodociągowej Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego 2004. Geo-Com, Warszawa.
- Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 19 listopada 2002 r. w sprawie wymagań dotyczących jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. DzU nr 203, poz. 1718.
- SIWIEC T. 1998: Eksperymentalne badania metod oczyszczania wód pochodzących z płukania

filtrów odżelaziających i odmanganiających. Materiały z Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej „Zaopatrzenie w wodę miast i wsi”, Poznań: 182–193.

Technologia usuwania i unieszkodliwiania osadów z wody 1999 (red.) M.M. Sozański. Wydawnictwo Politechniki Poznańskiej, Poznań.

Summary

Sedimentary management in the Scientific and Research Water Treatment Station of Warsaw Agricultural University. The article includes technological calculations of the parameters of volume and weight balance of washings from iron and manganese removers.

Research results of the variability distribution of dry substance in washing waters have been presented in the function of duration of filter washing, as well as results of sediment settling research.

The conducted research allowed to optimise the frequency and duration of washing, and as a result to improve the efficiency of settling tank functioning. It also contributed to a less consumption of water for the station's technological purposes.

Author's address:

Piotr Wichowski
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Budownictwa i Geodezji
ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa
Poland

Krzysztof JÓŹWIAKOWSKI, Michał MARZEC

Katedra Melioracji i Budownictwa Rolniczego, Akademia Rolnicza w Lublinie
Department of Land Reclamation and Agricultural Engineering, Agricultural University
in Lublin

Problemy funkcjonowania przydomowych oczyszczalni ścieków z osadem czynnym – badania wstępne

The problems of functioning of household sewage treatment plants with activated sludge – the preliminary research

Słowa kluczowe: przydomowe oczyszczalnie
ścieków, osad czynny

Key words: household sewage treatment
plants, activated sludge

Wprowadzenie

Metoda unieszkodliwiania zanieczyszczeń za pomocą osadu czynnego, jako technologia oczyszczania ścieków, jest stosowana na świecie już od ponad 100 lat. Osad czynny tworzą skupiska mikroorganizmów, które przy odpowiedniej podaży tlenu mają zdolność mineralizacji substancji organicznej zawartej w ściekach. Dzięki zastosowaniu osadu czynnego i stworzeniu przemienne warunków tlenowych, niedotlenionych i beztlenowych można bardzo skutecznie usuwać związki węgla, jak również związki biogenne – azot i fosfor (Rensink 1991, Ghekiere i in. 1991, Bernacka i in. 1995, Bodík i in. 2002). Osad czynny jest najczęściej stosowany do

oczyszczania ścieków miejskich (Bernacka i in. 1995, Bever i in. 1995, Bernardes i Klapwijk 1996, Bodík i in. 2002), jak również pochodzących z przemysłu (Eckenfelder i Musterman 1995, Bruculeri i in. 2005).

Popularność metody osadu czynnego, stosowanej w dużych oczyszczalniach ścieków na całym świecie, sprawiła, że obecnie coraz częściej powstają „miniaturki” tego typu obiektów, w których próbuje się powtórzyć przebieg procesów technologicznych (Hanna i in. 1995, Mayr-Harting 1996, Heidrich 1998, Makowska 1999, Bugajski i Ślizowski 2004).

Praca dużych oczyszczalni ścieków z osadem czynnym jest ciągle kontrolowana i monitorowana, natomiast małe przydomowe obiekty bardzo często po wybudowaniu są pozostawione „same sobie”, bez jakiegokolwiek kontroli. Jak wynika z dotychczasowych badań (Jóźwiakowski 2003, Bugajski, Ślizowski 2004), przydomowe oczyszczalnie ścieków nie

zawsze spełniają związane z nimi oczekiwania, gdyż czasami odprowadzają ścieki niezbyt dobrze oczyszczone, zawierające ponadnormatywne stężenia zanieczyszczeń, które mogą stanowić poważne zagrożenie dla jakości wód powierzchniowych i podziemnych. Dlatego w trosce o stan środowiska przyrodniczego niezbędna jest kontrola funkcjonowania nowo powstających, małych oczyszczalni ścieków oraz prowadzenie badań w zakresie optymalizacji procesów usuwania zanieczyszczeń w tych systemach.

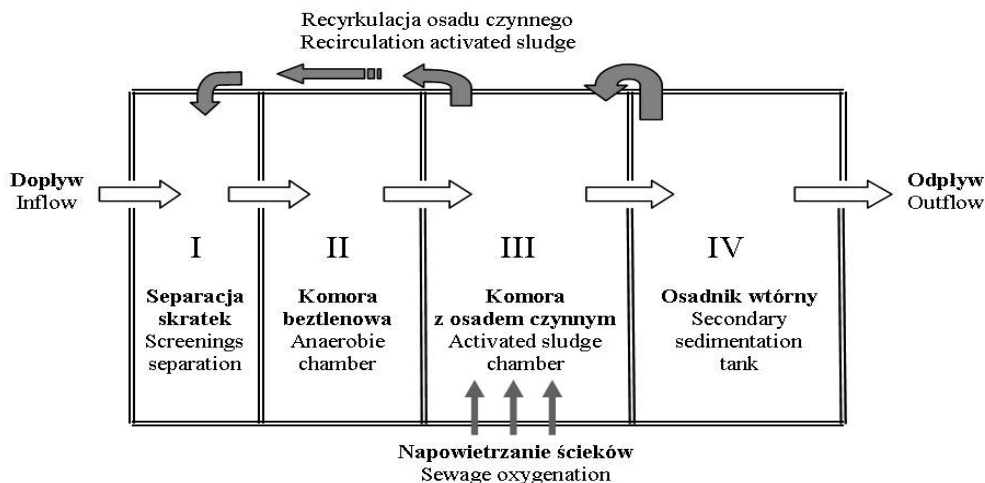
W 2003 roku na terenie gminy Radzyń Podlaski (woj. lubelskie) rozpoczęto realizację programu inwestycyjnego w zakresie sanitacji wsi z wykorzystaniem systemu przydomowych oczyszczalni ścieków z osadem czynnym. Do końca 2005 roku na terenie gminy powstało 6 obiektów tego typu o przepustowości od 3 do $5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ oraz około 170 oczyszczalni o przepustowości od 0,9 do $2,3 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. W sumie do końca 2015 roku planuje się budowę ponad 1500 takich obiektów.

Celem pracy jest przedstawienie wstępnych wyników badań dotyczących funkcjonowania dwóch przydomowych oczyszczalni ścieków z osadem czynnym, zlokalizowanych na terenie gminy Radzyń Podlaski w województwie lubelskim.

Materialy i metody

Do badań wybrano dwa obiekty o przepustowości $0,9 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ – pierwszy funkcjonuje od grudnia 2004 roku (obiekt nr 1), drugi natomiast jest eksploatowany od listopada 2005 roku (obiekt nr 2). Analizowane oczyszczalnie zostały wy-

konane z płyt polietylenowych PEHD. Tworzy je zbiornik w formie walca o średnicy 1,34 m i głębokości 1,55 m ze szczelnym dnem, podzielony na cztery komory za pomocą pionowych i skośnych ścian i przykryty szczelną pokrywą (rys. 1). Ścieki bytowe, odpływające z budynku mieszkalnego, są doprowadzane bezpośrednio do I komory oczyszczalni (brak klasycznego osadnika gnilnego), w której odbywa się oddzielanie grubszych zanieczyszczeń (skratek). Następnie przepływają do II komory (beztlenowej), gdzie w warunkach niedotlenionych zachodzi proces denitryfikacji. Katalizatorem tego procesu jest energia z substancji organicznych zawartych w ściekach surowych oraz azotany dostarczane wskutek recyrkulacji ścieków i osadu. Następnie ścieki przepływają do III komory z osadem czynnym, w której dzięki intensywnemu mieszaniu i napowietrzaniu zachodzi proces nitryfikacji. Znajdujące się w komorze napowietrzania swobodnie pływające mikroorganizmy (bakterie i pierwotniaki) w pierwszej fazie powodują biokoagulację zanieczyszczeń i ich rozpuszczanie wskutek działania enzymów pozakomórkowych. Następnie dochodzi do absorpcji i utleniania substancji pokarmowej. Po określonym czasie kontaktu mieszanina starych i nowo powstałych komórek mikroorganizmów przepływa wraz ze ściekami do IV komory – osadnika wtórnego, gdzie następuje oddzielenie osadu od oczyszczonych ścieków. Część osadu czynnego zatrzymanego w osadniku wtórnym jest zwracana z powrotem do komory osadu czynnego w celu zapewnienia stałej koncentracji biomasy w komorze, natomiast reszta jest usuwana z układu (co



RYSUNEK 1. Schemat technologiczny przydomowej oczyszczalni ścieków z osadem czynnym (Pastuszek 2004)

FIGURE 1. Technological scheme of household sewage treatment plant with activated sludge (Pastuszek 2004)

3 miesiące) jako tzw. osad nadmierny, przyrosły w wyniku rozmnażania się organizmów (rys. 1). Ścieki oczyszczone z analizowanych obiektów są odprowadzane do gruntu za pomocą drenażu rozsączającego.

W ramach badań funkcjonowania omawianych obiektów przeprowadzono dwie serie analiz: pierwszą w grudniu 2005 roku, a drugą w lutym 2006 roku. Próby ścieków do badań pobierano w dwóch punktach: I – przed dopływem do oczyszczalni (z przepompowni ścieków surowych), II – ze studzienki zbiorczej, odprowadzającej ścieki z oczyszczalni do drenażu rozsączającego.

Analizy i pomiary fizykochemiczne ścieków wykonywano według powszechnie stosowanych metod (Gajkowska-Stefańska i in. 1994). Obejmowały one określanie: temperatury, wartości pH, stężenia tlenu rozpuszczonego, zawiesin ogólnych, BZT₅, ChZT_{Cr}, azotu ogólne-

go, amonowego, azotanowego, azotynowego, fosforu ogólnego i potasu.

Na podstawie otrzymanych wyników badań obliczono efekty usuwania zanieczyszczeń w analizowanych systemach i porównano je z wymaganiami zawartymi w Rozporządzeniu Ministra Środowiska (2004) oraz z założeniami projektowymi (Pastuszek 2004).

Wyniki badań i dyskusja

Wybrane właściwości fizykochemiczne ścieków surowych i oczyszczonych odpływających z oczyszczalni przedstawiono w tabeli 1.

Ścieki surowe, dopływające do badanych obiektów, charakteryzują się bardzo dużą zawartością azotu ogólnego (82–170 mg·dm⁻³), fosforu ogólnego (35,6–42,2 mg·dm⁻³) i potasu (198–266 mg·dm⁻³), znacznie większą niż w typowych ściekach miejskich (Bernacka

TABELA 1. Charakterystyka ścieków dopływających i odpływających z badanych obiektów
TABLE 1. General characteristics of sewage inflows and outflows of the studied objects

Parametry Parameters		Obiekt nr 1/ Object no 1 Stasinów				Obiekt nr 2 / Object no 1 Branica			
		XII. 2005		II. 2006		XII. 2005		II. 2006	
		do- pływ in- flow	od- pływ out- flow	do- pływ in- flow	od- pływ out- flow	do- pływ in- flow	od- pływ out- flow	do- pływ in- flow	od- pływ out- flow
Temperatura Temperature	°C	12,4	12,4	12,0	6,0	12,7	10,8	11,0	3,0
pH		7,15	7,78	7,70	7,92	8,37	8,37	8,12	8,15
Tlen Dissolved oxygen	mg O ₂ ·dm ⁻³	0,28	3,03	1,05	0,32	2,55	4,56	0,31	3,39
Zawiesiny ogólne Total suspended solids	mg·dm ⁻³	2594	30,6	1683	459*	450	142*	1132	80,0*
BZT ₅ BOD ₅	mg O ₂ ·dm ⁻³	783	34,6	626	283*	280	44,5*	438	107*
ChZT _{Cr} COD _{Cr}	mg O ₂ ·dm ⁻³	1520	79	970	750*	646	147	620	240*
Azot amonowy Ammonium nitrogen	mg N-NH ₄ ·dm ⁻³	48,0	5,0	90,0	95,0	67,0	86,0	97,0	121
Azot azotanowy Nitrate nitrogen	mg N-NO ₃ ·dm ⁻³	0,43	3,77	0,226	0,11	0,226	0,11	0,27	0,11
Azot azotynowy Nitrite nitrogen	mg N-NO ₂ ·dm ⁻³	0,308	0,599	0,310	0,232	0,222	0,126	0,195	0,079
Azot ogólny Total nitrogen	mg N _{og} ·dm ⁻³	82,0	16,0	127	132	97,0	110,0	170,0	140,0
Fosfor ogólny Total phosphorus	mg P _{og} ·dm ⁻³	42,2	22,8	41,1	52,3	35,6	30,8	40,0	29,0
Potas Potassium	mg K·dm ⁻³	198	78	266	230	210	188	230	220

*Wyniki przekraczające wartości dopuszczalne określone w Rozporządzeniu Ministra Środowiska (2004).

*Results exceeding standard values given in the decree of the Minister of Environment (2004).

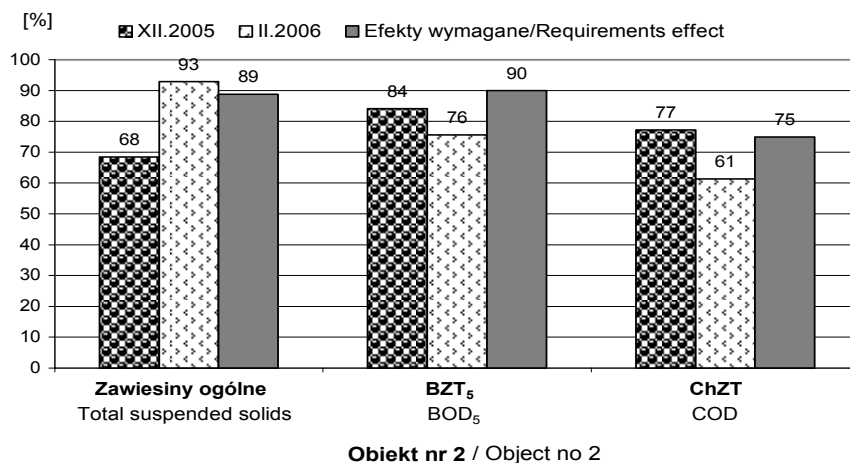
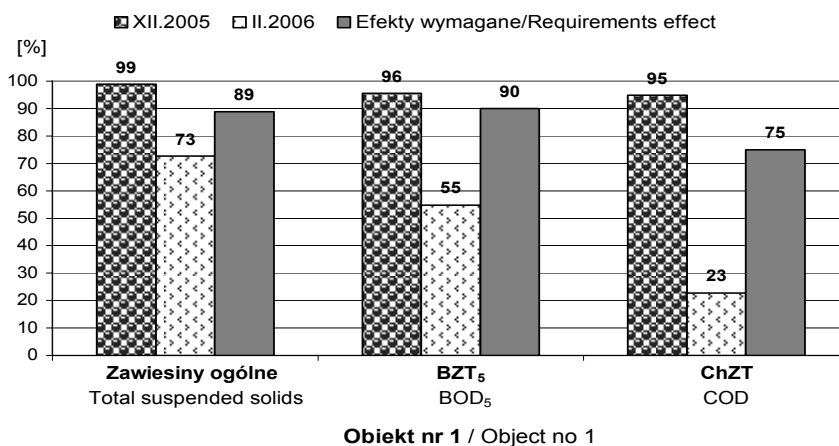
i in. 1995, Butler i in. 1995, Bernardes i Klapwijk 1996, Dymaczewski i in. 1997). Cechuje je również duża zawartość zawiesin ogólnych (450–2594 mg·dm⁻³) oraz zanieczyszczeń organicznych, o czym świadczą duże wartości wskaźników tlenowych: BZT₅ (280–783 mg O₂·dm⁻³) i ChZT (620–1520 mg O₂·dm⁻³). Aby usunąć tak wy-

sokie stężenia zanieczyszczeń, niezbędne jest stosowanie bardzo skutecznych metod oczyszczania ścieków. Dotychczasowe wyniki badań prezentowane w literaturze wskazują na to, że jedną z najskuteczniejszych technologii służących do biologicznego oczyszczania ścieków jest metoda osadu czynnego (Ghekiere i in. 1991, Rensink 1991, Han-

na i in. 1995, Bernardes i Klapwijk 1996, Mayr-Harting 1996, Gólc, Ziętek 1997, Makowska 1999, Bodík i in. 2002).

Analizując wstępne wyniki badań, uzyskane w dwóch przydomowych oczyszczalniach z osadem czynnym na terenie gminy Radzyń Podlaski, można stwierdzić, że charakteryzują się one zmienną skutecznością usuwania zanieczyszczenia ze ścieków bytowych (rys. 2).

W obiekcie nr 1 podczas pierwszej serii analiz (grudzień 2005 r.) efektywność zmniejszania BZT₅ wynosiła 96%, ChZT 95%, a redukcja zawiesin ogólnych 99% (rys. 2). Dzięki tak dobrym efektom usuwania zanieczyszczeń wielkości omawianych wskaźników w ściekach odpływających z oczyszczalni nie przekraczały wartości dopuszczalnych, określonych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska (2004) – tabela 1.



RYSUNEK 2. Efektywność usuwania zanieczyszczeń w przydomowych oczyszczalniach ścieków z osadem czynnym

FIGURE 2. Efficiency of pollution removal in household sewage treatment plants with activated sludge

Również skuteczność usuwania azotu ogólnego w obiekcie nr 1 była wysoka (81%), dzięki czemu jego stężenie w ściekach oczyszczonych wynosiło tylko $16 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Uzyskany efekt redukcji azotu jest podobny do tych, które uzyskiwano w innych obiektach z osadem czynnym (Bernacka i in. 1995, Bernardes i Klapwijk 1996, Gólczyński i Ziętek 1997) i świadczy o prawidłowym przebiegu procesów biologicznego usuwania azotu (nitrifikacji i denitrifikacji).

Oczyszczalnia nr 1 nie zapewniała wysokiej skuteczności usuwania fosforu ogólnego (46%), przez co jego stężenie w ściekach odpływających z oczyszczalni przekraczało $22 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Niektóre dotychczasowe badania (Eckenfelder i Musterman 1995, Bernardes i Klapwijk 1996) wskazują, że wyeliminowanie osadników wstępnych z układu oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego zwiększa stopień eliminacji fosforu ze ścieków. Pozbawienie analizowanych systemów osadnika wstępnego nie wspomaga raczej procesów biologicznego usuwania fosforu.

W obiekcie nr 2, po pierwszym miesiącu eksploatacji, skuteczność eliminacji zanieczyszczeń była znacznie niższa – zawiesiny ogólne usuwane były w 68%, a eliminacja substancji organicznej, mierzona zmniejszeniem BZT_5 i ChZT , wynosiła odpowiednio 84 i 77% (rys. 2). Stężenia omawianych parametrów w ściekach odpływających z oczyszczalni nr 2 były znacznie wyższe od wielkości zakładanych w projekcie (Pastuszek 2004) oraz od wymagań stawianych przez Rozporządzenie Ministra Środowiska (2004). Odnotowano ponadto niewielką (13%) efektywność usuwania fosforu oraz 13-procentowy wzrost

stężenia azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych. Uzyskane wyniki badań wskazują, że jeden miesiąc to zbyt krótki okres, aby w tego typu oczyszczalni zostały wytworzone optymalne warunki do prawidłowej pracy i adaptacji osadu czynnego.

Wyniki badań uzyskane podczas drugiej serii analiz wskazują na bardzo niekorzystny wpływ niskiej temperatury na procesy usuwania zanieczyszczeń, zachodzące w komorach reakcji z osadem czynnym, co potwierdzają również inni autorzy (Lew i in. 2003, Bugajski i Kaczor 2004). Na przełomie stycznia i lutego 2006 roku obserwowano istotną zmianę warunków termicznych – w ciągu dnia temperatura powietrza spadała poniżej -20°C , a nocą nawet do -30°C . Taka sytuacja spowodowała pogorszenie warunków pracy analizowanych oczyszczalni ścieków i znaczny spadek skuteczności usuwania zanieczyszczeń. Efekty usuwania zawiesin ogólnych w obiektach nr 1 i 2 wynosiły odpowiednio 73 i 68%, były zatem o kilkanaście procent niższe niż zakładano (rys. 2). Zawartości zawiesin ogólnych w ściekach odpływających z oczyszczalni znacznie przekraczały dopuszczalną normę i wynosiły $142 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (obiekt nr 1) i $80 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (obiekt nr 2). Efektywność usuwania substancji organicznej mierzona zmniejszeniem BZT_5 w obiekcie nr 1 wynosiła 55%, natomiast w obiekcie nr 2 – 76%. Wielkość BZT_5 na odpływie z obiektu nr 1 ($283 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$) była ponad 7-krotnie, a z obiektu nr 2 ($107 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$) ponad 2,5-krotnie większa od wartości założonej w projekcie (Pastuszek 2004) i Rozporządzeniu Ministra Środowiska (2004). Skuteczność obniżania ChZT

w obiekcie nr 1 wynosiła tylko 23%, a wielkość tego wskaźnika na odpływie była 5-krotnie większa od wartości dopuszczalnej ($150 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$) – tabela 1. W przypadku obiektu nr 2 efektywność obniżania ChZT wynosiła 61%, a wielkość tego wskaźnika w ściekach odpływających z oczyszczalni ($240 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$) także była znacznie większa od wartości wymaganej. Również efekty usuwania związków biogenych w badanych obiektach w lutym 2006 roku były niewielkie – w obiekcie nr 2 skuteczność eliminacji azotu ogólnego wynosiła 18%, a fosforu ogólnego 28%, natomiast w obiekcie nr 1 odnotowano wzrost zawartości azotu i fosforu ogólnego odpowiednio o 4 i 27%.

Większą efektywność oczyszczania ścieków w warunkach ujemnej temperatury można uzyskać m.in. poprzez wykonanie dobrej izolacji termicznej ścian komory z osadem czynnym, zapewnienie małej powierzchni kontaktu ścieków z powietrzem atmosferycznym i napowietrzanie osadu czynnego sprężonym (gorącym) powietrzem (Gólc i Ziętek 1997).

Podsumowanie

Wszystkie oczyszczalnie ścieków są budowane z myślą o uzyskaniu jak najlepszych efektów eliminacji zanieczyszczeń, aby skutecznie zapobiegać degradacji środowiska wodnego na danym terenie. Pomimo właściwego zaprojektowania, wykonania i prawidłowej eksploatacji poszczególnych systemów czasami zdarza się, że nowo powstałe obiekty funkcjonują ze znacznie mniejszą skutecznością niż zakładano. Największe problemy

z utrzymaniem równomiernych i wysokich efektów usuwania zanieczyszczeń spotyka się w małych, przydomowych oczyszczalniach ścieków. Zmienność obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń i natężenia przepływu ścieków doprowadzanych do tych oczyszczalni oraz zmienne warunki środowiskowe niekorzystnie wpływają na prawidłową pracę tych obiektów.

Z przeprowadzonych badań wynika, że nawet tak skuteczna technologia, jak metoda osadu czynnego nie zawsze zapewnia odpowiedni stopień eliminacji zanieczyszczeń, szczególnie w początkowym okresie eksploatacji oraz w warunkach bardzo niskiej temperatury powietrza. Wadliwe działanie tego typu obiektów w dłuższym okresie z uwagi na zastosowanie drenażu rozsączającego, odprowadzającego ścieki bezpośrednio do gruntu, może powodować degradację środowiska wodnego. Zagrożenie to jest bardziej realne w sytuacji, gdy na ograniczonym terenie przewiduje się budowę wielu takich oczyszczalni.

Przedstawione badania stanowią wstęp do wieloletniego programu badawczego, którego celem będzie analiza funkcjonowania przydomowych oczyszczalni ścieków z osadem czynnym oraz określenie związanych z tym potencjalnych zagrożeń.

Wnioski

1. Przydomowe oczyszczalnie, funkcjonujące na podstawie osadu czynnego w odpowiednich warunkach, charakteryzują się wysoką skutecznością usuwania zanieczyszczeń ze ścieków bytowych. W oczyszczal-

- ni o dłuższym okresie eksploatacji efektywność usuwania zawiesin ogólnych wynosiła 99%, BZT5 i ChZT odpowiednio 96 i 95%, a azotu ogólnego – 80,5%.
- Analizowane w pracy oczyszczalnie ścieków z osadem czynnym w początkowym okresie eksploatacji nie zapewniały odpowiedniej skuteczności eliminacji zanieczyszczeń.
 - Niska temperatura powietrza atmosferycznego, którą notowano w okresie badań, w znacznym stopniu obniżała skuteczność oczyszczania ścieków w analizowanych obiektach.
 - W trosce o stan środowiska przyrodniczego niezbędne jest prowadzenie monitoringu funkcjonowania przydomowych oczyszczalni ścieków z osadem czynnym oraz badań mających na celu optymalizację procesów usuwania zanieczyszczeń w tych systemach.

Literatura

- BERNACKA J., KURBIEL J., PAWŁOWSKA L. 1995: Usuwanie związków biogenych ze ścieków miejskich. Inst. Ochr. Środ., Warszawa.
- BERNARDES R.S., KLAUWIJK A. 1996: Biological nutrient removal in a sequencing batch reactor treating domestic wastewater. *Wat. Sci. Tech.* 33 (3): 29–38.
- BEVER J., STEIN A., TEICHMANN H. 1995: Weitergehende Abwasserreinigung: Stickstoff- und Phosphorelimination, Sedimentation und Filtration. R. Oldenbourg Verlag, München, Wien.
- BODÍK I., KRATOCHVÍL K., HERDOVÁ B., TAPIA G., GAŠPARIKOVÁ E. 2002: Municipal wastewater treatment in the anaerobic-aerobic baffled filter at ambient temperature. *Wat. Sci. Tech.* 46(8): 127–135.
- BRUCCULERI M., BOLZONELLA D., BATTISTONI P., CECCHI F. 2005: Treatment of mixed municipal and winery wastewaters in a conventional activated sludge process: a case study. *Wat. Sci. Tech.* 51 (1): 89–98.
- BUGAJSKI P., KACZOR G. 2004: Temperatura jako czynnik wpływający na wielkość redukcji wybranych wskaźników zanieczyszczeń w przydomowej oczyszczalni Turbojet EP-4. *Inż. Rol.* 2: 187–198.
- BUGAJSKI P., ŚLIZOWSKI R. 2004: Ocena działania małej oczyszczalni z osadem czynnym w świetle aktualnie obowiązujących przepisów. *Inż. Rol.* 2: 175–185.
- BUTLER D., FRIEDLER E., GATT K. 1995: Characterizing the quantity and quality of domestic wastewater inflows. *Wat. Sci. Tech.* 31 (7): 13–24.
- DYMACZEWSKI Z., OLESZKIEWICZ J., SOZAŃSKI M. 1997: Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków. PZITS, Poznań.
- ECKENFELDER W.W., MUSTERMAN J.L. 1995: Activated sludge treatment of industrial wastewater. Lancaster, Technomic.
- GAJKOWSKA-STEFANŚKA L., GUBERSKI S., GUTOWSKI W., MAMAK Z., SZPERLIŃSKI Z. 1994: Laboratoryjne badania wody, ścieków i osadów ściekowych. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa.
- GHEKIERE S., BRUYNOOGHE H., van STEENBERGEN K., VRIENS L., van HAUTE A., VERACHTERT H. 1991: The effects of nitrates and carbon compounds on enhanced biological phosphorus removal from wastewater. *Eur. Wat. Pollut. Control*, 1(4): 15–24.
- GÓŁCZA., ZIĘTEK J. 1997: Oczyszczanie ścieków osadem czynnym z wykorzystaniem wysokoefektywnej technologii Biogradex. Mat. IX Ogólnopol. Konf. Nauk.-Tech. „Oczyszczanie ścieków. Nowe trendy, modernizacja istniejących oczyszczalni i gospodarka osadowa” (red.) D. Wawrentowicz. Rajgród: 140–150.
- HANNA K.M., KELLAN J.L., BOARDMAN G.D. 1995: Onsite aerobic package treatment systems. *Wat. Res.* 29 (11): 2530–2540.
- HEIDRICH Z. 1998: Przydomowe oczyszczalnie ścieków. Poradnik. Centralny Ośrodek Informacji Budownictwa, Warszawa.

- JÓŹWIAKOWSKI K. 2003: Analiza efektów oczyszczania ścieków bytowych w oczyszczalniach przydomowych na terenach wiejskich na przykładzie wybranych obiektów w województwie lubelskim. *Acta Scientiarum Polonorum, ser. Formatio Circumiec-tus* 2 (1): 3–14.
- LEW B., BELAVSKI M., ADMON S., TARRE S., GREEN M. 2003: Temperature effect on UASB reactor operation for domestic waste-water treatment in temperate climate regions. *Wat. Sci. Tech.* 48 (3): 25–30.
- MAKOWSKAM. 1999: Problemy eksploatacyjne miniooczyszczalni z osadem czynnym. Mat. V Ogólnopol. Symp. Szkol. „Projektowanie i eksploatacja przydomowych oczyszczalni ścieków”. Poznań-Kiekrz: 21–38.
- MAYR-HARTING P. 1996: Auswertung vorliegender Messwerte von Kleinkläranlagen. Diplomarbeit. Universität für Bodenkultur, Wien.
- PASTUSZAK M. 2004: Projekt budowlany przy-zagrodowych przydomowych oczyszczalni ścieków na terenie gminy Radzyń Podlaski. PW „IN-BUD” s.c., Lublin.
- RENSINK J.H. 1991: Principles of phosphorus and nitrogen removal process, incorporated in activated sludge treatment systems. Dutch-Japanese Workshop, Heelsum.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 8 lipca 2004 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego. DzU nr 168, poz. 1763.

Summary

The problems of functioning of household sewage treatment plants with activated sludge – the preliminary research.

The paper presents the preliminary results of functioning of two household sewage treatment plants with activated sludge. The plants studied are highly effective in pollutant removal from domestic sewage. In the plant operated for one year, the efficiency of removal of total suspended solids is 99%, and the efficiency of reduction of BZT5 and ChZT is 96% and 95% respectively. The plant is also capable to remove 80.5% of total nitrogen. One month is an insufficient period of time for such plants to create optimal conditions for them to function properly and for activated sludge to adapt. Low air temperatures adversely affect pollutant removal and consequently make sewage treatment in these systems less effective.

Authors' address:

Krzysztof Józwiakowski, Michał Marzec
Akademia Rolnicza w Lublinie
Katedra Melioracji i Budownictwa Rolniczego
ul. Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin
Poland
e-mail: kylo71@tlen.pl

Sławomir BAJKOWSKI

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW
Department of Hydraulic Engineering and Environmental Recultivation WAU

Przejścia dla zwierząt w przepustach i pod mostami **Passages for animals in culverts and under bridges**

Słowa kluczowe: przejście dla zwierząt, przepust, most

Key words: passage for animals, culvert, bridge

Wprowadzenie

Zmiany w środowisku spowodowane działalnością człowieka ograniczyły swobodną migrację oraz rozprzestrzenianie się zwierząt. Ubywanie lasów, rozwój urbanizacji oraz infrastruktury komunikacyjnej spowodowało podzielenie obszarów bytowania zwierząt na niewielkie, oddzielone od siebie „płaty”. Fragmentaryzacja naturalnego środowiska oraz brak możliwości swobodnego kontaktu i wymiany genów pomiędzy lokalnymi populacjami stanowi wielkie zagrożenie dla istnienia wielu gatunków zwierząt.

Dużego znaczenia w sfragmentaryzowanym środowisku nabierają korytarze ekologiczne, ułatwiające łączność między poszczególnymi siedliskami. Przy przekraczaniu ciągów komunikacyjnych odpowiednio zaprojektowane przejścia dla zwierząt stają się integralną

częścią korytarzy ekologicznych. O rozmiarach takich przejść decydują przede wszystkim gatunki zwierząt, dla których są one przeznaczone (Iuell i in. 2003). Pod względem pełnionych funkcji przejścia dla zwierząt dzieli się na samodzielne, służące wyłącznie zwierzętom, oraz zespolone, pełniące jednocześnie inne funkcje, w tym prowadzenie wody (Katalog... 2002). Przy ich projektowaniu należy uwzględniać warunki hydrologiczne cieku, warunki hydrauliczne przeprawy, wymagania konstrukcyjne, krajobrazowe i przyrodnicze oraz bezpieczeństwo ruchu pojazdów.

Przewody istniejących przepustów drogowych mogą spełniać rolę wodnych przejść zespolonych, łącząc funkcje związane z prowadzeniem wody oraz przechodzeniem zwierząt. W tym celu można konstruować w przewodach istniejących obiektów ścieżki dla zwierząt (Wild 1997, Bajkowski, Marzysz 2004, Ng i in. 2004).

W artykule omówiono badania, których celem było określenie warunków przechodzenia zwierząt przez ciągi komunikacyjne w istniejących obiektach

wodnych budownictwa drogowego. Przedstawione analizy obejmują studium wpływu zmian stanów wody na parametry przejść położonych na brzegach cieków.

Obiekty badawcze

Badania terenowe prowadzono na odcinku drogi klasy GP nr 17 między miejscowościami Zakręt i Kołbiel. Wybrany odcinek przebiega wzdłuż wschodniej granicy Mazowieckiego Parku Krajobrazowego (MPK). Obszar badań stanowi przykład typowej mozaiki polno-leśnej, przy czym daje się zauważyć zdecydowaną przewagę lasów na zachód od trasy Warszawa – Lublin, na wschód od trasy przeważają pola.

Na długości badawczego odcinka wydzielono lokalne korytarze ekologiczne biegnące od obszaru MPK w kierunku wschodnim. Wzdłuż wydzielonych stref migracyjnych występują wodne przeprawy drogowe w formie przepustów lub małych mostów. Do analiz wybrano następujące obiekty (rys. 1):

- Majdan – przepust w linii ciągu leśnego na trasie od MPK w kierunku lasów wokół wsi Izabela i Brzeziny; przewód przepustu ma kształt dzwonowy, a wlot i wylot są kołnierzowe,
- Zajazd – most jednoprzęsłowy wspornikowy na dopływie rzeki Mieni; w okresie letnim ciek nie prowadzi wody,
- Wiązowna – most jednoprzęsłowy o konstrukcji wspornikowej na rzece Mieni, stanowiący razem z poprzednim obiektem korytarz na trasie wsi Aleksandrów i Wiązowna,

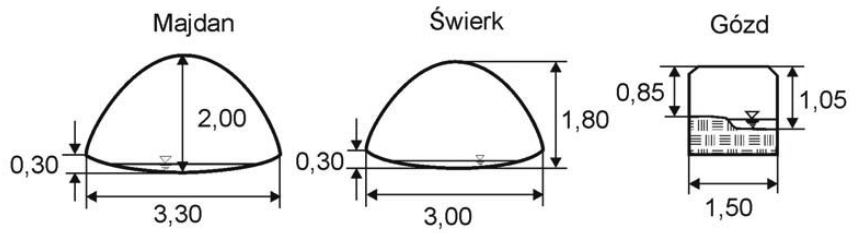
- Świerk – przepust na cieku będącym dopływem rzeki Świder; przepust ma kształt dzwonowy o czołowym wlocie i wylocie; w pobliżu obiektu występują niewielkie działki leśne poprzecinane polami,
- Gózd – przepust o przekroju prostokątnym na polnym odcinku drogi; obiekt położony jest w linii cypła leśnego MPK; przewód przepustu jest częściowo zamulony,
- Kołbiel – most jednoprzęsłowy na lewym dopływie rzeki Świder; obiekt zlokalizowany jest w miejscu, gdzie rzeka zbliża się do drogi; od mostu w kierunku obszarów leśnych MPK rozpościerają się pola uprawne.

Badane obiekty mają zbliżone długości konstrukcji, a znaczące różnice między nimi występują w wartościach ich światła. Dla celów dalszych analiz podzielono je na dwie grupy: mosty i przepusty. Do przepraw mostowych zakwalifikowano: Zajazd, Wiązownę i Kołbiel, a do przepustów: Majdan, Świerk, Gózd. Uzyskane z badań wyniki analizowano oddzielnie dla mostów i przepustów.

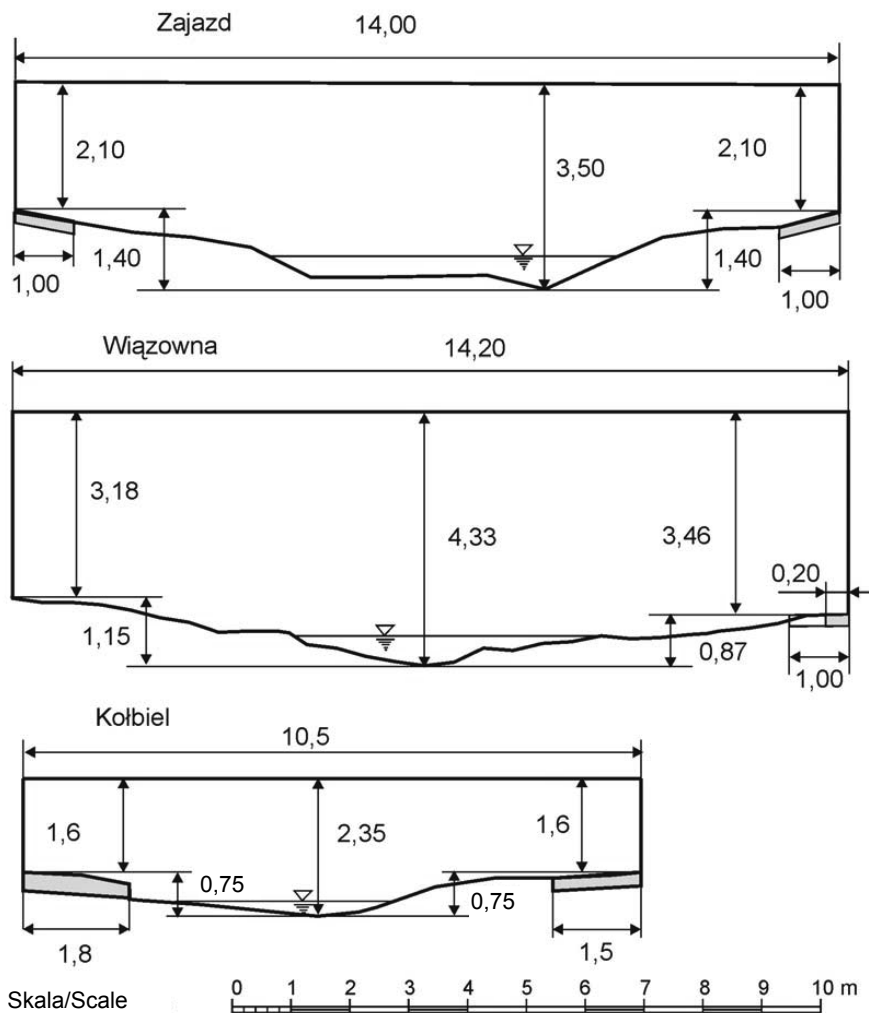
Parametry przejść

Parametry wodnych przejść zespolonych zależą od geometrii przekroju poprzecznego oraz poziomów wody w cieku płynącym wzdłuż przeprawy. W przekroju poprzecznym tego typu przejść wydziela się część przekroju zajęta przez płynący strumień, powierzchnie położone nad lewą i prawą ścieżką oraz nad zwierciadłem wody. Dla przepustów ze specjalnymi ścieżkami dla zwierząt i zwartym korytem dla przepływu wody

Przepusty/Culverts



Mosty/Bridges



RYСУNEK 1. Przekroje poprzeczne obiektów
FIGURE 1. Cross sections of the objects

szerokości i wysokości wolnej przestrzeni dla zwierząt nie ulegają znaczącym zmianom. W przejściach mostowych wielkości poszczególnych powierzchni ulegają okresowym zmianom i zależą od poziomu wody w cieku (Bajkowski i Witczak 2005). Przepływający wzdłuż przeprawy ciek może zajmować znaczną część szerokości światła obiektu, a gdy napętnienia przewyższają głębokości koryta przy ścianach przyczółków, woda zajmuje całą szerokość światła i przejście jest niemożliwe (Bajkowski i Marzys 2005).

Według Rozporządzenia... (2000) do scharakteryzowania tzw. jasności przejścia stosowany jest współczynnik ciasnoty względnej (E), wyrażający wzajemne relacje pomiędzy wysokością (H), szerokością (B) i długością przejścia (L).

Zaproponowany w Rozporządzeniu... (2000) wzór można stosować dla prostych przejść o regularnych kształtach przekroju poprzecznego i prostopadłych wlotach. Dla złożonych nieregularnych kształtów przekrojów wielkości kształtujące parametry przejścia zdefiniowano następująco:

B_p – szerokość przejścia, rozumiana jako dostępny dla zwierząt pas położony wzdłuż przyczółka mostowego lub przewodu przepustu; szerokość przejścia wzdłuż lewego brzegu cieku, liczoną od ściany obiektu do śladu zwierciadła wody, oznaczono B_p^L , a wzdłuż prawego brzegu B_p^P ,
 H_p – wysokość przejścia, charakteryzowana jako wzniesienie spodu konstrukcji nośnej mostu lub zwieńczenia przewodu przepustu nad poziomem ścieżki dla zwierząt; w wodnych przejściach zespolonych wyróżniamy wysokość przejścia le-

wego (H_p^L) oraz prawego (H_p^P); dla przekrojów mostowych największa wysokość przejścia występuje zazwyczaj przy brzegu cieku, a najmniejsza przy ścianach licowych przyczółków,

H_k – wysokość prześwitu mostów i przewodów przepustów mierzona od dna cieku do spodu konstrukcji,

T_p – wzniesienie poziomu ścieżki przejścia lub terenu nad dnem cieku przy ścianie lewego przyczółka mostowego (T_p^L) oraz prawego (T_p^P).

Rzeczywistą wartość współczynnika E zaleca się obliczać ze wzoru ogólnego postaci:

$$E = \frac{F_p}{L_p} \quad (1)$$

gdzie:

L_p – długość elementów przykrywających przejście mierzona wzdłuż spodu górnej konstrukcji nośnej [m],

F_p – powierzchnia przekroju poprzecznego przejścia, uwzględniająca przestrzeń nad lustrem wody [m²].

Prowadzenie badań

Badania obejmowały obmiary obiektów, obserwacje śladów i tropów zwierząt w ich pobliżu, warunków przepływu wody oraz czynników atmosferycznych i parametrów ruchu drogowego. Najdogodniejszym okresem do prowadzenia badań była zima, wtedy bowiem łatwo obserwować ślady migrujących zwierząt. Obserwacje prowadzono w ciągu jednego dnia na wszystkich obiektach, jedną dobę po opadach śniegu. Liczba zidentyfikowanych zachowań odnosiła się więc

do okresu jednej doby obserwacyjnej. W analizach posłużono się średnią dobową liczbą zachowań, którą obliczano, dzieląc sumaryczną liczbę poszczególnych zachowań przez liczbę dób obserwacyjnych (wyjazdów).

Na podstawie tropów określano gatunki zwierząt, liczbę osobników pojawiających się w strefie obserwacji oraz kierunki i intensywność migracji. Pomiarzy zimowe ograniczały się wyłącznie do obserwacji gatunków wiodących ruchliwy tryb życia w tym okresie.

Wyodrębniono cztery główne zachowania zwierząt:

- A, obecność na obiekcie – obecność zwierzęcia w pasie drogowym na długości badanego odcinka (około 100 m od osi obiektu w każdą stronę wzdłuż drogi (Wild 1997),
- B, próba przejścia – podjęta przez zwierzę próba przejścia przez drogę (po dojściu do skraju jezdni zwierzę po jednej lub kilku próbach rezygnowało z przechodzenia),
- C, przejście nad drogą – ślady, które dochodziły do drogi z widocznym wejściem zwierzęcia na jezdnię,
- D, przejście pod drogą przez obiekt mostowy lub przepust – ślady zaobserwowane w okolicach wlotu i wylotu lub w obiekcie (zimą na nawianym śniegu, latem na zgromadzonym rumowisku rzeczonym).

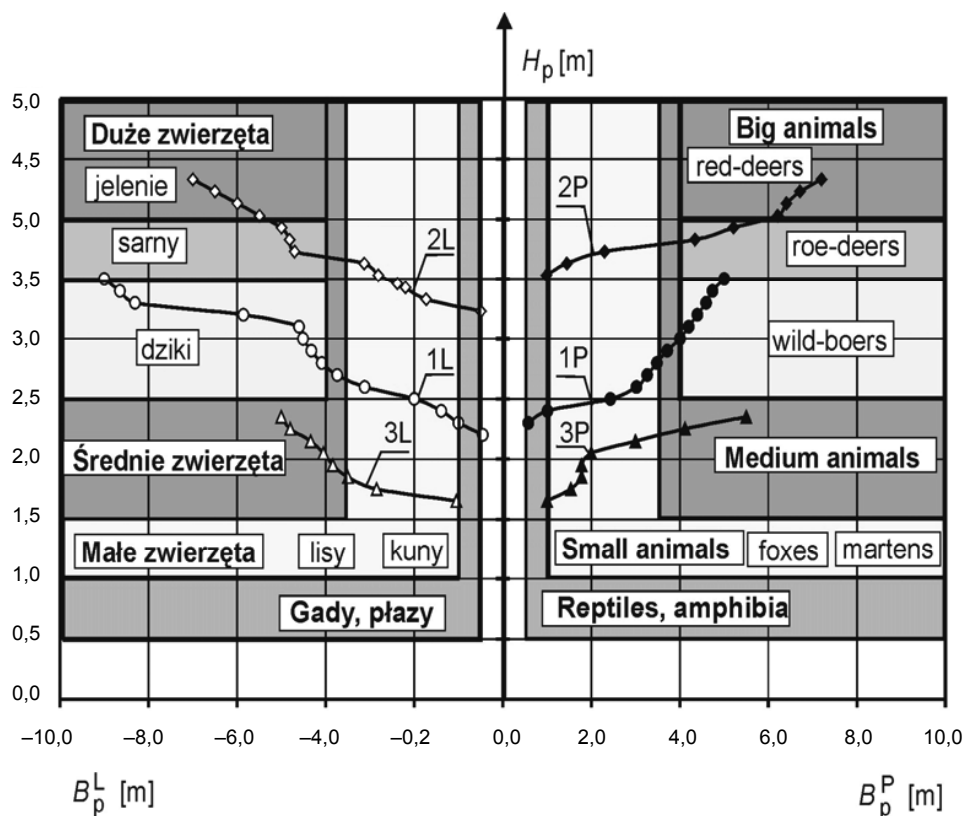
Do oceny stopnia wykorzystania obiektu przez zwierzęta do przechodzenia przez drogę wykorzystano procentowy współczynnik skuteczności przejścia (S). Obliczono go jako stosunek liczby przejść przez obiekt (D) do całkowitej liczby przejść przez drogę ($C + D$).

Analiza wyników

W wodnych przejściach zespolonych zwierzęta wykorzystują do przejścia nie tylko utwardzone ścieżki biegnące wzdłuż ścian, ale również odsłonięte przez wodę pasy doliny i części koryta głównego. Gdy woda nie jest zbyt głęboka, niektóre zwierzęta, np. sarny, przechodzą korytem ciek, brodząc w niej. W okresach występowania pokrywy lodowej znaczna część zwierząt przechodzi po lodzie. Wymiary przejść wykorzystywanych przez zwierzęta do przechodzenia przez przewody przepustów i pod mostami zależą od wielkości obiektu oraz głębokości wody w cieku.

Przewody badanych przepustów nie miały ukształtowanych ścieżek do przechodzenia – zwierzęta przechodziły po odsłoniętej części dna lub po rumowisku zalegającym w przewodach. Badane przepusty charakteryzowały się małymi wymiarami, w okresie zimowym ich wloty były częściowo przysłonięte śniegiem zsuwanym z jezdni, a w okresie letnim gęstą pokrywą roślinną. Wiele zwierząt po dojściu do obiektu rezygnowało z próby przejścia. Zależności największych wysokości przejść (w linii zwierciadła wody) oraz ich szerokości wzdłuż lewych i prawych przyczółków badanych mostów od głębokości wody w cieku przedstawiono na rysunku 2.

Charakter zmian krzywych na rysunku 2 zależy od kształtu przekroju poprzecznego oraz warunków przepływu wód. Punkty położone najniżej i najbliższej osi (H_p) wskazują na występowanie najmniej korzystnych warunków dla zwierząt, gdy ścieżki są bardzo wąskie, a niewielki wzrost napełnienia powoduje ich całkowite zalanie. Na przeciw-



RYSUNEK 2. Charakterystyki przejść mostowych: 1 – Zajazd, 2 – Wiązowna, 3 – Kołbiel, L – przejście lewe, P – przejście prawe

FIGURE 2. Bridge passages characteristics: 1 – Zajazd, 2 – Wiązowna, 3 – Kołbiel, L – left passage, P – right passage

nych krańcach krzywych leżą punkty dla najmniejszych napełnień, kiedy to warunki przechodzenia zwierząt są najkorzystniejsze. Dla mostu Wiązowna rzędne brzegu lewego i prawego są zróżnicowane (krzywe 2L i 2P na rys. 2) i o całkowitym zalaniu ścieżek pod mostem decyduje większa głębokość brzegowa. W obiekcie tym dojście do lewego przejścia jest utrudnione z uwagi na występujące zakole rzeczne, dlatego też nawet przy głębokościach wody nieprzekraczających napełnienia brzegowego zwierzęta niechętnie z niego korzystają.

Dla obiektów na ciekach okresowo wysychających szerokość dostępnego pasa przejścia przy braku przepływu rozciąga się na całą szerokość światła mostu, wtedy $B_p = B_p^L + B_p^P$.

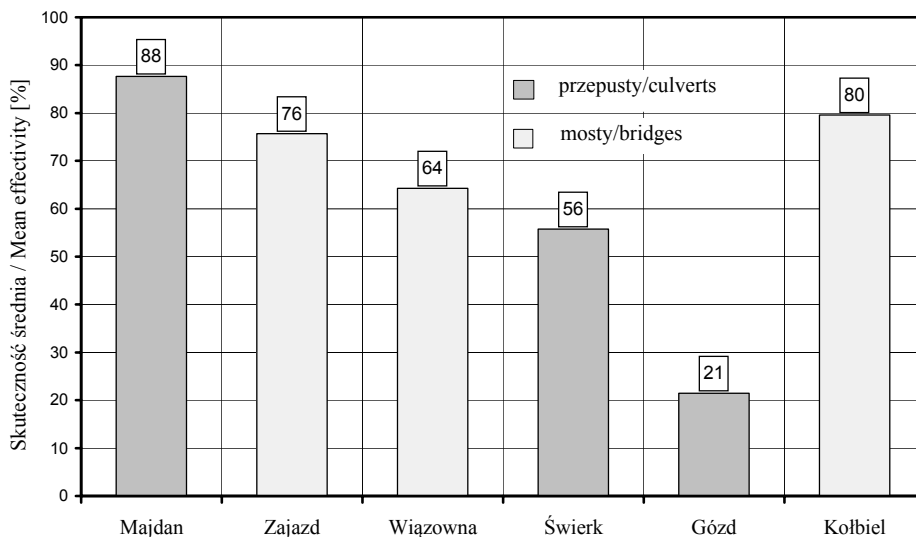
Krzywe na rysunku 2 pokazano na tle minimalnych wymiarów przejść dla różnych gatunków zwierząt. Gdy krzywa przejścia przebiega przez pole wyznaczające minimalne wymiary, oznacza to, że przejście spełnia wymogi dla danego gatunku zwierząt. W badanych obiektach przy najwyższych stanach gwarantujących szerokość przejścia 0,5 m dostępne

ścieżki mogą być wykorzystywane przez gady i płazy. Spośród badanych mostów jedynie krzywa przejścia dla obiektu Wiązowna dochodzi do pola dla dużych zwierząt. Właśnie pod tym mostem występowały tropy saren.

Obserwacje zwierząt prowadzone przez różnych autorów w pobliżu wodnych obiektów drogowych różnią się warunkami ich prowadzenia, lokalizacją i rozwiązaniami konstrukcyjnymi obiektów oraz interpretacją typów zachowań. Wyniki uzyskane w tak różniących się warunkach nie stanowią jednorodnego materiału badawczego. Wykonując analizy porównawcze tych badań, należałoby opracować jednolitą klasyfikację obiektów, barier procesu migracyjnego oraz zachowań zwierząt. W analizach przedstawionych w pracy wykorzystano wyłącznie wyniki badań własnych. Pozwoliło to ograniczyć wpływ liczebności lokalnych subpopulacji zwierząt na liczbę poszczególnych typów zachowań.

Średnie wartości współczynnika skuteczności przejścia (S) dla poszczególnych obiektów przedstawiono na rysunku 3. Najwięcej, bo aż 88% (3,4 osobników na dobę) zwierząt przekraczało drogę przez obiekt Majdan. Przepust ten w okresie badawczym nie prowadził wody, służył wyłącznie do przechodzenia zwierząt. Z przepustu na obiekcie Gózd korzystało zaledwie 21% zwierząt (0,3 osobnika na dobę). Jest on położony na polnym odcinku trasy i znacznie oddalony od obszaru MPK. Do przechodzenia na drugą stronę pasa drogowego chętniej wykorzystywane przez zwierzęta są obiekty mostowe – średnia skuteczność 73% (3,4 osobników na dobę), niż przepusty – średnia skuteczność 55% (1,8 osobnika na dobę).

W pobliżu badanych mostów średnio jedno zwierzę na cztery wędrujące wzdłuż cieków przekraczało pas drogowy, przechodząc górą przez jezdnię. Pozostałe 3 osobniki wybierały dostępne ścieżki



RYSUNEK 3. Średnia skuteczność przechodzenia zwierząt przez badane obiekty
FIGURE 3. Mean affectivity of animal's crossing trough researched objects

pod mostami. Z przejść przez przepusty korzystało co drugie zwierzę ze wszystkich przekraczających pas drogowy.

Na skuteczność przejścia mają wpływ wymiary przewodu, elementy konstrukcyjne drogi, rodzaj obiektu, warunki atmosferyczne, powiązanie okresu badawczego z okresami rui u zwierząt występujących na terenie. Jednym z ważniejszych elementów jest liczebność subpopulacji zwierząt. Określenie wpływu tych czynników na skuteczność migracyjną badanych obiektów wymaga zgromadzenia bogatszego materiału badawczego, co wskazuje na potrzebę prowadzenia dalszych badań w kolejnych sezonach obserwacyjnych. Przedstawione wyniki badań dotyczą zdefiniowanych zachowań zwierząt wędrujących przez wschodnią ścianę MPK i w dużej mierze wynikają z uwarunkowań środowiskowych tego obszaru i siedlisk, do których migrują zwierzęta. W badaniach innych autorów definiowane są odmienne zachowania, a badane obiekty posiadały wymiary odbiegające od opisanych w artykule. Dlatego też nie można jednoznacznie odnieść uzyskanych wyników do prezentowanych przez innych autorów.

Najczęściej na przekroczenie drogi przez mosty i przepusty decydowały się kuny leśne, lisy, a także unikające przejść podziemnych zające. Zwierzęta te wybierały jednak częściej przejścia przez mosty niż przepusty. Czynnikiem kształtującym takie zachowania były zapewne większe rozmiary przejść mostowych, udogodnienia konstrukcyjne w postaci półek, znajdujących się przy przyczółkach mostów, oraz znacznie bogatsze środowisko ekosystemów rzecznych. Elementami odstrasżającymi zwierzęta

były wysokie stany wód zatapiające półki przy przyczółkach oraz stosunkowo częsta obecność ludzi. Przyzwyczajenia migracyjne wzdłuż cieków były jednak na tyle duże, że przy braku możliwości bezpiecznego przekroczenia pod ciągłem jezdnym większa liczba zwierząt decydowała się na przejście górą; dotyczyło to szczególnie zające.

Wnioski

1. Większość zwierząt przekraczających ciąg komunikacyjny za drogę przejścia wybiera znajdujące się w okolicy mosty lub przepusty.
2. Zwierzęta mają skłonność do wykorzystywania niezmodyfikowanych przepustów na przejścia, gdy nie ma w nich wody.
3. Skuteczność przejść pod mostami wynosiła 73%, a przez przepusty 55%.
4. Spośród zwierząt dziko żyjących najchętniej z przepustów korzystały lisy, w mniejszym stopniu zające oraz rzadko spotykane kuny leśne.
5. Znaczącym czynnikiem w przechodzeniu zwierząt przez przepusty i pod mostami jest nasilenie procesów migracyjnych.

Literatura

- BAJKOWSKI S., MARZYSZ P. 2004: Możliwości wykorzystania przepustów drogowych na przejścia dla zwierząt. *Acta Scientiarum Polonorum, Architectura* 3(2): 69–78.
- BAJKOWSKI S., MARZYSZ P. 2005: Przechodzenie zwierząt przez przepusty i małe mosty. *Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu*

CCLXV. *Melioracje i Inżynieria Środowiska* 26: 23–28.

- BAJKOWSKI S., WITCZAK U. 2005: Kształtowanie przepustów przeznaczonych na przejścia dla zwierząt. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 507. Część I. PAN Wydział Nauk Rolniczych, Leśnych i Weterynaryjnych: 25–32.
- IUELL B. i in. 2003: Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure. Wildlife and Traffic. Cost 341. A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions. KNNV Publisher.
- Katalog drogowych urządzeń ochrony środowiska. Załącznik do zarządzenia nr 58 Generalnego Dyrektora Dróg Krajowych i Autostrad z dnia 19 kwietnia 2002 roku. GDDKiA, Warszawa.
- NG S.J., DOLE J.W., SAUVAJOT R.M., RILEY S., VALONE T.J. 2004: Use of Highway Undercrossings by Wildlife in Southern California. *Biological Conservation* 115: 499–507.
- Rozporządzenie Ministra Transportu i Gospodarki Morskiej z dnia 30 maja 2000 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać drogowe obiekty inżynierskie i ich usytuowanie. DzU nr 63, poz. 735, ze zmianami.
- WILD F. 1997: Faune Contre Autoroutes: Ne léssinons pas sur les passerelles vertes. Bulletin de l'OFEEP Environnement 3.

Summary

Passages for animals in culverts and under bridges. Road routes cross numerous local valleys in which watercourses, conducting water constantly or periodically, are located. In these areas, there are suitable conditions for animal migrations between habitats dispersed along the watercourses, which provide easy access to water. To overcome the water barriers there are bridges built above them. These objects are often connected with the brinks of the valley trough long and high embankments. High overpasses are built in the urban river sections with large bridges, while road junctions are usually placed on the adjoining area.

In the article the parameters of the combined passages are defined, separating the space into the animal routs and the water flow. The author published the measures from which the animal passage's width is dependant, and related them with the watercourses' hydraulic parameters, like depth of water. The results of the local research carried out to define the utilization of existing roads objects and their use by animals are also presented.

Author's address:

Sławomir Bajkowski
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska
ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa
Poland

Aleksander KIRYLUK

Katedra Badań Technologicznych, Politechnika Białostocka
Department of Technological Research, Białystok Technical University

Wpływ sposobów użytkowania łąk pobagiennych na jakość wód gruntowych na obiekcie Supraśl Górna*

The influence of the use methods of post-bog meadows on the ground water quality on the Supraśl Górna object

Słowa kluczowe: woda gruntowa, łąka pobagienna, jony amonowe, jony azotanowe, ogólny węgiel organiczny OWO

Key words: ground water, post-bog meadow, ammonium ions, nitrate ions, total organic carbon TOC

Wprowadzenie

Ilość, dostępność i jakość wody na obiektach pobagiennych łąkowych mają podstawowe znaczenie dla funkcjonowania tych ekosystemów (Mioduszeński 2002). Uwilgotnienie profilu glebowego wpływa na zachodzące procesy chemiczne, w tym głównie na mineralizację substancji organicznej gleby (Gotkiewicz i Gotkiewicz 1991). Dostępność wody gruntowej wpływa na produkcję biomasy roślinnej i przebieg wegetacji (Gajda 1995, Kiryluk 2001). Liczne badania wskazują na oddziaływanie sposobów użytkowania siedlisk na kształtowanie się właściwości fizyczno-wodnych

(Szymanowski 1987) i chemicznych gleby oraz na jakość wód (Miler i in. 2001, Koc i in. 2002). Jakość wody, w tym stężenia mineralnych form azotu i stężenia rozpuszczonego węgla organicznego, wpływa na poziom eutrofizacji wód odpływających z siedlisk pobagiennych do cieków (Mirowski i in. 1990, Górniak i Zieliński 1999). Sposoby użytkowania łąk, w tym formy wypasu bydła, także kształtują jakość wód gruntowych (Wasilewski 2000, Kiryluk 2001, 2004, Kiryluk i Wiater 2002). Na jakość wód odpływających z obiektów pobagiennych wpływają głównie jony zawarte w wodach gruntowych, pochodzące z gleby torfowo-murszowej i dostające się do wód gruntowych w procesie ich wymywania, przesiakając wody opadowe. Z torfowisk niskich zmeliorowanych najwięcej przedostaje się do wód gruntowych mineralnych form azotu i rozpuszczonej materii organicznej w formie OWO, dlatego też stężenia

*Pracę wykonano w ramach tematu badawczego nr W/IIŚ/30/05.

tych składników wód w głównej mierze decydują o ich jakości (Rozporządzenie... 2004). Wzrost składników biogenych w wodach różnych ekosystemów rolniczych ma pośredni wpływ na jakość płytkich wód podziemnych i powierzchniowych. Dotychczas w Polsce nie jest prowadzony monitoring wód na obszarach rolniczych, dlatego też badania wód w ekosystemach pobagiennych mają wskazywać potencjalne zagrożenia płynące z tych ekosystemów.

Celem badań było określenie stężeń jonów amonowych, jonów azotanowych i ogólnego węgla organicznego oraz określenie wpływu sposobów użytkowania łąk pobagiennych na wielkości stężeń tych składników w wodach gruntowych. Szerszym kontekstem badań była ocena i analiza okresowych zmian czystości wód rzeki Supraśl, do której odpływają wody z badanego obiektu.

Material i metody

Badania wykonywano na zmeliorowanym pobagiennym obiekcie melioracyjnym Michałowo-Pieńki w województwie podlaskim. Punkty badawcze zlokalizowano w odległości do 500 m od koryta rzeki Supraśl, stanowiącej odpływ wód z tego obiektu. Teren badań i lokalizację piezometrów przedstawiono na rysunku 1.

Badania prowadzono w dziesięciu punktach badawczych, usytuowanych na różnie użytkowanych łąkach pobagiennych.

Użytkowanie intensywne polegało na stosowaniu corocznie nawożenia mineralnego azotowo-potasowego w wysokości 60–75 kg NK/ha i dwukrotnym

wykasaniu łąki lub jednokrotnym koszeniu i wypasie po pierwszym pokosie.

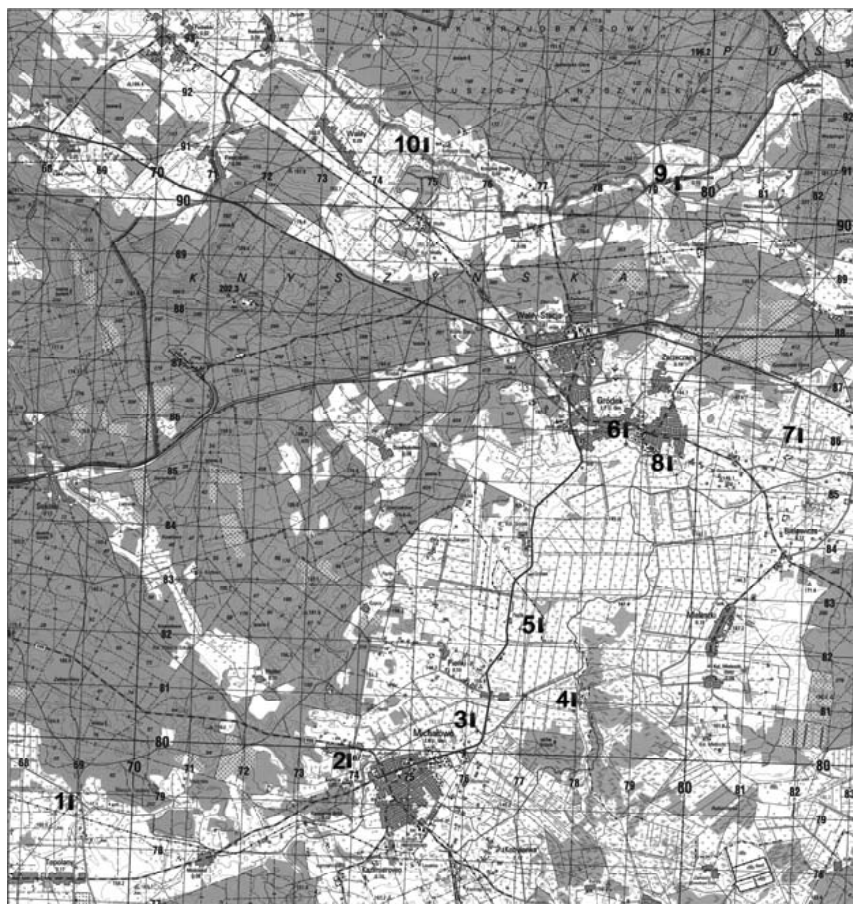
Na łąkach ekstensywnych nie stosowano nawożenia mineralnego, nie wykaszano roślinności, a bezplanowy wypas był przeprowadzany sporadycznie. W siedliskach ekstensywnych gleba torfowo-murszowa zawierała głównie składniki pokarmowe, uwalniające się z mineralizującego się torfu (Gotkiewicz i Gotkiewicz 1991).

W punktach badawczych zainstalowano piezometry do pomiaru poziomów wód gruntowych i do pobierania próbek wody. Pięć piezometrów o numeracji 1–5 umieszczono na łąkach intensywnych, a pięć piezometrów o numeracji 6–10 umieszczono na łąkach ekstensywnych. Odczyty poziomów wód gruntowych i pobór próbek wód do analiz odbywały się raz w miesiącu w okresie od maja do października 2006 roku.

Stężenia jonów amonowych i azotanowych w wodach oznaczano metodą przepływową za pomocą aparatu Fiastar 5000, a stężenia ogólnego węgla organicznego OWO za pomocą analizatora TOC 1200, firmy ThermoEuroglas.

Wyniki badań

Na stan uwilgotnienia gleby na badanym obszarze decydujący wpływ miały opady atmosferyczne, ponieważ system odwadniająco-nawadniający nie jest w pełni sprawny ze względu na jego dekapitalizację i brak zorganizowanej obsługi konserwacji i nawodnień. Wielkości opadów latach 2003–2005, zamieszczone w tabeli 1, wskazują, że w okresach wegetacyjnych występują w poszczególnych latach duże wahania wielkości opadów. Duże



lokalizacja piezometrów 1–10 / localization of the piezometers 1–10

RYSUNEK 1. Lokalizacja obiektu i punktów badawczych

FIGURE 1. The localization of the object and research points

TABELA 1. Opady atmosferyczne na badanym obiekcie w latach 2003–2005

TABLE 1. The precipitations on the investigated object in 2003–2005

Lata Years	Miesiące / Months												Suma roczna Sum of annual
	I	II	II	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
2003	53	22	39	25	30	82	107	46	79	25	14	64	586
2004	55	22	60	84	68	42	5	49	52	86	33	65	621
2005	30	55	48	57	57	99	42	50	109	20	27	18	612
Średnia Mean	46	33	49	55	52	74	51	48	80	44	25	49	606

różnice w opadach występują w miesiącach czerwiec i lipiec.

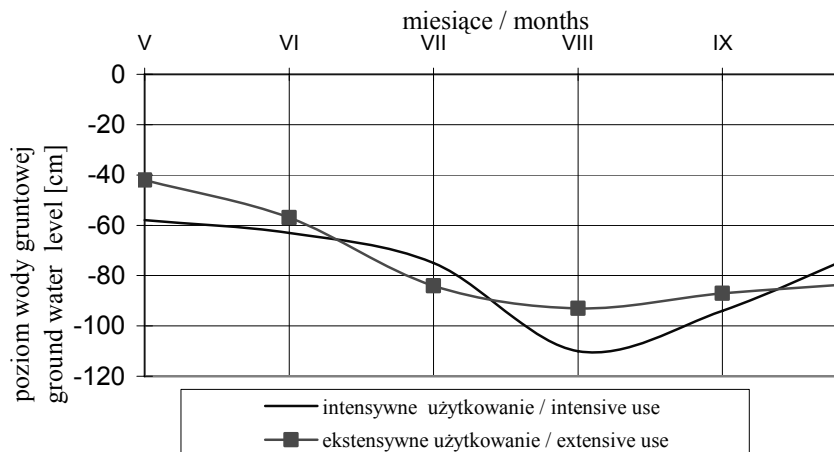
Poziomy wód gruntowych, przy braku dobrze prowadzonych nawodnień podsiąkowych, kształtowane były także wielkością opadów atmosferycznych. Na rysunku 2 przedstawiono przebieg poziomów wód gruntowych na badanym obiekcie. Poziomy wody gruntowej wykazywały wahania od 40 do 110 cm. W zasadzie nie występują wyraźne różnice w przebiegu poziomów wód na łąkach intensywnie i ekstensywnie użytkowanych.

Na badanym zmeliorowanym torfowisku największe zagrożenie dla jakości wód gruntowych mogą stanowić mineralne formy azotu, uwalniające się z mineralizującej się masy torfowej i z innych źródeł (Gotkiewicz i Gotkiewicz 1991, Wasilewski 2000).

Stężenia jonów amonowych NH_4^+ w badanych wodach gruntowych (tab. 2) wynosiły od 0,15 do 5,60 $\text{mg NH}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, a średnie stężenie wynosiło 1,75 $\text{mg NH}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$. Wyższe stężenia jonów amonowych stwierdzono w wodach

gruntowych, pochodzących z ekosystemów łąkowych intensywnie użytkowanych. Na podwyższone stężenia jonów amonowych w wodach pochodzących z łąk wskazują także badania Milera i in. (2001), Koca i in. (2002). Wartość współczynnika korelacji wskazuje na występującą dodatnią zależność między sposobami użytkowania i stężeniami jonów amonowych w wodach.

Stężenia jonów azotanowych NO_3^- w badanych wodach gruntowych (tab. 3) wynosiło od 0,22 do 26,47 $\text{mg NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$. Średnie stężenie azotu azotanowego wynosiło 5,04 $\text{mg NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$. Wyższe stężenia jonów azotanowych stwierdzono w wodach pochodzących z łąk ekstensywnie użytkowanych. Należy przypuszczać, że wyższe stężenia tej formy azotu w wodach gruntowych na łąkach ekstensywnie użytkowanych powodowane jest mniejszą absorpcją azotanów przez ubogie florystycznie zbiorowiska roślinne (Kiryłuk 2002). Stwierdzono także słabą korelację sposobów użytkowania i wielkości stężeń jonów azotanowych w wodach gruntowych.



RYSUNEK 2. Poziomy wód gruntowych na badanym obiekcie w 2005 roku
FIGURE 2. The ground water levels on the investigated object in 2005

TABELA 2. Stężenia jonów amonowych NH_4 w wodach gruntowych [$\text{mg NH}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$]TABLE 2. The concentration ammonium ions NH_4 in ground water [$\text{mg NH}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$]

Sposób użytkowania Use method	Nr piezometru No piezometer	Miesiące badań The investigated months					
		V	VI	VII	VIII	IX	X
Intensywny Intensive	1	1,67	1,48	1,25	2,20	1,52	1,15
	2	2,78	2,52	5,19	2,78	3,75	1,98
	3	4,13	3,03	3,66	3,06	3,35	1,35
	4	1,21	1,09	0,75	1,94	1,13	0,50
	5	2,78	1,34	0,72	1,65	1,40	0,82
Średnia / Mean		2,51	2,03	2,31	2,33	2,23	1,16
Ekstensywny Extensive	6	0,98	0,55	0,44	0,80	0,77	0,93
	7	2,14	3,84	5,29	5,60	3,14	2,59
	8	1,78	1,53	2,00	0,54	1,62	0,64
	9	1,43	1,58	0,18	0,31	0,19	0,49
	10	0,96	0,73	0,76	0,15	0,43	0,49
Średnia / Mean		1,46	1,64	1,73	1,48	1,23	1,03
Odchylenie standardowe / Standard deviation						1,13	
Współczynnik korelacji / Correlation coefficient						+ 0,651	

TABELA 3. Stężenia jonów azotanowych NO_3 w wodach gruntowych [$\text{mg NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$]TABLE 3. The concentration nitrate ions NO_3 in ground water [$\text{mg NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$]

Sposób użytkowania Use method	Nr piezometru No piezometer	Miesiące badań The investigated months					
		V	VI	VII	VIII	IX	X
Intensywny Intensive	1	0,74	0,49	0,22	9,78	3,10	2,97
	2	0,56	0,84	0,22	4,56	3,36	5,14
	3	0,45	0,35	0,40	1,45	2,76	5,17
	4	0,71	0,44	1,73	7,30	8,15	10,49
	5	4,18	4,23	3,85	11,86	5,31	4,52
Średnia / Mean		1,55	0,53	1,26	8,37	4,98	5,66
Ekstensywny Extensive	6	7,23	6,68	10,85	20,28	10,67	4,52
	7	0,86	0,58	0,53	26,47	9,65	10,62
	8	0,76	0,66	0,58	20,67	14,21	8,15
	9	0,54	0,22	0,49	9,08	2,83	2,30
	10	0,62	0,49	0,22	9,78	3,10	2,97
Średnia / Mean		2,00	1,73	2,53	17,26	8,09	5,71
Odchylenie standardowe / Standard deviation						2,45	
Współczynnik korelacji / Correlation coefficient						+ 0,376	

W ekosystemach pobagiennych wody gruntowe zawierały znaczne ilości rozpuszczonej materii organicznej, która jest jednym ze znaczących czynników w eutrofizacji wód (tab. 4). Stężenia OWO w badanych wodach gruntowych wynosiły od 22,55 do 101,66 mg C·dm⁻³, a średnie stężenie wynosiło 60,27 mg

C·dm⁻³. Stężenia te należy uznać, w odniesieniu do Rozporządzenia z 2004 roku (tab. 5), jako wysokie i znacznie przekraczające normę wnoszącą 20 mg C·dm⁻³. Stwierdzono także niezbyt silną korelację między stężeniami OWO w wodach gruntowych i sposobami użytkowania łąk pobagiennych.

TABELA 4. Stężenia ogólnego węgla organicznego OWO w wodach gruntowych [mg C·dm⁻³]
TABLE 4. The concentration total organic carbon TOC in ground water [mg C·dm⁻³]

Sposób użytkowania Use method	Nr piezometru No piezometer	Miesiące badań The investigated months					
		V	VI	VII	VIII	IX	X
Intensywny Intensive	1	64,21	63,88	44,86	71,45	65,12	57,06
	2	54,62	86,56	33,81	55,3	67,37	67,84
	3	72,15	73,11	59,26	63,20	62,80	71,63
	4	67,14	101,66	65,44	45,15	89,81	67,50
	5	63,25	67,87	29,10	37,27	54,06	39,28
Średnia / Mean		62,47	78,61	46,49	51,29	69,09	60,66
Ekstensywny Extensive	6	82,24	77,61	88,66	59,88	91,28	63,90
	7	76,15	54,51	44,19	52,14	46,05	42,96
	8	63,13	71,33	75,70	33,82	62,73	87,49
	9	74,28	77,48	22,55	56,11	47,61	30,19
	10	67,20	57,89	33,90	35,23	45,73	36,29
Średnia / Mean		73,95	71,07	53,00	47,36	57,67	52,17
Odchylenie standardowe / Standard deviation						6,41	
Współczynnik korelacji / Correlation coefficient						+ 0,309	

TABELA 5. Wartości graniczne wskaźników jakości wód podziemnych (Rozporządzenie... 2004)
TABLE 5. The terminal value of quality indicator of underground waters

Wskaźnik Indicator		Wartości graniczne w klasach I–V Terminal value in I–V class				
		I	II	III	IV	V
Amoniak	mg NH ₄ /dm ⁻³	0,1	0,5	0,65	3	> 3
Azotany	mg NO ₃ /dm ⁻³	10	25	50	100	> 100
Ogólny węgiel organiczny OWO	mg C/dm ⁻³	2	10	10	20	> 20

Wysokie stężenia OWO w wodach mogą być przyczyną pogorszenia jakości wód stosowanych do zaopatrzenia wodociągów, natomiast w ekosystemach rolniczych nie stanowią zbyt wielkiego problemu i są mniejszym zagrożeniem niż związki azotu. Badania Górniaka i Zielińskiego (1999) wskazują na wzrost stężeń różnych form materii organicznej w wodach odpływających z ekosystemów rolniczych i leśnych.

Wnioski

1. Sposób użytkowania wpływał na wielkości stężeń jonów amonowych NH_4^+ i jonów azotanowych NO_3^- . W wodach gruntowych z łąk ekstensywnych stwierdzono wyższe stężenia jonów azotanowych i niższe stężenia jonów amonowych. Zróżnicowanie stężeń tych form azotu mogło być powodowane, oprócz sposobów użytkowania, także różnym stopniem zaawansowania murszenia torfu.
2. Wielkości stężeń jonów amonowych [$1,75 \text{ mg NH}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$] i jonów azotanowych w wodach gruntowych [$5,04 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$] nie przekraczały dopuszczalnych norm jakości płytkich wód podziemnych. Sporadyczne zwiększenia stężeń jonów amonowych mogło być powodowane wypasem bydła.
3. Stężenie ogólnego węgla organicznego (OWO) wynosiło średnio $60,27 \text{ mg C} \cdot \text{dm}^{-3}$ i przekraczało normy dla wód klas I–V (Rozporządzenie... 2004).

Literatura

- GAJDA J. 1995: Kształtowanie się poziomu wód gruntowych w okresie nawadniania na łąkach torfowiska Krowie Bagno. *Mat. Seminar. IMUZ* 34: 281–286.
- GOTKIEWICZ J., GOTKIEWICZ M. 1991: Gospodarowanie azotem na glebach torfowych. *Bibl. Wiad. IMUZ* 77: 59–76.
- GÓRNIAK A., ZIELIŃSKI P. 1999: Rozpuszczona materia organiczna w wodach rzek północno-wschodniej Polski [w:] Ochrona zasobów i jakości wód powierzchniowych i podziemnych. *Mat. X Międzynar. Konf.*, Augustów: 127–131.
- KIRYLUK A. 2001: Zmiany poziomu wód gruntowych i właściwości fizycznych gleb pobagiennych w aspekcie produkcji biomasy i ochrony ekosystemu łąkowego. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 476: 265–274.
- KIRYLUK A. 2002: Wody gruntowe na zmeliorowanym torfowisku niskim i ich wpływ na biocenozę łąkową. *Rocz. AR Pozn. CCCX, Melior. Inż. Środ.* 20, cz. I: 245–255.
- KIRYLUK A. 2004: Wpływ nawożenia mineralnego i roślinności na jakość wód gruntowych w siedlisku łąk pobagiennych. *Annales UMCS, Sec. E*, 59, 2: 761–767.
- KIRYLUK A., WIATER J. 2002: Monitoring wód gruntowych i powierzchniowych na zmeliorowanym i różnie użytkowanym obiekcie łąkarskim. *Rocz. AR Poznań CCCXLII, Melior. Inż. Środ.* 23: 193–199.
- KOC J., SZYMCZYK S., WOJNOWSKA T., SZYPEREK U., SKWIERAWSKI A., IGNACZAK S. 2002: Wpływ różnych sposobów konserwacji gleby na jakość wód gruntowych. Cz. II. Koncentracja azotu fosforu i potasu. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 484: 265–274.
- MILER A.T., LIBERACKI D., PLEWIŃSKI D. 2001: Jakość wód gruntowych w różnych siedliskach położonych wzdłuż transektów odpływu wody. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 477: 93–100.
- MIODUSZEWSKI W. 2002: Gospodarowanie wodą w łęgowej dolinie Górnej Narwi. *Wydaw. IMUZ, Falenty*.

- MIROWSKI Z., NIKLEWSKA A., WÓJCIAK H. 1990: Wpływ sposobu użytkowania na profilowe rozmieszczenie azotu we frakcjach humusowych zmeliorowanych gleb torfowo-murszowych. *Wiad. IMUZ* XVII, 3: 147–156.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 roku w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód. DzU nr 32, poz. 284.
- SZYMANOWSKI M. 1987: Wpływ sposobu użytkowania gleby torfowo-murszowej na niektóre jej właściwości fizyczno-wodne. *Bibl. Wiad. IMUZ* 68: 59–76.
- WASILEWSKI Z. 2000: Wpływ użytkowania pastwiskowego i kośnego na plony, ich jakość oraz zagrożenie dla wód gruntowych. *Wiad. IMUZ* XX, 4: 13–22.
- defined concentration of ammonium ions NH_4 and nitrate ions NO_3^- . Ground waters contained higher concentration of ammonium ions to $1,75 \text{ mg NH}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$ and lower concentration nitrate ions $5,04 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$. The concentration of total organic carbon TOC was enough high and amounts to $60,27 \text{ mg C} \cdot \text{dm}^{-3}$. On the concentrations of these components in ground water have influenced mineralization of peat mainly and used methods of meadow in smaller degree.

Author's address:

Aleksander Kiryluk
Politechnika Białostocka
Katedra Badań Technologicznych
Instytut Inżynierii i Ochrony Środowiska
ul. Wiejska 45a, 15-351 Białystok
Poland

Summary

The paper presents the results of research of qualities of ground waters from post-bog ecosystems. The researches executed on low peat land in valley Supraśl. It

Mirosław WIATKOWSKI

Katedra Ochrony Powierzchni Ziemi, Uniwersytet Opolski
Department of Land Protection, Opole University

Charakterystyka warunków hydrochemicznych w przekroju planowanego Zbiornika Kluczborskiego

The characteristic of hydrochemical conditions in Kluczbork reservoir cross-section

Słowa kluczowe: zbiornik retencyjny, jakość wód, ochrona wód, zlewnia rzeczna

Key words: retention reservoir, water quality, water protection, river catchment area

Wprowadzenie

Małe zbiorniki wodne, do których należy zbiornik Kluczbork, stanowią podstawowy element tzw. małej retencji, poprawiają bilans wodny i mogą być wykorzystywane do różnych celów (Mioduszewski 1997). Często możliwość wykorzystania retencjonowanej w nich wody zależy od jej jakości.

Wody wielu zbiorników zaporowych, zlokalizowanych w południowo-zachodniej Polsce, są zanieczyszczone (Czamara i Wiatkowski 2002). Bardzo ważnym problemem jest zanieczyszczenie zbiorników jeszcze w miarę czystych, a także budowanych i planowanych (Żbikowski i Żelazo 1993). Często zarówno wykorzystaniu zbiornika, jak i jego istnieniu mogą zagrozić zanieczyszczenia dopły-

wające do niego głównie z wodą i rumowiskiem (Łoś i Żbikowski 1990). Jak podają w swojej pracy Puchalski i inni (1995), wpływają one na jakość wody w zbiornikach w sposób bezpośredni (wysokie ponadnormatywne koncentracje) lub pośredni – przez inicjowanie lub przyspieszanie procesów pogarszających jakość wody i funkcjonowanie ekosystemu zbiornika. Jakość wody zasilającej zbiorniki wodne, wynikająca przede wszystkim ze sposobu gospodarowania wodą i ściekami w zlewni, ma bardzo duże znaczenie dla jakości wody zbiornika (Czamara i Wiatkowski 2004). Czynnikiem istotnie wpływającymi na jakość wody w zbiorniku są związki fosforu i azotu, zwłaszcza ich nieorganiczne, rozpuszczalne formy. Efektem wzbogacenia wód powierzchniowych w składniki pokarmowe jest zbyt obfity rozwój zbiorowisk roślinnych, głównie planktonu. Uwidacznia się to w lecie w formie „zakwitów wodnych” pokrywających cienką warstwą powierzchnię małych zbiorników wodnych, „płatów

kożuchów” spotykanych zwłaszcza wzdłuż brzegów jezior albo „gęstej zielonej zawiesiny”, tworzącej się w zbiornikach retencyjnych i wolno płynących rzekach (Ilnicki 2002).

Proces eutrofizacji wód znajduje się od dawna w centrum zainteresowania specjalistów związanych z ochroną wód przed zanieczyszczeniem i gospodarką wodną. Jest on dużym utrudnieniem w racjonalnym gospodarowaniu wodą (Czamara i Wiatkowski 2002). Zagadnienie eutrofizacji należy więc rozpatrywać już w pracach studialnych i na etapie projektowania zbiorników wodnych, tak aby po utworzeniu zbiornika w jego czaszy nie intensyfikowały się niekorzystne procesy biochemiczne powodujące eutrofizację (Podstawy melioracji... 1987). Od wielu lat poszukuje się metod, które mają na celu przeciwdziałanie eutrofizacji. Jedną z nich jest zastosowanie zbiornika wstępnego.

Celem pracy jest charakterystyka warunków hydrochemicznych występujących w przekroju projektowanego zbiornika Kluczbork na rzece Stobrawie oraz wstępna ocena jakości wody w zbiorniku. W pracy przedstawiono również propozycje zabiegów, które mogą przyczynić się do poprawy jakości wody zasilającej projektowany zbiornik, tak aby w przyszłości retencjonowana w nim woda nie była złej jakości.

Zbiornik Kluczbork jest pierwszy w kolejności do realizacji w ramach Programu Budowy Zbiorników Małej Retencji w Województwie Opolskim. Podstawową funkcją zbiornika jest zarówno ochrona przed powodzią terenów położonych poniżej zbiornika, jak i wyrównywanie przepływów rzeki Stobrawy. Oprócz tej funkcji zbiornik będzie pełnił

funkcję rolniczą i rekreacyjną, dlatego też ważnym zagadnieniem jest jakość jego wody.

Charakterystyka projektowanego Zbiornika Kluczborskiego

Zbiornik Kluczbork będzie zlokalizowany w 61 + 500 km rzeki Stobrawy, która jest prawostronnym dopływem Odry. Administracyjnie położony będzie na terenie gminy Kluczbork i Lasowice Wielkie. Źródła Stobrawy znajdują się na wysokości około 260 m n.p.m. w obrębie Progu Woźnickiego. Najwyższe wzniesienie zlewni wynosi 275 m n.p.m., a najniższe 182 m n.p.m.

Teren, na którym ma powstać zbiornik, jest płaski z pokrywającymi go łąkami, zaroślami, drzewami i nieużytkami. Po prawej i po lewej stronie w czaszy znajdują się dawne wyrobiska żwirowe – obecnie wypełnione wodą. Zapora ziemna zbiornika zlokalizowana będzie około 1000 m na wschód powyżej miasta Kluczbork (rys. 1).

Podstawowymi elementami zbiornika Kluczbork są: zapora czołowa, budowla upustowo-przelewowa, mała elektrownia wodna. Dla poprawy jakości wody zasilającej zbiornik Kluczbork planuje się ponadto wykonać osadnik wstępny. Powierzchnia zbiornika przy NPP wyniesie 56,3 ha, a przy MPP – 57,7 ha. Rzędna piętrzenia przy NPP – 186,00 m n.p.m., a przy MPP – 187,00 m n.p.m. Pojemność zbiornika przy normalnym poziomie piętrzenia wyniesie 1,1 mln m³, a przy maksymalnym poziomie piętrzenia – 1,683 mln m³. Średnia głębokość przy NPP to 2 m, a przy MPP – 3 m. Długość zbiornika ma wynieść



RYSUNEK 1. Projektowany zbiornik retencyjny Kluczbork na rzece Stobrawie (1), stara żwirownia (2) i nowa żwirownia (3)

FIGURE 1. The designed Kluczbork storage reservoir at the Stobrawa River (1), the old gravel pit (2) and the new gravel pit (3)

około 1200 m, a szerokość – około 600 m (Raport... 2005).

Jedyny wodowskaz na Stobrawie znajduje się w miejscowości Wapienniki w km 8,8 (powierzchnia zlewni w tym miejscu wynosi 1403 km²). Powierzchnia zlewni w przekroju zapory wynosi 126 km². Przepływy charakterystyczne w tym przekroju wynoszą: SSQ = 0,574 m³/s, SNQ = 0,08 m³/s i przepływ nie-naruszalny Q₀ = 0,04 m³/s. Średni opad roczny dla Kluczborka wynosi 685 mm, a średnia temperatura powietrza około 8°C (Studium... 2004).

Metodyka pracy

Ocenę jakości wody rzeki Stobrawy w przekroju planowanego zbiornika wykonano na podstawie badań hydrochemicznych przeprowadzonych na stano-

wisku pomiarowym założonym w km 63 biegu rzeki (rys. 1).

Badania zrealizowano w okresie od maja 2004 roku do kwietnia 2005 roku. Próbkę wody do badań pobrano w terminach: 11.05, 22.06, 27.07, 28.08, 27.09, 31.10.2004 roku i 25.01, 11.03, 26.03, 01.04, 08.04, 10.04, 17.04, 23.04.2005 roku. Wodę pobierano w nurcie rzeki, z podpowierzchniowej warstwy wody. Ocenę jakości wody wykonano, analizując takie wskaźniki, jak: NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, PO₄³⁻, P_{og}, BZT₅, temperaturę wody, odczyn wody i przewodność elektrolityczną. Badania laboratoryjne prowadzono według obowiązujących norm. Oprócz badań jakości wód, wykonywano pomiary hydrometryczne.

Wyniki badań, dotyczące wskaźników fizyczno-chemicznych, poddano analizie statystycznej. Dla uzyskanych wyników obliczono miary położenia oraz dyspersji. Jako miarę położenia

przyjęto średnią arytmetyczną i medianę, które charakteryzują przeciętny poziom wartości cech. Jako miarę dyspersji (rozproszenia) przyjęto rozstęp (różnicę między obserwacją największą i najmniejszą) i odchylenie standardowe od średniej (Kala 2002), które pozwoliły na przedstawienie różnic w zaobserwowanych wartościach wskaźników fizyczno-chemicznych wody rzeki Stobrawy.

Wartości analizowanych wskaźników zanieczyszczeń porównano z klasami jakości wód powierzchniowych według Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 roku w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód. Rozporządzenie to obowiązywało do 31 grudnia 2004 roku, jednak ze względu na brak innego jest ono stosowane nadal. Podane w nim zasady klasyfikacji ogólnej wód są oparte na założeniach tzw. Ramowej Dyrektywy Wodnej – 2000/60/EC, której celem jest ustalenie zasad zachowania i poprawy stanu środowiska wodnego w państwach UE (Woyciechowska i Dojlido 2004).

Wyniki

Badania zawartości wybranych wskaźników fizyczno-chemicznych w wodzie rzeki Stobrawy były prowadzone w przekroju planowanego zbiornika w okresie od maja 2004 roku do kwietnia 2005 roku. W tabeli 1 przedstawiono ich charakterystykę.

Z tabeli 1 wynika, że uśrednione wartości poszczególnych wskaźników

fizyczno-chemicznych wód rzeki Stobrawy wynosiły: azotany – $22,63 \text{ mg NO}_3^-/\text{dm}^3$, azotyny $0,25 \text{ mg NO}_2^-/\text{dm}^3$, amoniak – $0,39 \text{ mg NH}_4^+/\text{dm}^3$, fosforany – $0,56 \text{ mg PO}_4^{3-}/\text{dm}^3$, fosfor ogólny – $0,22 \text{ mg P}/\text{dm}^3$, BZT₅ – $2,83 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, temperatura wody – $8,91^\circ\text{C}$, przewodność elektrolityczna – $372,36 \mu\text{S}/\text{cm}$.

Mniejsza dyspersja wyników szczególnie widoczna była dla azotanów, amoniaku, fosforu ogólnego, temperatury, odczynu i przewodności elektrolitycznej. W każdym z tych przypadków wartości rozstępu i odchylenia standardowego były mniejsze od wartości uśrednionych, co wskazuje na mniejszy rozrzut wyników. Wyjątek stanowią azotany i BZT₅, gdyż mniejszej dyspersji odpowiadała większa średnia, co wskazuje na duży rozrzut wyników.

Na rysunku 2 i 3 przedstawiono stężenia głównych biogenów – azotanów i fosforanów. Stężenia azotanów w okresie badań wykazywały dużą zmienność (rys. 2). Największe ilości tego wskaźnika zaobserwowano w okresie zimy i wiosny (26 marzec – $41 \text{ mg NO}_3^-/\text{dm}^3$). Występujące na wiosnę większe ilości tego biogenu pochodziły zapewne ze spływów obszarowych. Najniższe stężenia azotanów zanotowano w okresie letnim. Wówczas zawartość tego pierwiastka była normowana wegetacją roślin. Ilości azotanów tylko w jednej próbce (27.07.2004 r.) odpowiadały zakresowi klasy II jakości wód powierzchniowych. Cztery wyniki stężeń azotanów z okresu wiosennego (11.03, 26.03, 01.04. i 17.04) zaklasyfikowały wody Stobrawy do IV klasy. Pozostałe wyniki zawierały się w III klasie jakości wód powierzchniowych (Rozporządzenie... 2004).

TABELA 1. Charakterystyka jakości wody rzeki Stobrawy w przekroju planowanego zbiornika (63 km biegu rzeki)

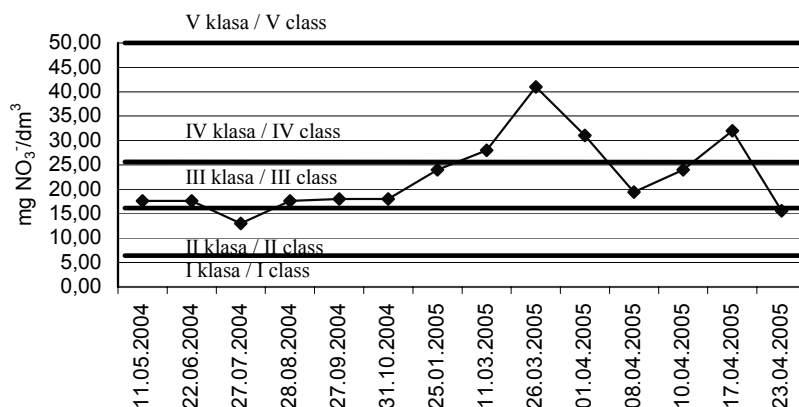
TABLE 1. The water quality characteristics of the Stobrawa River in the cross-section of the planned reservoir (63 km of the course of the river)

Wskaźnik zanieczyszczeń Pollution indicators	Wartość / Value				Rozstęp Range	Odchylenie standardowe Standard deviation
	min. min.	maks. max.	średnia average	mediana median		
Azotany Nitrates [mg NO ₃ ⁻ /dm ³]	13,00	41,00	22,63	18,70	28,00	7,84
Azotyny Nitrites [mg NO ₂ ⁻ /dm ³]	0,13	0,33	0,25	0,28	0,20	0,09
Amoniak Ammonia [mg NH ₄ ⁺ /dm ³]	0,03	1,20	0,39	0,13	1,174	0,41
Fosforany Phosphates [mg PO ₄ ³⁻ /dm ³]	0,29	0,90	0,56	0,54	0,61	0,19
P _{og} Total phosphorus [mg P/dm ³]	0,18	0,29	0,22	0,19	0,11	0,05
BZT5 5-Day Biochemical Oxygen Demand [mg O ₂ /dm ³]	1,00	5,00	2,83	2,50	4,00	2,04
Temperatura wody Water temperature [°C]	3,60	15,00	8,91	9,05	11,40	3,89
Odczyn Reaction [pH]	5,33	8,42	–	7,50	3,09	–
Przewodność elektrolityczna Electrolytic conductivity [μS/cm]	236,00	430,00	372,36	390,00	194,00	57,34

W przypadku fosforanów (rys. 3) najniższe stężenia tego pierwiastka wystąpiły we wrześniu – 0,29 mg PO₄³⁻/dm³. Wówczas ilość tego wskaźnika odpowiadała zakresowi II klasy jakości wód powierzchniowych. Najwyższe stężenia tego wskaźnika (0,90 mg PO₄³⁻/dm³) zanotowano w lipcu 2004 roku i 17 kwietnia 2005 roku. Mogło to być wynikiem

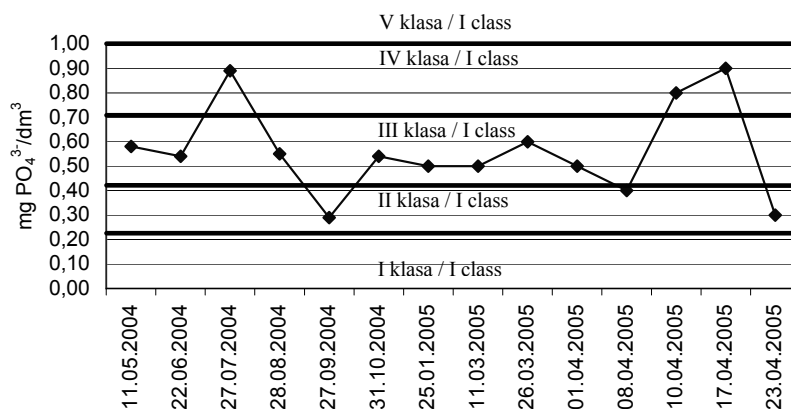
wymywania tego pierwiastka z pól po obfitych opadach atmosferycznych. Stężenia z tego okresu zaklasyfikowały wody Stobrawy do IV klasy jakości wód powierzchniowych (Rozporządzenie... 2004).

W przypadku pozostałych wskaźników jakości wód powierzchniowych można stwierdzić, że:



RYSUNEK 2. Zmiany zawartości azotanów w wodzie rzeki Stobrawy w przekroju planowanego zbiornika Kluczbork w okresie V 2004 r. – IV 2005 r.

FIGURE 2. Changes of nitrates content in water of the Stobrawa River in the cross-section of the planned Kluczbork reservoir in the period from May 2004 to April 2005



RYSUNEK 3. Zmiany zawartości fosforanów w wodzie rzeki Stobrawy w przekroju planowanego zbiornika Kluczbork w okresie V 2004 r. – IV 2005 r.

FIGURE 3. Changes of phosphates content in water of the Stobrawa River in the cross-section of the planned Kluczbork reservoir in the period from May 2004 to April 2005

- wszystkie wartości azotanów mieszczą się w klasie III jakości wód powierzchniowych,
- najmniej korzystna wartość stężenia amoniaku wyniosła 1,20 mg NH₄⁺/dm³ i zaliczyła wody Stobrawy do III klasy jakości wody,
- stężenia fosforu ogólnego zakwalifikowały wodę Stobrawy do II klasy jakości wód,
- ilości BZT₅ mieściły się w klasach I i II.
- wszystkie wartości temperatury wody, odczynu wody i przewodności elektrolitycznej mieściły się w I kla-

się jakości wód powierzchniowych (tab. 1).

Z powyższej analizy danych wynika, że Zbiornik Kluczbork będzie znajdować się pod wpływem niesionych rzeką Stobrawą dużych zanieczyszczeń biogenych. Znany jest pogląd, że w zbiornikach małych wody silnie zanieczyszczone pogarszają swoją jakość (Żbikowski i Żelazo 1993).

Wstępna ocena jakości wody Zbiornika Kluczbork i propozycja ochrony jego wód

Ważnym czynnikiem przy prognozowaniu jakości wody w zbiornikach jest jego zewnętrzne obciążenie, które wyraża się zawartością rocznego ładunku fosforu i azotu przypadających na 1 m² jego powierzchni.

Na podstawie badań nad eutrofizacją wód można w przybliżeniu określić, jaki ładunek substancji eutrofizujących jest dla zbiornika dopuszczalny, a jaki niebezpieczny. Pojęcie ładunków dopuszczalnego i niebezpiecznego wprowadził Vollenweider, który w 1968 roku opracował modele pozwalające określić wielkość tych ładunków (Bajkiewicz-Grabowska 2002). Kryterium Vollenweidera dla zbiorników przepływowych przedstawia zależność dopuszczalnych i niebezpiecznych ładunków fosforu od głębokości średniej zbiornika i intensywności wymiany wody w zbiorniku (Pütz i Benndorf 1981, Podstawy melioracji... 1987). Jak podaje Kajak (2001), dla głębokości średniej zbiornika, mniejszej od 5 m, ładunki dopuszczalne i niebezpieczne wynoszą odpowiednio: dla fosforu – 0,07 g P/(m²·rok) i 0,13 g

P/(m²·rok), dla azotu 1,0 g N/(m²·rok) i 2,0 g N/(m²·rok).

W celu sprawdzenia, w jakim stopniu Zbiornik Kluczbork będzie zagrożony eutrofizacją, wykonano obliczenia. Biorąc pod uwagę, że stężenie fosforu ogólnego w przekroju przyszłego zbiornika wynosi 0,22 mg P/l, na podstawie kryterium Vollenweidera stwierdzono, że ładunek fosforu kwalifikuje projektowany Zbiornik Kluczbork do zbiorników eutroficznych. Ilość fosforu przypadająca na 1 m² zbiornika wynosi 7 g P/(m²·rok). Także ładunek azotu z punktu widzenia jakości wody w przyszłym zbiorniku jest niekorzystny. Przy takich ładunkach biogenów i parametrach zbiornika będzie występowała eutrofizacja.

Jak przedstawiono w Raporcie... (2005) „...w zbiorniku nastąpi znaczne pogorszenie jakości wody. Nastąpi spadek zawartości tlenu rozpuszczonego w wodzie, zwiększy się temperatura wody, a także odczyn wody”. Będzie to zapewne wynikiem zarówno zmniejszenia prędkości przepływającej wody, jak i zbyt małej głębokości zbiornika. W takiej sytuacji należy rozważyć wszelkie możliwości poprawy jakości wody Stobrawy.

Poprawę jakości wody w Stobrawie, a tym samym w projektowanym zbiorniku można osiągnąć poprzez ograniczenie zanieczyszczeń punktowych, rozproszonych i obszarowych w zlewni. Do głównych zadań należy zaliczyć uporządkowanie gospodarki wodno-ściekowej w zlewni (wykonanie kanalizacji i podłączenie jej do istniejących oczyszczalni). Kanalizacja terenów w dolnej części zbiornika została już rozpoczęta. Obecnie kanalizowane są wioski bezpośrednio przyległe do czaszy przyszłego zbiornika.

Drugim sposobem na poprawę jakości wód w przyszłym zbiorniku jest budowa osadnika wstępnego z filtrem makrofitowym. Za jego wykonaniem przemawiają: niski koszt i krótki okres jego wykonania. Osadnik wstępny lokalizuje się przeważnie na dopływie do zbiornika, w jego części cofkowej. Poprawa jakości wody w zbiorniku za pomocą osadnika związana jest przede wszystkim z tym, że w osadniku gromadzą się zanieczyszczenia dopływające rzeką. Zaletą osadników jest przeniesienie biochemicznych procesów powodujących eutrofizację ze zbiornika głównego do części wstępnej. W osadniku takim zachodzi szereg procesów, w których wyniku do zbiornika głównego dopływa mniejsza ilość substancji biogenych i zanieczyszczeń. Z literatury wynika, że prawidłowo wybudowany i eksploatowany osadnik wstępny może wydłużyć czas istnienia i prawidłowej eksploatacji zbiornika (Wiatkowski 2006). W związku z czym na istniejących zbiornikach (gdy pozwalają na to warunki lokalizacyjne) należy budować osadniki wstępne, a w projektach nowych zbiorników należy uwzględniać takie rozwiązania.

Wymiary osadnika wstępnego, podane przez inwestora (powierzchnia – około 2 ha, głębokość średnia – około 0,5 m), wydają się być za małe do ładunku biogenów dopływających wodami Stobrawy. Należałoby więc rozważyć wybudowanie osadnika wstępnego o większych parametrach. Jego wymiary trzeba dobrać w taki sposób, aby w całym okresie eksploatacji zbiornika mógł on działać prawidłowo. Na zbiorniku Kluczbork należy rozważyć także budowę kanału obiegowego, który zwłaszcza w okresie

powodzi przeprowadzi zanieczyszczoną wodę poza osadnik.

Prognozując jakość środowiska, należy dysponować wieloletnimi seriami pomiarowymi. Bardzo ważny jest monitoring elementów środowiska zarówno przed budową, w ciągu budowy, jak i w trakcie użytkowania zbiornika. Powinien on objąć bezpośrednie pomiary stanów i przepływów wody w Stobrawie, pomiary jakości wody dopływającej do zbiornika, źródeł potencjalnych zanieczyszczeń i skażeń wód zbiornika oraz wód do niego dopływających, zmiany poziomu i jakości wód gruntowych w otoczeniu zbiornika, ilości i jakości dopływającego rumowiska. Ponadto powinien być prowadzony monitoring meteorologiczny oraz biologiczny organizmów żyjących w wodzie.

Wnioski

1. Z punktu widzenia procesu eutrofizacji uwarunkowania hydrochemiczne, występujące w przekroju planowanego Zbiornika Kluczbork, są dla niego niekorzystne. Dopływająca do zbiornika woda rzeki Stobrawy charakteryzuje się znaczną zawartością biogenów: azotany – 22,63 mg $\text{NO}_3^-/\text{dm}^3$, fosforany – 0,56 mg $\text{PO}_4^{3-}/\text{dm}^3$.
2. Chcąc przeciwdziałać eutrofizacji wód, konieczne jest obniżenie stężenia biogenów w wodzie dopływającej do zbiornika. Jednym z podstawowych rozwiązań jest uporządkowanie gospodarki wodno-ściekowej w zlewni zbiornika. Musi ono poprzedzać budowę zbiornika. Drugim rozwiązaniem jest budowa osadnika

wstępnego wraz z filtrem makrofitowym, który będzie wpływał na poprawę jakości wody w zbiorniku i wydłuży czas jego istnienia.

3. Badania w zlewni projektowanego Zbiornika Kluczborskiego powinny być kontynuowane i prowadzone z większą częstotliwością. Wówczas przyczynią się do dokładniejszej prognozy jakości wody w projektowanym zbiorniku.

Literatura

- BAJKIEWICZ-GRABOWSKA E. 2002: Obieg materii w systemach rzeczno-jeziornych. Wydawnictwo UW, Warszawa.
- CZAMARA W., WIATKOWSKI M. 2002: Zastosowanie zbiornika wstępnego w Mściwojowie do ochrony retencjonowanej wody. *Rocz. AR Pozn. CCCXLII, Melior. Inż. Środ.* 23: 43–52.
- CZAMARA W., WIATKOWSKI M. 2004: D wpływ głównych substancji biogenych do zbiornika wodnego w Mściwojowie. *Zesz. Nauk. AR we Wrocławiu. Inż. Środ.* XIII, 502: 43–50.
- ILNICKI P. 2002: Przyczyny, źródła i przebieg eutrofizacji wód powierzchniowych. *Przegląd Komunalny* 2 (125): 35–49.
- KAJAK Z. 2001: Hydrobiologia – Limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- KALA R. 2002: Statystyka dla przyrodników. Wydawnictwo AR w Poznaniu, Poznań.
- ŁOŚ M.J., ŻBIKOWSKI A. 1990: Wybrane zagadnienia ochrony środowiska w rejonie zbiorników wodnych. *Gosp. Wod.* 8: 183–186.
- MIODUSZEWSKI W. 1997: Rola małych zbiorników wodnych w środowisku przyrodniczym. Wyd. IMUZ, Falenty.
- Podstawy melioracji rolnych, 1987 (red.) P. Prochal. PWRiL, Warszawa.
- PUCHALSKI W., BIS B., ZALEWSKI M. 1995: Procesy retencji nutrientów w ekotonach rzek zasilających zbiorniki zaporowe. Procesy biologiczne w ochronie i rekultywacji nizinnych zbiorników zaporowych (red.) M. Zalewski. *Bibl. Monit. Środ.*, Łódź: 155–176.
- PÜTZ K., BENNDORF J. 1981: Die zielgerichtete Wassergütebewirtschaftung von Talsperren und Speichern – Information zum Fachbereichsstandard TGL 27 885/03. *Acta Hydrochim. et Hydrobiol.* 9: 25–36.
- Raport oddziaływania na środowisko dla inwestycji „Zbiornik retencyjny – Kluczbork” na rzece Stobrawie w km 61+500. Maszynopis, kwiecień 2005.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 11 lutego 2004 r. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód. *DzU* nr 32, poz. 284.
- Studium „Budowa zbiornika retencyjnego Kluczbork na rzece Stobrawie na terenie gminy Kluczbork i Lasowice Wielkie”. Budopol P.B., Namysłów, wrzesień 2004.
- WIATKOWSKI M. 2006: Poprawa jakości wód w zbiornikach małej retencji za pomocą osadników wstępnych. Materiały z XIII Konferencji „Zapobieganie zanieczyszczeniu środowiska”. Wydaw. ATH w Bielsku-Białej (w druku).
- WOYCIECHOWSKA J., DOJLIDO J. 2004: Jakość wód powierzchniowych w świetle dyrektyw Unii Europejskiej i polskich rozporządzeń. *Gazeta Obserw. IMGW.* 3: 9–12.
- ŻBIKOWSKI A., ŻELAZO J. 1993: Ochrona środowiska w budownictwie wodnym. Materiały informacyjne. Ministerstwo Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa, Warszawa.

Summary

The characteristic of hydrochemical conditions in Kluczbork reservoir cross-section. The work concerns the designed “Kluczbork” water reservoir (in case of the maximum swelling level, the reservoir capacity will reach 1.683 million m³, whereas its area – 56.7 ha) located in the catchment area of the Stobrawa River (the right tributary of the Odra River) in Opole Voivodship.

The reservoir is to be the first in the succession among the structures executed within the scope of the Small Retention Reservoir Program in Opole Voivodship. The basic function of the reservoir is protection against floods. Apart from that, the reservoir will also serve for agriculture and recreation; therefore water quality of the reservoir is extremely vital.

Their objective was to determine the changes of physiochemical properties of water that flows in the cross-section of the designed reservoir. The assessment was made on the basis of the water quality tests of the Stobrawa River, analysing such indicators as: NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , P_{og} , BZT_5 , water temperature, water reaction and electrolytic conductivity. The tests were carried out from May 2004 to April 2005.

The tests demonstrated high water pollution of the Stobrawa River in the affluent to the reservoir; therefore, the water may deteriorate the water quality of the reservoir.

The work presents recommendations that may improve the quality of water that supplies the designed reservoir so that the water retained there in the future was not characterised by poor quality. One of the basic solutions is to rearrange the water and sewage management in the catchment area of the reservoir. These actions need to precede the process of reservoir construction. Another solution is to erect a primary settling tank that would improve water quality in the reservoir and extend its life.

Author's address:

Mirosław Wiatkowski
Uniwersytet Opolski
Katedra Ochrony Powierzchni Ziemi
ul. Oleska 22, 45-052 Opole
Poland

Janusz TURBIAK

Instytut Melioracji i Użytków Zielonych w Falentach, Wielkopolsko-Pomorski Ośrodek
Badawczy w Bydgoszczy
Institute for Land Reclamation and Grassland Farming, Regional Research Centre
in Bydgoszcz

Emisja CO₂ z gleb torfowo-murszowych położonych w zasięgu leja depresji wody gruntowej* **CO₂ emission from peat-muck soils occurring in the range of a ground water depression cone**

Słowa kluczowe: emisja CO₂, gleby torfowo-
-murszowe, lej depresji, respiracja

Key words: CO₂ emission, peat-muck soils,
depression cone, respiration

Wprowadzenie

Emitowany z gleby dwutlenek węgla powstaje głównie w procesie respiracji mikroorganizmów glebowych oraz korzeni roślin (Moore i Dalva 1997, Fang i Moncrieff 1999, Kuzyakov 2006). Aktywność respiracyjna mikroorganizmów i roślin jest zależna od ich cech genetycznych oraz czynników glebowych, takich jak: wilgotność, temperatura, natlenienie, zawartość i rodzaj substancji organicznej, zawartość mineralnych składników odżywczych, pH (Gliński i in. 1983, Chapman i Thurlow 1998, Chow i in. 2006). Szczególnie intensywny proces

respiracji zachodzi w glebach pobagiennych. W wyniku regulacji stosunków wodnych w tych glebach zwiększa się stopień ich natlenienia, co stwarza korzystne warunki dla rozwoju mikroorganizmów, które w procesie respiracji mineralizują znajdujące się w glebie związki organiczne (Aerts i Ludwig 1997). W warunkach klimatycznych Polski w glebach pobagiennych w ciągu roku ulega mineralizacji średnio 10 Mg·ha⁻¹ masy organicznej (Okrusko i Piaścik 1990), co wiąże się z wytwarzaniem około 20 Mg dwutlenku węgla. Szacuje się, że w Polsce z powierzchni torfowisk emitowane jest rocznie 14,5 mln Mg CO₂, co stanowi około 4% ogólnej emisji CO₂ w skali kraju (Czapla i Dembek 2000).

Szczególnie istotne jest określenie wielkości emisji CO₂ z gleb torfowo-

*Praca naukowa dofinansowana ze środków KBN w latach 2004–2007 jako projekt badawczy 2P06S 04027.

-murszowych całkowicie pozbawionych zasilania wodą gruntową. Przykładem takich gleb są gleby położone w rejonie Kopalni Węgla Brunatnego „Bełchatów”. Odwadnianie terenu wokół kopalni spowodowało powstanie leja depresji wody gruntowej, w którego zasięgu znajduje się około 600 ha gleb torfowo-murszowych.

Celem pracy było określenie wielkości emisji CO₂ z gleb torfowo-murszowych całkowicie pozbawionych zasilania wodą gruntową.

Obiekty i metody badań

Badania prowadzono w latach 2002–2005 na czterech obiektach położonych w rejonie Kopalni Węgla Brunatnego „Bełchatów”. Trzy z tych obiektów, tj. Rogowiec, Borowa i Kopy, były położone w zasięgu oddziaływania leja depresji wody gruntowej, natomiast jeden obiekt – Wiewiec, poza zasięgiem jego oddziaływania. Obiekty Rogowiec

i Borowa zastały odwodnione w latach 1978–1980, natomiast obiekt Kopy – na przełomie lat 2001/2002. Na obiekcie Wiewiec poziom wody gruntowej w okresie wegetacyjnym utrzymywał się na głębokości od 0,2 do 1,0 m, natomiast na obiektach położonych w zasięgu leja depresji na głębokości od kilkunastu do dwustu kilkudziesięciu metrów.

Na wszystkich obiektach występowały gleby torfowo-murszowe. Na obiekcie zasilanym wodą gruntową Wiewiec była to gleba MtlIbb, wytworzona z torfu szuwarowego, miąższości około 130 cm. Na obiekcie Kopy – gleba MtlIb1 wytworzona z torfu olesowego miąższości około 80 cm, natomiast na obiektach Rogowiec i Borowa były to gleby silnie zmurszałe MtlIIc1 i MtlIIb1 wytworzone z torfu turzycowiskowego i mechowiskowego, miąższości odpowiednio 50 i 80 cm. Podstawowe właściwości fizyczne gleb w warstwie 0–20 cm przedstawiono w tabeli 1. W trakcie prowadzenia badań tylko obiekt zasilany wodą gruntową był użytkowany łąkowo.

TABELA 1. Właściwości fizyczno-wodne gleb w warstwie 0–20 cm
TABLE 1. Soil physical and water properties in the 0–20 cm layer

Obiekt Site	Zawartość masy organicznej [% s.m.] Organic matter content		Gęstość objętościowa [Mg·m ⁻³] Bulk density		Objętość porów / Pore volume [%]			
	$\bar{x}$	SD	$\bar{x}$	SD	makropory macropores pF 0–2,0	mezopory mesopores		mikropory micropores pF > 4,2
						ERU pF 2,0–2,7	PRU pF 2,0–4,2	
Rogowiec	75,4	2,8	0,353	0,01	23,0	15,0	37,5	21,1
Borowa	66,1	9,4	0,401	0,05	22,1	11,9	35,1	24,9
Kopy	76,2	2,3	0,334	0,01	17,4	4,4	14,0	47,4
Wiewiec	68,4	5,4	0,364	0,01	8,8	11,3	44,9	32,1

Oznaczenia / Explanations:

$\bar{x}$ – wartość średnia, SD – odchylenie standardowe / $\bar{x}$ – mean value, SD – standard deviation.

ERU – efektywna retencja użyteczna / readily available water capacity.

PRU – potencjalna retencja użyteczna / totally available water capacity.

Na obiektach położonych w zasięgu leja depresji wody gruntowej nie prowadzono użytkowania rolniczego.

Emisję CO₂ oznaczano metodą komorową. Metoda ta polega na rejestracji przyrostu stężenia CO₂ w jednostce czasu w powietrzu szczelnej komory. Komora pleksiglasowa o wymiarach 40 × 40 cm i wysokości 35 cm była umieszczana na powierzchni gleby bezpośrednio po ścięciu roślin. Stężenie CO₂ w komorze oznaczano za pomocą miernika działającego na zasadzie pomiaru podczerwieni nierozproszonej (NDIR). Stężenie CO₂ w komorze rejestrowane było automatycznie w odstępach minutowych przez około 30 minut. Do oceny wielkości emisji CO₂ wykorzystywano zakres pomiarów stężenia CO₂, obejmujący przedział pierwszych 10 minut, w których przyrost stężenia CO₂ był liniowy. Pomiary emisji CO₂ prowadzono raz w miesiącu w okresie od kwietnia do października.

Na wszystkich obiektach, w trakcie prowadzenia pomiarów emisji CO₂, pobierano próby glebowe z warstwy 0–20 cm w celu oznaczenia zawartości suchej

masy i popielności. Zawartość suchej masy oznaczano metodą suszarkowo-wagową, natomiast popielność metodą żarzenia w temperaturze 550°C. Charakterystyki wodne gleby oznaczono według metody Zawadzkiego (1973), pobierając glebę do cylinderków o objętości 100 cm³, w czterech powtórzeniach z kolejnych warstw miąższości 10 cm.

Wysokość opadów, według Kaczorowskiej (1962), klasyfikowała okres wegetacyjny w 2002 roku jako przeciętny, w 2004 roku jako suchy, natomiast okresy wegetacyjne w latach 2003 i 2005 jako bardzo suche (tab. 2).

Wyniki badań

Na podstawie uzyskanych wyników badań dotyczących wielkości emisji CO₂ z powierzchni gleb torfowo-murszowych stwierdzono, że w okresie badań największą aktywnością respiracyjną charakteryzowała się gleba na obiekcie zasilanym wodą gruntową – Wiewiec. Średnia wartość emisji CO₂ na tym obiekcie wynosiła 851 mg m⁻²·h⁻¹. Na obiektach

TABELA 2. Sumy miesięczne i półroczne opadów atmosferycznych (w mm) na podstawie pomiarów na stacji meteorologicznej w Rogowcu

TABLE 2. Monthly and semi-annual precipitation sumus (in mm) based on measurements at the meteorological station at Rogowiec

Rok Year	Miesiąc Month							Suma w okresie Sum in the period	
	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	IV–IX	X–III
2002	10	82	60	55	121	47	53	375	
2003	34	50	28	80	47	32	82	271	153
2004	81	55	56	51	40	28	42	311	287
2005	30	71	25	64	46	14	2	250	273
Średnia* Mean	41	52	77	95	71	49	38	385	232

*Średnia z lat 1931–1960 według stacji meteorologicznej w Sulmierzycach.

Mean from 1931–1960 according to the meteorological station at Sulmierzyce.

zlokalizowanych w zasięgu leja depresji wody gruntowej Borowa, Rogowiec i Kopy średnia emisja CO₂ wynosiła odpowiednio 813, 661 i 594 mg m⁻²·h⁻¹ i była o 4,5, 22,3 i 30,2% mniejsza niż na obiekcie zasilanym wodą gruntową (tab. 3).

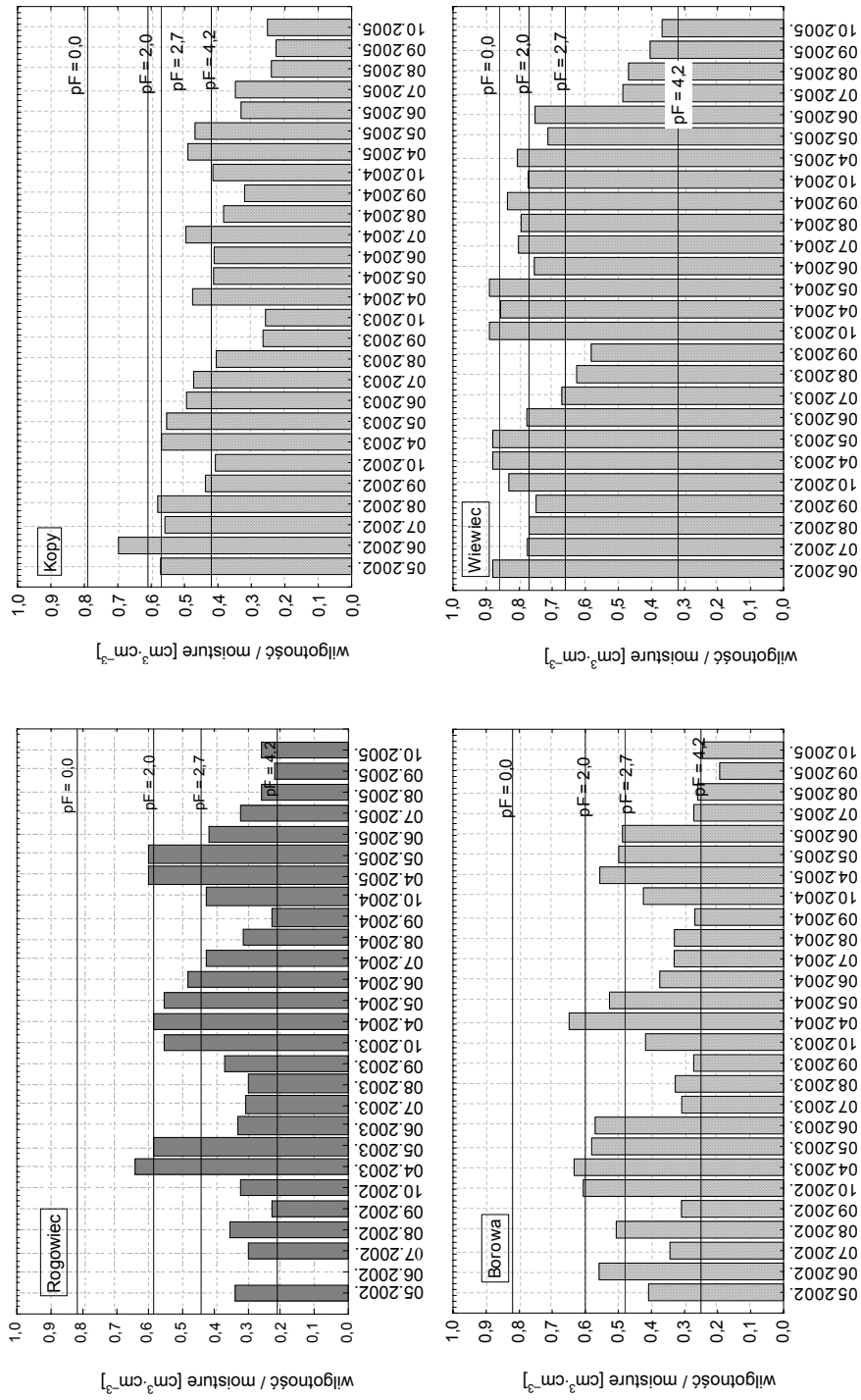
Analizując wpływ wielkości opadów w kolejnych latach na aktywność respiracyjną gleb, stwierdzono, że była ona największa w przeciętnym pod względem sumy opadów 2002 roku. Emisja CO₂ w tym roku wynosiła średnio 807 mg m⁻²·h⁻¹. Najmniejszą aktywność respiracyjną gleby stwierdzono w bardzo suchych latach 2003 i 2005, w których emisja CO₂ wynosiła odpowiednio 700 i 682 mg m⁻²·h⁻¹ (tab. 3).

W roku przeciętnym pod względem wysokości opadów (2002) emisja CO₂ z gleb torfowo-murszowych na obiektach pozbawionych zasilania gruntowego była większa niż na obiekcie zasilanym wodą gruntową. Natomiast w roku suchym (2004) i w latach bardzo suchych (2003 i 2005) emisja CO₂ na obiektach pozbawionych zasilania gruntowego była w większości przypadków wyraźnie mniejsza w porównaniu do wielkości emisji CO₂ na obiekcie zasilanym wodą gruntową (tab. 3).

Stwierdzone zmniejszanie się wielkości emisji CO₂ na obiektach położonych w zasięgu leja depresji wody gruntowej w latach suchych można wytłumaczyć występowaniem długotrwałych niedoborów wody w glebie. Analiza wyników uwilgotnienia gleby uzyskanych na poszczególnych obiektach wykazała, że tylko na obiekcie Wiewiec jej wilgotność w kolejnych okresach wegetacyjnych była ogólnie korzystna dla utrzymania się wysokiej aktywności respiracyjnej organizmów glebowych. Wilgotność gleby na tym obiekcie, z wyjątkiem okresu wczesnowiosennego, utrzymywała się w większości terminów oznaczeń na poziomie połowej pojemności wodnej (pF 2,0) – rysunek 1. W latach bardzo suchych 2003 i 2005 stwierdzono zmniejszanie się wilgotności gleby poniżej pF 2,7 (rys. 1). Zmniejszenie się wilgotności gleby do poziomu wody trudno dostępnej nie spowodowało jednak zmniejszenia emisji CO₂. Średnia emisja CO₂ była w tych latach większa niż w przeciętnym pod względem sumy opadów 2002 roku (tab. 3). Zwiększanie się wielkości emisji CO₂ w latach suchych związane było z obniżaniem się poziomu wody gruntowej, a w konsekwencji poprawą natlenienia

TABELA 3. Średnia emisja CO₂ z powierzchni gleby [mg m⁻²·h⁻¹]
TABLE. 3. Mean CO₂ emission from the soil surface [mg m⁻²·h⁻¹]

Rok Year	Obiekt / Site				Średnia Mean
	Rogowiec	Borowa	Kopy	Wiewiec	
2002	806	882	779	760	807
2003	636	651	653	862	700
2004	635	800	543	937	729
2005	565	920	399	844	682
Średnia / Mean	661	813	594	851	730



RYSUNEK 1. Wilgotność gleby w warstwie 0–20 cm
FIGURE 1. Soil moisture in 0–20 cm layer

gleby i zwiększaniem się aktywności respiracyjnej organizmów glebowych.

Na obiektach pozbawionych zasilania gruntowego wilgotność gleby w zakresie wody łatwo dostępnej dla roślin (pF 2,0–2,7) stwierdzano tylko wiosną oraz po zakończeniu okresu wegetacyjnego. W pozostałych terminach oznaczeń wilgotność gleby utrzymywała się w zakresie wody trudno dostępnej (pF 2,7–4,2) lub nawet na poziomie wody niedostępnej dla roślin (pF > 4,2) (rys. 1).

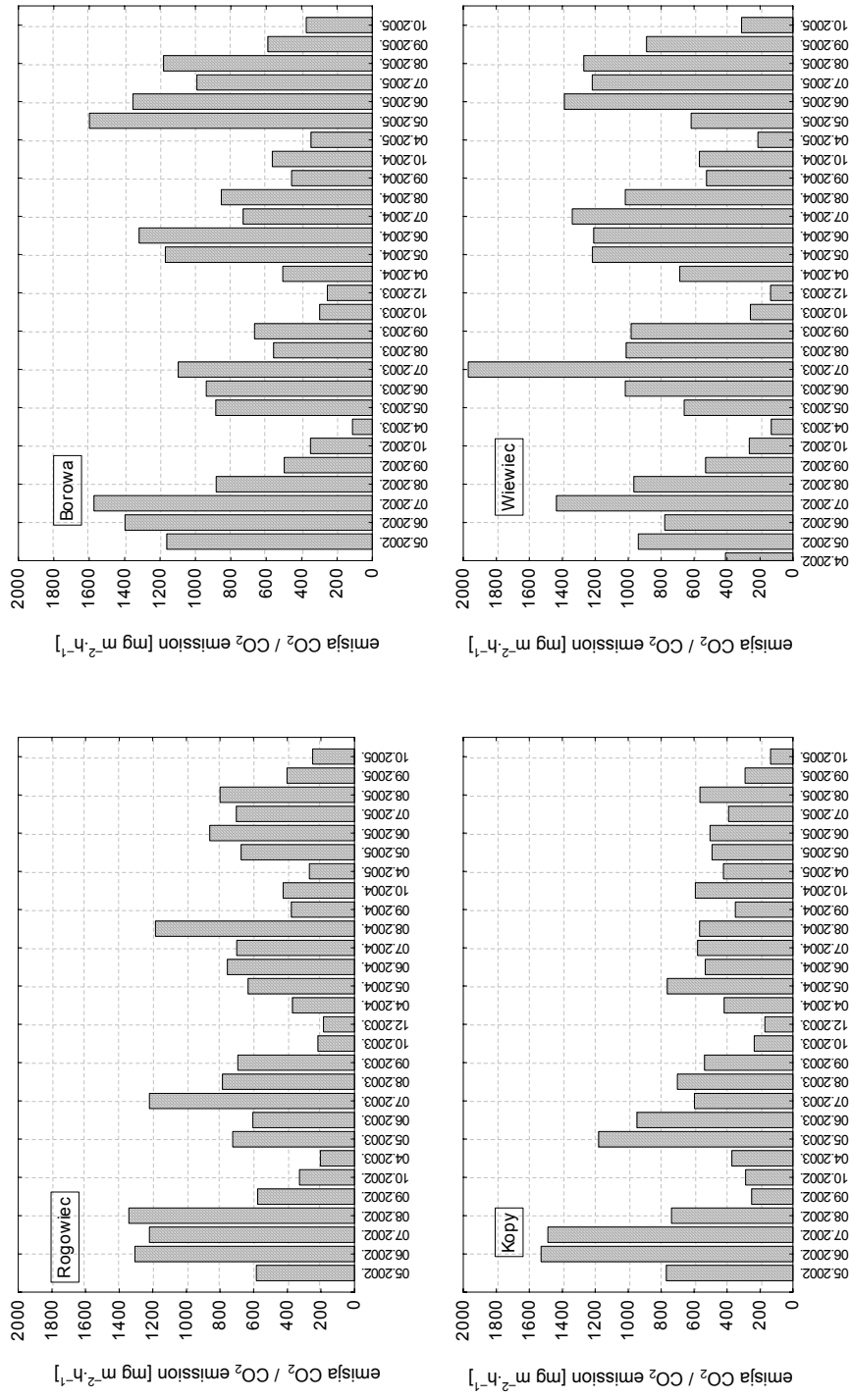
Przy wilgotności gleby zbliżonej do pF 4,2 (punkt trwałego wędnięcia) stwierdzano ograniczenie rozwoju, a na obiekcie Kopy nawet całkowite zasychanie roślinności łąkowej. Ograniczenie rozwoju roślin powodowało zmniejszanie się aktywności respiracyjnej korzeni, a tym samym wielkości emisji CO₂. W 2005 roku na obiekcie Kopy, na którym pomiary emisji prowadzono na powierzchni gleby całkowicie pozbawionej roślin, emisja CO₂ stanowiła tylko 51% wartości emisji stwierdzonej w pierwszym roku po odwodnieniu tego obiektu (tab. 3). Można więc stwierdzić, że udział korzeni roślin w ogólnej emisji CO₂ stanowił około 49%. Przedstawiony udział korzeni roślin w ogólnej emisji CO₂ mierzonej na powierzchni gleby jest zgodny z wynikami uzyskanymi przez Szansera (1991b). Według tego autora udział korzeni stanowi od 30 do 60%.

Uwilgotnienie gleby na poziomie pF 4,2 powoduje także ograniczenie aktywności biologicznej mikroorganizmów glebowych, jednak organizmy te wykazują aktywność respiracyjną przy znacznie większych wartościach pF niż rośliny. Według Prusinkiewicza (1974) aktywność organizmów higrofilnych za-

nika powyżej pF 4,85, mezofilnych przy pF od 4,85 do 5,48, a kserofilnych powyżej pF 5,48.

Wielkość emisji CO₂ na poszczególnych obiektach pozbawionych zasilania gruntowego była wyraźnie zróżnicowana (tab. 3). Szczególnie wyraźne zróżnicowanie wielkości emisji CO₂ stwierdzono na obiekcie Borowa. W bardzo suchym okresie wegetacyjnym w 2003 roku emisja CO₂ wynosiła 651 mg m⁻²·h⁻¹, natomiast w suchym i bardzo suchym okresie wegetacyjnym w latach 2004 i 2005 odpowiednio 800 i 920 mg m⁻²·h⁻¹ (tab. 3). Na tak duże zróżnicowanie emisji CO₂ w poszczególnych okresach wegetacyjnych mogły mieć wpływ opady w poprzedzających je okresach jesienno-zimowych. W okresie jesienno-zimowym 2002/2003 suma opadów wynosiła tylko 153 mm, natomiast w okresach 2003/2004 i 2004/2005 odpowiednio 287 i 273 mm (tab. 2). Przy dużych zdolnościach retencyjnych tego profilu woda zretencjonowana w okresach jesienno-zimowych pokrywała częściowo zapotrzebowanie roślin w okresie wegetacyjnym.

Natomiast na obiektach, na których gleby charakteryzowały się małymi zdolnościami retencyjnymi z powodu mniejszej miąższości warstwy organicznej (obiekt Rogowiec) lub bardzo niekorzystnymi przeobrażeniami struktury gleby w warstwie powierzchniowej (obiekt Kopy), emisja CO₂ była w latach suchych wyraźnie mniejsza. W bardzo suchym 2005 roku emisja CO₂ na obiekcie Rogowiec nie przekraczała w poszczególnych miesiącach 900 mg m⁻²·h⁻¹, natomiast na obiekcie Kopy 600 mg m⁻²·h⁻¹ (rys. 2). W okresie wegetacyjnym w 2005 roku średnia emisja CO₂ na



RYSUNEK 2. Emisja CO₂ z powierzchni gleb torfowo-murszowych
 FIGURE 2. CO₂ emission from surface of peat-muck soils

tych obiektach była mniejsza odpowiednio o 33 i 53% w stosunku do emisji CO₂ na obiekcie zasilanym wodą gruntową (tab. 3).

Jak już wspomniano, na obiekcie Kopy doszło w 2005 roku do całkowitego zaniku roślinności. Można więc przyjąć, że wyemitowany w tym roku CO₂ był produktem mineralizacji organicznej masy glebowej. Przy średniej emisji CO₂ na poziomie 399 mg m⁻²·h⁻¹ w okresie wegetacyjnym emitowane było około 20,1 Mg ha⁻¹ CO₂. Oznacza to, że mineralizacji uległo 10,2 Mg ha⁻¹ masy organicznej o zawartości 55% węgla. Jest to wartość, która mieści się w przedziale rocznych ubytków masy organicznej w użytkowanych łąkowo glebach torfowo-murszowych w warunkach zasilania gruntowego. Według różnych autorów ubytki te wynoszą od 0,8 do 18,0 Mg ha⁻¹ (Frąckowiak 1980, Szymanowski 1997, Jurczuk 2000).

Przedstawione średnie wartości emisji CO₂ z gleb torfowo-murszowych całkowicie pozbawionych zasilania wodą gruntową są ogólnie większe niż wartości emisji uzyskane w glebach torfowo-murszowych zasilanych wodą gruntową. Szanser (1991a) określił emisję CO₂ z gleb torfowo-murszowych w Dolinie Biebrzy w zakresie od 102 do 624 mg m⁻²·h⁻¹. Glenn i inni (1993) określili emisję CO₂ ze zdrenowanych gleb torfowych w zakresie od 0 do 666 mg m⁻²·h⁻¹. Podobne wyniki w siedlisku z poziomem wody gruntowej na głębokości od 17 do 35 cm poniżej powierzchni terenu uzyskali Kim i Verma (1992, za Aerts i Ludwig 1997) – od 125 do 667 mg m⁻²·h⁻¹.

Reasumując, można stwierdzić, że w odwodnionych glebach torfowo-mur-

szowych, szczególnie w profilach o małej miąższości warstwy organicznej lub niekorzystnych przeobrażeniach struktury gleby, dochodziło do wyraźnego ograniczenia wielkości emisji CO₂, głównie z powodu ograniczenia aktywności respiracyjnej korzeni roślin. Na podstawie pomiarów emisji CO₂ prowadzonych bezpośrednio po ścięciu roślin trudno jest wnioskować o zmianach natężenia procesu mineralizacji organicznej masy glebowej. W celu określenia wpływu głębokiego odwodnienia na tempo mineralizacji zawartej w tych glebach masy organicznej konieczne jest prowadzenie pomiarów emisji CO₂ na powierzchni gleby trwale pozbawionej roślin.

Wnioski

1. Emisja CO₂ z gleb torfowo-murszowych położonych w siedliskach o zróżnicowanych warunkach wodnych była w okresie badań największa na obiekcie zasilanym wodą gruntową, natomiast biorąc pod uwagę wielkość opadów w kolejnych okresach wegetacyjnych – w okresie przeciętnym pod względem sumy opadów.
2. Zmniejszenie wielkości emisji CO₂ z gleb torfowo-murszowych położonych w zasięgu leja depresji wody gruntowej w latach suchych wynikało z ograniczenia aktywności respiracyjnej korzeni roślin i mikroorganizmów glebowych spowodowanego niedoborem wody.
3. Wielkość mineralizacji organicznej masy glebowej, określona na podstawie emisji CO₂ z powierzchni gleby, wynosiła 10,2 Mg ha⁻¹. Wartość ta

mieściła się w przedziale rocznych ubytków masy organicznej w użytkowanych rolniczo glebach torfowo-murszowych w siedliskach zasilanych wodą gruntową.

4. W celu określenia wpływu głębokiego odwodnienia gleb torfowo-murszowych na tempo mineralizacji organicznej masy glebowej konieczne jest prowadzenie pomiarów emisji CO₂ na powierzchni gleby trwale pozbawionej roślin.

Literatura

- AERTS R., LUDWIG F. 1997: Water-table changes and nutritional status affect trace gas emission from laboratory columns of peatland soils. *Soil Biol. Biochem.* 29, 11/12: 1691–1698.
- CHAPMAN S.J., THURLOW M. 1998: Peat respiration at low temperatures. *Soil Biol. Biochem.* 30, 8/9: 1013–1021.
- CHOW A.T., TANJI K.K., GAO S., DAHLGREN R.A. 2006: Temperature, water content and wet-dry cycle effects on DOC production and carbon mineralization in agricultural peat soils. *Soil Biol. Biochem.* 38: 477–488.
- CZAPLAK I., DEMBEK W. 2000: Torfowiska Polski jako źródła emisji dwutlenku węgla. *Zesz. Eduk. IMUZ* 6: 61–71.
- FANG C., MONCRIEFF J.B. 1999: A model for soil CO₂ production and transport 1: Model development. *Agricul. and Forest Meteorol.* 95: 225–236.
- FRĄCKOWIAK H. 1980: Dynamika i wielkość mineralizacji związków azotowych w dawno odwodnionych glebach torfowo-murszowych na tle warunków siedliskowych i nawożenia. Rozpr. hab. IMUZ, Falenty.
- GLENN S., HEYES A., MOORE T.R. 1993: Carbon dioxide and methane fluxes from drained peat soils, southern Quebec. *Global Biogeochemical Cycles* 7: 247–257.
- GLIŃSKI J., STĘPNIEWSKI W., ŁABUDA S. 1983: Pobieranie tlenu i wydzielanie dwutlenku węgla w środowisku glebowym. AN, Zakł. Agrofizyki w Lublinie. *Problemy Agrofizyki* 39.
- JURCZUK S. 2000: Wpływ regulacji stosunków wodnych na osiadanie i mineralizację gleb organicznych. *Bibl. Wiad. IMUZ*, 96.
- KACZOROWSKA Z. 1962: Opady w Polsce w przekroju wieloletnim. *Prz. Geogr. IG PAN* 33.
- KUZYAKOV Y. 2006: Sources of CO₂ efflux from soil: a review of partitioning methods. *Soil Biol. Biochem.* 38: 425–448.
- MOORE T.R., DALVA M. 1997: Methane and carbon dioxide exchange potentials of peat soils in aerobic and anaerobic laboratory incubations. *Soil Biol. Biochem.* 29, 8: 1157–1164.
- OKRUSZKO H., PIAŚCIK H. 1990: Charakterystyka gleb hydrogenicznych. Wydaw. ART, Olsztyn.
- PRUSINKIEWICZ Z. 1974: Microbiological activity of soils as a function of the soil-water potential. *Polish J. Soil Sci.* 7: 81.
- SZANSER M. 1991a: CO₂ diffusion from peat-muck soils. I. Dependence of diffusion on temperature, moisture content and origin of soil. *Pol. Ecol. Stud.* 17, 1–2: 85–99.
- SZANSER M. 1991b: CO₂ diffusion from peat-muck soils. III. Carbon balance in a model ecosystem of peat meadow. *Pol. Ecol. Stud.* 17, 1–2: 123–135.
- SZYMANOWSKI M. 1997: Wstępna ocena tempa mineralizacji różnie odwodnionych gleb torfowych metodą częściowo izolowanych próbek. *Wiad. IMUZ*, XIX, 2: 43–60.
- ZAWADZKI S. 1973: Laboratoryjne oznaczanie zdolności retencyjnych utworów glebowych. *Wiad. IMUZ* XI, 2: 11–31.

Summary

CO₂ emission from peat-muck soils occurring in the range of a ground water depression cone. The aim of the paper was to determine a CO₂ emission rate from peat-muck soils depending on moisture conditions of sites. The studies of CO₂ emission were carried out at four experimental sites located in the region of the “Bełchatów” brown coal mine in 2002–2005. In the study

period the highest CO₂ emission was found at the site supplied with ground water – 851 mg m⁻²h⁻¹. At the sites deprived of ground water supply CO₂ emission was 4,5, 22,3 and 30,2% lower. It was also found that in the growing season average in respect of precipitation sum CO₂ emission at the sites lying within the ground water depression cone was higher than at the site supplied with ground water, whereas in dry and very dry years this relationship was reverse. A reduction in a CO₂ emission rate at the sites lying within the ground water depression cone resulted from a reduction in respiration intensity of plant roots caused by water deficiency.

Author's address:

Janusz Turbiak
Instytut Melioracji i Użytków Zielonych w Falentach
Wielkopolsko-Pomorski Ośrodek Badawczy
w Bydgoszczy
ul. Glinki 60, 85-174 Bydgoszcz
Poland
e-mail: imuzbyd@by.onet.pl

Andrzej CZERNIAK, Agata POSZYLER-ADAMSKA

Katedra Inżynierii Leśnej, Akademia Rolnicza im. A. Cieszkowskiego w Poznaniu
Department of Forest Engineering, The August Cieszkowski Agricultural University
of Poznań

Monitoring leśnych stref przydrożnych metodą pomiarów magnetometrycznych Monitoring the forest area by the magnetometric methods

Słowa kluczowe: las, metale ciężkie, monitoring, podatność magnetyczna

Key words: forest, heavy metals, monitoring, magnetic susceptibility

Wprowadzenie

Podatność magnetyczna jest łatwo mierzalną wielkością geofizyczną, opisującą zdolność danej substancji do zmian namagnesowania pod wpływem zewnętrznego pola magnetycznego. Na terenach zanieczyszczonych podatność magnetyczna gleb jest znacznie podwyższona w stosunku do naturalnej (Magiera i in. 2003). Procedura pomiarów podatności magnetycznej (PM) oparta jest na zauważalnym związku między wzrostem podatności magnetycznej a zawartością metali ciężkich w środowisku glebowym. Beckwith i inni (1986) wykazali zależność liniową między zawartością cząstek magnetycznych a zawartością w pyłach miejskich Cu, Fe, Pb i Zn. Me-

toda ta może być szczególnie przydatna do monitoringu obszarów leśnych, gdzie długotrwała depozycja zanieczyszczeń (w tym również cząstek magnetycznych) następuje w sposób niezakłócony zabiegami agrotechnicznymi. Podatność magnetyczną gleb można analizować poprzez określenie rozkładu powierzchniowego lub pionowego ferrimagnetyków.

W Polsce badania podatności magnetycznej w glebach leśnych prowadzono na terenie Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Katowicach (Strzyszc i Magiera 2003) oraz w wybranych parkach narodowych (Magiera i Strzyszc 2000). Podatność magnetyczna na powierzchni gleby, wynosząca od 30 do 50×10^{-5} jednostek SI, może oznaczać, że ilość przynajmniej jednego z metali przekracza wartość graniczną dopuszczalną dla gleb terenów leśnych. W typowym profilu glebowym największą podatność magnetyczną odnotowuje się w podpoziomach – butwinowym (Of) i epihumusowym (Oh).

Przedmiotem prezentowanych badań była ocena przydatności metody magnetometrycznej w monitoringu jakości chemicznej przydrożnych gleb leśnych. Założono, że wyniki rozkładu powierzchniowego ferrimagnetyków porównane zostaną z wynikami analiz chemicznych ściółki leśnej i gleby. Jako powierzchnie badawcze przyjęto strefy ekotonowe lasu mieszanego świeżego (LMśw), sąsiadujące z odcinkami dróg leśnych (Czeriak 2004).

Badawcze odcinki drogowe wykonano technologią stabilizacji gruntu różnymi rodzajami cementów, zawierającymi w swym składzie odpady przemysłowe. Nieklinkierowe dodatki do cementów zawierają duże ilości ferrimagnetyków, które mogą migrować z nawierzchni drogowych do gleb stref przydrożnych. Najwięcej ferrimagnetyków występuje w pyłach metalurgicznych związanych z hutnictwem żelaza. Średnia podatność magnetyczna pyłu metalurgicznego wynosi $13\,376 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$, popiołów lotnych po spalaniu węgla kamiennego $2006 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$, popiołów lotnych po spalaniu węgla brunatnego $1047 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$, a pyłu cementowego $363 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$. Duża podatność magnetyczna pyłów i żużli metalurgicznych związana jest głównie z dużą zawartością tlenków żelaza i innych pierwiastków metalicznych (Strzyszc i Magiera 2000). Głównym źródłem ferrimagnetyków w popiołach lotnych są ferrimagnetyki zawarte w węglu oraz siarczki ulegające w trakcie spalania przekształceniu w magnetyczne formy żelaza.

Metody badań

Założono, że badania przeprowadzone będą w ekosystemie charakteryzują-

cym się warunkami glebowymi sprzyjającymi wymywaniu z cementogrunty pierwiastków śladowych. Do badań wytypowano ekosystem leśny z glebami rdzawymi brunatnymi o urozmaiconym składzie gatunkowym szaty roślinnej. Gleby badanych stref ekotonowych charakteryzowały się małymi wartościami pH.

Na odcinki doświadczalne, przeznaczone do stabilizacji cementami, wybrano fragmenty istniejącej leśnej drogi gruntowej, będącej drugorzędną drogą dojazdową do tartaku w LZD Siemianice (Leśnictwo Laski). Odcinki doświadczalne założono w oddziale 55 (pododdziały f, g, h), gdzie dominującymi gatunkami są sosna, dąb i buk (typ siedliskowy lasu – LMśw). Optymalny skład mieszanki cementowo-gruntowej ustalono na podstawie badań wytrzymałościowych (Czeriak 2004), przeprowadzonych według normy PN-S-96012:1997.

Każdy z 5 odcinków stabilizowano innym cementem:

- odcinek A cementem portlandzkim CEM I 32,5R-Na,
- odcinek B cementem drogowo-mostowym CEM I MSR NA-24,5,
- odcinek C cementem wieloskładnikowym żużlowo-popiołowym CEM II/B-SV 32,5R,
- odcinek D cementem wieloskładnikowym popiołowym CEM II/B-V 32,5,
- odcinek E cementem hutniczym CEM III/A-32,5NA.
- odcinek K pozostawiono w stanie niezmienionym jako odcinek kontrolny.

Pomiary podatności magnetycznej (κ) obejmowały określenie podatności magnetycznej gleb mierzonej powierzch-

niowo w transektach prostopadłych do krawędzi korony odcinków drogowych (kontrolnego i cementowo-gruntowych) oraz określenie pionowej podatności magnetycznej w sąsiedztwie każdego odcinka drogowego w dwóch punktach badawczych, tzn. na skraju lasu i w odległości 10 m od drogi (las). Pomiary powierzchniowej podatności magnetycznej gleby leśnej (κ) wykonywano wzdłuż 10-metrowych transektów prostopadłych do osi odcinków doświadczalnych. Odczyty dla poziomu Ol oraz dla podpoziomu Of wykonano na poboczu drogi, na skraju lasu (1 m od krawędzi korony drogi) oraz w odległości: 2, 3, 5, 7 i 10 m od krawędzi korony drogi. Podatność magnetyczna istotnie zależy od morfologii terenu i kumulacji ściółki w lokalnych zagłębieniach. Punkty badawcze, w których dokonywano pomiarów koncentracji ferrimagnetyków, wybierano tak, aby zachować zbliżoną miąższość ściółki.

Do pomiarów powierzchniowej podatności magnetycznej użyto miernika wyposażonego w angielski czujnik terenowy MS2D, firmy Bartington Instruments. Czujnik podatności magnetycznej w celu precyzyjnego określania pozycji geograficznej mierzonego punktu zintegrowano z systemem GPS Pathfinder, firmy Trimble. Sprzęt pomiarowy udostępnił Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN w Zabrzu. Wartości pomiarów określano w bezwymiarowych jednostkach podatności magnetycznej stosowanych w systemie SI ($\times 10^{-5}$).

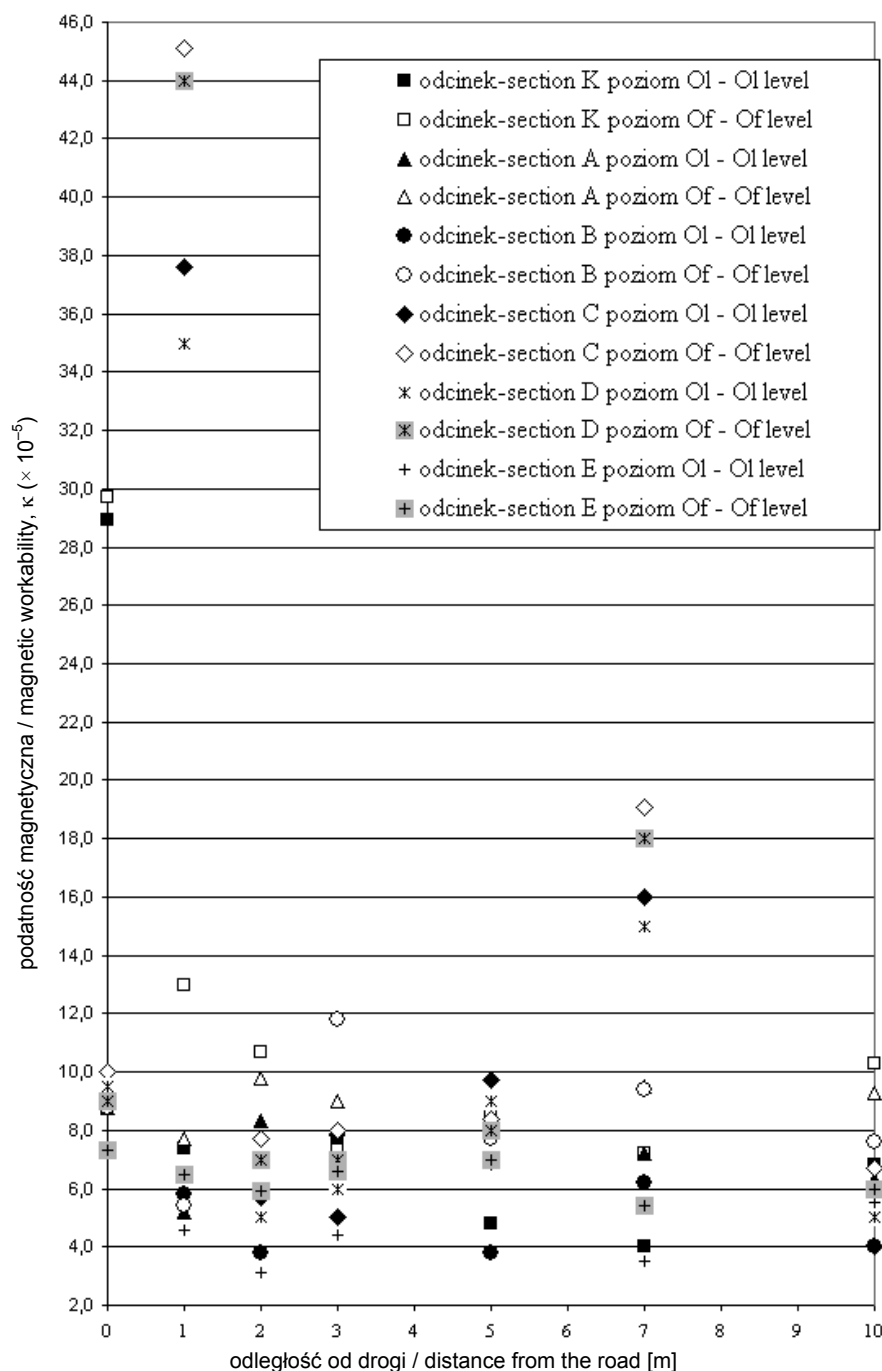
Pionowy rozkład podatności magnetycznej gleb wykonywano do głębokości około 0,2 m. Badania przeprowadzono miernikiem podatności magnetycznej SM 400 produkcji czeskiej, typu ZH Instruments – Brno. Pobrano również

rdzenie glebowe sondą Huga z zachowaniem naturalnego układu profilu glebowego. Pomiary podatności magnetycznej w rdzeniach o średnicy 35 mm wykonano czujnikiem MS2F Bartington z rozdzielczością 0,2 mm.

Transekty badawcze do badań chemicznych wyznaczono na skraju lasu oraz w lesie w odległości 10 m od krawędzi korony drogi. W badaniach chemoindykacyjnych uwzględniono metale ciężkie, które mogą występować w cementach i podlegają biologicznej akumulacji w środowisku leśnym (cynk, ołów, nikiel, kadm, chrom, miedź, kobalt oraz żelazo). Zawartość metali ciężkich określono w próbkach ściółki oraz w próbkach glebowych pobranych z głębokości: 0,2–0,3 m, 1,0 m i 2,0 m. Ogólną zawartość metali ciężkich oznaczono zgodnie z obowiązującymi procedurami. Analizy wykonano w trzech powtórzeniach i uśredniono. Wszystkie obliczenia i porównania wykonano, uwzględniając całkowite zawartości pierwiastków metalicznych. Stężenia metali ciężkich porównano ze standardami jakości gleb na terenach chronionych, leśnych i uprawnych.

Wyniki

W bezpośrednim sąsiedztwie odcinka kontrolnego powierzchniowa podatność magnetyczna gleby wynosiła około 30×10^{-5} jednostek SI (rys. 1). W glebie w głębi lasu stężenie ferrimagnetyków było niewielkie ($\kappa < 10 \times 10^{-5}$ jednostek SI). Podatność magnetyczna poboczy dróg cementowo-gruntowych, wykonanych z piasku średniego bez domieszek organicznych, była również znikoma



RYSUNEK 1. Rozkład powierzchniowej podatności magnetycznej w glebach stref ekotonowych
 FIGURE 1. Distribution of surface magnetic workability in ecotonic zones soils

($\kappa < 10 \times 10^{-5}$ jednostek SI). Duża wodoprzepuszczalność poboczy z piasku oraz niewielka zawartość substancji organicznej nie sprzyjały powierzchniowej akumulacji ferrimagnetyków.

Badania magnetometryczne prowadzone w transektach prostopadłych do odcinków cementowo-gruntowych wykazały podwyższoną koncentrację ferrimagnetyków na skraju lasu w odległości około 1 m od podbudów stabilizowanych cementami – żużlowo-popiołowym (odcinek C) i popiołowym (odcinek D). Najwyższy poziom ferrimagnetyków odnotowano w sąsiedztwie odcinka stabilizowanego cementem żużlowo-popiołowym, gdzie wartość κ w poziomie Of wynosiła 45×10^{-5} jednostek SI (rys. 1). W odległości większej niż 2 m od krawędzi wszystkich odcinków cementowo-gruntowych wartość κ mierzona powierzchniowo wynosiła od 10×10^{-5} do 20×10^{-5} jednostek SI i utrzymywała się na podobnym niskim poziomie na całej długości badanych transektów. Zawartość ferrimagnetyków w odległości większej niż 2 m od krawędzi korony drogi określona dla poziomów Ol i Of nie odbiegała znacząco od wartości tła.

Ocenę pionowego rozkładu podatności magnetycznej dla każdego odcinka przeprowadzono w dwóch punktach badawczych – na skraju lasu i w głębi lasu. We wszystkich punktach badawczych maksimum wartości κ odnotowywano na głębokości od 4,0 do 10,0 cm. Maksymalne wartości κ , określone na skraju lasu sąsiadującego z drogami cementowo-gruntowymi, nie przekraczały 50×10^{-5} jednostek SI. Rozkłady pionowe podatności magnetycznej mierzone na skrajach lasu w sąsiedztwie odcinków cementowo-gruntowych nie różniły się

znacząco od rozkładu pionowego podatności magnetycznej, stwierdzonego na skraju lasu w sąsiedztwie odcinka kontrolnego. Badania rozkładu pionowego podatności magnetycznej, przeprowadzone w transekcie oddalonym o 10,0 m od dróg, również nie wykazały wyraźnej kumulacji ferrimagnetyków w profilach glebowych w sąsiedztwie odcinków stabilizowanych cementami. Maksymalne wartości κ określone w profilach glebowych w głębi lasu były mniejsze od tła wyznaczonego w sąsiedztwie odcinka kontrolnego.

Rzeczywistą ocenę zanieczyszczenia gleb stref ekotonowych metalami ciężkimi przeprowadzono, poddając analizie chemicznej próbki ściółki oraz próbki glebowe pobrane z trzech głębokości (tab. 1 i 2). Wyniki badań chemicznych gleb porównano z wymogami zawartymi w Rozporządzeniu Ministra Środowiska w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (2002). Rozporządzenie określa standardy z uwzględnieniem ich funkcji aktualnej i planowanej w ramach trzech grup terenów:

- obszarów poddanych ochronie (grupa A),
- gruntów leśnych, użytków rolnych, zadrzewień, gruntów zabudowanych i zurbanizowanych z wyłączeniem terenów przemysłowych (grupa B),
- terenów przemysłowych, terenów komunikacyjnych (grupa C).

Dopuszczalną zawartość kadmu w glebach obszarów chronionych przyjmuje się na poziomie 1 mg/kg, a w glebach leśnych i rolniczych w granicach 4–6 mg/kg. Największy poziom kadmu odnotowano w ściółce na skraju lasu w sąsiedztwie odcinka stabilizowanego cementem drogowo-mostowym (0,3 mg/kg) oraz na

TABELA 1. Zawartość kadmu, kobaltu, chromu i miedzi w glebie stref ekotonowych
TABLE 1. The content of cadmium, cobalt, chromium and copper in ecotonic zones soils

Odcinek drogowy Road section	Głębokość [m] Depth	Miejsce poboru próbek Area of conscription of samples	Cd	Co	Cr	Cu
			Wartości dopuszczalne / Permissible values [mg/kg]			
			1,0	20,0	50,0	30,0
1	2	3	4	5	6	7
A	ściółka/duff	A	0,230	3,059	8,671	9,212
		B	0,209	3,816	6,884	8,456
	0,2–0,3	A	0,099	5,026	8,235	5,023
		B	0,200	6,189	6,712	5,023
	1,0	A	0,138	7,064	17,204	19,025
		B	0,210	6,178	8,245	7,056
	2,0	A	0,152	6,118	29,032	7,263
		B	0,199	6,159	9,315	4,599
B	ściółka/duff	A	0,300	5,146	6,546	9,575
		B	0,215	5,090	6,245	7,058
	0,2–0,3	A	0,199	6,490	7,265	8,026
		B	0,214	5,794	5,265	5,123
	1,0	A	0,221	8,999	8,254	11,221
		B	0,144	5,824	8,245	5,045
	2,0	A	0,139	9,014	3,564	7,056
		B	0,234	8,079	4,808	9,444
C	ściółka/duff	A	0,185	7,014	10,340	11,055
		B	0,302	6,002	9,076	6,065
	0,2–0,3	A	0,235	7,881	6,456	12,062
		B	0,211	5,181	6,098	6,048
	1,0	A	0,254	6,049	16,877	12,051
		B	0,231	6,089	11,432	5,026
	2,0	A	0,201	7,599	14,868	9,465
		B	0,236	7,068	15,865	6,015
D	ściółka/duff	A	0,196	11,002	21,054	13,115
		B	0,192	8,978	10,236	9,651
	0,2–0,3	A	0,225	10,978	10,250	7,202
		B	0,321	7,000	5,123	7,001
	1,0	A	0,233	8,289	8,159	5,781
		B	0,281	5,614	5,196	5,027
	2,0	A	0,216	5,950	8,321	6,265
		B	0,215	4,566	5,255	4,912

TABELA 1, cd.

TABLE 1, cont.

1	2	3	4	5	6	7
E	ściółka/duff	A	0,199	9,050	11,666	10,495
		B	0,231	7,691	9,256	7,032
	0,2–0,3	A	0,175	6,016	12,366	10,136
		B	0,165	6,895	8,945	5,066
	1,0	A	0,148	9,287	17,056	8,056
		B	0,140	8,944	10,265	5,267
	2,0	A	0,123	8,491	12,566	8,045
		B	0,298	7,010	10,690	6,165
K	ściółka/duff	A	0,188	8,049	10,360	8,046
		B	0,211	6,052	8,266	7,545
	0,2–0,3	A	0,188	7,890	6,132	6,000
		B	0,155	6,095	4,056	5,112
	1,0	A	0,322	7,760	11,265	9,865
		B	0,146	8,565	9,879	6,262
	2,0	A	0,141	9,004	12,056	5,176
		B	0,133	8,147	11,066	6,789

Oznaczenia / Explanations:

A – skraj lasu / forest edge,

B – las / forest.

TABELA 2. Zawartość niklu, ołowiu, cynku i żelaza w glebie stref ekotonicznych

TABLE 2. The content of nickel, lead, zinc, and iron in ecotonic zones soils

Odcinek drogowy Road section	Głębokość [m] Depth	Miejsce poboru próbek Area of conscription of samples	Ni	Pb	Zn	Fe
			Wartości dopuszczalne / Permissible values [mg/kg]			
			35,0	50,0	100,0	–
1	2	3	4	5	6	7
A	ściółka/duff	A	9,056	7,588	26,784	1 223,046
		B	10,564	17,109	49,874	1 369,256
	0,2–0,3	A	12,026	11,025	26,574	956,020
		B	10,265	12,333	13,458	1 205,000
	1,0	A	19,165	8,457	20,312	1 654,550
		B	13,671	11,667	12,541	1 560,450
	2,0	A	13,265	6,905	16,369	1 945,160
		B	9,058	8,589	14,401	1 741,000
B	ściółka/duff	A	10,142	6,600	27,259	1 204,550
		B	9,582	11,074	28,990	1 084,550
	0,2–0,3	A	10,256	11,025	12,582	989,360
		B	8,016	9,057	12,569	1 547,150

TABELA 2, cd.

TABLE 2, cont.

1	2	3	4	5	6	7
B	1,0	A	13,465	10,789	16,741	2 480,350
		B	9,654	7,895	12,014	2 504,165
	2,0	A	14,077	15,807	18,758	2 804,190
		B	19,022	13,125	33,684	3 009,070
C	ściółka/duff	A	18,005	12,079	45,987	1 000,880
		B	9,472	26,999	41,112	930,155
	0,2–0,3	A	20,156	13,559	27,256	1 987,280
		B	10,456	25,456	19,587	2 457,150
	1,0	A	14,000	6,645	17,587	2 897,165
		B	11,016	8,240	12,000	2 257,060
	2,0	A	14,164	8,880	21,008	2 508,110
		B	11,496	10,500	30,584	2 978,120
D	ściółka/duff	A	14,016	12,021	45,227	1 561,280
		B	8,000	16,219	41,990	1 110,490
	0,2–0,3	A	10,751	15,051	27,006	2 897,360
		B	8,978	20,056	20,447	1 110,740
	1,0	A	10,478	8,465	19,677	1 847,360
		B	8,045	8,040	12,995	999,640
	2,0	A	8,194	9,488	22,028	1 746,380
		B	6,790	10,635	23,509	1 123,070
E	ściółka/duff	A	13,015	7,512	56,809	989,250
		B	16,466	12,580	22,999	1 012,850
	0,2–0,3	A	14,006	21,058	11,369	1 897,360
		B	13,066	14,789	7,880	1 985,260
	1,0	A	17,056	9,971	21,871	2 036,630
		B	9,164	10,124	18,751	1 974,210
	2,0	A	12,066	12,632	18,975	7 891,125
		B	15,164	12,365	25,552	2 541,370
K	ściółka/duff	A	18,946	14,156	36,000	948,670
		B	11,464	8,127	70,991	854,290
	0,2–0,3	A	12,879	11,004	10,899	2 689,210
		B	10,164	8,220	20,082	3 978,050
	1,0	A	8,259	6,231	17,024	3 904,257
		B	16,148	11,999	30,221	3 915,160
	2,0	A	15,046	12,214	19,536	4 104,820
		B	12,564	5,975	18,002	4 077,690

Oznaczenia / Explanations:

A – skraj lasu / forest edge,

B – las / forest.

głębokości 1 m w sąsiedztwie odcinka kontrolnego (0,32 mg/kg). W żadnym z badanych przekrojów glebowych zawartość kadmu nie przekroczyła wartości 0,4 mg/kg.

Kobalt jest łatwo pobieranym pierwiastkiem w ilościach proporcjonalnych do występowania w glebie. Najmniej kobaltu zawierają gleby piaszczyste bielicowe (5,5 mg/kg), a najwięcej gleby brunatne (10,0–12,0 mg/kg). Dopuszczalna zawartość kobaltu na terenach chronionych to 20,0 mg/kg, a na terenach leśnych i użytkowanych rolniczo – 30,0 mg/kg. Przeprowadzone badania gleb wykazały, że zawartość tego pierwiastka nie przekracza przyjętych wartości dopuszczalnych dla obszarów chronionych.

Zawartość naturalna chromu w glebach Polski zależy w dużej mierze od ich składu granulometrycznego. Gleby piaszczyste zawierają około 7,0 mg/kg, a gleby gliniaste około 24,0 mg/kg. Średnia zawartość chromu w glebach szacowana jest w granicach 29,0–60,0 mg/kg. Maksymalna zawartość całkowita Cr na terenach chronionych (grupa A) nie powinna przekraczać 50 mg/kg, a na terenach leśnych 150 mg/kg. Przeprowadzone badania nie wykazały kumulacji chromu w glebach sąsiadujących z odcinkami drogowymi. Maksymalna zawartość chromu nie przekroczyła poziomu 30,0 mg/kg.

Miedź występuje w glebach w formach mało mobilnych, gdyż jest silnie wiązana przez substancję organiczną w powierzchniowych poziomach gleb, mikroflorę oraz wytrącana w postaci siarczanów. Mała wartość pH sprzyja ruchliwości kationowych form miedzi. Koncentracja miedzi w sąsiedztwie dróg nie przekraczała wartości 20,0 mg/kg,

przy przyjętym dla terenów chronionych dopuszczalnym progu 30,0 mg/kg. Koncentracja miedzi w badanej ściółce wynosiła maksymalnie 13,1 mg/kg.

Maksymalna zawartość całkowita niklu na terenach chronionych nie powinna przekraczać 35,0 mg/kg, a na terenach leśnych 100,0 mg/kg. Maksymalne stężenie niklu (20,2 mg/kg) odnotowano w próbkach gleb pobranych w sąsiedztwie odcinka C z głębokości 0,2–0,3 m. W pozostałych przekrojach ilość niklu najczęściej zawierała się w przedziale 10,0–20,0 mg/kg.

Średnia naturalna zawartość ołowiu dla gleb Polski wynosi około 18,0 mg/kg. W glebach lekkich zawartość Pb jest mniejsza niż w glebach gliniastych. Jako górną granicę naturalnej zawartości tego metalu w glebach przyjmuje się wartość 50,0 mg/kg. Analiza wyników badań nie wykazała nadmiernej koncentracji ołowiu w próbkach gleb kontrolnych oraz w glebach stref ekotonowych po wykonaniu stabilizacji. Zawartość ołowiu nie przekroczyła w żadnym przekroju wartości 27,0 mg/kg.

Najmniejsze ilości cynku występują w lekkich glebach bielicowych i pławowych, a największe w ciężkich glebach brunatnych i madach. Naturalna zawartość w glebach wynosi około 50,0 mg/kg. Dopuszczalną zawartość cynku w glebach użytkowanych rolniczo oraz glebach leśnych ustalono na poziomie 300,0 mg/kg. Gleby obszarów chronionych nie powinny zawierać więcej niż 100,0 mg/kg cynku. W wyniku przeprowadzonych badań nie stwierdzono nadmiernej kumulacji cynku w glebach sąsiadujących z odcinkami doświadczalnymi. Maksymalną zawartość cynku (nieco powy-

żej 70,0 mg/kg) stwierdzono w ściółce w transekcie kontrolnym.

Ilościowy zakres występowania żelaza w glebach jest bardzo duży. Gleby Wielkopolskiego Parku Narodowym zawierały 4100–5500 mg/kg żelaza (Greszta i Panek 1989). Maksymalna zawartość żelaza w glebach drzewostanów popowodziowych wynosiła 10 350 mg/kg. Zawartość żelaza w ściółce na terenie Leśnictwa Jaworzyna (LZD AR Kraków) wynosiła: min – 530,0 mg/kg, max – 16 360,0 mg/kg, średnio – 3320,0 mg/kg. Badane gleby stref ekotonowych cechowały się dużą zmiennością koncentracji żelaza. Największą koncentrację tego pierwiastka (ok. 7 tys. mg/kg) stwierdzono na głębokości 2,0 m w sąsiedztwie odcinka stabilizowanego cementem hutniczym. Dla porównania, zawartość żelaza w glebach na terenach silnie zanieczyszczonych wynosi nawet 20 tys. mg/kg.

Podsumowanie i dyskusja

Podatność magnetyczna monitorowanych leśnych gleb przydrożnych jedynie sporadycznie przekroczyła w niektórych punktach badawczych wartość 30×10^{-5} jednostek SI. Maksymalna odnotowana podatność magnetyczna κ wynosiła 45,1 jednostek SI. Średnia krajowa podatność magnetyczna dla gleb leśnych wynosi 22×10^{-5} jednostek SI. Przyjmuje się, że gleby niezanieczyszczone charakteryzują się naturalną podatnością magnetyczną poniżej 30×10^{-5} jednostek SI. Podatność magnetyczna w przedziale od 30×10^{-5} do 50×10^{-5} jednostek SI wskazuje na podwyższoną zawartość antro-

pogenicznych ferrimagnetyków. Podatność magnetyczną od 50×10^{-5} do 100×10^{-5} jednostek SI uznaje się jako dużą, a powyżej 100×10^{-5} jako bardzo dużą. Największe wartości podatności magnetycznej w warstwie powierzchniowej zanotowano w rejonie Huty i Elektrowni Łaziska (182×10^{-5}) oraz Świętochłowic (145×10^{-5}) (Strzyszczyński i Magiera 2001). Na podstawie pomiarów magnetometrycznych można stwierdzić, że w glebach stref ekotonowych, sąsiadujących z odcinkami doświadczalnymi, nie zachodziła kumulacja ferrimagnetyków.

Przeprowadzone badania chemiczne potwierdziły ograniczoną migrację metali ciężkich z cementogrunty dróg wykazaną przez pomiary magnetometryczne. Żaden z analizowanych pierwiastków metalicznych nie występował w ilościach przekraczających wartości dopuszczalne stężeń metali ciężkich przyjętych dla gleb leśnych. Nie zarysowały się wyraźne różnice wpływu poszczególnych cementów na koncentrację metali ciężkich w glebach sąsiadujących z odcinkami doświadczalnymi. W wyniku przeprowadzonych badań chemicznych gleb nie stwierdzono silnie negatywnego wpływu podbudów cementowo-gruntowych na środowisko glebowe stref ekotonowych.

Zastosowana do oceny zasięgu migracji ferrimagnetyków aparatura magnetometryczna może być z powodzeniem stosowana we wstępnych badaniach rozpoznawczych w monitoringu środowiska leśnego. Metodę tę można stosować do analizy ściółki leśnej, gleby, aparatu asymilacyjnego, kory drzew, osadów dennych rzek i jezior, osadów ściekowych, hałd i zwalowisk odpadów

przemysłowych oraz pyłów przemysłowych. Stosowane czujniki magnetometryczne pozwalają rozróżnić naturalne źródła magnetyczne (podłoże geologiczne, pedogeneza, obecność bakterii magnetycznych) oraz źródła antropogeniczne. Łatwość i szybkość pomiarów magnetometrycznych umożliwia dokładne rozpoznanie przestrzennego rozkładu zanieczyszczeń chemicznych w glebach i innych ośrodkach oraz określenie potencjalnych zagrożeń dla środowiska przyrodniczego. Rozkład pionowej podatności magnetycznej można przeprowadzać z rozdzielczością 0,2 mm. Tak duża dokładność nie jest możliwa przy zastosowaniu tradycyjnych metod chemicznych. Znajomość rozkładu pionowego ferrimagnetyków pozwala określić antropogeniczne bądź naturalne źródło ich pochodzenia oraz modelowanie rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w glebie. Możliwość stosowania badań magnetometrycznych w monitoringu ekologicznym wynika z korelacji między wynikami badań chemicznych stwierdzającymi obecność metali ciężkich a podatnością magnetyczną.

Wnioski

1. Na podstawie pomiarów magnetometrycznych stwierdzono, że w glebie stref ekotonowych sąsiadujących z odcinkami doświadczalnymi nie zachodziła kumulacja ferrimagnetyków.
2. Analizy chemiczne potwierdziły ograniczoną migrację metali ciężkich z cementogrunty dróg. Żaden z analizowanych pierwiastków metalicznych nie występował

w ilościach przekraczających wartości dopuszczalne stężeń metali ciężkich przyjętych dla gleb leśnych. Nie stwierdzono wyraźnego wpływu zastosowanego rodzaju cementu na koncentrację metali ciężkich w glebach sąsiadujących z odcinkami drogowymi.

3. Metoda pomiarów podatności magnetycznej może być stosowana we wstępnych badaniach rozpoznawczych w monitoringu chemoindykacyjnym środowiska glebowego.

Literatura

- BECKWITH P.R., ELLIS J., REVITT D.M., OLDFIELD F. 1986: Heavy metal and magnetic relationships for urban source sediments. *Phys. Earth Planet Interiors* 42: 67–75.
- CZERNIAK A. 2004: Zanieczyszczenie i bioindykacja stref ekotonowych lasu mieszanego świeżego (LMśw) w zasięgu oddziaływania cementowo-gruntowych podbudów drogowych. Rozprawy naukowe. Wydawnictwo AR w Poznaniu 357.
- GRESZTA J., PANEK E. 1989: Wpływ metali ciężkich na drzewa. *Życie drzew w skażonym środowisku*. PWN, Warszawa – Poznań.
- LIS J., PASIECZNA A. 1995: Atlas geochemiczny Polski. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
- MAGIERA T., LIS J., NAWROCKI J., STRZYSZCZ Z. 2002: Podatność magnetyczna gleb Polski. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
- MAGIERA T., STRZYSZCZ Z. 2000: Ferrimagnetic minerals of anthropogenic origin in soils of some polish national parks. *Water, Air and Soil Pollution* 124: 37–48.
- MAGIERA T., STRZYSZCZ Z., FERDYN M., GAJDA B. 2003: Screening of anthropogenic dust pollutions in topsoil by using magnetic proxies. *Environmental Engineering Studies*. Edited by Pawłowski et al. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York.

- PN-S-96012:1997. Podbudowa i ulepszone podłoże z gruntu stabilizowanego cementem.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi. DzU nr 02.165.1359 z dnia 4 października 2002 r.
- STRZYSZCZ Z., MAGIERA T. 2000: Magnetic susceptibility of some industrial dusts and their importance for ecological monitoring of earth surface. *Works & Studies of the Institute of Environmental Engineering of the Polish Academy of Sciences* 54.
- STRZYSZCZ Z., MAGIERA T. 2001: Record of industrial pollution in Polish ombrotrophic peat bogs. *Physics and Chemistry of the Earth* 26, 11–12: 859–866.
- STRZYSZCZ Z., MAGIERA T. 2003: Ocena zanieczyszczenia gleb leśnych na podstawie podatności magnetycznej na przykładzie nadleśnictwa Katowice. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa* A: 961: 19–30.
- STRZYSZCZ Z., MAGIERA T., BZOWSKI Z. 2001: Rozkład przestrzenny ferromagnetyków w glebach leśnych województwa katowickiego i terenów ościennych. Materiały konferencyjne „Poznawcze i praktyczne efekty badań prowadzonych w CPBP nr 03.11 w latach 1986–1990”. PAN Zabrze: 226–242.

of the presence of metallic elements in soil, which is an alternative method to chemical investigations. The applied method consisting in the evaluation of the magnetic susceptibility of soil is an easily measurable geophysical value describing capability of a given substance to magnetizing changes under the influence of the exterior magnetic field. The magnetic susceptibility measurements procedure is based upon relation between the magnetic susceptibility increase and the content of heavy metals in the soil environment.

An evaluation of applicability of the magnetometric investigations in environmental monitoring was carried out using a comparison between the magnetometric measurements results with chemical investigations results conducted to describe both horizontal and vertical migration of heavy metals leached from cement-ground road foundations.

Authors' address:

Andrzej Czerniak, Agata Poszyler-Adamska
Akademia Rolnicza im. Augusta Cieszkowskiego
w Poznaniu
Katedra Inżynierii Leśnej
ul. Mazowiecka 41, 60-623 Poznań
Poland

Summary

Monitoring of the forest area by the magnetometric methods. The paper presents the method of an initial identification

Jerzy JEZNACH

Katedra Kształtowania Środowiska SGGW
Zakład Kształtowania Środowiska i Melioracji

Międzynarodowa Konferencja Naukowa „Inżynieria i kształtowanie środowiska obszarów nieurbanizowanych. Woda w inżynierii krajobrazu”

Wydział Inżynierii i Kształtowania Środowiska Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie obchodził w roku bieżącym jubileusz 60-lecia studiów melioracyjnych w SGGW. Obchody były wyjątkowo uroczyste, gdyż łączyły się z jubileuszem 190-lecia Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego i 100-lecia Wydziału Rolnictwa i Biologii SGGW.

Uroczystości jubileuszowe rozpoczęły się nadaniem przez Senat Uczelni, na wniosek naszego Wydziału, zaszczytnego tytułu doktora honoris causa Panu prof. Hansowi-Peterowi Nachtnebelowi w dniu 19 maja 2006 roku.

Prof. Hans-Peter Nachtnebel jest kierownikiem Katedry Gospodarki Wodnej, Hydrologii i Budownictwa Wodnego Uniwersytetu Rolniczego (BOKU) w Wiedniu (Austria). W swoich pracach badawczych był prekursorem zastosowania nowoczesnych metod i technik do opisu analizowanych zjawisk i procesów: analizy ryzyka, metod stochastycznych, zbiorów rozmytych, analizy wielokryterialnej i geograficznych syste-



Prof. Dr Hans-Peter Nachtnebel,
doktor honoris causa SGGW

mów informacyjnych. Zajmuje się również badaniem wpływu zmian klimatu na zasoby wodne, koncentrując się na zagadnieniach związanych z przenoszeniem wyników z tzw. globalnych modeli



Uczestnicy Konferencji

cykulacji do zlewni rzecznych i statystyczną analizą uzyskanych rezultatów. Prace te prowadzone były w ramach licznych koordynowanych przez Niego projektów badawczych, krajowych i międzynarodowych.

Współpraca Profesora z Wydziałem Inżynierii i Kształtowania Środowiska SGGW datuje się od 1991 roku, tj. od czasu uruchomienia przez Unię Europejską programu TEMPUS. Instytut Profesora był partnerem w 8 wspólnych projektach. Projekty te przyczyniły się do istotnego rozwoju kadry naukowej, rozbudowy naszych laboratoriów i modernizacji programów dydaktycznych. Obecnie Instytut Profesora Nachtnebla współpracuje z SGGW w programie SOCRATES ERASMUS, w którego ramach prowadzona jest wymiana studentów. Profesor bierze również czynny udział we współpracy naukowej z SGGW. Zorganizował

wiele staży naukowych dla naszych pracowników, był opiekunem naukowym naszego doktoranta i recenzentem jego rozprawy doktorskiej. Aktualnie Instytut Profesora Nachtnebla jest partnerem w projekcie 5. Programu Ramowego Unii Europejskiej „Centrum doskonałości w zakresie hydrologii mokradeł”, a On pełni w nim rolę członka Międzynarodowej Rady Naukowej Centrum.

W ramach jubileuszu Wydział Inżynierii i Kształtowania Środowiska SGGW zorganizował w dniach 29–30 czerwca 2006 roku kolejną, czwartą (w cyklu 10-letnim), Międzynarodową Konferencję Naukową pt. „Inżynieria i kształtowanie środowiska obszarów nieurbanizowanych. Woda w inżynierii krajobrazu” (Water in Landscape Engineering), połączoną z głównymi obchodami 60-lecia studiów melioracyjnych w SGGW.

Honorowy patronat nad konferencją objął Minister Środowiska, prof. dr hab. Jan Szyszko. Współorganizatorem był Komitet Melioracji i Inżynierii Środowiska Rolniczego Polskiej Akademii Nauk.

Celem konferencji była wymiana doświadczeń i wyników badań pracowników naukowych, projektantów i wykonawców z zakresu inżynierii i kształtowania środowiska obszarów nieurbanizowanych.

W konferencji udział wzięło około 600 osób, reprezentujących wyższe uczelnie z Polski, Włoch, Niemiec, Holandii, Szwecji, Litwy, placówki naukowe Polskiej Akademii Nauk, badawcze instytuty resortowe oraz administrację rządową i samorządową, w tym 22 gości z zagranicy oraz szerokie grono absolwentów Wydziału.

Przyjęto 190 referatów, w tym 35 w języku angielskim, które przydzielono do czterech sesji tematycznych: 1 – Kształtowanie zasobów wodnych i glebowych oraz modelowanie obiegu wody i materii w zmieniającym się środowisku, 2 – Przyrodniczo-techniczne uwarunkowania kształtowania i ochrony środowiska obszarów nieurbanizowanych, 3 – Geoinżynieria w kształtowaniu środowiska, 4 – Problemy inżynierii budowlanej, sanitarnej oraz osadnictwa i geodezji.

Referaty w formie abstraktów opublikowano w materiałach konferencyjnych. Pełne teksty oryginalnych prac naukowych ukażą się w czasopiśmie: *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, *Acta Scientiarum Polonorum*, *Przegląd Naukowy Inżynieria i Kształtowanie Środowiska*, a także w *Annals of Warsaw Agricultural University – Land*

Reclamation oraz *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities*.

Konferencję podzielono na dwie sesje plenarne i osiem sesji tematycznych, w tym dwie prowadzone w języku angielskim, oraz sesję studenckich kół naukowych i dwie sesje plakatowe. Wygłoszono 83 referaty naukowe.

Na sesjach plenarnych wygłoszono referaty ogólne, prezentujące tematykę prac prowadzonych w różnych ośrodkach naukowo-badawczych w kraju i za granicą oraz dorobek katedr Wydziału.

Na sesji tematycznej pt. „Kształtowanie zasobów wodnych i glebowych oraz modelowanie obiegu wody i materii w zmieniającym się środowisku” wygłoszone referaty obejmowały empiryczną i teoretyczną ocenę zmian właściwości biologicznych i chemicznych wód płynących i gleb w różnych warunkach antropopresji, zintegrowane gospodarowanie zasobami wody, problemy inżynierii rzecznej w zmieniającym się środowisku, agroklimatyczną i klimatyczną charakterystykę środowiska naturalnego, przepustowość oraz zdolność transportową rzek i kanałów.

Sesja tematyczna pt. „Przyrodniczo-techniczne uwarunkowania kształtowania i ochrony środowiska obszarów nieurbanizowanych” obejmowała kształtowanie i ochronę zasobów przyrodniczych na obszarach wiejskich, środowiskowe i techniczne problemy systemów odwodnień i nawodnień, rolę infrastruktury rolniczej przestrzeni produkcyjnej w kształtowaniu środowiska obszarów wiejskich, przeciwdziałanie zagrożeniom środowiska na obszarach wiejskich, uwarunkowania gospodarowania zasobami wodnymi na obszarach problemowych.

Sekcja pt. „Geoinżynieria w kształtowaniu środowiska” obejmowała referaty z zakresu ziemnych budowli hydrotechnicznych, składowiska odpadów i grunty zanieczyszczone oraz infrastrukturę komunikacyjną.

Sekcja pt. „Problemy inżynierii budowlanej, sanitarnej oraz osadnictwa i geodezji” dotyczyła problemów inżynierii budowlanej, sanitarnej oraz osadnictwa i geodezji, a w szczególności: konstrukcji inżynierskich, budownictwa kubaturowego, sanitacji wsi, planowania przestrzennego, metod geodezyjnych urządzania terenów niezurbanizowanych.

W drugim dniu konferencji, tj. 30 czerwca, odbyło się uroczyste posiedzenie Rady Wydziału Inżynierii i Kształtowania Środowiska SGGW, na którym

okolicznościowe przemówienia wygłosili JM Rektor SGGW prof. dr hab. Tomasz Borecki i Dziekan Wydziału prof. dr hab. Kazimierz Banasik. Referat naukowy pt. „Woda w inżynierii i ochronie środowiska” przedstawili prof. dr hab. Edward Pierzgalski i prof. dr hab. Jan Żelazo.

Dziekan Wydziału odznaczył Medalem Pamiątkowym Wydziału Inżynierii i Kształtowania Środowiska SGGW zasłużonych pracowników, współpracowników i sympatyków Wydziału. Medal otrzymali profesorowie: Stefan Liwski, Wojciech Wolski, Józef Prończuk, Andrzej Byczkowski, Jerzy Kowalski, Zenon Pijanowski, Stanisław Pałys, Leszek Pływaczyk, Bogdan Wosiewicz, Sven Hartman, P.M.M. Warmerdam, Gunno Renman, Michał Jamiołkowski, Sven



Uroczyste posiedzenie Rady Wydziału Inżynierii i Kształtowania Środowiska SGGW



Prof. dr hab. inż. Stefan Liwski



Prof. dr hab. inż. Wojciech Wolski

Hansbo. Wręczono także odznaki resortowe i SITWM oraz odznakę honorową „Za Zasługi dla SGGW”.

Po posiedzeniu Rady Wydziału odbyła się sesja poświęcona dorobkowi naukowemu i zawodowemu prof. dr hab. inż. Stefana Liwskiego, na której prof. dr hab. Elżbieta Biernacka przedstawiła sylwetkę profesora, a prof. dr hab. Piotr Ilnicki, z Akademii Rolniczej w Poznaniu, wygłosił referat okolicznościowy pt. „Rola torfoznawstwa w ochronie środowiska”. Referaty i doniesienia zgłoszone na sesję zostaną opublikowane w monografii.

Następnie odbyła się druga sesja poświęcona dorobkowi naukowemu i zawodowemu prof. dr hab. inż. Wojciecha Wolskiego. Sylwetkę profesora przedstawił prof. dr hab. Zbigniew Lechowicz,

a referat okolicznościowy pt. „Zabezpieczenie Laguny Weneckiej przed wysokimi wodami” wygłosił prof. Michał Jamiolkowski z Politechniki w Turynie (Włochy). Referaty zgłoszone na sesję zostały opublikowane w monografii pt. „Geotechnika w hydrotechnice i budownictwie lądowym” wydanej przez Wydawnictwo SGGW.

W trakcie konferencji zorganizowano piknik plenerowy, na którym odbyły się spotkania absolwentów Wydziału i występ mgr. inż. Andrzeja Rosiewicza – rocznik 1968.

Z okazji 60-lecia Wydziału Inżynierii i Kształtowania Środowiska SGGW wydano „Kronikę jubileuszową”.

Grzegorz MAJEWSKI

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW
Zakład Meteorologii i Klimatologii

V Międzynarodowa Konferencja Naukowa „Ochrona powietrza w teorii i praktyce”

Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk w Zabrzu przy współpracy z naukową siecią tematyczną Zanieczyszczenia Powietrza / Zmiany Klimatu AIRCLIM-NET oraz Katedrą Ochrony Powietrza Politechniki Śląskiej zorganizował w dniach 19–21 października 2006 roku w Zakopanem V Międzynarodową Konferencję Naukową „Ochrona powietrza w teorii i praktyce”. Celem tej konferencji była prezentacja osiągnięć naukowych oraz wymiana poglądów i doświadczeń w zakresie zanieczyszczenia powietrza, przemian zanieczyszczeń, modelowania i prognozowania stanu czystości powietrza, monitoringu, emisji substancji zanieczyszczających, badania ich właściwości i metody ograniczenia emisji. Na konferencji wygłoszono 39 referatów (w tym 5 w języku angielskim) i przedstawiono 40 posterów. Wszystkie artykuły zostały zrecenzowane i opracowane redakcyjnie, a następnie wydane w dwu tomach w czasopiśmie *Ochrona Powietrza w Teorii i Praktyce* (pod redakcją J. Konieczynskiego, Wydaw. IPIŚ PAN w Zabrzu, Zabrze 2006). W konfe-

rencji uczestniczyło około 80 specjalistów wywodzących się głównie ze środowisk skupionych w wyższych uczelniach, instytutach naukowych i jednostkach badawczo-rozwojowych, m.in.: Politechniki Częstochowskiej, Politechniki Lubelskiej, Politechniki Łódzkiej, Politechniki Szczecińskiej, Politechniki Śląskiej, Politechniki Warszawskiej, Politechniki Wrocławskiej, Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza, Uniwersytetu Gdańskiego, Uniwersytetu Opolskiego, Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego, Akademii Górniczo-Hutniczej, Instytutu Podstaw Inżynierii Środowiska PAN – Zabrze, Instytutu Technologii Nieorganicznej i Nawozów Mineralnych, Instytutu Inżynierii Chemicznej PAN Gliwice, Norwegien Institute for Air Research – Norway, Instytutu Materiałów Ogniotrwałych – Gliwice, IMiGW – Kraków, Instytutu Inżynierii Chemicznej PAN – Gliwice, Instytutu Medycyny Pracy i Zdrowia Środowiskowego – Sosnowiec, Instytutu Chemicznej Przeróbki Węgla – Zabrze, IMiGW – Warszawa, IMiGW Ośrodek Aerologii – Legionowo, Instytutu Ochrony Środowiska

– Warszawa, Instytutu Badawczego Leśnictwa – Warszawa, Instytutu Energetyki – Warszawa, Instytutu Chemii i Techniki Jądrowej – Warszawa, Głównego Instytutu Górnicztwa – Katowice, Instytutu Fizyki Jądrowej PAN – Kraków, Górnośląskiego Centrum Hydrologiczno-Meteorologicznego – Katowice.

Na szczególną uwagę zasługują wymienione poniżej wystąpienia:

- Z. Lityńska „Antropogeniczne zmiany klimatu”. W wystąpieniu zwrócono szczególną uwagę na dwa gazy cieplarniane – ozon i parę wodną. Podkreślono, że radiacyjne właściwości ozonu i pary wodnej mają bezpośredni wpływ na wielkość promieniowania absorbowanego i emitowanego, mogą zatem powodować zmiany struktury termicznej atmosfery. Od temperatury zaś zależy szybkość przebiegu wielu reakcji chemicznych. W efekcie są możliwe skomplikowane interakcje między chemią, promieniowaniem i dynamiką atmosfery.
- A. Jurewicz „Teledetekcyjne pomiary składu atmosfer planetarnych”. Omówione zostały fizyczne podstawy uzyskiwania informacji o zanieczyszczeniach atmosfery na podstawie analizy widm natężenia promieniowania słonecznego, przechodzącego przez atmosferę oraz jej promieniowania własnego.
- J. Świądrowski „Zgazowanie węgla jako sposób ochrony powietrza”. W wystąpieniu przedstawione zostały podstawowe metody zgazowania węgla oraz kierunki produktów zgazowania. Porównano nowoczesne technologie energetyczne oparte na zgazowaniu węgla z tradycyjnymi

technologiami spalania węgla oraz przedstawiono korzyści ze zgazowania, głównie w aspekcie emisji zanieczyszczeń środowiska.

- S. Hławiczka „Ocena możliwości redukcji emisji rtęci do atmosfery z obszaru Polski”
- K. Kubica „Efekty ekologiczne wdrażania programu redukcji niskiej emisji (PONE) na przykładzie miasta Tychy”
- J. Koniecznyński „Pomiary i badania emisji zanieczyszczeń pyłowych i gazowych z kotłów z cyrkulacyjnym złożem fluidalnym”
- T. Kilgus “The newest tools for AQM, EU criteria components, gases, PM, speciation”
- W. Nowak „Ograniczenie emisji CO₂ do atmosfery w procesach spalania węgla w atmosferze wzbogaconej tlenem”
- Y. Sun “Organic pollutants treatment from air using electron beam technology”
- A. Smoliński „Chemometryczne techniki eksploatacji i modelowania danych z monitoringu chemicznych zanieczyszczeń powietrza”
- R. Zarzycki „Dyfuzja w procesach ruchu masy”
- J. Zwoździak „BTX-y i ich czasowe zróżnicowanie w atmosferze Wrocławia”

Zakład Meteorologii i Klimatologii SGGW reprezentował mgr inż G. Majewski. Wygłosił referat na temat „Analiza stężeń zanieczyszczeń komunikacyjnych na tle natężenia ruchu pojazdów i podstawowych elementów meteorologicznych” (współautor: A. Badyda, PW).

W podsumowaniu konferencji zwrócono uwagę na szeroką tematykę

przedstawionych referatów oraz wnikliwą dyskusję pojawiającą się po ich wygłoszeniu. Podkreślono, że jednym z kluczowych, dotąd nierozwiązanych problemów jest niska emisja – groźna, bo wywołana użytkownikami węgla w gospodarstwach domowych na skalę niespotykaną w krajach Unii Europejskiej. Zauważono, że w atmosferze naszych miast, nadmiernie zanieczyszczonej emisją przemysłową i emisją niską, zagrażają zanieczyszczenia komunikacyjne, których udział w emisji całkowitej jest coraz większy. Zwrócono także uwagę na brak dostatecznego

rozpoznania wpływu warunków meteorologicznych na stan aerosanitarny atmosfery. Wszystko to sprawia, że nadal istnieje zapotrzebowanie na teoretyczne badania i praktyczne zastosowanie w ochronie powietrza. Tak liczna na konferencji prezentacja wyników, aktualnie prowadzonych badań naukowych i prac rozwojowych odzwierciedla kierunki zainteresowań, osiągnięcia i poziom badań. Świadczy też o ukształtowaniu się wielu ośrodków zajmujących się ochroną powietrza, a rozmieszczonych na terenie całej Polski.