
Szkoła
Główna
Gospodarstwa
Wiejskiego
w Warszawie

Przegląd Naukowy

Wydziału Inżynierii i Kształtowania Środowiska

Zeszyt 19

SCIENTIFIC REVIEW FACULTY OF ENGINEERING
AND ENVIRONMENTAL SCIENCES
WARSAW AGRICULTURAL UNIVERSITY
formerly
FACULTY OF LAND RECLAMATION
AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING

ZESPÓŁ REDAKCYJNY

Andrzej Ciepielowski, Bonifacy Łykowski (przewodniczący), Mieczysław Połoński

RECENZENCI

Andrzej Ciepielowski, Szczepan L. Dąbkowski, Magdalena Frąk, Janusz Kubrak, Bonifacy Łykowski, Romuald Madany, Waldemar Misiak, Hanna Obarska-Pempkowiak, Kazimierz Piekut, Ewa Pisarska, Alojzy Szymański, Beata Tarnawska-Kukawska, Andrzej Wanke, Edward Wienclaw, Janusz Zakrzewski, Jan Żelazo

ADRES REDAKCJI

Wydział Inżynierii i Kształtowania Środowiska SGGW
ul. Nowoursynowska 166, 02-787 Warszawa
tel. 843-90-41 (61, 81), w. 11273 i 11769

Szkoła
Główna
Gospodarstwa
Wiejskiego
w Warszawie

Przegląd Naukowy

Wydziału Inżynierii i Kształtowania Środowiska
d. Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska

Zeszyt 19

Warszawa 2000

Spis treści *Contents*

PRACE ORYGINALNE

- J. KUBRAK, A. KOZIOL: Porównanie wyników badań i obliczeń przepustowości koryta o przekroju dwudzielnym z drzewami w terenie zalewowym
Comparison of experimental and computational results for the flow capacity of a compound channel with trees on flood plains 3
- K. BANASIK, M. BARSZCZ: Czas opóźnienia odpływu wezbraniowego z małej zlewni rolniczej
Lag time of runoff for a small agricultural catchment 15
- A. CIEPIEŁOWSKI, S.L. DĄBKOWSKI, R. LASKOWSKI, Z. POPEK: Możliwości zwiększenia retencji wodnej na obszarach leśnych Obrębu Władysławów w Lasach Janowskich
Possibility of water retention increasing on Władysławów sub-district forest areas in Janowskie Forests 25
- S.L. DĄBKOWSKI, P. SIWICKI: Analiza głębokości rozmycia koryta na modelach jazu
Analysis of depth of scour on the dam models 39
- S.L. DĄBKOWSKI, J. URBĄŃSKI: O przepływie w korycie zarośniętym trawami
About flow in vegetated channel 51
- M. KALENIK: Tendencje zmian zwierciadła wody gruntowej pod drenażem rozsączającym ścieki
Tendency of groundwater table changing under subsurface sewage disposal field 61
- M. WIŚNIEWSKA: Projekt i ocena oddziaływania na środowisko zbiornika Regimin na rzece Łydyni
Project and environmental impact assessment for "Regimin" reservoir on the Łydynia River . . . 73
- T. ROZBICKI, K. ROZBICKA: Wielomianowy model przebiegu zdolności ewaporacyjnej powietrza w Warszawie-Ursynowie
Polynomial model of evaporation course in Warsaw-Ursynów 87
- E. BIERNACKA, T. OZIMEK: Przystosowanie *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steud. wykorzystywanej w przeróbce osadów ściekowych
Application of Phragmites australis in adaptation of sludge 95
- T. SIWIEC: Start up of sequencing batch reactors (SBR) in selected wastewater treatment plants
Rozruch sekwencyjnych reaktorów biologicznych SBR na przykładzie wybranych oczyszczalni ścieków 101
- M.J. MAŁUSZYŃSKI: Zmiany stężeń miedzi i niklu w wodach Wisły oraz jej wybranych dopływów w okolicach Warszawy
Changes of copper and nickel contents in Vistula River and it's side streams near Warsaw . . . 111
- M. KRUKOWSKI, T. SUCHECKA: Wstępna ocena osadów ściekowych z oczyszczalni miasta Rypina
Initial estimation of sludge from municipal purification plant at Rypin 119

H. ZŁOTOSZEWSKA-NIEDZIAŁEK: Ocena wpływu składowisk odpadów komunalnych na stan zanieczyszczenia wód podziemnych <i>Estimation of the influence of waste landfills on groundwater pollution</i>	127
B. ŁYKOWSKI: Kwasowość opadów atmosferycznych w rejonie Ursynowa w latach 1997–1999 <i>Acidity of precipitation-water in Ursynów in period 1997–1999</i>	137
K. PACHUTA, P. OGŁECKI: Rośliny naczyniowe i fauna Jeziora Imielińskiego w Warszawie <i>The vascular plants and fauna of the Imielińskie Lake in Warsaw</i>	143
M. POŁOŃSKI, S. SZARLIK-SZCZEPAŃCZYK: Możliwości zastosowania programów do kosztorysowania robót budowlanych w świetle obowiązujących przepisów <i>The possibility of using program for cost calculations in the light of obligatory rules</i>	153
D. GOŁASZEWSKI: Wpływ wiatru i zachmurzenia na przebieg temperatury powietrza w wybranych dniach przymrozkowych w Warszawie-Ursynowie <i>The influence of wind and cloudness on the air temperature courses on selected days with frost in Warsaw-Ursynów</i>	169
PRACE NAUKOWO-PRZEGLĄDOWE	
K. PIEKUT, J. SZTYBER: Ocena oddziaływań pośrednich, kumulacyjnych i interakcji oddziaływań <i>Assessment of indirect, cumulative impacts and impact interactions</i>	179
P. HEWELKE, J. MAŁEK, J. SAMOL: The role of environmental management systems in protection of water resources in Poland <i>Rola systemów zarządzania środowiskiem w kształtowaniu i ochronie zasobów wodnych</i>	189
T. FALKOWSKI: Warunki naturalnej stabilizacji koryta rzecznego na obszarach niżowych o rzeźbie glacialnej <i>Conditions of river channels natural stabilisation on the glacial relief lowland areas</i>	197
Z. POPEK, T. FALKOWSKI: Tendencje zmian charakterystyki zjawisk lodowych na odcinku Wisły Środkowej w okresie ostatnich 50 lat <i>Tendency of ice phenomena characteristic changes on the Middle Vistula River reach in last 50 years period</i>	207
I. MAŁUSZYŃSKA, M.J. MAŁUSZYŃSKI: Kadm w środowisku <i>Cadmium in environment</i>	227
A. BOŹKO, K. PUCHTA: Ołów w glebach rolniczych w Polsce <i>Lead in agricultural soil in Poland</i>	237
A. BOŹKO, K. PUCHTA: Zawartość ołowiu w Polsce w glebach obszarów silnie uprzemysłowionych oraz w pobliżu źródeł emisji <i>Lead content in Poland in soil of highly industrialized regions and near emission sources</i>	243
M. KLENIEWSKA: Oddziaływanie dwutlenku siarki na środowisko <i>The influence of sulphur dioxide on natural environment</i>	251
KRONIKA	
B. ŁYKOWSKI: Działalność naukowo-badawcza Zakładu Meteorologii i Klimatologii SGGW. W 70-lecie istnienia	259
J. WYSOCKI: Ogólnopolska konferencja na temat: „Metody geodezji, fotogrametrii i teledetekcji dla inżynierii środowiska i budownictwa”	263
L. HEJDUK, M. WIŚNIEWSKA: Letnia Szkoła Hydroinformatyki, Cottbus – Niemcy, 4–13 października 2000	267

© Copyright by Wydawnictwo SGGW, Warszawa 2000

Projekt okładki i strony tytułowej – Barbara Werbanowska

Redaktor – Ewa Ramus

Redaktor techniczny – Krystyna Piotrowska

Korekta – Jadwiga Rydzewska

ISBN 83-7244-184-7

Druk: P.P. EVAN, 02-629 Warszawa, ul. Pilicka 11

Janusz KUBRAK, Adam KOZIOL

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW

Department of Hydraulic Engineering and Environmental Recultivation WAU

Porównanie wyników badań i obliczeń przepustowości koryta o przekroju dwudzielnym z drzewami w terenie zalewowym **Comparison of experimental and computational results for the flow capacity of a compound channel with trees on flood plains**

Wstęp

Warunki przepływu wody w korytach rzecznych kształtowane są pod wpływem chropowatości powierzchni dna i skarp koryta, form dennych, układu w planie, transportu rumowiska i porastających koryto roślin. W złożonym przekroju poprzecznym naturalnego koryta występuje wyraźne zróżnicowanie zbiorowisk roślinnych. Powyżej wody brzegowej koryta rzeczne porastają trzciny, trawy, krzewy i drzewa. Naturalne zróżnicowanie geometrii koryta, chropowatości powierzchni i sposobu rozmieszczenia roślinności w korycie oznacza praktycznie konieczność uwzględnienia w obliczeniach przepustowości koryta coraz większej liczby parametrów. W pracy przedstawiono porównanie wyników obliczeń przepustowości koryt o złożonych przekrojach poprzecznych, z drzewami występującymi w terenach zalewowych i o zróżnicowanej chropowatości powierzchni metodą opracowaną przez Paschego (1984)

i zmodyfikowaną przez Mertensa (1989) z wynikami pomiarów. Obie metody obliczeń są oparte na uniwersalnym równaniu przepływu Darcy'ego-Weisbacha, z zależnościami Colebroocka-White'a i Lindnera do wyznaczania bezwymiarowych współczynników oporu powierzchni koryta i drzew, i są zalecane do stosowania w praktyce inżynierskiej przez Niemiecki Związek Inżynierów Gospodarki Wodnej (DVWK-Merkblätter 220, 1991).

Metodyka i zakres badań

Badania przepustowości koryt o złożonym trapezowym przekroju poprzecznym prowadzono w latach 1988–1998 w Katedrze Budownictwa Wodnego w Szkole Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w prostoliniowym, betonowym korycie długości 16 m i całkowitej szerokości 2,10 m z symetrycznymi terenami zalewowymi. Podłużny spadek dna koryta

głównego i terenów zalewowych był stały i równy 0,5%. Drzewa modelowano sztywnymi metalowymi rurkami o średnicy 8 mm, mocowanymi do modelu drewnianych belek umieszczonych nad korytem prostopadle do jego osi. W różnych wariantach badań zmieniano rozmieszczenie drzew w planie koryta, które było jednakowe w przekrojach poprzecznych na całej długości koryta. Szczegółowy opis badań i wyników obliczeń dla różnych wariantów zawiera praca Koziola (1999). Badania przepustowości prowadzono dla następujących wariantów:

*Wariant 1.1**: gładka powierzchnia koryta. Rozmieszczenie drzew w planie terenów zalewowych i skarpie koryta głównego było regularne, tzn. w oczkach siatki $0,10 \times 0,10$ m (rys. 1a). W 161 przekrojach poprzecznych koryta znajdowało się po 18 drzew, a w sumie było ich 2898.

*Wariant 1.2**: powierzchnia koryta i rozmieszczenie drzew jak w wariantcie 1.1, lecz usunięto po 1 drzewie z prawej skarpy koryta głównego (rys. 1b).

*Wariant 1.3**: powierzchnia koryta jak w wariantcie 1.1, lecz usunięto wszystkie drzewa z prawego terenu zalewowego (rys. 1c).

Wariant 2.1: gładka powierzchnia koryta głównego, natomiast powierzchnia terenów zalewowych została pokryta ziarnami kruszywa łamanego, tzw. lastryko o średnicy od 0,5 do 1 cm ułożonego na zaprawie cementowej. Drzewa rozmieszczone były regularnie w oczkach siatki

$0,10 \times 0,10$ m. W przekrojach poprzecznych znajdowało się po 16 drzew w 161 przekrojach (rys. 1d).

Wariant 2.2: powierzchnia koryta jak w wariantcie 2.1. Drzewa rozmieszczone były regularnie w oczkach siatki $0,20 \times 0,20$ m. W przekrojach poprzecznych znajdowało się po 8 drzew w 161 przekrojach (rys. 1d).

Obliczanie natężenia przepływu metodą Paschego (1984)

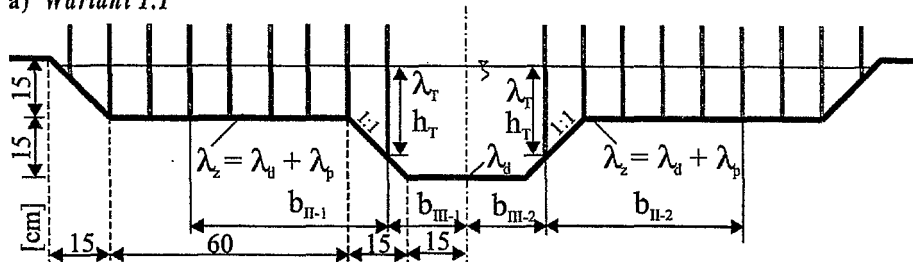
Obliczenia natężenia przepływu w korycie wykonano dla wszystkich wymienionych wariantów badań. W obliczeniach przyjmowano wartości chropowatości absolutnej powierzchni koryta, wyznaczone metodą pośrednią ze wzoru Colebrooka-White'a dla określonych w pomiarach średnich prędkości przepływu w korycie bez drzew.

Dla powierzchni gładkich otrzymano chropowatość absolutną $k_s = 0,00005$ m. Dla powierzchni chropowatej lewego terenu zalewowego wyznaczono $k_s = 0,0074$ m, a dla powierzchni prawego terenu zalewowego $k_s = 0,0124$ m.

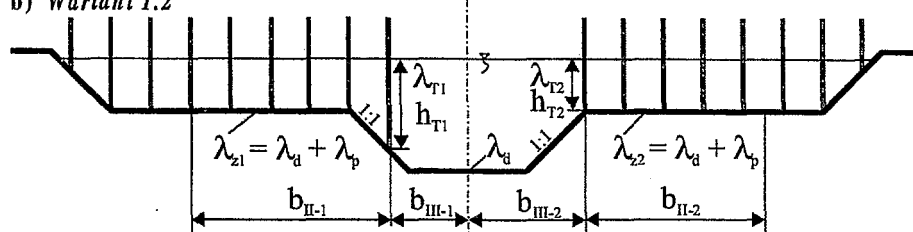
Kolejność wykonywanych obliczeń ilustrują schematy strukturalne pokazane w tabelach 1, 2 i 3, według których opracowano programy obliczeniowe w języku PASCAL. Obliczenia rozpoczyna się od określenia wartości współczynnika oporu w terenie zalewowym z drzewami (tab. 1). Najpierw zakłada się wartość współczynnika oporu grupy drzew

* Badania w wariantach 1.1, 1.2 i 1.3 przeprowadzono w Katedrze Budownictwa Wodnego SGGW w latach 1991–1994 w ramach grantu KBN 5080591.01 „Hydrauliczne warunki przepływu w korytach wielkich wód”.

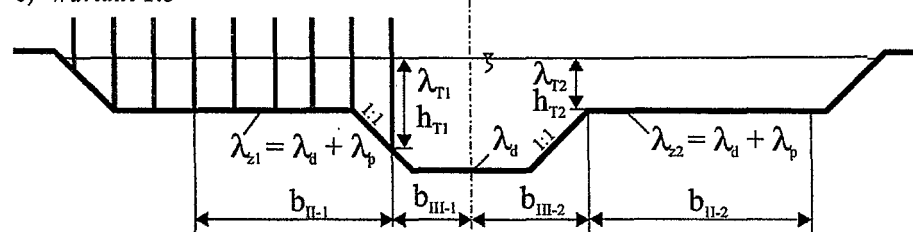
a) *Wariant 1.1*



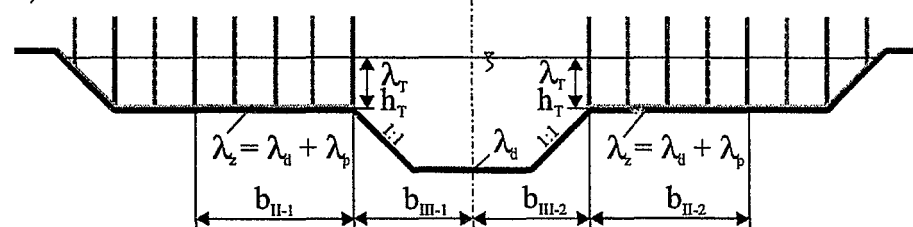
b) *Wariant 1.2*



c) *Wariant 1.3*



d) *Wariant 2.1 i 2.2*



RYSUNEK 1. Schematy podziału złożonego przekroju koryta w obliczeniach prędkości i natężenia przepływu w różnych wariantach badań

FIGURE 1. Scheme of a compound cross-section divided for computations of flow velocities and discharges in various variants of investigations

$C_{WR} = 1,0$. Następnie z zależności Lindnera (1) oblicza się wartość współczynnika oporu grupy drzew λ_p . Współczynnik oporów dna terenu zalewowego oblicza się ze wzoru Colebrooka-White'a (2). Sumaryczny współczynnik oporów przepływu w terenie zalewowym jest sumą współczynnika oporu powierzchni koryta λ_d (3) i współczynnika oporu grupy drzew λ_p . Średnią prędkość przepływu w terenie zalewowym oblicza się ze wzoru Darcy'ego-Weisbacha (4) i ponownie prowadzi się oszacowanie wartości współczynnika oporów pojedynczego drzewa jednym ze wzorów (6), (7) lub (8) w zależności od wartości liczby Reynoldsa (5), przyjmując prędkość dopływu wody do drzew v_i równą średniej prędkości przepływu po terenie zalewowym ($v_i = v_z$). Następnie oblicza się zwiększenie współczynnika oporów grupy drzew o wartość uwzględniającą sfalowanie swobodnej powierzchni wody w korycie (16). Wpływ ten uwzględniono przez obliczenie liczby Froude'a w przekrojach przed drzewem (Fr_1) i tuż za drzewem (Fr_2) (14). Współczynniki oporu, z uwzględnieniem sfalowania powierzchni wody, oblicza się z zależności (16) podanej przez Lindnera. Obliczenia prędkości w terenie zalewowym powtarza się do chwili, gdy obliczona ze wzoru (16) wartość współczynnika oporu grupy drzew nie będzie ulegała zmianie w trakcie iteracji.

Po obliczeniu średniej prędkości przepływu po terenie zalewowym rozpoczyna się obliczenia średniej prędkości w płaszczyźnie rozdziału złożonego przekroju v_T (tab. 2). Wstępnie zakłada się wartość tej prędkości równą $1,5v_z$, tj. pół-

tora średniej prędkości przepływu po terenie zalewowym z drzewami. Dla założonej wartości prędkości oblicza się współczynniki oporów dla drzewa – zależności (6), (7), (8) – w obszarze interakcji o szerokości b_{II} , w którym obserwowane jest przyspieszenie przepływu wywołane przepływem strumienia w korycie głównym. Następnie oblicza się parametr roślinności Ω (17), pozwalający wyznaczyć szerokość obszaru interakcji b_{II} (19), tzn. bezpośredniego oddziaływania koryta głównego na przepływ w terenie zalewowym, i współczynnik oporów w płaszczyźnie rozdziału złożonego przekroju koryta λ_T (20). Wartość współczynnika oporów λ_T wykorzystuje się do obliczeń uśrednionego współczynnika oporów λ_{gc} w korycie głównym (22). Współczynnik oporów dna koryta głównego λ_d oblicza się ze wzoru Colebrooka-White'a (2), dla wyznaczonych metodą iteracji promieni hydraulicznych tych części przekroju, w których warunki przepływu kształtuje chropowatość powierzchni dna, skarp oraz pozorna chropowatość ścianki rozdziału według zależności (21). Średnią wartość współczynnika oporów w korycie głównym oblicza się jako średnią ważoną wzdłuż obwodu zwilżonego przekroju (22).

Obliczanie natężenia przepływu metodą Mertensa (1989)

Obliczenia przepustowości powtórzono, stosując metodę Mertensa (tab. 3). Zasadnicza różnica obliczeń prędkości tą metodą w stosunku do obliczeń metodą Paschego sprowadza się do rezygnacji z iteracji wartości współczynników

TALELA 1. Schemat obliczeń prędkości przepływu na zadrzewionym terenie zalewowym koryta według metody Paschego

TABLE 1. Scheme for computations of flow velocities on flood plains vegetated with trees by means of Pasche method

Obliczanie średniej prędkości przepływu w terenie zalewowym z drzewami v_z	
Dane: $d_p, a_x, a_y, J, k_s, h, H, g$	
Założenie: $c_{WRz} = 1,0$	
Iteracja do spełnienia kryterium $c_{WRz} = c_{WR}$	
$\lambda_p = C_{WR} \frac{4d_p h \cos \alpha}{a_x a_y}$	(1)
$\frac{1}{\sqrt{\lambda_d}} = -2,03 \log \left(\frac{25,51 \nu}{4\sqrt{8gJ} R^{1,5}} + \frac{k_s/R}{14,84} \right)$	(2)
$\lambda_z = \lambda_p + \lambda_d$	(3)
$v_z = \sqrt{\frac{8gRJ}{\lambda_z}}$	(4)
$Re_p = \frac{v_z d_p}{\nu}$	(5)
$C_W = 3,07 Re_p^{-0,168}$ dla $Re_p < 800$	(6)
$C_W = 1,0$ dla $800 \leq Re_p < 8000$	(7)
$C_W = 1,2$ dla $8000 \leq Re_p < 10^5$	(8)
$0,03 = 0,9 \left(\frac{a_{NL}}{C_W d_p} \right)^{-0,7} \left(1 + \frac{g a_{NL} J}{v_z^2/2} \right)^{-1,5}$ (rozwiązanie dla a_{NL})	(9)
$a_{NB} = 0,24 a_{NL}^{0,59} (C_W d_p)^{0,41}$	(10)
$\left(\frac{v_i}{v_z} \right)^2 = 1,15 \left(\frac{a_{NL}}{a_x} \right)^{-0,483} + 0,5 \left(\frac{a_{NB}}{a_y} \right)^{1,1}$	(11)
$Fr_1 = \frac{v_z}{\sqrt{gh}}$	(12)
obliczanie y^* z równania $Fr_2^2 = \frac{(a_y - d_p)y^* (y^{*2} - 1)}{2 \left[(a_y - d_p)y^* - a_y \right]}$	(13)
$Fr_1 - Fr_2 = 0$	(14)
$\Delta C_W = \frac{2}{Fr^2} (1 - y^*)$	(15)
$C_{WR} = \left(1 + 1,9 \frac{d_p}{a_y} C_W \right) \left(\frac{v_i}{v_z} \right)^2 + \Delta C_W$	(16)
$\lambda_p, \lambda_d, v_z$	

TABELA 2. Schemat obliczeń prędkości przepływu na zadrzewionym terenie zalewowym koryta w obszarze interakcji i w korycie głównym według metody Paschego

TABLE 2. Scheme for computations of flow velocities on flood plains vegetated with trees and in the main channel by means of Pasche method

Obliczanie prędkości przepływu w terenie zalewowym w obszarze interakcji o szerokości b_{II}	
Dane: h_T oraz wszystkie wielkości dane i obliczone z tabeli 1	
Założenie $v_{Tz} \approx 1,5 \dot{v}_z$	
Iteracja do spełnienia kryterium $v_{Tz} = v_T$	
$Re_p = \frac{v_z d_p}{\nu}$	(5)
$C_W = 3,07 Re_p^{-0,68}$ dla $Re_p < 800$	(6)
$C_W = 1,0$ dla $800 \leq Re_p < 8000$	(7)
$C_W = 1,2$ dla $8000 \leq Re_p < 10^5$	(8)
$0,03 = 0,9 \left(\frac{a_{NL}}{C_W d_p} \right)^{-0,7} \left(1 + \frac{g a_{NL} J}{v_T^2 / 2} \right)^{-1,5}$	(9)
$a_{NB} = 0,24 a_{NL}^{0,59} (C_W d_p)^{0,41}$	(10)
$\Omega = \left(0,07 \frac{a_{NL}}{a_x} \right)^{3,3} + \left(\frac{a_{NB}}{a_y} \right)^{0,95}$	(17)
$C_T = -3,27 \lg \Omega + 2,85$	(18)
$b_{II} = \frac{ch_T}{\lambda_z} (0,068 \cdot 2,72^{0,56 C_T} - 0,056)^{-1,0}$	(19)
$\frac{1}{\sqrt{\lambda_T}} = -2,03 \log \left[0,06 \left(\frac{b_{II}}{b_{III}} \right)^{0,9} \Omega \right]$	(20)
Obliczanie średniej prędkości v_{gc} przepływu w korycie głównym	
$\frac{1}{\sqrt{\lambda_d}} = -2,03 \log \left(\frac{25,51}{Re \sqrt{\lambda_d}} + \frac{k_s / R}{14,84} \right)$	(2)
$\lambda_i = \frac{R_i}{R_{gc}} \lambda_{gc}$	(21)
$\lambda_{gc} = \Sigma O_i \lambda_i / \Sigma O_i$	(22)
$v_{gc} = \sqrt{\frac{8gR_{gc}J}{\lambda_{gc}}}$	(4)
$v'_T = v_{gc} \sqrt{\frac{\lambda_T}{8}}$	(23)
$v_T = c_T v'_T$	(24)

cd. tabeli 2

Obliczanie natężenia przepływu w całym przekroju koryta	
$Q_g = F_g v_{gc}$	(25)
$Q_z = F_z v_z$	(26)
$\Delta Q_z = 0,25 b_{II} h (v_T - v_z)$	(27)
$Q_c = Q_g + \Sigma Q_z + \Delta Q_z$	(28)

TABELA 3. Schemat strukturalny obliczeń prędkości przepływu na zadrzewionym terenie zalewowym koryta i w korycie głównym według metody Mertensa

TABLE 3. Structure scheme for computations of flow velocities on flood plains vegetated with trees and in the main channel by means of Mertens method

Obliczanie średniej prędkości przepływu w terenie zalewowym z drzewami	
Dane: $d_p, a_x, a_y, J, k_s, h, H, g$	
Założenie: $c_{WRz} = 1,3$	
$\lambda^p = C_{WR} \frac{4d_p h \cos \alpha}{a_x a_y}$	(1)
$\frac{1}{\sqrt{\lambda_d}} = -2,03 \log \left(\frac{25,51}{\text{Re} \sqrt{\lambda_d}} + \frac{k_s/R}{14,84} \right)$	(2)
$\lambda_z = \lambda_p + \lambda_d$	(3)
$v_z = \sqrt{\frac{8gR_z J}{\lambda_z}}$	(4)
$B = \left(\frac{a_x}{d_p} - 1 \right)^2 \left(\frac{a_y}{d_p} \right)$	(29)
$b_{II} = b_{III}$ dla $B \geq 16$	(30)
$b_{II} = 0,25 b_{III} B^{0,5}$ dla $B < 16$	(31)
$k_T = [1,2 - 0,3 \cdot 10^{-3} B + 0,06 \cdot (10^{-3} B)^{1,5}] b_{II} + 1,5 d_p$	(32)
$\frac{1}{\sqrt{\lambda_T}} = -2,03 \log \left(\frac{k_T/b_{III}}{14,84} \right)$	(33)
Obliczanie średniej prędkości przepływu v_{gc} w korycie głównym	
$\frac{1}{\sqrt{\lambda_d}} = -2,03 \log \left(\frac{25,51}{\text{Re} \sqrt{\lambda_d}} + \frac{k_s/R}{14,84} \right)$	(2)
$\lambda_i = \frac{R_i}{R_{gc}} \lambda_{gc}$	(21)
$\lambda_{gc} = \Sigma O_i \lambda_i / \Sigma O_i$	(22)
$v_{gc} = \sqrt{\frac{8gR_{gc} J}{\lambda_{gc}}}$	(4)

Obliczanie natężenia przepływu w całym przekroju koryta

$$Q_g = F_g v_{gc} \quad (25)$$

$$Q_z = F_z v_z \quad (26)$$

$$Q_c = Q_g + \Sigma Q_z \quad (34)$$

Objaśnienia do tabel 1–3:

- a_{NL}, a_{NB} – długość i szerokość ścieżki wirowej za drzewem [m],
 a_x – odległość między drzewami w kierunku zgodnym z osią koryta [m],
 a_y – odległość między drzewami w kierunku poprzecznym do osi koryta [m],
 b_{II} – szerokość terenu zalewowego o wyraźnym oddziaływaniu koryta głównego [m],
 b_{III} – szerokość koryta głównego [m],
 B – parametr roślinności [-],
 c_T – bezwymiarowa prędkość w płaszczyźnie rozdziału [-],
 C_W – bezwymiarowy współczynnik oporów pojedynczego drzewa [-],
 C_{WR} – bezwymiarowy współczynnik oporów grupy drzew [-],
 ΔC_W – przyrost współczynnika oporów drzew wywołany sfalowaniem powierzchni wody,
 d_p – średnica drzewa [m],
 F_g – pole powierzchni przekroju koryta głównego [m²],
 F_z – pole powierzchni przekroju terenu zalewowego koryta [m²],
 Fr_1, Fr_2 – liczby Froude'a, odpowiednio w przekroju: przed i za drzewem [-],
 h – głębokość wody w danej części koryta [m],
 h_v – głębokość wody w terenie zalewowym [m],
 J – spadek hydrauliczny [-],
 k_s – zastępcza wysokość występow szorstkości powierzchni koryta [m],
 k_T – zastępcza wysokość występow szorstkości w płaszczyźnie rozdziału [m],
 O_i – obwód zwilżony koryta o jednorodnej chropowatości [m],
 R – promień hydrauliczny przekroju koryta [m],
 R_T – promień hydrauliczny odnoszący się do oporu stawianego przez płaszczyznę rozdziału [m],
 Re_p – liczba Reynoldsa obliczana dla drzew [-],
 Q_g – natężenie przepływu w korycie głównym [m³ · s⁻¹],
 Q_z – natężenie przepływu w terenie zalewowym [m³ · s⁻¹],
 Q_c – całkowite natężenie przepływu w korycie [m³ · s⁻¹],
 v – obliczona średnia prędkość przepływu w obszarze wolnym od drzew bez uwzględniania interakcji [m/s],
 v_z – obliczona średnia prędkość przepływu w obszarze porośniętym drzewami [m · s⁻¹],
 v_i – prędkość dopływu wody do drzewa [m · s⁻¹],
 v_T – średnia prędkość w miejscu rozdziału złożonego przekroju koryta [m · s⁻¹],
 y^* – wielkość wykorzystywana do obliczania przyrostu wartości współczynników oporu wywołanych sfalowaniem powierzchni wody [-],
 α – kąt nachylenia dna koryta w kierunku przepływu [...°],
 Ω – bezwymiarowy współczynnik porośnięcia drzewami [-],
 λ_z – współczynnik oporów terenu zalewowego [-],
 λ_T – współczynnik oporów w płaszczyźnie rozdziału koryta głównego i terenu zalewowego [-],
 λ_i – współczynnik oporów powierzchni przekroju o długości O_i [-],
 λ_p – współczynnik oporów dla grupy drzew na terenie zalewowym [-],
 λ_d – współczynnik oporów dna koryta [-],
 λ_{gc} – średni współczynnik oporów koryta głównego [-],
 ν – kinematyczny współczynnik lepkości wody [m² · s⁻¹].

oporu dla grupy drzew i przyjęcia stałej wartości współczynnika oporu $C_{WR} = 1,3$, a także do uzależnienia chropowatości pozornej k_T płaszczyzny podziału złożonego przekroju od parametru roślinności B , obliczanego na podstawie średnicy drzew i odległości między nimi (29). Średnią prędkość przepływu w korycie głównym oblicza się jak w metodzie Paschego, tzn. rozdzielać obwód zwilżony na odcinki o różnych chropowatościach i obliczając ich współczynniki oporów według zasady, że stosunek naprężeń stycznych w każdej części przekroju do całkowitych naprężeń w przekroju równy jest stosunkowi promieni hydraulicznych (21).

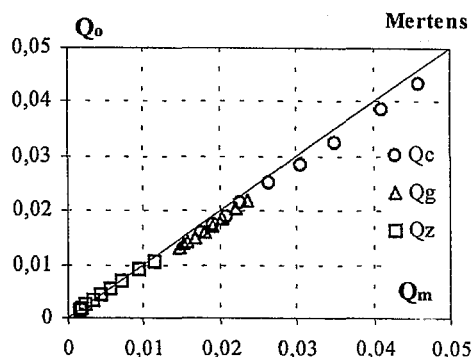
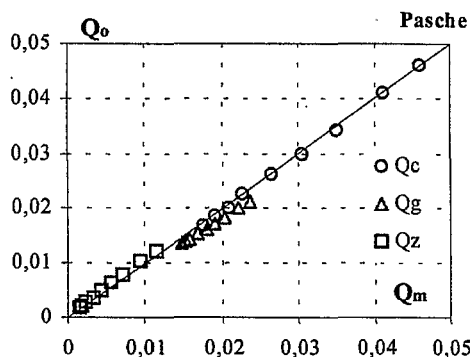
Analiza porównawcza wyników obliczeń

Wyniki obliczeń i pomiarów natężenia przepływu w terenach zalewowych, korycie głównym i całym przekroju koryta pokazano dla różnych wariantów badań na rysunkach 2 i 3. Obie metody obliczeń dają nieznacznie mniejsze wartości całkowitego natężenia przepływu w wariancie 1.1 w stosunku do pomiarów (rys. 2a), aczkolwiek bardziej zbliżone do wartości z pomiarów są wartości obliczone metodą Paschego dla wszystkich doświadczeń w tym wariancie. Całkowite wartości natężenia przepływu obliczone metodą Mertensa są prawie o 5% mniejsze od wartości z pomiarów. Obie metody obliczeń przepływu dają w wariancie 1.1 również mniejsze wartości natężeń przepływu w korycie głównym w stosunku do pomierzonych (rys. 2a). Lepszą zgodność

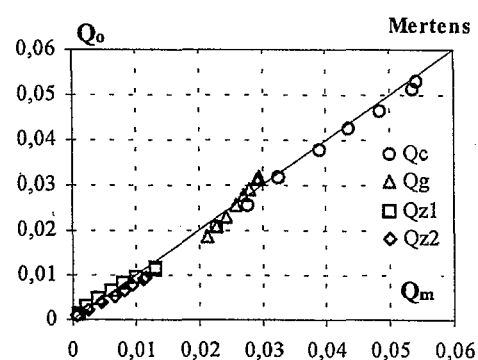
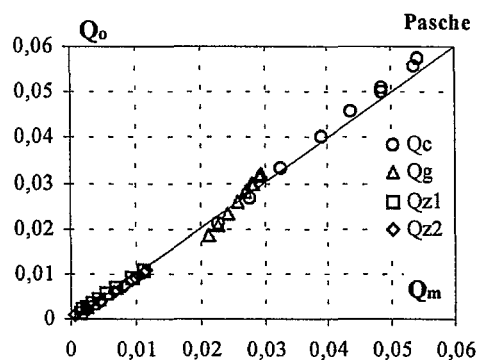
obliczeń przepływu po terenie zalewowym w wariancie 1.1 otrzymano, stosując metodę Mertensa (rys. 2a).

Usunięcie jednego rzędu drzew z prawej skarpy koryta głównego (rys. 2b) w wariancie 1.2 w stosunku do pomiarów w wariancie 1.1 spowodowało gwałtowny wzrost natężenia przepływu w korycie głównym i po prawym terenie zalewowym. Procentowe różnice obliczonych i pomierzonych w wariancie 1.2 wartości natężenia przepływu w całym przekroju koryta nie różnią się zasadniczo od wartości w wariancie 1.1. Jednakże różnice przepływu obliczonego metodą Paschego i pomierzonego nie są jednakowego znaku. Obliczone metodą Mertensa wartości przepływu w wariancie 1.2 w całym korycie są nieco mniejsze od pomierzonych. Przy większych napełnieniach obliczone wartości przepływu w korycie głównym są większe od pomierzonych. Z kolei większe od pomierzonych są wartości natężenia przepływu po lewym terenie zalewowym obliczone metodą Paschego. Szczególnie interesujące są wyniki obliczeń natężenia przepływu w wariancie 1.3 – prawy zalew bez drzew (Q_{z2}). Jak wynika z rysunku 2c, zarówno metoda Paschego i Mertensa dają przy niskich napełnieniach mniejsze wartości natężenia przepływu w stosunku do pomierzonych w całym korycie. Różnice w wartościach przepływu są istotne i wynoszą około 20%, lecz maleją wraz ze wzrostem głębokości i przy najwyższych napełnieniach sięgają ok. 4%. Podobne różnice wyników obliczeń i pomiarów natężenia przepływu są w terenie zalewowym. Nieco większe od pomierzonych

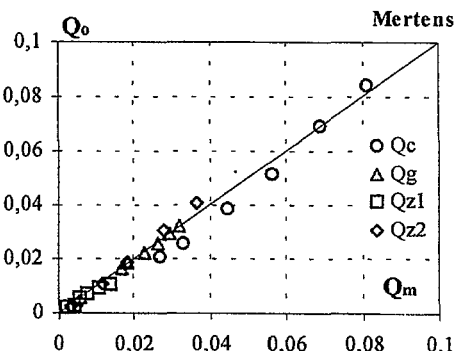
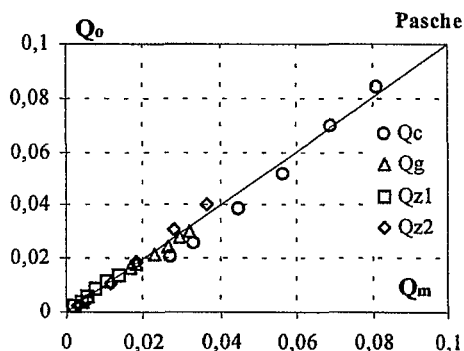
a) *Wariant 1.1*



b) *Wariant 1.2*



c) *Wariant 1.3*



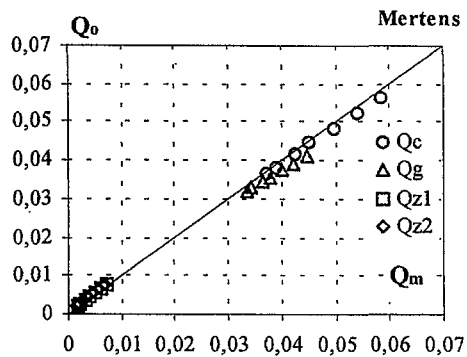
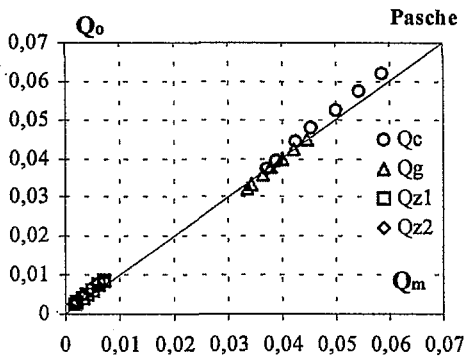
RYSUNEK 2. Porównanie natężeń przepływu ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) pomierzonych (Q_m) i obliczonych (Q_o) metodą Mertensa i Paschego w całym przekroju koryta i jego częściach w wariancie 1.1, 1.2 i 1.3
 FIGURE 2. Comparison of experimental (Q_m) discharges ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) with computational (Q_o) ones obtained by means of Mertens and Pasche methods within entire cross-section and within its part in variants of experiments

są obliczone wartości natężenia przepływu po terenie zalewowym bez drzew.

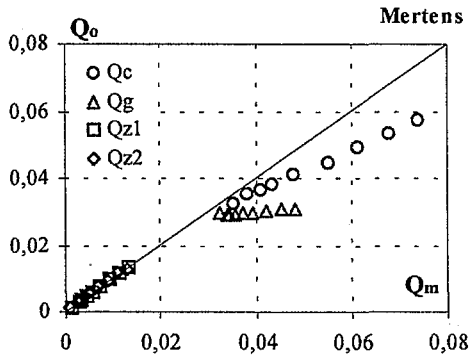
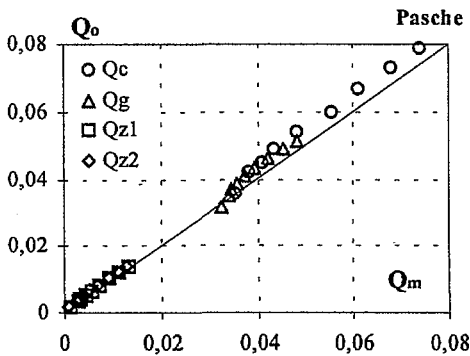
Zwiększenie chropowatości powierzchni terenów zalewowych w wariancie 2.1 przy równomiernie rozmieszczonych drzewach w terenach zalewowych, daje się uwzględnić w obu metodach obliczeń. Całkowite wartości przepływu obliczone metodą Paschego są większe od pomierzonych. Mniejsze od pomierzonych są wartości przepływu obliczone metodą

Mertensa (rys. 3a). Największe procentowe różnice w obliczonych wartościach natężenia przepływu występują w terenach zalewowych. Ze względu na nieco większe pole lewego terenu zalewowego koryta, większa jest też jego przepustowość. W wariancie 2.1 dokładniej obliczyć można natężenie przepływu po terenach zalewowych metodą Mertensa. Uzyskane tu procentowe różnice są rzędu 10%. Dużo większą zgodność obliczeń

a) Wariancie 2.1



b) Wariancie 2.2



RYSUNEK 3. Porównanie natężeń przepływu ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) pomierzonych (Q_m) i obliczonych (Q_o) metodą Mertensa i Paschego w całym przekroju koryta i jego częściach w wariancie 2.1 i 2.2

FIGURE 3. Comparison of experimental (Q_m) discharges ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) with computational (Q_o) ones obtained by means of Mertens and Pasche methods within entire cross-section and within its in variants of experiments

przepływu z pomiarami w korycie głównym otrzymano dla metody Paschego – różnice w natężeniach przepływu w korycie głównym nie przekraczają 4%.

Podwojenie rozstawu drzew w terenach zalewowych w wariancie 2.2 wywołało wyraźnie zmniejszenie dokładności obliczeń natężenia przepływu w stosunku do pomiarów (rys. 3b). Obliczone metodą Paschego wartości całkowitego natężenia przepływu są wtedy większe o prawie 10% od pomierzonych. Z kolei wartości natężenia przepływu obliczone metodą Mertensa są mniejsze o prawie 15%. Różnice w wartościach natężenia przepływu w korycie głównym obliczonych metodą Mertensa i pomierzonych rosną wraz z głębokością i wynoszą od 9 do 36% przy maksymalnym napełnieniu koryta.

Podsumowanie

Porównanie wyników obliczeń natężenia przepływu z wartościami z pomiarów w korycie laboratoryjnym potwierdza przydatność obu metod obliczeń. Bezwzględne błędy obliczeń całkowitego natężenia przepływu w stosunku do pomiarów w poszczególnych wariantach są różnych znaków i wielkości. Obie metody dają wyniki obliczeń przepływu bardziej zbliżone do wartości z pomiarów w korycie laboratoryjnym przy wyższych napełnieniach w korycie. Stosowanie ich w obliczeniach przepustowości koryt rzecznych wymaga jednak weryfikacji przy wykorzystaniu bezpośrednich pomiarów.

Literatura

- DVWK – MERKBLÄTTER 220 1991: Hydraulische Berechnung von Fließgewässern. Verlag Paul Parey, Hamburg.
- KOZIOŁ A. 1999: Badania laboratoryjne warunków przepływu w korytach o złożonych przekrojach poprzecznych porośniętych roślinnością wysoką. Rozprawa doktorska, SGGW, Warszawa.
- MERTENS W. 1989: Zur Frage hydraulischer Berechnungen naturnaher Fließgewässer. *Die Wasserwirtschaft*, 79 Jg., Heft 4: 170–176.
- PASCHE E. 1984: Turbulenzmechanismen in naturnahen Fließgewässern und die Möglichkeit ihrer mathematischen Erfassung. Mitteilungen, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, RWTH Aachen, Heft 52.

Summary

Comparison of experimental and computational results for the flow capacity of a compound channel with trees on flood plains. Discharge calculations of open channels with geometrical compound cross-sections with trees on flood-plains lead to difficulties despite the approach proposed by Pasche (1984) and Mertens (1989), because the physically satisfactory method for evaluating the friction factor of trees and interface between main channel and flood plain is not yet available. The calculation methods are based on the consideration of interactive forces between flood plains and main channel. The results obtained from Pasche and Mertens methods of calculation of the hydraulic resistance for cross section with or without trees on flood plains show a good correlation with laboratory measurements.

Authors' address:

J. Kubrak, A.P. Kozioł
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
Poland

Kazimierz BANASIK, Mariusz BARSZCZ

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW

Department of Water Engineering and Environment Recultivation WAU

Czas opóźnienia odpływu wezbraniowego z małej zlewni rolniczej **Lag time of runoff for a small agricultural catchment**

Wprowadzenie

Czas, jaki upływa od wystąpienia opadu w zlewni rzecznej do momentu, kiedy odpływ bezpośredni (powierzchniowy i podpowierzchniowy) dotrze do przekroju zamykającego zlewnię, jest ważnym elementem w modelowaniu procesu opad-odpływ-transport rumowiska unoszonego, a także w prognozowaniu wezbrań powodziowych. Czas ten nazywany czasem opóźnienia (ang. lag time) definiowany jest jako odległość mierzona w skali czasu pomiędzy środkiem geometrycznym (ciężkości) hietogramu opadu efektywnego i hydrogramu odpływu bezpośredniego.

Na wartość czasu opóźniania mają wpływ parametry deszczu i zlewni. Do parametrów fizjograficznych zalicza się: powierzchnię, kształt i spadek zlewni, charakterystyki topograficzne (długości i spadki zboczy), roślinność i użytkowanie terenu. Do charakterystyk deszczu zalicza się natomiast: natężenie w czasie i przestrzeni, czas trwania oraz wysokość opadu efektywnego. Inne czynniki, mogące mieć wpływ na wartość czasu

opóźnienia, to: warunki wilgotnościowe w zlewni przed wystąpieniem opadu, przepuszczalność gleb, prędkość wiatru i warunki pogodowe.

Celem pracy jest przedstawienie wstępnych wyników pomiarów czasu opóźnienia odpływu z małej zlewni rolniczej rzeki Gzówki, znajdującej się w dorzeczu Radomki. Wyniki te, uzyskane z analizy największych wezbrań opadowych zarejestrowanych w latach 1977–2000, przedstawione są na tle wartości otrzymanych z formuł empirycznych.

Formuły empiryczne na wyznaczanie czasu opóźnienia odpływu

Przeprowadzono wiele prób mających na celu ustalenie związku pomiędzy czasem opóźnienia i charakterystykami zlewni. Jedną z ostatnich przedstawili Simas i Hawkins (1999). Autorzy ci dysponowali danymi z ponad 56 000 zdarzeń opad-odpływ zarejestrowanych w 168 małych zlewniach USA, o powierzchni od 0,10 ha do 14 km² (0,243–3490

akrów), dla okresów od 3 do 58 lat. Po wstępnej weryfikacji i odrzuceniu niepewnych danych pozostawiono do dalszej analizy 31 030 zdarzeń ze 168 zlewni. Badania podzielono na dwie części. W pierwszej części oceniano, jaki wpływ na czas opóźnienia mają charakterystyki opadu, w drugiej natomiast oceniano, jaki wpływ na czas opóźnienia mają charakterystyki zlewni.

Analizując wpływ charakterystyk deszczu na czas opóźnienia w poszczególnych zlewniach, uwzględniono następujące parametry:

- nasycenie zlewni – charakteryzowane warstwą opadu w ciągu 48 godzin poprzedzających zdarzenie,
- natężenie deszczu – charakteryzowane średnim natężeniem od momentu wystąpienia odpływu bezpośredniego,
- średnie natężenie odpływu w okresie wezbrania – charakteryzowane stosunkiem warstwy odpływu i czasu trwania odpływu,
- przebieg kulminacyjny.

Analizując wpływ charakterystyk zlewni na czas opóźnienia, uwzględniano następujące parametry:

- powierzchnię zlewni,
- długość zlewni – charakteryzowaną najdłuższą drogą spływu, tj. od najwyższego punktu w zlewni do przekroju zamykającego,
- spadkiem cieku głównego – charakteryzowanym jako stosunek maksymalnej różnicy wysokości w zlewni i najdłuższej drogi spływu,
- parametr retencji zlewni występujący w metodzie CN-SCS wyznaczania opadu efektywnego,

- szerokość zlewni – definiowaną jako stosunek powierzchni zlewni i najdłuższej drogi spływu.

Simas i Hawkins (1999) w wyniku przeprowadzonych badań stwierdzili w odniesieniu do zmienności czasu opóźnienia w zlewni, że:

- uzyskany czas opóźnień nie był stały, lecz zmieniał się znacząco, w poszczególnych zdarzeniach,
- stopień nasycenia zlewni nie miał znaczącego wpływu na czas opóźnienia,
- brak jest zależności, podawanej przez niektórych badaczy, wskazującej na spadek czasu opóźnienia wraz ze wzrostem natężenia deszczu,
- wiele zlewni wykazywało tendencje stabilizacji czasu opóźnienia przy największych zdarzeniach opad-odpływ; za parametr dobrze reprezentujący duże zdarzenia (tj. przy którym uzyskiwano wyraźną stabilizację czasu opóźnienia odpływu) uznano przebieg kulminacyjny.

W odniesieniu do zmienności czasu opóźnienia odpływu w różnych zlewniach Simas i Hawkins (1999) ustalili równanie:

$$T_L = 0,0051 B_{US}^{0,594} J^{-0,150} S_{US}^{0,313} \quad (1)$$

gdzie:

T_L – czas opóźnienia (h),

B_{US} – szerokość zlewni (stopy),

J – spadek głównego cieku (-),

S_{US} – parametr retencji zlewni (cale).

Postać wzoru (1) uzyskano na podstawie danych z 78 zlewni, w których stwierdzono stałe (stabilne) wartości czasu opóźnienia odpływu dla dużych zdarzeń. Współczynnik determinacji zależności (1) wynosił $R^2 = 0,58$ (przy $N = 78$).

Do powszechnie znanych zależności empirycznych na czas opóźnienia odpływu należy formuła opracowana przez byłą Służbę Ochrony Gleb (ang. Soil Conservation Service) Departamentu Rolnictwa USA (USDA-SCS 1985) o postaci:

$$T_L = \frac{L_{US}^{0,8}(S_{US} + 1)^{0,7}}{1900J_z^{0,5}} \quad (2)$$

gdzie:

L_{US} – długość głównego ciek (stopy),
 J_z – średni spadek zlewni (%).

Dane wykorzystane do wyprowadzenia zależności (2) pochodziły z wielu zlewni z terenu USA, o powierzchni do 16 km².

Na podstawie danych ze zlewni w stanie Illinois w USA Mitchell (1948) uzależnił czas opóźnienia jedynie od powierzchni zlewni:

$$T_L = 1,05A_{US}^{0,60} \quad (3)$$

gdzie A_{US} – powierzchnia zlewni (mile²).

Mitchell stwierdził także, że włączenie parametru spadku terenu nie dało znaczącego polepszenia zależności na czas opóźnienia w badanych zlewniach.

Na podstawie danych z równinnych, zalesionych zlewni Florydy, Capece i in. (1988 – za Sheridanem 1994) uzależnili czas opóźnienia od powierzchni zlewni i udziału mokradeł:

$$T_L = 3,0 + 0,30A_{US}^{0,11} (W + 1)^{0,71} \quad (4)$$

gdzie W – udział mokradeł w zlewni (%).

Wykorzystane dane pochodziły ze zlewni o powierzchni od 0,1 do 14,5 km².

W badaniach hydrogramów jednostkowych dla zlewni w Wielkiej Brytanii

Nash (1960) zaproponował dwa alternatywne równania odnoszące się do czasu opóźnienia o postaci:

$$T_L = 27,6A_{US}^{0,30}(100J_z)^{-0,30} \quad (5)$$

i

$$T_L = 20L_{US}^{0,30}(100J)^{-0,33} \quad (6)$$

Dalszym przykładem zależności empirycznej, wyprowadzonej przez Kennediego i Watta (1967 – za Diskinem 1973) dla zlewni położonych w południowej części prowincji Ontario w Kanadzie, jest wzór:

$$T_L = 6,71L_{US}^{0,66}(100J)^{-0,33}W_J^{0,21} \quad (7)$$

gdzie W_J – bezwymiarowy parametr udziału jezior, bagien i stawów (A_J) w 2/3 górnej części powierzchni zlewni, określony z zależności:

$$W_J = 1 + 20A_J/A \quad (8)$$

gdzie:

A_J – powierzchnia jezior, stawów i bagien,

A – powierzchnia zlewni.

Chang-Xing Jin (1993) analizując dane z 6 zlewni, o powierzchni od 64 do 2388 km², z których dwie położone są w Irlandii a cztery w Chinach, ustalił zależności na podstawie 83 zdarzeń, o postaci:

$$T_L = 4,79 (L_c/v)^{0,89} \quad (9)$$

gdzie:

L_c – odległość mierzona wzdłuż głównego ciek od rozpatrywanego przekroju do punktu na cieku położonego najbliżej geometrycznego środka ciężkości zlewni (km),

v – prędkość średnia w przekroju zamykającym przy przepływie kulminacyjnym (m/s).

Innym sposobem wyznaczenia czasu opóźnienia jest wykorzystanie wzorów na parametry modelu Wackermanna (Banasik i in., 2000). Jeśli czas opóźnienia odpływu dla chwilowego hydrogramu jednostkowego (IUH) otrzymany z kaskady zbiorników liniowych (modelu Nasha) jest zapisywany zależnością:

$$T_L = Nk \quad (10)$$

gdzie:

N – liczba zbiorników (-),

k – parametr retencji zbiornika (h).

to czas opóźnienia odpływu dla IUH z modelu Wackermanna (dwie kaskady równoległe, z których każda zawiera dwa zbiorniki) można zapisać wzorem:

$$T_L = T_{L1} \beta + T_{L2} (1 - \beta) \quad (11)$$

gdzie:

T_{L1} – czas opóźnienia odpływu z pierwszej kaskady (h),

T_{L2} – czas opóźnienia odpływu z drugiej kaskady (h),

β – parametr (modelu Wackermanna) rozdziału opadu efektywnego na pierwszą i drugą kaskadę (-).

Podstawiając do wzoru (11): $T_{Li} = 2 k_i (2 - \text{liczba zbiorników w kaskadzie, } k_i - \text{parametr retencji odpowiednio pierwszej i drugiej})$ otrzymamy:

$$T_L = 2 [k_1 \beta + k_2 (1 - \beta)] \quad (12)$$

Wartości parametrów modelu Wackermanna (k_1 , k_2 , β) można obliczyć z poniższych zależności:

$$k_1 = a_1 (L/J^{0,5})^{b_1} \quad (13)$$

$$k_2 = a_2 (L/J^{0,5})^{b_2} \quad (14)$$

$$\beta = a_3 (L/J^{0,5})^{b_3} \quad (15)$$

gdzie:

L – długość głównego cieku mierzona od rozpatrywanego przekroju do wododziału (km),

a_i oraz b_i – współczynniki równań (13)–(15), których wartości ustalone przez Thielego i Ignara (1993) zestawiono w tabeli 1.

Przedstawione równania zastosowano do wyznaczenia czasu opóźnienia odpływu w małej zlewni nizinnej rzeki Gzówki położonej koło Radomia, dla porównania z wartościami pomierzonymi.

Ocena czasu opóźnienia na podstawie pomiarów

Opis metody i obiektu badawczego.

Czas opóźnienia odpływu na podstawie pomiarów wezbrań opadowych w zlewni rzeki Gzówki ustalono dla 4 największych zdarzeń opad-odpływ zarejestrowanych w latach 1997–2000. Rzeka

TABELA 1. Wartości współczynników a_i oraz b_i do wzorów (13)–(15)

TABLE 1. Parameters a_i and b_i of equations (13)–(15)

	a_1	b_1	a_2	b_2	a_3	b_3
wg Thielego	0,731	0,218	2,02	0,281	2,02	-0,508
wg Ignara	1,283	0,159	0,893	0,379	1,04	-0,403

Gzówka, położona na Równinie Radomskiej, jest prawobrzeżnym dopływem rzeki Pacynki. Źródła jej znajdują się w okolicy wsi Gózd na wysokości ok. 175 m n.p.m. Ujście Gzówki do Pacynki znajduje się na wysokości 147 m n.p.m. Powierzchnia całej zlewni wynosi 44 km².

Przekrój wodowskazowy, w którym prowadzone są pomiary stanów i przepływów, znajduje się w miejscowości Jedlnia-Letnisko (ok. 16 km na wschód od Radomia), tuż powyżej ujścia Gzówki do zbiornika Siczki, i zamyka zlewnię o powierzchni 39,3 km². Znajdujący się tu wodowskaz został założony w 1963 r. przez Katedrę Budownictwa Wodnego SGGW, która prowadziła badania w tym profilu do 1974 r., a także przez pewien okres na początku lat osiemdziesiątych (Królikowski i in. 1985). Obecnie rejestracja danych i pomiary prowadzone są

przez Prywatną Wyższą Szkołę Ochrony Środowiska w Radomiu.

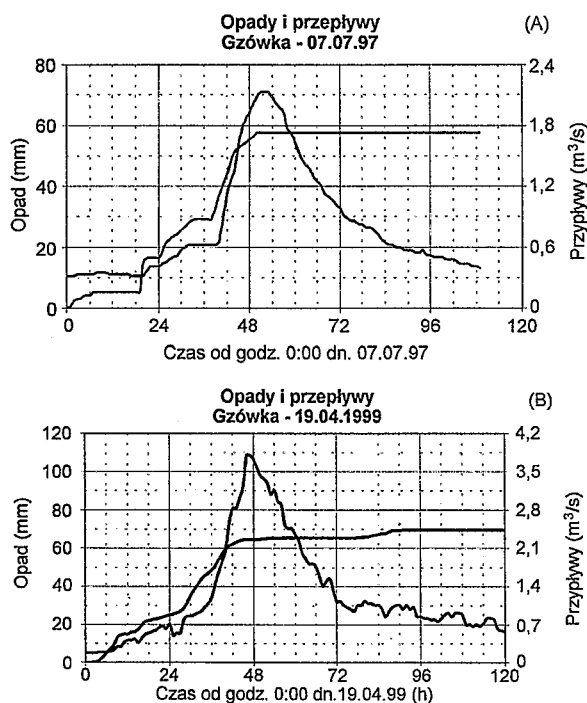
Użytkowanie zlewni zdominowane jest przez grunty orne, które zajmują ok. 51% powierzchni zlewni. Użytki zielone zajmują ok. 22%, a lasy ok. 27% powierzchni zlewni. Głównym typem gleb w zlewni rzeki Gzówki, powyżej zbiornika Siczki, są bielice, które obejmują ok. 91,6% powierzchni (w tym piaski gliniaste ok. 45,5%, piaski słabo gliniaste ok. 41,4% i piaski luźne ok. 4,7%). Na pozostałej powierzchni występują gleby bagienne i czarne ziemie.

Do wyznaczenia przepływów wykorzystano wyniki pomiarów stanów wody i krzywą przepływu (krzywą konsumcyjną). Stany wody rejestrowane były w sposób ciągły za pomocą urządzenia samopiszącego, tj. limnigrafu, oraz dla kontroli wykonywany był codziennie pomiar terminowy przez obserwatora – tzn. od-

TABELA 2. Podstawowe parametry zlewni rzeki Gzówki

TABLE 2. Main parameters of the Gzówka catchment

Parametry zlewni	System			
	metryczny		US	
	jednostka	wartość	jednostka	wartość
Powierzchnia zlewni – <i>A</i>	km ²	39,3	mile ²	15,2
Długość głównego cieku – <i>L</i>	km	12,8	stopy	41 990
			mile	7,96
Szerokość zlewni – <i>B</i>	km	3,07	stopy	10 070
Parametr retencji zlewni – <i>S</i> metody CN-SCS	mm	102,6	cale	4,04
Najwyższy punkt w zlewni – <i>H</i> _{max}	m n.p.m.	180		
Najniższy punkt w zlewni – <i>H</i> _{min}	m n.p.m.	155		
Średni spadek zlewni – <i>J</i> _z	%	0,398		
Spadek głównego cieku – <i>J</i>	–	0,00195		
Powierzchnia jezior, bagien i stawów w górnej 2/3 powierzchni zlewni – <i>A</i> _S	km ²	0,078		
Odległość mierzona wzdłuż głównego cieku od rozpatrywanego przekroju do punktu na cieku położonego najbliższej geometrycznego środka ciężkości zlewni – <i>L</i> _c	km	5,1		
Udział mokradł w zlewni – <i>W</i>	%	1,95		



RYSUNEK 1. Przebieg zdarzeń opad-odpływ rozpoczynających się 7.07.1997 (A) i 19.04.1999 (B) w Jedlni na rzece Gzówce
 FIGURE 1. Rainfall-runoff events in Gzówka catchment on July 7, 1997 (A) and on April 19, 1999 (B)

czyt z łaty wodowskazowej, o określonej godzinie. Dane wykorzystane do analizy czasu opóźnienia odpływu, przedstawione na rysunkach 1 i 2, rejestrowane były za pomocą elektronicznego systemu zbierania danych z częstotliwością zapisu opadu i stanu wody – co 10 min.

Podstawowe charakterystyki zlewni rzeki Gzówki do profilu Jedlnia zestawiono w tabeli 2.

Zdefiniowany na wstępie czas opóźnienia odpływu, zilustrowany na tle danych pomiarowych opadu i odpływu na rysunku 3, określono z zależności:

$$T_L = M_{1Q} - M_{1P} \quad (16)$$

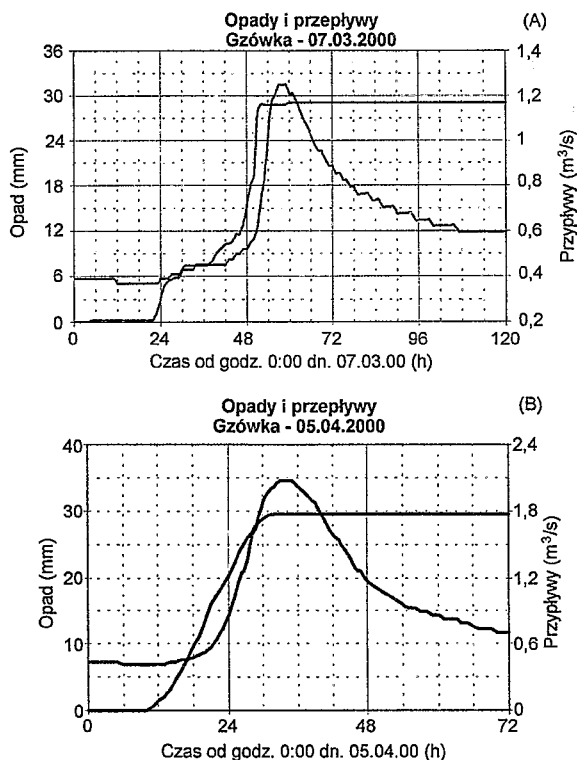
gdzie:

T_L – czas opóźnienia odpływu (h),

M_{1Q} – pierwszy moment statystyczny odpływu bezpośredniego (h),

M_{1P} – pierwszy moment statystyczny opadu efektywnego (h).

Rozdział opadu całkowitego na opad efektywny i straty przeprowadzono wg metody SCS, przyjmując wysokość opadu efektywnego równą wartości odpływu bezpośredniego. Po wyznaczeniu rzędnych odpływu bezpośredniego i opadu efektywnego wzór (16) można więc zapisać za pomocą równania:



RYSunEK 2. Przebieg zdarzeń opad-odpływ rozpoczynający się 7.03.2000 (A) i 5.04.2000 (B) w Jedlni na rzece Gzówce

FIGURE 2. Rainfall-runoff events in Gzówka catchment on March 7, 2000 (A) and on April 5, 2000 (B)

$$T_L = \frac{\int_0^{T_Q} t \cdot Q_P(t) dt}{\int_0^{T_Q} Q_P(t) dt} - \frac{\int_0^{T_P} t \cdot H(t) dt}{\int_0^{T_P} H(t) dt} \quad (17)$$

gdzie:

$Q_P(t)$ – odpływ bezpośredni o czasie t (m^3/s),

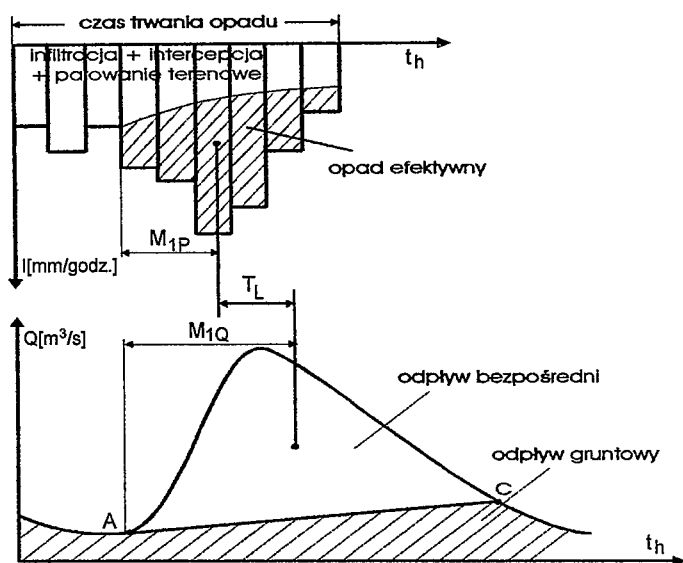
$H(t)$ – opad efektywny o czasie t (mm/h),

T_Q – czas trwania odpływu bezpośredniego (h),

T_P – czas trwania opadu efektywnego (h),
 t – czas (h).

Wyniki pomiarów. Podstawowe charakterystyki pomierzonych zdarzeń opad-odpływ wraz z obliczonymi czasami opóźnień odpływu zestawiono w tabeli 3.

Pomierzone zdarzenia charakteryzowały się opadem o wysokości od 28,5 mm do 64,5 mm oraz warstwą odpływu bezpośredniego (opad efektywny) od 1,23 mm do 6,53 mm. Przebiegi maksymalne zarejestrowanych zdarzeń wynoszą od



RYSUNEK 3. Graficzna interpretacja czasu opóźnienia odpływu
FIGURE 3. Graphical interpretation of lag time

TABELA 3. Charakterystyki pomierzonych zdarzeń opad-odpływ oraz czas opóźnienia
TABLE 3. Main parameters of the recorded rainfall-runoff events and lag times

Lp.	Data wystąpienia wezbrania	Opad P	Opad efektywny H	Przepływy Q_p	Stosunek spływów jednostkowych q_p/Wq_{50}	Czas opóźnienia T_L
		[mm]	[mm]	[m³/s]	[-]	[h]
1	07.07.1997	52,0	3,83	2,13	0,68	12,1
2	19.04.1999	64,5	6,53	3,79	1,21	12,4
3	07.03.2000	28,5	1,23	1,25	0,40	13,2
4	05.04.2000	29,6	2,29	2,08	0,66	9,0
	Średnia	43,7	3,47	2,31	0,74	11,7

1,25 m³/s do 3,79 m³/s, a stosunki spływu jednostkowego (m³/s/km²) w czasie kulminacyjnego przepływu do spływu maksymalnego o prawdopodobieństwie przekroczenia 50% (przyjętego z Atlasu

hydrologicznego: $Wq_{50} = 0,080 \text{ m}^3/\text{s}/\text{km}^2$) wynoszą od 0,40 do 1,21. Wyznaczony czas opóźnienia odpływu ze zlewni rzeki Gzówki wynosi od 9,0 h do 13,2 h przy wartości średniej 11,7 h.

Porównanie wyników z formuł empirycznych i z pomiarów

W tabeli 4 zestawiono wyniki obliczeń czasu opóźnienia odpływu obliczonego ze wzorów empirycznych oraz podano wartość uzyskaną z pomiarów.

TABELA 4. Czas opóźnienia rzeki Gzówki ustalony z pomiarów i formuł empirycznych

TABLE 4. Lag times for Gzówka catchment estimated on measurement and on empirical formulae

Sposób wyznaczenia	Czas opóźnienia T_L (h)
Z pomiarów	11,7
Według wzorów:	
• Simasa i Hawkinsa (1)	4,8
• SCS (2)	12,9
• Mitchella (3)	5,4
• Capecea (4)	3,9
• Nasha (5)	20,6
• Nasha (6)	14,0
• Kennedy'ego i Watta (7)	10,1
• Chang-Xing Jina (8)	30,2
• Wackermanna: (12)	
• Thielego	18,2
• Ignara	14,3

Wyniki obliczeń wskazują na duże zróżnicowanie czasu opóźnienia odpływu wynoszące od 3,9 h do 30,2 h, w zależności od zastosowanej formuły. Wzorami, z których uzyskano wartości najbliższe czasowi opóźnienia wyznaczonemu z pomiarów (11,7 h), są: wzór SCS, przy którego zastosowaniu uzyskano $T_L = 12,9$ h i wzór Kennedy'ego i Watta, przy którego zastosowaniu uzyskano $T_L = 10,1$ h. Czyli w pierwszym przypadku wartość oszacowana ze wzoru była o 10,3% większa, a w drugim o

13,7% mniejsza od wartości uzyskanej z pomiarów.

Do formuł, z których zastosowania w rozpatrywanej analizie, uzyskano wynik różniący się mniej niż 25% od wartości uzyskanej z pomiarów, należą: wzór Nasha uzależniający T_L od długości i spadku ciekłu głównego oraz wzór oparty na modelu Wackermanna ze współczynnikami ustalonymi przez Ignara.

Podsumowanie

W artykule przedstawiono wyniki oceny czasu opóźnienia odpływu bezpośredniego z małej zlewni rolniczej rzeki Gzówki, położonej na Równinie Radomskiej. Ocenę przeprowadzono na podstawie zdarzeń opad-odpływ i porównano z wartościami uzyskanymi z 10 formuł empirycznych. Przeprowadzone pomiary i analizy wskazują że:

- czas opóźnienia odpływu czterech analizowanych zdarzeń zawierał się w granicach od 9,0 h do 13,2 h, z wartością średnią wynoszącą 11,7 h,
- istnieje wiele formuł empirycznych na wyznaczenie czasu opóźnienia odpływu, jednak uzyskiwane wyniki znacznie różnią się między sobą,
- wartości najbliższe wartościom uzyskanym z pomiarów otrzymano z zastosowania wzoru SCS (2) oraz z wzoru Kennedy'ego i Watta (7),
- parametrami najczęściej występującymi w formułach empirycznych są długość ciekłu głównego lub powierzchnia zlewni oraz spadek zlewni lub spadek ciekłu głównego.

Literatura

- BANASIK K., GÓRSKI D., IGNAR S. 2000: Modelowanie wezbrań opadowych i jakość odpływu z małych nieobserwowanych zlewni rolniczych. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- BARSZCZ M. 2000: Analiza wezbrań powodziowych w zlewni rzeki Gzówki. Praca dyplomowa, Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW, Warszawa.
- CAPECE J.C., CAMPBELL K.L., BALDWIN L.B. 1988: Estimating runoff peak rates from flat, high-water-table watersheds. *Transactions of the ASAE* 31(1): 74–81.
- CHANG-XING JIN 1993: Determination of basin lag time in rainfall-runoff investigations. *Hydrological Processes*, 7: 449–457.
- DISKIN M.H. 1973: The role of lag in a quasi-linear analysis of the surface runoff system. Maszynopis. Politechnika w Hajfie.
- IGNAR S. 1993: Metodyka obliczania przepływów wezbraniowych w zlewniach nieobserwowanych. Rozprawy Naukowe i Monografie. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- KENNEDY R.J., WATT W.E. 1967: The relationship between lag time and the physical characteristics of drainage basins in Southern Ontario. *LASH Publication* 85: 866–874.
- KRÓLIKOWSKI J., BYCZKOWSKI A., MORDZIŃSKI S., BANASIK K. 1985: Ekspertyza możliwości wykonania stawów kolmatacyjnych w ośrodku wypoczynku świątecznego w Siczkach. Maszynopis, Katedra Budownictwa Wodnego SGGW, Warszawa.
- MITCHELL W.D. 1948: Unit Hydrographs in Illinois. Springfield, Ill.: Illinois State Div. Waterways.
- NASH J.E. 1960: A unit hydrograph study, with particular reference to British catchments. *Proceedings, Institution of Civil Engineers* 17: 249–282.
- OSTROWSKI J. 1994: Model regionalny małej zlewni „Moremaz-1”. Materiały Badawcze IMGW, seria: *Hydrologia i Oceanologia* 17.
- SHERIDAN J.M. 1994: Hydrograph time parameters for flatland watersheds. *Transactions of the ASAE* 37(1): 103–113.
- SIMAS M.J., HAWKINS R. H. 1999: Lag time characteristics for small watersheds in the U.S. NRCS-USDA (Służba Ochrony Zasobów Naturalnych Departamentu Rolnictwa USA). Maszynopis.
- USDA-Soil Conservation Service, 1985. National Engineering Handbook, Sec. 4, Hydrology. Washington, D.C.

Summary

Lag time of runoff for a small agricultural catchment. Catchment lag time, defined as the elapsed time between the occurrence of the centroids of effective rainfall and the direct runoff hydrograph, has been estimated for a small, lowland agricultural watershed of Gzówka river. The investigated watershed with area of 39.3 km² is located near town Radom in the Centre of Poland.

Mean value of lag time estimated from rainfall-runoff events was 11.7 h. Taking into account 10 empirical formulas for estimating the watershed lag time, the best results has obtained from SCS equation (eq. 2) and Kennedy and Watt equation (eq. 7).

Authors' address:

K. Banasik, M. Barszcz
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
Poland

**Andrzej CIEPIEŁOWSKI, Szczepan L. DĄBKOWSKI, Robert LASKOWSKI,
Zbigniew POPEK**

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW
Department of Water Engineering and Environment Recultivation WAU

Możliwości zwiększenia retencji wodnej na obszarach leśnych Obrębu Władysławów w lasach Janowskich

Possibility of water retention increasing on Władysławów sub-district forest areas in Janowskie forests

Wstęp

Zadaniem małej retencji jest zahamowanie i opóźnienie odpływu wód powierzchniowych i płytkich gruntowych do cieków stałych i okresowych. Uzyskuje się to, tworząc małe zbiorniki wodne, napełniając wodą rowy i kanały, podpiętrżając jeziora i oczka wodne, z których woda ma odpływ np. naturalnym obniżeniem terenu lub rowem. Podobny efekt można uzyskać, zatrzymując odpływ ze śródleśnych bagien i mokradeł. Podnosząc poziom wody w naturalnych lub sztucznych ciekach z przepływem stałym lub okresowym, zwiększa się jednocześnie pojemności zbiorników wód gruntowych. Te ostatnie, ze względu na znacznie powolniejszy odpływ wody niż korytami cieków, dłużej przetrzymują wodę, wyrównując odpływ w czasie oraz utrzymując zwiększoną wilgotność obszarów leżących w zasięgu piętrzenia.

Mówiąc o małej retencji w lasach, należy doceniać przede wszystkim związane z nią korzyści przyrodnicze. Nie należy spodziewać się stworzenia pojemności dużych, służących bezpośrednio ujmowaniu wód dla tradycyjnie rozumianych celów gospodarki wodnej. Przyrodnicza funkcja obiektów małej retencji polega na zwiększeniu ogólnych zasobów wód w zlewni dzięki podniesieniu poziomu wody na znacznych powierzchniach terenu. Dlatego im więcej obiektów małej retencji powstanie na danym obszarze, tym większe objętości wody można dłużej na nim zatrzymać, podnosząc poziom wód gruntowych.

W latach 1996–1998, w ramach realizacji tematu zleconego przez Dyрекcję Generalną Lasów Państwowych Instytutowi Badawczemu Leśnictwa (IBL), prowadzono badania, których celem było określenie możliwości i sposobów retencionowania wód w dwóch zasadniczo różniących się pod względem przyrodni-

czym Leśnych Kompleksach Promocyjnych (LKP): w Lasach Puszczy Kozienickiej i Lasach Janowskich. Prace realizował zespół pracowników z Katedry Budownictwa Wodnego SGGW. Celem niniejszego opracowania jest przedstawienie wyników badań wykonanych w drugim z wymienionych kompleksów leśnych.

Ogólna charakterystyka Lasów Janowskich

Ekstensywna gospodarka leśna oraz wieloletnie zaniedbania wojenne sprawiły, że w okresie powojennym pogłębił się istniejący na terenie Lasów Janowskich proces zabagnienia i degradacji siedlisk. W opracowanej przez IBL w 1958 r. ekspertyzie przedmelioracyjnej stwierdzono (Krajewski 1983, Krajewski i Białkiewicz 1989), że przeważająca część siedlisk bagiennych kwalifikowała się do melioracji. Pierwotnie były one porośnięte kontynentalnym borem bagiennym (*Vaccino uliginosi* – *Pinetum*), stanowiącym końcowe stadium sukcesji płytkich na ogół torfowisk wysokich i przejściowych w fazie leśnej, bądź też tworzyła mszar wysokotorfowiskowy (*Sphagnion europaeum*) z przewagą mchów torfowców, węłnianki pochwowej i borówki bagiennej oraz z licznym udziałem bagna zwyczajnego i żurawiny błotnej, a także pionierskiej populacji sosny zwyczajnej o karłowatej formie wzrostu. Ten zespół boru bagiennego stanowił z reguły ubogi drzewostan sosnowy, pochodzący z samosiewu, który reprezentował V klasę bonitacji lub niżej. Drzewostan charakte-

ryzował się bardzo słabym zwarciem i zadrzewieniem o płytkim systemie korzeniowym, dużym ugałżeniu i zbieżności strzał.

Charakterystykę hydrometeorologiczną obszaru Lasów Janowskich przedstawiono w tabeli 1.

W latach 1960–1962 przeprowadzono kompleksowe melioracje wodne na obszarze około 2500 ha w leśnictwach: Zdzisławice, Bukowa, Łysaków, Ludian i Kochany. Łączna długość wykonanych rowów odwadniających wyniosła 295 km. Pilną potrzebę melioracji stwierdzono szczególnie w obrębie Władysławów, gdzie długotrwale stagnująca na powierzchni terenu woda uniemożliwiała prowadzenie normalnej gospodarki leśnej, a miejscami powodowała nawet zamieranie całych polaci drzewostanów.

Zastosowany system melioracji ma charakter odwodnienia grawitacyjnego, przy czym układ przestrzenny rowów jest nieregularny, dostosowany do ukształtowania terenu. Całość robót realizowano w dwóch etapach. W pierwszym, wykonano główne rowy odpływowe i niektóre osączające oraz kilkanaście urządzeń piętrzących do regulacji odpływu wody w okresach letnich. W drugim etapie, w latach późniejszych przewidziano uzupełnienie rowów osączających i stosownie do zaobserwowanych potrzeb, ewentualną budowę dalszych urządzeń piętrzących. Większość wykonanych rowów melioracyjnych miała: głębokość 0,8–1,2 m, szerokość w dnie 0,4–0,5 m, nachylenie skarp 1:1,5. Przewidywano, że napełnienie wodą średnią normalną będzie wynosić 0,2–0,3 m. Stopy skarp rowów umacniano kiszka faszynową,

TABELA 1. Charakterystyka hydrometeorologiczna obszaru Lasów Janowskich (IMGW 1986)
TABLE 1. Hydrometeorological characteristic of Janowskie Forests area

Elementy hydrometeorologiczne Hydrometeorological elements	Jednostka Unit	Wartość Value
Opady atmosferyczne (Precipitation):		
• średnie sumy roczne (XI–X)	mm	640 ^a
• średnie sumy półrocza zimowego (XI–IV)	mm	240
• średnie sumy półrocza letniego (V–X)	mm	400
• maksymalne sumy opadów ulewnych o $p = 1\%$		
$t = 15 \text{ min}$	mm	25
$t = 30 \text{ min}$	mm	30
$t = 60 \text{ min}$	mm	35
$t = 120 \text{ min}$	mm	45
Temperatury powietrza (Air temperature):		
• średnie roczne (XI–X)	°C	7,5
• średnie półrocza zimowego (XI–IV)	°C	0,5
• średnie półrocza letniego (V–X)	°C	4,5
Wilgotność powietrza (Air humidity):		
• średnia roczna (XI–X)	hPa	9,4
• średnia półrocza zimowego (XI–IV)	hPa	5,5
• średnia półrocza letniego (V–X)	hPa	13,0
Parowanie terenowe (Aerial evaporation):		
• średnie sumy roczne (XI–X)	mm	520
• średnie sumy półrocza letniego (V–X)	mm	410
• średnie sumy półrocza zimowego (XI–IV)	mm	110
Parowanie z powierzchni wody (Evaporation from water surface):		
• średnie sumy roczne (XI–X)	mm	560
• średnie sumy półrocza letniego (V–X)	mm	465
• średnie sumy okresu zimowego (XII–III)	mm	37
Pokrywa śnieżna (Snow cover):		
• data pojawienia się		25 XI
• data zaniku		30 III
Odptyw rzeczny (River runoff):		
• średni niski odpływ jednostkowy	$l \text{ s}^{-1} \text{ km}^{-2}$	1,75
• średni odpływ jednostkowy	$l \text{ s}^{-1} \text{ km}^{-2}$	7,23
• maksymalny odpływ jednostkowy o $p = 1\%$	$m^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^{-2}$	0,5
Typowe okresy występowania (Typical periods of occurrence):		
• wezbrań		IV i VI–VII
• niżówek letnich		VI–VIII
Wskaźnik denudacji odpływowej (Indices of runoff denudation)	$t \text{ km}^{-2}$	6,8

^aWartości skorygowanych opadów dochodzą do 740 mm.

a same skarpy pasem darniny szerokości 0,5 m. Przez wiele lat rowy były systematycznie konserwowane, lecz w ostatnim dziesięcioleciu wykonuje się konserwację raz na kilka lat tylko rowów głównych oraz części rowów osączających o małych spadkach.

Po dziesięciu latach od wykonania melioracji, w 1972 r., przeprowadzono analizę zmian stosunków wodnych i rozpoczęto badania efektów produkcyjnych. Wyniki tych badań (Krajewski 1983), prowadzonych przez dziesięć lat, wykazały, że:

- najlepsze efekty produkcyjne wystąpiły na obszarach o średniej głębokości zalegania zwierciadła wody gruntowej na początku okresu wegetacyjnego w przedziale 0,2–0,4 m poniżej powierzchni terenu,
- optymalny poziom odwodnienia zależy od konfiguracji terenu i typu gleby, a w przypadku gleb torfowych również od miąższości i stopnia rozkładu torfu,
- amplituda sezonowych wahań poziomu wody gruntowej w przeciętnych warunkach atmosferycznych wynosi średnio 0,2–0,5 m, a w przypadku długotrwałych susz osiąga 0,6–0,8 m,
- produktywność drzewostanów na zmeliorowanych siedliskach sosnowego boru bagiennego w II klasie wieku podniosła się przeciętnie o dwie klasy bonitacji, przeciętny zaś roczny przyrost miąższości strzał zwiększył się średnio o $3,93 \text{ m}^3/\text{ha}$ tj. z $1,46 \text{ m}^3/\text{ha}$ przed melioracją do $5,39 \text{ m}^3/\text{ha}$ po melioracji.

Wykonane melioracje wodne w Lasach Janowskich należy oceniać w różnych horyzontach czasu, reprezentują-

cych odmienne kierunki polityki leśnej, tj. w świetle Ustawy z dnia 20 grudnia 1949 r. o państwowym gospodarstwie leśnym, zasad melioracji w lasach z 1987 r. (NZLP i IBL 1987) oraz Ustawy o lasach z dnia 28 września 1991 r. W pierwszym i drugim dokumencie jako podstawową funkcję lasu przyjęto zaspokajanie potrzeb gospodarki narodowej w zakresie produkcji drzewnej oraz wzmoczenie naturalnej produktywności lasu. Melioracje wodne w lasach uznawano w związku z tym za jeden z podstawowych instrumentów realizacji polityki leśnej. Według tych kryteriów oceny, wykonane melioracje spełniły w zadowalającym stopniu swoje zadanie. Głównym ich efektem była poprawa warunków siedliskowych i zwiększenie użytecznej retencji gleb, a w następstwie przyrostu drzewostanów i umożliwienie wykonywania zaplanowanych zabiegów hodowlanych. Uzyskane efekty melioracji dobrze obrazują szczegółowe badania parametrów wzrostu i produktywności 41-letniego drzewostanu sosnowego wykonane w Obrębie Władysławów w oddziale 57-1 (Krajewski 1998). Wyniki tych badań zamieszczono w tabeli 2.

Obecnie obowiązująca ustawa o lasach z 1991 r. dokonała zasadniczych przewartościowań, uznając, że ekologiczne i społeczne funkcje lasów są ważniejsze od funkcji produkcyjnych. W świetle tych zmian, podstawową zasadą gospodarki leśnej jest przede wszystkim dążność do zachowania trwałości i bioróżnorodności lasów, ochrona ekosystemów leśnych i ich biocenoz oraz renaturyzacja tzw. użytków ekologicznych. W tym aspekcie wykonane odwodnienia

TABELA 2. Analiza pniowa przed i po wykonaniu systemu melioracyjnego oraz prognoza dla 1982 roku w przypadku braku systemu melioracyjnego w obrębie Władysławów (Krajewski 1998)

TABLE 2. Growth analyses before and after realisation of drainage system and prognosis for year 1982 in case of drainage system absence in Władysławów sub-district

Elementy analizowane Elements of analyses	Przed wykonaniem systemu melioracji (w 1962 r.) Before realisation of drainage system (in year 1962)	Po wykonaniu systemu melioracji (w 1982 r.) After realisation of drainage system (in year 1962)	Prognoza dla 1982 r. w przypadku braku systemu melioracji ^a Prognosis for year 1982 in case of drainage system absence ^a
Wiek drzewostanu (lat) Stand age (years)	41	61	60
Średnia wysokość drzewostanu (m) Average height of stand	3,73	8,50	5,25
Średnia grubość piersnicowa (mm) Average of dbh	44,0	90,9	66,0
Powierzchnia przekroju (m ² /ha) Area of section	7,99	25,2	5,89
Miaższność strzał (m ³ /ha) Stem volume	20,9	134,96	—
Przeciętny roczny przyrost miaższności strzał w 20-leciu przed i po wykonaniu melioracji (m ³ /ha) Average annual stem volume increment in 20-years periods before and after realisation of drainage system	0,70	5,70	0,89

^aDane prognostyczne odnoszą się do 60-letniego analogicznego drzewostanu sosnowego w siedlisku boru bagienne, usytuowanego w obrębie Władysławów w oddziale 145b.

Prognosis data refer to 60 years stand analogous with pines stand in bog coniferous forest site in sub-district Władysławów in compartment 145b.

można byłoby obecnie w wielu przypadkach uznać za zbędne, a w odniesieniu do śródleśnych torfowisk i bagien nawet za szkodliwe. Faktem jest jednak, że na większości zmeliorowanych obszarów, drzewostany o charakterze lasów gospodarczych poprawiły swoją kondycję zdrowotną i zasobność.

LKP Lasy Janowskie odznaczają się w skali kraju niespotykaną bioróżnorodnością siedlisk. Dominują tam siedliska wilgotne – 52,9% i świeże – 41,6%. Siedliska

bagienne obejmują 5,5%. Mimo dużej różnorodności siedlisk, bory z wyraźną przewagą gatunków iglastych stanowią 81,4% ogólnej powierzchni leśnej. Udział sosny, która występuje na mało żyznych siedliskach zarówno suchych, jak i wilgotnych wynosi 86%, jodły – 4,5%, na bardziej wilgotnych i żyznych siedliskach, olchy – 4%, brzozy – 3,3% i innych – 2,2%.

Dzięki racjonalnej gospodarce hodowlano-pielegnacyjnej i stosowanym

rodzajom rębni, struktura gatunkowa i wiekowa drzewostanów ulega w ostatnich latach znacznej poprawie, umożliwiającą powstanie drzewostanów wielopiętrowych i wielogatunkowych. Stwierdzono, że w ciągu minionych 30 lat średni wiek drzewostanów wzrósł z 45 do 60 lat, przeciętny roczny przyrost mączszości grubizny zwiększył się z 3,0 m³/ha do 3,62 m³/ha, a zasobność ze 134 m³/ha do 214 m³/ha.

Charakterystyka Obrębu Władysławów

Obręb Władysławów leży we wschodniej, skrajnej części LKP Lasy Janowskie w Nadleśnictwie Janów Lubelski. W skład Obrębu wchodzi pięć leśnictw: Zdzisławice, Flisy, Bukowa, Szewce, Porytowe Wzgórze.

Łączna powierzchnia lasów Obrębu wynosi 7360,94 ha, w tym:

- lasy rezerwatowe – 2704,75 ha,
- lasy grupy I :
 - wodochronne 2896,50 ha,
 - krajobrazowe 1759,69 ha.

W celu zachowania najcenniejszych fragmentów przyrody objęto ochroną prawną obszar o powierzchni 3967 ha, na którym utworzono pięć rezerwatów: Imielity Ług, Lasy Janowskie, Kacze Błota, Szklarnia, Jastkowice.

Charakterystyczną cechą Obrębu jest duża mikrozmienność i przemienność siedlisk – od wydym i siedlisk suchych do podmokłych dolin i obszarów pobagiennych. Dzięki temu występuje tu duża różnorodność siedlisk i urozmaicenie krajobrazowe.

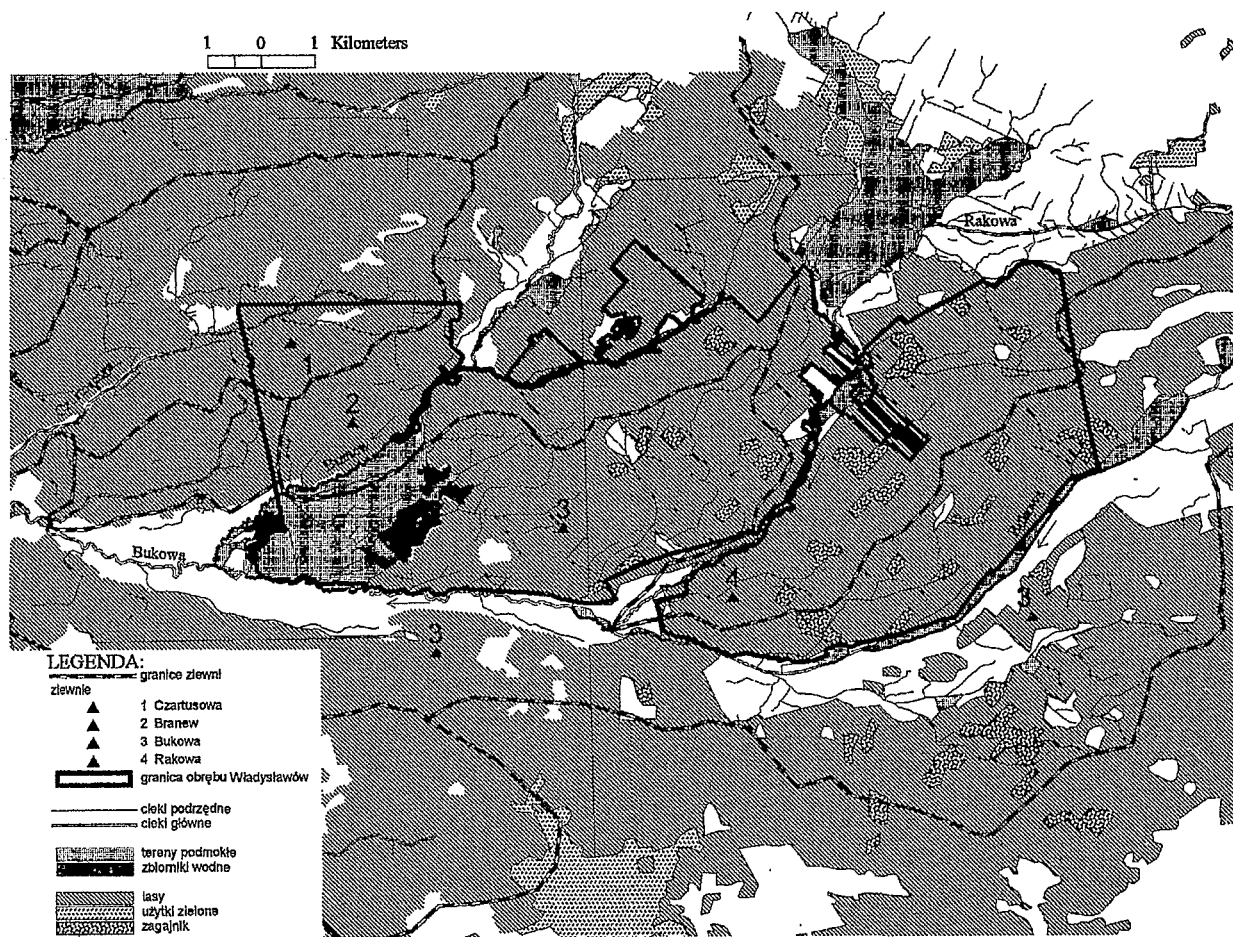
Pod względem geomorfologicznym analizowany obszar należy do mezoregionu Równiny Biłgorajskiej pochodzenia denudacyjnego. Pochyloną łagodnie z północnego-wschodu ku południowemu-zachodowi powierzchnię terenu rozcinają doliny rzek: Rakowej, Branwi i Czarłosowej, należące do zlewni rzeki Bukowej, płynącej południowym skrajem kompleksu leśnego (rys. 1).

Pod względem morfologicznym powierzchnia terenu ukształtowana jest w postaci dolin rzecznych, rozległych tarasów nadzalewowych z licznymi wydymami pochodzenia eolicznego oraz zagłębień terenowych i obszarów bezodpływowych.

Utwory powierzchniowe to osady czwartorzędowe, składające się z różnoziarnistych piasków, mułków i ilów rzecznych o mączszości do kilku metrów (przeciętnie ok. 3 m) oraz piasków humusowych den dolinowych i zagłębień bezodpływowych o mączszości 3–4 m, a także torfów o mączszości do 2 m (średnia mączszość ok. 1 m). Przeważają torfowiska wysokie, ale w obszarach bezodpływowych występują również torfowiska niskie i przejściowe. W wyniku melioracji większość torfowisk została przekształcona w obszary zalesione, obsadzone głównie sosną.

Na tarasach nadzalewowych występują piaski eoliczne, tworzące wydmy o mączszości do 15 m. Największe skupisko tych form morfologicznych występuje w zachodniej części Obrębu, pomiędzy miejscowościami Momoty i Flisy.

Na terenie Obrębu Władysławów, w utworach czwartorzędowych występuje praktycznie jeden poziom wodonośny,



RYSUNEK 1. Sieć hydrograficzna Obrębu Władysławów

położony na ogół ok. 2 m poniżej powierzchni terenu. Wyjątek stanowią obszary wydymowe, gdzie wody gruntowe leżą dużo głębiej, a także obszary bezodpływowe o wysokim poziomie tych wód.

Rzeka Bukowa stanowi podstawę erozyjną prawostronnych dopływów rzek Rakowej, Branwi i Czartosowej, gdyż poziom jej wód wpływa bezpośrednio i pośrednio (poprzez naturalną sieć rzeczną i sieć melioracyjną) na poziom wód gruntowych na całym analizowanym obszarze. Świadczy to o wpływie poziomu wód w jej korycie na retencję podziemnej części zlewni. Można więc liczyć na to, że spiętrzenia wody dla celów małej retencji spowodują wzrost poziomu wody gruntowej na pewnych powierzchniach przyległych do zbiorników i budowli piętrzących.

Powierzchnia terenu Obrębu w około 46% jest drenowana przez sieć rowów melioracyjnych, odprowadzających wodę do rzeki Bukowej. Dwa z nich odprowadzają wodę z kompleksu stawów w Momotach Górnych. Pozostały obszar Obrębu należy do zlewni wyższego rzędu stanowiących dopływy rzeki Bukowej: w ok. 31% do zlewni rzeki Rakowej, w 15% do rzeki Branwi oraz w 8% do górnej części zlewni rzeki Czartosowej.

Potrzeby i możliwości zwiększenia retencji wodnej

Zlewnie rzeczne na obszarze Lasów Janowskich są zbudowane z utworów polodowcowych z przewagą gruntów piaszczystych, piaszczysto-żwirowych oraz akumulacji sandrowej; charakteryzują się

przeciętnymi (w skali kraju) zdolnościami retencyjnymi. Średni roczny odpływ jednostkowy z analizowanego obszaru wynosi ok. 5–10 l/s · km², przy czym największy odpływ występuje ze zlewni Branwi i z górnej części Bukowej – powyżej ujścia Branwi (Szczepaniak 1995).

Obszary zlewni należą ponadto do terenów zagrożonych średnią i silną erozją. Według danych GUS (1996), trzy zlewnie w rejonie Lasów Janowskich cechuje zagrożenie erozją wąwozową w stopniu od 3 do 5, przy czym stopień 5 odpowiada zagrożeniu najwyższemu. Są to zlewnie rzeki Bukowej, Sanny (północna granica kompleksu Lasów Janowskich) oraz Łady graniczącej ze zlewnią Bukowej. Stopień zagrożenia ocenia się, biorąc pod uwagę gęstość występowania wąwozów, wyrażoną w km na 1 km² powierzchni zlewni. Dla 3 stopnia zagrożenia gęstość ta wynosi 0,5–1,0 km/km², a dla 5 stopnia – powyżej 2 km/km².

Największe zagrożenie erozją występuje na obszarach użytków rolnych, natomiast w lasach jest ono niewielkie i wynosi w zlewni rzeki Bukowej na obszarze 0,4% powierzchni lasów, a w zlewni rzeki Sanny – 4,4%. Jednak procesy erozji zachodzące w zlewni wpływają również na obszary leśne. Zwłaszcza istotna jest erozja koryt rzecznych prowadząca do obniżania się ich dna i poziomu wód gruntowych. Stosunkowo silna erozja ma miejsce w naturalnym korycie rzeki Bukowej na odcinku poniżej miasta Szewce (górny odcinek jest uregulowany i dość stabilny). Ze względu na warunki hydrogeologiczne postępująca erozja wgłębna koryta rzeki Bukowej powoduje istotne obniżanie się poziomu

wód gruntowych w kompleksie leśnym. W obecnym stanie ujściowe odcinki dopływów rzeki Bukowej i rowów melioracyjnych podlegają erozji wstecznej, która przy średnich i niskich stanach wody w korytach ujawnia się w formie powstających bystrzy i niskich stopni naturalnych.

Działaniom związanym ze wzrostem retencji na obszarach leśnych powinna towarzyszyć budowa spiętrzeń na rzece Bukowej w celu zahamowania erozji wgłębnej i podniesienia poziomu wód. Możliwości lokalizacyjne budowli piętrzących na tej rzece są dość duże. Również podniesienie bazy erozyjnej i lustra wody w tej rzece, podniesie poziomy wody w jej dopływach naturalnych i w rowach oraz na terenie przyległych lasów i gruntów prywatnych. Działania te wymagają współpracy administracji Nadleśnictwa Janów Lubelski i Dyrekcji Parku Krajobrazowego z Wojewódzkim Zarządem Melioracji i Urzędzeń Wodnych, gdyż dolina Bukowej leży poza obszarem należącym do LP. Konieczne jest również porozumienie tych instytucji w przypadku projektowania budowli piętrzących i zbiorników w dolinach innych rzek, tj. Rakowej, Branwi i Górnej Branwi, które w dużej części nie podlegają administracji LP. Na rzekach tych zlokalizowane są miejsca poboru wody dla celów przeciwpożarowych. Wiele z tych punktów, z uwagi na małe głębokości wody, a także brak odpowiedniego urządzenia miejsca poboru, aktualnie nie zapewnia możliwości czerpania wody. Dlatego też, jako rozwiązanie alternatywne w stosunku do budowy spiętrzeń i zbiorników dolinowych, należy rozważyć możliwość budowy stawów kopanych (oczek wodnych) w po-

bliżu koryta rzeki. Stawy te mogą być zasilane infiltracyjnie przez rzekę lub za pomocą krótkich rowów łączących je z korytem. W przypadku głębokiego koryta, na odcinkach erodowanych można podpiętrzać wodę za pomocą niskich stopni lub progów. Rozwiązanie to może mieć istotne znaczenie zwłaszcza w tych miejscach, gdzie budowa zbiorników dolinowych jest z pewnych względów niewskazana lub niedopuszczalna.

Przebieg prac studialnych

Prace przebiegały w dwóch etapach. W pierwszym, opracowano wstępną ocenę możliwości retencionowania wody, rozpoznano specyfikę kompleksu leśnego, jego podstawowe charakterystyki fizycznogeograficzne, hydrologiczne i hydrogeologiczne oraz możliwości lokalizacji obiektów małej retencji wodnej. Na mapach w skali 1:25 000 naniesiono miejsca nadające się pod względem topograficznym do retencionowania wód poprzez budowę piętrzeń na ciekach naturalnych i sztucznych. Były to wyodrębnione lokalne obniżenia i dolinki, których ukształtowanie umożliwiałoby gromadzenie wód spływających po powierzchni lub korytami cieków.

W drugim etapie studiów realizowanym w 1997 r. prace obejmowały:

- zweryfikowanie rzeczywistych możliwości budowy obiektów małej retencji, których lokalizację wybrano wstępnie w I etapie,
- ocenę przydatności istniejących systemów i urządzeń melioracji leśnych dla celów małej retencji,

- opracowanie metodyki studiów nad możliwością i celowością retencjonowania wód powierzchniowych w kompleksach leśnych,
- opracowanie zakresu i zasad sporządzania ocen oddziaływania na środowisko obiektów małej retencji w lasach.

Dla celów dwóch pierwszych zadań niezbędne było dokonanie inwentaryzacji stanu urządzeń wodno-melioracyjnych. Ze względu na duży obszar Lasów Janowskich zdecydowano objąć inwentaryzacją istniejące urządzenia wodno-melioracyjne wraz z ciekami wodnymi w obrębie Władysławów.

Celem inwentaryzacji stanu urządzeń wodno-melioracyjnych było:

- rozpoznanie stanu technicznego i ilościowego sieci rowów melioracji leśnych i cieków naturalnych oraz punktowych obiektów, takich jak: jazy, mosty, przepusty, przepusty z piętrzeniem, zastawki,
- określenie funkcjonalności istniejących urządzeń melioracyjnych,
- dokonanie oceny celowości dalszej konserwacji lub renowacji urządzeń.

Wyniki wizji terenowych miały też dostarczyć informacji dotyczących:

- przydatności wytypowanych na podstawie map miejsc pod obiekty małej retencji,
- innych miejsc i możliwości budowy obiektów małej retencji, wykorzystujących istniejące urządzenia techniczne na obszarach zmeliorowanych.

Poszukiwania dokumentacji projektowych i powykonawczych leśnych systemów melioracyjnych wykonanych w latach 1950–1960 i później dały jedynie ograniczone wyniki. Udało się odnaleźć

dwie dokumentacje (Opis... 1959, Projekt... 1960) obiektów na terenie byłego Nadleśnictwa Kocudza, obejmującego obecny Obręb Władysławów. Oznaczenia rowów na mapach w tych dokumentacjach zostały w późniejszym okresie zmienione. Sporządzając opisy inwentaryzacyjne, posłużono się oznaczeniami rowów podanymi na Mapie przeglądowej cieków... (1990). Również z tej mapy zaczerpnięto numerację oddziałów.

Ocenę stanu cieków i znajdujących się na nich budowli przeprowadzono dla najważniejszych rowów tworzących systemy melioracyjne lasów wykonane w latach 60. Pominęto ocenę stanu pojedynczych krótkich rowów leżących poza obiektami meliorowanymi. Rozpoznanie terenowe wykazało, że rowy przewidziane w dokumentacjach projektowych do wykonania warunkowego w większości przypadków nie zostały wykonane. Z inwentaryzacji wyłączono ponadto obiekty bezpośrednio związane z gospodarką wodną na stawach i podlegające właścicielowi stawów, tj. doprowadzalniki wody z rzeki Bukowej i rzeki Branwi do kompleksu stawów rybnych w Momo-tach Górnych oraz rowy odprowadzające wodę ze stawów.

Stan budowli i sieci melioracyjnej opisano w tabelach i udokumentowano fotograficznie.

Wyniki inwentaryzacji obiektów małej retencji

Na podstawie inwentaryzacji sieci rowów i cieków naturalnych w obrębie Władysławów, w odpowiednich zesta-

wieniach tabelarycznych podano w układzie zlewniowym, proponowane lokalizacje budowli piętrzących i komunikacyjnych (przepustów, mostów). W większości przypadków proponuje się odbudowę istniejących obiektów piętrzących wykonanych na ogół w latach 60. w ramach projektów melioracji kompleksów leśnych. Stan techniczny tych budowli w zdecydowanej większości przypadków nie pozwala na piętrzenie wody. Odbudowa istniejących w przeszłości budowli stworzy możliwości retencjonowania wody w korycie cieków i zwiększenia retencji gruntowej. W kilku miejscach przewidziano budowę nowych zastawek i przepustów z piętrzeniem. W przypadku gdy warunki terenowe i ilość wody są odpowiednie, proponuje się, oprócz odbudowy lub budowy obiektów piętrzących, również wykonanie niewielkiego zbiornika w poszerzonym korycie rowu.

Oprócz zbiorników proponowanych do wykonania na sieci melioracyjnej, zaproponowano również takie lokalizacje na rzekach: Branwi, Górnej Branwi i Rakowej. Jako rozwiązania alternatywne dla zbiorników dolinowych, ze względu na walory krajobrazowe i ochronę środowiska dolin rzecznych, można rozważyć budowę stawów kopanych. Większość proponowanych lokalizacji zbiorników na rzekach znajduje się na gruntach obcych. Realizacja tych budowli wymaga zatem współpracy z Wojewódzkim Zarządem Melioracji i Urzędem Wodnym.

Podano także miejsca, w których wskazana jest budowa nowych oraz remont lub przebudowa istniejących obiektów komunikacyjnych – mostów i przepustów bez piętrzenia. Przy typowaniu

tych budowli kierowano się stanem cieku i możliwościami przejazdu. Nie uwzględniono natomiast rzeczywistych potrzeb komunikacyjnych wynikających z eksploatacji lasu.

Ogłędziny rowów melioracyjnych przeprowadzone w okresie po intensywnych opadach wykazały, że niektóre z nich nie prowadziły wody, a cały przekrój porośnięty był roślinnością – często wysoką. Taki stan rowów świadczy o tym, że w ostatnich latach nie prowadziły one wody. Można więc uznać, że nie pełnią już roli rowów odwadniających i ich konserwacja nie jest potrzebna. Nie są też potrzebne budowle na tych rowach, jak np. przepusty drogowe. W przypadku ich zniszczenia odbudowa jest niecelowa i można je zastąpić nasypem drogowym. Stwierdzono, że można zaniechać konserwacji rowów na łącznej długości 12,78 km z czego: w zlewni Bukowej – 1,79 km, w zlewni rzeki Branwi – 1,0 km, w zlewni stawów w Momontach Górnych – 4,54 km i w zlewni rzeki Rakowej – 4,45 km. Ponadto stwierdzono też potrzebę budowy wielu nowych obiektów, a także konieczność odbudowy lub konserwacji obiektów istniejących. Zestawienie ilościowe zakresu robót w poszczególnych zlewniach podano w tabeli 3. Zestawienie to obejmuje obiekty zlokalizowane na rowach melioracyjnych i na mniejszych ciekach naturalnych. Bezpośrednio w dolinach rzek wymienionych w tabeli 3 istnieje możliwość budowy kilku dodatkowych zbiorników.

Analizując lokalne warunki terenowe stwierdzono, że na rzece Branwi i w jej dolinie można utworzyć dwa nowe zbiorniki: staw kopany w dolinie zasilany wo-

TABELA 3. Ilość budowli i rodzaj robót w zlewniach rzecznych Obwodu Władysławów
TABLE 3. Quantity of structures and type of work in river watersheds of Władysławów sub-district

Zlewnia rzeki River watershed	Rodzaj robót Type of work	Ilość budowli Number of structures				
		Przepust z piętrzeniem Culvert with gate	Zastawka Control structure	Zbiornik Reservoir	Przepust Culvert	Most Bridge
Bukowa	budowa construction	5	13	9	4	—
	odbudowa reconstruction	10	1	—	9	7
	konserwacja maintenance	—	—	—	10	—
Branew	budowa construction	4	3	6	—	—
	odbudowa reconstruction	1	2	—	—	—
	konserwacja maintenance	—	—	—	2	—
Rakowa	budowa construction	6	2	7	1	—
	odbudowa reconstruction	4	2	—	4	—
	konserwacja maintenance	—	—	—	3	—
Stawy w Momotach Górnych	budowa construction	—	1	—	2	—
	odbudowa reconstruction	6	—	—	3	—
	konserwacja maintenance	—	—	—	1	—
Czartosowa	budowa construction	—	—	1	—	—
	odbudowa reconstruction	—	—	—	—	—
	konserwacja maintenance	—	1	—	—	—
Razem Total	budowa construction	15	19	23	7	—
	odbudowa reconstruction	21	5	—	16	7
	konserwacja maintenance	—	—	—	16	—

dą z Branwi oraz zbiornik utworzony w poszerzonym korycie rzeki poprzez wykonanie budowli piętrzącej. Celowe jest również rozważenie możliwości przebudowy istniejącego jazu, tak aby po zwiększeniu wysokości piętrzenia uzyskać powyżej jazu dużo większy zbiornik od dotychczasowego. W dolinie rzeki Rakowej można utworzyć dwa stawy kopane obok koryta rzeki. W korycie rzeki Czaratosowej istnieje możliwość wykonania jednego zbiornika przez poszerzenie koryta powyżej istniejącej zastawki.

Na analizowanym obszarze można wybudować łącznie 29 małych zbiorników w tym 23 na rowach melioracyjnych lub mniejszych ciekach naturalnych. Ponadto każda zastawka i przepust z piętrzeniem spowoduje zahamowanie odpływu i wzrost retencji korytowej oraz wód gruntowych. Łącznie zaproponowano budowę lub odbudowę 60 tego typu budowli, z których 37 będzie zwiększać retencję korytową. Wśród 60 budowli piętrzących 36 to przepusty z piętrzeniem, a pozostałe 24 to zastawki.

Podsumowanie

Celowe jest przeprowadzanie ocen aktualnych funkcji systemów melioracyjnych w lasach. Systemy te, których celem było „ulepszanie” warunków produkcyjnych siedlisk, mogą jednocześnie niekorzystnie wpływać na całe środowisko przyrodnicze lasów. Obecnie, gdy w lasach ważniejsze jest przywracanie niepowtarzalnych siedlisk flory i fauny, a tym samym sprzyjanie zwiększeniu i utrzymaniu bioróżnorodności, co w przypadku

małych zasobów wodnych oznacza zapewnienie zwiększonej glebowej retencji wodnej, korytowej i powierzchniowej. Przeprowadzone studia wskazują kierunek działań, muszą być jednak rozszerzone o przyrodnicze badania siedlisk.

Analiza aktualnych funkcji systemów melioracyjnych umożliwia ocenę: przydatności niektórych elementów tych systemów, potrzeb konserwacji lub odbudowy obiektów albo zaniechania dalszego ich utrzymywania. Jest podstawą podejmowania decyzji o potrzebie lub celowości budowy nowych obiektów małej retencji.

Jak wykazały studia przeprowadzone w Obrębie Władysławów, po 30 latach od przeprowadzonych melioracji lasów, siedliska zmieniły się na tyle, że można zaniechać konserwacji ok. 12,78 km rowów. Przesuszenie niektórych obszarów wskazuje, że celowa jest odbudowa lub budowa nowych obiektów piętrzących wodę dla zapobieżenia rozwijającej się erozji oraz w celu zróżnicowania uwilgotnienia lasu przy jednoczesnych bezkonfliktowych zmianach w środowisku przyrodniczym.

Literatura

- CIEPIEŁOWSKI A. 1998: Strategia zwiększania retencji wodnej w lasach na przykładzie wybranych leśnych kompleksów promocyjnych. Maszynopis, IBL, Warszawa.
- GUS 1996: Ochrona środowiska. Warszawa.
- IMGW 1986: Atlas hydrologiczny Polski. Wydawnictwo Geologiczne, Warszawa.
- KRAJEWSKI T. 1983: Badanie wpływu stosowanych systemów melioracji wodnych na wzrost produktywności siedlisk leśnych nadmiernie uwilgotnionych. Maszynopis, IBL, Warszawa.

- KRAJEWSKI T. 1998: Melioracje wodne nieużytków bagiennych oraz sposoby ich zalesiania i efekty produkcyjne. Maszynopis, IBL, Warszawa.
- KRAJEWSKI T., BIAŁKIEWICZ F. 1989: Melioracje wodne borów bagiennych oraz ich efekty produkcyjne na przykładzie Puszczy Solskiej. Maszynopis, IBL, Warszawa.
- Mapa pogładowa cieków wodnych Nadleśnictwa Janów Lubelski Obręb Władysławów. Stan na 1.01.1990 r., skala 1:25 000.
- NZLP i IBL (Naczelny Zarząd Lasów Państwowych i Instytut Badawczy Leśnictwa), 1987: Podstawy i zasady melioracji wodnych w lasach. Warszawa.
- Opis techniczny projektu melioracji lasów Nadleśnictwa Kocudza cz. I, 1959. Biuro Urządzania Lasów i Projektów Leśnictwa w Warszawie.
- Projekt melioracji P.G.L. Nadleśnictwo Kocudza II cz. I i II, 1960. Biuro Urządzania Lasów i Projektów Leśnictwa w Warszawie.
- SZCZEPANIAK Z 1995: Operat hydrologiczny rzeki Bukowej i jej dopływów oraz rzeki Łukawicy wraz z Dębowcem. Maszynopis opracowania „Program gospodarki wodno-ściekowej w rejonie Janowa Lubelskiego”.

Summary

Possibility of water retention increasing on Władysławów sub-district forest areas in Janowskie Forests. In the years 1960–1962 some complex drainage works

were conducted in Janowskie Forests, the purpose of which was to enhance the production conditions in forest habitats. The methods and the objective of that drainage were in compliance with valid economic policy of the country at the time. Nowadays however, in accordance with the policy of sustainable development and greater biodiversity, a need arises for diversifying habitats in respect of their water capacity and increased water retention of woodlands.

In article describes the methodology of studies carried out in Władysławów sub-district of Janowskie Forests, during which the condition of the drainage system and possibilities of increasing water retention were analysed. As a result of those studies some locations of new water objects have been indicated, the need for modernisation or reconstruction of the existing objects has been determined, as well as some elements of the existing drainage system whose further preservation is useless.

Authors' address:

A. Ciepielowski, S.L. Dąbkowski, R. Laskowski,
Z. Popek
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
Poland

Szczepan Ludwik DĄBKOWSKI, Piotr SIWICKI

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW

Department of Water Engineering and Environment Recultivation WAU

Analiza głębokości rozmycia koryta na modelach jazu **Analysis of depth of scour on the dam models**

Wstęp

Kształtowanie się rozmiarów rozmyć koryt za budowlami wodnymi to jedno z trudniejszych zagadnień badawczych. Ma ono w hydrotechnice bardzo obszerną literaturę. Trudności w analizie wynikają ze złożoności zjawisk zachodzących w odskoku hydraulicznym i na wypadzie budowli oraz zjawisk odpajania i przenoszenia przez wodę cząstek. Dodatkowe trudności opisu tego zagadnienia wynikają z różnorodności stosowanych rozwiązań konstrukcyjnych budowli wodnych. Jednym z parametrów, charakteryzujących lokalne rozmycie koryta za budowlą, nazywane też wybojem lub dołem rozmycia, jest jego maksymalna głębokość ($h_{\max}$) mierzona od pierwotnego poziomu dna koryta do najniżej położonego punktu dna wyboju. Możliwość jej przewidywania umożliwia zaprojektowanie dolnego stanowiska budowli, zapewniające jej bezpieczeństwo, dzięki ograniczeniu rozmiarów rozmycia, oraz ograniczenie kosztów budowy i późniejszej jej eksploatacji. Z tych powodów jest to ciągle aktualny problem badawczy i o du-

żym znaczeniu praktycznym. Obszernego analitycznego przeglądu wzorów na głębokość lokalnego rozmycia dna za budowlami piętrzącymi dokonał Żbikowski (Dąbkowski i in. 1982). Muchamedżanov (1969), Schleiss i Whittaker (1984), Breusers i Raudkivi (1991) stwierdzili, że mimo opracowania wielu wzorów, projektanci mają trudności z wyborem do praktycznych zastosowań takich, które dają wiarygodne rezultaty. Z tego powodu zaleca się określanie głębokości rozmycia na podstawie badań na modelach fizycznych. Niestety, wyniki takich badań przełiczone na naturę znacznie odbiegają od obserwowanych.

W ostatnich dziesięcioleciach podejmowano liczne próby opisu procesu formowania się rozmyć poniżej budowli wodnych. Dużo uwagi poświęca się badaniom struktury strumienia w odskoku hydraulicznym badań (Long i in. 1991), roli skali modelu w uzyskiwanych wynikach (Farhoudi i Smith 1982), turbulencji strumienia za odskokiem hydraulicznym i wpływu długości umocnień na głębokość rozmycia koryta (Ivankov 1971, Rozanov 1984, Long i in. 1990, Long i in.

1991). Różnorodność budowli sprawia, że wyniki badań modelowych można w zasadzie stosować tylko do obiektów podobnych pod względem sposobu przepuszczania wody (wypływ spod zasuwy i przelewanie się nad nią, rozmycia za wylotami z przepustów lub rurociągów). W budowlach piętrzących często stosowane są przelewy, za którymi znajduje się niecka wypadowa, a za nią umocnienie na pewnej długości dna koryta. Fizyczny model takiej budowli był badany przez Żbikowskiego (1970) i Galińską-Oryl (1975).

W ocenie przydatności wyników badań na modelach fizycznych do obliczeń głębokości rozmyć w naturze istotnym zagadnieniem jest rozpoznanie wpływu skali modelu i właściwości rozmywanego gruntu na rozmiary wyboju. Zostało ono podjęte w przedstawionych dalej badaniach.

Celem pracy było przeanalizowanie wyników doświadczeń prowadzonych na dwóch modelach tej samej budowli piętrzącej, pod kątem wpływu skali modelu i uziarnienia gruntu na głębokość rozmycia. Modele potraktowano jako niezależne budowle podobne geometrycznie. Przyjęto hipotezę, że mimo geometrycznego podobieństwa budowli wynikającego z kryterium Froude'a, proces rozmycia na każdym badanym obiekcie kształtuje się inaczej, a głębokości rozmyć nie są wzajemnie przeliczalne za pomocą geometrycznych skal modelu.

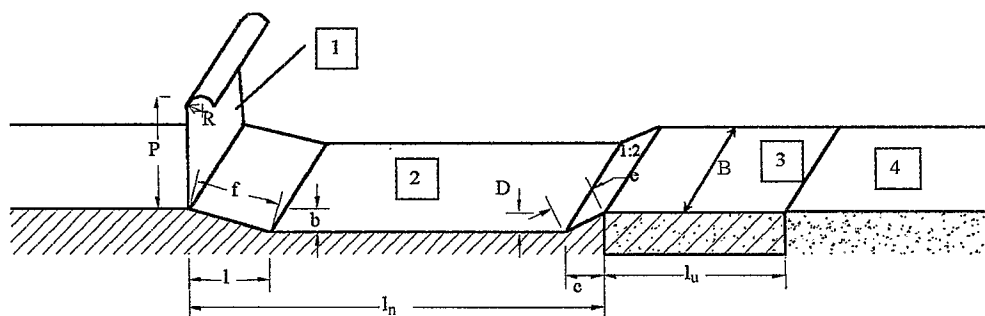
Obiekt i zakres badań

Doświadczenia własne przeprowadzono na modelach takiej samej budowli, jaką badał Żbikowski (1970). Jej profil

podłużny przedstawiono na rysunku 1, a w tabeli pod rysunkiem podano wymiary elementów obrysu odpowiadające naturze (1:1) i obu skalom modelu. Schematy stanowisk badawczych pokazano na rysunkach 2 i 3.

Model budowli w skali 1:30 umieszczono w korycie murowanym o całkowitej długości 21 m i szerokości 1,07 m, otynkowanym od środka zaprawą cementowo-piaskową wygładzoną stalową paczką. Część przelewową modelu wykonano z winiduru pomalowanego farbą olejną. Dno koryta na długości 4 m za umocnieniami zbudowano z warstwy piasku grubości 0,8 m. W piasku wykonano system drenażowy, służący do odwadniania dolnego stanowiska budowli po zakończeniu doświadczenia. Poziom wody dolnej regulowany był zastawkami umieszczonymi na końcu koryta. Wodę na model doprowadzano z przelewu pomiarowego umieszczonego przed modelem (rys. 2). Doświadczenia przeprowadzono dla przepływów jednostkowych od $0,024 \text{ m}^3/\text{s} \cdot \text{m}$ do $0,122 \text{ m}^3/\text{s} \cdot \text{m}$ i odpowiadających im napełnień koryta w stanowisku dolnym od 0,092 m do 0,215 m (tab. 1). Dla każdego z przepływów doświadczenie trwało 8 godzin. Po zakończeniu doświadczenia mierzono głębokości rozmycia w ustalonych punktach i określano maksymalną głębokość rozmycia.

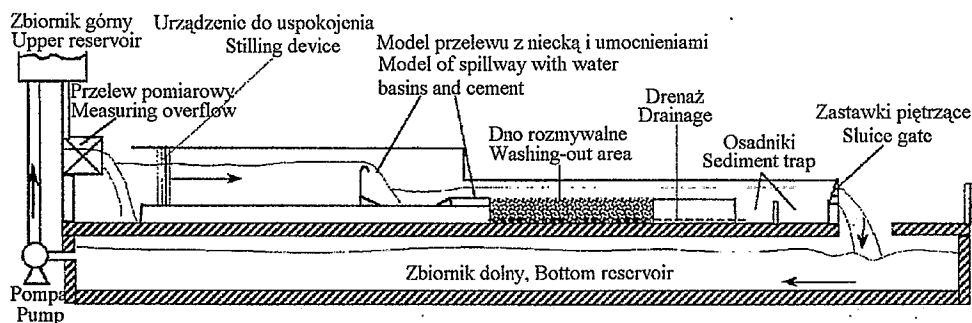
Drugi model został zainstalowany w korycie szklanym szerokości 0,58 m, (skala 1:55,25). Schemat całego stanowiska badawczego przedstawiono na rysunku 3. Model niecki wypadowej wykonano ze szkła, a przelew – z blachy pomalowanej farbą. Doświadczenia przeprowadzono w przedziale przepływów jed-



Dimension Wymiar [cm]	1 : 30	1 : 55,25	1 : 1
h	32,0	17,4	960,0
R	4,13	2,2	124,0
l	24,3	13,2	728,0
b	6,8	3,7	204,0
l_n	97,3	52,9	2920,0
D	5,5	3,0	166,6
c	11,1	6,0	333,2
l_u	50,0	27,1	1500,0
e	12,4	6,7	372,0
f	25,2	13,7	756,0
B	106,7	57,9	3200,0

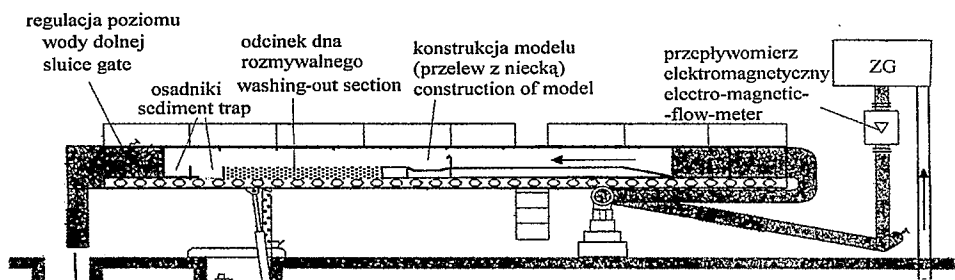
RYSUNEK 1. Schemat i parametry budowli piętrzącej: 1 – ściana przelewu, 2 – dno niecki, 3 – umocnienie dna koryta, 4 – rozmywalny odcinek dna

FIGURE 1. Schema and parameters of investigated models: 1 – spillway, 2 – bottom of water basins, 3 – cement, 4 – washing-out area



RYSUNEK 2. Schemat stanowiska badawczego modelu w skali 1:30

FIGURE 2. Sketch of experimental stand for model 1:30



RYСУNEK 3. Schemat stanowiska badawczego modelu w skali 1:55,25; ZG – zbiornik górny, ZD zbiornik dolny, P – pompa

FIGURE 3. Experimental stand for model 1:55,25; ZG – bottom reservoir, ZD – upper reservoir, P – pump

nostkowych od $0,0096 \text{ m}^3/\text{s} \cdot \text{m}$ do $0,0488 \text{ m}^3/\text{s} \cdot \text{m}$ i odpowiadających im napęnień koryta w stanowisku dolnym od $0,002 \text{ m}$ do $0,117 \text{ m}$ (tab. 1). Tak samo, jak poprzednio określano maksymalną głębokość i rozmiary rozmycia; doświadczenie dla każdego z przepływów trwało również 8 godzin.

Doświadczenia na każdym modelu przeprowadzono, stosując dwa rodzaje piasku, z którego formowano rozmywalny odcinek dna koryta. Krzywe uziarnienia oraz charakterystyki wykorzystanych w badaniach piasków przedstawiono na rysunku 4.

Analiza głębokości rozmycia na badanych modelach budowli

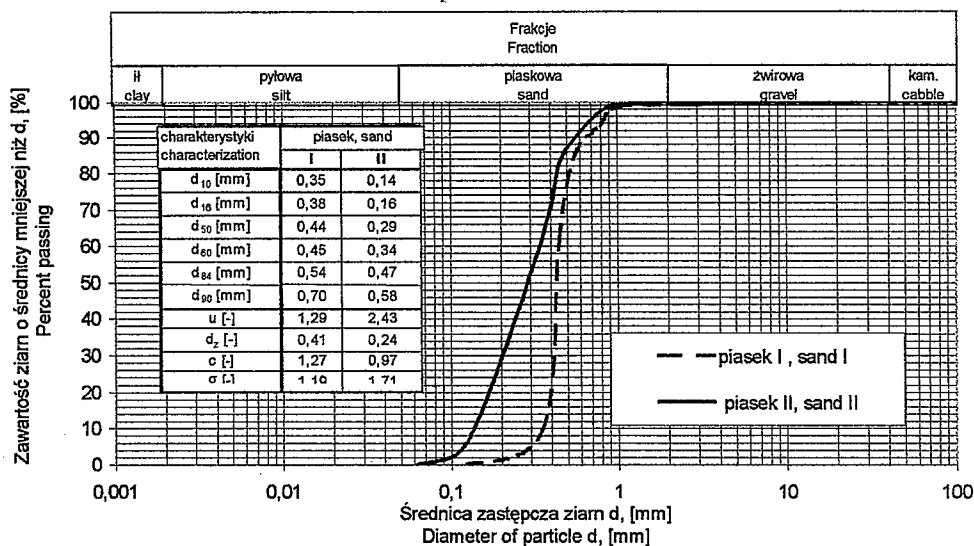
Analizowano maksymalne głębokości rozmyć pomierzone w płaszczyźnie symetrii koryta. Pomijano wartości rozmyć w płaszczyźnie przy ścianach modelu, gdzie we wszystkich przypadkach były one największe, prawdopodobnie ze względu na zaburzenia struktury prędkości. Wyjaśnienie tego zjawiska wymaga oddzielnych badań i analizy.

Dla przyjętej geometrii budowli maksymalną głębokość rozmycia $h_{\max}$ dna uzależniono od następujących parametrów:

$$f(h_{\max}, z, H_0, q, \sigma_g, d_{50}, Fr_1, (P + b), E_0, \Delta E, l_u, l_n, \rho_r, \rho_w, g, t, \mu, B) = 0 \quad (1)$$

TABELA 1. Wielkości hydrauliczne na modelach
TABLE 1. Hydraulic parameters of flow on the models

Wielkości hydrauliczne Hydraulic parameters	1 : 30	1 : 55,25	1 : 1
$Q [\text{m}^3/\text{s}]$	0,024	0,006	3,155
	0,049	0,012	6,441
	0,073	0,018	9,596
	0,122	0,029	16,037
$h [\text{m}]$	0,092	0,050	2,748
	0,133	0,072	4,000
	0,165	0,090	4,948
	0,215	0,117	6,448
$q [\text{m}^2/\text{s}]$	0,0240	0,0096	4
	0,0490	0,0196	8
	0,0730	0,0292	12
	0,1220	0,0488	20



RYSUNEK 4. Charakterystyka uziarnienia piasków na modelach
FIGURE 4. Granulation characteristics of sand in the models

$$U = \frac{d_{60}}{d_{10}}; C = \frac{d_{90}d_{10}}{d_{50}^2}; \sigma = \sqrt{\frac{d_{84}}{d_{16}}}; d_z = \frac{\sigma d_i p_i}{100}$$

gdzie:

ρ_w, μ – opisują właściwości wody, to jest odpowiednio jej gęstość i lepkość dynamiczną,

$d_{50}, \sigma_g = \sqrt{\frac{d_{84}}{d_{16}}}$, ρ_r – opisują wielkości

charakterystycznych średnic ziaren (d_{50}, d_{84}, d_{16}) i rozkład σ_g uziarnienia oraz gęstość masową materiału dennego (ρ_r),

$q = \frac{Q}{B}$ [m²/s] – jednostkowe natężenie przepływu,

B – szerokość koryta [m],

t – czas trwania procesu rozmycia,

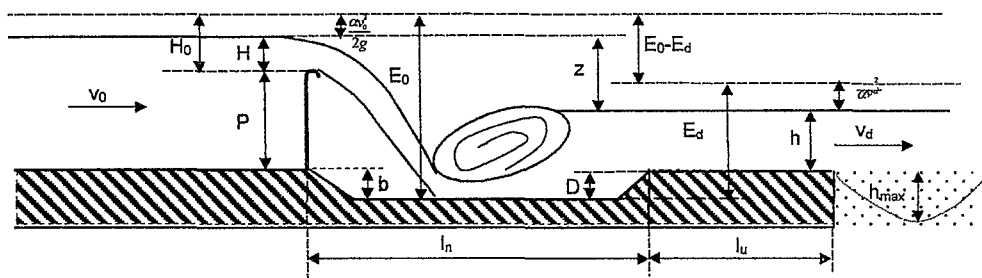
Fr_1 – liczba Froude'a w przekroju strumienia, w którym głębokość jest rów-

na pierwszej głębokości sprzężonej;

$$Fr_1 = \frac{q^2}{gh_1^3}$$

Pozostałe występujące w równaniu (1) wielkości geometryczne i hydrauliczne pokazano na rysunkach 1 i 5.

W celu ograniczenia liczby zmiennych w zależności (1) wprowadzono względną różnicę energii strumienia wody w górnym i dolnym stanowisku budowli obliczono z zależności $\Delta E = \frac{E_0 - E_d}{E_0}$, w której E_0 i E_d są określane względem dna niecki wypadowej, tzn.:



RYSUNEK 5. Schemat badanego modelu z oznaczeniami
FIGURE 5. Sketch of investigated model with assumed symbols

$$E_0 = P + b + H + \frac{\alpha_0 v_0^2}{2g}$$

$$E_d = h + D + \frac{\alpha_d v_d^2}{2g} \quad (2)$$

W obliczeniach przyjęto $\alpha_0 = \alpha_d = 1$.

Maksymalną głębokość rozmycia poniżej badanych budowli analizowano po ustabilizowaniu się dołu rozmycia. Zatem to czas t z równania (1) można wyeliminować. W przypadku analizowanych doświadczeń można też wyeliminować wpływ parametrów ρ_r , ρ_w , gdyż obie te wielkości były identyczne dla obu modeli. Do dalszych analiz zamiast μ przyjęto:

$$v = \frac{\mu}{\rho_w}$$

Zależność głębokości rozmycia, zapisaną w postaci przydatnej do analizy wymiarowej z wykorzystaniem teorii Vashy-Buckingham'a zwanej teorią π (Tacoen 1975) można zatem zapisać w postaci:

$$h_{\max} = f(z^{\alpha_1} \cdot H_0^{\alpha_2} \cdot q^{\alpha_3} \cdot \sigma_g^{\alpha_4} \cdot d_{50}^{\alpha_5} \cdot (P+b)^{\alpha_6} \cdot h^{\alpha_7} \cdot \Delta E^{\alpha_8} \cdot l_u^{\alpha_9} \cdot l_n^{\alpha_{10}} \cdot g^{\alpha_{11}} \cdot v^{\alpha_{12}} \cdot B^{\alpha_{13}} \cdot E_0^{\alpha_{14}} \cdot Fr_1^{\alpha_{15}}) \quad (3)$$

Uwzględniając bezwymiarowość wielkości ΔE , σ_g i Fr_1 , oraz fakt, że $E_0 = F(H_0)$ w równaniu (1) pozostaje 11. Można więc utworzyć 8 bezwymiarowych kombinacji Π , od których zależy bezwymiarowa wielkość Π zawierająca $h_{\max}$.

Jeśli za wielkości podstawowe przyjmą d_{50} i g , otrzymuje się następujące, niezależne od siebie, parametry bezwymiarowe Π'_i :

$$\Pi'_1 = \frac{h_{\max}}{d_{50}}; \Pi'_2 = \frac{q}{\sqrt{g} d_{50}^3}; \Pi'_3 = \frac{z}{d_{50}};$$

$$\Pi'_4 = \frac{h}{d_{50}}; \Pi'_5 = \frac{(P+b)}{d_{50}}; \Pi'_6 = \frac{l_u}{d_{50}};$$

$$\Pi'_7 = \frac{l_n}{d_{50}}; \Pi'_8 = \frac{B}{d_{50}}; \Pi'_9 = \frac{g d_{50}^3}{v^2}$$

które wraz z bezwymiarowymi parametrami $\Pi_9 = \Delta E$, $\Pi_{10} = \sigma_g$, $\Pi_{11} = Fr_1$ dają równanie ogólne o postaci:

$$\Pi' = f_1(\Pi'_1, \Pi'_2, \Pi'_3, \Pi'_4, \Pi'_5, \Pi'_6, \Pi'_7, \Pi'_8, \Pi_9, \Pi_{10}, \Pi_{11}) \quad (4)$$

Jeśli z kolei przyjmą za wielkości podstawowe natężenie przepływu jednostko-

wego q i przyspieszenie ziemskie g , wtedy jako parametry bezwymiarowe Π_i'' otrzymuje się:

$$\Pi'' = \frac{h_{\max} q^{1/3}}{g^{2/3}}; \Pi_1'' = \frac{z^{3/2} g^{1/2}}{q};$$

$$\Pi_2'' = \frac{q}{h^{3/2} g^{1/2}}; \Pi_3'' = \Pi_1' = \frac{q}{\sqrt{g d_{50}^3}};$$

$$\Pi_4'' = \frac{q}{v}; \Pi_5'' = \frac{q}{\beta_u^{3/2} g^{1/2}}; \Pi_6'' = \frac{q}{\beta_n^{3/2} g^{1/2}};$$

$$\Pi_7'' = \frac{B^{3/2} g^{1/2}}{q}; \Pi_8'' = \frac{(P+b)^{3/2} g^{1/2}}{q}$$

Porównując te parametry bezwymiarowe z odpowiadającymi wielkościami podstawowym d_{50} i g stwierdzamy, że w obu występuje bezwymiarowy parametr

$\Pi_1' = \frac{q}{\sqrt{g d_{50}^3}}$ a pozostałe parametry są różne. Uwzględniając wraz z powyższymi wyrażeniami Π_i' wielkości bezwymiarowe ΔE , σ_g i Fr_1 , też występujące w równaniu (3), otrzymuje się drugie równanie ogólne o postaci:

$$\Pi'' = f_2(\Pi_1'', \Pi_2'', \Pi_3'', \Pi_4'', \Pi_5'', \Pi_6'', \Pi_7'', \Pi_8'', \Pi_9, \Pi_{10}, \Pi_{11}) \quad (5)$$

Rozpatrzono też związek $\frac{h_{\max}}{d_{50}}$ z następującymi zestawami połączonych bezwymiarowych parametrów Π_i'' :

$$\Pi_1'' = \frac{zq}{\sigma d_{50}^2 \sqrt{g d_{50}}}; \Pi_2'' = \frac{(P+b)q}{\sigma d_{50}^2 \sqrt{g d_{50}}};$$

$$\Pi_3'' = \frac{hq}{\sigma d_{50}^2 \sqrt{g d_{50}}}; \Pi_4'' = \frac{E_0}{\sigma d_{50}^2 \sqrt{g d_{50}}};$$

$$\Pi_5'' = \frac{l_u q}{\sigma d_{50}^2 \sqrt{g d_{50}}}; \Pi_6'' = \frac{l_n q}{\sigma d_{50}^2 \sqrt{g d_{50}}};$$

$$\Pi_7'' = \frac{Bq}{\sigma d_{50}^2 \sqrt{g d_{50}}}; \Pi_8'' = \frac{bq}{\sigma d_{50}^2 \sqrt{g d_{50}}}$$

Szczegółowe postaci związków zapisanych ogólnym równaniem typu (4) określono, stosując równanie regresji nieliniowej w postaci ogólnej:

$$\Pi = A[\Pi_1^{a_1} \cdot \Pi_2^{a_2} \cdot \Pi_3^{a_3} \cdot \dots \cdot \Pi_n^{a_n}] \quad (6)$$

w którym liczbowe wartości stałej A i wykładników a_i obliczono metodą estymacji Marquardta według programu komputerowego „Statgraphics”, wykorzystując dane liczbowe uzyskane z pomiarów na modelach.

Dla obu parametrów bezwymiarowych $\Pi' = \frac{h_{\max}}{d_{50}}$ i $\Pi'' = \frac{h_{\max} q^{1/3}}{g^{2/3}}$, zawierających głębokość rozmycia, wyznaczono równania regresji nieliniowej typu (6) z użyciem podanych zestawów parametrów Π_i uzyskując równania:

$$\begin{aligned} \Pi' &= 4,096 \Pi_1'^{1,2770} \Pi_2'^{1,0267} \Pi_3'^{0,5466} \\ \Pi_4' &^{-0,6780} \Pi_5'^{-0,6115} \Pi_6'^{-0,4491} \Pi_7'^{-0,4240} \\ (\Pi_3' \Pi_8') &^{-0,0319} (\Pi_9 \Pi_{10} \Pi_{11})^{0,1150} \end{aligned} \quad (7)$$

gdzie:

współczynnik determinacji $R^2 = 99,51\%$, błąd standardowy wartości Π' : $-35,26$, średni błąd absolutny: $-17,518$.

$$\begin{aligned} \Pi'' &= 0,4498 \Pi_1''^{4,8241} \Pi_2''^{0,1081} \Pi_3''^{0,0264} \\ \Pi_4'' &^{0,6858} \Pi_5''^{3,7577} \Pi_6''^{1,7178} \Pi_7''^{-1,0858} \\ \Pi_8'' &^{-0,1394} (\Pi_9 \Pi_{10} \Pi_{11})^{0,5323} \end{aligned} \quad (8)$$

gdzie:

współczynnik determinacji $R^2 = 99,93\%$,
błąd standardowy wartości Π'' : $-0,0004$,
średni błąd absolutny: $-0,0003$.

$$\Pi' = 0,0009 \Pi_1''' 9,9804 \Pi_2''' -2,3516$$

$$\Pi_3''' 4,9913 \Pi_4''' -2,8265 \Pi_5''' -3,5158$$

$$\Pi_6''' 2,5516 \Pi_7''' -13569 \Pi_8''' -3,3713$$

$$(\Pi_9 \Pi_{10} \Pi_{11})^{0,3306} \quad (9)$$

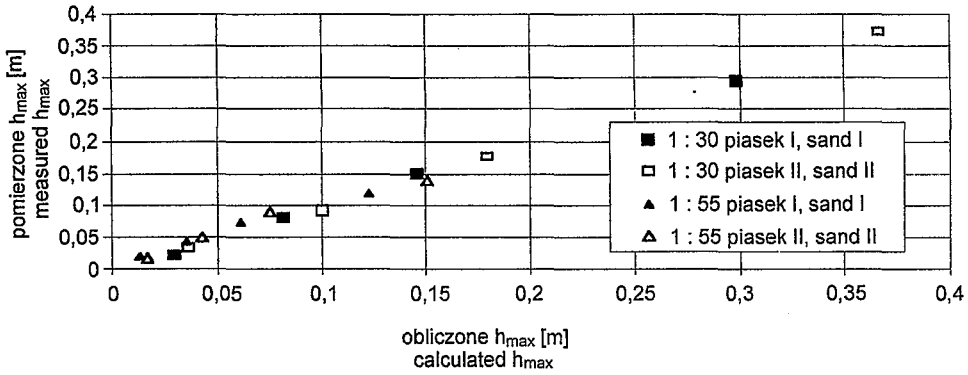
gdzie:

współczynnik determinacji $R^2 = 99,72\%$,
błąd standardowy wartości Π''' : $-26,75$,
średni błąd absolutny: $-12,79$.

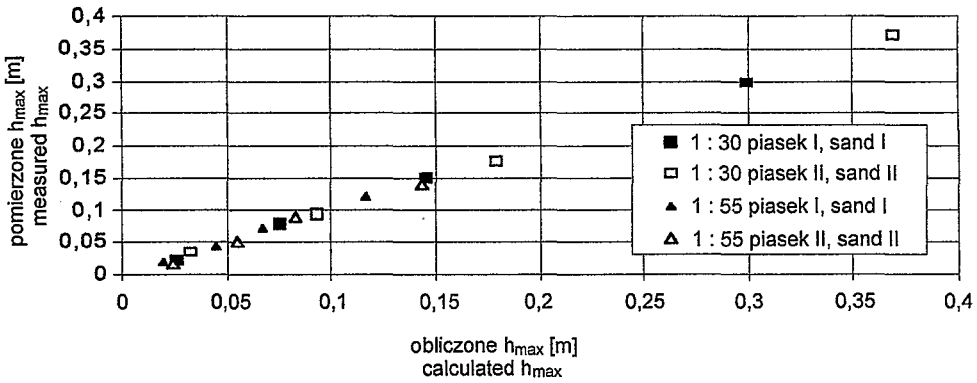
Z relacji pomiędzy wartościami $h_{\max}$ obliczonymi z równań (7) i (8), a pomierzonymi na modelach w dwóch skalach i dla dwóch rodzajów piasku (rys. 6), wynika duża zgodność głębokości rozmyć. Do porównań wybrano równanie (8) o największym współczynniku determinacji. Na rysunku 7 przedstawiono głębokości rozmyć obliczonych z równania (8) w funkcji przepływu jednostkowego, przeliczone na wielkości naturalne według geometrycznych skal modeli. Widać jest, że przy dużych wartościach q , z mniejszego modelu uzyskuje się, po przeliczeniu na wielkości naturalne, mniejsze wielkości rozmyć. Potwierdza to, że stosowana dotychczas praktyka, polegająca na obliczaniu głębokości rozmycia na podstawie doświadczeń wykonanych na modelach budowli w wybranej jednej skali geometrycznej, nie może dostarczać trafnych informacji o rzeczywistych rozmiarach rozmyć. Układ krzywych na rysunku 7 wskazuje, że w procesie oceny głębokości rozmyć należy uwzględnić skalę modelu fizycznego, na któ-

rym prowadzone są badania. Rozpatrując mechanizm formowania się wyboju, jest oczywiste, że w przypadku takiego samego materiału rozmywanego jego ziarna są poddane większym siłom poruszającym, gdy model jest duży, bo wtedy większe też są ciśnienie i prędkość wody. Jednocześnie wiadomo, że w przypadku gruntów drobnoziarnistych nie można modelować materiału rozmywanego według geometrycznej skali modelu. W dalszych badaniach, poszerzonych o pomiary i analizy pulsacji prędkości, należy wyjaśnić, jaki wpływ na głębokości rozmycia na modelach o różnej skali geometrycznej mają charakterystyki pulsacji prędkości. Interesujące jest, że głębokość rozmycia nie zmniejsza się liniowo wraz ze zmniejszeniem skali. Przeprowadzone badania są jeszcze zbyt skromne, aby można było wnioskować o przebiegu zależności pomiędzy głębokością rozmycia a wielkością modelu budowli, uwzględniającego też uziarnienie materiału. Układ krzywych na rysunku 7 potwierdza istnienie związku głębokości rozmycia z wielkością cząstek rozmywanego materiału. Jest oczywiste, że im grubszy jest materiał denny, tym mniejsza jest głębokość rozmycia na modelach tej samej wielkości. W analizowanych doświadczeniach różnice te ujawniają się bardzo wyraźnie ze wzrostem jednostkowego natężenia przepływu na modelach. W strefie przepływów $q \leq 12 \text{ m}^2/\text{s}$ przedstawiona regularność jest nieco zaburzona, inny jest też przebieg krzywoliniowych związków $h_{\max} - q$. Krzywe te są wypukłe ku górze dla małego modelu, a ku dołowi – dla dużego. Być może wpływ na taki układ ma zbyt krótki czas

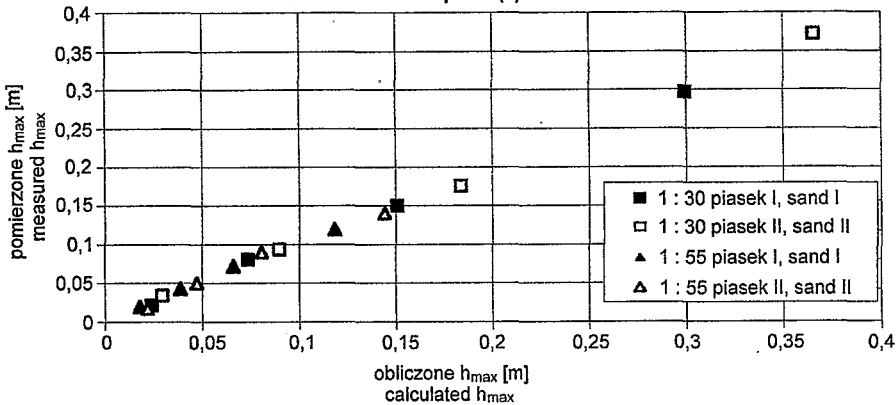
Równanie (7)
Equation (7)



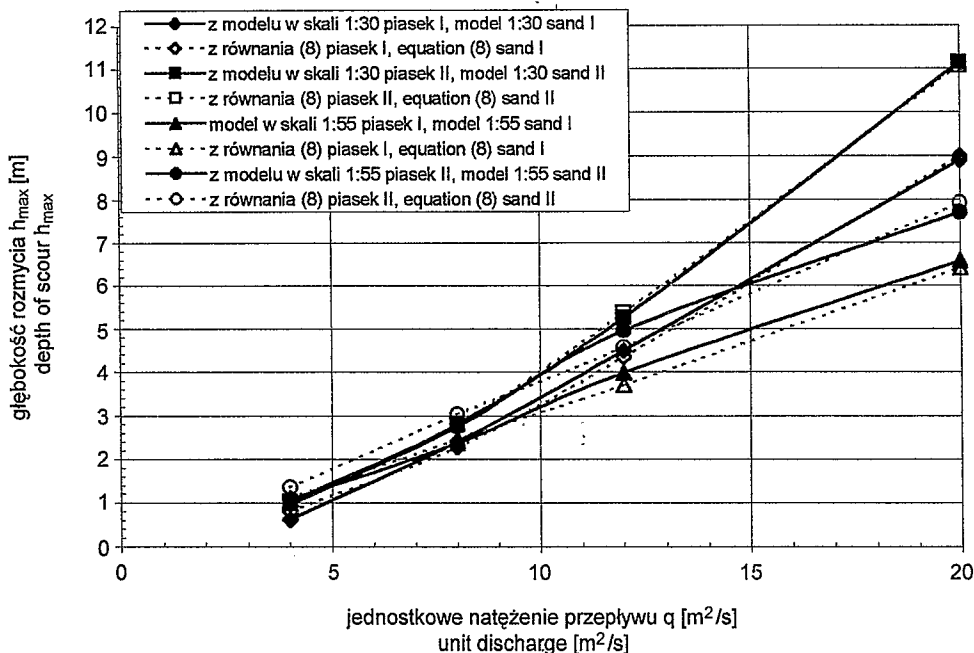
Równanie (8)
Equation (8)



Równanie (9)
Equation (9)



RYSUNEK 6. Pomierzone i obliczone głębokości rozmycia
FIGURE 6. Measured versus calculated depth of scours



RYSUNEK 7. Głębokości rozmycia w naturze obliczone z równań i pomierzone na modelach
FIGURE 7. Depths of scour in nature counted and measured on models

trwania doświadczenia dla danego modelu lub błędy pomiarowe głębokości rozmycia, ujawniające się słabiej przy dużych głębokościach rozmycia.

Podsumowanie

Analiza wyników doświadczeń doprowadziła do uzyskania równań wiążących głębokości rozmycia dna za modelem budowli z wielkością modelu oraz charakterystykami materiału rozmywanego. Otrzymano równania regresji wiążące głębokość rozmycia z geometrią budowli oraz charakterystykami hydraulicznymi strumienia wody i charakterystykami rozmywanego materiału. Równania te dobrze opisują głębokości rozmycia dla badanych obiektów modelowych.

Zastosowanie tych równań do obliczenia głębokości rozmycia poniżej takiej samej budowli wykonanej w skali 1:1 wykazało, że głębokość ta obliczona dla takiego samego materiału dna z modeli o różnych skalach jest różna, przy czym jest większa, gdy model jest większy. Związek $h_{\max} - q$ nie jest związkiem prostoliniowym. Krzywe odpowiadające większemu modelowi są wypukłe ku dołowi, a mniejszemu – ku górze. Można przypuszczać, że związane to jest nie tylko z wartościami średnich parametrów strumienia wody ale też z właściwościami ruchu turbulentnego, innymi w przypadku małego i dużego modelu. Wyjaśnienie tego zjawiska wymaga dalszych badań i analiz. Dalsze badania na modelach tej samej budowli, wykonanych według innych skal geometrycznych i z in-

nymi materiałami, powinny umożliwić weryfikację podanych równań na materiale niezależnym oraz udoskonalenie samych równań.

Użyte symbole:

$$\sigma_g = \sqrt{\frac{d_{84}}{d_{16}}} [-]$$

$$d_m = \frac{\sum d_i p_i}{100} [\text{m}]$$

$$q = \frac{Q}{B} [\text{m}^2/\text{s}]$$

$$\nu = \frac{\mu}{\rho_w} - \text{lepkość kinematyczna} [\text{m}^2/\text{s}^2]$$

μ – lepkość dynamiczna $[\text{kg}/\text{ms}^2]$

$\Delta E = \frac{E_0 - E_d}{E_0}$ – różnica wysokości energii strumienia w stanowisku górnym i dolnym

ρ_r – gęstość masowa piasku $[\text{kg}/\text{m}^3]$

ρ_w – gęstość masowa wody $[\text{kg}/\text{m}^3]$

b – różnica między dnem w stanowisku górnym a dnem niecki

B – szerokość koryta $[\text{m}]$

D – głębokość niecki wypadowej $[\text{m}]$

$E_0 = b + P + H_0$ – wysokość energii strumienia w górnym stanowisku nad dnem niecki wypadowej $[\text{m}]$

E_d – wysokość energii strumienia wody w korycie na końcu umocnień $[\text{m}]$

Fr_1 – liczba Froude'a w przekroju strumienia w którym głębokość jest równa pierwszej głębokości sprzężonej; $\text{Fr}_1 = \frac{q^2}{gh_1^3}$

g – przyspieszenie ziemskie $[\text{m}/\text{s}^2]$

h – głębokość wody dolnej $[\text{m}]$

H_0 – energia strumienia wody na koronie przelewu

$h_{\max}$ – maksymalna głębokość rozmycia $[\text{m}]$

l_n – długość niecki wypadowej mierzona od ściany piętrzącej $[\text{m}]$

l_u – długość umocnień za niecką $[\text{m}]$

P – wysokość przelewu $[\text{m}]$

Q – natężenie przepływu $[\text{m}^3/\text{s}]$

t – czas trwania przepływu $[\text{s}]$

v_d – prędkość wody w stanowisku dolnym

v_o – prędkość wody w stanowisku górnym

z – różnica poziomów wody górnej i dolnej.

Literatura

- ALTUNIN V.S., KURGANOWIČ A.A. 1977: Kri-
terialnyje uslovja podobia pri modelirovanii
miestnyh rozmyvov. *Gidravlika i Gidrot.* 25,
Kiev „Technika”: 26–33.
- BREUSERS H.N.C., RAUDKIVI A.J. 1991:
Scouring. IAHR, Hydraulic Structures De-
sign Manual.
- DĄBKOWSKI L., SKIBIŃSKI J., ŻBIKOWSKI
A. 1982: Hydrauliczne podstawy projektów
wodno-melioracyjnych. PWRiL Warszawa.
- FARHOUDI J., SMITH K.V.H. 1982: Time scale
for scour downstream of hydraulic jump.
Jour. of Hydr. Div. ASCE 108, HY10 :
1147–1161.
- GALIŃSKA-ORYL E. 1975: Ocena wpływu szy-
kan i umocnień na wielkości rozmyć poniżej
jazów na rzekach nizinnych. Praca doktorska
IMI GW, Warszawa.
- HOFFMANS J.C.M., PILARCZYK K.W. 1996:
Local scour downstream of hydraulic structu-
res. *J. of Hydr. Eng.* 12, 4: 326–340.
- IVANKOV M.T. 1971: O raspredelenii skorostej
v zonie gidravličeskogo przyška na gorizonta-
lnom šerochovatom vodoboje i risberme. *Gi-
dravlika i Gidrotech.* Nr 13, 13–32.

- LONG D., STEFFLER P.M., RAJARATNAM N. 1990: LDA study of flow structure in submerged hydraulic jump. *J. of Hydr. Res.* 28, 4: 437–460.
- LONG D., RAJARATNAM N., STEFFLER P., SMY P.R. 1991: Structure of flow in hydraulic jump. *J. of Hydr. Res.* 29, 2: 207–218.
- MUCHAMEDŽANOV F.S. 1969: Analiz pričin rozrušenija krepnenij w nižnich bjefach gidrouzlov. W: Rabota nižnich bjefow gidrotehničeskich sooruzenij. VASCHNIL Wydawnictwo Kolos, Moskva.
- ROZANOV (red.) 1984: Ustrojstwa nižniego bjefa vodosbrosov. Wydawnictwo Kolos, Moskva.
- SCHLEISS A., WHITTAKER J.G. 1984: Scour related to energy dissipators for head structures. *Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie. Zürich.*
- TACCOEN L. 1975: Similitude et analyse dimensionnelle. Rozdział III w *Mécanique des fluides appliquée aux problèmes d'aménagement et d'énergétique.* (red.) M. Hugo, Eyrolles.
- ŻBIKOWSKI A. 1970: Badania laboratoryjne zależności głębokości rozmycia poniżej przelewu od długości umocnień i czasu trwania doświadczenia. Praca doktorska, Politechnika Warszawska, Warszawa.

Summary

Analysis of depth of scour on the dam models. The paper presents an analysis of results of investigations conducted on two models of the same tired construction in order

to establish the influence of model scale and granulation of sand on depth of scouring at different discharge rate of flow. Models of construction were considered as independent objects and the theory was adopted, that in spite of geometrical similarity, erosion process in each case is different. This leads to conclusion, that the depths of erosions are not proportional to the model scale.

The laboratory tests were conducted on models similar to those which were investigated by Żbikowski [1970] (Fig. 1), although using different scales. Two kinds of sand (Fig. 5) were used at the wash-out area, in both cases. For adopted geometry of structures, general equation (2) were used, describing the relationship of maximum depth of scour with parameters on which they depend. Using theory Vashy-Buckingham called π theory (Taccoen 1975) recorded equation (4) and later equation (6). Numerical values A and exponents a_i calculated Marquardt method of estimating according to computer program "Statgraphics" using numerical data obtained from measurements on modes in two scales, for two kinds of sand, obtaining equation (7), (8) and (9).

Authors' address:

S.L. Dąbkowski, P. Siwicki
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
Poland

Szczepan L. DĄBKOWSKI, Janusz URBĄŃSKI

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW

Department of Hydraulic Engineering and Environmental Recultivation WAU

O przepływie w korycie zarośniętym trawami **About flow in vegetated channel**

Wprowadzenie

Trawy stosowane są jako umocnienia koryt i powierzchni gruntowych, po których okresowo przepływa woda. Tworzą one często główne zbiorowiska roślinne na terenach zalewowych w dolinach rzek. Do zaprojektowania takich umocnień lub obliczenia przepływu po terenach zalewowych trzeba znać hydrauliczne parametry strumienia wody i odporność darni na jego działanie. Najważniejszym i najtrudniejszym zagadnieniem jest przy tym ocena hydraulicznej szorstkości koryta zarośniętego trawami. Warunkuje ona bowiem trafność wyników obliczeń prędkości przepływu. Szorstkość takich koryt zależy nie tylko od gatunków traw i kondycji runi, ale zmienia się wraz z warunkami przepływu. Badania hydrauliczne koryt zarośniętych trawami są skomplikowane i nastroczają wiele trudności. Ruń traw, szczególnie podczas przepuszczania dużych natężeń przepływów, sil-

nie pochyla się, a niektóre źdźbła łamią się i odrywają od darni. Zmienia się wtedy też charakterystyka runi trawiastej, a zarazem i warunki przepływu wody. Duży wpływ ma na to wartość prędkości średniej na poziomie wierzchołków traw.

W pracach Hewletta i in. (1987), Dąbkowskiego i Pachuty (1996) oraz Dąbkowskiego i Popka (1997) omówiono różne stadia przepływu w trawach, a także sposoby obliczania współczynnika szorstkości (n) i zmienność jego wartości w miarę wzrostu natężenia przepływu jednostkowego¹ (q) lub wartości iloczynu VR (V – prędkość średnia, R – promień hydrauliczny). Wartości n maleją ze wzrostem q i VR , zbliżając się do pewnych wartości stałych, właściwych dla badanej darni i powierzchni gleby. Odpowiada to całkowicie pochylonej i przygniecionej do podłoża runi traw. We wcześniejszych fazach pochylania traw, gdy wzrasta natężenie przepływu, następuje zmniejszanie się wartości n , co pro-

¹W analizach i obliczeniach przepływów na powierzchniach zarośniętych trawami stosuje się jednostkowe natężenie przepływu q [m^3/s].

wadzi do wzrostu przepustowości koryta. Opisane zjawisko jest jeszcze niedostatecznie poznane, gdyż pomiary w warunkach terenowych są trudne. Do lepszego poznania cech przepływu wody w trawach wykorzystywane są doświadczenia laboratoryjne. Serię takich doświadczeń przeprowadzono w ramach realizacji projektu badawczego, finansowanego przez KBN (Raport końcowy... 1995).

W pracy analizowano warunki przepływu wody w korycie zarośniętym trawami przygiętymi przez strumień i tworzącymi okrywę dna. Przepływ odbywał się zarówno nad tą okrywą, jak też między łodygami traw. Jednym z zagadnień badawczych, stanowiących przedmiot niniejszego artykułu, było określenie, jaka część całkowitego natężenia przepływu wody (q_c) płynęła w części przekroju strumienia wolnej, a jaka w wypełnionej roślinnością oraz jakie wartości przybierają współczynniki szorstkości w obu tych częściach przekroju. Charakterystyka przepływu w warunkach mniejszego pochylenia takiej samej runi traw została przedstawiona w pracy Dąbkowskiego i Popka (1997).

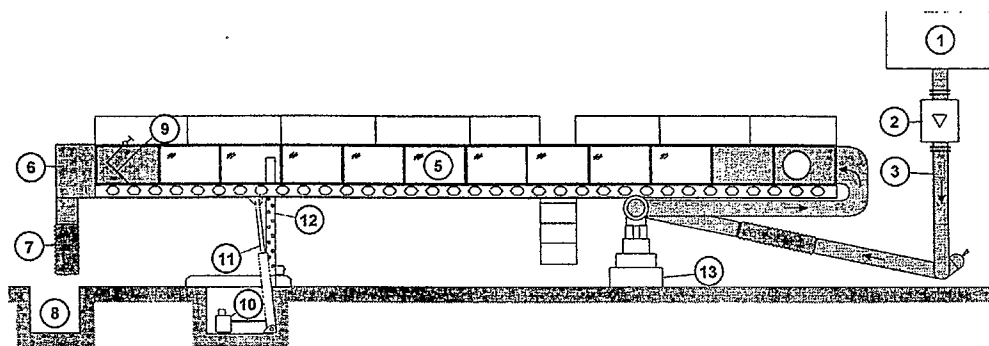
Opis badań

Badania modelowe wykonano na płatach darni ułożonej na dnie koryta hydraulicznego o prostokątnym przekroju poprzecznym, mającego możliwość regulacji spadku (Dąbkowski i Pietraszek 1997). Schemat instalacji koryta badawczego przedstawiono na rysunku 1.

Całkowita długość koryta wynosi 12 m, z czego 3 m przypada na część wlotową o ścianach z blachy, 1 m na część

wylotową o takiej samej konstrukcji, a na pozostałych 8 m ściany są przeszklone. Głębokość koryta wynosi 600 mm, a szerokość 580 mm. Na jego końcu umieszczona jest płaska kłapa do regulacji poziomu wody. Pomiaru natężenia przepływu dokonuje się za pomocą elektromagnetycznego przepływomierza. Do regulacji natężenia przepływu służy zasawa umieszczona na zasilającym rurociągu stalowym o średnicy 300 mm, prowadzącym od wyrównawczego zbiornika górnego.

Badania wykonano z użyciem darni trawiastej, którą specjalnie wyhodowano na poletku poza halą laboratoryjną. Przebieg hodowli opisała K. Pachuta (Raport końcowy... 1995). Na odpowiednio przygotowanym podłożu (gleba została oczyszczona z roślin, wyrównana i ubita) rozłożono i zakołkowano włókninę syntetyczną o grubości około 4 mm. Włókninę przykryto warstwą (5 cm) przesianej gleby i obsiano mieszanką traw oraz przywałowano. Partię darni do badań hydraulicznych pobrano z pola po upływie 28 miesięcy od wysiania. W darni przeważały następujące gatunki traw: życica trwała – około 40%, wiechlina łąkowa – około 15%, tymotka łąkowa i kostrzewa łąkowa – po około 10% udziału. Inne gatunki traw stanowiły około 25%, w tym rośliny dwuliścienne mniej niż 5%. Średnia wysokość wszystkich traw wynosiła około 30 cm, a najwyższe trawy osiągały 36 cm. Pokrycie oceniono na 90%, a zadarnienie na około 70%. Doświadczenia z silnie przygiętymi trawami prowadzono jesienią przy stanie traw, w którym około 25% łodyg i liści roślin zżółkło, zbrązowiło lub uschło. Większość traw miała jednak



RYSUNEK 1. Uchylne koryto hydrauliczne: 1 – zbiornik górny, 2 – przepływomierz, 3 – rurociąg doprowadzający wodę, 4 – stalowa część wlotowa koryta, 5 – szklana część koryta, 6 – stalowa część wylotowa koryta, 7 – przewód odprowadzający wodę, 8 – zbiornik dolny, 9 – kłapa do regulacji poziomów wody, 10 – pompa olejowa siłownika, 11 – siłownik hydrauliczny, 12 – podpora ruchoma, 13 – podpora stała

FIGURE 1. Sketch of experimental facility with movable channel: 1 – upper tank, 2 – flow-meter, 3 – supply pipeline, 4 – inlet steel part of channel, 5 – glass part of channel, 6 – outlet steel part of channel, 7 – out flow pipe, 8 – lower reservoir, 9 – regulating gate, 10 – oil pump, 11 – hydraulic elevator, 12 – moving support, 13 – fixed support

żywozielone nasady liści i pędów, wychodzących z węzłów krzewienia.

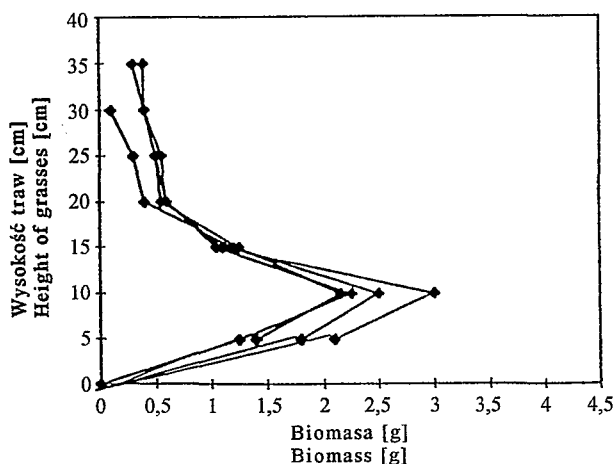
Rozkład nadziemnej biomasy traw (rys. 2), kształtujący prędkość przepływu wody i jej zmienność na głębokości strumienia, charakteryzował się tym, że jej największa część skupiała się w pobliżu podłoża, do wysokości 20 cm. Biomasa w piętrach wzrastała do wysokości 10 cm, a potem malała. W miarę oddalania się od powierzchni gleby okrywa staje się coraz bardziej ażurowa, co ułatwia przepływ wody z większą prędkością i prowadzi do łatwiejszego pochylania łodyg. Po ułożeniu darniny w korycie zostało wykonane sondowanie jej grubości na blaszanym dnie koryta. Mierzono również średnią wysokość traw w pionach (Raport końcowy... 1995, Długaszek 1997).

Następnie przystąpiono do pomiarów hydraulicznych parametrów strumienia wody przy stałych natężeniach przepły-

wu. W trakcie każdego doświadczenia dokonywano pomiarów:

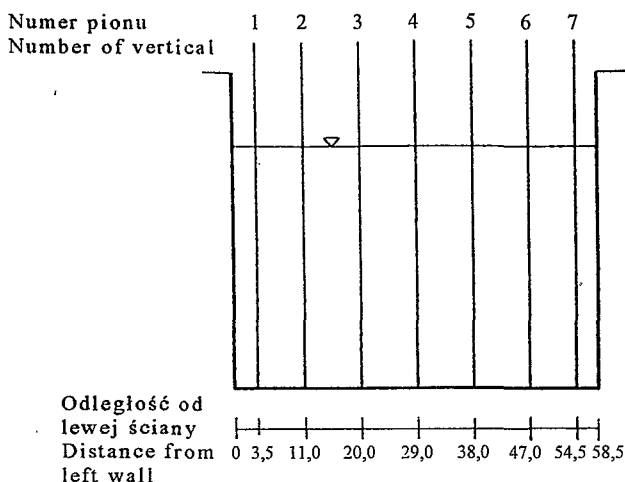
- przepływu na początku i na końcu doświadczenia,
- temperatury wody za pomocą termometru rtęciowego,
- położenia zwierciadła wody w odległościach co 1 m w osi koryta, w jedenastu przekrojach poprzecznych,
- rzędnych powierzchni darniny w tych samych przekrojach poprzecznych; w każdym z przekrojów dokonywano pomiarów w siedmiu pionach, w tym w osi koryta (rys. 3),
- prędkości przepływu w ustalonych punktach w pionach przekroju poprzecznego położonego na 7 metrze długości koryta.

Do pomiarów prędkości użyto mikromłynka hydrometrycznego IBW PAN o zakresie pomiarowym 0,2–2,0 m/s i średnicy wirnika 30 mm. Pomiar rozpoczynano na głębokości 1,5 cm pod zwierciadłem wody. Nie można było wykonać po-



RYSUNEK 2. Rozkład biomasy w runi traw wykorzystywanych do badań

FIGURE 2. Vertical distribution of grass biomass used in laboratory test



RYSUNEK 3. Rozmieszczenie pionów pomiarowych w przekroju poprzecznym koryta

FIGURE 3. Localization of measuring vertical in cross section

miaru prędkości przy dnie i blisko dna (w trawach) ze względu na mechaniczne oddziaływanie roślin na wirnik młynka.

Eksperymenty, których wyniki wykorzystano w tej pracy, przeprowadzono przy stałym spadku dna koryta $i = 0,01735$ dla jedenastu wartości natężeń przepływu w korycie, zmieniających się od $0,060 \text{ m}^3/\text{s}$ do $0,110 \text{ m}^3/\text{s}$, tzn. odpowiadających przepływowi jednostkowemu (q) od $0,1034 \text{ m}^2/\text{s}$ do $0,1897 \text{ m}^2/\text{s}$. W trakcie do-

świadczeń mierzono za pomocą kątomierza kąt pochylenia traw (przyjmując średni z trzech pomiarów na długości koryta) oraz średni poziom położenia wierzchołków traw (Długaszek 1997).

Prędkość w każdym z pionów mierzono, rozpoczynając od punktu położonego pod zwierciadłem wody na głębokości $1,5 \text{ cm}$. Ostatni pomiar w pionie był wykonywany w odległości około $0,6$ głębokości wody od zwierciadła. Na rysun-

ku 4 przedstawiono rozkłady prędkości dla przepływu $q = 0,138 \text{ m}^2/\text{s}$.

Analiza wyników pomiarów

Określenie natężenia przepływu wśród traw i ponad nimi w wyniku bezpośredniego pomiaru było niemożliwe. Posłużono się więc tachoidami, sporządzonymi na podstawie wyników pomiaru prędkości przepływu nad trawami i w części mało wypełnionej roślinami. Przekrój poprzeczny strumienia podzielono na część dolną, wypełnioną roślinami, i górną, położoną nad nimi (rys. 5). Powierzchnię obu stref obliczano na podstawie głębokości strumienia wody przy poszczególnych natężeniach przepływu, profilu dna oraz wysokości (h_t) dolnej strefy wypełnionej roślinami. Po określeniu średniej prędkości przepływu w części przekroju nad trawami (V_{nt}) i pola (F_{nt}) obliczono natężenie przepływu (Q_{nt}) w tej części przekroju:

$$Q_{nt} = V_{nt} F_{nt} \quad (1)$$

Natężenie przepływu (Q_t) w części przekroju wypełnionej roślinami obliczano na podstawie pomierzonego natężenia przepływu wody w korycie:

$$Q_t = Q_c - Q_{nt} \quad (2)$$

Piony pomiarowe dzielą przekrój poprzeczny na 8 części o różnych polach ΔF w strefie nad trawami. Średnią prędkość wody (V_{sr}) określono w każdej części jako średnią arytmetyczną z sąsiednich tachoid, zakładając przy ścianach koryta zerową wartość prędkości. Po obliczeniu wartości ΔF i V_{sr} obliczono cząstkowe wielkości natężeń przepływu (ΔQ), których suma daje natężenie przepływu w części koryta ponad przygiętą trawą:

$$Q_{nt} = \Sigma \Delta Q = \Sigma (V_{sr} \Delta F) \quad (3)$$

Średnie prędkości (V_t) wody w części przekroju wypełnionej trawami obliczono z zależności:

$$V_t = Q_t / F_t \quad (4)$$

gdzie F_t – pole części przekroju poprzecznego z trawami. W części przekroju koryta wolnej od traw prędkość V_{nt} wynosi:

$$V_{nt} = Q_{nt} / F_{nt} \quad (5)$$

Na każdej tachoidzie określono prędkość na poziomie wierzchołków przygiętych traw, ekstrapolując krzywą do tego poziomu (rys. 3). Jest to prędkość decydująca o stopniu narażenia fragmentów runi na zrywanie przez wodę. Średnią arytmetyczną z siedmiu wartości prędkości w pionach przekroju poprzecznego przyjęto jako średnią wartość prędkości (V_w) w całym przekroju, odpowiadającą całkowitemu natężeniu przepływu (Q_c).

Współczynniki szorstkości hydraulicznej obliczono ze wzoru Chezy'ego-Manninga:

- dla całego przekroju poprzecznego koryta n_c :

$$n_c = \frac{R_c^{2/3} J^{1/2} F_c}{Q_c} \quad (6)$$

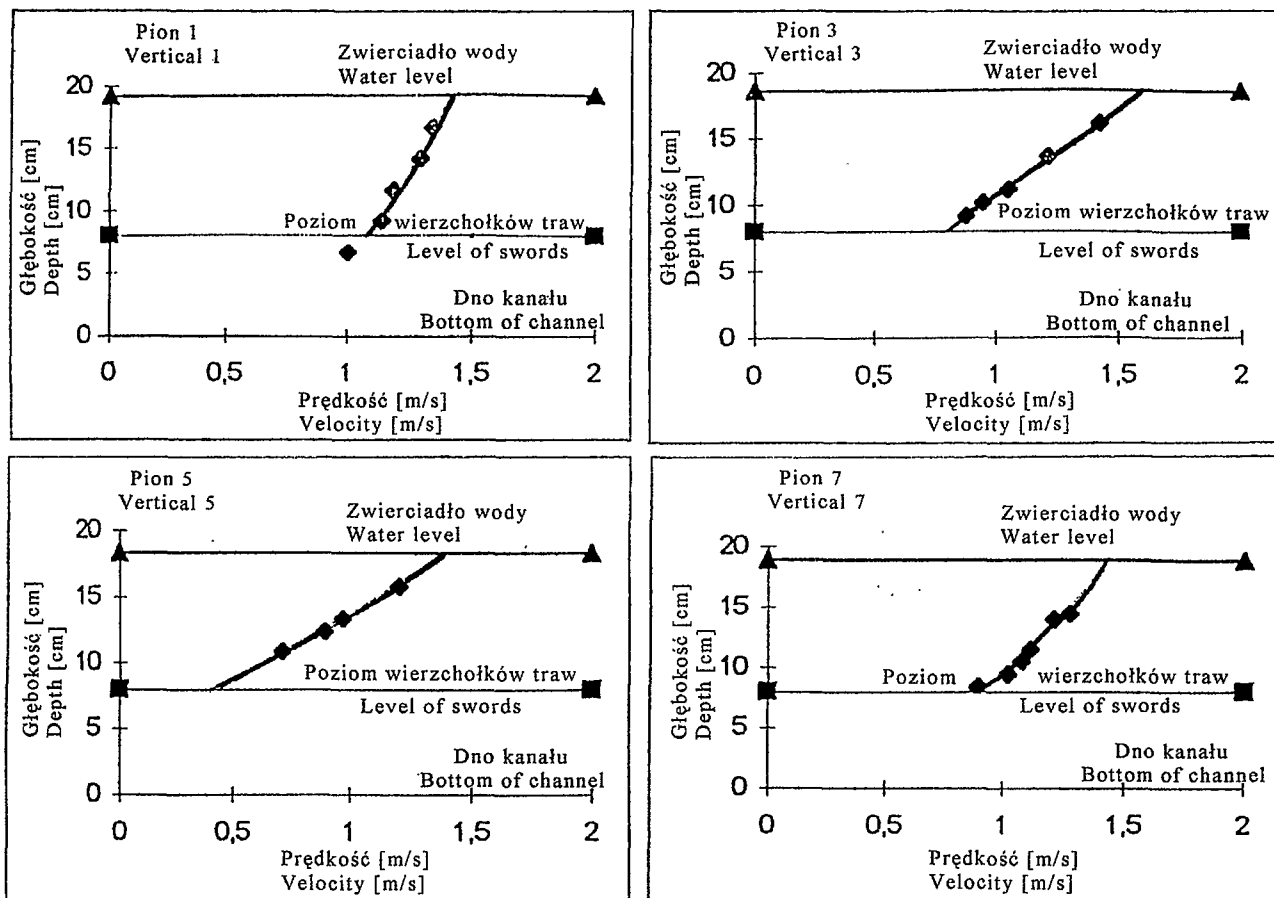
- dla części przekroju poprzecznego ponad trawami (n_{nt}):

$$n_{nt} = \frac{R_{nt}^{2/3} J^{1/2} F_{nt}}{Q_{nt}} \quad (7)$$

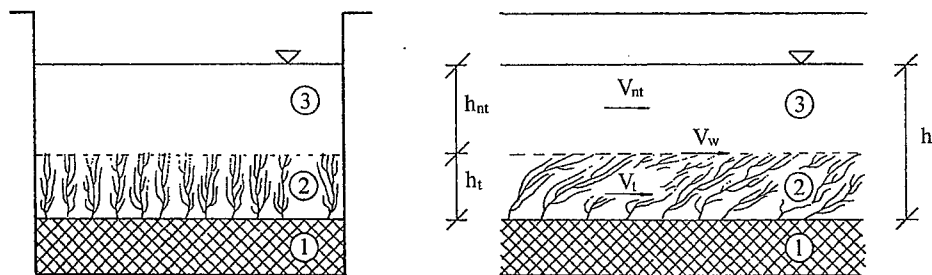
gdzie:

R_c, R_{nt} – odpowiednio promień hydrauliczny przekroju całego i jego części ponad trawami [m],

J – spadek hydrauliczny [-].



RYSUNEK 4. Rozkłady pomierzonych prędkości dla przepływu $q = 0,138 \text{ m}^3/\text{s}$
 FIGURE 4. Velocity profiles measured at $q = 0,138 \text{ m}^3/\text{s}$



RYSunEK 5. Oznaczenia części przekroju i parametry strumienia wody: 1 – darni, 2 – ruń traw, 3 – strefa przepływu swobodnego

FIGURE 5. Parts of cross-section and parameters of current flow: 1 – turf, 2 – grasses, 3 – Zone of free flow

Należy podkreślić, że określenie grubości warstwy przygiętych traw jest sprawą subiektywną, gdyż wskutek falowania wierzchołków źdźbeł, różnej ich sztywności i różnej podatności na przyginanie przez płynącą wodę, zmieniała się ona w czasie i na szerokości koryta. Pomierzone grubości warstwy przygiętych traw wykazały, że niewiele zmieniała się ona w zakresie badanych przepływów. Źdźbła traw były silnie pochylone i zagęszczone przy dnie koryta podczas wszystkich eksperymentów i rosnące wartości przepływów mało wpływały na zmianę grubości warstwy położonych roślin. Grubość tej warstwy powinna zmniejszać się przy rosnących natężeniach przepływu, gdyż spadek dna był stały, a napętnienie koryta zmieniało się tylko o kilka procent (7–8%). Rosnącą prędkością przepływu wody w płaszczyźnie wierzchołków traw i w części przekroju ponad tą płaszczyzną i malejącą wartością współczynnika szorstkości (n_c) można tłumaczyć słabo zauważalną zmianę grubości warstwy traw, mimo wzrostu natężenia przepływu. W badaniach określano ją jako wielkość wypośredkowaną w czasie obserwacji traw przez szklaną ściankę

koryta. Jest to wielkość obarczona pewnym błędem, który następnie przenosi się na pozostałe obliczane parametry hydrauliczne. Te same zjawiska wpływają też na wyniki pomiarów prędkości w punktach leżących w strefie falowania wierzchołków traw. Pomiary i określanie analizowanych wielkości hydraulicznych utrudniało też nierównomierne zagęszczenie źdźbeł na powierzchni dna koryta i ich zróżnicowane wysokości.

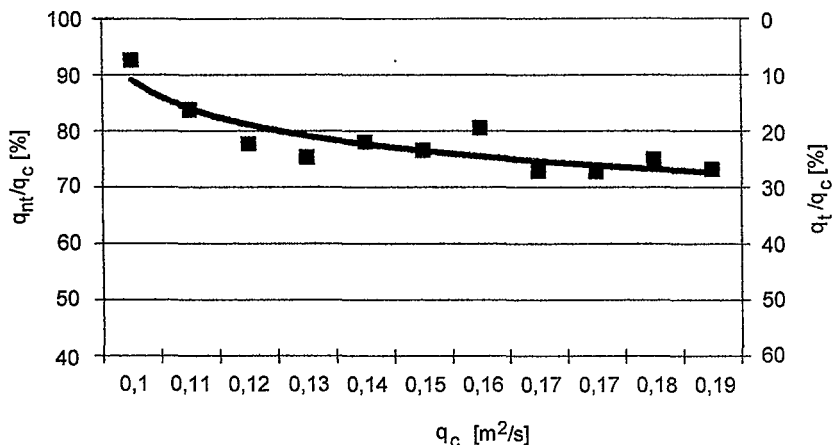
Wartości obliczonych parametrów hydraulicznych zestawiono w tabeli 1. Na rysunkach 6 i 7 przedstawiono natomiast, przeliczone na jednostkę szerokości, przepływy w częściach przekroju ponad trawami (q_{nt}) i w trawach (q_t) w procentach przepływu całkowitego (q_c) oraz współczynniki szorstkości (n_{nt} i n_c) w funkcji natężenia przepływu.

Wnioski

1. Wraz ze wzrostem całkowitego natężenia przepływu (q_c) zmniejszała się wartość współczynnika szorstkości (n_c) dla całego przekroju poprzecznego koryta od $0,075 \text{ m}^{-1/3} \cdot \text{s}$ do $0,044 \text{ m}^{-1/3} \cdot \text{s}$.

TABELA 1. Wartości analizowanych parametrów (objaśnienia w tekście)
TABLE 1. Values of analysed parameters (explantations in the text)

q_c	n_c	q_{nt}	q_{nt}/q_c	V_{nt}	n_{nt}	q_t/q_c	V_t	V_w
[m ² /s]	[m ^{-1/3} /s]	[m ² /s]	[%]	[m/s]	[m ^{-1/3} /s]	[%]	[m/s]	[m/s]
0,103	0,0749	0,096	92,5	0,86	0,0338	7,3	0,11	0,49
0,113	0,0687	0,094	83,7	0,86	0,0342	16,2	0,26	0,57
0,121	0,0641	0,094	77,6	0,92	0,0344	22,4	0,35	0,6
0,13	0,0606	0,098	75,2	0,96	0,0361	24,7	0,41	0,66
0,138	0,0581	0,108	78	1,05	0,0343	22	0,39	0,75
0,147	0,0581	0,112	76,5	1,02	0,0363	23,5	0,43	0,64
0,156	0,056	0,125	80,4	1,1	0,0332	19,4	0,4	0,71
0,165	0,0531	0,12	72,8	1,04	0,0354	27,3	0,6	0,61
0,173	0,0504	0,126	72,7	1,1	0,033	27,3	0,62	0,72
0,181	0,047	0,136	74,9	1,2	0,0299	25,1	0,59	0,86
0,19	0,044	0,139	73,2	1,26	0,028	26,9	0,64	1,01

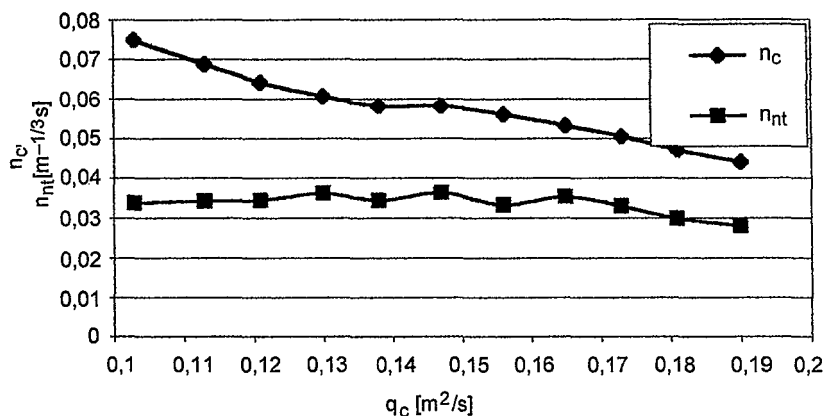


RYSUNEK 6. Przepływy w częściach przekroju ponad trawami i w trawach w procentach przepływu całkowitego

FIGURE 6. Discharges in parts of cross-section above grasses and with grass as percentage of total discharge

- Średnia prędkość przepływu na poziomie wierzchołków traw (V_w) rosła od 0,49 m/s do 1,01 m/s. Jest to wynikiem wygładzania okrywy roślinnej dna.
- Współczynnik szorstkości (n_{nt}) dla części przekroju ponad trawami w

przybliżeniu miał wartość stałą w zakresie natężeń przepływów do około 0,17 m²/s, wynoszącą 0,034 m^{-1/3} · s, a przy dalszym wzroście natężenia przepływu, a więc i hydrodynamicznego obciążenia traw zmalał do około 0,028 m^{-1/3} · s.



RYSUNEK 7. Współczynniki szorstkości w funkcji natężenia przepływu
FIGURE 7. Roughness coefficients versus flow discharge

Literatura

- DĄBKOWSKI S.L., PACHUTA K. 1996: Roślinność i hydraulika koryt zarośniętych. Bibl. Wiad. IMUZ Nr 89, Wyd. IMUZ Falenty s. 149.
- DĄBKOWSKI S.L., PIETRASZEK Z., 1997: Hydrauliczne uchyłne koryta badawcze. *Gospodarka Wodna* 3: 85–88.
- DĄBKOWSKI S.L., POPEK Z. 1997: Flow resistance in a grass overgrown hydraulic channel. *Journal of Water and Land Dev.* 1: 105–127.
- DEŁUGASZEK D. 1997: Badanie oporów przepływu nad trawami w uchylnym korycie hydraulicznym. Praca magisterska. Wydział Melioracji i Inżynierii Środowiska SGGW, Warszawa.
- HEWLETT H.W.M., BOORMAN L.A., BRANLEY M.E. 1987: Design of reinforced grass waterways. CIRIA Rep. 126, London.
- Raport końcowy (1995) z realizacji projektu KBN Nr 57089203 pt. „Badania szorstkości hydraulicznej i odporności powierzchni trawiastych na ruch wody”. Zespół realizatorów: S.L. Dąbkowski, S. Bajkowski, K. Garbulewski, K. Pachuta, Z. Popek, Z. Pietraszek i inni. Maszynopis, Warszawa.

Summary

About flow in vegetated channel. In order to analyse the flow conditions in grass-

sed channel the experimental study was conducted. Measurements were carried out with the grass turf arranged on the bed of the channel installed in the hydraulic laboratory. A schematic sketch of the entire experimental facility is shown in Fig. 1. The longitudinal slope of the bed was 1,735%. The vegetation with mass distribution in natural condition on vertical shown in Fig. 2 was laid down and the effective height of the grass was then considerably less than its natural height. The purpose of the investigations was to determine which part of the total discharge flow over the grass and which between the grass sward. After determining the average velocity, area of upper part of the cross-section the discharge in this part was calculated. Using the Manning equation, the values of roughness coefficient were calculated in turn. The results of the calculation are demonstrated in Fig. 6 and Fig. 7. the velocities in the plane dividing the flow into upper and lower part are calculated too.

Authors' address:

S.L. Dąbkowski, J. Urbański
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
Poland

Marek KALENIK

Katedra Budownictwa i Geodezji SGGW
Zakład Wodociągów i Kanalizacji
Department of Civil Engineering and Geodesy WAU
Division of Water Supply and Sewage System

Tendencje zmian zwierciadła wody gruntowej pod drenażem rozsączającym ścieki

Tendency of groundwater table changing under subsurface sewage disposal field

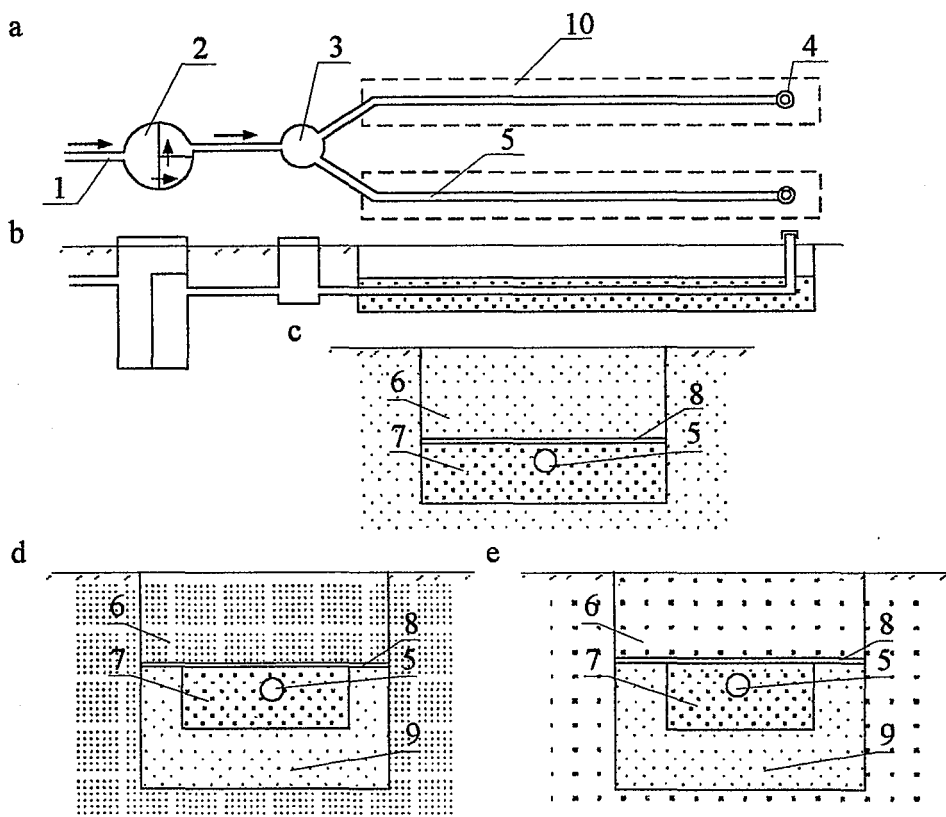
Wstęp

Rozwój wodociągów wiejskich w Polsce spowodował znaczny wzrost ilości ścieków bytowo-gospodarczych z gospodarstw wiejskich. Brak środków na budowę zbiorczych systemów kanalizacji, szczególnie na terenach o zabudowie rozproszonej, przyczynił się do zainteresowania indywidualnymi systemami ase-nizacji z wykorzystaniem gruntu jako odbiornika ścieków. Najprostszym i najtańszym systemem jest osadnik gnilny współpracujący z drenażem rozsączającym. System ten pokazano na rysunku 1 (Kalenik 1998).

Głównym warunkiem odprowadzania wstępnie oczyszczonych ścieków bytowo-gospodarczych do gruntu jest zachowanie co najmniej 1,5 m odległości między poziomem rozsączania ścieków a maksymalnym poziomem zwierciadła

wody gruntowej (Rozporządzenie MOŚ-ZNiL 1991). Ma to na celu doczyszczanie ścieków w strefie aeracji, w tym zatrzymanie bakterii i wirusów. Wprowadzane do gruntu ścieki powodują podniesienie się pierwotnego poziomu wody gruntowej i zmniejszenie miąższości strefy aeracji. Jest to szczególnie ważne, gdy zwierciadło wody gruntowej znajduje się stosunkowo płytko, wtedy może zaistnieć niebezpieczeństwo podtopienia drenażu, co drastycznie pogorszy sprawność oczyszczania ścieków i doprowadzi do zanieczyszczenia środowiska.

Celem artykułu jest pokazanie zmian położenia zwierciadła wody gruntowej pod drenażem rozsączającym, z uwzględnieniem opadu atmosferycznego. W zakres artykułu wchodzi obliczenia numeryczne dla trzech gruntów: piasku średniego, piasku słabo gliniastego i piasku słabo gliniastego pylastego.



RYSUNEK 1. Schemat drenażu rozsączającego: a – rzut poziomy, b – przekrój podłużny, c – przekrój poprzeczny drenażu w gruncie średnio przepuszczalnym, d – przekrój poprzeczny drenażu w gruncie słabo przepuszczalnym, e – przekrój poprzeczny drenażu w gruncie łatwo przepuszczalnym; 1 – przewód doprowadzający, 2 – osadnik gnilny, 3 – dozownik, 4 – rury wywiewne, 5 – przewód rozsączający, 6 – grunt rodzimy, 7 – złożo rozsączające, 8 – geowłóknina, 9 – warstwa wspomagająca, 10 – powierzchnia infiltracji ścieków

FIGURE 1. Scheme of the subsurface sewage disposal field: a – horizontal projection, b – oblong-section, c – drainage cross-section in soil on medium filtration, d – drainage cross-section in soil on small filtration, e – drainage cross-section in soil on high filtration; 1 – house drain, 2 – septic tank, 3 – distribution well with tipping bucket, 4 – aeration, 5 – drain line, 6 – native soil, 7 – seepage bed, 8 – geotextile cloth, 9 – assist layer, 10 – infiltration sewage surface

Metodyka badań

Ścieki bytowo-gospodarcze po osadniku gnilnym doprowadzone do drenażu, infiltrując w głąb profilu gruntowego, mogą rozpyływać się w dowolnym kierunku,

a dalej do warstwy wodonośnej. Wyznaczenie parametrów przepływu filtracyjnego, takich jak: rozkład prędkości, natężenie przepływu, rozkład ciśnień lub uwilgotnień, wymaga rozwiązania co najmniej dwuwymiarowego (w przekro-

ju prostopadłym do osi drenażu) zagadnienia filtracji. Analizowany problem od strony matematycznej opisuje układ dwóch równań różniczkowych – równanie ciągłości (Kalenik 1999; Sroka i Kalenik 1999):

$$\operatorname{div} q = 0 \quad (1)$$

gdzie q – jednostkowy strumień przepływu objętościowego, i równanie definiujące prawo filtracji (zarówno w strefie aeracji, jak i saturacji):

$$q = -E \operatorname{grad} h \quad (2)$$

gdzie:

E – macierz efektywnej przewodności hydraulicznej,

h – wysokość piezometryczna.

Wstawiając równanie (2) do równania (1), uzyskamy nieliniowe równanie różniczkowe rzędu drugiego, które wraz z odpowiednimi warunkami brzegowymi definiuje analizowany problem. Równanie to jest znanym równaniem Richardsa (3), sformułowanym w ciśnieniu piezometrycznym dla przepływu ustalonego:

$$\operatorname{div} q = \operatorname{div} (-E \operatorname{grad} h) = 0 \quad (3)$$

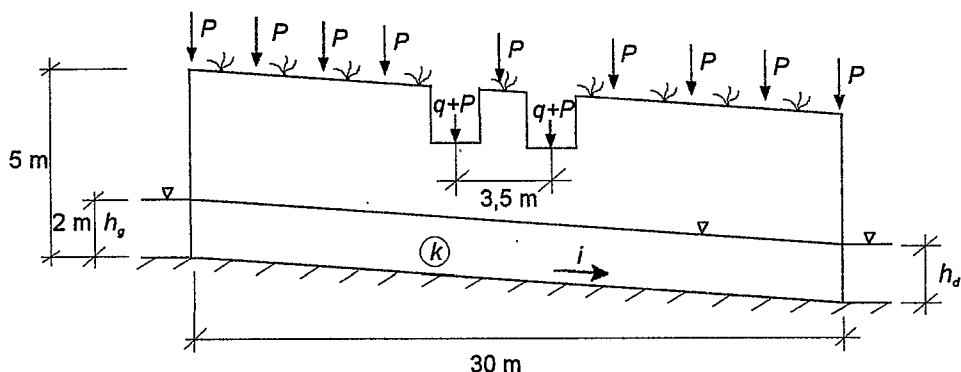
Do jego rozwiązania zastosowano metodę elementów skończonych. W obliczeniach wykorzystano oprogramowanie obejmujące trzy moduły: preprocesor (GENMESH), moduł obliczeniowy (FINENA) oraz postprocesor (IZOGRAF) (Wosiewicz i Sroka 1992), umożliwiające analizę dwuwymiarowego, ustalonego w czasie przepływu wody w przekroju pionowym w strefie aeracji i saturacji.

Powyżej opisany model numeryczny do scharakteryzowania gruntu wymaga wprowadzenia takich parametrów, jak:

współczynnik filtracji, relatywna przewodność hydrauliczna gruntu i krzywa pF gruntu. Model ten został zweryfikowany na modelu fizycznym wykonanym w laboratorium Katedry Budownictwa Wodnego AR w Poznaniu. Różnica między natężeniem przepływu wody pomierzonym na modelu fizycznym a obliczonym z modelu numerycznego wynosiła 7% (Kalenik 1999).

Obliczenia i wyniki

Analizę wpływu ilości ścieków rozsączanych z drenażu rozsączającego na położenie zwierciadła wody gruntowej wykonano na przykładzie modelowym przedstawionym na rysunku 2. Przyjęto, że warstwa utworów nieprzepuszczalnych, zalegająca na głębokości 5,0 m, ma spadek (i) równy spadkowi terenu. Początkowe zwierciadło wody gruntowej znajduje się 3,0 m poniżej poziomu terenu. Woda gruntowa przepływa w warstwie o miąższości 2,0 m, a jej ruch jest jednostajny. System rozsączający, składający się z dwóch drenaży szerokości 0,7 m i rozstawie 3,5 m, wprowadzono w kierunku prostopadłym do spadku terenu na głębokości 1,0 m. W pewnej odległości od drenów, także po wprowadzeniu ścieków, ruch będzie jednostajny. Założono, że ruch taki wystąpi w odległości równej trzykrotnej miąższości warstwy przepuszczalnej. Zmiany uwilgotnienia gruntu w strefie aeracji zachodzą bowiem głównie w bezpośrednim sąsiedztwie drenażu rozsączającego. Zasięg ten jest niewielki, rzędu rozstawu drenażu (około 4 m) (Żukow i Jampolskij 1951, Kalenik



RYСУNEK 2. Schemat obliczeniowy: q – dopływ ścieków z drenażu, i – początkowy spadek zwierciadła wody gruntowej, h_g , h_d – wysokości piezometryczne, k – współczynnik filtracji, P – opad atmosferyczny (Kalenik 1999)

FIGURE 2. Calculation scheme: q – inflow from drainage, i – slope of impermeable layer, h_g , h_d – pizometric levels, k – filtration coefficient, P – precipitation

1999, Sroka i Kalenik 1999). Do obliczeń przyjęto zatem odcinek długości 30 m. Na pionowych brzegach obszaru przyjęto rowy, w których głębokość wody jest stała i wynosi $h_g = h_d = 2,0$ m.

W przeprowadzonych obliczeniach uwzględniono wariant najbardziej niekorzystny, przyjmując, że brzeg kontaktu z atmosferą jest obciążony opadem atmosferycznym, a cały wydatek drenażu rozsączającego infiltruje do wód gruntowych. Założenie to odpowiada rzeczywistym warunkom w okresie wczesnej wiosny (Healy i Laak 1974). Opad przyjęto na podstawie danych meteorologicznych ze stacji meteorologicznej Poznań-Ławica dla miesiąca marca jako opad z wielolecia, z 5% prawdopodobieństwem wystąpienia, który oszacowano na 2 mm/d. Pomniejszono go o parowanie, które oszacowano na około 0,5 mm/d, na podstawie Atlasu hydrologicznego Polski (1987) i miesięcznego współczynnika pa-

rowania dla marca (Pazdro i Kozerski 1990).

Wraz z przemieszczaniem się w profilu gruntowym wstępnie oczyszczonych ścieków (oprócz wody) przemieszczają się także zanieczyszczenia (Khanbilvardi i in. 1995). Zawiesiny zatrzymywane są w porach gruntu, wskutek czego zmienia się jego przewodność hydrauliczna. Istotne zmniejszenie współczynnika filtracji następuje w cienkiej strefie kontaktowej pomiędzy warstwą rozsączającą a gruntem rodzimym (Laak 1986). W przeprowadzonych obliczeniach zadane obciążenie hydrauliczne drenażu rozsączającego modelowano w postaci warunku brzegowego drugiego rodzaju (warunek Neumann), uwzględniając go pod warstwą zakolmatowanego gruntu.

Przeanalizowano wpływ dwóch parametrów: nachylenia spągu warstwy wodonośnej (i) oraz obciążenia hydraulicznego ściekami (q) na wzniesienie zwierciadła wody gruntowej pod drena-

żem. Symulację komputerową przeprowadzono dla trzech gruntów: piasku średniego, piasku słabo gliniastego i piasku słabo gliniastego pylastego, o parametrach zamieszczonych w tabeli 1.

Współczynnik filtracji dla tych gruntów oszacowano na podstawie normy branżowej BN-76/8950-03 (1976) wg wzoru Krugera:

$$k_{10} = 1350 \frac{n}{S^2} \quad (4)$$

gdzie:

k_{10} – współczynnik filtracji gruntu przy temperaturze wody równej 10°C [cm/s],

n – porowatość gruntu wyrażona ułamkiem właściwym,

S – sumaryczna powierzchnia cząstek gruntu zawartych w 1 cm³ próbki gruntu [cm²].

Obliczenia przeprowadzono przy spadkach stropu warstwy nieprzepuszczalnej (i) wynoszących 0, 1, 3, 5% oraz obciążeniach hydraulicznych ściekami (q) wynoszących 200, 150, 100, 50% obciążenia dopuszczalnego, określonego za pomocą wzoru empirycznego podanego przez Laaka (1986):

$$q_{dop} = 40k - \frac{4,8}{0,3 + \log k} \quad (5)$$

TABELA 1. Właściwości fizyczne gruntów modelowych

TABLE 1. Physical properties of modelled soil

Charakterystyka Characteristic		Rodzaj gruntu Soil kind		
		Piasek średni Medium sand	Piasek słabo gliniasty Loamy sand	Piasek słabo gliniasty pylasty Sandy loam
Porowatość [%]		41,6	47,3	40,4
Porosity [%]				
Skład granulometryczny [%]	1,0–0,1 mm	90	73	63
Texture [%]	0,1–0,05 mm	3	15	16
	0,05–0,02 mm	3	5	11
	0,02–0,005 mm	2	1	3
	0,005–0,002 mm	1	2	3
	< 0,002 mm	1	4	4
Wilgotność w % przy sile ssącej [hPa]	2,5 (pF = 0,4)	39,0	44,5	38,2
	10 (pF = 1,0)	35,5	42,5	31,5
Water content in % at suction head [hPa]	31 (pF = 1,5)	29,0	39,5	22,5
	100 (pF = 2,0)	13,0	34,5	12
	500 (pF = 2,7)	7,0	24,0	8,3
	2 500 (pF = 3,4)	4,0	13,5	5,5
	15 000 (pF = 4,2)	2,5	7,5	4
Wsp. filtracji wg BN-76/8950-03 [m/d]		2,6	0,56	0,26
Filtration co. acc. to BN-76/8950-03 [m/d]				
Dopuszczalne obciążenie hydrauliczne ściekami (q_{dop}) [m/d] wg wzoru (5)		0,020	0,017	0,015
Long time acceptance rate (q_{dop}) [m/d] acc. to equation (5)				

gdzie:

q_{dop} – dopuszczalne obciążenie hydrauliczne ściekami [cm/d],

k – współczynnik filtracji [cm/s].

Wykorzystując program komputerowy STATGRAPHICS, przeprowadzono analizę regresji. Zastosowano regresję pojedynczą i zbadano wpływ na $h : q$, otrzymując związek liniowy w postaci:

$$h = a + b q \quad (6)$$

gdzie:

h – podniesienie się zwierciadła wody gruntowej pod drenażem rozsączającym [cm],

a, b – współczynniki wg tabeli 2,

q – hydrauliczne obciążenie ściekami [mm/d].

Współczynnik determinacji z próby $R^2 = 0,96-1,00$ sugeruje, że model tłumaczy 96–100% związku zmiennej losowej

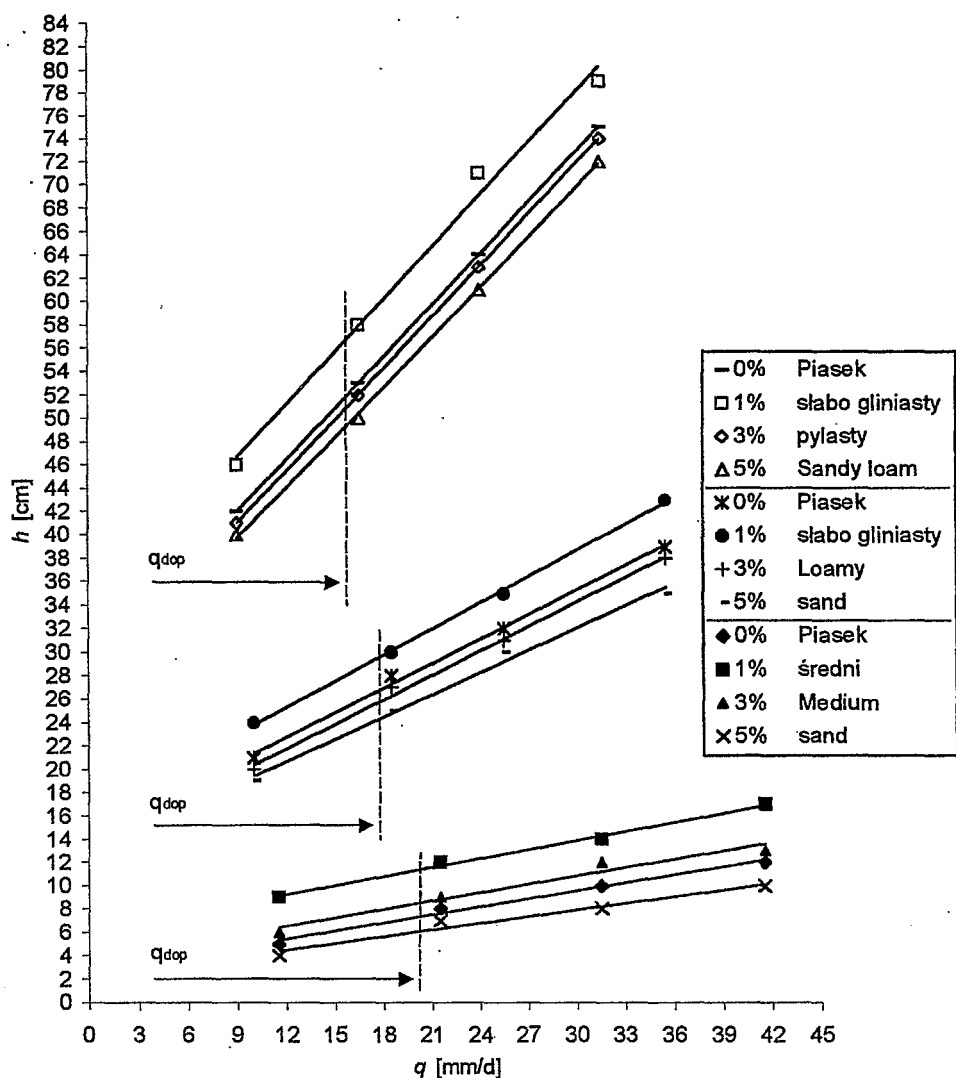
h z q , a 4–0% zależy od innych czynników. W tabeli 2 podano współczynniki a i b do równania (6) i współczynnik determinacji z próby R^2 w zależności od rodzaju gruntu i spadku stropu warstwy nieprzepuszczalnej.

Wzniesienie poziomu wody gruntowej pod drenażem (h) uzyskane przy różnych spadkach warstwy nieprzepuszczalnej oraz różnych obciążeniach hydraulicznych ściekami (q) przedstawiono na rysunku 3. Z danych przedstawionych na rysunku 3 wynika, że zależność pomiędzy wzniesieniem zwierciadła wody gruntowej a wielkością obciążenia hydraulicznego drenażu jest zbliżona do liniowej, natomiast zależność pomiędzy tymże wzniesieniem a spadkiem stropu warstwy nieprzepuszczalnej jest nieliniowa.

Również wykorzystując program komputerowy STATGRAPHICS, prze-

TABELA 2. Zestawienie współczynników a, b do równania (6) i współczynnika determinacji z próby R^2
TABLE 2. Matching of coefficients a, b to equation and coefficient of determination with test R^2

Rodzaj gruntu Soil kind	Spadek stropu warstwy nieprzepuszczalnej Slope of impermeable layer	Współczynnik Coefficient	Współczynnik Coefficient	R^2
Piasek średni Medium sand	0%	2,59	0,24	0,99
	1%	6,04	0,26	0,99
	3%	3,64	0,24	0,96
	5%	2,21	0,19	0,96
Piasek słabo gliniasty Loamy sand	0%	14,44	0,69	0,99
	1%	16,35	0,74	0,99
	3%	13,44	0,69	0,99
	5%	13,12	0,63	0,99
Piasek słabo gliniasty pyłasy Sandy loam	0%	28,80	1,47	1,00
	1%	33,26	1,50	0,99
	3%	27,80	1,47	1,00
	5%	26,86	1,43	0,99



RYSUNEK 3. Podniesienie się zwierciadła wody gruntowej pod drenażem (h) w zależności od hydraulicznego obciążenia ściekami (q), rodzaju gruntu i nachylenia spągu warstwy nieprzepuszczalnej (i) [%] (Kalenik 1999)

FIGURE 3. Mounding of groundwater table under drainage (h) in dependence sewage hydraulic load (q), soil kind and slope impermeable layer (i) [%] (Kalenik 19990)

proawdzono analizę regresji pojedynczej i zbadano wpływ na $h : k$, otrzymując związek w postaci równania:

$$h = ak^b \quad (7)$$

gdzie:

h – podniesienie się zwierciadła wody gruntowej pod drenażem rozsączającym [cm],

a, b – współczynniki wg tabeli 3,

k – współczynnik filtracji [cm/s].

Współczynnik determinacji z próby $R^2 = 0,99-1,00$ sugeruje, że model tłumaczy 99–100% związku zmiennej losowej h z k , a 1–0% zależy od innych czynników. W tabeli 3 podano współczynniki a, b do równania (7) i współczynnik determinacji z próby R^2 w zależności od dopuszczalnych obciążeń hydraulicznych ściekami wg równania (5).

Także zależność pomiędzy wzniesieniem zwierciadła wody gruntowej a współczynnikiem filtracji gruntu jest nieliniowa (rys. 4).

Dla początkowych spadków zwierciadła wody gruntowej $i = 1, 3, 5\%$ woda gruntowa w analizowanym przykładzie modelowym (rys. 2) przemieszcza się zgodnie ze spadkiem stropu warstwy nieprzepuszczalnej i wypływa przez odcinek

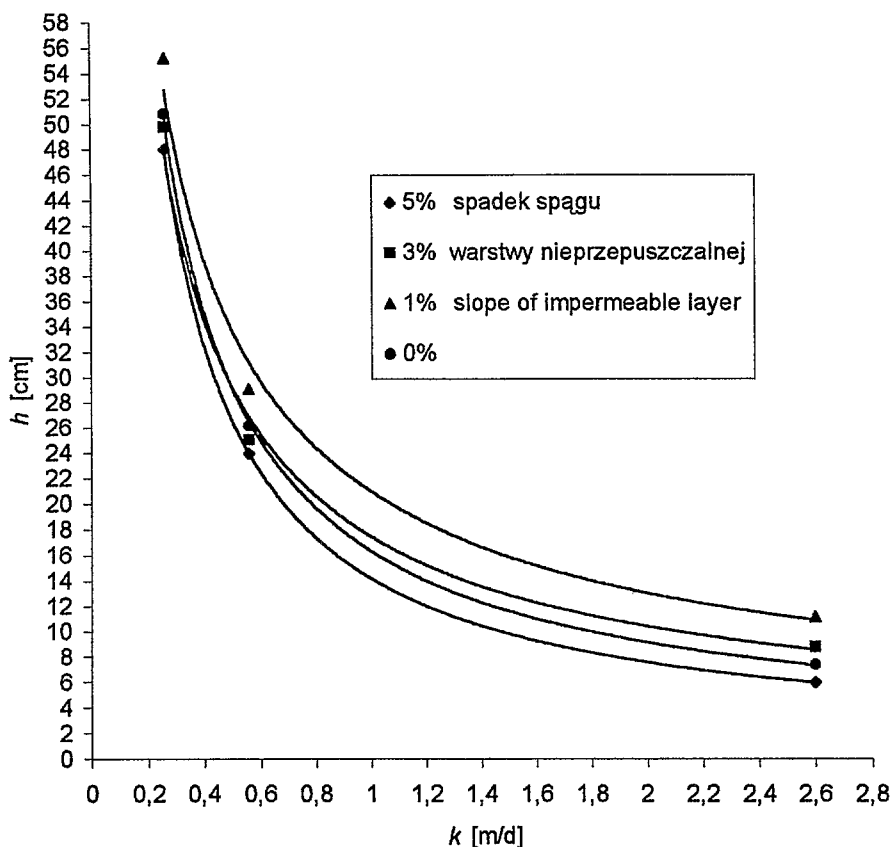
h_d . Natomiast dla $i = 0\%$ woda gruntowa przemieszcza się w dwóch kierunkach i wypływa przez odcinki h_g i h_d . W tym przypadku woda gruntowa wypływa większą powierzchnią, dlatego podniesienie się zwierciadła wody gruntowej znajduje się pomiędzy innymi spadkami, a nie nad nimi (rys. 3).

W celu zobrazowania filtracji pod drenażem na rysunku 5 przedstawiono podniesienie się zwierciadła wody gruntowej pod drenażem rozsączającym w piasku słabo gliniastym pylistym oraz rozmieszczenie wektorów prędkości filtracji. Prędkości filtracji bezpośrednio pod drenażem są stosunkowo duże; głębiej zmniejszają się, a filtrująca woda rozplywa się na boki.

Szybkość procesów biochemicznych w gruncie jest znacznie spowolniona, gdy zawartość powietrza w porach jest mniejsza niż 10%. Z tego względu istotne jest nie tylko określenie położenia zwierciadła wody gruntowej, lecz także rozkład wilgotności gruntu pod drenażem. Miąższość warstwy gruntu (nad zwierciadłem wody gruntowej) o zawartości powietrza mniejszej niż 10% zależy głównie od rodzaju gruntu. W piasku średnim wynosi ona 0,25 m, w piasku słabo gliniastym 0,30 m, a w piasku słabo gliniastym py-

TABELA 3. Zestawienie współczynników a, b do równania (7) i współczynnika determinacji z próby R^2
TABLE 3. Matching of coefficients a, b to equation (7) and coefficient of determination with test R^2

Spadek stropu warstwy nieprzepuszczalnej Slope of impermeable layer	Współczynnik Coefficient a	Współczynnik Coefficient b	R^2
0%	16,36	−0,83	0,99
1%	21,00	−0,68	0,99
3%	17,48	−0,74	0,99
5%	14,22	−0,90	1,00

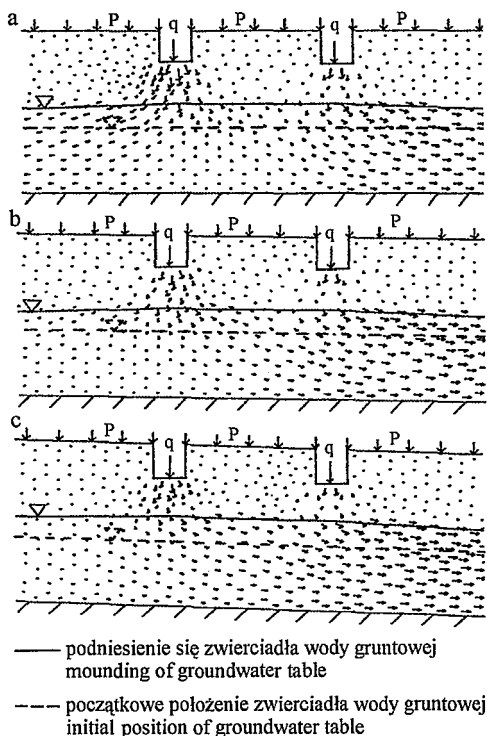


RYSUNEK 4. Podniesienie się zwierciadła wody gruntowej (h) pod drenażem w zależności od współczynnika filtracji (k) dla dopuszczalnych obciążeń hydraulicznych ściekami (q_{dop}) wg wzoru (5)
 FIGURE 4. Mounding of groundwater table (h) under drainage in dependence filtration coefficient for permissible sewage hydraulic load (q_{dop}) acc. to equation (5)

lastym 0,28 m (Sroka i Kalenik 1999). Dla piasku średniego we wszystkich analizowanych wariantach (rys. 3) jest spełniony wymóg dotyczący zarówno minimalnej miąższości strefy aeracji (1,5 m) (Rozporządzenie MOŚZNiL 1991), jak i nasycenia gruntu powietrzem. Dla piasku słabo gliniastego pylistego warunek ten jest spełniony tylko przy najmniejszym analizowanym obciążeniu hydraulicznym i największym spadku spągu warstwy nieprzepuszczalnej.

Według badań przeprowadzonych już w latach czterdziestych w ZSRR (Żukow i Jampolskij 1951), przy projektowaniu drenaży rozsączających uwzględniano zarówno rozkład wilgotności gruntu i podsiąk kapilarny pod drenażem, jak również zawartość powietrza w gruncie. Zgodnie z tymi wytycznymi dopuszczal-

nym i największym spadku spągu warstwy nieprzepuszczalnej.



RYSUNEK 5. Podniesienie się zwierciadła wody gruntowej pod drenażem w piasku słabo gliniastym pylastym dla $q = 31,5$ mm/d i $P = 1,5$ mm/d oraz rozmieszczanie wektorów prędkości filtracji (wymiar wg rys. 2)

FIGURE 5. Mounding of groundwater table under drainage in sandy loam for $q = 31,5$ mm/d and $P = 1,5$ mm/d and distribution of vectors seepage velocities (dimensions acc. to Fig. 2): a) – $i = 1\%$, b) – $i = 3\%$, c) – $i = 5\%$

ne obciążenie hydrauliczne ściekami drenaży rozsączających uzależnione jest od wielkości opadu atmosferycznego. Jeżeli opad atmosferyczny wynosi 300 mm, to dopuszczalne obciążenie hydrauliczne jest większe, a jeżeli 600 mm, to jest o 20% mniejsze. Zalecenia te wykorzystano także w polskich wytycznych projektowania drenaży rozsączających (CUGW 1971).

Należy zwrócić uwagę, że wraz ze wzrostem głębokości położenia zwierciadła wody gruntowej wzrasta dopuszczalne obciążenie hydrauliczne (Żukow i Jampolowski 1951). Gdy zwierciadło wody gruntowej znajduje się na głębokości 1,5 m od poziomu rozsączania ścieków, to ścieki można rozsączać tylko w piasku drobnym i średnim, dopiero gdy zwierciadło wody gruntowej znajduje się na głębokości przekraczającej 2 m, to dopuszcza się rozsączać ścieki w gruntach o gorszej przepuszczalności.

Podsumowanie

Maksymalne obciążenie hydrauliczne drenaży szacowane wzorem empirycznym Laaka dla gruntów słabo przepuszczalnych może doprowadzić do istotnego ograniczenia strefy aeracji i obniżenia efektu oczyszczania ścieków, a nawet do podtopienia drenażu. Wzór ten można stosować tylko dla gruntów dobrze przepuszczalnych.

Obciążenie hydrauliczne nie może być jedynym kryterium wymiarowania drenażu. Należy dodatkowo przeanalizować zmiany poziomu zwierciadła wody gruntowej pod drenażem, szczególnie w gruntach o małej przepuszczalności. Wyniki obliczeń symulacyjnych umożliwiają określenie maksymalnego poziomu wód gruntowych. Ma to duże znaczenie przy projektowaniu drenaży rozsączających z uwagi na wymaganą odległość (1,5 m) od poziomu rozsączania do najwyższego poziomu wód gruntowych (Rozporządzenie MOŚZNIŁ 1991). W praktyce projektowej odległość tę wy-

znacza się w odniesieniu do maksymalnego poziomu wód gruntowych w warunkach naturalnych, co prowadzi w niektórych przypadkach do ograniczenia strefy aeracji lub wręcz do całkowitego podtopienia drenażu rozsączającego.

Oddziaływanie drenażu rozsączającego na rozkład uwilgotnienia gruntu w strefie aeracji ma niewielki zasięg, rzędu rozstawu drenażu (ok. 4 m).

Analiza zagadnienia filtracji pod drenażem rozsączającym powinna obejmować zarówno strefę aeracji, jak i saturacji. Z punktu widzenia skuteczności oczyszczania ścieków ważne jest określenie rozkładu wilgotności, a zatem i zawartości powietrza w gruncie pod drenażem rozsączającym. Rozwiązanie tak sformułowanego problemu, z uwagi na jego nieliniowość, można uzyskać wyłącznie metodami numerycznymi. Istnieje więc potrzeba opracowania ogólnodostępnego modelu numerycznego, trójwymiarowego, dla nieustalonego ruchu wody, do przewidywania zmian poziomu zwierciadła wody gruntowej pod systemami podziemnego rozsączania ścieków.

Literatura

- Atlas hydrologiczny Polski* 1987: Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa.
- BN-76/8950-03 1976: Obliczanie współczynnika filtracji gruntów niespoistych na podstawie uziarnienia i porowatości.
- CUGW 1971: Budownictwo oczyszczalni ścieków. Wytyczne techniczne projektowania drenażu rozsączających i filtrów piaskowych. WKC, Warszawa.
- HEALY K.A., LAAK R. 1974: Site evaluation and design of seepage fields. *Journal of Environmental Engineering*. 100, 12: 1133–1146.

- KALENIK M. 1998: Wymiarowanie urządzenia do podziemnego rozsączania ścieków po osadniku gnilnym. *Przegląd Naukowy Wyzdziału Melioracji i Inżynierii Środowiska*, SGGW, 15.
- KALENIK M. 1999: Bilans wodny profilu gruntowego z drenażem rozsączającym wstępnie oczyszczone ścieki bytowo-gospodarcze. Rozprawa doktorska SGGW, Warszawa.
- KHANBILVARDI R.M., AHMED S., GLEASON P.J. 1995: Flow investigation for landfill leachate (FILL). *Journal of Environmental Engineering*. 121, 1: 45–57.
- LAAK R. 1986: *Wastewater Engineering Design for Unsewered Areas*. Technomic Publ. Co. Inc., Lancaster-Basel.
- PAZDRO Z., KOZERSKI B. 1990: *Hydrogeologia ogólna*. Wydawnictwo Geologiczne, Warszawa.
- Rozporządzenie MOŚZNiL 1991: *W sprawie klasyfikacji wód oraz warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki wprowadzane do wód lub do ziemi*. DzU nr 116, poz 503.
- SROKA Z., KALENIK M. 1999: Prognozowanie zmian poziomu zwierciadła wody gruntowej pod systemami podziemnego rozsączania ścieków. Konferencja Naukowa. Przyrodnicze i Techniczne Problemy Ochrony i Kształtowania Środowiska Rolniczego i Leśnego. *Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu. Melioracje i Inżynieria Środowiska* 20, 2: 359–371.
- WOSIEWICZ B., SROKA Z. 1992: Komputerowe obliczanie filtracji dla budownictwa wodno-melioracyjnego. WNT, Warszawa.
- ŻUKOW A.I. JAMPOLSKIJ T.S. 1951: Podziemna filtracja stocznych wód. Materiały iśsiadowanij, projektowanija, stroitelstwa i eksploatacji. GİSŁ, Moskwa.

Summary

Tendency of groundwater table changing under subsurface sewage disposal field. The paper describes the analysis of groundwater table changing under subsurface sewage disposal field obtained with use of numerical model for steady-state conditions filtration. The investigations were made for

three types of soil: medium sand, loamy sand and sandy loam. The results showed that hydraulic load can not be the only one criterion for the design of subsurface sewage disposal field.

Author's address:

M. Kalenik
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
Poland
e-mail: kalenik@alpha.sggw.waw.pl

Marta WIŚNIEWSKA

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW

Department of Hydraulic Engineering and Environmental Recultivation WAU

Projekt i ocena oddziaływania na środowisko zbiornika Regimin na rzece Łydyni Project and environmental impact assessment for Regimin reservoir on the Łydynia River

Wstęp

Naturalne zasoby wodne są ściśle związane z cyklem hydrologicznym, charakteryzują się zazwyczaj znaczną zmiennością i losowością, nie zawsze też mogą zaspokoić istniejące potrzeby i sprostać różnorodnym wymaganiom. Jednym ze sposobów poprawy tej sytuacji jest magazynowanie wody w formie tzw. małej retencji. Pod pojęciem tym rozumie się działania na rzecz magazynowania wody w zbiornikach, ciekach, glebie oraz spowalniania spływu wód powierzchniowych. Istotną cechą małej retencji jest powszechność i różnorodność działań oraz stosunkowo niewielki zakres robót planowanych w poszczególnych zadaniach inwestycyjnych (Mioduszewski 1999). Zmagazynowane w różnych formach retencji zasoby wodne, stosunkowo małe w swej jednostkowej wielkości, na przestrzeni zlewni stają się znaczne i ważne w bilansie wodnym.

Opracowywane na przełomie lat 1996–1997 programy małej retencji w zlewniach rzek poszczególnych województw były realizacją „Porozumienia” zawartego w grudniu 1995 r. między dwoma (ówczesnymi) resortami: Ministerstwem Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej a Ministerstwem Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa. Dokument ten zaleca, aby programy małej retencji były przede wszystkim:

- przygotowywane w układzie zlewniowym, z uwzględnieniem inwestycji zwiększających zasoby wód pod względem ilościowym i działań na rzecz poprawy jakości tych wód, a także elementów ochrony przeciwpowodziowej i powstrzymujących erozję dna cieków,
- skoordynowane w zakresie lokalizacji obiektów małej retencji z możliwością powiększenia zasilania poziomów wodonośnych oraz ochroną wód zlewni zasilającej zbiorniki,

- sporządzane z uwzględnieniem wniosków zainteresowanych gmin i społeczności lokalnej,
- uzgadniane z regionalnymi zarządami gospodarki wodnej,
- zgodne z warunkami korzystania z wód dorzecza.

W „Studium możliwości retencjonowania wód powierzchniowych województwa ciechanowskiego”...(BIPROMEL 1996), zatwierdzonym następnie jako „Program małej retencji województwa ciechanowskiego” (BIPROMEL 1997) zaproponowano około 300 potencjalnych obiektów retencji – o różnym charakterze, możliwościach i przydatności. W niniejszym artykule przedstawiona zostanie „Koncepcja programowo-przestrzenna budowy zbiornika wodnego „Regimin” na rzece Łydni” (BIPROMEL 2000). Koncepcja ta jest pierwszym etapem prac projektowych dla obiektu małej retencji.

Informacja o zbiorniku

Zbiornik wodny „Regimin” proponuje się zlokalizować w centralnej części gminy Regimin, w powiecie ciechanowskim. Budowa zbiornika na Łydni w rejonie Ciechanowa to inwestycja oczekiwana przez społeczność lokalną, planowana i zakładana w wielu różnych koncepcjach i opracowaniach – wychodząca naprzeciw regionalnym problemom gospodarki wodnej (Fundacja „Czysta Wkra” 1992).

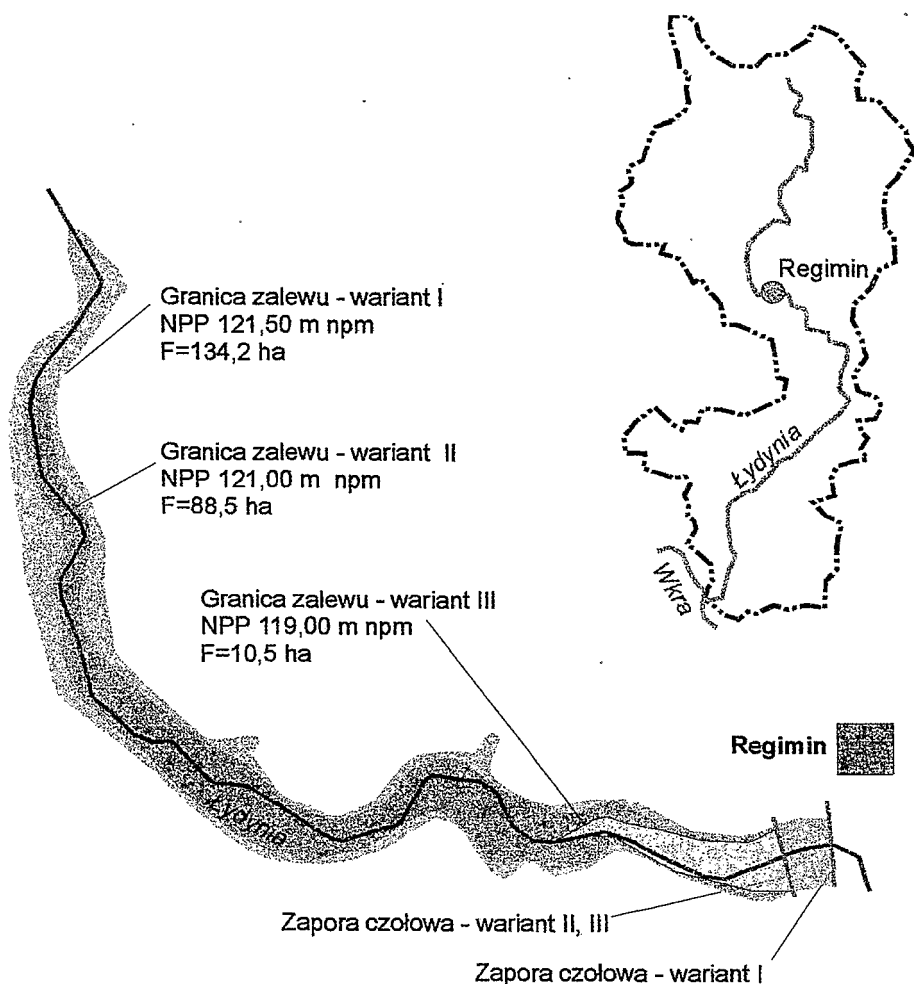
Planowana inwestycja, pod względem administracyjnym, leży w granicach wsi: Regimin, Lekowo, Kliczki, Lekó-

wiec, Klice, Pniewo Czeruchy, Pniewo Wielkie i Krośnice. Krośnice administracyjnie należą do gminy Stupsk, natomiast pozostałe miejscowości do gminy Regimin. Proponowana lokalizacja wykorzystuje sprzyjające warunki topograficzne, tj. wcięcia i wąską dolinę cieku z wznoszącymi się po obu stronach kilkunastometrowymi stokami.

Zaproponowano trzy warianty rozwiązań technicznych budowy zbiornika. Różnią się one przede wszystkim poziomem piętrzenia, powierzchnią zalewu i objętością czaszy, a co za tym idzie rodzajem i stopniem oddziaływania programowanej inwestycji na środowisko. W każdym z wariantów zbiornik posiada wydłużony kształt o linii brzegowej biegnącej prawie równolegle do koryta rzeki (rys. 1). W tabeli 1 przedstawiono parametry programowanego zbiornika „Regimin” w poszczególnych wariantach rozwiązań technicznych. Na rysunku 2 przedstawiono krzywe powierzchni zalewu i pojemności zbiorników w rozpatrywanych wariantach (przy NPP).

Obiekt poza funkcją retencyjną mieć będzie wiele funkcji użytkowo-gospodarczych oraz ekologicznych, które zostaną poniżej omówione.

W opracowaniach studialnych i planistycznych dotyczących programu rozwoju małej retencji obszar byłego województwa ciechanowskiego zaliczony został do II strefy najwyższego priorytetu. Analiza potrzeb obszarowych małej retencji w Polsce wynikająca z niekorzystnych warunków klimatycznych oraz dużych potrzeb poprawy stosunków wodnych na obszarach rolniczych (Kowalczak i Kaca 1996) wykazała, że retencjo-



RYSUNEK 1. Lokalizacja zbiornika „Regimin” w poszczególnych wariantach rozwiązań
FIGURE 1. „Regimin” reservoir location

nowanie wód, które służyć powinny przede wszystkim rolnictwu, w przypadku zbiornika „Regimin” jest ze wszelkich miar uzasadnione. Dodatkowym argumentem, przemawiającym za budową zbiornika, jest jego korzystne położenie w dolinie w stosunku do terenów, na któ-

rych prowadzone mogą być nawodnienia użytków zielonych.

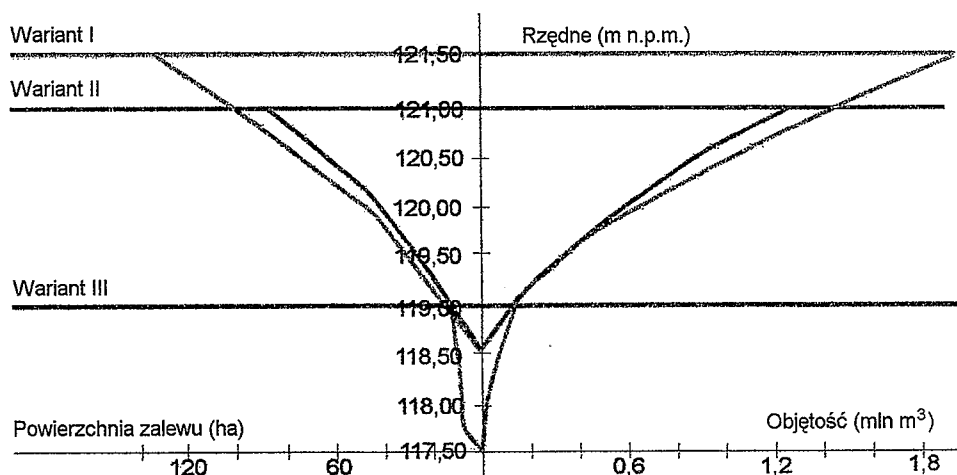
Jakość wody zgromadzonej w zbiorniku umożliwia wykorzystanie jej do nawodnień. Według przeprowadzonych analiz, woda gromadzona w zbiorniku „Regimin”, w zależności od przyjętego wariantu rozwiązania, pozwoli na na-

TABELA 1. Parametry zbiornika „Regimin” w poszczególnych wariantach rozwiązań technicznych
TABLE 1. "Regimin" reservoir parameters for every technical variant

Wyszczególnienie Specification	Jednostka Unit	Ilość jednostek Number of units		
		Wariant Variant I	Wariant Variant II	Wariant Variant III
1	2	3	4	5
Lokalizacja zbiornika wg kilometrażu Łydyni (IMGW 1978) Reservoir location according to kilometre of the Łydynia course	km	od 38,43 do 44,60	od 38,62 do 43,67	od 38,62 do 39,70
Zlewnia hydrologiczna zbiornika w przekroju zapory czołowej Reservoir catchment area	km ²	349,7	349,7	349,7
Normalny poziom piętrzenia NPP Normal Water Damming Level NWDL (metres above sea level)	m n.p.m.	121,50	121,00	119,00
Powierzchnia zalewu zbiornika przy NPP Water-table surface (at NWDL)	ha	134,2	88,5	10,5
Objętość zbiornika przy NPP Reservoir water-storage capacity (at NWDL)	mln m ³	1,92	1,28	0,14
Rezerwa powodziowa/Flood storage capacity	mln m ³	0,94	0,62	0,12
Klasa ważności budowli/Reservoir class	—	III	III	IV
Długość zapory czołowej/Length of frontal dam	m	267	317	264
Objętość nasypu zapory czołowej Bank volume of frontal dam	m ³	32,0	25,0	9,0
Wysokość zapory czołowej – max Height of frontal dam – max	m	5,5	5,0	3,5
Długość linii brzegowej przy NPP Length of bankline (at NWDL)	km	12,50	10,00	1,05
Średnia głębokość zbiornika/Average reservoir depth	m	1,40	1,45	1,35
Maksymalna głębokość zbiornika przy zaporze Maximum reservoir depth (next to the frontal dam)	m	4,5	4,0	2,0
Kubatura gruntu do usunięcia z czaszy zbiornika Ground volume to be removed from the reservoir bowl	tys. m ³	440	470	170
Inwestycje towarzyszące/Additional investment tasks:				
• przebudowa drogi żwirowej Regimin-Kliczki reconstruction of Regimin-Kliczki gravel road	km	2,0	2,0	1,5
• budowa przepustu/culvert construction	szt.	1	1	—
• przebudowa drogi asfaltowej Regimin-Grzybowo reconstruction of Regimin-Grzybowo asphalt road	m	40	—	—
• przebudowa linii energetycznych reconstruction of electrical supply line	km	4,0	2,5	0,4

cd. tabeli 1
continued table 1

Wyszczególnienie Specification	Jednostka Unit	Ilość jednostek Number of units		
		Wariant Variant I	Wariant Variant II	Wariant Variant III
1	2	3	4	5
• rozbiórka gospodarstw household building demolition	szt.	6	3	–
• budowa pompowni pumping station construction 0,8 m ³ /s	szt.	1	–	–
• budowa pompowni pumping station construction 5 l/s	szt.	8	1	–
• ilość gospodarstw przewidzianych do odnowienia planned number of households to be drained	szt.	17	1	–
Całkowity koszt budowy zbiornika wraz z niezbędną infrastrukturą Total cost of reservoir construction (with indispensable infrastructure)	mln zł	21,7	18,6	7,0
Wskaźnikowy koszt budowy zbiornika (poziom cen 1999 r.) Reservoir construction indicator ('99 prices)	zł/m ³	11,30	14,50	52,30



RYSUNEK 2. Krzywe powierzchni zalewu i pojemności zbiornika „Regimin” (przy NPP) w rozpatrywanych wariantach

FIGURE 2. Water-table surface and storage-capacity of “Regimin” reservoir at NWDL (rzędne – datums, objętość – storage-capacity, powierzchnia zalewu – water-table surface, m n.p.m. – metres above sea level)

wodnienie w ciągu roku: 1984 ha przy pojemności zbiornika 1,92 mln m³ (wariant I), 1323 ha – przy 1,28 mln m³ (wariant II) lub 145 ha – przy 0,12 mln m³ (wariant III).

Magazynowanie wód powierzchniowych, odpływających dotychczas jałowo do odbiornika, poprawi w istotny sposób warunki wilgotnościowe w dolinie rzeki, co powstrzyma postępującą degradację walorów ekologicznych. Wzrost zróżnicowania wilgotnościowego terenu doliny (mozaikowatości wilgotnościowej obszaru) stwarza szansę dla rozwoju nowych gatunków organizmów zarówno roślinnych, jak i zwierzęcych, a co za tym idzie – także dla wzrostu różnorodności biologicznej.

Koryto Łydyni charakteryzuje się dużym spadkiem podłużnym, co jest powodem wcinania się w dno koryta rzeki. Równocześnie występuje duża podatność na erozję gruntów budujących dolinę. Poziom wód gruntowych na terenach położonych w jej sąsiedztwie obniża się znacząco. Ocenia się, że – jako skutek realizacji planowanego obiektu – na długości ok. 7000 m nastąpi podniesienie poziomu wód średnio o 2 m, co odczuwalnie poprawi stosunki wodne rejonu gminy Regimin.

Budowę zbiornika „Regimin” należy uznać za przedsięwzięcie mające duże znaczenie ekologiczne, które w przyszłości wpłynie na jakość wód prowadzonych przez rzekę Łydynię oraz na stan środowiska przyrodniczego rzeki, doliny i obszarów przyległych. Niezależnie od przedsięwzięć, podejmowanych w miejscu powstawania zanieczyszczeń (źródła: Zakład Mleczarski w Grudusku, Gorzelnia

Rolnicza w Stupsku) i planowanej budowy oczyszczalni ścieków w Regiminie, natlenianie wód na odcinku rzeki poniżej zapory zbiornika sprzyjać będzie „biologicznemu” doczyszczaniu wód.

Część pojemności zbiornika rezerwowana jest dla celów przeciwpowodziowych. Planowany zbiornik wodny pozwoli magazynować szczyt fali kulminacyjnej i opóźniać gwałtowność jej przemieszczania się w dół rzeki. Oddziaływanie przeciwpowodziowe zbiornika przez sterowanie odpływem wody z górnej części zlewni, stanowiącej 50% zlewni całkowitej, może mieć znaczenie istotne i ważne. Szacuje się (na etapie koncepcji projektowej), iż wielkość rezerwy powodziowej wyniesie: 0,94 mln m³ w przypadku wariantu I, 0,62 mln m³ w przypadku wariantu II i 0,12 mln m³ w przypadku wariantu III.

Zabudowa rzek jedynie dla celów energetycznych na ogół nie jest akceptowana z uwagi na niekorzystne oddziaływania na środowisko, jakie może ona wywierać. Sytuacja jest odmienna, gdy piętrzenie wody służy zaspokajaniu różnych (zazwyczaj wielu) innych celów, a wykorzystanie energetyczne stopnia jest jednym z nich. Wyposażenie zapory w urządzenia do produkcji energii nie zmienia wtedy istotnie oddziaływania na środowisko, a produkcja czystej energii przynosi korzyści ekologiczne. Analizy ekonomiczne i praktyka wskazują na to, że budowa małej elektrowni wodnej jest efektywna, jeżeli jej moc przekracza 30 kW.

Proponowany spad na budowli piętrzącej oraz wartość średniego rocznego przepływu rzeki Łydyni w przekroju

zbiornika pozwalają na energetyczne wykorzystanie zbiornika. Możliwa do uzyskania moc wynosi 55 kW dla wariantu I i 49 kW dla wariantu II. Z powyższego wynika, że mała elektrownia zbudowana przy programowanym zbiorniku „Regimin” z punktu widzenia ekonomicznego jest celowa. Prąd uzyskany z elektrowni można będzie wykorzystać dla oświetlenia terenu wokół zbiornika, sprzedaży do sieci państwowej oraz na lokalne potrzeby gminy.

Zbiornik zaporowy „Regimin”, utrzymujący wodę przez cały rok, może być wykorzystywany jako obiekt służący mieszkańcom najbliższych wsi oraz miejscowości dalej położonych dla rekreacji, uprawiania sportów wodnych, wypoczynku zorganizowanego lub sobotnio-niedzielnego. Przy wprowadzeniu odpowiedniej gospodarki rybackiej zbiornik może stać się także cennym obiektem dla wędkarstwa.

Koncepcja przewiduje zorganizowanie kąpielisk i sztucznych plaż, a także budowę przystani, pomostów widokowych i tarasów, co pozwoli wykorzystać w pełni walory obiektu. Warunkiem takiego wykorzystania zbiornika jest zapewnienie II klasy czystości wody (Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 5.11.1991 r.). Na odcinkach cennych przyrodniczo i przydatnych dydaktycznie, szczególnie w sąsiedztwie kompleksów leśnych, oddalonych od skupisk zabudowań i źródeł hałasu, proponuje się zorganizowane „strefy ciszy”. W otoczeniu zbiornika, w jego strefie ochronnej, uzasadnione będzie zorganizowanie lub przystosowanie istniejących

dróg lokalnych jako ścieżek rowerowych.

Dolina rzeki Łydyni w granicach gminy Regimin, wciną się głęboko w teren. Wcięta dolina z roślinnością pokrywającą oba brzegi rzeki, podnóże skarpy i strome skłony urozmaica i upiększa krajobraz. Walory te mogą być dodatkowo urozmaicone i podkreślone budową zbiornika na znacznym, bo liczącym 6000 m, odcinku.

Sztuczny element krajobrazu, jaki powstanie po zbudowaniu zbiornika wód otwartych, można w tym przypadku traktować jako ozdobę terenu podnoszącą jego walory estetyczne. Powstające nowe zespoły roślinne, zadrzewienia i zakrzaczenia upiększą otoczenie. W litoralu wód powstanie środowisko roślinności wynurzonej trzciny i tataraków, roślinności pływającej i zanurzonej. Sprzyjać to będzie wzrostowi różnicowania biologicznego, w szczególności liczby gatunków i liczebności populacji ptaków. Szczególnie w strefach wód płytkich (cofkowych) zbiornika powstaną dogodne warunki dla ptaków wodnych brodzących.

Płytsze wody zbiornika, w dalszej perspektywie, opanują rośliny wynurzone, a na brzegach łagodnych i płaskich wyrosną krzewy, drzewa i roślinność siedlisk wilgotnych. Będzie to doskonała izolacja wód zbiornika od hałasu i zanieczyszczeń biogenych, jakie będą migrować wraz ze spływem powierzchniowym od strony zwartych zabudowań, zlokalizowanych w bliskim sąsiedztwie, w dolnej części programowanego zalewu.

Oczekiwany intensywny rozwój roślinności brzegowej spowoduje, że długi

(rynnowy) sztuczny akwen w bardzo krótkim czasie wkomponuje się w otoczenie. Groble i drogi przebiegające w sąsiedztwie zalewu stworzą dogodne warunki do podziwiania widoków zbiornika bez penetracji jego obrzeży i naruszania siedlisk zwierzęcych.

Można więc stwierdzić, że walory krajobrazowe i estetyczne zarówno bezpośredniego otoczenia zbiornika, jak też gminy Regimin wzrosną, a warunkiem ich pełnego wykorzystania będzie właściwe zagospodarowanie otuliny (strefy ochronnej) zbiornika, zaplanowanie ścieżek rowerowych, platform widokowych i tarasów.

Oddziaływanie zbiornika Regimin na środowisko

Większość przedsięwzięć z zakresu gospodarki wodnej powoduje ingerencję w środowisku przez zmianę naturalnych stosunków wodnych. Dotyczy to również inwestycji związanych z zagospodarowywaniem rzek, m.in. budową zbiorników wodnych, ponieważ z założenia mają one kształtować środowisko cieków i ich dolin, by zapewnić racjonalne (z punktu widzenia użytkowników) gospodarze wykorzystanie i ochronę przed powodzią.

Podstawą prowadzenia procesu inwestycyjnego jest wnikliwe rozpoznanie środowiska oraz identyfikacja potencjalnych zagrożeń spowodowanych planowanymi działaniami inwestycyjnymi. Mogą one bowiem spowodować różnorodne skutki, zarówno pozytywne, jak i negatywne, które mogą pozostawać

w sprzeczności z wymogami ochrony środowiska lub użytkownikami rzeki. Możliwość ograniczenia niektórych niekorzystnych skutków zabudowy rzek, także budowy zbiorników, dla środowiska przyrodniczego stwarzają procedury ocen oddziaływania na środowisko. Dają one szansę wyboru najkorzystniejszego wariantu rozwiązań, wskazania ewentualnych działań mitygujących czy modyfikujących.

Planowany obiekt, zgodnie z obowiązującym Rozporządzeniem Ministra Ochrony Środowiska i Leśnictwa z dnia 14 lipca 1998 r., należy do inwestycji mogących pogorszyć stan środowiska. Obiekt służy bowiem do długoterminowego magazynowania wody i zlokalizowany jest w granicach terenu chronionego krajobrazu. Zgodnie z zapisem § 3.1 ww. Rozporządzenia oraz wskazaniami praktycznymi (IOŚ 1995) wielkość wpływu inwestycji na zdrowie ludzi, świat zwierzęcy i roślinny, atmosferę i klimat, powierzchnię ziemi i gleby, wody powierzchniowe i podziemne, złoża kopalin oraz dobra materialne i bogactwo kulturowe powinna mieścić się w dopuszczalnych granicach. Inwestycja nie może przyczynić się do niebezpiecznej degradacji zasobów ekologicznych doliny przewidzianej do trwałego zalewu.

Wstępną analizę oddziaływania na środowisko (adekwatną do stadium procesu inwestycyjnego) opracowano w formie specjalnej listy identyfikacyjnej. Takie syntetyczne zestawienie (tab. 2) oddziaływań korzystnych i niekorzystnych spełnia wymogi formalno-prawne na etapie ustalania warunków zagospodarowania terenu. Dodać należy, że taka uprosz-

TABELA 2. Lista kontrolna potencjalnych, o najistotniejszym charakterze, oddziaływań na środowisko zbiornika wodnego „Regimin” – przy założeniach wariantu I

TABLE 2. Check-list of potential environmental impacts for "Regimin" reservoir variant I

FAZA BUDOWY OBIEKTU/CONSTRUCTION PHASE															
Nr No	Elementy Elements	Oddziaływania niekorzystne/Beneficial effects								Oddziaływania korzystne Adverse effects					
		Z	NZ	K	D	OD	NO	L	R	Z	NZ	K	D	L	R
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Przyrodnicze/Natural															
1.	Przestrzenne i punktowe formy ochrony przyrody Environmental protection forms		x	x					x	x	–	0	–	–	–
2.	Krajobraz, gleba, topografia Landscape, soil, topography	x			x		x				–	–	–	–	–
3.	Świat roślin/Flora	x			x		x	x	x		–	–	–	–	–
4.	Świat zwierząt/Fauna	x			x		x	x	x		–	–	–	–	–
5.	Wody powierzchniowe/Surface water	x			x		x	x	x		–	–	–	–	–
6.	Wody gruntowe/Ground water	x			x		x	x			–	0	0	–	–
7.	Klimat lokalny/Local climate condition		x		x		x				–	–	–	–	–
8.	Jakość powietrza/Air quality		x	x			x	x	x		–	–	–	–	–
9.	Klimat akustyczny (hałas i wibracje) Noise and vibrations		x	x			x		x	x	–	–	–	–	–
10.	Nadzwyczajne zagrożenia środowiska Environmental emergencies														
Społeczno-gospodarcze i zdrowie ludzi/Socio-economic and health															
11.	Infrastruktura techniczna terenu Technical infrastructure	x					x		x	x	–	–	–	–	–
12.	Produkcja rolna (ciągłość) Agricultural production continuity	x		x			x		x	x	–	–	–	–	–

cd. tabeli 2
continued table 2

FAZA BUDOWY OBIEKTU/CONSTRUCTION PHASE																
Nr No	Elementy Elements	Oddziaływania niekorzystne/Beneficial effects								Oddziaływania korzystne Adverse effects						
		Z	NZ	K	D	OD	NO	L	R	Z	NZ	K	D	L	R	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
Społeczno-gospodarcze i zdrowie ludzi/Socio-economic and health																
13.	Korzyści gospodarcze Economic benefits			x				x	x	–	–	–	–	–	–	
14.	Zdrowie i samopoczucie ludzi Human health		x					x	x	–	–	–	–	–	–	
15.	Zatrudnienie/Employment									x		x		x	x	
16.	Aktywizacja regionu/Regional activity	–	–	–		–	–	–	–	x		x		x	x	
FAZA EKSPLOATACJI OBIEKTU/EXPLOATATION PHASE																
Przyrodnicze/Natural																
1.	Przestrzenne i punktowe formy ochrony przyrody	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0	–	0	0	–	
2.	Krajobraz, gleba, powierzchnia ziemi	–	–	–	–	–	–	–	–	x	–	–	x	x	x	
3.	Świat roślin (flora)	–			–		–		–	x	–	–	x	x	x	
4.	Świat zwierząt (fauna)	–			–		–		–	x	–	–	x	x	x	
5.	Wody powierzchniowe	–			–		–		–	x	–	–	x	x	x	
6.	Wody gruntowe	x			x		x			–	–	–	–	–	–	
7.	Klimat lokalny				x				x	–	–	–	–	–	–	
8.	Jakość powietrza	–			–		–		–	–	–	–	–	–	–	
9.	Klimat akustyczny (hałas i wibracje)	–			–		–		–	–	x					
10.	Nadzwyczajne zagrożenia środowiska								x	–	–	–	x	x		

Społeczno-gospodarcze i zdrowie ludzi/Socio-economic and health												
11. Infrastruktura techniczna terenu	–	0	–	–	–	0	0	x	–	–	x	x x
12. Produkcja rolna (ciągłość)	–	0	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
13. Korzyści gospodarcze	–	–	–	–	–	–	–	x	–	–	x	x x
14. Zdrowie i samopoczucie ludzi								x			x	x x
15. Zatrudnienie	–	–	–	–	–	–	–	x			x	x
16. Aktywizacja regionu	–	–	–	–	–	–	–	x			x	x x

Oznaczenia/symbols: Z – znaczące/meaningful, NZ – nieznaczące/non-meaningful, K – krótkotrwałe/short-term, D – długotrwałe/long-term, OD – odwracalne/reversible, NO – nieodwracalne/non-reversible, L – lokalne/local, R – regionalne/regional; x – oddziaływanie występuje/impact occurrence, – brak oddziaływania/lack of impact, 0 – oddziaływanie pomijalnie małe/negligible impact

czona forma oceny spełnia również istotną rolę z punktu widzenia najważniejszych wymagań i interesów ochrony środowiska.

Wskazanie największych zagrożeń środowiska przyrodniczego, już na etapie koncepcji programowo-przestrzennej, stwarza możliwość ich ograniczenia przez wprowadzenie zmian technicznych, ograniczeń, wyłączeń lub inwestycji rekompensacyjnych.

Jako istotne zmiany, spowodowane powstaniem zbiornika, można wskazać m.in. przeobrażenia rzeźby krajobrazu. Tam, gdzie powstanie zbiornik, w miejscu wciętej w płaskowyż głębokiej doliny, pojawi się większa powierzchnia otwartego lustra wody. Z krajobrazu doliny bezpowrotnie znikną drzewa jako trwałe jego elementy. Przebudowane zostaną częściowo napowietrzne linie energetyczne. Podniesiona zostanie korona drogi żwirowej Regimin-Kliczki, która będzie biegła wzdłuż północnego brzegu zbiornika.

Zmiany rzeźby krajobrazu doliny szczególnie widoczne będą w sąsiedztwie zapory czołowej. Korpus zapory to wysoki nasyp ziemny o rozbudowanych skarpach. Zapora wznosić się będzie nad dnem doliny maksymalnie 5,5 m. Dla złagodzenia tych zmian projekt przewiduje wkomponowanie nasypu w teren, a skarpy zostaną ubezpieczone roślinnością lub też materiałami przyjaznymi środowisku przyrodniczemu (narzuty kamienne, obsadzenia krzewami itp.). Od strony wody górnej, w pobliżu nasypu przewidziano pas trzcin.

Podkreślić więc należy, że przeobrażenia rzeźby, choć bardzo zdecydowane, mogą w przyszłości doprowadzić do po-

prawy walorów krajobrazowych w rejonie inwestycji. Warunkiem tego jest jednak opracowanie koncepcji kompleksowego urządzenia terenów przyzbiornikowych oraz konsekwentna realizacja tego programu zabudowy. Strefa wokół zbiornika, odpowiednio użytkowana i zagospodarowana roślinnością, jako ochronna dla jakości zmagazynowanych wód, ma także podstawowe zadanie – zrekompensować ubytki naturalnych wartości przyrodniczych doliny.

Na ograniczenia lokalizacyjne zbiornika duży wpływ mają zabudowania położone w czaszy i na obrzeżach zalewu. Rozbiórki będzie wymagało 6 gospodarstw w wariantcie I i 3 w wariantcie II. Liczba gospodarstw wymagających odwodnienia: 17 w wariantcie I, 1 w wariantcie II. Aby nie dopuścić do podtopień i zalań zabudowań (domy, budynki gospodarskie, podwórza), dróg, ujściowych odcinków dopływów, budowli komunikacyjnych, należy przedsięwziąć środki w postaci, drenaży opaskowych, podniesienia korony dróg, budowy pompowni, przebudowy wylotów.

Podsumowanie

Proponowaną lokalizację zbiornika można uznać za optymalną z punktu widzenia ochrony przyrody. Inwestycja oddziałuje korzystnie na podstawowe komponenty środowiska przyrodniczego. Dodać należy, że jest akceptowana i oczekiwana przez mieszkańców gminy Regimin, na której terenie ma być zlokalizowana. Samorząd lokalny i Urząd Gminy

w sposób bardzo aktywny włączył się w prace przedprojektowe.

Pod względem topograficznym jest to niewątpliwie najlepsza lokalizacja w regionie obiektu tego typu. Na rozpatrywanym odcinku doliny w przeszłości był umiejscowiony młyn wodny (w rejonie drogi Grzybowo-Regimin). Istnieją zatem historyczne (tradycyjne) przesłanki i uzasadnienia do lokalizacji zbiornika wodnego „Regimin”, w którym wykorzystana zostanie także energia potencjalna zmagazynowanych wód.

Grunty rolne i użytki leśne, które przewiduje się pod zalew, są obecnie wykorzystywane ekstensywnie. Gleby w uprawie ornej i trwale użytki zielone są niskiej klasy bonitacyjnej, a ich potencjał produkcyjny jest mały. Część gruntów to nieużytki rolnicze.

Proponowany poziom piętrzenia zbiornika przyjęto, mając na uwadze możliwości topograficzne terenu, a równocześnie stosunkowo dużo nieużytków gospodarczych.

Lokalizacja całego zespołu obiektów i budowli uwzględnia, w możliwie najszerszym zakresie, wymogi i uwarunkowania przyrodnicze oraz oczekiwania jednostek i instytucji funkcjonujących na omawianym terenie.

Przygotowanie takiego kompromisowego rozwiązania umożliwiły obszerne materiały wyjściowe (w tym materiały archiwalne), duża ilość danych i informacji udostępnionych przez władze samorządowe, opinie społeczności lokalnej i różnych organizacji. Nie oznacza to jednak, że dalsze etapy procesu inwestycyjnego będą przebiegały bez komplikacji. Stąd też niezwykle istotne będzie opraco-

wanie oceny oddziaływania na środowisko dla projektu technicznego. Na tym etapie powinny być dokonane uzgodnienia i wyjaśnione wątpliwości związane z wpływem obiektu na środowisko przyrodnicze, grunty przyległe i zabudowę.

Literatura

- BIPROMEL 1996: Studium możliwości retencjonowania wód powierzchniowych województwa ciechanowskiego w zlewniach rzek: Wkry, Orzyca, Jez. Zegrzyńskiego, Skrwy, Drwęcy i bezpośredniego oddziaływania Wisły.
- BIPROMEL 1997: Program małej retencji województwa ciechanowskiego.
- BIPROMEL 2000: Koncepcja programowo-przestrzenna budowy zbiornika wodnego „Regimin” na rzece Łydyni (gm. Regimin, pow. Ciechanów).
- FUNDACJA „Czysta Wkra”, 1992: Identyfikacja głównych problemów gospodarki wodnej w zlewni Wkry (Z16), Ciechanów.
- IMGW 1978: Kilometraż rzek polskich.
- KOWALCZAK P., KACA E. 1996: Hierarchia potrzeb obszarowych małej retencji w Polsce. *Materiały Informacyjne IMUZ* 37: 131–136.
- MIODUSZEWSKI W. 1999: Ochrona i kształtowanie zasobów wodnych w krajobrazie rolniczym. Wydawnictwo IMUZ, Falenty.
- RYTELEWSKI M. 1996: Mała retencja wodna. *Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie* 4 (371): 146–147.
- SYNOWIEC A., RZESZOT U. 1995: Oceny oddziaływania na środowisko. Poradnik IOŚ, Warszawa.
- SZYMAŃSKA H. 1996: Retencja wody a jej jakość. *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu* 289: 237–243.

Summary

Project and environmental impact assessment for “Regimin” reservoir on the Łydynia River. Problems connected with

preparation stage of retention object realisation in typical lowland watershed have been presented in the paper. Planned functions and potential environmental impacts were described and role of environmental impact assessment procedure in investment and decision process was underlined. Optimal variant solution was pointed.

Author's address:

M. Wiśniewska

Warsaw Agricultural University – SGGW

02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166,

Poland

e-mail: wisniewska@alpha.sggw.waw.pl

Tomasz ROZBICKI, Katarzyna ROZBICKA

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW

Department of Hydraulic Engineering and Environmental Recultivation WAU

Wielomianowy model przebiegu zdolności ewaporacyjnej powietrza w Warszawie-Ursynowie

Polynomial model of evaporation course in Warsaw-Ursynów

Wprowadzenie

Jednym z czynników obiegu wody i energii w przyrodzie jest parowanie. Ocena ilościowa i jakościowa tego zjawiska jest przedmiotem zainteresowania wielu dziedzin nauki. Parowanie wchodzi bowiem w skład równań dwóch podstawowych bilansów: hydrologicznego (1) i energetycznego (2), stanowiąc jednocześnie ich jedyny wspólny element:

$$P = E + H + \Delta R \quad (1)$$

gdzie:

P – wielkość opadu atmosferycznego,

E – wielkość parowania,

H – wielkość odpływu,

ΔR – zmiana retencji.

$$Q + G + A + L \cdot E = 0 \quad (2)$$

gdzie:

Q – wymiana ciepła przez promieniowanie, czyli bilans promieniowania,

G – wymiana ciepła między powierzchnią czynną a głębszymi warstwami gleby, czyli ciepło zużyte na ogrzanie gleby,

A – wymiana ciepła (odczuwalnego) między powierzchnią czynną a atmosferą, czyli ciepło zużyte na ogrzanie powietrza,

$L \cdot E$ – wymiana ciepła w wyniku przemian fazowych wody, czyli ciepło zużyte na parowanie (gdzie $L = 2,5 \cdot 10^6 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1}$ – utajone ciepło parowania).

Pomimo wielu prób usystematyzowania terminologii z zakresu parowania i ewapotranspiracji w literaturze naukowej, także współczesnej, spotyka się duże rozbieżności w definiowaniu pojęć dotyczących tych zjawisk. Jest to jedna z przyczyn braku standardu pomiarowego. Uzyskiwane wyniki pomiarów ewaporometrycznych, a także wyniki obliczeń parowania i ewapotranspiracji potencjalnej za pomocą wzorów empirycznych traktuje się często nie jako wartości rzeczywiste (odzwierciedlające w sposób ścisły ilość wyparowanej wody), ale jako wartości wskaźnikowe parowania, które umożliwiają jednak analizę zmienności i cykliczności zjawiska.

Jednym z takich wskaźników są wyniki pomiarów prowadzonych za pomocą ewaporometru Piche'a. Ewaporometr ten jest najstarszym i jednym z najprostszych przyrządów do pomiaru parowania w polskiej sieci stacji meteorologicznych. Mierzy on wielkość zwaną zdolnością ewaporacyjną powietrza, która jest równa stratom wody powstającym w wyniku parowania ze zwilżonej powierzchni bibuły. Ewaporometr Piche'a zainstalowany jest w okresie półrocza ciepłego (kwiecień-wrzesień) w standardowej klatce meteorologicznej. Jest więc niezależny od opadów atmosferycznych i od czynników środowiskowych zakłócających jego równowagę cieplną. Pomimo swojej prostoty i łatwości obsługi przyrząd ten ma pewne wady, np. zmiana powierzchni parującej na skutek osadzania kurzu lub piasku na bibule, fluktuacje prędkości przepływu powietrza w klatce meteorologicznej. W celu poprawienia stopnia użyteczności przyrządu w badaniach nad parowaniem w większej skali wykonano m.in. porównanie wielkości między wskazaniem ewaporometrów Piche'a i Wilda z ewaporometrem wzorcowym pan klasy A, ustalono również związek między parowaniem z ewaporometru Piche'a a warunkami meteorologicznymi (Łykowski i Rozbicki 1994 a, b).

Celem niniejszego opracowania jest znalezienie funkcji opisującej przebieg wielkości parowania z ewaporometru Piche'a w półroczu ciepłym (od kwietnia do września). Model taki może znaleźć zastosowanie m.in. w przypadku konieczności uzupełnienia luk w danych pomiarowych, umożliwiał bowiem łatwe obliczenie parowania przy braku obserwacji czy też wyników pomiarów obarczonych błędem.

Materiał i metoda

Materiał obliczeniowy pochodzi z codziennych pomiarów wielkości parowania z ewaporometru Piche'a wykonywanych na stacji meteorologicznej Zakładu Meteorologii i Klimatologii w Warszawie-Ursynowie z okresu od początku kwietnia do końca września, z lat 1985–1995. Na podstawie dobowych sum parowania zostały obliczone wartości średnie w pięciodniowych przedziałach czasowych (średnie pentadowe), a na ich podstawie średnie pentadowe wartości parowania z wielolecia 1985–1995. Zróżnicowany z roku na rok przebieg pogody (w tym przebieg elementów wpływających na zdolność ewaporacyjną powietrza) charakterystyczny dla klimatu Polski powoduje, że wartości średnie z okresu 11-letniego obliczone na podstawie sum dobowych parowania obarczone są dużą zmiennością. Utrudnia to wstępną selekcję materiału badawczego i odrzucenie danych ekstremalnych, które nie spełniają kryterium jednorodności. Z drugiej strony wydłużenie okresu sumowania, np. do 10 dni (dekad), i analiza średnich wieloletnich sum parowania dekadowego radykalnie zmniejsza liczebność próby, zmniejsza liczbę stopni swobody i w efekcie znacznie obniża statystyczną istotność uzyskanego modelu.

W rozpatrywanym wieloleciu 1985–1995 pełnym okresem pomiarowym, obejmującym całe półrocze ciepłe od 1 kwietnia do 30 września (dającym 36 wartości pentadowych), dysponowano jedynie w sześciu latach (1987, 1990–94). Dodatkowo w latach 1985 i 1988 wyniki pomiarów obejmują okres od 11

kwietnia do 30 września (dając 34 wartości pentadowe). Średnie pentadowe wartości parowania z całego rozpatrywanego wielolecia 1985–1995 obliczono dla okresu od 1 maja do 30 września (co daje 30 wartości pentadowych). Wielomian opisujący sezonowy przebieg parowania został obliczony na podstawie trzech wymienionych wyżej różnych okresów obliczeniowych.

Niniejsze opracowanie przedstawia model uzyskany dla średnich wieloletnich wartości parowania obliczonych dla okresów pięciodniowych. Założono, że funkcja opisująca sezonowy przebieg parowania będzie miała postać wielomianu n -tego stopnia:

$$y = a_0 + a_1 x + a_2 x^2 + \dots + a_n x^n \quad (3)$$

gdzie:

y – wielkość parowania w pentadzie o numerze x ,

a_0 – wyraz wolny wielomianu,

$a_1, a_2, \dots, a_n$ – współczynniki wielomianu,

x – kolejny numer pentady.

Postać wielomianu – jego stopień, wyraz wolny oraz współczynniki zostały wyznaczone metodą analizy regresji wielokrotnej krokowej. Metoda ta umożliwia przebadanie wielu postaci wielomianu i wybór takiego modelu, który najlepiej opisuje przebieg badanego zjawiska. Jako zmienną zależną przyjęto pentadowe wartości parowania z ewaporometru Piche'a, a jako zmienną niezależną kolejny numer pentady liczony od dnia 1 kwietnia.

Wyniki

Wyznaczone zostały cztery modele opisujące przebieg parowania z ewaporometru Piche'a w Warszawie-Ursynowie w półroczu ciepłym. Na podstawie danych z okresu od 1 kwietnia do 30 września i od 11 kwietnia do 30 września uzyskano wielomiany 6 stopnia (odpowiednio nr 1 i nr 2) z niezerowymi współczynnikami przy zmiennej x w potęgach: 1 (dodatni), 3 (ujemny), 4 (dodatni), 5 (ujemny) oraz 6 (dodatni). Nieco inną postać przyjął model wyznaczony na podstawie okresu od 1 maja do 30 września. Jest to również wielomian 6 stopnia (nr 3), ale niezerowe współczynniki przy zmiennej x występują w potęgach: 1 (ujemny), 4 (dodatni), 5 (ujemny) oraz 6 (dodatni). W celu uzyskania wielomianu takiej samej postaci dla okresu od 1 maja wykonano dodatkowe obliczenie. Przyjęto *a priori* postać funkcji taką samą, jak dla okresów od 1 kwietnia i od 11 kwietnia i obliczono metodą regresji wielokrotnej jej współczynniki (wielomian nr 4). Równania oraz ich podstawowe charakterystyki statystyczne przedstawione są w tabeli 1. Wszystkie cztery uzyskane równania są istotne na poziomie $\alpha = 1\%$. Na rysunku 1 przedstawiono przebiegi zdolności ewaporacyjnej powietrza wyznaczone na podstawie trzech rozpatrywanych okresów obliczeniowych.

Parametry statystyczne pozwalają na stwierdzenie, że modelami najlepiej opisującymi przebieg parowania z ewaporometru Piche'a są równania nr 3 i nr 4 uzyskane na podstawie okresu od 1 maja do 30 września. Z kształtu krzywych

TABELA 1. Równania wielomianowe uzyskane na podstawie danych z trzech różnych okresów obliczeniowych

TABLE 1. Polynomial equations calculated on the base of three different periods

Lp.	Okres Period	Model Model	R_{ad}	R_{ad}^2 · 100%	F	SE
Nr 1	1 IV–30 IX	$y = 1,79 + 0,274x - 0,00456x^3 + 0,000404x^4 - 0,0000130x^5 + 0,000000142x^6$	0,847	71,7	18,7	0,30
Nr 2	11 IV–30 IX	$y = 2,06 + 0,224x - 0,00405x^3 + 0,000363x^4 - 0,0000120x^5 + 0,000000128x^6$	0,842	70,9	17,1	0,29
Nr 3	1 V–30 IX	$y = 5,30 - 0,297x + 0,0000950x^4 - 0,00000496x^5 + 0,0000000675x^6$	0,912	83,3	37,1	0,24
Nr 4	1 V–30 IX	$y = 5,45 - 0,324x + 0,000251x^3 + 0,0000770x^4 - 0,00000447x^5 + 0,0000000627x^6$	0,912	82,6	28,5	0,24

Objaśnienia/Symbols:

y – zdolność ewaporacyjna powietrza/evaporation ability of air,

x – kolejny numer okresu pięciodniowego liczony od daty 1 IV/number of five daily period counted from 1 IV,

R_{ad} – współczynnik korelacji regresji wielokrotnej adjustowany ze względu na liczbę stopni swobody/multiple regression correlation coefficient adjusted for degrees of freedom,

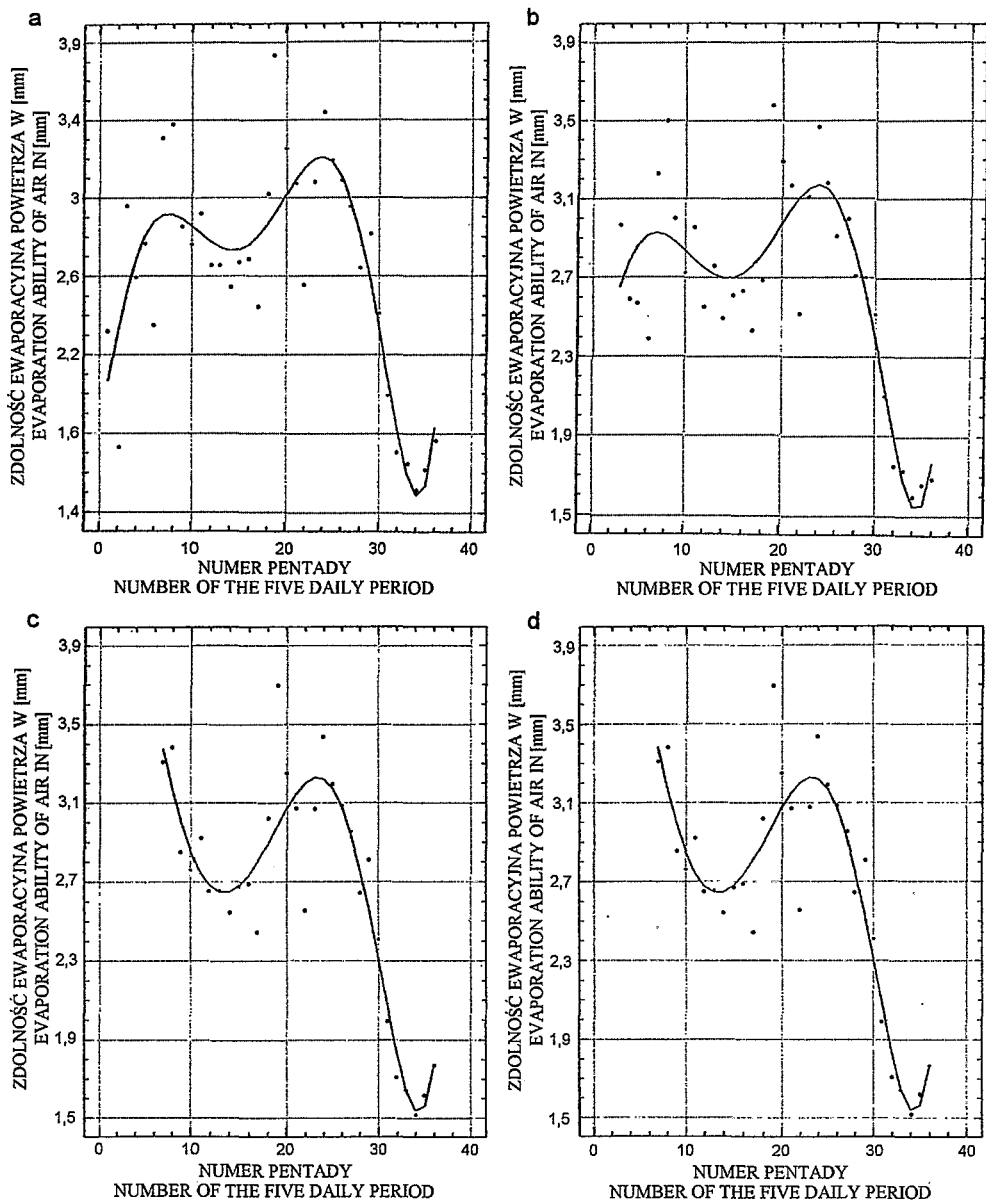
F – empiryczna wartość testu istotności F -Fishera-Snedecora/empirical value of F -Fisher-Snedecore test,

SE – błąd standardowy/standard error.

przedstawionych na rysunkach 1c i 1d widać jednak, że modele te nie mogą być przydatne do ekstrapolacji wyników na okres wcześniejszy od okresu, na podstawie którego zostały opracowane. Na podstawie równań 3 i 4 nie można obliczać wartości parowania w pierwszych pentadach półroczu ciepłego (kwiecień i początek maja). Porównując wykresy funkcji przedstawione na rysunkach 1a i 1b z wykresem na rysunku 1c widać, że po początkowym okresie, w którym krzywe mają zupełnie inny przebieg, pierwsze zbliżone wartości parowania pojawiają się dla pentady nr 10. Obliczając wartości funkcji w pentadzie 10 uzyskano odpowiednio 2,85 mm dla wielomianu nr 1;

2,81 mm dla wielomianu nr 2 oraz 2,85 mm dla wielomianu nr 3.

Na podstawie analizy wszystkich uzyskanych postaci funkcji wyznaczono jeden wspólny dla całego sezonu wielomianowy model przebiegu zdolności ewaporacyjnej powietrza w Warszawie-Ursynowie. Jest to równanie nr 1 dla okresu od 1 kwietnia do 15 maja (obejmującego pentady 1–9) oraz równanie nr 3 dla okresu od 16 maja do 30 września (obejmującego pentady 10–36). Współczynniki tego wielomianu zebrane zostały w tabeli 2, a jego wykres przedstawia rysunek 2.



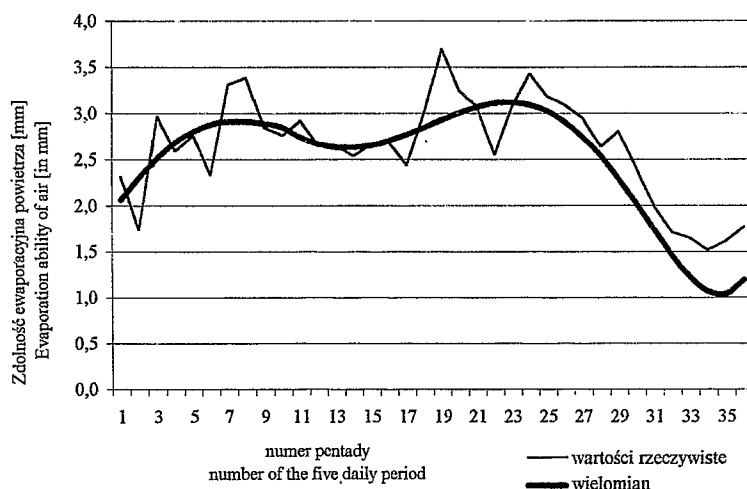
RYSUNEK 1. Przebiegi zdolności ewaporacyjnej powietrza wyznaczone na podstawie trzech różnych okresów obliczeniowych: a – okres 1 IV–30 IX, b – okres 11 IV–30 IX, c – okres 1 V–30 IX (model najlepszy), d – okres 1 V–30 IX (model ujednolicony)

FIGURE 1. Courses of the evaporation ability of air calculated on the base of three different periods: a – period 1 IV–30 IX, b – period 11 IV–30 IX, c – period 1 V–30 IX (fitted model), d – period 1 V–30 IX (homogenous model)

TABELA 2. Współczynniki wielomianu opisującego sezonowy przebieg zdolności ewaporacyjnej powietrza w Warszawie-Ursynowie

TABLE 2. Coefficients of the polynomial model on evaporation ability of air seasonal course in Warsaw-Ursynów

Współczynnik Coefficient	Okres 1 IV–15 V Period 1 IV–15 V	Okres 16 V–30 IX Period 16 V–30 IX
a_0	+1,79	+5,30
a_1	+0,274	–0,297
a_2	0	0
a_3	–0,00456	0
a_4	+0,000404	+0,000095
a_5	–0,00013	–0,00000496
a_6	+0,000000142	+0,0000000675



RYСУNEK 2. Przebieg zdolności ewaporacyjnej powietrza w okresie 1 IV–30 IX w Warszawie-Ursynowie

FIGURE 2. Course of evaporation ability of air since 1 IV to 30 IX in Warsaw-Ursynów

Podsumowanie

Analiza materiału wyjściowego i metody wyznaczania równania opisującego sezonowy przebieg zdolności ewaporacyjnej powietrza, a także analiza uzyskanych wyników pozwalają na sformułowanie następujących postulatów:

1. Należy rozszerzyć materiał badawczy przez wydłużenie wielolecia, z którego oblicza się średnie wartości parowania.
2. W takim przypadku materiał badawczy można podzielić na grupy dni z ekstremalnym przebiegiem pogody (dni słoneczne; dni z opadem ciągłym, dni pochmurne itp.) oraz dni

z przebiegiem przeciętnym i opracować oddzielne funkcje dla każdego typu pogody.

3. Dzięki rozszerzeniu materiału badawczego i jego ujednolicieniu przez podział na grupy dni z określonym przebiegiem pogody analiza mogłaby zostać przeprowadzona dla innych okresów uśredniania, np. dla dekad.
4. Możliwość znalezienia wielomianu dość dobrze opisującego przebieg parowania z ewaporometru Piche'a w Warszawie-Ursynowie skłania do opracowania w przyszłości podobnej funkcji dla innych przyrządów, np. dla ewaporometru Wilda i ewaporometru wzorcowego pan klasy A.

Literatura

- ŁYKOWSKI B., ROZBICKI T. 1994a: Porównanie parowania z ewaporometrów Piche'a i Wilda z ewaporometrem wzorcowym pan A. *Przeg. Nauk. SGGW, Wydz. MiłŚ*, 5.
- ŁYKOWSKI B., ROZBICKI T. 1994b: Związek między wskazaniami ewaporometru Piche'a

a warunkami meteorologicznymi. *Przeg. Nauk. SGGW, Wydz. MiłŚ*, 6.

ROZBICKI T. 1992: Zależność między parowaniem zmierzonym i obliczonym a elementami meteorologicznymi. *Przeg. Nauk. SGGW, Wydz. MiłŚ* 1.

RÓŹDŻYŃSKI K. 1996: Miernictwo meteorologiczne. T. 2. IMiGW, Warszawa.

Summary

Course of evaporation polynomial model in Warsaw-Ursynów. Function describing seasonal course of evaporation assumes the polynomial form. Stepwise variable selection of multiple regression analysis (used in this work) makes possible investigation many of polynomial shapes and selection the best of them. It also allows to calculate coefficients and statistics of investigated models. This data are presented in table 1 and table 2. Figure 2 shows seasonal course of evaporation ability of air in Warsaw-Ursynów.

Authors' address:

T. Rozbicki, K. Rozbicka
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
Poland

Elżbieta BIERNACKA

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW

Department of Water Engineering and Environment Recultivation WAU

Teresa OZIMEK

Wydział Biologii Uniwersytetu Warszawskiego

Department of Biology Warsaw University

Przystosowanie *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steud. wykorzystywanej w przeróbce osadów ściekowych Application of *Phragmites australis* in adaptation of sludge

Wstęp

Ekosystemy podmokłe charakteryzują się stałym nasyceniem podłoża wodą w strefie korzeniowej roślin i dominacją roślin zwanych hydrofitami. Ekosystemy podmokłe strukturalnie i funkcjonalnie stanowią formy przejściowe między ekosystemami typowo lądowymi i typowo wodnymi i zwykle usytuowane są na ich pograniczu. Mogą one zatem spełniać rolę barier ochronnych dla otwartych wód przed niekorzystnym wpływem ładu.

Praktyczne wykorzystanie antropogenicznych terenów podmokłych z roślinami zwanymi hydrofitami w procesie oczyszczania ścieków zostało zapoczątkowane w latach 60. w Instytucie Limnologii Maxa Plancka w Niemczech (Seidel 1971). Od tego czasu metoda ta została wielokrotnie przetestowana, udoskonalona i od wielu lat wykorzystywana jest na większą lub mniejszą skalę w wielu kra-

jach Europy, w tym również w Polsce. Najczęściej stosowaną rośliną jest trzcina pospolita (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel). Pod koniec lat 80. trzcinę zaczęto szerzej wykorzystywać w gospodarce ściekowej, już nie tylko do oczyszczania ścieków, ale także do osuszania i mineralizacji osadów. Do tego celu po raz pierwszy metoda ta została zastosowana w Niemczech (Hofmann 1991, De Maeseneer 1996), a następnie w innych krajach europejskich: Danii (Nielssen 1990), Francji (Lienard i Payraastre 1996), Austrii (Berghold 1999) oraz w USA (Burgoon i in. 1996).

W Polsce metodę złóż trzcinowych do osuszania osadów pilotażowo, na skalę półtechniczną, zastosowano w 1995 r. w Swarzewie (Cytawa 1996), natomiast pierwsza laguna trzcinowa na skalę techniczną powstała w Darżlubiu 1995 r. (Zwara i Obarska-Pempkowiak 1998), a następnie w 1997 r. w Zambrowie i Wę-

gorzewie (Trochimowicz 1999). Zainteresowanie tą metodą w Polsce wykazuje wiele oczyszczalni, gdyż jak wynika z doświadczeń wielu krajów europejskich, jest to metoda nie tylko skuteczna, ale i opłacalna ekonomicznie. Istnieje już wiele danych pozwalających na określenie wydajności tej metody w osuszaniu i mineralizacji osadów ściekowych. Wydajność uzależniona jest od kondycji roślin, które są najważniejszym elementem lagun trzcinowych.

Wylewane na poletka trzcinowe osady charakteryzują się wysokim uwodnieniem, sięgającym 99%, oraz dużą, dochodzącą do 70%, zawartością materii organicznej w suchej pozostałości (Kołodziej i in. 1997, Zwara i Obarska-Pemkowiak 1998), prowadzącą do deficytów tlenowych. Długotrwałe niedotlenienie powoduje zaburzenia procesów biochemicznych, czego skutkiem jest obniżenie zawartości materiałów zapasowych w kłęczach, rezerwarze potencjalnej energii, oraz często prowadzi do obumierania korzeni i kłaczy (Weisner i Graneli 1989, Kohl i in. 1996, Rolletschek i in. 1998).

Postawiono zatem hipotezę, że rośliny powinny uruchomić strategię minimalizującą oddziaływanie niekorzystnych dla nich warunków. Taką strategią mogłoby być skrócenie źdźbeł przy ich jednoczesnym gęściejszym ulistnieniu i liściach o większej powierzchni, co umożliwiłoby zwiększenie produkcji tlenu i skróciłoby drogę transportu tlenu z liści do kłaczy i korzeni. Inną strategią prowadzącą do zwiększenia powierzchni asymilacyjnej byłoby zwiększenie zagęszczenia pędów na jednostkę powierzchni porośniętej. Rozwój dużej powierzch-

ni zwiększyłby powierzchnię parowania i transpiracji.

W celu weryfikacji hipotez analizowano długość źdźbeł, ich zagęszczenie, powierzchnię liści i ich udział w biomase pędu trzciny rosnącej na antropogenicznych poletkach trzcinowych (przy konwencjonalnej oczyszczalni ścieków w Swarzewie) zalewanych osadami ściekowymi i porównywano z tym samym klonem trzciny rosnącym na naturalnym siedlisku nad Zatoką Pucką.

Teren, metody i materiał

Badania prowadzono na poletkach trzcinowych usytuowanych na terenie mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków w Swarzewie oczyszczającej ścieki komunalne z Pucka, Władysławowa oraz częściowo z Półwyspu Helskiego, a także wody opadowe. Poletko trzcinowe o powierzchni 300 m² zostało wykonane w 1995 r. W dolnej części poletka znajduje się drenaż składający się z warstwy żwiru o miąższości 30 cm, nad warstwą drenażową znajduje się warstwa piasku. Wiosną 1996 r. obiekt obsadzono kłaczami trzciny w ilości 10 sztuk na 1 m². Kłacza pochodziły z naturalnego trzcinowiska nad Zatoką Pucką, gdzie usytuowano stanowisko kontrolne. Po dwóch latach poletko zostało podzielone na dwie części po 150 m² każde. Na część pierwszą wylewano co dwa tygodnie osady ściekowe w ilości 10 m³, od kwietnia do października. Drugie poletko zasilano osadami tylko trzykrotnie: w maju, lipcu i wrześniu. Każdorazowo wylewano 20 m³ osadów ściekowych.

Materiał do badań stanowiły nadziemne pędy trzciny pospolitej, klonalnej rośliny z rodziny traw, charakteryzującej się szeroką amplitudą ekologiczną, różniącą się wegetatywnie.

Badania prowadzono od kwietnia do października 1998 r. Liczono zagęszczenie w ramkach o powierzchni 0,25 m² oraz każdorazowo wycinano losowo tuż nad powierzchnią 30 źdźbeł z każdego stanowiska, dwóch badawczych i kontrolnego. Następnie określano suchą masę pojedynczych pędów, udział liści w biomasie i ich powierzchnię, za pomocą programu komputerowego Photoshop. Na podstawie powierzchni liści i ich zagęszczenia obliczano współczynnik LAI (ang. leaf index area), który wyrażony jest stosunkiem powierzchni zajmowanej przez liście roślin do powierzchni podłoża, na jakiej rosną. Długość pędu, jego masę oraz udział liści w biomasie pędu porównywano za pomocą jednoczynnikowej analizy wariancji, a następnie porównywano średnie za pomocą testu T. Tukeya.

Wyniki

Na wszystkich badanych stanowiskach średnią maksymalną długość pędy trzciny osiągały w sierpniu na stanowisku zalewanym osadami co dwa tygodnie, chociaż pędy były tam najkrótsze. W większości miesięcy nie stwierdzono istotnych statystycznie różnic między długością pędów trzciny z różnych stanowisk.

Z wyjątkiem lipca średnia sucha masa pojedynczego pędu nadziemnego trzciny była zawsze większa na stano-

skach zalewanych osadami niż na stanowisku kontrolnym i na wiosnę i w szczycie sezonu były to różnice istotne statystycznie.

Udział liści w suchej masie pędów na stanowiskach zalewanych osadami był zawsze większy niż na stanowisku kontrolnym i były to różnice istotne statystycznie. Również powierzchnia liści była zawsze większa na stanowiskach zalewanych osadami niż na stanowisku kontrolnym.

Poza październikiem zagęszczenie pędów trzciny było większe na stanowiskach zalewanych osadami niż na stanowisku kontrolnym. Na stanowisku kontrolnym zagęszczenie było bardziej stabilne.

Maksymalną wartość wskaźnika LAI na obu stanowiskach zalewanych osadami ściekowymi zanotowano w sierpniu, na stanowisku kontrolnym zaś miesiąc wcześniej. Prawie przez cały sezon wegetacyjny stosunek powierzchni liści trzciny do powierzchni podłoża (LAI) był większy na stanowiskach badawczych niż na stanowisku kontrolnym, z wyjątkiem lipca.

Badania potwierdziły postawione hipotezy robocze. Zmiana warunków siedliskowych trzciny przez zalewanie jej osadami ściekowymi spowodowała zmiany w jej charakterystyce morfologicznej, populacyjnej i fenologicznej.

Zalewanie osadami ściekowymi spowodowało uruchomienie przez trzcinę strategii minimalizujących oddziaływanie niekorzystnych warunków, jak nadmierne uwodnienie i brak tlenu w podłożu.

Strategie przystosowawcze, polegające na możliwości zwiększenia ilości tlenu w częściach podziemnych, były realizowane zarówno poprzez intensyfikację produkcji tlenu przez pojedyncze źdźbła, jak i przez wytworzenie większej liczby źdźbeł na 1 m². Zwiększona produkcja tlenu, a zatem i zwiększony transport do części podziemnych (kłączy i korzeni) na stanowiskach zalewanych osadami ściekowymi był możliwy dzięki zwiększeniu aparatu asymilacyjnego, co wyraziło się dużym udziałem liści w biomase pędów i ich dużej powierzchni. Zwiększenie powierzchni liści w porównaniu z roślinami ze stanowisk kontrolnych umożliwił także intensyfikację wymiany wodnej przez parowanie i transpirację. Zaobserwowano również tendencję skracania źdźbeł, dzięki czemu nastąpiło skrócenie drogi transportu tlenu do części podziemnych i transportu wody z części podziemnych do liści.

Mimo dość krótkiego czasu (dwa lata), oddziaływanie osadów ściekowych na trzcinę spowodowało zdecydowane zwiększenie zagęszczenia pędów w porównaniu ze stanowiskiem kontrolnym. Zagęszczenie pędów na poletkach zalewanych osadami było też kilkakrotnie większe w porównaniu z zagęszczeniami podawanymi w literaturze (Mochnacka-Ławacz 1974) dla trzcinowisk litoralu bardzo żyznych (eutroficznych) jezior. Podobny kierunek zmian, czyli skrócenie źdźbeł i wzrost ich zagęszczenia, wykazały badania morfometryczne trzciny prowadzone przez dwa kolejne lata w jednej z oczyszczalni ścieków w Styrii (Berghold 1999).

Większa powierzchnia liści pojedynczych pędów i ich większe zagęszczenie prowadziło do zwiększonej całkowitej powierzchni liści na jednostkę powierzchni porośniętej, wyrażonej współczynnikiem LAI. W szczycie sezonu wegetacyjnego był on znacznie większy niż wartość podawana w literaturze dla wielu naturalnych trzcinowisk litoralnych (Szczepański 1978).

Na wzrost i kondycję trzciny miała wpływ częstotliwość wylewania osadów ściekowych. Największa biomasa została osiągnięta na poletku zalewanym regularnie z dwutygodniowymi odstępami czasu. Potwierdza to zalecenia Hofmanna (1991) o konieczności zachowania przerw między dodawaniem kolejnych porcji osadu.

Przystosowania, które zostały wytworzone przez trzcinę, aby możliwe było jej trwanie na poletkach osadowych, są zbieżne z wymogami osuszania i mineralizacji osadów. Przez intensyfikację produkcji tlenu i jego transportu do części podziemnych może odbywać się nie tylko tlenowe oddychanie kłączy i korzeni, ale również możliwe jest dostarczenie przez rośliny tlenu do podłoża wokół korzeni, gdzie może zachodzić unieszkodliwianie substancji toksycznych przez ich utlenianie i wytrącanie i zapobieganie procesom gnilnym (Crawford 1983, Weisner i Graneli 1989, Peverly i in. 1995). Są to procesy niezwykle korzystne z punktu widzenia przetwarzania osadów przed ich dalszym zagospodarowaniem. Wykonane badania potwierdziły tezę, że przez zwiększenie powierzchni liści zostaje przyspieszony proces odwadniania osadów.

Literatura

- BERGHOLD H. 1999: Sewage sludge humification in reed beds experiences – Proc. Intern. Seminar „Use of macrophytes in wastewater treatment – new experiences and achievements”, Cedzyna.
- BURGOON P.S., HIRKBRIDE K.F., HENDERSON M. I LONDON E. 1996: Reed beds for biosolids drying in the arid northwest – 5th International Conference on wetland systems for water pollution control, Vienna.
- CRAWFORD R.M. 1983: Root survival in flooded soils. W: Gore A.J.P. (red.) Ecosystems of the world: mires, swamp, bog, fen and moor – Elsevier, Amsterdam.
- CYTAWA S. 1996: Odwadnianie osadów na poletkach trzcinowych. Materiały seminarium naukowo-technicznego „Przeróbka, wykorzystanie i usuwanie osadów ściekowych”, Warszawa.
- DE MAESENEER J.L. 1996: Sludge dewatering by means of constructed wetlands. 5th International Conference on wetland systems for water pollution control, Vienna.
- HOFMANN K. 1991: The role of plants in subsurface flow constructed wetlands. W: (red.) C. Etnier, B. Guterstam. Ecological engineering for wastewater treatment. Stensund.
- KOHL J.G., HENZE R., KUHL H. 1996: Evaluation of the ventilation resistance to convective gas-flow in the rhizomes of natural reed beds of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *Aquat. Bot.* 54: 199–210.
- KOŁODZIEJ M., MAZUR S., WISZ H. 1997: Skład chemiczny osadów ściekowych, ograniczenia i możliwości przyrodniczej ich utylizacji. Przyrodnicze użytkowanie osadów ściekowych. II Konferencja Naukowo-Techniczna, Puławy-Lublin-Jeziorko.
- LIENARD A., PAYRASTRE F. 1996: Treatment of sludge from septic tanks in a reed-bed filters pilot plant. 5th International Conference on wetland systems for water pollution control, Vienna.
- MOCHNACKA-LAWACZ H. 1974: Seasonal changes of *Phragmites communis* Trin. Part I. Growth, morphometrics, density and biomass. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 21: 355–368.
- NIELSEN S.M. 1990: Sludge dewatering and mineralisation in reed-bed systems – W: (red.) P.F. Cooper, B.C. Findlater Constructed wetlands in water pollution control. Pergamon Press, Oxford.
- OZIMEK T. 1991: Makrofity jako filtry biologiczne w procesie oczyszczania ścieków. *Wiad. ekol.* 37: 271–281.
- PEVERLY J.H., SURFACE J.M., WANG T. 1995: Growth and trace metal absorption by *Phragmites australis* in wetlands constructed for landfill leachate treatment. *Ecol. Eng.* 5: 21–35.
- ROLLETSCHEK H., ROLLETSCHEK A., KUHL H., KOHL J.G. 1998: Clonespecific differences in a *Phragmites australis* stand II. Seasonal development of morphological and physiological characteristics at the natural site and after transplantation. *Aquat. Bot.* 64: 247–260.
- SEIDEL K. 1971: Macrophytes as functional elements in the environment of man. *Hydrobiologia* 12: 121–130.
- SZCZEPAŃSKI A. 1978: Ecology of macrophytes in wetlands. *Pol. Ecol. Stud.* 4: 45–94.
- TROCHIMOWICZ I. 1999: Utylizacja osadów ściekowych na poletkach trzcinowych. X Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna.
- WEISNER S.E.B., GRANIELI W. 1989: Influence of substrate conditions on the growth of *Phragmites australis* after a reduction in oxygen transport to below-ground parts. *Aquat. Bot.* 35: 71–80.
- ZWARA W., OBARSKA-PEMPKOWIAK H. 1998: Przemiany biochemiczne osadów ściekowych w złożach trzcinowych. W: (red.) J.B. Bień Osady ściekowe w praktyce. Częstochowa-Ustroń.

Summary

Application of *Phragmites australis* in adaptation of sludge. Application of cane gives good results in drying and mineralisation of sludge. Efficiency of this method depends on plant condition. If sludge poured out cane plantations contain a very high percentage of water (up to 99%) and high level of organic matter (up to 70%) it may cause lasting lack of oxygen and dying of cane which results in decrease of drying process. Research

made on cane plantations located at the area of mechanic – biological sewage treatment plant in Swarzewo, northern Poland, proved, that pouring out sludge in regular intervals is more profitable as well for growth of cane as for drying process of sludge.

Authors' addresses:

E. Biernacka
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166,
Poland
T. Ozimek
Department of Biology Warsaw University
02-097 Warsaw, ul. Banacha 2,
Poland

Tadeusz SIWIEC

Katedra Budownictwa i Geodezji SGGW
Department of Civil Engineering and Geodesy, WAU

Start up of sequencing batch reactors (SBR) in selected wastewater treatment plants

Rozruch sekwencyjnych reaktorów biologicznych (SBR) na przykładzie wybranych oczyszczalni ścieków

Introduction

Activated sludge contained in biological reactors and used in wastewater treatment determines assemblage of microorganisms dispersed in sewage. In result of a contact of these microorganisms with organic matter we can achieve the decay of it. Reactions of decay, classified as biochemical reactions, cause growth of bacteria and other organisms.

An integral feature of speed of all chemical and biochemical reactions is its strong dependence on temperature and population of bacteria playing a leading part in these processes. Every organism has a characteristic range of temperature which represents its activity. Below minimum temperature growth of cells totally stops while above maximum temperature microorganisms stop to grow and to propagate (Szewczyk 1993). Within this range there is a value of temperature, which is best for given groups of organisms and at which growth of population is most

rapid. In the wastewater treatment plants the problem of too high temperature seldom occurs because even heated up sewage (from baths or of wash stands) is cooled down in sewer system to temperature close to the temperature of environment. Instead of this much more often we can meet a case when temperature comes down. This results with worse effectiveness of biological processes and in such cases special difficulties occur at a start up. The structure of population of microorganisms occurs as the second important parameter. In every type of sewage we can find multispecies microbial community. After creation of suitable conditions in reactors, the group of organisms for which created conditions are the most suitable to growth begins to dominate. Then the number of organisms strongly increases and as a result the number of consumers also increases. Because of this the composition of pollution in sewage influences the kind and number of microorganisms.

The aim of presented investigations was to estimate the effectiveness of biological reactors for wastewater treatment when they start up in winter and spring periods.

Estimation of effectiveness was provided for the wastewater treatment plants located near Konin in Władysławów, Kiszkowo, Wichertów and Kawęczyn. In those plants the sequencing batch reactors were built. The decay of organic matter was investigated. The BOD₅, COD, NH₄-N, NO₃-N, total-P and suspended solids (SS) were measured.

Short characteristic of SBR reactors

Sequencing batch reactors are the chambers with activated sludge, which are working in periodical manner. It means that in one chamber take place several processes and operations in certain order. Run diagram of SBR reactor is shown on Figure 1. SBR reactor works in a circular cycle. At first anoxic operation takes place during which a stirrer mixes content of a chamber (sewage and activated sludge). This performs at an inadequate quantities of oxygen. Agitation follows the filling up of the chamber. Then the deficit of oxygen occurs due to the fact that oxygen is used in decay of organic matter and that there is lack of significant inflow of oxygen from outside (except little quantities, which fall from air in process of diffusion). During the anaerobic agitation the decay of organic matter appears which results with lowering BOD₅ values as well as with decomposition of nitrates to

nitrogen (denitrification) which as a gas is released to atmosphere. The nitrates are in greater quantities in activated sludge than in wastewater. The quantity of total nitrogen and nitrates decreases. In this part of the cycle the anaerobic decay of different pollution is reached as well as necrosis of some bacteria eg. phosphoric. This effects with releasing of orthophosphoric compounds and increasing, even repeated concentrations, of phosphorus in chamber (Czerska et al. 1996, Danesh et al. 1997, Jodłowski 1996).

After the anaerobic agitation an aeration for aerobic operation is provided. During this process the aerobic decay of organic matter occurs which gives lowering of BOD₅ as well as nitrification. During the nitrification the ammonium compounds are oxidised with help of *Nitrosomonas* bacteria at first to nitrites and then to nitrates with help of *Nitrobacter* bacteria. This is an intensive process because the amount of ammonium nitrogen in sewage is high and originates from decay of glair and urea. For this process the excess of oxygen is needed as well as intensive aeration. Moreover in aerobic conditions the intensive growth of phosphoric bacteria is reached and the decrease of phosphorus concentration in solution is noticed. The final effect of aerobic agitation is decreasing of BOD₅, ammonium nitrogen and phosphorus and increasing of nitrates concentration.

After the end of aerobic agitation-both stirrer and aeration system switch off and the sedimentation process begins. During sedimentation the oxygen concentration slowly decreases and processes which run during next operation can start. One is positive (denitrification of

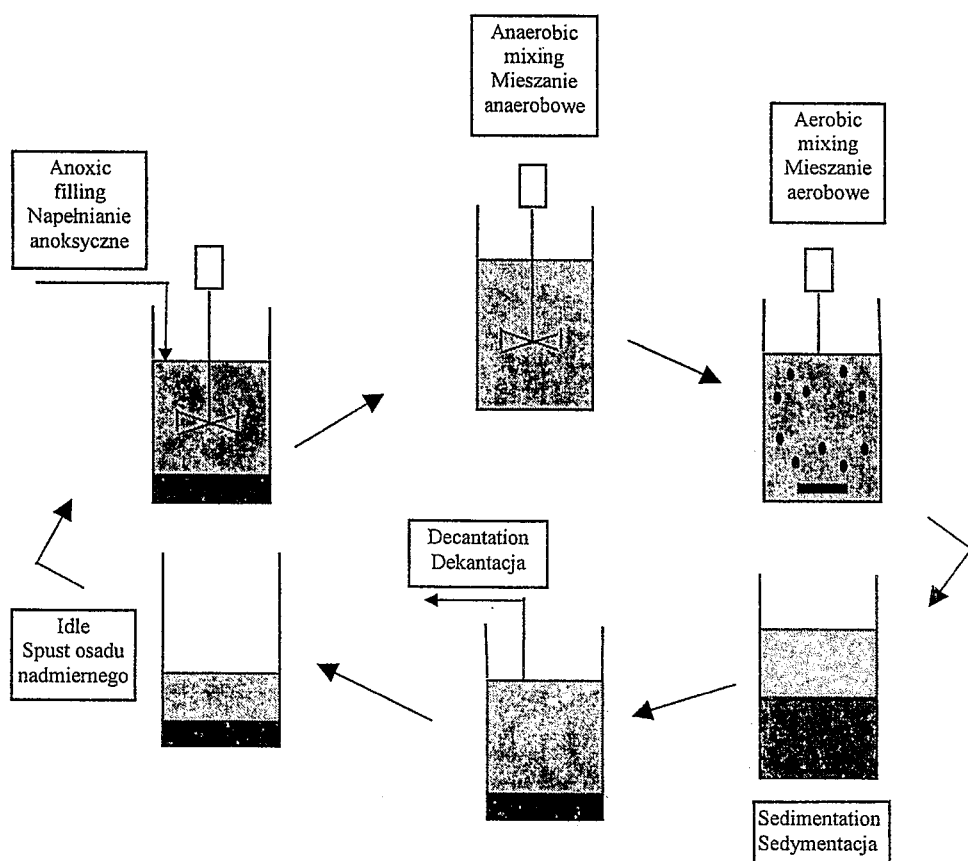


FIGURE 1. SBR – run diagram (Poradnik... 1997)
 RYSUNEK 1. SBR – diagram pracy (Poradnik... 1997)

nitrate to nitrogen gas) and second is negative (necrosis of phosphoric bacteria and in this manner releasing of orthophosphorus (Morgenroth et al. 2000). This effects with increase of phosphates concentration in treated wastewater. Because of the second process sedimentation should run shortly.

The next process is pumping up of cleared sewage from the upper layer. This process is most often realised with help of swimming overfall which is connected with the outflow by an elastic line. After

decantation of wastewater, depending of needs, the excess sludge is periodically pumped up and that remaining amount of sludge is proper for new portion of sewage.

Characterization of investigated reactors

All analysed reactors are built as cylindrical chambers with CROWN turbine installed on floats (Fig. 2).

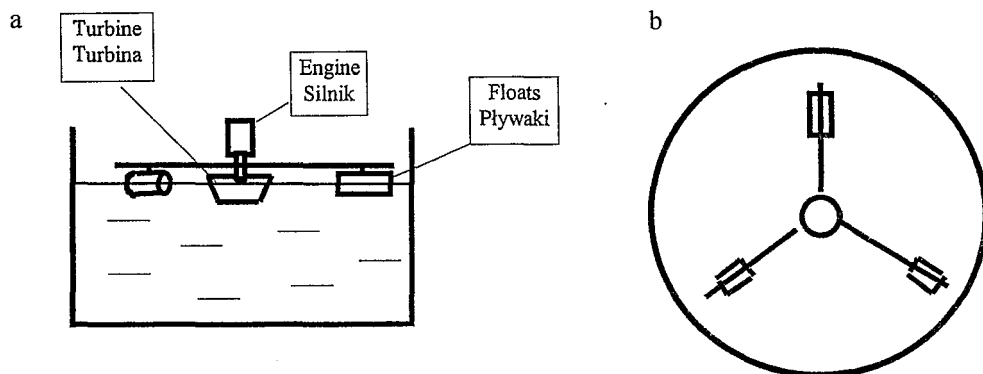


FIGURE 2. SBR scheme with turbine aerator on floats (ELSTAR-BIO): a – vertical section, b – overview
 RYSUNEK 2. Schemat SBR z turbiną napowietrzającą usytuowaną na pływakach: a – przekrój pionowy, b – widok z góry

The turbine is immovably joined with an electric engine. Both devices are installed on a steel three-arms construction which is attached to three floats. Thanks to this the whole construction swims at the surface of sewage and gives always similar identical submersion of turbine without regard to the level of sewage in chamber. Engine is joined with the frequency converter and the control of the turn-overs of the turbine is possible depending on signal of driver.

Construction of the turbine blades allows the aeration and mixing. The process control is achieved by speed turn-overs of turbine and large speed gives oxygenation due to the fact that wastewater in the chamber is not only mixed but also splashed. The degree of oxygenation is controlled by an oxygen probe which, across given parameters entered to driver, influences the work of frequency converter. When there is a need of anaerobic conditions, the driver with a given signal influences across frequency converter at a considerable lowering speed of turns of

turbine and in result reaches only effect of mixing without aeration.

In the chamber working in such way the suitable phases are associated in every cycle to obtain: reduction of BOD₅, nitrification, denitrification and reduction of phosphorus.

Time duration of suitable oxygenation and agitation cycles are chosen in an experimental way for given type of sewage in a given wastewater treatment plant. The length of full cycle depends on the size of wastewater treatment plant and on the number of reactors. In wastewater treatment plants with two or more of reactors the 24, 12 or 6 hours cycles are used. In a small wastewater treatment plant where due to the economic reasons only one reactor is used 24 hours cycle takes place, with outflow of sewage and excess sludge at night. Existing investigations, as is reported in literature, relating to the choice of length of cycle are not coherent (Andreottola et al. 1997, Belia et al. 1997, Czerska et al. 1996, Johansen et al. 1997, Rim 1997). Depending on the

composition of wastewater, suggested length of duration of oxygenic processes varies between 40 to 60% of whole cycle. Of course the remaining part determines anaerobic processes.

In small SBR reactors working in 24 hours cycle it has to be taken into account that from early morning to late evening the inflow should be treated all the time. Due to this anaerobic cycles and aeration should be comparatively short and alternate mutually. Then even sewage which will inflow in the latter part of cycle have chance to pass both anaerobic and oxygenic processes.

Results and discussion

The start up of every wastewater treatment plant is connected with impatience and excessive expectations on the investors side. This is always a difficult period for performers. However one should remember, that there are no ready-made recipes for correct time arrangement of each phase of treatment cycle. This depends on: inequality of inflow of wastewater, pollution concentrations and growth of suitable population of microorganisms. Composition of active sludge is a function of wastewater parameters and time of duration of the treatment process. One should remember, that a start of a wastewater treatment plant lasts long enough. In favourable temperature conditions it can last for several weeks and in winter considerably longer, especially in case of nutrient removing (nitrogen and phosphorus).

The next problem, which torments performers of wastewater treatment plants is untight sewer system. It happens that the influent to wastewater treatment plant is diluted (especially during the rainfalls) and has wave flows sometimes exceeding capacity of the wastewater treatment plant. Then acclimatisation of active sludge is strongly difficult. Acclimatised activated sludge should reduce the concentration of pollution even to 1 kg TOC/m³ · day (Timur et al. 1997), however during a start up such drops of load can stop its growth.

Tables 1 and 2 show the examples of the results obtained in investigated wastewater treatment plants. Probably in Władysławów at the beginning (Tab. 1) the infiltration water inflow to wastewater treatment plant caused the low concentration of pollution. Usually in raw municipal wastewater concentration of suspended solids and BOD₅ are above 250 mg/dm³. Especially on the 22.02.1999 the concentration of suspended solids in the influent was only 52 mg/dm³ and BOD₅ value only 80 mg/dm³.

In compliance with the results of sewage treatment in the period of acclimatisation of activated sludge in wastewater treatment plant decomposed organic pollutants were eliminated in very high degree what confirm BOD₅ and COD values. On the other hand effectiveness of nutrients reduction was very low. It is visible that till the end of March nitrification process was completely ineffective, because concentration of NH₄-N was very high and reduction of phosphorus was in slender degree observed. Long time of acclimatisation of wastewater treatment plant was caused mostly by low tempera-

TABLE 1. Raw wastewater and effluent quality wastewater treatment plant in Władysławów (Siwiec 1999)

TABELA 1. Jakość ścieków surowych i oczyszczonych w oczyszczalni ścieków we Władysławowie (Siwiec 1999)

Parameter Parametr	Units Jednostki	Inlet Wlot			Outlet Wylot							
		18.12.	22.02.	12.04.	18.12.	13.01.	20.01.	22.02.	24.02.	25.03.	12.04.	21.04.
pH	–	8,0	7,8	7,85	7,6	–	7,7	7,8	7,8	–	7,73	7,7
BOD ₅	mgO ₂ /dm ³	122	80	215,5	23	–	9	10	15	–	11,5	9,6
COD	mgO ₂ /dm ³	274	165	519,5	68	–	51	53	53	42	69,7	28,56
SS	mg/dm ³	109	52	106	8	–	9	16	16	–	8,0	14,1
N-NH ₄	mgN/dm ³	32,0	19,8	52,05	11,5	66,0	33,8	33,2	9,48	33,4	3,48	2,59
N-NO ₃	mgN/dm ³	0,02	4,40	0,11	0,45	1,36	2,99	0,25	6,8	0,52	4,32	6,72
Total N	mgN/dm ³	38,5	47,53	68,51	14,6	76,15	48,14	40,34	26,0	43,06	8,21	12,02
Total P	mgP/dm ³	6,2	6,0	11,96	5,4	11,0	10,3	8,0	5,5	–	6,66	3,90

tures of air and sewage (Choi et al. 1998, Helmer et al. 1998). For example on 20.01.1999 the temperature of air was 0°C and of sewage 4°C. Similarly on 22.02.1999 temperature was 2°C and 6°C. In April temperature of sewage increase (1.04. – t = 7°C, 12.04. – t = 9°C, 21.04. – t = 9°C). In such temperatures, particularly below 5°C, nitrification bacteria growth is practically stopped (Choi et al. 1998), that is why at the beginning a high concentration of NH₄-N was noticed. The optimum temperature of sewage for nitrification process should be 25–35°C (Jodłowski 1996).

Investigations conducted in the wastewater treatment plant in Wichertów confirm observations concerned Władysławów (Tab. 2). This plant started up in December 1999. Analysed effluent showed high concentration of NH₄-N in February but very low, due to good nitrification, in May. Reduction of total nitrogen from 92 mg/dm³ to 27 mg/dm³ shows that also denitrification process run very well.

Results concerned to the wastewater treatment plant in Kiszkowo, which started

up in February 2000 show that acclimatization process during warm periods was shorter. This confirmed analysis executed in second half of April. After one years exploitation of the wastewater treatment plant Kawęczyn already a well run of process and a good effectiveness were obtained.

Usually in the next winter period wastewater treatment plant runs better. However to keep the effectiveness on the proper level, even in low temperatures it is useful to increase sludge concentration in chamber [Janczukowicz 1995].

SBR, as other biological reactors are susceptible to changes in wastewater composition. Then we can observe worse quality of effluent (Wichertów 27.06.). It is impossible to make the correction of process parameters when the changes in wastewater compositions are very fast e.g. during the day. When the changes are slow e.g. seasonal then the correction of the length of aeration and mixing phases is possible and a good effectiveness can be obtained.

TABLE 2. Raw wastewater and effluent quality wastewater treatment plant in Wichertów, Kiskowo i Kawęczyn

TABELA 2. Jakość ścieków surowych i oczyszczonych w oczyszczalniach ścieków w Wichertowie, Kiskowie i Kawęczynie

Parameter Parametr	Units Jednostki	Wichertów					Kiskowo		Kawęczyn	
		14.02	9.05	9.05	27.06	27.06	19.04	23.05	22.05	22.05
		outlet wylot	inlet wlot	outlet wylot	inlet wlot	outlet wylot	outlet wylot	outlet wylot	inlet wlot	outlet wylot
BOD ₅	mgO ₂ /dm ³	5,0	320,0	12,0	290	6,0	—	16,0	240,0	10,0
COD	mgO ₂ /dm ³	53,0	729,0	64,0	637	38,0	70,0	63,0	452,0	40,0
SS	mg/dm ³	10,0	197,0	11,0	—	—	—	10,0	62,0	11,0
N-NH ₄	mgN/dm ³	31,6	74,0	0,13	83,5	0,17	1,33	0,87	32,2	0,11
N-NO ₂	mgN/dm ³	0,76	n.w.	0,51	n.w.	0,05	0,39	0,32	0,36	0,35
N-NO ₃	mgN/dm ³	1,58	21,2	21,2	0,2	48,9	27,6	23,1	1,79	16,0
Total N	mgN/dm ³	43,0	92,0	27,0	103,0	51,2	35,2	30,0	43,0	21,5
Total P	mgP/dm ³	3,7	16,2	11,96	15,6	8,4	—	8,6	8,2	4,8

Recapitulation

SBR reactors proved to be a good solution for treatment of many types of wastewater. Considering storage of wastewater for longer periods of time (several hours and more) these devices are efficient in treatment of rural sewage while inequality of inflow is very large.

However as investigations executed on selected wastewater treatment plants show a start up during the winter time, as so as for other reactors, provided to be very difficult. For this reason the best solution is to finish investment process and start up the wastewater treatment plant in spring time.

A serious difficulty is untight sewer system. In winter periods water infiltrating from surface and especially water from melting snow contribute to cool-down of sewage what in consequence gives their temperature below 7°C and contributes to decrease of activity of bacteria especially of nitrification bacteria. This effects with to high concentration of

ammonium nitrogen in effluents what clearly is visible in the presented results of analyses.

References

- ANDREOTTOLA G., BORTONE G., TILCHE A. 1997: Experimental validation of a simulation and design model for nitrogen removal in sequencing batch reactors. *Water Science & Technology* 35, 1: 113–120.
- BELIA E., SMITH P.G. 1997: The bioaugmentation of sequencing batch reactor sludges for biological phosphorus removal. *Water Science & Technology* 35, 1: 19–26.
- CHOI E., RHU D., YUN Z., LEE E. 1998: Temperature effects on biological nutrient removal system with weak municipal wastewater. *Water Science & Technology* 37, 9, 219–226.
- CZERSKA B., MIKSCH K., PELCZAR J., PŁONKA L., SURMACZ-GÓRSKA J. 1996: Biologiczna defosfatacja ścieków metodą osadu czynnego w systemie naprzemiennego napowietrzania. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*. 6: 230–234.
- DANESH S., OLESZKIEWICZ J.A. 1997: Use of a new anaerobic-aerobic sequencing batch reactor system to enhance biological phospho-

- rus removal. *Water Science & Technology* 35, 1: 137–144.
- ELSTAR-BIO. Katalog firmy ELSTAR-BIO Sp. z o.o. Stare Miasto.
- HELMER C., KUNST S. 1998: Low temperature effects on phosphorus release and uptake by microorganisms in EBPR plants. *Water Science & Technology* 37, 4–5: 531–539.
- JANCZUKOWICZ W. 1995: Efektywność działania komory osadu czynnego typu SBR w niskich temperaturach. Kontenerowe i przydomowe oczyszczalnie ścieków oraz stacje uzdatniania wody. Materiały z VIII Ogólnopolskiej Konferencji Naukowo-Technicznej z cyklu „Problemy gospodarki wodno-ściekowej w regionach rolniczo-przemysłowych”, Białystok.
- JODŁOWSKI A. 1996: Badania laboratoryjne nad usuwaniem związków węgla, azotu i fosforu ze ścieków w sekwencyjnym reaktorze biologicznym. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna* 9: 311–316.
- JOHANSEN N.H., ANDERSEN J.S., LA COUR JANSEN J. 1997: Optimum operation of a small sequencing batch reactor for BOD and nitrogen removal based on on-line our-calculation. *Water Science & Technology* 35, 6: 29–36.
- MORGENROTH E., OBERMAYER A., ARNOLD E., BRÜHL A., WAGNER M., WILDERER P.A. 2000: Effect of long-term idle periods on the performance of sequencing batch reactors. *Water Science and Technology* 41, 1: 105–113.
- Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków 1997: (red.) Z. Dymaczewski, J.A. Oleszkiewicz, M.M. Sozański PZITS, Poznań.
- RIM Y.-T., YANG H.-J., YOON C.-H., KIM Y.-S., SEO J.-B., RYU J.-K., SHIN E.-B. 1997: A full-scale test of a biological nutrients removal system using the sequencing batch reactor activated sludge process. *Water Science & Technology* 35, 1: 241–247.
- SIWIEC T. 1999: Możliwości wykorzystania reaktorów SBR do oczyszczania ścieków wiejskich. VIII Krajowa Konferencja Zaopatrzenia w Wodę i Sanitacji Wsi. SITWM NOT, Boszkowo.
- SZEWCZYK K.W. 1993: Bilansowanie i kinetyka procesów biochemicznych. Wydawnictwo Politechniki Warszawskiej, Warszawa.
- TIMUR H., ÖZTURK I. 1997: Anaerobic treatment of leachate using sequencing batch reactor and hybrid bed filter. *Water Science & Technology* 36, 6–7: 501–508.

Streszczenie

Rozruch sekwencyjnych reaktorów biologicznych (SBR) na przykładzie wybranych oczyszczalni ścieków. Niniejszy artykuł obejmuje badania procesu wpracowywania się reaktorów biologicznych pracujących w oczyszczalniach ścieków. Do badań wybrane zostały cztery reaktory SBR pracujące obecnie w miejscowościach położonych blisko Konina a więc we Władysławowie, Kiszku Kawęczynie i Wichertowie. Wszystkie cztery oczyszczalnie pracują w trudnych warunkach, gdyż oczyszczają ścieki z małych miejscowości, których integralną cechą jest duża nierównomierność ich dopływu oraz znaczne wahania stężenia zanieczyszczeń co spowodowane jest przede wszystkim dużym udziałem ścieków dowożonych wozami asenizacyjnymi.

Oczyszczalnie zostały wybrane tak, że dwie z nich, to jest Władysławów i Wichertów uruchamiane były w końcu grudnia i okres wpracowywania przypadł na miesiące zimowe natomiast oczyszczalnia w Kiszku została oddana do eksploatacji w lutym i okres wpracowywania przypadł na koniec zimy i wiosnę. Dodatkowo przedstawione zostały wyniki z oczyszczalni Kawęczyn po rocznej eksploatacji.

Wyniki analiz pokazują, że rozruch oczyszczalni w warunkach zimowych jest najgorszym rozwiązaniem, gdyż rozwój bakterii jest znacznie spowolniony. Jest to trudny okres dla wykonawcy oczyszczalni, gdyż niecierpliwość inwestora powoduje, że zbyt wcześnie oddanie ścieków oczyszczonych do badań wywołuje rozczarowanie. Szczególnie obserwuje się brak efektów w procesie nitrifikacji. Objawia się to wysokim stężeniem azotu amonowego. Jednak jest to zgodne

z badaniami teoretycznymi, gdyż w niskich temperaturach (poniżej 5°C) nityfikacja praktycznie ustaje. Obserwuje się również zmniejszoną redukcję fosforu. Sumaryczna ilość azotu w niewielkim stopniu się obniża co jest wynikiem obniżonej efektywności lecz nie zatrzymania procesu denityfikacji. Podwyższenie temperatury ścieków w okresie wiosennym skutkuje dość szybkim wzrostem efektywności ich oczyszczania łącznie z redukcją biogenów.

Reaktory SBR w świetle załączonych wyników okazały się być dobrymi rozwiązaniami do oczyszczania ścieków wiejskich

jednak, w procesie inwestowania należy uzbroić się w cierpliwość, gdyż rozruch każdej oczyszczalni jest długi a szczególnie w okresach zimowych kiedy na efekty można czekać nawet trzy miesiące. Poprawę efektywności w kolejnej zimie można uzyskać wydłużając wiek osadu.

Author's address:

T. Siwiec

Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
Poland

Marcin J. MAŁUSZYŃSKI

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW

Department of Hydraulic Engineering and Environmental Recultivation WAU

Zmiany stężeń miedzi i niklu w wodach Wisły oraz jej wybranych dopływów w okolicach Warszawy

Changes of copper and nickel contents in Vistula River and it's side streams near Warsaw

Wstęp

Miedź występuje powszechnie w skorupie ziemskiej. Zawartość tego pierwiastka w wodach waha się w szerokich granicach od dziesiątych części do tysięcy $\mu\text{g}/\text{dm}^3$. Z danych zebranych przez Kabatę-Pendias i Pendiasa (1999) wynika, że stężenie miedzi w wodach rzek mieści się w zakresie 1–2 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$. Nadmiar miedzi jest bardzo toksyczny dla biologicznej aktywności wód powierzchniowych, co ogranicza procesy samooczyszczania.

Nikiel jest pierwiastkiem, który bardzo szybko podlega sorpcji przez minerały ilaste i wodorotlenki Fe i Mn, co powoduje, że w naturalnych środowiskach wodnych jest go niewiele. W wodach większości rzek Europy stężenie niklu wynosi 2–75 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$. Nikiel łatwo podlega również bioakumulacji, szczególnie w fitoplanktonie lub w innych roślinach wodnych, które są czułymi bioindykatorami zanieczyszczenia wód. Stę-

żenie niklu na poziomie 100 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ powoduje ograniczenie procesu samooczyszczania się wód.

Zakres i metodyka badań

Badaniami objęto próby wody z Wisły, a także jej prawo- i lewobrzeżnych dopływów w obrębie dawnego województwa warszawskiego, obecnie województwa mazowieckiego, leżących na obszarze trzech mezoregionów, tj. Kotliny Warszawskiej, Doliny Środkowej Wisły i Równiny Warszawskiej, które są częścią Niziny Środkowomazowieckiej. Próby do badań pobierano z Wisły na odcinku od miejscowości Gassy na południe od Warszawy do Nowego Dworu Mazowieckiego, a także z Jeziorki, Wilanówki, Świdra i Kanału Żerańskiego.

Badania prowadzono w latach 1997–1998, co roku pobierając po 35 prób wody, w których oznaczono odczyn oraz stężenie miedzi i niklu. Miejsca poboru prób opisano w tabeli 1.

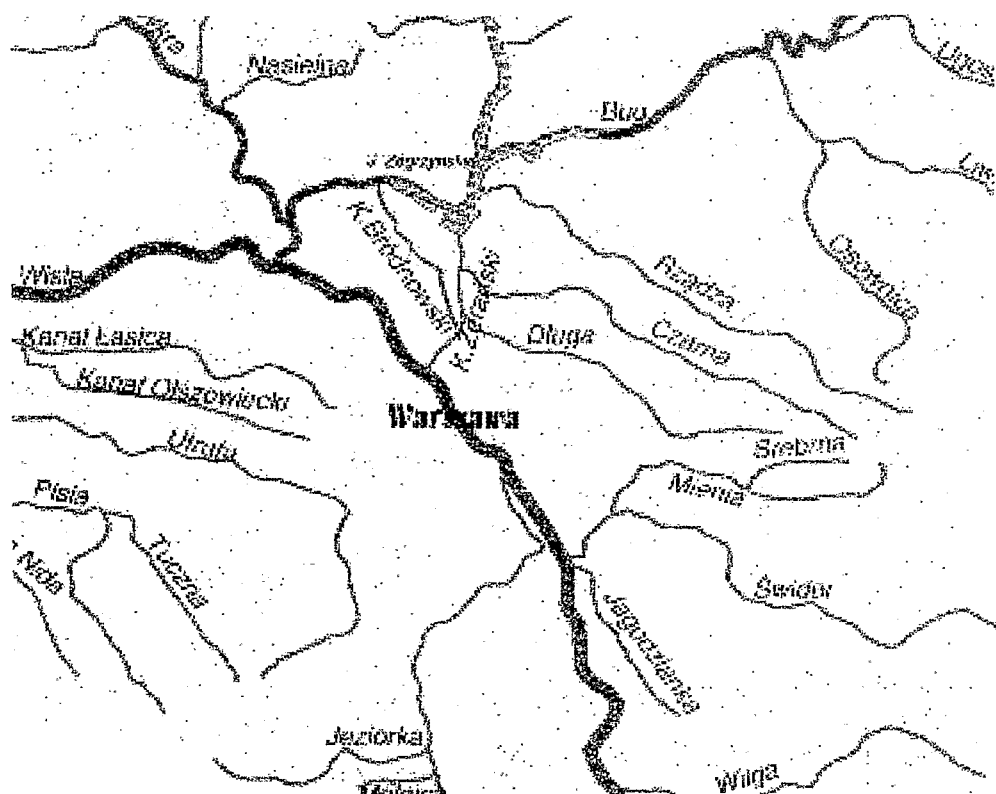
TABELA 1. Miejsca poboru prób
TABLE 1. Location of samples

Nr próby Sample no	Miejsce poboru próby Location of sample
Jeziorka – the Jeziorka River	
1	Chylice: ul. Dworska
2	Skolimów: ul. Chylicka
3	Konstancin-Jeziorna: ul. Wilanowska
4	Konstancin-Jeziorna: zb. Jeziorna
5	Obórki: ujście pod mostem
Wilanówka – the Wilanówka River	
6	Obórki pod mostem
7	Okrzeszyn „bród”
8	Wilanów: ul. Vogła pod mostem
9	Augustówka: ul. Syta pod mostem
10	Siekierki przy zaporze
11	Siekierki Małe: ujście
Świder – the Świder River	
12	Świdry Wielkie
13	Świder: ul. Kołtāja
14	Rycice: rz. Mienia
15	Mładz
16	Górki: ujście
Kanał Żerański – the Żerański Channel	
17	Elektrociepłownia Żerań
18	Żerań Wschodni
19	Kobiałka: Kanał Markowski
20	Stanisławów: rz. Czarna
21	Nieporęt
Wisła – lewy brzeg – the Vistula River – left bank	
22	Gassy
23	Warszawa – Most Berlinga
24	Warszawa – Most Poniatowskiego
25	Warszawa – Most Śląsko-Dąbrowski
26	Warszawa – Most Gdański
27	Warszawa – Most Grota-Roweckiego
28	Nowy Dwór Mazowiecki
Wisła – prawy brzeg – the Vistula River – right bank	
29	Gassy
30	Warszawa – Most Berlinga
31	Warszawa – Most Poniatowskiego
32	Warszawa – Most Śląsko-Dąbrowski
33	Warszawa – Most Gdański
34	Warszawa – Most Grota-Roweckiego
35	Nowy Dwór Mazowiecki

Oznaczenie odczynu wykonano na pehametrze firmy Hanna Instruments w Zakładzie Rekultywacji Terenów Zdegradowanych, natomiast pierwiastki chemiczne oznaczono metodą atomowej emisyjnej spektrofotometrii o wzbudzeniu plazmowym (ICP-AES) w Zakładzie Analiz Fizykochemicznych SGGW.

Charakterystyka mezoregionów objętych badaniami

Kotlina Warszawska obejmuje rozszerzenie doliny Wisły poniżej Warszawy, u zbiegu dolin środkowej Wisły, Bugu, Narwi i Bzury. Jest otoczona przez położone wyżej równiny denudacyjne: Kutnowską, Łowicko-Błońską, Warszawską, Wołomińską, Ciechanowską i Płońską. Kotlina zajmuje powierzchnię około 1720 km². Średni poziom zwierciadła Wisły pomiędzy Warszawą a początkiem Kotliny Płockiej obniża się od 78 m do około 57 m n.p.m. na ponad 100 km długości rzeki. Szerokość kotliny w zwężeniach pod Warszawą i powyżej Płocka wynosi kilka kilometrów, pośrodku powyżej 20 km. W północnej części regionu, po wybudowaniu w Dębem zapory wodnej na Narwi, powstało w 1960 r. zaporowe Jezioro Żegrzyńskie (33 km²). Jezioro jest połączone żeglownym Kanałem Żerańskim z Warszawą i, między innymi, służy jako zbiornik zaopatrujący w wodę prawobrzeżną część miasta. Wykorzystywany jest również na potrzeby rekreacji oraz do produkcji energii elektrycznej. Przy linii kolejowej Warszawa-Gdańsk, na wschód od Wisły, leżą miasta: Legionowo i Nowy Dwór Mazowiecki.

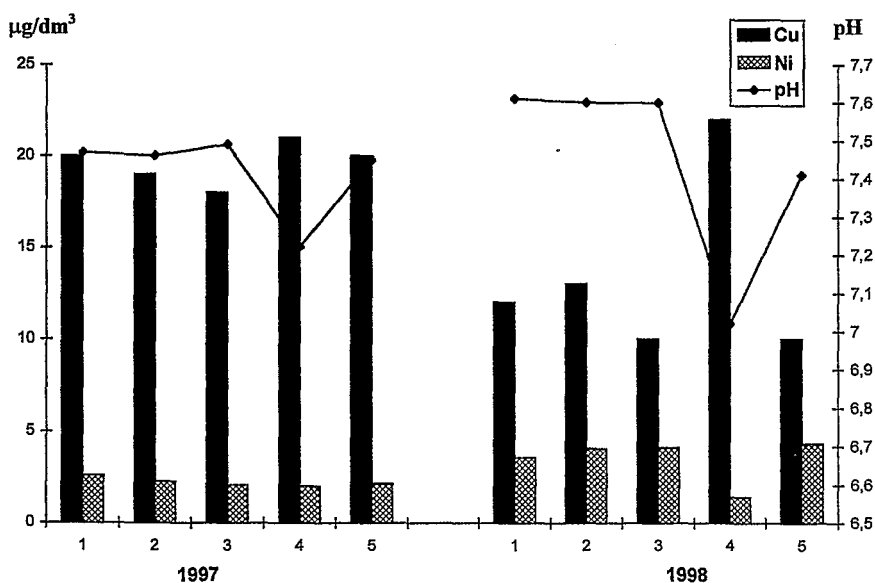


RYSUNEK 1. Wisła i jej dopływy w okolicach Warszawy
 FIGURE 1. Vistula River and it's side streams near Warsaw

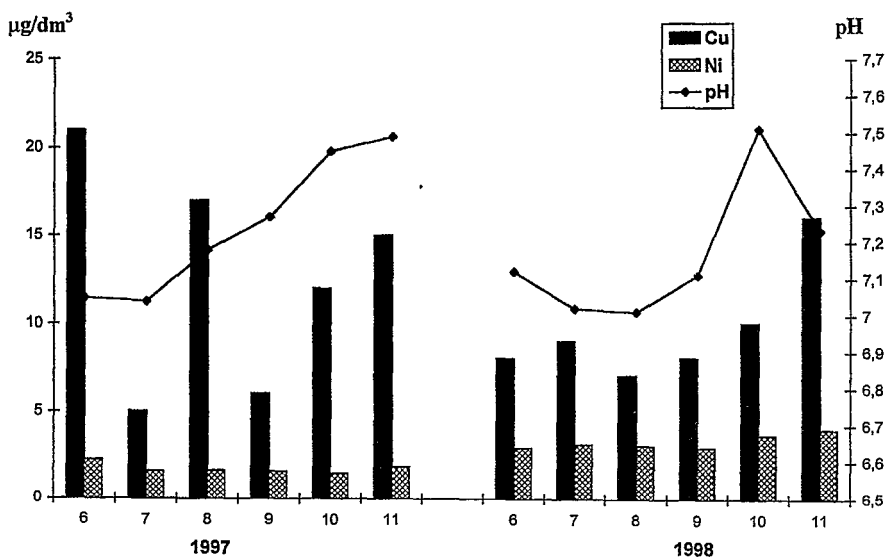
Dolina Środkowej Wisły ciągnie się od przełomu Wisły przez Wyżyny Polskie powyżej Puław do zwężenia doliny w Warszawie. Wisła na tym odcinku ma około 120 km długości, przy czym poziom zwierciadła rzeki obniża się od 116 do 78 m n.p.m. Szerokość doliny wynosi 10–12 km. Region zajmuje powierzchnię około 1350 km². Rzeka płynie w pobliżu lewego zbocza doliny, które pomiędzy ujściem Pilicy a Warszawą stanowi granicę denudacyjnej Równiny Warszawskiej, a na południe od Pilicy – Równiny Kozienickiej. Wisła rozlewa się szeroko (1 km), w korycie występują mielizny,

a także kępy drzew i krzewów. Rzece towarzyszy szeroki zalewowy taras łąkowy, chroniony wałami przeciwpowodziowymi, a na prawym brzegu piaszczysty taras wydmy, tylko fragmentarycznie występujący również po lewej stronie rzeki.

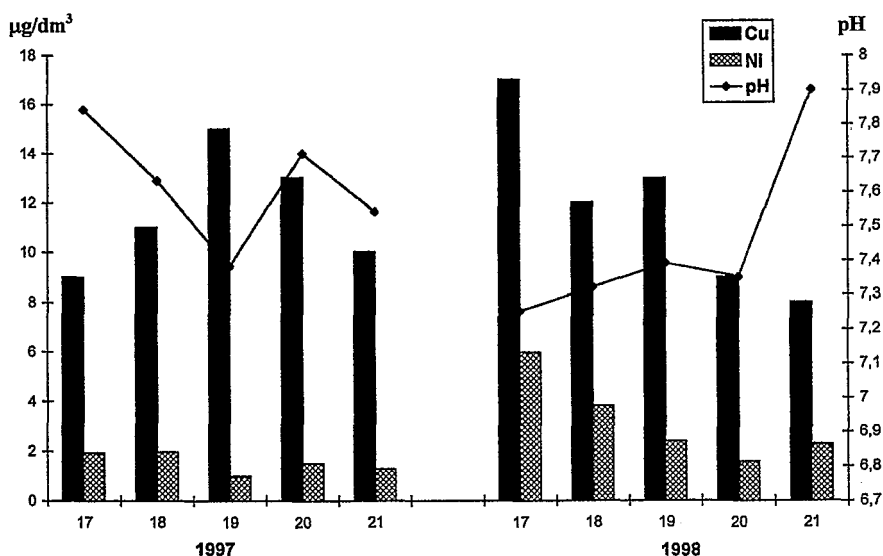
Równina Warszawska ciągnie się po lewej stronie Doliny Środkowej Wisły od Warszawy na północy, po dolinę Pilicy na południu, zajmując obszar około 1120 km². Jest to zdenudowana powierzchnia akumulacji lodowcowej położona powyżej 100 m n.p.m. (najwyższy punkt 113,7 m na Stacji Filtrów w Warszawie) i opa-



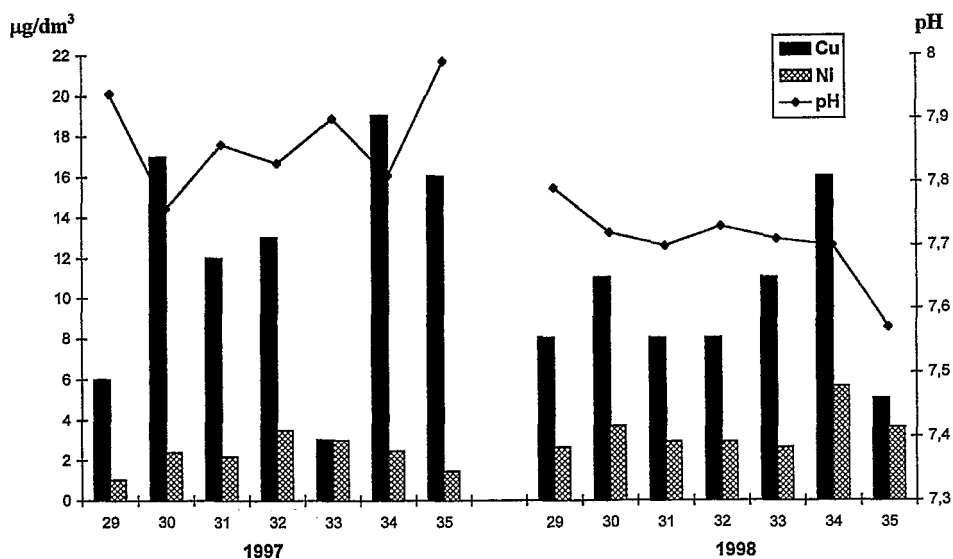
RYSUNEK 2. Stężenie miedzi i niklu w wodach rzeki Jeziorki w 1997 i 1998 roku
 FIGURE 2. The copper and nickel contents in the Jeziorka River in 1997 and 1998



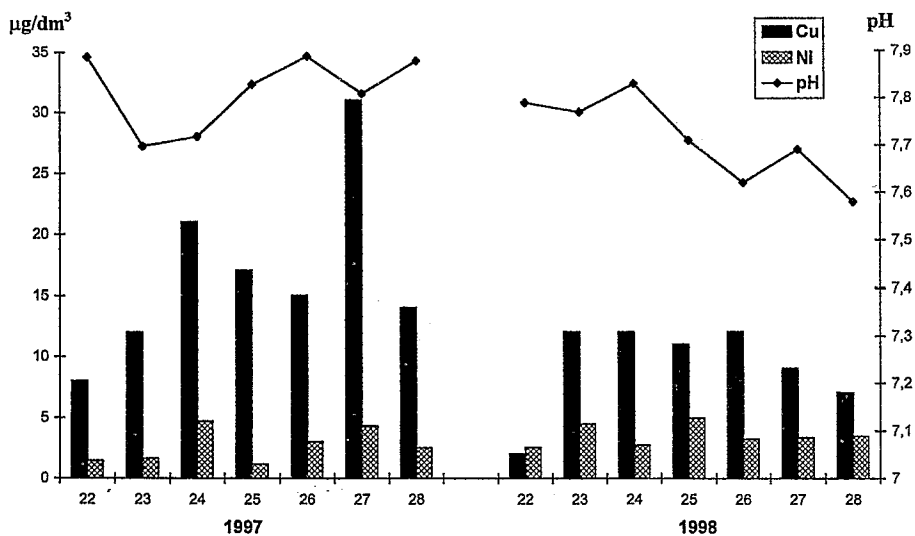
RYSUNEK 3. Stężenie miedzi i niklu w wodach rzeki Wilanówki w 1997 i 1998 roku
 FIGURE 3. The copper and nickel contents in the Wilanówka River in 1997 and 1998



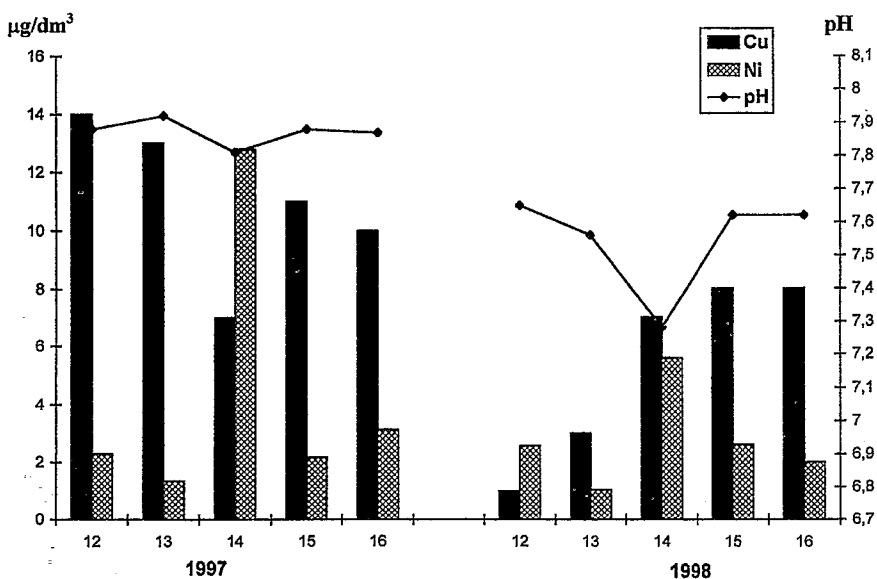
RYSUNEK 4. Stężenie miedzi i niklu w wodach Kanału Żerańskiego w 1997 i 1998 roku
 FIGURE 4. The copper and nickel contents in the Żerański Channel in 1997 and 1998



RYSUNEK 5. Stężenie miedzi i niklu w wodach Wisły (prawy brzeg) w 1997 i 1998 roku
 FIGURE 5. The copper and nickel contents in the Vistula River (right bank) in 1997 and 1998



RYSUNEK 6. Stężenie miedzi i niklu w wodach Wisły (lewy brzeg) w 1997 i 1998 roku
 FIGURE 6. The copper and nickel contents in the Vistula River (left bank) in 1997 and 1998



RYSUNEK 7. Stężenie miedzi i niklu w wodach rzeki Świder w 1997 i 1998 roku
 FIGURE 7. The copper and nickel contents in the Świder River in 1997 and 1998

dająca 20–30 m skarpą ku dolinie Wisły. Od zachodu obniża się ku Równinie Łowicko-Błońskiej i sąsiaduje z Wysoczyzną Rawską, ale granice między tymi regionami są niewyraźne. Równina Warszawska jest krainą intensywnego rolnictwa, warzywnictwa i sadownictwa, ale na południe od doliny Jeziorki występuje kompleks Lasów Chojnowskich z miejscowością rekreacyjną Zalesie Górne. W 1993 r. utworzono tu Chojnowski Park Krajobrazowy.

Wyniki badań i podsumowanie

Porównanie uzyskanych wyników było możliwe dzięki wykonaniu poboru prób wody w miesiącu grudniu przy braku zalegania pokrywy lodowej na badanych ciekach zarówno w 1997 r. jak i 1998 r.

Podczas przeprowadzonych badań nie stwierdzono odczynu niezgodnego z obowiązującymi normami (dopuszczalne wartości pH w wodzie do picia wynoszą: 6,5–8,5). Najmniejszą wartość odczynu w 1997 r. zanotowano w próbie pobranej z rzeki Wilanówki w miejscowości Okrzeszyn ($\text{pH} = 7,04$ rys. 3), a największą w próbie przy prawym brzegu Wisły w Nowym Dworze Mazowieckim ($\text{pH} = 7,99$, rys. 5). Podczas badań w 1998 r. najmniejszą wartość odczynu oznaczono w próbie pobranej z rzeki Wilanówki w Wilanowie przy ulicy Vogla ($\text{pH} = 7,01$, rys. 3), a największą w próbie pobranej na Kanale Żerańskim w Nieporęcie ($\text{pH} = 7,90$, rys. 4). Z poczynionych oznaczeń wynika, że wszystkie przebadane wody w obu latach mają charakter słabo

zasadowy, a zmiany odczynu w ciekach w obu okresach badawczych były niewielkie.

Oprócz badania odczynu w pobranych próbach określone zostało stężenie miedzi (Cu) oraz niklu (Ni).

Stężenie miedzi w badanych ciekach w 1997 r. wynosiło 3,0–31,0 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ i nie przekroczyło dopuszczalnego stężenia miedzi dla wody pitnej wynoszącego 50 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$. Również badania wykonane w 1998 r. nie wykazały przekroczenia wartości dopuszczalnej dla stężenia miedzi w ciekach (1,0–22,0 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$), zauważalna jest natomiast wyraźna tendencja spadkowa w wartościach stężenia oznaczanego pierwiastka.

Stężenie niklu w badanych wodach powierzchniowych było niewielkie. W 1997 r. wynosiły 0,98–4,66 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ i tylko w przypadku jednej próby (Świder – rzeka Mienia, rys. 7) wartość stężenia była znacznie większa i wyniosła 12,80 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$. Badania wykonane w próbach pobranych w roku 1998 wykazały niewielki wzrost wartości stężeń niklu (1,04–5,96 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$), co nie spowodowało przekroczenia dopuszczalnej wartości stężenia ustalonego dla tego pierwiastka na poziomie 30 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$.

Obniżenie stężenia miedzi w badanych wodach powierzchniowych jest tendencją, którą obserwuje się już od kilku lat, również w badaniach stężeń innych pierwiastków śladowych. Spowodowane jest to między innymi zamykaniem zakładów szczególnie uciążliwych dla środowiska, wprowadzeniem norm z zakresu ochrony środowiska i wysokich kar za ich nieprzestrzeganie. Niewielki wzrost stężenia niklu w badanych wodach może

wynikać z dużej mobilności, jaką charakteryzuje się ten pierwiastek często podlegający sorpcji przez substancję organiczną i wodorotlenki Fe i Mn.

Wnioski

1. Odczyn przebadanych cieków wodnych jest zgodny z obowiązującymi normami.
2. Przeprowadzone badania wykazały, że wody Wisły oraz jej wybranych dopływów w okolicach Warszawy nie zawierają miedzi i niklu w ilości przekraczającej obowiązującej normy.

Literatura

- GABRYELAK T. 1991: Źródła zanieczyszczeń wód powierzchniowych. *Kosmos* 40 (4): 339–410.
- GOMÓŁKA E. 1993: Chemia wody i powietrza. Politechnika Wrocławska, Wrocław.
- KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H. 1999: Biogeochemia pierwiastków śladowych. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.

PIOŚ 1995: Metale ciężkie w środowisku i ich analiza. WIOŚ, Chełm.

WIOŚ 1999: Stan środowiska w województwie mazowieckim. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.

Summary

Changes of copper and nickel contents in Vistula River and its side streams near Warsaw. The copper and nickel contents were determined in 35 water samples in the year 1997 and in 35 water samples in 1998. Analyses were carried out with ICP-AES technique.

The Cu contents in 1997 in water samples were $3.0 - 31.0 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ and $1.0 - 22.0 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ in 1998. The Ni contents in 1997 in water samples were $0.98 - 12.80 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ and $1.04 - 5.96 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ in 1998.

Author's address:

M.J. Małuszyński
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
Poland

Marcin KRUKOWSKI, Teresa SUCHECKA

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW

Department of Hydraulic Engineering and Environmental Recultivation WAU

Wstępna ocena osadów ściekowych z oczyszczalni miasta

Rypina

Initial estimation of sludge from municipal purification plant at Rypin

Wstęp

Trudnym zagadnieniem w eksploatacji oczyszczalni ścieków jest gospodarka osadami ściekowymi, a także ich wykorzystanie. Budowa coraz większej liczby oczyszczalni i zwiększenie ilości powstających osadów, przy braku terenów do ich składowania sprawia, że rozwiązanie tego problemu staje się bardzo pilne i niezwykle ważne (Bernacka i Pawłowska 1996). Czyni się próby utylizacji osadów ściekowych poprzez ich zastosowanie w rolnictwie jako domieszka do gleby. Niestety liczne badania (Gajkowska-Stefańska 1994) wykazały, że osady ściekowe z oczyszczalni miejskich w zasadzie nie nadają się do wykorzystania w rolnictwie. Nadmierne obciążenie osadu metalami ciężkimi, substancjami toksycznymi i skażenie sanitarno-bakteriologiczne uniemożliwiają bezpośrednie stosowanie ich do nawożenia gleb, rekultywacji gruntu, gospodarki leśnej lub do dalszego ich przetwarzania drogą kompostowania (Chmiel 1994).

Gospodarowanie tymi osadami w oczyszczalniach ścieków, a w szczególności ich wykorzystanie z uwzględnieniem wymagań środowiska, stwarza poważne problemy, których rozwiązanie wymaga podjęcia odpowiednich działań. Dlatego też obecne technologie obróbki osadów koncentrują się zarówno na poprawie ich parametrów higieniczno-sanitarnych, jak również eliminacji nadmiernych ilości metali ciężkich, co dałoby możliwość rolniczego zagospodarowania osadów na szerszą skalę.

Należy jednak podkreślić, że nie ma osadów typowych i każda oczyszczalnia ma swój własny charakterystyczny osad.

Celem pracy było wstępne określenie przydatności osadów ściekowych do ich zastosowania gospodarczego, na podstawie wykonanych analiz fizykochemicznej i biologicznej oraz badania wazonowego.

Materiał i metodyka badań

Do badań (wykonane w 1997 r.) użyto osad ściekowy pobrany z poletka stabi-

lizacyjnego znajdującego się na terenie oczyszczalni miasta Rypina. Został on przebadany pod kątem właściwości chemicznych i mikrobiologicznych. Właściwości chemiczne i mikrobiologiczne analizowano przy zastosowaniu ogólnie przyjętych metod (Ostrowska i in. 1991). W analizowanym osadzie oznaczono:

- substancję organiczną,
- węgiel organiczny,
- azot ogólny, fosfor, potas, wapń, magnez i sód,
- odczyn (pH),
- metale ciężkie.

W dalszej kolejności przeprowadzono doświadczenie wegetacyjne, gdzie jako roślinę testującą wybrano sałatę ma-

6. Gleba + kompost rekultywacyjny z kompostowni Radiowo.

Doświadczenie przeprowadzono w wazonach o pojemności 10 dm³, stosując:

- glebę – 10 kg/wazon,
- osad ściekowy – 50 g s.m./wazon,
- obornik – 50 g s.m./wazon,
- kompost rekultywacyjny – 50 g s.m./wazon,
- nawożenie mineralne NPK – 0,5 g/wazon.

Jako podłoża glebowego zastosowano madę wiślaną o pojemności wodnej 38%, gęstości objętościowej 1,19 g/cm³. Skład granulometryczny zamieszczono w tabeli 1.

TABELA. 1 Skład granulometryczny gleby
TABLE 1. Mechanical composition of soil

% zawartość części o średnicy (mm)/percentage of mechanical particles in soil in diameter						GRUPA MECH. (mech. group)
1–0,5	0,5–0,25	0,25–0,10	0,10–0,05	0,05–0,02	< 0,02	
3,8	9,0	28,2	21	22	16	p.g.m.p

słową (*Lactuca sativa*), która charakteryzuje się krótkim okresem wegetacyjnym oraz doświadczenie laboratoryjne określające aktywność biologiczną w osadzie i materiałach porównawczych.

Doświadczenie wegetacyjne założono w czterech powtórzeniach według następującego schematu:

1. Gleba bez dodatków – kontrola
2. Gleba + NPK
3. Gleba + obornik
4. Gleba + osad ściekowy (powietrznie sucha masa)
5. Gleba + osad ściekowy stabilizowany (39% s.m)

Osad ściekowy cechował się strukturą gąbczastą, zapachem ziemistym, barwą ciemną. Sucha masa wynosiła 39%, a pH_{H₂O} – 6,1.

Jako materiał porównawczy został użyty kompost rekultywacyjny z kompostowni Radiowo, wytwarzany według technologii DANO oraz nieprzekompostowany obornik bydlęcy (rozdrobniony) z RZD Obory.

W badaniach laboratoryjnych dotyczących aktywności biologicznej osadu zastosowano następujące kombinacje:

1. Gleba
2. Kompost z Radiowa

3. Obornik
4. Osad ściekowy
5. Gleba + kompost
6. Gleba + obornik
7. Gleba + osad ściekowy

Kryterium oceny aktywności biologicznej w poszczególnych wariantach była ilość wydzielanego CO₂ w procesie rozkładu substancji organicznej. Obserwacje prowadzono w czasie 18-tygodniowej inkubacji prób. Pomiary wykonywano co 2 tygodnie.

Wyniki badań

Wyniki analiz chemicznych osadu zamieszczono w tabeli 2. Z przedstawionych w tabeli danych wynika, że osad zawierał zarówno znaczne ilości składników nawozowych (N, P, K), jak również

makroelementów (Ca, Na, Mg) niezbędnych do wzrostu roślin. Zawartość metali ciężkich była niewielka i nie przekraczała wartości dopuszczalnych określonych w normie dla osadów ściekowych stosowanych w rolnictwie.

Analiza bakteriologiczna dotyczyła obecności bakterii *E. coli* typu kałowego, *Clostridium perfringens*, *Salmonelli* oraz obecności jaj pasożytów (helmintów) *Ascaris lumbricoides* i *Trichocephalus trichuria*.

Wymagania sanitarne dla osadów ściekowych wykorzystywanych w rolnictwie zawarte w rozporządzeniu Ministra Ochrony Środowiska i Zasobów Naturalnych oraz w zaleceniach Instytutu Medycyny Wsi w Lublinie przedstawia tabela 3. Wyniki zaś wykonanych badań sanitarnych przedstawiono w tabeli 4.

TABELA 2. Skład chemiczny osadu ściekowego z oczyszczalni w Rypinie
TABLE 2. Content of chemical elements in sludge from purification plant at Rypin

Cechy Features	Badana próba Examined sample	Normy/Norms ^a [mg/kg s.m.]
Materia organiczna/Organic matter [% s.m.]	63,9	—
Węgiel organiczny/Organic carbon [% s.m.]	27,2	—
Azot ogólny/Nitrogen total [% s.m.]	2,01	—
Fosfor ogólny/Phosphorus total [% s.m.]	1,03	—
Potas/Potassium [% s.m.]	0,66	—
Żelazo/Iron [% s.m.]	1,3	—
Sód/Sodium [% s.m.]	0,15	—
Wapń/Calcium [% s.m.]	1,95	—
Magnez/Magnesium [% s.m.]	0,42	—
Metale ciężkie/Heavy metals [mg/kg s.m.]		
Miedź/Copper	107	800
Cynk/Zinc	186	2500
Kadm/Cadmium	0	10
Ołów/Lead	22	500
Chrom/Chromium	12	500
Kobalt/Cobalt	0	0
Nikiel/Nickel	0	0

^aPolish Standard BN-89/9103-09

TABELA 3. Wymagania sanitarne stawiane przy wydawaniu decyzji dopuszczającej wykorzystanie osadu
TABLE 3. Sanitary requirements for sludge use in agriculture

Wskaźnik (INDEX)	MOŚIZN	IMW
<i>Salmonella</i>	niewykrywalne/not detectable	niewykrywalne/not detectable
Miano <i>coli</i> (<i>coli</i> titer)	nie mniej niż 0,01/not less than	nie mniej niż 0,01/not less than
Miano (titer) <i>Clostridium perfringens</i>	–	nie mniej niż 0,01/not less than
Jaja/eggs <i>Ascaris lumbrici</i> , <i>Trichocephalus trichuria</i>	do 10 w 1 litrze up to 10 in 1 liter	do 10 w 1 kg osadu up to 10 in 1 kg of sludge

TABELA 4. Ocena sanitarna osadu ściekowego
TABLE 4. Sanitary assessment of sludge

Data Date	Miano <i>coli</i> <i>Coli</i> titer	Typ kałowy Feecal <i>coli</i> titer	<i>Enterokoki</i>	<i>Clostridium</i> <i>Perfringens</i>	<i>Salmonella</i>	<i>Ascaris</i> <i>Lumbrici</i>
01.05.97 r.	$> 10^{-8}$	$> 10^{-8}$	10^{-6}	10^{-4}	obecna (detected)	2 jaja (eggs) w (in) kg
19.05.97 r.	$> 10^{-8}$	$> 10^{-7}$	10^{-6}	10^{-3}	obecna (detected)	4 jaja (eggs) w (in) kg
01.06.97 r.	10^{-7}	$> 10^{-8}$	10^{-6}	10^{-4}	obecna (detected)	1 jajo (egg) w (in) kg

Przeprowadzone analizy bakteriologiczno-sanitarne osadu z Rypina wykazały znaczne przekroczenie dopuszczalnych norm. Przekroczone zostały wskaźniki na występowanie *Sallmonelli*, *Clostridium perfringens* oraz miano *coli*. Niepokojące jest również występowanie jaj helminatów, mimo iż nie zostały przekroczone dopuszczalne wartości. W takiej sytuacji należałoby prowadzić stały monitoring sanitarny nad osadami ze względu na sezonową zmienność zawartości tych patogenów.

Ocena aktywności biologicznej osadu

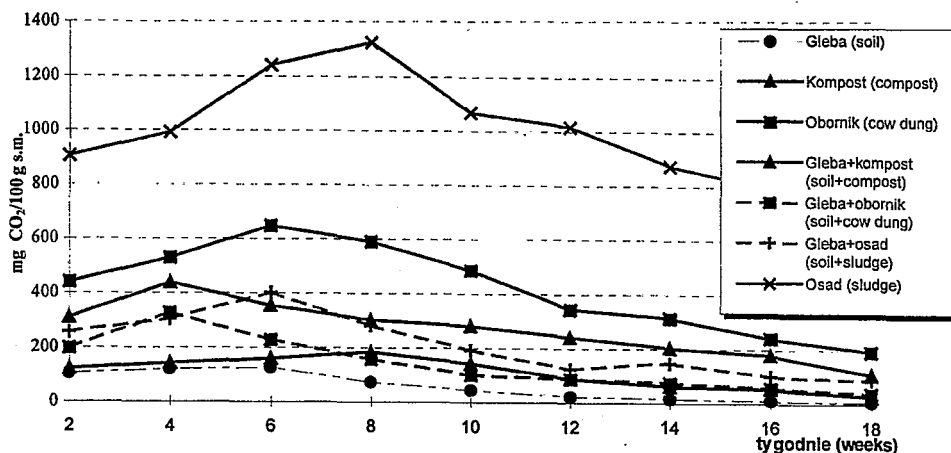
Badania polegały na określeniu aktywności biologicznej danego materiału przez pomiar wydzielającego się podczas

rozkładu substancji organicznej CO_2 . Uzyskane wartości wydzielonego CO_2 przeliczono i ich średnie przedstawiono na rysunku 1.

Z analizy przebiegu wydzielania CO_2 wynika, że największa aktywność biologiczna dla wszystkich kombinacji występowała w ciągu pierwszych kilku tygodni. Najintensywniej proces rozkładu substancji organicznej przebiegał kolejno w kombinacji 4, 3 i 2.

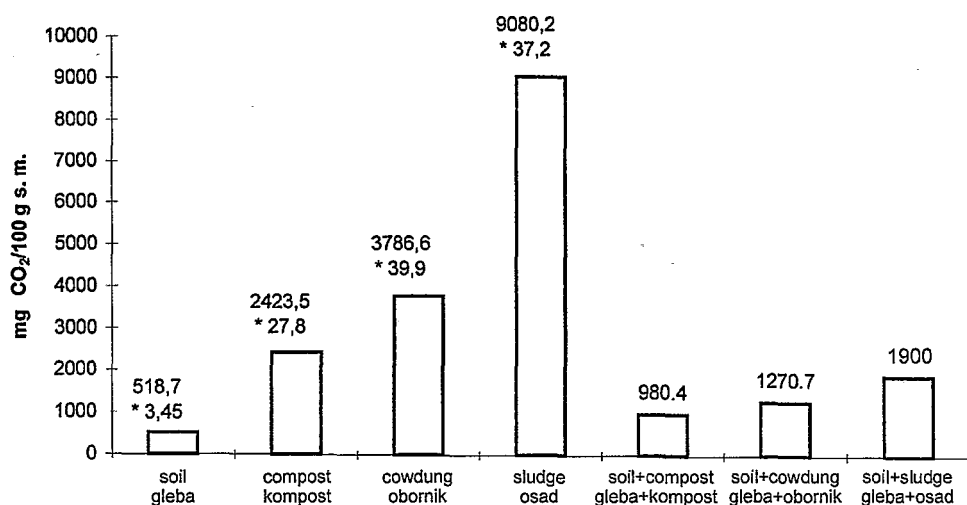
Na rysunku 2 przedstawiono także sumy wydzielonego CO_2 w całym okresie inkubacji, gdzie najwięcej uzyskano w kombinacji 4 – 9080,2 mg/100 g s.m., następnie w 3 – 3786,6 mg/100 g s.m. i w 2 – 2423,5 mg/100 g s.m.

Wyniki tych badań świadczą o bardzo intensywnych procesach biologicznych, które najintensywniej zachodziły w osa-



RYSUNEK 1. Przebieg rozkładu substancji organicznej w doświadczeniu w czasie 18 tygodni inkubacji w temperaturze 28°C

FIGURE 1. Rates of decomposition of organic matter during incubation in 18 weeks (temp. 28°C)



RYSUNEK 2. Suma wydzielonego CO₂ z badanych kombinacji w ciągu 18 tygodni inkubacji

FIGURE 2. Sum of carbon dioxide secreted during 18-weeks incubations of tested samples

*zawartość substancji organicznej w suchej masie nawozów organicznych w (%) / percentage of organic substance in dry matter of organic fertilizer

dzie ściekowym, gdzie wzrastały do 8 tygodnia inkubacji, po czym malały. W pozostałych próbach miały zróżnicowany charakter i były znacznie słabsze niż w osadzie ściekowym (kolejno w oborniku bydlęcym, kompoście rekultywacyjnym, gleba + osad, gleba + obornik, gleba + kompost, gleba).

Doświadczenie wegetacyjne

Uzyskane wyniki z doświadczenia wegetacyjnego opracowano statystycznie i przedstawiono w tabeli 5.

Jak wynika z danych, największy plon sałaty masłowej uzyskano z kombinacji 2, a następnie 4 i 5. Pozostałe kombinacje dały plony mniejsze. Można zatem stwierdzić, że dodatek osadu ścieko-

wego w obu zastosowanych wariantach spowodował większy przyrost masy uprawianej sałaty niż dodatek obornika bydlęcego czy też kompostu rekultywacyjnego. Wyniki badań wegetacyjnych potwierdziły wyniki oceny aktywności biologicznej badanych próbek, gdzie najintensywniej przebiegały w osadzie ściekowym.

Dyskusja wyników

Doświadczenia wegetacyjne potwierdzają, że osad ściekowy ma dużą wartość nawozową, co korzystnie wpływa na wzrost i przyrost masy uprawianych roślin. Wyniki uzyskane w uprawie sałaty masłowej potwierdzają istotny wpływ na plon osadu dodawanego do gleby. Wiąże się to z dużą zawartością składników nawozowych, co czyni go użytecznym nawozem jak inne popularnie stosowane nawozy organiczne, takie jak obornik czy kompost rekultywacyjny. Wysoka i krótkotrwała aktywność biologiczna osadu świadczy o dużej zawartości substancji organicznej, co może być korzystne w nawożeniu roślin uprawnych o krótkim okresie wegetacyjnym, gdzie roślina może w pełni wykorzystać te właściwości.

Analiza chemiczna potwierdza znaczne walory nawozowe osadu związane z zawartością NPK oraz licznych makroelementów. Niewielka ilość metali ciężkich nie stwarza bezpośredniego zagrożenia chemicznego dla środowiska.

Niestety najważniejszym ograniczeniem w nawozowym stosowaniu badanego osadu w stanie surowym są niespełnione kryteria sanitarne. Przekroczone

TABELA 5. Plon *Lactuca sativa* w doświadczeniu wegetacyjnym [g/w]

TABLE 5. The yield of *Lactuca sativa* [g/pot]

Lp.	Kombinacje glebowe Soil combinations	Średnia na wazon The average yield on pot [g/w]
1	gleba – kontrola soil (control)	72
2	gleba + NPK soil+ mineral fertilizer	302,5
3	gleba + obornik soil + cowdung	95,25
4	gleba + osad (39% s.m.) soil + sludge	209
5	gleba + osad (surowy) soil + sludge	251,75
6	gleba + kompost soil + compost	135,5

NIR_{0,05} = 26,97 g/w

zostały normy zawartości jaj helmintów oraz bakterii chorobotwórczych. Nie można jednak oczekiwać, aby osad z oczyszczania bytowo-gospodarczych ścieków (bez specjalnej obróbki) był wolny od chorobotwórczych organizmów. W przypadku przyrodniczego wykorzystania osadów należy stworzyć warunki do szybkiego zamierania tych organizmów (Siuta i Wasiak 1993). Problem ten mogą rozwiązać zastosowane środki techniczne i zabiegi higienizacyjne, takie jak kompostowanie lub obróbka termiczna (Marcinkowski 1986)

Wnioski końcowe

1. Wartość nawozowa osadów ściekowych z oczyszczalni miasta Rypin jest duża ze względu na korzystną zawartość związków biogenych (porównywalna z innymi nawozami organicznymi).
2. Zawartość metali (Fe, Zn, Cu, Pb, Cd, Cr, Ni, Co) w osadach ściekowych nie przekraczała wartości ujętych w normie dla rolniczego wykorzystania osadów ściekowych (norma branżowa BN-89/9103-09 Utylizacja rolnicza).
3. Uzyskane plony sałaty masłowej (największe) w doświadczeniu wegetacyjnym świadczą o wysokim efekcie nawozowym badanego osadu ściekowego.
4. Osad ściekowy zawierał korzystne ilości składników mineralnych (Na, Ca, Mg) niezbędnych do procesów wzrostowych roślin.
5. Ewentualne zastosowanie osadu do celów rekultywacyjnych na glebach

zdegradowanych mogłoby dostarczyć niezbędnych składników pokarmowych dla sadzonej na tych terenach roślinności wysokiej i niskiej.

6. Ze względu na niespełnienie kryterium sanitarnego, dalsze badania należy ukierunkować na poprawę własności sanitarnych osadu dostępnymi środkami technicznymi.

Literatura

- BERNACKA J., PAWŁOWSKA L. 1996: Przeróbka i zagospodarowanie osadów z miejskich oczyszczalni ścieków. IOŚ, Warszawa.
- CHMIEL A. 1994: Biotechnologia. Procesy biochemiczne i mikrobiologiczne. Wydawnictwo PWN, Warszawa.
- GAJKOWSKA-STEFANŚKA L. 1994: Laboratoryjne badania wody ścieków i osadów ściekowych. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa.
- MARCINKOWSKI T. 1986: Niszczenie organizmów chorobotwórczych w procesach przeróbki osadów ściekowych. *Ochrona Środowiska*, 488: 30.
- Merytoryczne podstawy do opracowania przepisów prawnych dotyczących przyrodniczego użytkowania osadów ściekowych. 1996: Maszynopis. IOŚ, Warszawa
- OSTROWSKA A., GAWLIŃSKI S., SZCZUBIAŁKA Z. 1991: Metody analizy i oceny właściwości gleb i roślin. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.
- SIUTA J., WASIAK G. 1993: Agrotechniczne przetwarzanie osadów ściekowych na kompost. *Ekologia i technika* 3: 11–13.

Summary

Initial estimation of sludge from municipal purification plant at Rypin. The tests were performed with the use of sludge as an organic addition to soil. The aim of this study was initial estimation of sludge from municipi-

pal purification plant at Rypin. The examination proved that sludge couldn't be use directly into the soil without pretreatment.

Authors' address:

M. Krukowski, T. Suchecka

Warsaw Agricultural University – SGGW

02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166

Poland

Ocena wpływu składowisk odpadów komunalnych na stan zanieczyszczenia wód podziemnych

Estimation of the influence of waste landfills on groundwater pollution

Wstęp

Składowiska odpadów komunalnych stanowią groźne ogniska zanieczyszczeń dla środowiska wód podziemnych, które w sprzyjających warunkach mogą rozprzestrzeniać się na znaczne odległości. Informacji o warunkach krążenia zanieczyszczeń w strefie oddziaływania składowiska dostarcza analiza przestrzennego rozkładu wartości wskaźników fizykochemicznych wody podziemnej.

W celu oceny wpływu istniejących składowisk odpadów komunalnych na stan zanieczyszczenia wód podziemnych przeprowadzono obliczenia numeryczne, modelujące proces przepływu wody i transferu odcieków w istniejących warunkach gruntowo-wodnych. Do obliczeń użyto programu Femwater. Obliczenia wykonano dla warunków hydrogeologicznych typowych dla obszaru Niziny Mazowieckiej. Warunki takie występują w podłożu poligonu doświadczalnego „Lipiny Stare” – składowiska odpadów komunalnych. Składowisko to jest

nadpoziomowe, o powierzchni 4,5 ha, którego korpus wznosi się 10–12 m n.p.t. Obiekt jest eksploatowany od 1975 r. deponowane są na nim odpady komunalne i do 1993 r. przyjmowano również odpady przemysłowe. Odbiornikiem odcieków do 1999 r. był rów melioracyjny.

W rejonie obiektu „Lipiny Stare” od powierzchni terenu występują piaski drobnoziarniste o miąższości 1–1,5 m. Poniżej leżą mułki piaszczysto-ilaste oraz glina piaszczysta, których grubość wynosi średnio 1,5–2 m. Utwory te nie tworzą ciągłego kompleksu. Stanowią one drogę przepływu zanieczyszczeń do pierwszego poziomu wodonośnego.

Zakres i wyniki wykonanych badań laboratoryjnych

Najważniejszymi cechami świadczącymi o zanieczyszczeniu środowiska wód podziemnych są ich podwyższona mineralizacja, twardość, utlenialność,

zwiększona zawartość typowych anionów: siarczanów, chlorków, azotanów, obecność mikroskładników i inne (Macioszczyk 1987). Na podstawie danych archiwalnych (Malinowski i Lechnio 1992, Rzemek i Dmochowski 1996) oraz badań uzyskanych przez autorkę przeprowadzono ocenę jakości wód podziemnych w rejonie składowiska Lipiny Stare (tab. 1 i 2). Ocenę tę oparto na wynikach badań chemicznych próbek wody pobranych w listopadzie 1998 roku z czterech studni wierconych: 4, 5, 6, 7 (rys. 1).

W celach porównawczych, jako punkty odniesienia przyjęto: skład chemiczny wody podziemnej z okresu poprzedzającego eksploatację składowiska (dane z 1968 r.: ujęcie wody podziemnej dla miasta Wołomin) oraz wskaźniki chemiczne współczesnego tła hydrochemicznego wód podziemnych (Kiełkiewicz 1992) (tab. 3).

Z danych archiwalnych wynika, że w próbkach wody pobranych z piezometrów (1, 2, 3) z głębokości 3 m, zlokalizowanych w bezpośrednim sąsiedztwie składowiska, występują wysokie stężenia wskaźników fizykochemicznych, które wskazują jednoznacznie, że wody występujące w stropowych warstwach budujących pierwszy poziom wodonośny uległy dużej degradacji (tab. 1).

Oceniając jakość wody pobranej przez autorkę w listopadzie 1998 r. pod względem jej przydatności do celów pitnych i na potrzeby gospodarcze, stwierdzono, że: w studniach ujmujących wodę z głębokości 20 m (4, 5, 6, 7) zawartość żelaza jest od 3 do ponad 8 razy większa od dopuszczalnej, manganu od 2 do

ponad 7 razy większa oraz zwiększona jest zawartość chromu (tab. 2). Zwiększoną zawartość metali ciężkich oraz zwiększone stężenie jonów chlorkowych w stosunku do 1968 r. należy traktować jako jedne z podstawowych wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych.

Wyniki analiz chemicznych dowodzą, że składowisko odpadów „Lipiny Stare” jest źródłem zanieczyszczenia środowiska wód podziemnych.

Zakres i metodyka przeprowadzonych obliczeń numerycznych

W celu określenia skali zagrożenia środowiska wód podziemnych w czasie i przestrzeni przeprowadzono obliczenia numeryczne, które pozwoliły na wizualizację prognozy migracji zanieczyszczeń.

Do obliczeń numerycznych przepływu wody i transportu masy użyto programu FEMWATER. Program ten rozwiązuje trójwymiarowe, zmodyfikowane równania Richardsa dla przepływu wód podziemnych metodą elementów skończonych oraz równania transportu masy z zastosowaniem hybrydowej metody elementów skończonych (MES) Lagrange’a-Eulera. Przy realizacji modelu numerycznego dla badanego obiektu posłużono się wersją 2.0.

Koncepcyjny model hydrogeologiczny, będący podstawą modelu numerycznego opracowany został na podstawie dotychczasowego stanu rozpoznania geologicznego. Do obliczeń wykorzystano: dane z kart otworów wiertniczych,

TABELA 1. Wartości wskaźników fizykochemicznych wody podziemnej pierwszego poziomu wodonośnego w rejonie składowiska „Lipiny Stare”
TABLE 1. Physico-chemical indices of the first aquifer in the area of Lipiny Stare waste landfill

Wskaźnik Indice	Jednostka Unit	Wartość/Value						Wartości dopuszczalne Threshold limit value
		Piezometr 1 Piezometer 1		Piezometr 2 Piezometer 2		Piezometr 3 Piezometer 3		
		X 1992	XI 1996	X 1992	XI 1996	X 1992	XI 1996	
Wskaźniki fizykochemiczne Physico-chemical indices								
Barwa/Colour	mg Pt/dm ³	180	72	5	25	35	52	20
Mętność/Turbidity	mg/dm ³	75	7	12	12	55	5	5
Odczyn/Reaction	pH	7,3	6,9	7,2	7,1	7,0	7,3	6,5–8,5
Twardość ogólna Total hardness	mg CaCO ₃ /dm ³	673	1092	1893	484	593	760	500
Utlenialność Oxidizability	mg O ₂ /dm ³	47,0	35,4	38,2	7,6	30,2	36,4	n.n. ^a
Przewodnictwo Conductivity	µs/cm	3250	1310	3840	488	863	3350	n.n.
Wskaźniki chemiczne Chemical indices								
Wapń/Calcium	mg Ca/dm ³	217	192	568	64	182	148	n.n.
Żelazo/Iron	mg Fe/dm ³	3,03	1,2	0,35	1,1	4,54	2,4	0,5
Mangan/Manganese	mg Mn/dm ³	0,13	2,6	0,255	4,11	0,32	0,05	0,1
Amoniak/Ammonia	mg N/dm ³	1,25	0,95	0,08	0,68	0,23	1,6	0,5
Magnez/Magnesium	mg Mg/dm ³	31,4	148,7	113,5	78,7	33,2	94,8	n.n.
Azotany/Nitrates	mg N/dm ³	0,38	0,6	0,14	0,25	0,49	0,28	10,0
Azotyny/Nitrites	mg N/dm ³	0,06	0,15	0,036	0,0025	0,012	0,0	0,0
Chlorki/Chlorides	mg Cl/dm ³	843	288	1285	290	89	1100	300
Siarczany/Sulphates	mg SO ₄ /dm ³	620	140	380	113	62	480	200
Fosforany/Phosphates	mg PO ₄ /dm ³	0,35	0,08	0,22	0,07	0,08	0,07	n.n.
Cynk/Zinc	mg Zn/dm ³	3,39	7,47	2,02	7,05	3,84	6,85	5,0
Kadm/Cadmium	mg Cd/dm ³	0,028	0,007	0,011	0,008	< 0,01	0,004	0,005
Ołów/Lead	mg Pb/dm ³	0,198	0,182	0,222	0,092	0,141	0,191	0,05
Miedź/Copper	mg Cu/dm ³	0,054	0,035	0,035	0,048	0,034	0,031	0,05
Chrom/Chromium	mg Cr/dm ³	0,028	0,012	0,037	0,028	< 0,01	0,024	0,01
Nikiel/Nickel	mg Ni/dm ³	0,118	0,045	0,115	0,052	0,049	0,071	0,03
Rtęć/Mercury	mg Hg/dm ³	0,0007	0,002	0,0005	0,001	0,0008	0,0030	0,001
Arsen/Arsenic	mg As/dm ³	0,0009	0,041	0,0009	0,027	0,0008	0,044	0,05

^an.n. – wskaźnik nienormowany.

TABELA 2. Wartości wskaźników fizykochemicznych wody podziemnej drugiego poziomu wodonośnego w rejonie składowiska „Lipiny Stare”
TABLE 2. Physico-chemical indices of the second aquifer in the area of Lipiny Stare waste landfill

Wskaźnik Indices	Jednostka Unit	Wartość/Value												Wartości dopusz- czalne Threshold limit value
		Studnia 4/Well 4			Studnia 5/Well 5			Studnia 6/Well 6			Studnia 7/Well 7			
		1992	1996	1998	1992	1996	1998	1992	1996	1998	1992	1996	1998	
Wskaźniki fizyko-chemiczne Physico-chemical														
Barwa /Colour	mg Pt/dm ³	35	20	–	20	48	–	30	15	–	40	22	–	20
Mętność Turbidity	mg/dm ³	10	5	–	4	2	–	20	10	–	35	7	–	5
Odczyn/Reaction	pH	7,4	7,22	7,31	7,5	7,4	7,6	7,3	7,1	7,4	7,2	7,1	7,3	6,5–8,5
Twardość ogólna Total hardness	mg CaCO ₃ /dm ³	234	262	279	196	194	129	399	388	224	307	326	205	500
Utlenialność Oxidizability	mg O ₂ /dm ³	5,8	4	–	6,6	2,6	–	9,1	3,8	–	8,1	5,6		n.n. ^a
Przewodnictwo Conductivity	µs/cm	398	264	598	281	198	311	574	402	456	563	343	470	n.n.
Wskaźniki chemiczne Chemical indices														
Wapń/Calcium	mg Ca/dm ³	65	67,2	111,4	51,7	56,0	63,9	116,3	99,2	83,4	91,7	74,4	92,6	n.n.
Żelazo/Iron	mg Fe/dm ³	2,57	1,8	4,24	1,6	2,4	2,75	2,95	5,0	4,02	4,17	2,2	1,40	0,5
Mangan Manganese	mg Mn/dm ³	0,125	0,192	0,75	0,08	0,11	0,17	0,29	0,3	0,21	0,26	0,33	0,41	0,1
Amoniak Ammonia	mgN/dm ³	0,03	0,54	0,28	0,25	0,48	0,35	0,1	0,36	0,17	0,16	0,56	0,69	0,5
Magnez Magnesium	mg Mg/dm ³	17,1	22,8	13,2	16,0	13,1	5,8	26,1	34,0	12,5	18,6	34,0	10,4	n.n.
Azotany/Nitrates	mg N/dm ³	0,52	0,06	< 0,01	1,35	0,06	0,01	0,45	0,07	0,01	1,18	0,1	0,06	10,0
Azotyny/Nitrites	mg N/dm ³	0,001	0,001	< 0,001	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,001	0,0	< 0,01	0,01	0,0	< 0,01	0,0
Chlorki/Chlorides	mg Cl/dm ³	21	18	58,5	14,0	11,0	11,6	46,0	56,0	25,3	38,0	29,0	19,9	300
Siarczany Sulphates	mg SO ₄ /dm ³	26	18	60,4	26,0	28,0	39,8	45,0	67,2	61,8	26,0	40,0	71,9	200
Fosforany Phosphates	mg PO ₄ /dm ³	0,17	0,32	< 1,0	0,07	0,26	< 1,0	0,06	0,36	< 1,0	0,08	0,28	< 1,0	n.n.
Cynk/Zinc	mg Zn/dm ³	1,638	2,180	2,663	0,242	0,196	0,064	1,93	1,64	0,1	1,39	1,62	1,034	5,0
Kadm/Cadmium	mg Cd/dm ³	< 0,01	0,004	< 0,005	< 0,01	< 0,001	< 0,005	< 0,01	0,002	< 0,005	< 0,01	< 0,001	< 0,005	0,005

Ołów/Lead	mg Pb/dm ³	0,103	0,017	<0,005	0,099	<0,01	<0,05	0,06	0,014	<0,05	0,087	0,012	<0,05	0,05
Miedź/Copper	mg Cu/dm ³	0,018	0,019	<0,005	<0,01	<0,01	<0,005	0,013	0,012	<0,05	0,016	0,015	<0,005	0,05
Chrom	mg Cr/dm ³	0,012	0,031	<0,02	<0,01	<0,01	<0,02	0,015	0,014	<0,02	<0,01	0,011	<0,02	0,01
Chromium														
Nikiel/Nickel	mg Ni/dm ³	<0,01	0,067	<0,01	0,046	<0,01	<0,01	0,053	0,011	<0,01	<0,01	0,013	<0,01	0,03
Rtęć/Mercury	mg Hg/dm ³	0,004	<0,001	-	0,002	<0,001	-	0,004	<0,001	-	0,004	<0,001	-	0,001
Arsen/Arsenic	mg As/dm ³	0,06	0,012	<0,05	0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,013	<0,05	0,05	0,023	<0,05	0,05

^ah.n. – wskaźnik nienormowany.

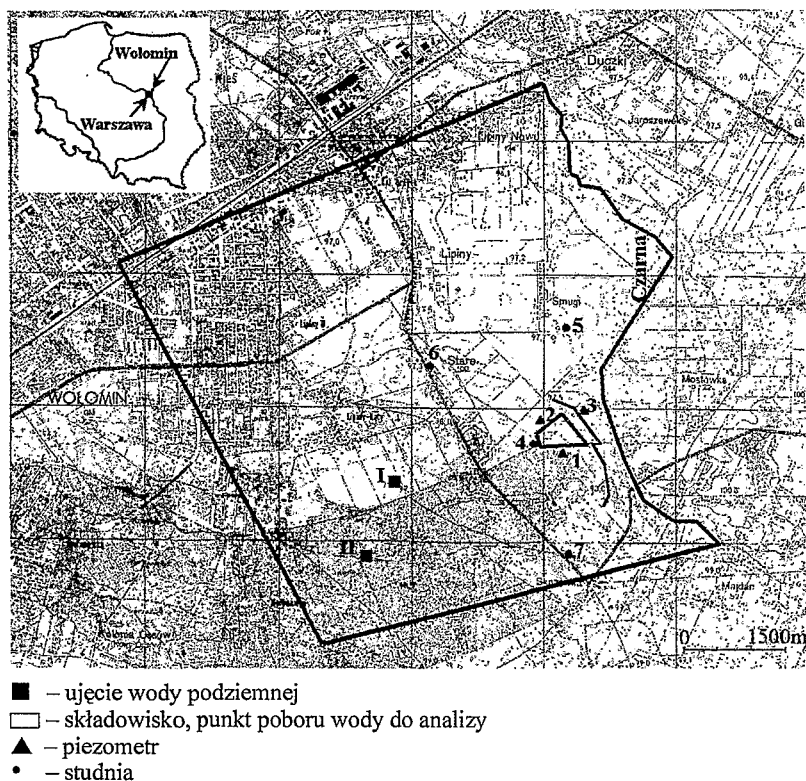
dane meteorologiczne dotyczące wysokości opadów, wyniki pomiarów stanów wód podziemnych i powierzchniowych (archiwalne i badania własne), dane dotyczące ujęcia dla miasta Wołomin, wyniki analiz fizykochemicznych wody podziemnej i powierzchniowej (archiwalne i badania własne) oraz z literatury (Bear i Verruijt 1987, Kleczkowski i in. 1984).

Obliczeniami numerycznymi objęto obszar o powierzchni 11,1 km² (rys. 1). Siatka dyskretyzacyjna analizowanego obszaru składa się z 2944 węzłów, będących wierzchołkami graniastosłupów o podstawie trójkąta, którą podzielono na 4809 elementy.

Budowę geologiczną modelu odzwierciedlono, uwzględniając następujące parametry (uśrednione): miąższość warstw, współczynnik filtracji, gęstość objętościową, współczynnik krętości (współczynnik dyspersyjności). Przeprowadzono generowanie krzywych: wilgotności, przewodności, pojemności wodnej, dla strefy niepełnego nasycenia dla poszczególnych warstw. Do tego celu wykorzystano dane z literatury (Carsel i Parrish 1988).

Granicom modelu przypisano, zgodnie z ich charakterem, odpowiednie warunki początkowe i brzegowe. Warunki początkowe: dla przepływu $H = 90,0$ m, dla transportu $C = 10,0$ mg/dm³.

Na rysunku 2 przedstawiono model siatki numerycznej i założone warunki brzegowe.

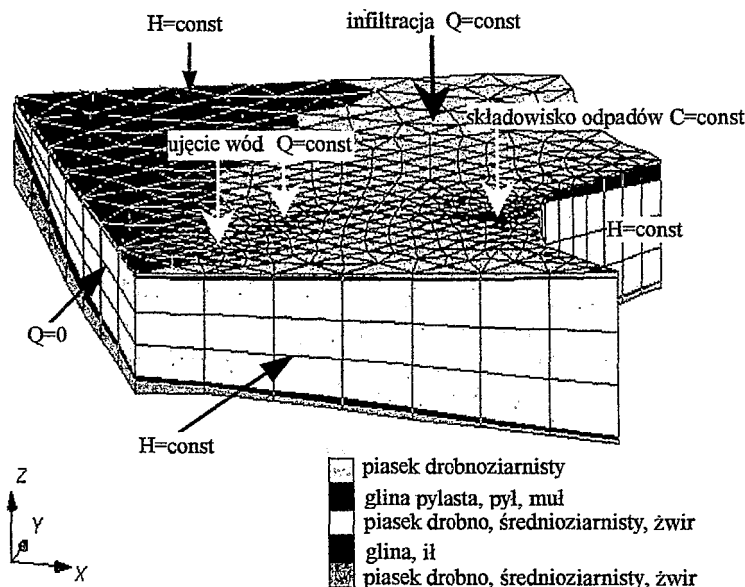


RYSUNEK 1. Lokalizacja punktów badawczych w rejonie składowiska „Lipiny Stare”

TABELA 3. Charakterystyka współczesnego tła hydrogeochemicznego czwartorzędowego piętra wodonośnego w rejonie składowiska „Lipiny Stare”

TABLE 3. Characteristic of the present hydrochemical background of the quaternary multiaquifer formation in the area of "Lipiny Stare" waste landfill

Wskaźnik Indice	Twar- dość ogólna Total hardness	Wapń Calcium	Magnez Magne- sium	Żelazo Iron	Amoniak Ammonia	Azotyny Nitrites	Azotany Nitrates	Chlorki Chlorides	Siarczany Sulphates
Jednostka Unit	mv Al/dm ³	mg Ca/dm ³	mg Mg/dm ³	mg Fe/dm ³	mg N/dm ³	mg N/dm ³	mg N/dm ³	mg Cl/dm ³	mg SO ₄ /dm ³
Tło hydrogeo- chemiczne Hydrogeochemical background	2,3–6,2	36–84	4,1– –12,1	0,04– –4,5	0,48– –0,97	0,0– –0,0007	0,0– –0,5	0,7– –20,7	8,8– –69
Ujęcie wód 1968 r. Groundwater intake 1968	3,06	47,8	8,13	1,8	1,0	0,001	0,1	4,7	–



RYSUNEK 2. Model siatki numerycznej i założone warunki brzegowe

Wyniki obliczeń numerycznych przepływu i transportu zanieczyszczeń w rejonie składowiska odpadów

Obliczenia numeryczne przeprowadzono w dwóch etapach. W pierwszym etapie wykonano obliczenia dla przepływu wód podziemnych, których celem było odwzorowanie systemu krążenia wód w podłożu.

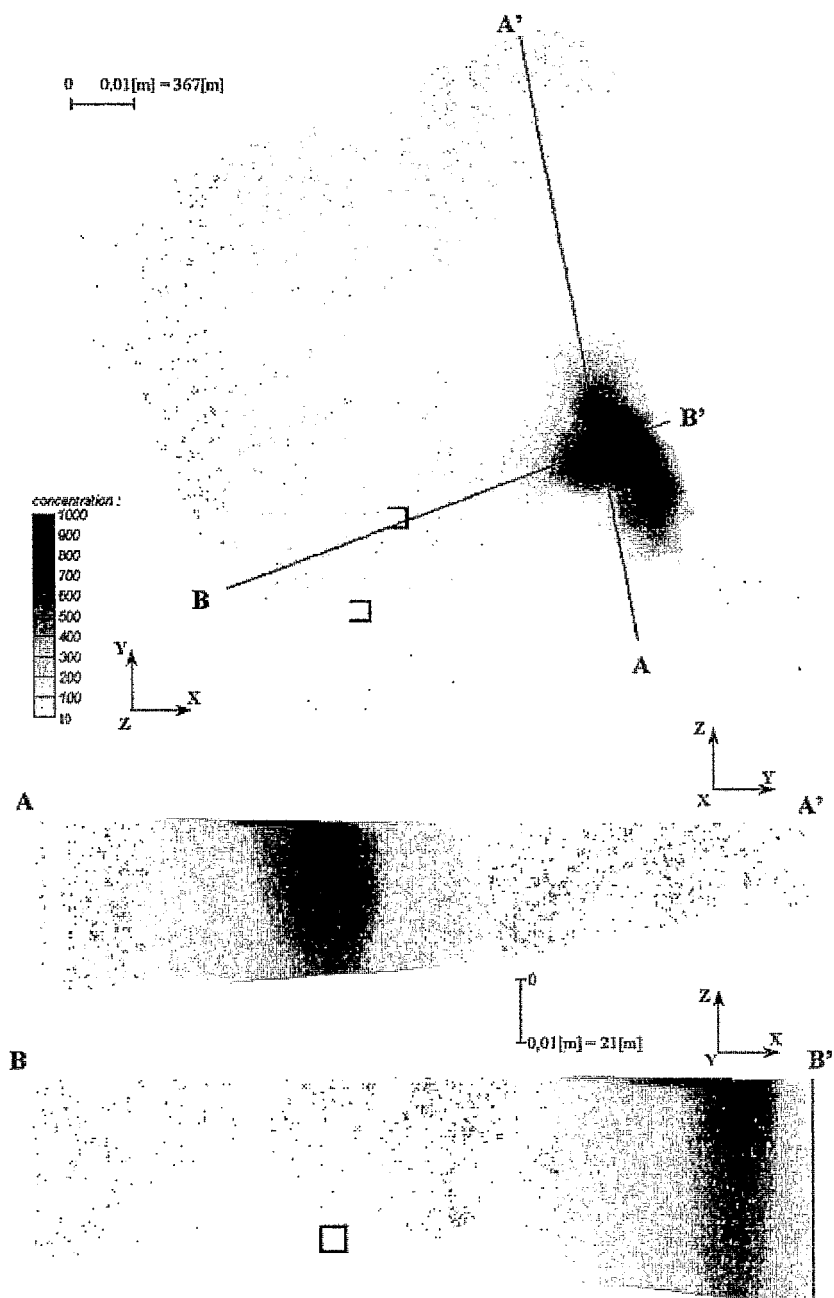
Wyniki tego etapu były podstawą dokonania obliczeń numerycznych transportu zanieczyszczeń, które przeprowadzono przy następujących założeniach:

- przepływ konwekcyjno-dyspersyjny,
- jako wskaźnik zanieczyszczenia przyjęto chlorki,
- dopływ zanieczyszczeń był ciągły i jednakowy w przedziałach czasowych oraz równomiernie

rozłożony na całej powierzchni stopy składowiska,

- czas iniekcji 23 lata,
- parametry migracji zanieczyszczeń przyjęto z literatury: stała dyspersji podłużnej $a_L = 21,3$ m, stała dyspersji poprzecznej $a_T = 4,3$ m, współczynnik dyfuzji molekularnej $D_m = 0,018$ m²/r.

Dla przyjętych założeń wykonano wiele symulacji, których celem była analiza wpływu warunków gruntowo-wodnych na zmienność w czasie i przestrzeni rozkładu koncentracji chlorków w rejonie składowiska. Z hydrochemicznego punktu widzenia podstawą weryfikacji pracy modelu było uzyskanie zgodności zasięgu rozprzestrzeniania się wskaźnika zanieczyszczeń (jonu chlorkowego) z wynikami analiz chemicznych wody podziemnej.



RYSUNEK 3. Rozkład koncentracji zanieczyszczeń (chlorków) w czasie i przestrzeni w rejonie składowiska Lipiny Stare (po 23 latach eksploatacji)

Wyniki przeprowadzonych obliczeń numerycznych dla przepływu i transportu (przykładowe wyniki przedstawiono na rys. 3) wskazują, że:

- proces przemieszczania się wskaźnika zanieczyszczeń (jonu chlorkowego) przebiega zgodnie z kierunkiem przepływu strumienia wód podziemnych, tj. w kierunku północno-zachodnim oraz w stronę ujęcia, z niewielką prędkością 0,012–0,05 m/d,
- front zanieczyszczeń po 23 latach eksploatacji składowiska przesunął się o 440 m w stronę ujęcia i w kierunku północno-zachodnim,
- czas dotarcia wskaźnika zanieczyszczeń ($C = 50 \text{ mg/dm}^3$) ze składowiska do warstwy wodonośnej wynosi 2,5–2,7 lat w zależności od miąższości utworów słabo przepuszczalnych, występujących poniżej piasków drobnopziarnistych,
- po 23-letnim okresie eksploatacji składowiska nastąpiło pełne nasycenie poziomu wodonośnego zanieczyszczeniami (chlorkami) pod składowiskiem.

Na podstawie obliczeń numerycznych stwierdzono, że czynnikiem decydującym o transferze masy do środowiska wód podziemnych jest budowa podłoża gruntowego i wielkość infiltracji.

Wnioski

W obiekcie „Lipiny Stare” odpady składowane są na przepuszczalnym podłożu bez zastosowania środków ochron-

nych, wskutek czego istnieją dogodne warunki migracji odcieków. Wyniki analiz chemicznych dowodzą, że obiekt jest źródłem zanieczyszczenia środowiska wód podziemnych.

Zastosowanie obliczeń numerycznych do oceny zanieczyszczenia środowiska wód podziemnych umożliwia:

- odtworzenie schematu krążenia wód podziemnych i związanego z nim transportu masy,
- określenie strefy aktualnego wpływu ogniska zanieczyszczeń na wody podziemne i prognozę zasięgu zmian w czasie i przestrzeni,
- właściwe zaprojektowanie lokalnego monitoringu jakości wód podziemnych

Wykonane obliczenia numeryczne wskazują, że czynnikiem warunkującym transfer zanieczyszczeń, definiowany czasem ich dotarcia do środowiska wód podziemnych, są: budowa podłoża gruntowego oraz wielkość infiltracji.

Literatura

- BEAR J., VERRUIJT A. 1987: Modeling ground-water flow and pollution. D. Reidel Publishing Company Dordrecht. Boston, Lancaster, Tokyo.
- CARSEL R.F., PARRISH R.S. 1988: Developing joint probability distributions of soil-water retention characteristics. *Water Resources Research*, 24, 5.
- HSIN-CHI J.L., GOUR-TSYH Y., JING-RU CH., HWAI-PING CH., NORMAN L.J., DAVID R.R. 1996: FEMWATER: A Three-Dimensional Finite Element Computer Model for Simulating Density Dependent Flow and Transport. Technical Report HL.
- KIEŁKIEWICZ B. 1992: Mapa zagrożenia i ochrony wód podziemnych czwartorzędo-

wego poziomu użytkowego województwa stołecznego warszawskiego. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.

KLECZKOWSKI A. i in. 1984: Ochrona wód podziemnych. Wydawnictwa Geologiczne Warszawa

MACIOSZCZYK A. 1987: Hydrogeochemia. Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa.

MALINOWSKI J., LECHNIO J. 1992: Stan zagrożenia wód gruntowych i powierzchniowych w rejonie wysypiska w Wołominie. Etap II i III. Materiały Archiwalne Gminy Wołomin.

RZEMEK W., DMOCHOWSKI D. 1996: Wyniki badań fizykochemicznych wód gruntowych z rejonu wysypiska odpadów w Lipinach Starych. Politechnika Warszawska ISIS. Materiały Archiwalne Gminy Wołomin, Warszawa. Materiały Archiwum Państwowego Instytutu Geologicznego.

Summary

Estimation of the influence of waste landfills on groundwater pollution. The article presents the analysis of the groundwater quality and the degree of its pollution in the region of waste landfill "Lipiny Stare". On basis of the physicochemical analysis it has been concluded that the groundwater in the region mentioned above contains major components and minor elements in the amount proving the anthropogenic origin of pollution. The application of the numerical model of flow and transport of mass enabled the analysis of the scale of the threat to the groundwater environment in terms of time and space perspective.

Author's address:

H. Złotoszewska-Niedziałek
Katedra Geoinżynierii
Warsaw Agricultural University -- SGGW
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
Poland

Bonifacy ŁYKOWSKI

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW

Zakład Meteorologii i Klimatologii

Department of Hydraulic Engineering and Environmental Recultivation WAU

Division of Meteorology and Climatology

Kwasowość opadów atmosferycznych w rejonie Ursynowa w latach 1997–1999

Acidity of precipitation-water in Ursynów in period 1997–1999

Opady atmosferyczne w powietrzu normalnym (czystym) mają odczyn lekko kwaśny ($\text{pH} = 5,63$), gdyż naturalnymi składnikami powietrza jest H_2O i CO_2 ; może się więc tworzyć słaby kwas węglowy ($\text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2 \rightarrow \text{H}_2\text{CO}_3$). Woda czysta chemicznie ma wartość $\text{pH} = 7,0$. Na wzrost kwasowości lub zasadowości opadów mają wpływ zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego. Wzrost kwasowości opadów powodują głównie SO_2 i NO_2 tworzące w kropli deszczu mocne kwasy (H_2SO_4 i HNO_3). Zasadowy odczyn opadów atmosferycznych występuje pod wpływem amoniaku, tlenków wapnia, magnezu i innych metali, a nad morzem pod wpływem aerozolu morskiego.

W Polsce średnie roczne wartości pH opadów atmosferycznych wynoszą 4,3–4,6 i są nieco mniejsze aniżeli w Europie (pH od 4,6 do 5,0). Skrajnie małe wartości pH opadów stwierdzono na Śnieżce i w zagłębiu miedziowym na Dolnym Śląsku, gdzie w pojedynczych przypad-

kach pH wyniosło 2,0. Warto zwrócić uwagę na ciekawe zjawisko występowania zwiększonej kwasowości opadów atmosferycznych w terenach oddalonych od źródeł emisji zanieczyszczeń o 40–50 km. Dlatego na Górnym Śląsku odczyn kwasowości opadów jest bliski obojętnemu lub jest zasadowy, a zwiększoną kwasowość obserwuje się dopiero w rejonie Krakowa. Wynika to z faktu, że zwiększoną kwasowość opadów wywołują głównie zanieczyszczenia gazowe (SO_2 , NO_2), które z dużą łatwością są przenoszone wraz z ruchami powietrza na dalsze odległości. Zanieczyszczenia pyłowe, decydujące o zasadowości opadów, jako cięższe od gazowych osiadają grawitacyjnie na powierzchni ziemi już w odległości około 15 km od źródła emisji.

Problem kwaśnych deszczy pojawił się w Anglii oficjalnie w 1661 r., kiedy to wydano akt królewski zabraniający palenia węglem w Londynie, w czasie trwania sesji parlamentu.

W literaturze naukowej pojęcie „kwaśne deszcze” zostało wprowadzone w 1842 r. przez Poggendorffa (wydawca czasopism), który opisał zjawisko kwaśnego deszczu w okolicy Wezuwiusza (Firor 1994). Bardzo wcześnie, bo już w 1857 r., zanotowano także pierwszy protest mieszkańców. Miało to miejsce w najstarszym niemieckim rejonie przemysłowym (huty cynku i ołowiu) w Stolbergu koło Akwizgranu.

W 1872 r. w Anglii pojawiło się opracowanie monograficzne Augusta Smitha pt. „Powietrze i deszcz, początki klimatologii chemicznej”, w którym opisał wyniki 20-letnich badań, używając także terminu „kwaśne deszcze”.

Początkowo wzrost kwasowości opadów był przypisywany wzrostowi zawartości siarki w powietrzu, pochodzącej ze spalania węgla kamiennego. Dopiero na początku XX w. stwierdzono, że krople deszczu zawierają, oprócz kwasu siarkowego, także kwas azotowy.

Zmiany zawartości siarki w powietrzu, w sposób naukowy, zostały prześledzone na lądolodzie Grenlandii. Badając stratyografię lodu i depozyt jonów siarczanowych w lodzie i powietrzu uwiecznionym w lodzie, stwierdzono, że gwałtowny wzrost stężenia siarczanów zaczął się około 1800 r. i ta tendencja wzrostowa występuje do chwili obecnej.

Problem zanieczyszczeń antropogenicznych atmosfery Ziemi stał się na tyle ważny, iż rozpoczęto współpracę międzynarodową w zakresie ochrony atmosfery. W 1979 r. w Genewie podpisano po raz pierwszy Konwencję o Transgranicznym Przenoszeniu Zanieczyszczeń Powietrza Atmosferycznego, która zobowiązywała państwa-sygnatariuszy do

określonego ograniczenia emisji zanieczyszczeń. Polska podpisała dopiero w 1994 r. tzw. II Protokół Siarkowy.

Polska należy do krajów o największej emisji związków siarki i azotu. Około 74% tych związków emitowanych w Polsce jest przenoszone w atmosferze do krajów sąsiednich (głównie wschodnich ze względu na przewagę wiatrów zachodnich).

Światowa Organizacja Meteorologiczna w 1957 r. zainicjowała międzynarodowy system pomiarów zanieczyszczenia wody z opadów. W Polsce nie istnieje zorganizowana ogólnopństwowa sieć pomiarowa w tym zakresie. Badaniami składu chemicznego opadów atmosferycznych w Polsce zajmują się różne instytucje: oddziały IMGW, wyższe uczelnie, dyrekcje lasów państwowych, Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska i inne.

Materiał i metoda

Pomiary wskaźnika kwasowości opadów atmosferycznych są prowadzone w Warszawie-Ursynowie od czerwca 1997 r. a przewodnictwo elektrolityczne właściwe od stycznia 1998 r. Woda opadowa do pomiarów pobierana jest na stacji meteorologicznej Ursynów-SGGW (ok. 10 km od centrum Warszawy) za pomocą lejka i naczynia z polietylenu (zgodnie z obowiązującą Polską Normą). Pomiary wykonywane są za pomocą pehametru HI 9321, firmy Hanna oraz konduktometru HI 9032, firmy Hanna. W opracowaniu wykorzystano część mate-

riałów pomiarowych spełniających warunków pełnej jednorodności (w 1998 r. były zmieniane naczynia do gromadzenia opadu – ze szklanych na polietylenowe). Ze stacji Ursynów-SGGW pochodzą dane pomiarowe z 1999 r. Oprócz tego uwzględniono dane pomiarowe porównawcze pH zebrane w okresie od listopada 1997 r. do kwietnia 1998 r. w Ursynowie i w Rawie Mazowieckiej (ok. 18 tys. mieszkańców), położonej w odległości 75 km od Warszawy i 60 km od Łodzi. Punkt pomiarowy był zlokalizowany na przedmieściu Rawy Mazowieckiej, w bezpośrednim sąsiedztwie trawnika o powierzchni 5000 m². Wyniki pomiarów zostały opracowane statystycznie w celu przedstawienia przebiegu rocznego wartości pH i przewodnictwa w Ursynowie-SGGW oraz rozkładu częstości wartości pH, co pozwala na określenie prawdopodobieństwa wystąpienia opadu o odczynie kwaśnym, obojętnym i zasadowym. Przeanalizowano także rozkład wartości pH, w zależności od kierunku napływu powietrza, oraz dokonano porównania stopnia zakwaszenia opadów w Ursynowie-SGGW i Rawie Mazowieckiej.

Wyniki

W tabeli 1 i 2 przedstawiono wartości pH w przebiegu rocznym oraz rozkład częstości pH w poszczególnych przedziałach w Ursynowie-SGGW. Zaznacza się stosunkowo słabe zróżnicowanie wskaźnika pH z miesiąca na miesiąc i dość znaczne zróżnicowanie przewodności elektrolitycznej. Średnia roczna wartość pH = 5,48 może być zakwalifikowana jako

TABELA 1. Średnie wartości pH i przewodności elektrolitycznej wody opadowej (Ursynów-SGGW 1999)

TABLE 1. Mean values pH of precipitation water and electrolytic conductivity (Ursynów-SGGW 1999)

Miesiące Months	pH	Przewodność elektrolityczna [μS/cm] Electrolytic conductivity [μS/cm]
I	4,87	35,50
II	4,82	39,00
III	4,80	32,00
IV	5,19	30,68
V	5,27	42,66
VI	4,96	28,98
VII	5,47	19,00
VIII	5,65	19,68
IX	6,04	26,58
X	6,30	25,11
XI	6,24	32,70
XII	6,18	45,76
Rok/Year	5,48	31,47

TABELA 2. Rozkład częstości wartości pH wody opadowej w poszczególnych przedziałach (Ursynów-SGGW 1999)

TABLE 2. Distribution of precipitation water pH (Ursynów-SGGW 1999)

Przedziały pH Ranges pH	Liczba przypadków Number of cases	Częstość [%] Frequency [%]
< 4,00	3	4,92
4,00–4,50	7	11,48
4,51–5,00	14	22,95
5,01–6,00	12	19,67
6,01–7,00	20	32,79
> 7,00	5	8,2
Suma Total	61	100

TABELA 3. Średnie, maksymalne i minimalne wartości pH wody opadowej przy danych kierunkach wiatru (Ursynów-SGGW, 1999)

TABLE 3. Mean, maximum and minimum values of the pH of precipitation water in the different directions of air masses advection (Ursynów-SGGW, 1999)

Kierunek napływu Direction of advection	N	W	E	S	NW	SW	SE	NE
Średnie pH Means pH	–	6,08	4,58	5,06	5,68	6,01	4,92	4,74
Maksymalne pH Maximum pH	–	7,2	7,00	6,9	6,72	7,23	7,06	5,42
Minimalne pH Minimum pH	–	4,1	3,70	3,86	4,72	4,63	3,73	4,05

TABELA 4. Rozkład częstości wartości pH wody opadowej w okresie od 1 XI 1977 do 30 IV 1998

TABLE 4. Distribution of values pH of precipitation water from 1 XI 1997 to 30 IV 1998

Przedziały Range	Warszawa-Ursynów-SGGW		Rawa Mazowiecka	
	Liczba przypadków Number of cases	Częstość [%] Frequency [%]	Liczba przypadków Number of cases	Częstość [%] Frequency [%]
4,1–5,0	16	45,6	2	5,7
5,1–6,0	10	28,6	7	20,0
6,1–7,0	8	22,9	18	51,4
7,1–8,0	1	2,9	7	20,0
8,1–9,0	–	–	1	2,9
Suma/total	35	100	35	100

kwasowość normalna, a średnia przewodność 31,47 $\mu\text{S}/\text{cm}$ jako lekko podwyższona (na podstawie skali ocen stosowanej w Austrii: Jansen i in. 1988).

Rozkład częstości wartości pH wskazuje, że w 33% przypadków pH wynosi 6,01–7,00 (kwasowość lekko podwyższona), natomiast odczyn wyraźnie zasadowy miały opady atmosferyczne w 8,2% przypadków, a znaczne zakwaszenie opadów wystąpiło w 4,92% przypadków.

Z liczb zawartych w tabeli 3 wynika, że największe wartości pH (7,23 i 7,2 wystąpiły w Ursynowie przy kierunku wiatru SW i W (od strony osiedli miesz-

kaniowych Ursynowa, terenów Wyścigów Konnych i Doliny Służewieckiej)). Również średnie wartości pH są największe przy napływie powietrza z kierunków W i SW. Najmniejsze wartości pH (3,70 i 3,73) wystąpiły przy kierunkach wiatru E i SE. Ponieważ średnie wartości pH (4,58, 4,74, 4,92 – stosunkowo małe) występują także przy wiatrach z sektorów NE–SE, można przypuszczać, że nie jest to zjawisko przypadkowe i będzie mogło być wyjaśnione po uzyskaniu większej liczby danych pomiarowych. Na możliwość wpływu miejscowych źródeł emisji SO_2 i NO_2 na pH opadów zwracali uwagę Chęłmicki i Klimek (1994), badając pH

opadów atmosferycznych w okolicy Krakowa i Wieliczki.

W tabeli 4 przedstawiono podstawowe charakterystyki statystyczne pH w Ursynowie i Rawie Mazowieckiej w okresie od listopada 1997 r. do kwietnia 1998 r. (okres grzewczy). Zaznacza się znaczne zróżnicowanie wartości pH między tymi punktami pomiarowymi w poszczególnych przedziałach wartości pH. Największa częstość pH w Ursynowie wystąpiła w przedziale pH 4,1–5,0 (45,6% wszystkich przypadków) i jeden przypadek opadu o odczynie zasadowym. W Rawie Mazowieckiej największa liczba przypadków występuje w przedziale pH 6,1–7,0, odczyn zasadowy wykazało 20% opadów, a w 2,9% przypadków odczyn pH wyniósł powyżej 8,1. Średnia sezonowa wartość pH w Ursynowie wynosi 5,25, a w Rawie Mazowieckiej 6,37.

Podsumowanie i wnioski

1. W przebiegu rocznym zaznacza się pewna tendencja do zróżnicowania wartości pH opadów w okresie lata i zimy.

2. Opady o odczynie wyraźnie kwaśnym ($\text{pH} < 5$) stanowiły 39,4%, o odczynie normalnym 19,67%, a zasadowym i bliskim zasadowego ($\text{pH} > 6$) 40%.

3. Zaznaczył się pewien związek między wartościami pH a kierunkiem napływu masy powietrza. Wymaga to jednak dalszych badań.

4. W sezonie grzewczym w Ursynowie występuje wyraźne oddziaływanie aglomeracji warszawskiej w kierunku wzrostu zakwaszenia opadów, gdyż średnia wartość pH jest mniejsza o 1,12 aniżeli w Rawie Mazowieckiej.

Literatura

- CHELMICKI W., KLIMEK M. 1994: Wpływ kierunku napływu mas powietrza na pH opadów atmosferycznych na Pogórzu Wielickim. *Przegl. Geofiz.* 3: 297–302.
- FIROR J., 1994: Zmieniająca się atmosfera – jeszcze jedno wyzwanie cywilizacji. W: Kwaśne deszcze. WSiP, Warszawa.
- JANSEN A., BLOCK A., KNAACK J. 1988: Kwaśne deszcze – historia, powstanie, skutki. *Aura* 4: 18–19.

Summary

Acidity of precipitation-water in Ursynów in period 1997–1999. The mean value of pH of the precipitation-water in Ursynów in 1999 is 5,48. The value pH for the winter half-year in Ursynów is 5,25, in Rawa Mazowiecka is 6,37. It was found that the lowest mean value of pH in Ursynów corresponds with the advection of airmasses from east and north-east.

Author's address:

B. Łykowski
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warszawa
ul. Nowoursynowska 166
Poland

Kinga PACHUTA, Paweł OGŁĘCKI

Katedra Kształtowania Środowiska SGGW
Department of Environmental Management WAU

Rośliny naczyniowe i fauna Jeziora Imielińskiego w Warszawie

The vascular plants and fauna of the Imielińskie Lake in Warsaw

Wstęp

Jezioro Imielińskie w Warszawie stanowi cenną enklawę przyrodniczą w nowoczesnej dzielnicy miasta – Ursynowie. Ptaki, migrujące pomiędzy starorzeczami Wisły i samą rzeką a większymi zbiornikami wody stojącej w obrębie miasta wykorzystują Jezioro Imielińskie jako miejsce odpoczynku i żerowania. Dla mieszkańców Warszawy akwen i jego otoczenie są ważnym obiektem rekreacyjnym, pozwalającym spełnić jeden z podstawowych wymogów życiowych, jakim jest kontakt z naturą. W pracy przedstawiono wyniki inwentaryzacji i wstępnej waloryzacji flory i fauny strefy otwartej wody i brzegów. Wyniki te powinny zostać wykorzystane do utrzymania wysokich walorów środowiskowych Jeziora Imielińskiego i jego otoczenia.

Metody badań

Obserwacje terenowe, przeprowadzone na początku września 1999 r. oraz w maju i czerwcu 2000 r. pozwoliły na wstępne określenie aktualnego składu taksonomicznego i kondycji przedstawicieli poszczególnych gatunków flory naczyniowej i fauny Jeziora Imielińskiego.

Dwa rekonesanse terenowe objęły całą linię brzegową, wzdłuż której zlokalizowano 10 stanowisk inwentaryzacyjnych. Stanowiska o powierzchni od 50 do 100 m² rozmieszczono w najbardziej charakterystycznych florystycznie i siedliskowo miejscach Jeziora Imielińskiego.

Nomenklaturę przyjęto wg pracy Szafera i in. (1995).

Kondycje roślin oceniano w pięciostopniowej skali: bardzo dobra – 5 (m.in.

wchodzenie w fazę kwitnienia lub owocowania), dobra – 4 (m.in. kwitnienie), słaba – 3 (średnia), zła – 2 (obecność szkodników, podsychanie, niewystępowanie niektórych faz rozwojowych, chlorozy, uszkodzenia i inne objawy chorobowe), bardzo zła – 1 (obumieranie, utrata turgoru).

Częstość występowania określono za pomocą pięciostopniowej skali, jako liczbę notowań (%) na wyodrębnionych dziesięciu stanowiskach:

- gatunki występujące pospolicie, tj. spotykane na 80–100% powierzchni na badanym obszarze,
- gatunki występujące często, tj. 60–70%,
- gatunki występujące dość często, tj. 40–50%,
- gatunki występujące rzadko, tj. 20–30%
- gatunki występujące sporadycznie, tj. notowane tylko jeden raz lub na jednym z dziesięciu obszarów badawczych.

Skład taksonomiczny wodnych bezkręgowców ustalono na podstawie odłowów kontrolnych, dokonanych w wybranych charakterystycznych punktach akwenu. Organizmy planktonowe odławiano za pomocą siatki planktonowej o średnicy oczek 50 µm, próbki zaś bentosowe pobrano przy użyciu czerpaka. Przynależność gatunkową pozyskanych okazów określono (po badaniach makro- i mikroskopowych), korzystając z klasycznych kluczy do oznaczania bezkręgowców wodnych (Rybak 1977, Stańczykowska 1986, Engelhardt 1998).

Ryby odławiano w losowo wybranych stanowiskach za pomocą żywołownego agregatu prądotwórczego. Wszy-

stkie okazy wróciły do wody w dobrej kondycji. Herpetofaunę ustalono za pomocą metody przeszukiwania biotopów. Audiowizualne obserwacje ptaków przeprowadzano w różnych porach doby. Małe ssaki odławiano w pułapki żywołowne, kontrolowane w systemie zmierzch-swit-zmierzch. Taksonomiczną identyfikację kręgowców przeprowadzono na podstawie klasycznych pozycji literatury (Ryby... 1986, Juszczak 1991, Ptaki... 1992, Klucz... 1984).

Wyniki

Flora. W strefie wody otwartej, szuwarowej i brzegowej stwierdzono występowanie 62 gatunków roślin jednorocznych, 6 gatunków drzew i 9 gatunków krzewów (tab. 1 i 2).

Ogromna większość przedstawicieli zaobserwowanych gatunków (64) zakwitła i wydała nasiona, osiągając tym samym bardzo dobrą lub dobrą kondycję.

Na obszarze akwenu zanotowano 30 gatunków roślin, w strefie zaś przybrzeżnej ponad dwukrotnie więcej – 69 gatunków.

Na powierzchni akwenu ogólnie przeważają gatunki szuwarowe: pałka wąskolistna (*Typha angustifolia*), pałka szerokolistna (*Typha latifolia*), sitowiec nadmorski (*Bulboschoenus maritimus*), trzcina pospolita (*Phragmites australis*) i oczeret jeziorny (*Shoenoplectus lacustris*). Wśród gatunków wodnych dominuje rogatek sztywny (*Ceratophyllum demersum*).

W strefie przybrzeżnej (tj. około 2–10 m od lustra wody) występuje 69

TABELA 1. Kondycja i częstość występowania poszczególnych gatunków roślin naczyniowych Jeziora Imielińskiego w obszarze akwenu (w zakresie wahań stanów wody) i w strefie przybrzeżnej
TABLE 1. The vascular plants condition and occurrence frequency of Imielińskie Lake aquatic and lakeshore zones

Gatunki Species	Obszar akwenu Water area		Strefa przybrzeżna Lakeshore zone		Częstość występowania Occurance frequency	
	występowanie w stanowiskach occurance in the sites	kondycja (1–5) condition (1–5)	występowanie w stanowiskach occurance in the sites	kondycja (1–5) condition (1–5)	%	słownie status
Bylica pospolita	–	–	1, 7, 9	5	30	rzadko
<i>Artemisia vulgaris</i>	–	–	2, 3, 9	5	30	rzadko
Chwastnica jednostronna	–	–	2, 3, 9	5	30	rzadko
<i>Echinochloa crus-galli</i>	6, 9	4–5	1, 3, 4	5	50	dość często
Gorysz błotny	2	5	2, 6, 8, 9	4–5	40	dość często
<i>Peucedanum palustre</i>	–	–	3, 9	5	20	rzadko
Gwiazdnica błotna	4	5	1, 3, 6, 9	5	50	dość często
<i>Stelaria palustris</i>	4, 5, 9	5	1, 3, 4, 5, 6, 8	5	70	często
Jaskier ostry	–	–	1, 3, 6, 7, 8, 9	5	60	często
<i>Ranunculus acer</i>	–	–	4, 7, 9	5	30	rzadko
Jaskier rozłogowy	–	–	2, 3	4	20	rzadko
<i>Ranunculus repens</i>	–	–	7	4	10	sporadycznie
Jeżogłówka gałęzista	–	–	2, 3, 4, 10	5	40	dość często
<i>Sparganium ramosum</i>	–	–	7, 8	5	20	rzadko
Karbieńiec pospolity	4	5	–	–	10	sporadycznie
<i>Lycopus europaeus</i>	–	–	1, 2, 9, 10	5	40	dość często
Kielisznik zaroślowy	5	3	5	5	10	sporadycznie
<i>Calystegia sepium</i>	6, 9, 10	5	6, 10	5	30	rzadko
Komosa biała	1, 8	4	8, 10	5	30	rzadko
<i>Chenopodium album</i>						
Barszcz zwyczajny						
<i>Heracleum sphondylium</i>						
Krwawnica pospolita						
<i>Lythrum salicaria</i>						
Krwawnik pospolity						
<i>Achillea millefolium</i>						
Łączęć baldaszkowy						
<i>Butomus umbellatus</i>						
Łopian mniejszy						
<i>Arctium minus</i>						
Manna jadalna						
<i>Glyceria fluitans</i>						
Manna mielec						
<i>Glyceria aquatica</i>						
Mchy						

cd. tabeli 1/continued table 1

Gatunki Species	Obszar akwenu Water area	Strefa przybrzeżna Lakeshore zone		Częstość występowania Occurrence frequency		
		występowanie w stanowiskach occurrence in the sites	kondycja (1–5) condition (1–5)	występowanie w stanowiskach occurrence in the sites	kondycja (1–5) condition (1–5)	% słownie status
1	2	3	4	5	6	7
Mietlica biaława <i>Agrostis alba</i>	1, 3, 4	4	1, 2, 3, 4, 5, 9, 10	5	70	często
Mozga trzcinowata <i>Phalaris arundinacea</i>	4	5	1, 3, 4, 7, 8, 9, 10	5	70	często
Nawłóć późna <i>Solidago serotina</i>	—	—	1, 2, 4, 5, 7, 8, 9, 10	5	60	pospolicie
Nostrzyk biały <i>Melilotus albus</i>	—	—	2, 3, 9	5	30	rzadko
Oczeret jeziorny <i>Shoenoplectus lacustris</i>	2, 3, 4	5	2, 3, 9	5	40	dość często
Ostrożeń błotny <i>Cirsium palustre</i>	—	—	1, 4, 6, 7, 8, 9, 10	5	70	często
Ostrożeń polny <i>Cirsium arvense</i>	—	—	7	5	10	sporadycznie
Pałka szerokolistna <i>Typha latifolia</i>	1, 3, 4	—	1, 2, 4	5	40	dość często
Pałka wąskolistna <i>Typha angustifolia</i>	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9	5	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9	5	80	pospolicie
Perz zwyczajny <i>Agropyron repens</i>	—	—	6	5	10	sporadycznie
Pięciornik gęsi <i>Potentilla anserina</i>	—	—	1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9, 10	5	90	pospolicie
Pokrzywa zwyczajna <i>Urtica dioica</i>	—	—	1, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 10	5	80	pospolicie
Ponikło błotne <i>Heleocharis palustris</i>	1, 3, 4, 8, 9	5	1, 10	5	60	często
Pszeniec różowy <i>Melamphyrum arvense</i>	—	—	1, 2, 4	5	30	dość często
Przytulia błotna <i>Stellaria palustris</i>	—	—	1, 3, 4, 8, 9	5	50	dość często
Rdest kolankowaty <i>Polygonum nodosum</i>	—	—	1, 3	3	20	rzadko
Rdest ostrogorzki <i>Polygonum hydropiper</i>	—	—	1, 3, 4, 9	5	40	dość często
Rdest plamisty <i>Polygonum persicaria</i>	—	—	9	3	10	sporadycznie
Rdest ziemnowodny <i>Polygonum amphibium</i>	2, 8, 9	5	4	5	40	dość często

cd. tabeli 1/continued table 1

1	2	3	4	5	6	7
Rogatek sztywny	1, 2, 3, 4, 6,	5	—	—	80	pospolicie
<i>Ceratophyllum demersum</i>	8, 9, 10					
Rzepicha ziemnowodna	3	5	—	—	10	sporadycznie
<i>Rorippa amphibia</i>						
Rzęsa drobna	1, 6, 8, 9	4	—	—	40	dość często
<i>Lemna minor</i>						
Sadziec konopiasty	—	—	1, 4	5	20	rzadko
<i>Eupatorium cannabinum</i>						
Sit rozpierzchły	—	—	2	3	10	sporadycznie
<i>Juncus effusus</i>						
Sit skupiony	—	—	1, 9	4	20	rzadko
<i>Juncus conglomeratus</i>						
Sit członowaty	—	—	1, 2	5	20	rzadko
<i>Juncus articulatus</i>						
Sitowiec nadmorski	1, 3, 4, 6, 9	5	1, 2, 3, 6, 8,	5	80	pospolicie
<i>Bulboschoenus maritimus</i>			9, 10			
Psianka słodkogórz	—	—	4	4	10	sporadycznie
<i>Solanum dulcamara</i>						
Skrzyp błotny	1, 3, 4	5	1, 3, 4	5	30	rzadko
<i>Equisetum palustre</i>						
Szalej jadowity	1	4			10	sporadycznie
<i>Cicuta virosa</i>						
Szczaw lancetowaty	2	4	2, 3, 6	3–5	30	rzadko
<i>Rumex hydrolapathum</i>						
Szczaw wodny	3, 4	4	1, 3, 4	4–5	30	rzadko
<i>Rumex aquaticus</i>						
Szczaw zwyczajny	—	—	1, 2, 7, 8	5	40	dość często
<i>Rumex acetosa</i>						
Trzcina pospolita	10	—	10	5	10	sporadycznie*
<i>Phragmites australis</i>						
Trzcinnik lancetowaty	2, 3	4–5	—	—	20	rzadko
<i>Calamagrostis lanceolata</i>						
Tojeść rozesłana	2, 10	5	—	—	20	rzadko
<i>Lysymachia nummularia</i>						
Turzyca	2, 3, 4, 7, 8	—	2, 3, 7, 8, 10	3–5	60	często
<i>Carex sp.</i>						
Uczep trójlistkowy			1, 3, 4, 6, 7,	5	60	często
<i>Bidens tripartitus</i>			10			
Wiechlina błotna	4	3	1, 4, 5, 8	5	40	dość często
<i>Poa palustris</i>						
Wierzbownica błotna	—	—	4, 6	5	20	rzadko
<i>Epilobium palustre</i>						
Wierzbówka kiprzyca	—	—	1, 6, 7, 8, 10	5	50	dość często
<i>Chamaenerion angustifolium</i>						
Wrotycz zwyczajny	—	—	1, 7, 6, 10	5	40	dość często
<i>Tanacetum vulgare</i>						
Żabieniec babka wodna	1, 4, 9	5	2, 3, 4	5	40	dość często
<i>Alisma plantago aquatica</i>						
Żywokost lekarski	—	—	3	4	10	sporadycznie
<i>Symphytum officinale</i>						

TABELA 2. Kondycja i częstość występowania poszczególnych gatunków drzew i krzewów Jeziora Imielińskiego w obszarze akwenu (w zakresie wahań stanów wody) i w strefie przybrzeżnej na wydzielonych dziesięciu stanowiskach

TABLE 2. The trees and shrubs conditions and occurrence frequency of the Imielińskie Lake aquatic and lakeshore zones

Gatunki Species	Obszar akwenu Water area		Strefa przybrzeżna Lakeshore zone		Częstość występowania Occurance frequency	
	występowanie w stanowiskach occurency in the sites	kondycja (1–5) condition (1–5)	występowanie w stanowiskach occurency in the sites	kondycja (1–5) condition (1–5)	%	słownie status
Olcha czarna <i>Alnus glutinosa</i>	–	–	5	3	10	sporadycznie
Śliwa <i>Prunus sp.</i>	–	–	4, 5	4	20	rzadko
Topola biała <i>Populus alba</i>	–	–	6	5	10	sporadycznie
Topola czarna <i>Populus nigra</i>	–	–	6	3	10	sporadycznie
Wierzba biała <i>Salix alba</i>	–	–	4, 8	5	20	rzadko
Wierzba szara <i>Salix cinerea</i>	8	5	–	–	10	sporadycznie
Bez czarny <i>Sambucus nigra</i>	–	–	1, 4, 5, 8	5	40	dość często
Dereń <i>Cornus sp.</i>	–	–	8	5	10	sporadycznie
Klon jesionolistny <i>Acer negundo</i>	–	–	4, 5	4	20	rzadko
Porzeczka <i>Ribes sp.</i>	–	–	4	3	10	sporadycznie
Wierzba krucha <i>Salix fragilis</i>	–	–	1	5	10	sporadycznie
Wierzba uszata <i>Salix aurita</i>	–	–	3	5	10	sporadycznie

gatunków o podobnej kondycji (4–5). Najczęściej spotykane to: pałka wąskolistna (*Typha angustifolia*), pałka szerokolistna (*Typha latifolia*), sitowiec nadmorski (*Bulboschoenus maritimus*), mozga trzcinowata (*Phalaris arundinacea*), pięciornik gęsi (*Potentilla anserina*), nawłóć późna (*Solidago serotina*), pokrzywa

zwyczajna (*Urtica dioica*) i trzcina pospolita (*Phragmites australis*).

Najczęściej spotykane gatunki tworzą zarazem największą część roślinnej biomasy ekosystemu. Budują one silnie rozwinięte zbiorowiska szuwarowe, wśród których przeważają szuvary właściwe (*Phragmitum* Koch 1926) reprezentowa-

ne przez zajmujące stosunkowo największą powierzchnię zespoły szuwaru wąskopątkowego (*Typhetum angustifoliae* Allorge 1922), w mniejszym zakresie szuwar trzcinowy (*Phragmitetum communis* Gams 1927), na niewielkich powierzchniach szuwar oczeretowy (*Scirpetum lacustris* Allorge 1922), wysoki szuwar trawiasty z manną mielec (*Glyceria maximae* Hueck 1931) i szuwar szerokopątkowy (*Typhetum latifoliae* Soó 1927). Dość silnie rozprzestrzenione są zbiorowiska z jeżogłówką gałęzistą (*Sparganietum erecti* Roll 1938) i sitowcem nadmorskim (*Bulboschoenus maritimi*) (nazewnictwo przyjęto za Scamonim 1967).

Jeziorko Imielińskie stanowi cenny obiekt przyrodniczy na obszarze stołecznej Warszawy, choć wśród gatunków roślin naczyniowych, występujących w granicach akwenu i w jego bezpośrednim sąsiedztwie, nie stwierdzono występowania gatunków rzadkich lub chronionych (Polska czerwona księga roślin 1993).

Fauna. W strefie pelagicznej i bentальной Jeziorka Imielińskiego stwierdzono występowanie 28 gatunków bezkręgowców wodnych:

- *Turbellaria* – *Planaria torva*, *Dendrocoelum lacteum*,
- *Annelida* – *Tubifex* sp.,
- *Hirudinea* – *Glossiphonia complanata*, *Helobdella stagnalis*, *Haemopis sanguisuga*,
- *Crustacea* – *Daphnia pulex*, *Bosmina longirostris*, *Chydorus sphaericus*, *Cyclops* sp., *Asellus aquaticus*, *Ortonectes limosus*,
- *Insecta* – *Lestes* sp., *Coenagrion* sp., *Cordulia aenea*, *Gerris* sp., *Microvelia* sp., *Ranatra linearis*, *Nepa cine-*

rea, *Notonecta* sp., *Dytiscus marginalis*, *Hydrous* sp., *Chironomus* sp., *Culex* sp., *Ptychoptera* sp., *Tabanus* sp.,

- *Mollusca* – *Planorbarius corneus*, *Planorbis planorbis*.

Odłowiono 8 gatunków ryb. Dominantem był karaś (*Carassius carassius*, 5–20 cm długości całkowitej). Poza tym stwierdzono występowanie lina (*Tinca tinca*), płoci (*Rutilus rutilus*), wzdregi (*Scardinius erthrophthalmus*), krapia (*Blicca bjoerkna*), ciernika (*Gastrosteus aceleatus*), okonia (*Perca fluviatilis*) i szczupaka (*Esox lucius*). Wszystkie wymienione gatunki należą do ryb stosunkowo odpornych na zanieczyszczenia. Lin, wzdregę i szczupak podlegają w Polsce ochronie częściowej.

W strefie przybrzeżnej zanotowano obecność 6 gatunków płazów: traszki zwyczajnej (*Triturus vulgaris*), ropuchy szarej (*Bufo bufo*), ropuchy zielonej (*Bufo viridis*), żaby jeziorkowej (*Rana lessonae*), żaby wodnej (*Rana esculenta*) i żaby trawnej (*Rana temporaria*). Żaba jeziorkowa i wodna podlegają w Polsce ochronie częściowej, pozostałe ochronie całkowitej, choć zaliczane są (z wyjątkiem ropuchy zielonej) do gatunków pospolitych. W czasie obserwacji stwierdzono obecność jednego gatunku gada – podlegającego ochronie zaskrońca (*Natrix natrix*).

Jeziorko Imielińskie stanowi enklawę dla ptaków wodnych i trzcinowych, choć nie zaobserwowano gatunków szczególnie rzadkich. Strefa szuwaru i brzegowa były miejscem gniazdowania lub żerowania 24 gatunków ptaków (tab. 3).

TABELA 3. Ptaki Jeziorka Imielińskiego i jego bezpośredniego otoczenia
TABLE 3. The birds of Imielińskie Lake aquatic and lakeshore zones

Lp. No	Gatunek Species	Strefa akwaticzna Aquatic zone	Strefa brzegowa Lakeshore zone
1	<i>Podiceps ruficollis</i> * O	+	+
2	<i>Cygnus olor</i> * N	+	+
3	<i>Anas platyrhynchos</i> N	+	+
4	<i>Phasianus colchicus</i> O		+
5	<i>Fulica atra</i> N	+	+
6	<i>Larus ridibundus</i> * PN	+	+
7	<i>Larus canus</i> * O	+	
8	<i>Acrocephalus scirpaceus</i> * N		+
9	<i>Acrocephalus arundinaceus</i> * N		+
10	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i> * PN		+
11	<i>Acrocephalus palustris</i> * PN		+
12	<i>Luscinia luscinia</i> * O		+
13	<i>Emberiza schoeniclus</i> * N		+
14	<i>Sylvia communis</i> * O		+
15	<i>Sylvia atricapilla</i> *		+
16	<i>Sylvia curruca</i> * O		+
17	<i>Emberiza citrinella</i> * O		+
18	<i>Carduelis cannabina</i> * O		+
19	<i>Carduelis carduelis</i> * O		+
20	<i>Parus major</i> * O		+
21	<i>Hippolais icterina</i> * PN		+
22	<i>Passer domesticus</i> O		+
23	<i>Passer montanus</i> O		+
24	<i>Sturnus vulgaris</i> * O		+
25	Total species number- Łączna liczba gatunków	6	23

* Full-protected in Poland (podlegający w Polsce ochronie całkowitej); N – nesting (lęgowy), PN – probably nesting (prawdopodobnie lęgowy), O – occasional (zalatujący)

Stwierdzono występowanie jednego gatunku ssaka wodnego – karczownika (*Arvicola terrestris*). W strefie przybrzeżnej odłowiono pojedyncze osobniki myszy domowej (*Mus musculus*) i myszy polnej (*Apodemus agrarius*).

Dyskusja

Jeziorko Imielińskie stanowi bardzo cenną naturalną enklawę przyrodniczą na zabudowanym i ciągle rozbudowującym

się warszawskim Ursynowie. Wartość przyrodnicza akwenu i konieczność zaspokojenia potrzeb estetycznych w obszarze zurbanizowanym nie pozostawiają wątpliwości co do celowości rekultywacji jeziora oraz uporządkowania i urządzenia jego otoczenia.

Niewielkie rozmiary tego akwenu, izolowanego od innych, podobnych, mało rozwinięta linia brzegowa, nieurozmaicona i ograniczona posesjami strefa ekotonowa, silne wypłylenie jeziora oraz stałe oddziaływania antropogeniczne

(wyrzucanie odpadów, penetracja mieszkańców w celu wędkowania, spacerów rowerowych, wyprowadzania psów i inne oddziaływania) spowodowały prawdopodobnie zubożenie składu gatunkowego roślinności wodno-szuwarowej, skutecznie wypieranej w strefie brzegowej przez gatunki azotolubne. Obecnie występuje tu co najmniej 77 gatunków roślin naczyniowych związanych ze strefą brzegową i obszarem wodnym akwenu. Większość stanowią gatunki o szerokiej amplitudzie ekologicznej i zarazem największej odporności na eutrofizujące spływy z ogródków posesji i terenów zieleni miejskiej.

Planując utrzymanie okrywy roślinnej na obszarze jeziora i w jego najbliższym otoczeniu oraz urządzenie zieleni, należy wziąć pod uwagę zarówno potrzebę utrzymania niezbędnej bioróżnorodności, jak i wytrzymałość na degradację poszczególnych gatunków występujących tu helo- i hydrofitów.

Szczególnie ważną formacją jest dominująca w układzie roślinności strefa szuwarowa wokół zbiornika, która umożliwia występowanie układu biocenotycznego stosunkowo bogato reprezentowanego przez faunę kręgową. Na uwagę zasługuje nie tyle różnorodność gatunkowa szuwarów, co ich szerokość i zagęszczenie roślin. Duża miąższość strefy szuwarowej w wodzie i na brzegu akwenu umożliwia utrzymanie się zarejestrowanych tu 42 gatunków kręgowców oraz 28 gatunków towarzyszących im drobnym bezkręgowców. Mimo niewątpliwie nasilonej antropopresji (niepokojenie poprzez przemieszczanie się i obecność ludzi i wyprowadzanych psów, wałęsające

się koty, odgłosy z pobliskich placów budowy i nieustanny hałas z pobliskich ulic Ciszewskiego i Pileckiego) rozmiary szuwarów wystarczają gniazdującej tu parze łabędzi.

Dalsze działania związane z utrzymaniem jeziora powinny uwzględniać pozostawienie możliwie obszernej strefy szuwarowej.

Ze względów estetycznych, a także potrzeby zlokalizowania i ograniczenia ruchu rekreacyjnego wynika potrzeba usunięcia części szuwaru.

Urządzenie terenu (alejki, ławeczki, pomosty widokowe) wzdłuż powstającej w ten sposób dostępnej linii brzegowej z pielęgnowanymi, niewielkimi kępami wybranych gatunków roślin wodno-szuwarowych, pozwolą na swobodę poruszania się spacerowiczów, bez potrzeby przemieszczania się przez obszar zarośnięty. Wzrokowy dostęp do lustra wody i urządzenie parkowe około 30% długości linii brzegowej umożliwi utrzymanie walorów przyrodniczych jeziora i zaspokojenie potrzeb mieszkańców.

W utrzymaniu niskiej trofii jeziora pomocne mogą być żywopłoty oraz kępy drzew i krzewów, zastępujące strefę ekotonową między ekosystemem jeziora a posesjami i gruntami użytkowanymi rolniczo.

Okresowe prace konserwacyjne powinny obejmować dosadzanie i implantacje roślin, koszenie trawników i wynoszenie części biomasy powstającej w jeziorze poza ekosystem.

Ze względu na podstawy prawne określające obszar Jeziora Imielińskiego i jego otuliny jako rezerwatu przyrody, należy egzekwować system zakazów

i nakazów prawnych w zakresie odnowy i utrzymania wód, flory i fauny oraz wprowadzić stały nadzór użytkowania obszaru, zgodny z zasadami ochrony środowiska.

Literatura

- Ryby słodkowodne Polski 1986: (red.) M. BNIŃSKA PWN, Warszawa.
- Ptaki Europy 1992: (red.) K. DOBROWOLSKI. PWRiL, Warszawa.
- ENGELHARDT W. 1998: Flora i fauna wód śródlądowych. Multico, Warszawa.
- JUSZCZYK M. 1991: Płazy i gady krajowe. T. 1–3. PWN, Warszawa.
- Klucz do oznaczania ssaków Polski 1984: (red.) Z. PUCEK. PWN, Warszawa.
- Polska czerwona księga roślin 1993: PAN, Inst. Bot. im. W. Szafera, Inst. Ochr. Przyr. Kra-ków.
- RYBAK J.I. 1971: Przewodnik do rozpoznawania bezkręgowych zwierząt słodkowodnych. PWN, Warszawa.
- SCAMONI A. 1967. Wstęp do fitosocjologii praktycznej. PWRiL, Warszawa.
- STAŃCZYKOWSKA A. 1986: Zwierzęta bezkrę-gowe naszych wód. WSiP, Warszawa.
- SZAFER W., KULCZYŃSKI S., PAWŁOWSKI B. 1995. Rośliny polskie. PWN, Warszawa.

Summary

The vascular plants and fauna of the Imielińskie Lake in Warsaw. The cataloguing and evaluation of Imielińskie Lake vascu-

lar plants and fauna were the aims of the paper. The lake itself is the valuable environmental enclave in Warsaw's district Ursynów. The investigations were carried out in two most important ecosystem zones – the aquatic and the lakeshore ones. At least 77 vascular plant species, 28 invertebrate species, 8 fish species, 6 amphibian species, 1 reptile species, 24 bird species and 3 mammal species were noticed. Although there were no extremely rare plants or animals listed, the Imielińskie Lake flora and fauna may be signed out as interesting and differentiated, since valuable from the environmental and „aesthetic” points of view. The most important for the proper ecosystem condition and its ecological balance is the rush zone maintaining. The rush itself plays a key role in the lake community, securing the feeding areas for many vertebrates and invertebrates and nesting sites for such birds as mute swan, moorhen or coot. The live fences and tree or shrub clumps (taking part of the ecotone zone) between the lake and buildings or arable areas would help in low water trophy maintaining. Periodical conservative works would include the plants seeding and implantation, lawnmowing and transporting the part of the lake biomass out of the ecosystem. The low regulation for the nature reserve and its buffer zone should be executed.

Authors' address:

K. Pachuta, P. Ogłędzki
Warsaw Agriculture University – SGGW
02-787 Warszawa,
ul. Nowoursynowska 166

Mieczysław POŁOŃSKI

Sylwia SZARLIK-SZCZEPAŃCZYK

Katedra Geoinżynierii SGGW

Zakład Technologii i Organizacji Robót Inżynierskich

Department of Geotechnical Engineering WAU

Technology and Engineering Management Division

Możliwości zastosowania programów do kosztorysowania robót budowlanych w świetle obowiązujących przepisów

The possibility of using program for cost calculations in the light of obligatory rules

Wstęp

Kosztorysowanie robót budowlanych jest zajęciem trudnym, wymagającym dużego doświadczenia oraz dobrej znajomości technologii robót, obowiązujących przepisów, baz katalogowych itp. W artykule zwrócono szczególną uwagę na trudności, na jakie napotykają kosztorysanci robót budowlanych, wynikające z niejednoznacznych lub niedostosowanych do realiów przepisów. Z drugiej strony, wskazano na programy komputerowe, które proces kosztorysowania mogą znacznie uprościć. Aktualnie na rynku można spotkać wiele programów, różniących się parametrami wpływającymi na możliwość ich użycia, łatwość obsługi, sposób zestawiania i drukowania sporządzonych kosztorysów itp. W artykule przeanalizowano ważniejsze, zdaniem autorów, cechy tych programów oraz zestawiono ich charakterystyki w postaci łatwej do przeanalizowania tabeli.

Podstawy sporządzania kosztorysów budowlanych

Kosztorys jest dokumentem określającym wartości wszystkich środków produkcji zużytych na wytworzenie danego produktu budowlanego i ustalającym jego cenę, która jest sumą poniesionych kosztów i zysku.

Niezależnie od etapu procesu budowlanego kosztorys służy inwestorowi do:

- oceny opłacalności inwestycji,
- wyboru odpowiedniego wariantu rozwiązań technicznych, konstrukcyjnych i ekonomicznych,
- opracowania sposobu finansowania inwestycji,
- zawierania umów,
- kontrolowania wydatków na realizację inwestycji.

Dla wykonawców kosztorys stanowi podstawę do:

- opracowania technologii i organizacji robót,
- planowania potrzeb w zakresie zużycia czynników produkcji,
- opracowania programu finansowania budowy,
- bieżącej kontroli poniesionych kosztów w stosunku do stanu zaawansowania robót,
- końcowego rozliczenia robót.

Sposób sporządzania kosztorysu reguluje Ustawa z dnia 10 czerwca 1994 r. o zamówieniach publicznych (DzU z 1998 r. nr 119, poz. 773 z późniejszymi zmianami), na podstawie której stworzono aktualnie obowiązujące przepisy dotyczące kosztorysowania oraz która nałożyła obowiązek posiadania przez zamawiającego kosztorysu inwestorskiego. Aktualne wytyczne do sporządzania kosztorysów inwestorskich w zamówieniach publicznych określa Rozporządzenie Ministra Spraw Wewnętrznych i Administracji z dnia 26 lutego 1999 r. w sprawie metod i podstaw sporządzania kosztorysu inwestorskiego (DzU nr 26, poz. 239). Uzupełnieniem powyższego rozporządzenia jest obowiązujące od dnia 30 marca 1999 r. Rozporządzenie Ministra Spraw Wewnętrznych i Administracji z dnia 26 lutego 1999 r. w sprawie określania kosztorysowych norm nakładów rzeczowych, cen jednostkowych robót budowlanych oraz cen czynników produkcji dla potrzeb sporządzania kosztorysu inwestorskiego (DzU nr 26, poz. 240). Rozporządzenie to zawiera załączniki od 1 do 3, które stanowią podstawową bazę normatywną do sporządzania kosztorysów inwestorskich dla zamówień publicznych.

Drugim aktem prawnym, który reguluje zasady sporządzania kosztorysów: inwestorskich, ofertowych, dodatkowych i powykonawczych, jest Zarządzenie Ministra Gospodarki Przestrzennej i Budownictwa z dnia 15 lipca 1996 r. w sprawie metod kosztorysowania obiektów i robót budowlanych (MP nr 48, poz. 461). Zarządzenie to odnosi się do kosztorysów inwestorskich sporządzanych dla zamówień niepublicznych (inwestorami są osoby lub firmy prywatne). Stan prawny regulujący kosztorysowanie obiektów i robót budowlanych jest oparty na ustawie z dnia 26 lutego 1982 r. o cenach (DzU z 1988 r. nr 27, poz. 195 z późniejszymi zmianami). Zgodnie z tą ustawą (art. 11 ust. 5) sprzedawca (wykonawca robót) ma obowiązek przedstawić odbiorcy (zamawiającemu, inwestorowi) na jego wniosek, przy uzgodnieniu cen umownych, kalkulację tej ceny. W art. 12, ust. 1 tej ustawy czytamy, że kalkulacja ta powinna być sporządzona na podstawie kosztorysu.

Kosztorysy sporządzamy, wykorzystując informacje zawarte w podstawach technicznych, rzeczowych i finansowych. W skład materiałów wyjściowych wchodzi również przedmiar robót, który zawiera opis robót budowlanych w kolejności technologicznej ich wykonywania, z podaniem ilości jednostek przedmiarowych robót wynikających z dokumentacji projektowej oraz podstaw do ustalenia cen jednostkowych robót lub nakładów rzeczowych (nr katalogu, tablicy i kolumny).

W świetle Rozporządzenia MSWiA z dnia 26 lutego 1999 r. w sprawie kosztorysów inwestorskich dla zamówień publicznych przedmiar powinien być wyko-

nany przez autora projektu. Z drugiej strony kosztorys na podstawie dostarczonego przedmiaru sporządza zupełnie inna osoba, a mianowicie kosztorysant. Pierwszą trudnością, na którą się on natknie, jest konieczność wprowadzenia danych z przedmiaru do programu kosztorysowego, jakiego używa. Przedmiary są wykonywane przez projektantów przy użyciu różnorodnego oprogramowania lub zestawiane są ręcznie. W sytuacji, gdy z tak wykonanego przedmiaru korzysta osoba trzecia, której zlecono wykonanie kosztorysu inwestorskiego, pracę wykonaną przy przedmiarowaniu należy wykonać jeszcze raz, przepisując cały przedmiar ponownie do drugiego komputera. Wynika to z faktu, że na rynku istnieje wiele niekompatybilnych programów, pozbawionych możliwości bezpośredniego wczytania przedmiaru w ujednoliconej formie, np. pliku tekstowego o ustalonym formacie. Aktualnie są prowadzone prace nad wprowadzeniem do programów kosztorysowych zapisu plików w uniwersalnym formacie ATH, co pozwoli na przenoszenie danych między programami.

Problematyczna jest również sytuacja, gdy kosztorysant w przedmiarze, na podstawie którego zlecono wykonanie kosztorysu, stwierdzi błędy. Istnieją dwie możliwości rozwiązania tego problemu przez kosztorysanta. Pierwsza, to zwrot błędnie wykonanego przedmiaru inwestorowi i oczekiwanie na wniesienie poprawek przez projektanta. Wydłuża to czas sporządzenia kosztorysu, a do tego nie daje gwarancji, że poprawiony przedmiar nie będzie zawierał nowych błędów, a więc będzie wymagał ponownego

sprawdzenia prawidłowości jego wykonania. Druga możliwość to dokonanie poprawek w przedmiarze przez kosztorysanta i podpisanie się pod cudzą, nie najlepiej wykonaną pracę. Jak widać, w świetle obowiązujących przepisów nie ma dobrego rozwiązania i pozostaje jedynie nadzieja na rychłą zmianę w ustawie, która pozwoli na rozwiązanie tego problemu w sposób jednoznaczny. A rozwiązanie tego problemu jest stosunkowo proste: nie należy oddzielać przedmiaru od kosztorysu. Można to uzyskać, zobowiązując projektanta do wykonywania całego kosztorysu inwestorskiego lub pozostawienie sporządzenia przedmiaru kosztorysantowi.

Podstawy rzeczowe do sporządzenia wszystkich kosztorysów w zasadzie są takie same i obejmują:

- kosztorysowe normy nakładów rzeczowych KNNR zawarte w załączniku nr 1 do rozporządzenia MSWiA z dnia 26 lutego 1999 r. – dla kosztorysów inwestorskich w zamówieniach publicznych sporządzanych metodą szczegółową,
- jednostkowe nakłady rzeczowe zawarte w katalogach nakładów rzeczowych (KNR), katalogach scalonych nakładów rzeczowych (KSNR) – dla kosztorysów inwestorskich niepublicznych, ofertowych, dodatkowych, powykonawczych sporządzanych metodą szczegółową,
- kalkulacja indywidualna nakładów rzeczowych – dla wszystkich kosztorysów.

Przy sporządzaniu kalkulacji kosztorysowej posługujemy się katalogami nakładów rzeczowych (KNR) i/ lub katalogami scalonych nakładów rzeczowych

(KSNR). Pierwsze KNR-y opracowane były w latach 1982–1992 i w ich skład wchodziło 69 części katalogów powszechnie obowiązujących i 29 części katalogów branżowych. Zakres robót, które można skalkulować przy użyciu tych katalogów, był poszerzany i aktualnie dysponujemy 74 katalogami powszechnie obowiązującymi oraz 53 katalogami o charakterze branżowym. KSNR-y zostały opracowane w 1995 r. i nie trudno stwierdzić, że dane zawarte w nich są aktualne. Katalogi te zostały przygotowane z myślą o sporządzaniu kosztorysów inwestorskich i obecnie stanowią obowiązującą podstawę ich sporządzania metodą szczegółową. Niestety, jest ich tylko 11, co zdecydowanie nie pokrywa się z szerokim zakresem prac budowlanych. Ponadto, katalogi te zawierają przestarzałe technologie i w swoich opisach zawierają błędy wydawnicze. W praktyce, wbrew obowiązującym przepisom, kosztorysanci chętniej korzystają z katalogów nakładów rzeczowych, ze względu na ich znacznie obszerniejszą zawartość skatalogowanych robót.

W skład podstaw finansowych, w zależności od metody sporządzania kosztorysu oraz od rodzaju kosztorysu, wchodzi:

- ceny jednostkowe robót,
- ceny jednostkowe czynników produkcji,
- koszty pośrednie,
- zysk kalkulacyjny,
- podatek od towarów i usług (VAT) ustalany odrębnymi przepisami.

Wykonując kalkulację kosztorysów, inwestorzy lub wykonawcy często odstępują od kalkulacji własnej na rzecz wykorzystania dostępnych, w formie publi-

kacji, informacji kosztowo-cenowych. Do kalkulacji kosztorysowej można wykorzystać dwie grupy tych informacji:

- pierwsza, przeznaczona jest dla wykonawców oraz inwestorów realizujących zadanie ze środków własnych,
- druga, przeznaczona jest do opracowania kosztorysów inwestorskich dla zamówień publicznych.

Obecnie dostępne są informacje o cenach czynników produkcji oraz o cenach robót w trzech poziomach agregacji:

- robót jednostkowych,
- scalonych asortymentów robót,
- elementów i obiektów budowlanych.

Pozwalają one na sporządzanie kosztorysów zarówno metodą uproszczoną, jak i szczegółową. Informacje o cenach wydawane są przez:

- BISTYP CONSULTING – Warszawa,
- Ośrodek Organizacji Obsługi Budownictwa ORGBUD-SERWIS – Poznań,
- Ośrodek Wdrożeń Ekonomiczno-Organizacyjnych „Promocja” – Warszawa,
- Warszawskie Centrum Postępu Techniczno-Organizacyjnego Budownictwa WACETOB – Warszawa.

Przy ustalaniu cen jednostkowych robót dla kosztorysów inwestorskich w zamówieniach publicznych należy w pierwszej kolejności stosować ceny jednostkowe robót określone przez Ministra Spraw Wewnętrznych i Administracji, które są zawarte w załączniku nr 2 do Rozporządzenia MSWiA. Stanowi on podstawę sporządzania kosztorysu inwestorskiego metodą uproszczoną. Załącznik ten nie miał swojego odpowiednika w poprzednich wydawnictwach minister-

stwa. Został tak opracowany, aby jego układ zawierający ceny był zbieżny z załącznikiem nr 1. Zastosowane nazewnictwo, numeracja katalogów, tablic i kolumn pozwalają na identyfikację opisów robót, a tym samym posługiwanie się cenami jednostkowymi w celu wykonania prawidłowej wyceny kosztorysu. Jeżeli w załączniku nr 2 nie odnajdziemy ceny jednostkowej na wybrane roboty, wówczas można skorzystać z kalkulacji szczegółowej. W praktyce, gdy załącznik nr 2 nie zawiera poszukiwanej ceny, kalkulacji dokonuje się na podstawie załącznika nr 3 lub korzysta z innych źródeł. Należy zwrócić uwagę, iż sporządzenie kosztorysu na podstawie załącznika nr 2 jest w budownictwie praktycznie niemożliwe. Najczęściej występuje konieczność zamieszczania w jednym kosztorysie pozycji wykonanych metodą uproszczoną zgodnie z załącznikiem nr 2 i pozycji, w których wyliczamy ceny na podstawie kalkulacji szczegółowej, tzn. norm i cen wg załącznika nr 3. W takiej sytuacji trudno mówić o uproszczeniu, które autorzy załącznika nr 2 spodziewali się uzyskać. Opracowanie kalkulacji zamiast być łatwiejsze staje się bardziej skomplikowane, ponieważ kosztorysant zanim użyje metody kalkulacji szczegółowej musi się upewnić, iż w załączniku nr 2 nie występuje cena jednostkowa, którą chce ustalić. Problemy narastają w sytuacji, gdy program, z którego do tej pory korzystał kosztorysant, nie umożliwia wykonania kalkulacji metodą mieszaną. Modyfikowanie oprogramowania wiąże się z koniecznością zmiany programu lub przynajmniej z zaopatrzeniem się w nową

wersję programu, co niestety pociąga za sobą dość duży wydatek.

Przy ustalaniu stawek i cen czynników produkcji przy kalkulacji kosztorysu inwestorskiego dla zamówień publicznych należy:

- przyjmować wielkości określone przez Ministra Spraw Wewnętrznych i Administracji na podstawie załącznika nr 3 Rozporządzenia MSWiA z dnia 26 lutego 1999 r.,
- w sytuacji braku cen w załączniku nr 3 można skorzystać z cenników producentów materiałów lub dostawców oraz cenników usługodawców i baz sprzętowo-transportowych, z doliczeniem kosztów zakupu według kalkulacji indywidualnej.

Załącznik nr 3 zawiera ceny czynników produkcji, które stanowią podstawę do sporządzania kosztorysu inwestorskiego metodą szczegółową. Odpowiada on w pełni wydawanym do tej pory Informatorom MSWiA o cenach czynników produkcji. Załącznik ten obejmuje ceny materiałów budowlanych, materiałów elektrycznych, materiałów instalacyjnych, ceny najmu sprzętu oraz kosztorysowe stawki robocizny. Układ cen materiałów dobrano w ten sposób, aby odpowiadały najczęściej występującym tabelom kosztorysowych norm nakładów rzeczowych, które podaje załącznik nr 1. Ceny materiałów zawierają koszty ich transportu na plac budowy.

Kalkulacja indywidualna

Nakłady rzeczowe z katalogu stosuje się bez zmiany, jeżeli zmiana wiodącego parametru technicznego mieści się w gra-

nicach określonych w katalogach. Różnorodność robót budowlanych i montażowych, remontów budowlanych, a także wprowadzanie coraz nowszych technologii nie pozwalają na objęcie katalogami nakładów rzeczowych wszystkich rodzajów robót. Istnieją i będą istniały luki, które należy uzupełniać na drodze samodzielnych kalkulacji. Brak nakładów rzeczowych w katalogach wymaga indywidualnego ustalenia tych nakładów w wyniku zastosowania odpowiednich wielkości, które występują w katalogach – kierując się metodą analogii, interpolacji albo ekstrapolacji lub sporządzania szczegółowych analiz danych nakładów. Porównanie poziomu organizacji i technologii wykonania robót, będących przedmiotem kalkulacji indywidualnych z poziomem przyjętym w katalogach, pozwala na logiczne zastosowanie w kalkulacji nakładów rzeczowych metodą analogii, interpolacji lub ekstrapolacji w odniesieniu do obowiązujących nakładów rzeczowych ujętych w KSNR lub KNR.

Metoda ustalania nakładów rzeczowych przez analogię polega na doborze nakładów z określonej tablicy katalogu, które pod względem charakteru robót, jednostki obmiaru oraz organizacji i technologii wykonywania robót kwalifikuje się do wykorzystania przy ustalaniu określonych nakładów. Metodę tą stosujemy w sytuacjach, gdy pomimo różnic, np. w rozwiązaniach konstrukcyjnych, warunki technologiczne i organizacyjne kalkulowanych robót odpowiadają warunkom przyjętym w katalogach i w związku z tym obowiązujące normatywy nakładów rzeczowych mogą być adaptowane dla potrzeb kalkulowanego zadania. Adapta-

cja ta może polegać na przyjęciu z katalogu niezmiennych nakładów bądź na ich odpowiedniej korekcie, co zależne jest od stopnia zachodzącej analogii między warunkami przyjętymi w katalogach, a warunkami dotyczącymi kalkulowanego zadania.

Metoda interpolacji lub ekstrapolacji przy ustalaniu nakładów rzeczowych może mieć zastosowanie wyłącznie w wypadku, gdy wielkość wiodącego parametru technicznego, określającego dany rodzaj robót w kalkulacji kosztorysowej, różni się więcej niż o 10% w robociznie i pracy sprzętu oraz o więcej niż o 5% w materiałach, od wielkości najbardziej zbliżonej, występującej w katalogu. Jako parametr wiodący przyjmuje się w szczególności masę, wymiar, moc. Obszar ekstrapolacji nie powinien przekraczać 25% wielkości parametru poniżej dolnej wielkości parametru podanego w katalogu oraz 50% wielkości parametru powyżej górnej granicy.

Zgodnie z zapisem z zarządzenia MGPIB, kalkulacja indywidualna jednostkowych nakładów rzeczowych powinna być stosowana tylko w wypadkach braku określonych nakładów w katalogach oraz niemożliwości ich ustalenia metodą analogii, interpolacji lub ekstrapolacji. Sytuacja taka zachodzi najczęściej, gdy:

- przedmiot kosztorysowania: obiekt lub jego część, konstrukcja, roboty, maszyny bądź urządzenia, nie występuje w katalogach,
- przedmiot kosztorysowania różni się pod względem konstrukcyjnym w całości lub elementach składowych od występujących w obowiązującej bazie normatywnej katalogów,

- z dokumentacji projektowej wynika konieczność zastosowania odmiennej organizacji i technologii wykonania robót od podanej w założeniach szczegółowych katalogów pod warunkiem, że ma to bezpośredni wpływ na pracochłonność wykonania robót oraz wymaga zastosowania dodatkowego sprzętu lub środków transportu,
- zastosowano inny materiał podstawowy, wpływający na pracochłonność wykonania robót, niż ten z katalogu.

Zmianę jakiegokolwiek składnika jednostkowych nakładów rzeczowych należy traktować jako kalkulację indywidualną.

W związku z dynamicznym rozwojem nowych technologii w budownictwie zachodzi coraz częściej konieczność stosowania przedstawionych metod kalkulacji indywidualnej. Niestety, nie wszystkie spotykane na rynku programy do kosztorysowania umożliwiają łączenie pozycji kosztorysu sporządzanych tymi metodami z pozycjami sporządzonymi na podstawie katalogów.

Programy do kosztorysowania

Bardzo ważnym elementem w rozwoju technik sporządzania kosztorysów było pojawienie się komputerów osobistych oraz wyspecjalizowanego oprogramowania. Pozwoliły one na skrócenie oraz zmniejszenie pracochłonności procesu kosztorysowania. Aktualnie na polskim rynku istnieje wiele programów do kosztorysowania. Coraz częściej twórcy tych programów prześcigają się w tworzeniu nowszych funkcji, nie zawsze uza-

sadnionych merytorycznie, a często prowadzących do niepotrzebnej rozbudowy programu, która zamiast ułatwiać pracę przy kalkulowaniu kosztów, zaczyna ją utrudniać. Brakuje natomiast ustalonego standardu formatu danych, umożliwiającego wymianę opracowań kosztorysowych (lub przynajmniej części przedmiotowej) między różnymi programami. Zrozumiała jest chęć twórców tych programów do „przywiązania” użytkowników do swoich produktów, jednak tracą na tym wszyscy użytkownicy.

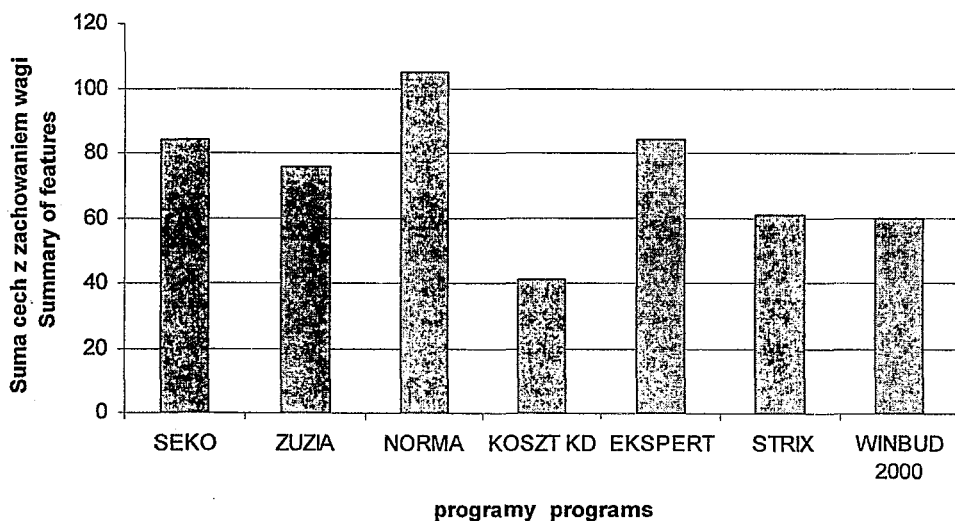
Dobry program kosztorysowy powinien zapewniać kosztorysantowi:

- formułowanie kosztorysów zgodnie z aktualnymi wymogami prawnymi,
- łatwość obsługi i poruszania się po programie,
- łatwość dostępu do baz cenowych, katalogów normatywnych, kartotek RMS,
- niezawodność i przejrzystość obliczeń,
- dostępność do wszystkich funkcji z każdego miejsca w programie,
- tworzenie przejrzystych, łatwych do przeformatowania i czytelnych wydruków,
- generowanie zestawień projektowanych przez użytkownika,
- możliwość budowania kosztorysów metodą uproszczoną i mieszaną równocześnie,
- możliwość sprawdzania kosztorysu pod kątem braku cen ich zastępowania innymi, wskazanymi przez kosztorysanta,
- możliwość sprawdzania poprawności naliczania narzutów,
- kontrolę braku obmiarów w części pozycji lub ich ujemnych wartości.

Dobierając programy, które w dalszej części poddano porównaniu, kierowano się kryterium, aby spełniały większość z wyżej wymienionych wymagań. Autorzy nie wyczerpali pełnej listy dostępnych na rynku programów, skupili się jednak na tych, które są najczęściej spotykane i stosowane przez kosztorysantów oraz na temat których możliwe było zebranie w miarę wyczerpujących informacji. Starano się również dobrać oprogramowanie zróżnicowane pod względem budowy, techniki obsługi oraz posiadanych funkcji. Ostatecznie poddano analizie siedem programów: SEKO, ZUZIA, NORMA, KOSZT KD, EKSPERT, STRIX oraz WINBUD 2000.

W tabeli 1 zestawiono blisko dwadzieścia cech charakteryzujących budowę, sposób obsługi i możliwości poszczególnych programów. Każdej z cech przy-

pisano punktową wagę, a następnie oceniono ją w zastosowanej skali w odniesieniu do każdego programu. Zarówno wybór ocenianych cech, jak i przypisanie wagi mogą być dyskusyjne, jednak w ocenie autorów poprawnie i dość wyczerpująco charakteryzują oprogramowanie do kosztorysowania. Jako podsumowanie przeprowadzonego testu zamieszczono wykres z naniesionymi łącznymi punktami uzyskanymi przez poszczególne programy (rys. 1). Mamy nadzieję, że zamieszczone zestawienie pomoże przyszłym użytkownikom w wyborze oprogramowania najlepiej przystosowanego do wykonywanych kosztorysów, a twórcom tych programów ułatwi ich dalszą rozbudowę.



RYSUNEK 1. Porównanie cech programów do kosztorysowania
FIGURE 1. The confrontation of computer programs features

TABELA 1. Zestawienie właściwości programów do kosztorysowania
TABLE 1. The confrontation of computer programs features

Właściwości Conveniences	Waga Weight	SEKO	ZUZIA	NORMA	KOSZT KD	EKSPERT	STRIX	WINBUD 2000
1	2	3	4	5	6	7	8	9
Łatwość obsługi	10	łatwa i przystępna	łatwa i przystępna	łatwa i intuicyjna	łatwa, program mało rozbudowany	utrudniona z powodu braku wyliczeń	łatwa, program mało rozbudowany	skomplikowana
		9	10	10	5	7	6	0
Możliwość stosowania metody mieszanej	10	tak	tak	tak	nie	tak	tak	tak
		10	8	10	0		8	8
Wybór katalogów do pozycji	7	• w oknie dialogowym • z listy	z listy	• w oknie dialogowym • z listy • z menu	z listy	• w oknie dialogowym • z listy	• w oknie dialogowym • z listy	• w oknie dialogowym • z listy
		5	2	7	2	5	5	5
Podział kosztorysu na elementy	5	należy wykonać na bieżąco	w dowolnym momencie pracy	w dowolnym momencie pracy	należy wykonać na bieżąco	w dowolnym momencie pracy	należy wykonać na bieżąco	w dowolnym momencie pracy
		1	5	5	1	5	1	5
Opisy katalogów	5	tak	tak	tak	nie	tak	tak – w pomocy	tak
		5	5	5	0	5	1	5
Sposób rozliczenia robocizny	4	razem lub osobno	razem lub osobno	razem lub osobno	zgonie z katalogiem	razem lub osobno	razem lub osobno	razem lub osobno
		4	4	4	2	4	4	4
Rozliczenie pracy rusztowań	2	automaty i z katalogu	z katalogu	automaty i z katalogu	z katalogu	automaty i z katalogu	z katalogu	automaty i z katalogu
		2	1	2	1	2	1	2

cd. tabeli 1/continued table 1

Właściwości Conveniences	Waga Weight	SEKO	ZUZIA	NORMA	KOSZT KD	EKSPERT	STRIX	WINBUD 2000
1	2	3	4	5	6	7	8	9
Możliwość zapisu obmiaru w formie wyrażenia matematycznego	6	tak	tak	tak	tak	tak	tak	tak
		6	6	6	6	6	6	6
Możliwość stosowania narzutów	10	domyślne oddzielne dla kosztorysów inwestor.	brak domyślnych należy podać % i algorytm	domyślne oddzielne dla kosztorysów inwestor.	domyślne	domyślne	brak domyślnych należy podać % i algorytm	brak domyślnych należy podać % i algorytm
		10	5	10	10	10	5	5
Przeszukiwanie bazy elementów R, M, S	7	przeglądanie wg nazwy indeksu	przeglądanie wg nazwy	przeglądanie wg nazwy indeksu	przeglądanie bez możliwości szukania	przeglądanie wg nazwy indeksu	przeglądanie wg nazwy indeksu	przeglądanie wg nazwy indeksu
		7	4	7	0	7	7	7
Moduł sprawdzania	10	• zerowe obmiary • zerowe elem. RMS • zerowe ceny jednostkowe • nie sprawdza podwójnych narzutów	zerowe ceny	• bardzo rozbudowany • zerowe obmiary • zerowe elem. RMS • zerowe ceny jednostkowe • podwójne narzuty • brak pozycji w katalogu	brak	• brak pozycji w katalogu • zerowa cena pozycji • zerowy obmiar • niezgodność obmiaru z przedmiarem	• brak pozycji w katalogu • zerowa cena pozycji	brak
		6	2	10	0	6	4	0

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Ustawienia wydruku	4	czcionka marginesy wymiary tabel	czcionka marginesy wymiary tabel	czcionka marginesy wymiary tabel	czcionka marginesy wymiary tabel	brak	czcionka marginesy wymiary tabel konieczne domyślnie nie mieści się na stronie	jak w systemie Office
		4	4	4	4	0	3	4
Wydruki	10	czytelne	czytelne	bardzo czytelne	czytelne	dość czytelne	dość czytelne	nie czytelne i nie przejrzyste
		9	0	10	9	7	7	0
Praca z kilkoma kosztorysami	3	tak	tak	tak	tak – przez schowek	tak	tak – przez schowek	tak
		3	3	3	1	3	1	3
Możliwość tworzenia kosztorysów różnicowych	1	nie	tak	nie	nie	tak	nie	nie
		0	1	0	0	1	0	0
Przeliczenie kosztorysu do określonej wartości kalkulacji	3	nie	nie	tak	nie	tak	nie	tak
		0	0	3	0	3	0	3
Waluta	1	dowolna	tylko PLN	dowolna	tylko PLN	tylko PLN	tylko PLN	dowolna
		1	1	1	0		0	1

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Współpraca z innymi programami	5	Planista	RODOS, NORMA, , Planista, b. Menagment, Artemis, Schedule, Publisher	Bardzo rozbudowana*	nie	Word, Excel, Lotus, Planista, Get Manager	Word, Excel, Planista	Edytory tekstu Microsoft Office, Planista
Inne	3	wykaz wskaźników kosztów pośr. dla kosztorysów inwestor.	• porównanie kosztorysów inwestorski z ofertowym • zestaw aktów prawnych • przenosze. strony tytuł. oraz narzut. między kosztorysami	• zawęża list przeszukiwa. katalogów	pomoc dźwiękowa	• wykresy • słownik indeksów • kalkulacja materiałów wytworzo. na budowie	brak	możliwość tworzenia własnych szablonów wydruków
		1	3	3	0	2	0	0
Suma	106	84	76	105	41	84	61	60

*Programy typu CAD, Microsoft Project, Projekt +, Planista, Koma, Zuzia, Leonardo, Norma, Inwestor, Strix, Get Manager, Obmiar, Odbiór, Fortuna, Ocena.

Podsumowanie

Kosztorysowanie jest wbrew pozorom bardzo trudnym i skomplikowanym procesem. Od prawidłowo wykonanego kosztorysu w dużej mierze zależy możliwość zabezpieczenia pełnych środków finansowych na wykonanie obiektu, a także przyszła współpraca inwestora i wykonawcy, a więc często los całej inwestycji.

Ostatnio dokonane zmiany w ustawodawstwie dotyczącym kosztorysowania wywołały liczne dyskusje w środowisku kosztorysantów. Brak jednoznacznych przepisów regulujących zawartość dokumentacji projektowej nie ułatwia tworzenia poprawnych kosztorysów. W dziedzinie kalkulowania kosztów inwestycji jest wiele luk i niedociągnięć, które należy uzupełnić i należy mieć nadzieję, że zmiany te przyjdą jak najszybciej, co pozwoli na tworzenie dokładniejszych i bardziej wiarygodnych opracowań kosztorysowych, a praca kosztorysanta będzie łatwiejsza i pozbawiona wielu wątpliwości istniejących dzisiaj.

Ostatnie zmiany przepisów prawa dotyczące zasad kosztorysowania spotkały się z dużym sprzeciwem kosztorysantów, inwestorów i wykonawców. I w niektórych przypadkach trudno się nie zgodzić z ich zdaniem. Z ogromną dezaprobatą spotkały się wprowadzone 26 lutego 1999 r. załączniki zawierające dyrektywne normatywy do sporządzania kosztorysów inwestorskich w zamówieniach publicznych. Większość zainteresowanych firm, pomimo swojego niezadowolenia, stosuje się do nowych przepisów. Istnieje jednak grupa inwestorów, w szczególności tych przyzwyczajonych do starych przepisów i wymogów, dla

których dostosowanie się do nowych rozporządzeń i normatywów jest bardzo trudne. Zdarza się, że przy przygotowywaniu dokumentacji do zamówień publicznych inwestorzy faktyczną wartość robót ustalają na podstawie kosztorysu inwestorskiego sporządzonego metodą szczegółową, a kosztorysy metodą uproszczoną wykonują jedynie dla zaspokojenia wymogów zawartych w obowiązujących przepisach. Biorąc pod uwagę fakt, że do stworzenia załączników użyto przestarzałych normatywów oraz cen jednostkowych, kosztorys skalkulowany zgodnie z tymi przepisami ma bardzo zaniżoną cenę i trudno tu mówić o prawidłowym oszacowaniu wydatków, jakie poniesie inwestor. Trudno się więc dziwić zamawiającym, że aktualne przepisy traktują jako przepisy martwe. MSWiA prowadzi działania mające na celu uaktualnienie wprowadzonych 26 lutego 1999 r. załączników; wynikiem tych działań jest opracowanie oraz zatwierdzenie 26 września 2000 r. zmian w załączniku nr 2, które zaczną obowiązywać po ich opublikowaniu.

Zmiany w dziedzinie kosztorysowania są również niezbędne w celu ułatwienia weryfikacji sporządzanych kosztorysów oraz zmniejszenia ich objętości, gdyż w chwili obecnej są one dość obszerne, a co za tym idzie drogie.

Aktualnie w celu usprawnienia opracowania kosztorysu można i należy posługiwać się odpowiednimi programami komputerowymi. Dzięki ich umiejętności zastosowaniu kosztorysant przy sporządzaniu kalkulacji nie musi sięgać do licznych katalogów czy dokonywać obliczeń za pomocą kalkulatora. Praca z komputerem pozwala na automatyczne sporządzenie różnego rodzaju zestawień

(tabela elementów scalonych, zestawienie robocizny, materiałów, sprzętu) dokonywania wielowariantowych przeliczeń oraz tworzenia niezbędnych wydruków. Nie zwalnia go to jednak od posiadania gruntownej wiedzy na temat kosztorysowania, gdyż to jednak kosztorysant wskazuje pozycje, z jakich ma się składać kosztorys, narzuty, jakie należy zastosować czy dokonuje kalkulacji indywidualnej wybranych pozycji.

Na rynku oprogramowań istnieje wiele programów wspomagających kosztorysowanie. W większości przedstawiają one wyrównany poziom, jednakże niektóre z nich nie są pozbawione pewnych wad czy niedogodności. Wbudowane do programów opcje nie zawsze są przydatne, a czasami niepotrzebnie rozbudowują system i utrudniają poruszanie się po nim.

Wybierając program, który ma usprawniać codzienną pracę i stanowi poważną inwestycję finansową, warto wcześniej przeanalizować jego możliwości i dobrać taki, który możliwie najlepiej spełni nasze wymagania. Bardzo pomocne w tym zakresie są darmowe wersje demonstracyjne tych programów, które oferują w tej chwili wszyscy liczący się na rynku producenci oprogramowania.

Literatura

- Ceny, normowanie i kosztorysowanie robót budowlanych 2000. Wydawnictwo WACETOB, Warszawa.
- Instrukcja obsługi programu do komputerowego kosztorysowania robót budowlano-montażowych i instalacyjnych ZUZIA'99. Datacomp, Kraków.

- Kosztorys w procesie inwestycyjnym 1996. *Licz i Buduj* 1/2000, 2/2000, 3/2000, 4/2000.
- Rozporządzenie MSWiA z dnia 26 lutego 1999 r. w sprawie metod i podstaw sporządzania kosztorysu inwestorskiego (DzU z 1999 r. nr 26, poz. 239).
- Rozporządzenie MSWiA z dnia 26 lutego 1999 r. w sprawie określania norm nakładów rzeczowych, cen czynników produkcji dla potrzeb sporządzania kosztorysu inwestorskiego (DzU z 1999 r. nr 26, poz. 240).
- Strona internetowa producenta programu Strix firmy Alatus www.alatus.com.pl.
- Strona internetowa producenta programu NORMA firmy ATHENASOFT www.athenasoft.com.pl.
- Strona internetowa producenta programu WINBUD 2000 firmy CHANDNEY Software www.chandney.com.pl.
- Strona internetowa producenta programu ZUZIA firmy DATACOMP www.datacomp.com.pl.
- Strona internetowa producenta programu KOSZTKD firmy KOMBUD www.kombud.com.pl.
- Strona internetowa producenta programu EXPERT firmy PENTA www.gdansk.sprint.pl/~penta.
- Strona internetowa producenta programu SEKO firmy SEKOCENBUD www.sekocenbud.cpm.pl.
- Ustawa o cenach z dnia 28 lutego 1982 r. (DzU z 1988 r. nr 27, poz. 195 z późniejszymi zmianami).
- Ustawa o zamówieniach publicznych z dnia 10 czerwca 1994 r. (DzU z 1998 r. nr 119, poz. 773 ze zmianami wprowadzonymi ustawą z dnia 9 kwietnia 1999 r.).
- Ustawa z dnia 10 czerwca 1994 r. o zamówieniach publicznych (DzU z 1998 r. nr 119, poz. 773).
- WELK 1993: Kalkulacja cen kosztorysowych. Wydawnictwo PTE, Warszawa.
- WELK R. 1999: Podręcznik do samodzielnej nauki kalkulacji kosztów, cen i kosztorysowania w budownictwie. Wydawnictwo PTE, Warszawa.
- Zarządzenie MGPIB z dnia 15 lipca 1996 r. w sprawie metod kosztorysowania obiektów i robót budowlanych (MP nr 48, poz. 461).
- ZYZCHOWICZ A. 1997: Vademecum kosztorysanta. Cadcam Forum 12.
- ZYZCHOWICZ A. 2000: Edbud kosztorys. Cadcam Forum 4.

Summary

The possibility of using program for cost calculations in the light of obligatory rules. The aim of this paper is to present current rules, method and difficulties in cost calculations in Poland. In the second part of article are presented a few modern computer programs for cost calculations. There are di-

scussion main functions and indications of using this program.

Authors' address:

M. Połonski, S. Szarlik-Szczepańczyk
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warszawa,
ul. Nowoursynowska 166
Poland
email: polonski@alpha.sggw.waw.pl
sylwia.s@inetia.pl

Dariusz GOŁASZEWSKI

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW

Department of Hydraulic Engineering and Environmental Recultivation WAU

Wpływ wiatru i zachmurzenia na przebieg temperatury powietrza w wybranych dniach przymrozkowych w Warszawie-Ursynowie

The influence of wind and cloudness on the air temperature courses on selected days with frost in Warsaw-Ursynów

Wstęp

Wcześniejsze badania termodynamicznych warunków kształtowania się stratyfikacji przygruntowej warstwy powietrza w nocie przymrozkowej napotykały na trudności z uzyskaniem masowych danych pomiarowych o małym kroku czasowym i dużej dokładności, co sygnalizował Schnelle (1968). W celu uzyskania takich danych trzeba dysponować aparaturą umożliwiającą jednoczesne wykonywanie pomiarów na różnych wysokościach nad powierzchnią gruntu i z dużą częstotliwością. Od 12 kwietnia 1994 r. automatyczna stacja meteorologiczna pracuje na stacji monitorowania powietrza atmosferycznego Zakładu Meteorologii i Klimatologii SGGW, umożliwiając w miarę dokładne określenie stratyfikacji termicznej warstwy powietrza do wysokości 21 m.

Materiał pomiarowy

Materiał pomiarowy pochodzi z dni przymrozkowych występujących w latach 1994–1999 i odnosi się do 4 poziomów pomiarowych tj. 0,05, 2, 4, 21 m n.p.g. Pomiary te wykonywano platynowymi czujnikami oporowymi, zainstalowanymi pod różnymi typami osłon. Temperatura powietrza na wysokości 2 m mierzona była zarówno w standardowej klatce makroklimatycznej, jak i pod aluminiową osłoną talerzykową oraz w klatce mikroklimatycznej typu Geigera, na poziomie 4 m – pod aluminiową osłoną talerzykową a temperatury powietrza na poziomach 5 cm i 21 m mierzono w klatkach mikroklimatycznych typu Geigera. Ponieważ stosowane osłony miały różną pojemność i bezwładność cieplną oraz w różny sposób zmniejszały prędkość przepływu powietrza wewnątrz, wyniki pomiarów zostały sprowadzone do porównalności przez określenie poprawek

godzinnych, wyznaczonych poprzez porównanie wskazań czujnika umieszczonego w klatce makroklimatycznej z identycznymi czujnikami zainstalowanymi na tym samym poziomie pomiarowym pod osłoną talerzykową oraz w klatce mikroklimatycznej typu Geigera. Poprawki te wyznaczono na podstawie pełnego sześćioletniego okresu pomiarowego dla poszczególnych miesięcy, z uwzględnieniem podziału doby na okresy dnia i nocy.

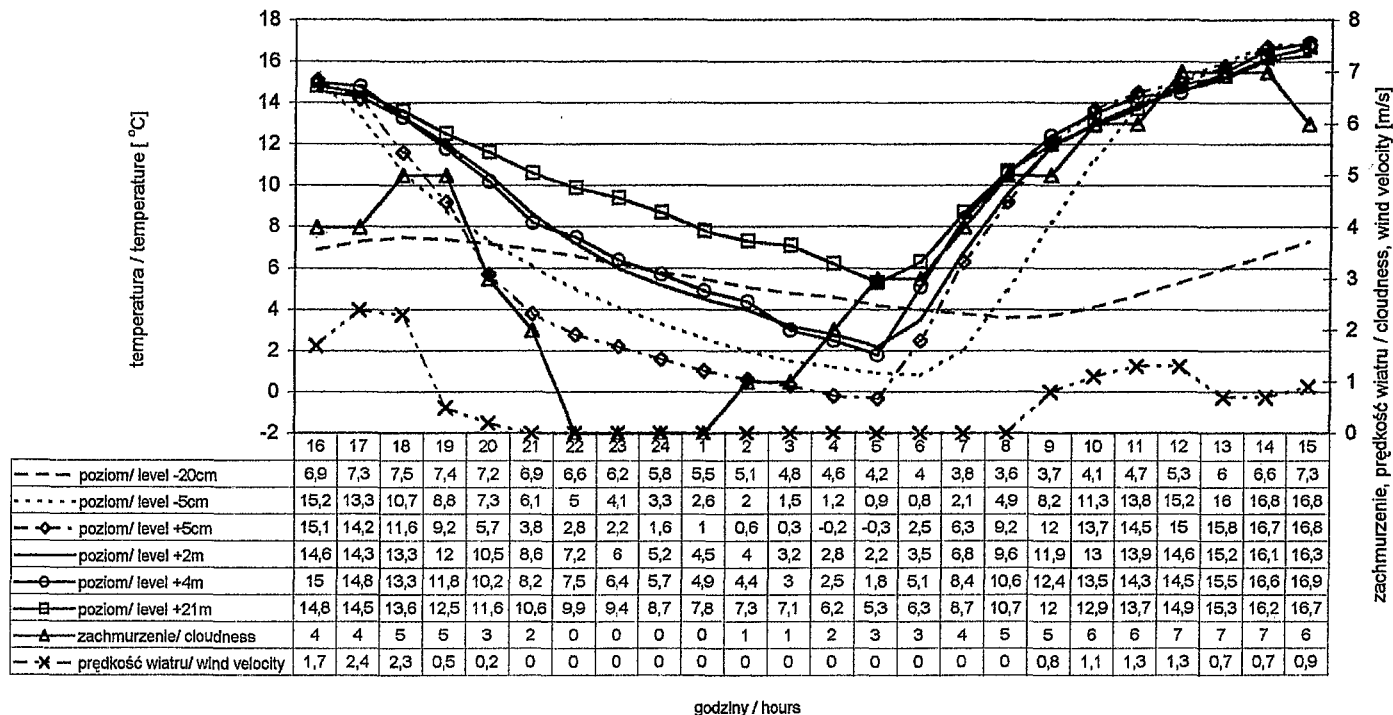
W pracy przedstawiono dobowy przebieg temperatury występujący w dniach przymrozkowych, w których wyraźnie zaznaczały się wpływy zróżnicowanego zachmurzenia i różnej prędkości wiatru.

Uzyskane wyniki

Na rysunku 1 przedstawiono przebieg temperatury powietrza pomierzony w dniu 17 kwietnia 1996 r. na wysokościach: 5 cm oraz 2, 4, 21 m. Rysunek przedstawia również przebieg temperatury gleby na głębokościach 5 i 20 cm oraz wielkość zachmurzenia ogólnego i prędkość wiatru na wysokości 10 m. Uwzględniony dzień był typowym dniem przymrozkowym, w jednej masie powietrza, wywołany czynnikiem statycznym – radiacją.

Z rysunku wynika, iż temperatury z poziomów 2 i 4 m są do siebie bardzo zbliżone w okresie godzin popołudniowych i wieczornych. Różnice temperatury pomiędzy rozpatrywanymi poziomami wynosiły wówczas 0,2–0,5°C. Od godziny piątej uwidocznił się wyraźny wzrost temperatury powietrza na poziomach 2 i 4 m, przy czym zdecydowanie

szybciej wzrastała temperatura na poziomie 4 m, co można tłumaczyć ochładzającym wpływem dużo większej, drewnianej klatki makroklimatycznej, silnie przechłodzonej w okresie nocy oraz jej dużą bezwładnością termiczną w stosunku do małej i przewiewnej osłony radiacyjnej. Obserwowane w godzinach popołudniowych i nocnych zmniejszenie wielkości zachmurzenia zaznaczyło się na przebiegu temperatury wyraźnym jej spadkiem na poziomie 5 cm, a na wyższych poziomach spadkiem tym mniejszym, im dany poziom leżał wyżej nad powierzchnią ziemi. Na krzywej przebiegu temperatury powietrza nocą zaznaczają się wyraźnie przedstawione przez Baumgartnera (1968) trzy fazy oziębiania się powietrza w warstwie przygruntowej. W godzinach popołudniowych i wczesnowieczornych widać wyraźny szybki spadek temperatury – tzw. okres przejściowy przechodzący w okres tłumienia spadku temperatury ze zdecydowanie mniejszą prędkością obniżania się temperatury powietrza przypadającą na okres godzin wieczornych i nocnych. Nad ranem (około godziny piątej) zaznacza się krótki okres zanikania spadku temperatury, w czasie którego temperatura obniża się zaledwie o dziesiąte części stopnia, po czym widoczny jest już bardzo szybki przyrost temperatury na tym poziomie. W rozpatrywanym dniu zwiększające się zachmurzenie w godzinach przedpołudniowych wpłynęło wyraźnie hamująco na przyrost tej temperatury w godzinach południowych i spowodowało wyraźne zbliżenie się krzywych temperatury na wszystkich rozpatrywanych poziomach pomiarowych.



RYSUNEK 1. Dobowy przebieg temperatury powietrza i gruntu [°C] na rozpatrywanych poziomach oraz zachmurzenie i prędkość wiatru w dniu 17.04.1996 r.

FIGURE 1. Daily courses of air and ground temperature [°C] on considered levels, cloudiness and wind velocity on 17 April 1996

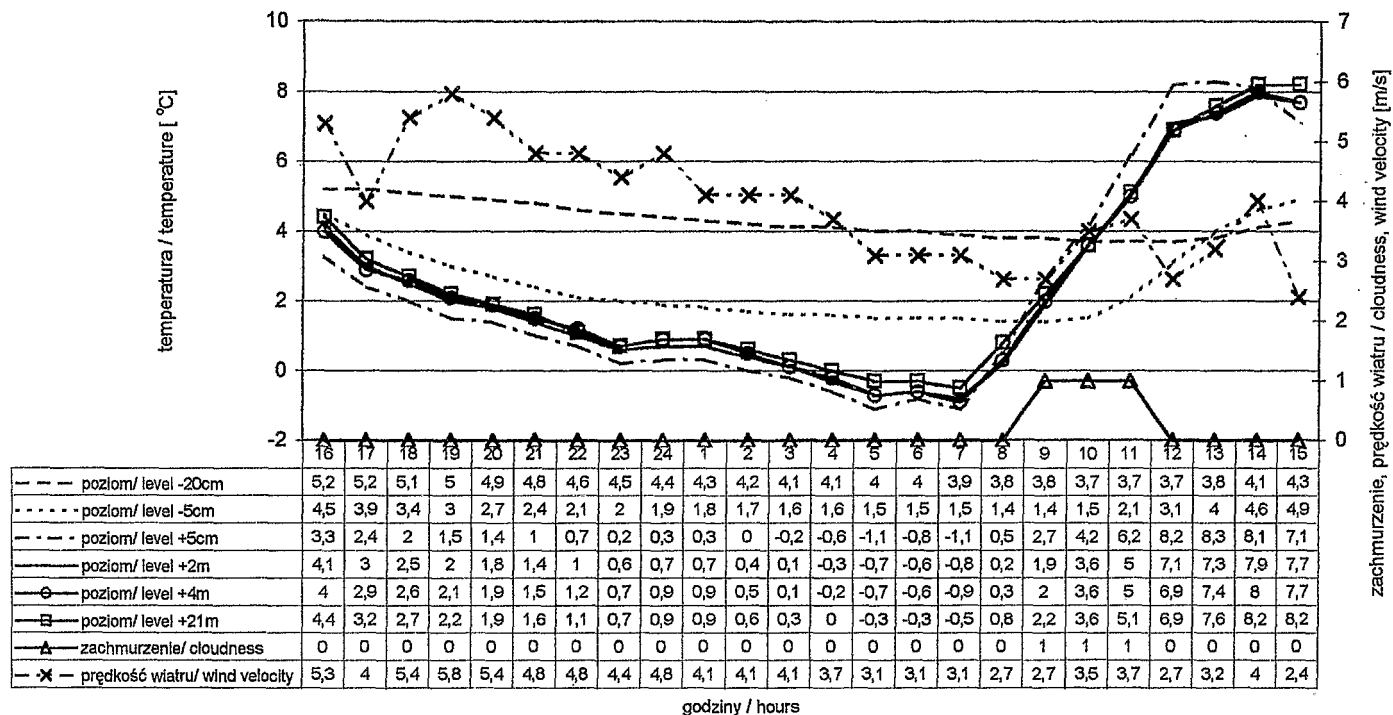
Okazało się także, że na poziomie 21 m temperatura powietrza w okresie całej doby była wyższa od temperatury z niższych poziomów pomiarowych, a prędkość wychładzania się powietrza w nocy na tym poziomie była wyraźnie mniejsza niż na wysokościach 2 i 4 m, z tym że w okresie najsilniejszego nagrzewania się powietrza przebieg temperatury na poziomie 21 m zbliżył się wyraźnie do przebiegu temperatury z poziomów 2 i 4 m, praktycznie pokrywając się z nim w godzinach południowych, co można tłumaczyć wzrastającym wówczas zachmurzeniem do wartości $7/8$ pokrycia nieba chmurami, a co za tym idzie znacznym ograniczeniem wpływu insolacji na podłoże i w efekcie słabszym ogrzewaniem się przygruntowej warstwy powietrza.

Rysunek 2 przedstawia uzyskane w dniu 5 listopada 1994 r. dobowy przebieg temperatury z czterech poziomów pomiarowych temperatury powietrza i dwóch poziomów pomiarowych gleby oraz zachmurzenia ogólnego i prędkości wiatru z poziomu 10 m. W tym dniu wystąpiły zarówno warunki sprzyjające nocnej radiacji i dziennej insolacji (tzn. w zasadzie bezchmurne niebo), jak i warunki nie sprzyjające silnemu oziębianiu powietrza spowodowane wiatrem o prędkości większej niż 2 m/s. Wiatr, jak wiadomo, niszczy istniejące już rozwarstwienia termiczne w przyziemnej warstwie powietrza i nie dopuszcza do powstawania dalszych rozwarstwień, co uwidacznia się na rysunku 2.

Podobnie jak na rysunku 1, tak i tu najbardziej wyrównane temperatury panowały na poziomach 2 i 4 m, przy czym w tym przypadku niemal identyczny

przebieg tych krzywych utrzymywał się przez okres całej doby. Maksymalna różnica temperatury między tymi dwoma poziomami wynosiła $0,2^{\circ}\text{C}$, co mieści się w granicach błędu samego pomiaru. Największe różnice wystąpiły między godzinami dwudziestą trzecią a pierwszą, gdy przebieg temperatury na poziomie 2 m był o $0,2^{\circ}\text{C}$ mniejszy niż na poziomie 4 m. Ochładzający wpływ podłoża uwidaczniał się od godzin popołudniowych aż do wschodu słońca. W tym czasie temperatura na poziomie 5 cm wyraźnie odbiegała od zbliżonej temperatury z pozostałych poziomów pomiarowych i była od niej niższa o $0,5^{\circ}\text{C}$. Można to tłumaczyć silnym wypromieniowaniem ciepła z powierzchni gruntu i znacznym wychładzaniem się przyziemnej warstwy powietrza, na co mógł wpłynąć fakt, iż niebo w tym czasie było bezchmurne. Około godziny siódmej, temperatura z poziomu 5 cm zrównała się z wartościami temperatury z wyższych poziomów, a z upływem czasu, na skutek intensywnej insolacji i nagrzewania się powierzchni ziemi, stały się od nich zdecydowanie wyższe, osiągając maksimum w godzinach południowych. Na rysunku 2 przebieg temperatury powietrza z poziomu 21 m jest bardzo zbliżony do przebiegu temperatury z poziomów 2 i 4 m, a w godzinach popołudniowych wręcz identyczny. W godzinach od pierwszej do dziewiątej widoczne jest mocniejsze wychłodzenie od podłoża dolnych warstw powietrza, co zaznacza się na tym rysunku nieco wyższymi temperaturami na wysokości 21 m.

Przebieg temperatury powietrza oraz gleby z badanych poziomów oraz zachmurzenia i prędkości wiatru na pozio-



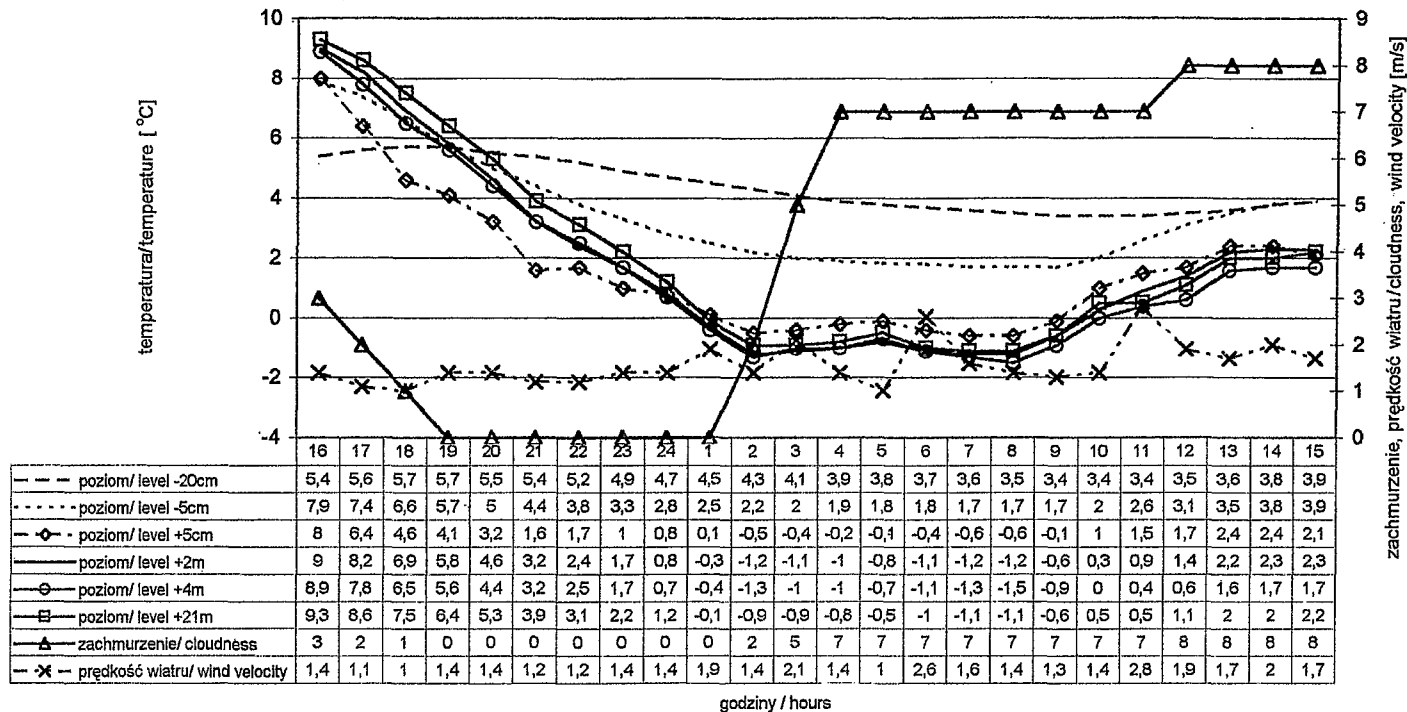
RYSUNEK 2. Dobowy przebieg temperatury powietrza i gruntu [°C] na rozpatrywanych poziomach oraz zachmurzenie i prędkość wiatru w dniu 05.11.1994 r.

FIGURE 1. Daily courses of air and ground temperature [°C] on considered levels, cloudnes and wind velocity on 5 November 1994

mie 10 m w dniu 10 marca 1995 r. przedstawia rysunek 3. Był to dzień przymrozkowy, w którym przymrozek wystąpił przy względnej ciszy ($V < 2$ m/s) i zachmurzeniu większym niż 2/8 pokrycia nieba chmurami. Podobnie jak we wcześniejszych omawianych przypadkach, tak i tego dnia przebieg temperatury z poziomów 2 i 4 m był do siebie bardzo zbliżony, w okresie godzin wieczornych i nocnych różnice temperatury na tych poziomach nie przekraczały $0,2^{\circ}\text{C}$. Od godziny szóstej (tj. od wschodu słońca) można zauważyć nieco większe wartości temperatury powietrza na poziomie 2 m niż na poziomie 4 m (różnica ok. $0,6^{\circ}\text{C}$) co można wytłumaczyć wpływem ogrzewającego się podłoża. Na wysokości 21 m temperatura powietrza była wyższa niż na poziomach 2 i 4 m. Widać to zwłaszcza w godzinach popołudniowych i wieczornych. W godzinach późnonocnych temperatury na rozpatrywanych poziomach wyrównały się i aż do wschodu słońca były bardzo zbliżone – różnica temperatury w warstwie powietrza od 2 do 21 m wynosiła wówczas $0,1\text{--}0,5^{\circ}\text{C}$. Ciekawy jest przebieg temperatury powietrza z poziomu 5 cm. W godzinach popołudniowych, między szesnastą a dziewiętnastą, zanotowano spadek zachmurzenia z $N = 3/8$ do $N = 0$, w tym samym czasie na wysokości 5 cm uwidocznił się intensywny spadek temperatury, który utrzymał się aż do godziny dwudziestej pierwszej, wywołany ochładzającym wpływem powierzchni ziemi. Od dwudziestej pierwszej rozpoczyna się okres tłumienia spadku temperatury na poziomie 5 cm, prowadzący do zrównania się o północy temperatury z tego poziomu z temperaturą z

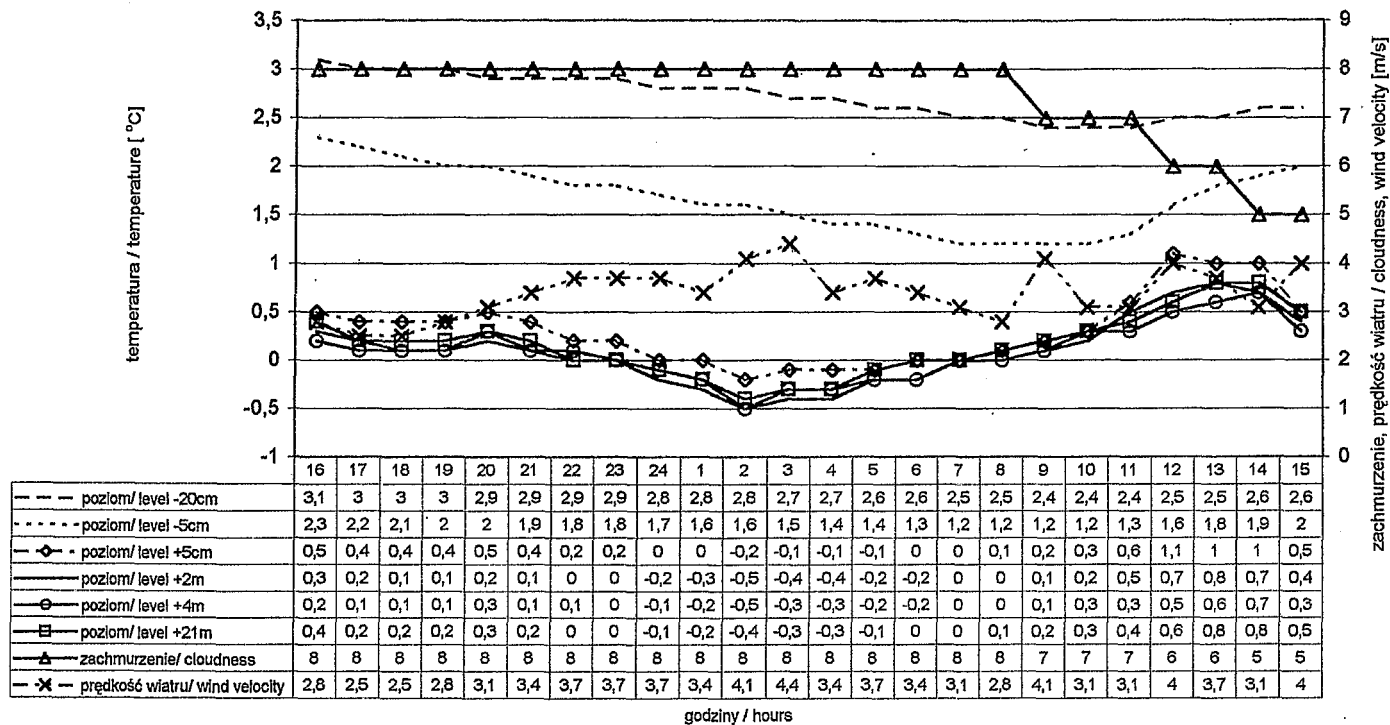
wyższych poziomów. Pojawienie się chmur i szybko wzrastające zachmurzenie od godziny drugiej przerywa proces intensywnego wypromieniowania i stabilizację temperatury na poziomie $-0,5^{\circ}\text{C}$. Od godziny siódmej widać powolny wzrost temperatury powietrza na wszystkich obserwowanych poziomach, przy czym najwyższe temperatury zostały zanotowane w warstwie przygruntowej.

Dobowy przebieg temperatury dla 18 grudnia 1994 r. na wszystkich rozpatrywanych poziomach pokazano na rysunku 4. Uwzględniony dzień charakteryzował się dużym zachmurzeniem, zmniejszającym się pod koniec doby z $N = 8/8$ do $N = 5/8$, oraz prędkością wiatru przekraczającą 2 m/s. Jest to ciekawy przypadek, gdzie jednocześnie uwidacznia się „antyrozwarstwiające” działanie wiatru i zmniejszający wypromieniowanie efektywne wpływ dużego zachmurzenia. Na rysunku widać niezwykle wyrównane krzywe dobowego przebiegu temperatury powietrza z poziomów 2, 4, 21 m, gdzie maksymalne różnice temperatury między tymi poziomami nie przekraczały $0,2^{\circ}\text{C}$. Należy zwrócić uwagę, iż temperatura z wysokości 5 cm była nieznacznie tylko wyższa ($0,2\text{--}0,3^{\circ}\text{C}$) od temperatury z wcześniejszych omówionych poziomów pomiarowych, a w godzinach porannych temperatura ta zrównała się z temperaturą pomierzoną na wyższych poziomach. Od godziny dziesiątej uwidacznia się ogrzewający wpływ podłoża, co powoduje szybszy wzrost temperatury powietrza w najniższych warstwach przygruntowych. Ciekawe są również krzywe przebiegu temperatury gleby, które mają podobny do siebie charakter a temperatury z tych



RYSUNEK 3. Dobowy przebieg temperatury powietrza i gruntu [°C] na rozpatrywanych poziomach oraz zachmurzenie i prędkość wiatru w dniu 10.03.1995 r.

FIGURE 3. Daily courses of air and ground temperature [°C] on considered levels, cloudness and wind velocity on 10 March 1995



RYSUNEK 4. Dobowy przebieg temperatury powietrza i gruntu [°C] na rozpatrywanych poziomach oraz zachmurzenie i prędkość wiatru w dniu 18.12.1994 r.

FIGURE 4. Daily courses of air and ground temperature [°C] on considered levels, cloudiness and wind velocity on 18 December 1994

poziomów są do siebie zbliżone co może świadczyć o dłuższym okresie z niskimi temperaturami powietrza i ich powolnym wzroście.

Podsumowanie

W pracy wykorzystano dane z automatycznej, gradientowej stacji monitoringu powietrza atmosferycznego SGGW w Warszawie-Ursynowie. Mały krok czasowy i krótkie okresy uśredniania oraz możliwość wykonywania pomiarów równocześnie na kilku poziomach pomiarowych pozwalają uchwycić wyraźny, antyrozwarstwiający wpływ wiatru na stratyfikację termiczną przygruntowej warstwy powietrza do wysokości 21 m.

Uzyskane dane pozwoliły także uchwycić wyraźny wpływ wzrostu wielkości zachmurzenia na stratyfikację termiczną rozpatrywanej warstwy powietrza oraz na zmianę tej stratyfikacji w przebiegu dobowym pod wpływem zmian wielkości zachmurzenia.

Literatura

- BAUMGARTNER A. 1968: Wpływ terenu na uwarstwienie i ruch zimnego powietrza w nocy. W: F. Schnelle. Ochrona roślin uprawnych przed mrozem PWRiL, T. 1. Warszawa.
- MADANY R., GOŁASZEWSKI D. 1995: Porównanie temperatury powietrza w klatce meteorologicznej i wewnątrz osłony firmy TRAX Elektronik. *Przegląd Naukowy Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska SGGW* 8: 71–76.

Summary

The influence of wind and cloudness on the air temperature courses on selected days with frost in Warsaw-Ursynów. The paper presents the influence of wind and cloudness on air temperature courses on days with frost in Warsaw-Ursynów. The effect of wind in whole considered range on air temperature equalizing was stated on the base of short time intervals measurement made simultaneously on four levels. The effect of cloudness and its changes on thermal stratification changes in daily course was stated as well.

Author's address:

D. Gołaszewski
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warsaw, ul. Nowoursynowska 166
Poland

Kazimierz PIEKUT, Joanna SZTYBER

Katedra Kształtowania Środowiska SGGW

Department of Environmental Management WAU

Ocena oddziaływań pośrednich, kumulacyjnych i interakcji oddziaływań

Assessment of indirect, cumulative impacts and impact interactions

Wstęp

Dla lepszego promowania idei rozwoju zrównoważonego sporządzane obecnie oceny oddziaływania na środowisko (OOS) na poziomie pojedynczego przedsięwzięcia wymagają dalszego ulepszenia (Sadler 1998). Konieczne jest stworzenie mechanizmów, w których OOS stałaby się narzędziem oddziałującym na projekt w takim samym stopniu, w jakim wpływają na niego uwarunkowania techniczne i technologiczne.

Z tego względu oceny środowiskowe powinny w większym stopniu zawierać ocenę oddziaływań pośrednich, kumulacyjnych i interakcji oddziaływań, szczególnie w odniesieniu do wartościowych składników ekosystemu (ang. Valued Ecosystem Components). Oceny te powinny być wykonywane rutynowo i systematycznie w sytuacji, gdy planowana nowa inwestycja jest dodawana do istniejących już na danym obszarze, z uwz-

ględzeniem innych przewidywanych projektów (The Cumulative Effects... 1997).

Definicja oddziaływań pośrednich, kumulacyjnych i interakcji oddziaływań

Podstawowym zagadnieniem w ocenie tych oddziaływań jest jasne określenie, czym są oddziaływania pośrednie, kumulacyjne i interakcje oddziaływań, ponieważ oddziaływania te w środowisku częściowo nakładają się na siebie. W większości literatury przedmiotu oddziaływania pośrednie i interakcje oddziaływań klasyfikuje się jako elementy składowe oddziaływania kumulacyjnego. Pomimo że nie ma do końca uzgodnionej definicji, to ze względu na pewne różnice między tymi oddziaływaniami – zarówno w aspekcie przestrzennym, jak i czasowym oraz dla dokładniejszej analizy –

dobrze jest traktować je oddzielnie (Walker i Johnston 1999).

Oddziaływania pośrednie to takie, które nie wynikają bezpośrednio z oddziaływania projektu, a często powstają w pewnym oddaleniu przestrzennym lub czasowym. Nazywamy je często oddziaływaniami drugiego i trzeciego rzędu lub oddziaływaniami wtórnymi. Przykładowo:

- inwestycja zmienia poziom wody gruntowej, a przez to wpływa na położone w pobliżu mokradła, co skutkuje zmianami ekologii tych mokradel,
- efekt wizualny, powstający w wyniku zastosowania barier osłabiających hałas,
- rozwój projektu, indukuje powstanie pomocniczych inwestycji.

Oddziaływanie kumulacyjne wywołuje skutki, wynikające z powiększania się zmian w środowisku powodowanych przez inne (przeszłe, obecne lub możliwe do dostrzeżenia w przewidywalnej przyszłości) działania związane z realizacją projektu. Przykładowo:

- wzrost hałasu w wyniku budowy kolejnych oddzielnych zakładów,
- połączenie pojedynczych oddziaływań, tj. hałasu, kurzu i zakłóceń krajobrazu pochodzących z jednego obiektu,
- kilka inwestycji z nieistotnymi pojedynczymi oddziaływaniami, lecz razem mającymi wpływ kumulacyjny, np. jedno pole golfowe może nie wywierać istotnego wpływu, lecz kompleks kilku pól golfowych może mieć istotny kumulacyjny wpływ na ekologię i krajobraz okolicy.

Interakcje oddziaływań powstają w wyniku reakcji między wpływami jednej tylko inwestycji lub między wpływami różnych obiektów na badanym obszarze. Przykładowo:

- fabryka chemiczna wytwarzająca dwa strumienie odpadów, które pojedynczo są akceptowalne, lecz w połączeniu stwarzają istotny poziom zanieczyszczenia,
- emisje do atmosfery pochodzące z jednego projektu reagują z emisjami z innych istniejących inwestycji,
- dwie duże inwestycje budowane w pobliżu innej już istniejącej mogą mieć wiele interaktywnych oddziaływań, począwszy od zagadnień użytkowania ziemi aż do hałasu w fazie budowy i użytkowania inwestycji.

Oddziaływanie, które bezpośrednio wpływa na jeden z elementów środowiska, może także mieć pośredni wpływ na inne (czasami nazywany jest on wpływem w poprzek elementów środowiska). Ten pośredni wpływ może czasami być bardziej znaczący niż wpływ bezpośredni. Dla przykładu, zmiany rodzaju hałasu lub poziomów wibracji mogą mieć silny wpływ na gniazdujące ptactwo, mimo iż zwiększenie poziomu hałasu (oddziaływanie bezpośrednie) nie musi prowadzić do nasilenia presji wywieranej na zwierzęta. Zastosowane w tej sytuacji proste metody oceny wpływu pośredniego umożliwiłyby zdefiniowanie przyczyn zmian środowiskowych.

Zmiany krajobrazowe mogą mieć pośredni wpływ na wartości estetyczne miejsc o znaczeniu historycznym. Podobnie tu, w przypadku braku analizy pośrednich wpływów, zakłócenia te mogą nie zostać uznane jako istotne.

Wymagania prawne i celowość oceny oddziaływań pośrednich, kumulacyjnych i interakcji oddziaływań

Podstawowymi przyczynami włączania do OOS oddziaływań pośrednich, kumulacyjnych oraz interakcji oddziaływań są przede wszystkim:

- wymagania prawodawstwa Unii Europejskiej,
- promowanie idei rozwoju zrównoważonego,
- dobra praktyka wykonywania ocen środowiskowych,
- pomoc w procesie podejmowania decyzji.

Legislacja

Dyrektywa EC 85/337, dotycząca oceny wpływów niektórych publicznych i prywatnych projektów na środowisko i jej poprawka (11/97/EC), wymagają przeprowadzenia OOS dla pewnych typów projektów, o których sądzi się, że prawdopodobnie będą mieć istotny wpływ na środowisko. Dyrektywa mówi, iż należy rozważyć wpływ bezpośredni, a także pośredni, wtórny i kumulacyjny oddziaływania projektu na środowisko. Zaleca także rozpatrzenie interakcji pomiędzy wymienionymi czynnikami. Wymagania te zostały włączone do prawodawstwa większości krajów członkowskich (polskie regulacje prawne dotyczące OOS także będą musiały uwzględniać zalecenia obu dyrektyw).

Dyrektywa 85/337/EEC (poprawiona) – artykuł 3

Ocena oddziaływania na środowisko powinna zidentyfikować, opisać i ocenić we właściwy sposób, w świetle poszczególnego przypadku i w zgodności z artykułami 4 do 11, bezpośredni i pośredni wpływ projektu na następujące czynniki:

- istoty ludzkie, faunę i florę,
- glebę, wodę, powietrze, klimat i krajobraz,
- interakcje między czynnikami wymienionymi w wierszu pierwszym i drugim.

Dyrektywa 85/337/EEC (poprawiona) – załącznik III kryteria selekcji wymienione w artykule 4 (3)

Charakterystyki przedsięwzięć muszą być rozważone z uwzględnieniem w szczególności:

- wielkości przedsięwzięcia,
- kumulacji z innymi przedsięwzięciami,
- użyciem naturalnych zasobów,
- wytwarzaniem odpadów,
- zanieczyszczeń i uciążliwości,
- ryzyko awarii, uwzględniające w szczególności stosowane substancje i technologie.

Dyrektywa 85/337/EEC (poprawiona) – aneks IV, Informacje referowane w artykule 5 (1)

3. Opis elementów środowiska, na które może istotnie oddziaływać proponowane przedsięwzięcie, obejmujący w szczególności ludność, faunę, florę, glebę, wodę, powietrze, czynniki klimatu, dobra materialne, w tym: dziedzictwo architektoniczne

i archeologiczne, krajobraz, i wzajemne oddziaływanie między wyżej wymienionymi czynnikami.

4. Opis¹ możliwych istotnych wpływów proponowanego przedsięwzięcia na środowisko wynikających z:
- istnienia przedsięwzięcia,
 - korzystania z zasobów naturalnych,
 - emisji zanieczyszczeń, powodowania uciążliwości i usuwania odpadów oraz opis przez inwestora metod, które będą używane do oszacowania skutków dla środowiska.

¹Opis ten powinien obejmować skutki bezpośrednie i wszystkie pośrednie, wtórne, skumulowane, krótko-, średnio- i długoterminowe, trwałe i okresowe, pozytywne i negatywne skutki przedsięwzięcia.

Dyrektywa 96/61/EC – artykuł 2

Dla celów tej dyrektywy:

- „zanieczyszczanie” będzie oznaczać bezpośrednio lub pośrednie wprowadzenie substancji, wibracji, ciepła lub hałasu do powietrza, wody lub ziemi, będące wynikiem działalności ludzkiej, które mogą być szkodliwe dla zdrowia człowieka lub jakości środowiska, powodować zniszczenia materialnej własności lub nadwątlać albo interferować z pięknem i innymi prawnie uzasadnionymi sposobami korzystaniem z zasobów środowiska,
- „emisja” będzie oznaczać bezpośrednio lub pośrednie uwalnianie substancji, wibracji, ciepła lub hałasu do powietrza, wody lub ładu z indywidualnych lub rozproszonych źródeł w instalacjach.

Ponadto zalecenia dyrektywy 96/61/EC dotyczącej zintegrowanej prewencji i kontroli zanieczyszczeń (dyrektywa IPPC) pokrywają się częściowo z postanowieniami dyrektyw poświęconych ocenom oddziaływania na środowisko. Dyrektywa ta kładzie duży nacisk na rozwój środków zapobiegania zanieczyszczeniom lub zaleca zmniejszenie emisji do powietrza, wody i ziemi, tam gdzie zapobieżenie im nie jest możliwe (dotyczy to typów działalności wymienionych w aneksie 1). Celem dyrektywy IPPC jest osiągnięcie wysokiego poziomu ochrony środowiska traktowanego jako całość, bez sprzeczności z zaleceniami dyrektyw 85/337 i 97/11 i innych związanych z tą tematyką przepisów Unii.

Promowanie rozwoju zrównoważonego. Skutki środowiskowe, które mogą wynikać z oddziaływań pośrednich, kumulacyjnych i interakcji oddziaływań mogą okazać się znaczne. Celem oceny oddziaływań pośrednich itp. jest identyfikacja i skupienie się na oddziaływaniach, które są istotne. Ocena tych oddziaływań jest pomocna w promowaniu rozwoju zrównoważonego – rozwoju, który zaspokaja potrzeby bieżące społeczeństw, nie ograniczając możliwości przyszłych pokoleń do zaspokajania swoich potrzeb.

Ocena oddziaływania na środowisko może być wykorzystana do promowania rozwoju zrównoważonego obszaru zarówno w skali lokalnej, jak i szerszej. Strategiczna ocena oddziaływania na środowisko (SOOŚ) może być przeprowadzona przez decydentów podczas formułowania polityk, planów i progra-

mów. SOOŚ może być wykonywana w kontekście zarówno sektorowym (np. rolnictwo, leśnictwo), jak i przestrzennym (np. regionalnym lub krajowym). Ocena środowiskowa projektu nie w pełni bowiem uwzględnia oddziaływania kumulacyjne, wynikające z działalności kilku inwestycji czy ich komponentów.

Poprzez wprowadzenie oceny oddziaływania na środowisko we wczesnym etapie procesu podejmowania decyzji oraz obejmowanie nią wszystkich projektów pewnego typu przedsięwzięć lub na pewnym obszarze możliwe będzie zagwarantowanie, że wszystkie rozwiązania alternatywne zostaną w pełni rozważone. Oznacza to, że potencjalne oddziaływania pośrednie i kumulacyjne oraz interakcje oddziaływań będą zidentyfikowane i oszacowane na dużo wcześniejszym etapie. Takie podejście jest ważnym krokiem w realizacji idei rozwoju zrównoważonego.

Problem z oszacowaniem omawianych oddziaływań we wcześniejszym etapie procesu realizacji inwestycji czy planowania polega na tym, iż brak jest szczegółów dotyczących natury skali i lokalizacji przyszłych przedsięwzięć. Często dane bazowe o stanie środowiska dla danego obszaru nie są dostępne. Przewidywane oddziaływania, a także ich ocena, nie mogą być w takiej sytuacji precyzyjne.

Ocena oddziaływań pośrednich i kumulacyjnych oraz interakcji oddziaływań nie jest alternatywą do przeprowadzania oceny strategicznej. W obu sytuacjach zalecane jest rozważanie zarówno oddziaływań pośrednich i kumulacyjnych, jak również interakcji oddziaływań. Oby-

dwa typy oceny mogą dotyczyć, dla przykładu, oddziaływania kumulacyjnego projektów na tym samym obszarze. Strategiczna ocena może dotyczyć danego sektora i mieć na celu oszacowanie wpływów projektów tego samego typu. Dla porównania, ocena projektu może skupiać się na skutkach różnych działań na tym samym obszarze.

Dobra praktyka. Ocena oddziaływań pośrednich i kumulacyjnych oraz interakcji oddziaływań jest postrzegana i promowana jako użyteczna metoda przy sporządzaniu ocen środowiskowych przez polityków, praktyków (ekspertów) i decydentów. Eksperci powinni zatem dążyć do oceny oddziaływań pośrednich i kumulacyjnych oraz interakcji oddziaływań na wszystkich etapach oceny projektu i prezentować jej wyniki w raporcie oceny. Raport powinien być przedstawiany w sposób przejrzysty, zrozumiały dla wszystkich zainteresowanych stron, tj. inwestora, decydentów i społeczeństwa. Podobnie jak ocena oddziaływań bezpośrednich, ocena wpływów pośrednich i kumulacyjnych oraz interakcji wpływów powinna wykorzystywać systematyczne analizy oparte na praktycznych technikach i narzędziach oceny.

Oddziaływania bezpośrednie projektu na środowisko mogą zasadniczo być przewidziane z dużym prawdopodobieństwem. Ocena oddziaływań pośrednich i kumulacyjnych oraz interakcji oddziaływań może napotkać niepewności i może być oparta na założeniach. W takich sytuacjach ekspert wykonujący ocenę powinien wskazać wyraźnie każde przyjęte założenie stanowiące część oceny.

W podejmowaniu OOS oddziaływań pośrednich i kumulacyjnych oraz interakcji oddziaływań ważne jest określenie napotkanych trudności ograniczających możliwości jej dokładnego wykonania. Ocena powinna być oparta na najlepszych dostępnych danych i technice w danym czasie (BAT – Best Available Techniques). Ocena może w wielu sytuacjach nie być doskonałą oceną. Jeśli jednak możliwość wystąpienia omawianych oddziaływań będzie przynajmniej rozważona, a nie zupełnie pominięta w procesie podejmowania decyzji, to stanowić to będzie wartościową pomoc w ocenie projektu i jego oddziaływania na środowisko.

Integracja wyników oceny oddziaływań pośrednich, kumulacyjnych i interakcji oddziaływań do projektu przedsięwzięcia

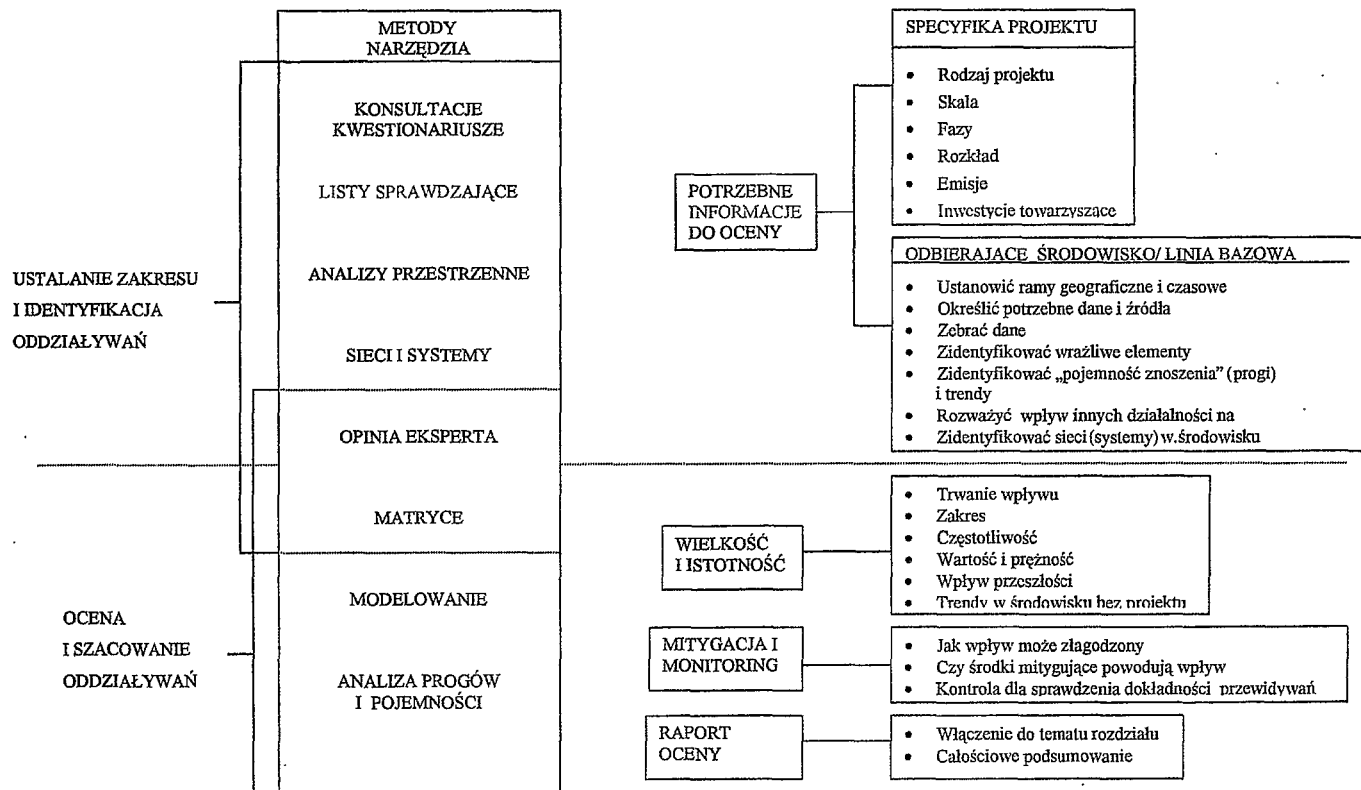
Ocena oddziaływań pośrednich i kumulacyjnych oraz interakcji oddziaływań nie powinna być traktowana jako oddzielny etap procesu oceny. Ocena tych oddziaływań stanowi bowiem integralną część wszystkich etapów procesu oceny oddziaływania na środowisko. Ocena oddziaływań pośrednich i kumulacyjnych oraz interakcji oddziaływań powinna być powtarzającym się procesem, podobnie jak ocena oddziaływań bezpośrednich. W obu przypadkach wynikiem procesu oceny jest uzyskanie danych pomocnych przy tworzeniu projektu i opracowywaniu środków łagodzących.

Oceny oddziaływania na środowisko są działalnością obejmującą wiele dzie-

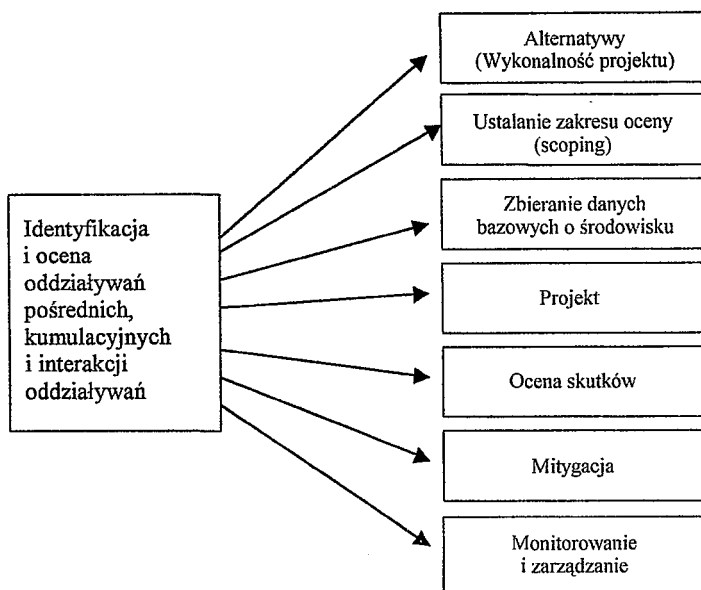
dzin wiedzy (rys. 1). Ważne jest zatem skompletowanie właściwego zespołu wykonawców OOS dla projektu w jego początkowej fazie, a więc także do oceny oddziaływań pośrednich, kumulacyjnych i interakcji oddziaływań. Jeśli zajdzie taka potrzeba, właściwe jest uzupełnienie zespołu ekspertów (wykonawców oceny) o specjalistów, którzy podejmą ocenę pewnych zagadnień lub będą współpracować przy opracowywaniu projektu.

Celowe jest zebranie wielodyscyplinarnego zespołu, kierowanego przez koordynatora o dużym doświadczeniu i praktyce w OOS. Koordynator projektu bierze odpowiedzialność za kontakt z klientem, monitorowanie i ogólne zarządzanie projektem. W przypadku oceny wpływów pośrednich i kumulacyjnych oraz interakcji oddziaływań rola koordynatora obejmuje:

- kierowanie zespołem tak, aby wyznaczeni specjaliści pracowali razem jako grupa i byli świadomi potrzeby przeprowadzenia oceny potencjalnych pośrednich i kumulacyjnych oddziaływań i interakcji oddziaływań,
- konsultacje z niestatutowymi i statutowymi organizacjami, mające na celu poznanie ich opinii i uwag na temat potencjalnych pośrednich i kumulacyjnych oddziaływań i interakcji oddziaływań oraz otrzymanie informacji o innych planowanych inwestycjach w obszarze projektu,
- zidentyfikowanie potencjalnych pośrednich i kumulacyjnych oddziaływań i ich interakcji i dostarczenie opinii o poziomie potrzebnej oceny i koniecznych do opracowania środków mitygujących,



RYSUNEK 1. Rozważane zagadnienia w ocenie oddziaływań pośrednich, kumulacyjnych i interakcji oddziaływań na środowisko proponowanego projektu



RYСУNEK 2. Schemat integrowanego podejścia do oceny oddziaływań pośrednich, kumulacyjnych i interakcji oddziaływań na wszystkich etapach projektu

- Utworzenie grupy, która spotyka się regularnie, by dyskutować o środowiskowych skutkach projektu, ich ocenie i możliwych środkach mitygujących; praca grupy może być pomocna, szczególnie w przypadku oceny oddziaływań pośrednich i kumulacyjnych oraz interakcji oddziaływań; grupa może obejmować kluczowych specjalistów, koordynatora projektu, inwestora i konsultantów.

Dobór metody i narzędzi oceny

Do oceny oddziaływań pośrednich, kumulacyjnych i interakcji oddziaływań najczęściej proponuje się różne metody, które wykonujący ocenę może adaptować i łączyć, by były odpowiednie do projektu i zakresu analizowanych zagadnień. Metody i narzędzia najczęściej stosowane do oceny wpływów pośrednich, kumulacyjnych

i interakcji wpływów można podzielić na dwie zasadnicze grupy (Walker i Johnston 1999):

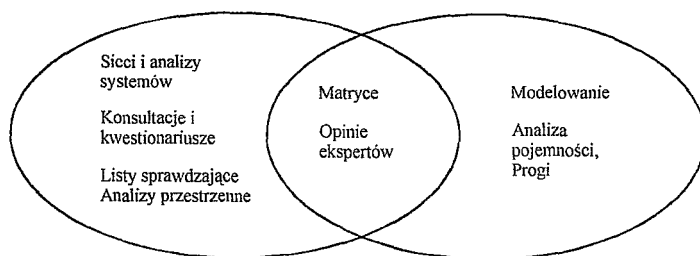
- techniki ustalania zakresu ocen i identyfikacji oddziaływań (ang. *scoping and impact identification techniques*) – identyfikują, jak i kiedy występuje oddziaływanie pośrednie, kumulacyjne lub interakcja oddziaływań może wystąpić.
- techniki szacowania (ang. *evaluation techniques*) – wartościują i przewidują wielkość i istotność oddziaływań na podstawie ich kontekstu i nasilenia.

W trakcie procesu oceny oddziaływania na środowisko stosowane są niejednokrotnie kombinacje tych technik oraz ich adaptacje na różnych etapach projektu. Przykłady przedstawiono poniżej na rysunku 3:

Stosowane metody powinny być praktyczne i odpowiednie do dostępnych da-

Ustalenie zakresu oceny
i identyfikacja oddziaływań

Techniki szacowania



RYSUNEK 3. Metody i narzędzia do oceny skutków pośrednich, kumulacyjnych oraz interakcji oddziaływań

nych, czasu i środków finansowych. Powinny także dostarczyć pełnych informacji, na podstawie których będzie możliwe przygotowanie, tam gdzie zajdzie potrzeba, środków mitygujących i monitorowania. Wybrane techniki nie powinny być zbyt kompleksowe, lecz mieć na celu zaprezentowanie wyników inwestorowi, decydentom i społeczeństwu w sposób zrozumiały.

WAJDA S., ŻUREK J. 1991: Dyrektywy EWG. Oceny oddziaływania na środowisko, 4.

WALKER L.J., JOHNSTON J. 1999: Guidelines for the Assessment of Indirect and Cumulative Impacts as well as Impact Interactions. EC DG XI. Environment, Nuclear Safety & Civil Protection. Hyder, NE80328/D1/3.

The Cumulative Effects Assessment Working Group 1997: Practical Approaches to Cumulative Effects Assessment: A practitioner's Guide. Prepared by Axys Environmental Consulting Ltd. for the Canadian Environmental Assessment Agency, Hull, Quebec.

Literatura

Dyrektywa RADY 97/11/EC z 3 marca 1997 r. poprawiająca Dyrektywę 85/337/EEC w sprawie oceny skutków niektórych publicznych i prywatnych przedsięwzięć dla środowiska. *Problemy Oceny Środowiskowych*: 76–82.

GLASSON J., THERIVEL R., CHADWICK A. 1994: Widening the scope: strategic environmental assessment. In: Introduction to Environmental Impact Assessment. UCL Press Limited.

SADLER B. 1998: EA Past, Present and Future. EIA Centre of the University of Manchester. *EIA Newsletter* 17: 2–3.

Summary

Assessment of indirect, cumulative impacts and impact interactions. The brief definitions of indirect, cumulative impacts and impact interactions were given. Regulation requirements and aim of indirect, cumulative impacts and impact interactions assessment were presented. Selection of methods and assessment tools were also given.

Authors' address:

K. Piekut, J. Szytyber
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
Poland

Piotr HEWELKE, Joanna MAŁEK, Justyna SAMOL

Department of Environmental Improvement WAU
Katedra Kształtowania Środowiska SGGW

The role of environmental management systems in protection of water resources in Poland

Rola systemów zarządzania środowiskiem w kształtowaniu i ochronie zasobów wodnych

Introduction

The quality of water in a river basin in Poland is predominately affected by industry that consumes about 8381 hm³ of water annually, what accounts for 75% of a total consumption. At the same time, industry produces 8269 hm³ of sewage, 1157 hm³ classified as requiring treatment. Of this volume, 681 hm³ undergoes only a mechanical treatment and 103 hm³ is discarded to the surface waters in crude form. Apart from effluents treated and not treated, industry releases to the atmosphere about 2.3 millions of tones of sulphur dioxide and 1.1 millions of tones of nitrogen oxides (GUS 1998). These pollution, washed out from the atmosphere by precipitation reach the earth surface and increase the adverse impact on water resources quality.

The industrial waste disposal is another source of effluents that cause deterioration of water quality. In environmental protection, particularly water resources

protection, two basic approaches may be observed. The first one is to remove the negative effects on the environment caused by production and consumption. The second one, a widely understood prevention. The first approach aims at keeping the volume of pollution discarded to the environment below allowable emission levels, that are often based on present results of man's activities and ignore the long-term impact on ecosystem.

From an environmental engineering perspective, most methods based only or mostly on removal of negative effects are ineffective over a longer period of time.

Such methods should then be applied as a final stage of overall activities with strategic objective aiming at removal of causes of an unfavourable effect. Thus, the concept of environmental protection, realised through management systems directed to reduce threats and implement rational resource management, must be considered superior to the effect removal concept (Hewelke and Kacprzak 1997).

Environmental management systems

In quality management, including also management of environmental quality and safety, the following stages of operation can be distinguished:

- legislation based management,
- task-oriented management,
- improvement-oriented management,
- values-oriented management.

What is characteristic, each stage concept includes in its basis the concepts of stages below. These concepts are present in different formalised and non-formalised environmental management systems. An environmental management system may be defined as an organisation structure, division of competence, responsibility, processes and resources used to eliminate or minimise the adverse impact on the environment of a given unit. An example of a non-formalised system is a Waste Minimisation Opportunity procedure, developed by the US' Environmental Protection Agency. The procedure, referred to as Cleaner Production (CP), consists of a continuous application of strategies to reduce the resource consumption and minimise the waste generation in production processes. As far as a product is concerned, the procedure assumes the reduction of environmental impact during whole life cycle, i.e. from resource acquisition to its take-back phase. The crucial issue in organisation structure of a CP programme is the assessment phase, in which the chosen element of a production process is being reviewed. The resulting environmental impact assessment founds a basis for an impro-

vement programme by means of technology, resource, and product and organisation changes, aiming at waste reduction and recycling. The CP procedure is a continuous one because each of the resource streams entering production and each of the resource generation points undergoes examination. Besides, the successful preparation and implementation of a programme is followed by a return to the assessment phase, where new objectives are set and the already implemented solutions are evaluated.

Apart from recommended in 1999 by United Nations Environmental Programme (UNEP) Cleaner Production strategy, several other non formalised management systems exist, such as: Responsible Care, Green Lights, Strategies for Today Environmental Partnership or Comparative Risk Analysis. In order to harmonise the efforts in a field of environmental management; standards describing the requirements such systems should meet have been established.

A model solution is a British standard BS 7500 (British Standard Institutions, 1994) (Chelstowski 1996). The standard served as a model for European Union guidance (Environmental Management and Auditing Systems – EMAS 1995) and a series of international standards ISO 14000 (International Standard Organisation 1996) (Wrzesińska 1996). The aim of ISO 14000 standards is to provide a basis for a homogeneous environmental management system, that could be applied by an economic unit of any type and size, operating under any geographical and cultural conditions. An implementation

of these standards by a company is a multistage process.

In a first phase, the company's management undertakes an obligation to improve the efficiency of environmental protection-related actions. Organisational actions and determination of measures for system implementation support this. Then, based on the company's field of operation review, its environmental policy is formulated and disseminated to the public.

In order to realise the accepted policy; a necessary organisational structure is created, characterised by a specific division of competencies and responsibility. In the following phase the methods to identify threats, to review and assess the environmental impact imposed by the company are developed. The standard obliges the company to record the environmental effects caused by its activity, and also to keep a record of a current environmental legislation.

The environmental impact assessment, the record of effects and the financial and external conditions analysis provide a basis to define objectives and tasks, the realisation of which corresponds with the previously formulated environmental policy.

In the first phase the objectives and tasks are specified by means of technical and economic analysis and accepted for implementation by individual sections as partial programmes.

During the system operation, periodical checkouts of its efficiency and audits evaluating consistence of management processes with accepted procedures and guidelines play an important part. The standard obliges the company to keep

a relevant record on the system's structure and operation. Such records should enable to evaluate the consistence of undertaken actions with the accepted policy and to estimate the scope the objectives and tasks have been realised within. An important procedure in the system is an operation checkout, requiring collection of environmental samples and relevant measurement instruments.

The effects of implementation of environmental management systems in production processes

The most often applied non formalised environmental management system in Poland is Cleaner Production. It has been already implemented by over 600 companies in different interests and it is popularised by Polish Cleaner Production Center, submitted to Polish Federation of Engineering.

It is estimated that the system actions undertaken by companies that had implemented CP in a period 1991–1996 have resulted with, among other things, a 25% average reduction of sewage, solid waste and emission to the atmosphere (SO₂, NO_x, particulate matter) (Nowak 1997). The other important results of CP implementation are significant savings in resources, especially water and energy.

One of the CP leaders is Pulp and Paper Mill in Świecie. The organisational and modernisation activities taken by this company as a part of a CP programme, after only one year of operation have allowed significant water savings, improvement in quality of sewage and reduction of emission to the atmosphere (table 1) (Libeckie 1993).

TABLE 1. Emission reduction achieved in Pulp and Paper Mill in Świecie during the first year of Cleaner Production system operation

Resource or effluent stream undergoing reduction Redukowany strumień zasobów lub zanieczyszczeń	Before CP implementation Przed wprowadzeniem CP	After a yearly function of CP Po roku funkcjonowania CP	Reduction [%] Redukcja [%]
Average daily consumption of fresh water [10 ³ m ³ /day] Średnie dobowe zużycie wody świeżej [tys. m ³ /doba]	180	150	23
ChOD in sewage [t/day] ChZT w ściekach [t/dobę]	65	51	22
Suspension in sewage [t/day] Zawiesina w ściekach [t/dobę]	27	23	15
Emission to the atmosphere from technological processes as a % of total emission Udział emisji z procesów technologicznych do atmosfery w % emisji całkowitej	42	26	16

During the years that followed, the projects have been realised, concerning, among other things, reduction of sulphur dioxide emission (50%), sulphuretted hydrogen and mercaptanes (76%), use of waste as an energy source (bark, sawdust) and, as calcium fertilisers (caustic sludge, coagulation sludge and decarbonization residues), in agriculture. Apart from these, the activities aiming at further reduction of fresh water consumption and sewage volume have been continued.

According to the basic rule of CP, all the resources entering production and all the points where waste is generated undergo a continuous inspection. A consequent realisation of CP has also brought the company significant financial benefits as a result of, among other things, decrease in water consumption payments, payments for ChOD load and emission to the atmosphere.

Realisation of a CP programme by industrial facilities founds a good basis for implementation and certification of an ISO 14001 system.

Amica Wronki (ovens, refrigerators), Philips Lighting Poland (fluorescent lamps and lighting systems) and Fabryka Kabli Ożarów (wire, telecommunication wire) can be mentioned as examples of consequent environmental policy. The Amica company in the first stage modernisation of management process had implemented the quality system ISO 9001. Subsequently, the company introduced an environmental management system ISO 14001, acquiring relevant certificates in both cases. As a result of implementation of an overall environmental policy in the area of water and sewage management, the company has reduced the water consumption from 0,68 to 0,27 km³ (by 60%) and the sewage volume from technologi-

cal processes from 0,54 to 0,18 km³ (by 67%) counted for 1000 production units. The environmental effects of ISO 14001 implementation in Philips Lighting Poland are predominately: reduction of NO_x, SO₂, CO, halones and particulate matter emission to the atmosphere, and a radical change in a solid waste management structure. As far as NO_x and SO₂ pollutants, the main causes of „acid rains”, are concerned the achieved emission reductions reached correspondingly 66 and 76%. In case of solid waste management, the efficient utilisation factor has reached 99%.

One of the most important initiatives of Philips Lighting Poland is a system of collection and processing of used up fluorescent lamps, posing a serious threat for the environment due to mercury content.

Fabryka Kabli Ożarów SA possesses a management system compliant to the ISO 9001 standard and was among the pioneers of Cleaner Production implementation followed by the environmental management system ISO 14001. As a result of overall integrated actions of quality and environmental systems, the water consumption and sewage discharge volume have been reduced by, correspondingly 43 and 53%, with a complete liquidation of cooling sewage discharge. The company has also managed to realise the declared in environmental policy reductions of nitrogen dioxide by 80% and sulphur dioxide by 95%.

A similar leader in quality and environmental management is ABB ELTA Ltd. in Elbląg (design, production and installation of heating networks). The company initially had implemented a ma-

nagement system compliant to BS 7750 (there was no ISO standard by the time) and then, in 1997 was the first company in Poland to obtain an ISO 14001 management certificate.

What is characteristic for management process in ABB ELTA is an integrated attitude towards quality and environmental management?

As a consequence of such attitude the common policy towards quality and environment was formulated, resulting with appointment of common objectives and a common quality record, as well as procedures applied in these both areas of management.

The adopted approach corresponds to the latest world trends, expressed in, so-called, Total Quality Management concept that includes also safety issues.

Conclusion

The quality of water resources is very strongly affected by industry, its most important consumer. Therefore, the prevention measures undertaken in this field result with significant benefits both in improvement of water quality and more effective management of its available resources. The up to now experience shows, that, due to their complexity, the management systems make a very efficient tool in water protection.

The application of environmental management system to a production process in case of water resources means implementation of relevant changes in technology and organisation, that would lead to continuous reduction of, among

other things, water consumption, sewage volume and load of pollutants and other emissions, directly or not affecting the quality of water. The discussed management systems characterising themselves with positively preventive relation towards the environment make at the same time an element shaping the economy of a company. The protection of the environment and resources, treated as a management issue may influence vitally the company's cost structure, by resource, energy consumption and treatment costs reduction.

Apart from the direct, production process-related financial benefits, a company implementing an environmentally conscient policy may achieve substantial benefits in marketing, due to improvement of its public image. A possession of an environmental management system certificate becomes a requisite for access to the market, as well as quality certificates. Such situation takes place recently, despite the voluntary character of implementation of both formalised and non-formalised systems. The launch of environmental protection actions improves the relations between the company, the authorities and local community. This facilitates acquisition of relevant permits and rights and increases the access to capital. On the field of not formalised environmental management systems implementation, Poland possesses a vital experience in Cleaner Production programme operation. The application of formalised systems and certification procedures are in their early stage. The accredited body in this field in Poland is Polish

Centre for Research and Certificate (Polskie Centrum Badań i Certyfikacji).

References

- CHELSTOWSKI B. 1996: Czystsza produkcja a sformalizowane systemy zarządzania środowiskiem. The Proceedings of First Cleaner Production International Conference, Rydzyna.
- HEWELKE P., KACPRZAK D. 1997: Wybrane aspekty zrównoważonego rozwoju obszarów wiejskich. Edukacja podyplomowa w zarządzaniu środowiskiem wiejskim, SGGW.
- LIBECKI E. 1993: Problematyka ochrony środowiska w ZCiP „Celuloza” S.A. Świecie. *Przegląd Papierniczy* 2: 57–60.
- NOWAK Z 1997: Cleaner Production – Czystsza Produkcja. UNEPIE/PAC No 4.
- Ochrona środowiska 1998. Informacje i opracowania statystyczne GUS.
- WRZESIŃSKA E. 1996: System zarządzania i jego certyfikacja według norm ISO 14000. The Proceedings of First Cleaner Production International Conference, Rydzyna.

Streszczenie

Rola systemów zarządzania środowiskiem w kształtowaniu i ochronie zasobów wodnych w Polsce. Ochrona zasobów wodnych odbywa się na dwóch poziomach zarządzania. Pierwszy stanowią działania w kierunku minimalizacji zużycia i zanieczyszczenia wód, natomiast drugi obejmuje działania związane z ich odnawianiem. Na jakość i zużycie zasobów wodnych w szczególności oddziałuje przemysł, który jest ich największym konsumentem. W pracy przedstawiono ramowe zasady funkcjonowania systemów zarządzania środowiskiem, stanowiących struktury organizacyjne oraz procesy służące do wyeliminowania lub minimalizacji oddziaływania na środowisko procesów produkcyjnych. Zaprezentowane efekty eko-

logiczne wdrożeń systemów zarządzania środowiskiem przejawiają się w szczególności racjonalizacją zużycia zasobów oraz ciągłym ograniczeniem emisji do środowiska. Systemy te przyczyniają się istotnie do poprawy jakości oraz efektywniejszego gospodarowania zasobami wodnymi, stanowiąc ważne na-

rzędzie służące realizacji zrównoważonego rozwoju.

Author's address:

P. Hewelke

Warsaw Agricultural University – SGGW

02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166.

Poland.

Tomasz FALKOWSKI

Katedra Geoinżynierii SGGW

Department of Geotechnical Engineering WAU

Warunki naturalnej stabilizacji koryta rzecznego na obszarach niżowych o rzeźbie glacialnej

Conditions of river channels natural stabilisation on the glacial relief lowland areas

Wstęp

Klasyczne teorie dotyczące procesów formowania i ewolucji dolin rzecznych (Davis 1899, Wundt 1953) eksponują procesy erozji rzecznej – wgłębnej i bocznej. Zjawiska te doprowadzają do zmniejszenia spadków powierzchni dna doliny (erozja wgłębna) i zmniejszania się obszarów wododziałowych (erozja boczna wraz ze zjawiskami zboczowymi). W schemacie tym erozja jest w zasadzie zjawiskiem ciągłym, chociaż o zmieniającym natężeniu (Emmet i Leopold 1965), zbliżającym powierzchnię dna doliny do profilu równowagi.

Profil podłużny dolin rzecznych na obszarze Niżu Polskiego (dolin rzek nizinnych) w większości przypadków nie nawiązuje jednak do profilu równowagi. Wzdłuż biegu doliny występują zazwyczaj krótkie odcinki o większym nachyleniu jej dna, gdzie rejestruje się obecność wychodni utworów trudno rozmywalnych z podłoża aluwów (odcinki typu I

C – młode o ustabilizowanej erozji według Falkowskiego 1990). Odcinki te rozdzielają fragmenty doliny o wyraźnie mniejszych spadkach, gdzie obok aluwów współczesnej rzeki spotyka się również sedymenty wód stojących lub wolnopłynących. Bardzo powszechne jest zjawisko występowania najmniejszych spadków koryta i doliny w górnym biegu rzeki (np. Toczna, dopływ Bugu – Falkowski 1997). Fakty te świadczą o niedojrzałości geomorfologicznej dolin rzecznych na Niżu.

W pracy przedstawiono przykłady odcinków dolin rzecznych, charakteryzujących się ustabilizowaną erozją wgłębna i boczną. Ich występowanie ma znaczenie dla stabilności całego środowiska doliny. Intensywna erozja w korycie w takich odcinkach wywołana antropopresją prowadzić może do zmian morfologii dna doliny, zmiany typu sedimentacji poniżej analizowanego odcinka, a także pociąga za sobą zmiany położenia poziomu wód gruntowych w aluwialnych strukturach

wodonośnych. Zjawiska te mają istotny wpływ na warunki siedliskowe w dolinie.

W prezentowanych przykładach odcinki poligeniczne dolin lokalizowane były przy wykorzystaniu analizy morfogenetycznej obszaru. Morfologia i litologia podłoża aluwiiów były opisane na podstawie wykonanych wierceń (głównie w korycie rzeki) oraz badań laboratoryjnych pobranych prób.

Stabilność koryta w układzie pionowym

Związane z glacialną genezą dolin rzecznych na Niżu strefy kulminacji stropu podłoża aluwiiów o większej odporności na rozmywanie pełnią funkcję lokalnych baz erozyjnych, stabilizujących profil pionowy doliny rzecznej. W zdecydowanej większości przypadków odcinki te są obszarami występowania zaburzeń glacitektonicznych. Przykładem takiej formy jest dolina Wisły w rejonie Warszawy.

Jest to stosunkowo długa strefa charakteryzująca się płytkim położeniem stropu podłoża aluwiiów, w którego obrębie występują utwory trzeciorzędowe – pstry iły pliocenские, a także plejstocенские gliny zwałowe, bruk morenowy, utwory zastoisłkowe i fluwioglacjalne (Falkowski 1999).

W obrębie podłoża aluwiiów w dolinie i w korycie Wisły na omawianym odcinku wyróżnić można strefy progów – gdzie miąższość aluwiiów jest najmniejsza (utwory podłoża odsłaniają się wręcz w korycie), strefy wybojów – gdzie miąższość aluwiiów dochodzi do 20 metrów,

strefy w których podłoże tworzy prawie poziomą powierzchnię oraz strefy, wydłużonych obniżeń o kształcie rynien, biegnących często skośnie do obecnego koryta rzeki. Zróżnicowanie morfologii stropu gruntów trudno rozmywalnych związane jest z deformacjami glacitektonicznymi, glaciizostatycznymi, erozją, a obecnie z działalnością człowieka. Utwory te są przeważnie przykryte rezydualnym brukiem (tzw. morenowym) zbudowanym ze żwirów i otoczków. Lokalnie spotyka się nagromadzenie głazów. Zarówno bruk ten, jak i leżące poniżej osady są bardzo silnie zagęszczone. Miąższość strefy rezydualnej nie przekracza zwykle jednego metra.

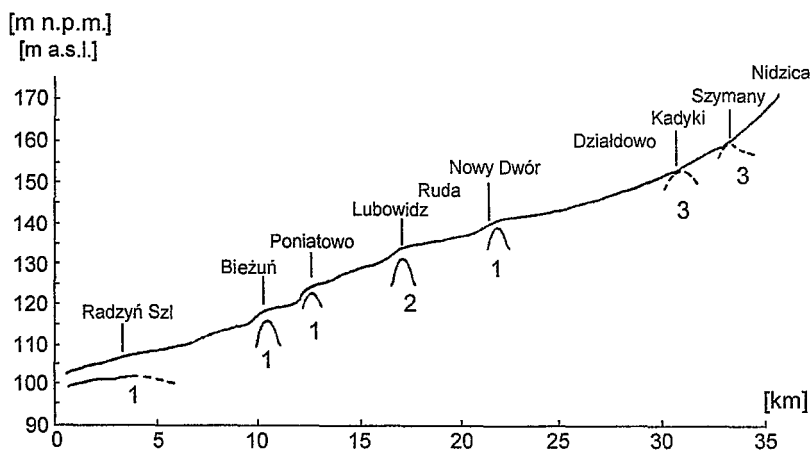
Na odcinkach występowania kulminacji podłoża aluwiiów, tworzących trudno rozmywalne progi, zaznacza się wyraźnie zmniejszenie szerokości tarasu holocенского (warszawski odcinek Wisły – Łuk Gocławski do Łomianek), co jest ważną morfologiczną cechą identyfikacyjną tego typu stref.

W dolinie Wisły kulminacje podłoża aluwiiów, pełniące rolę elementów stabilizujących profil pionowy stwierdzono także poza obszarem Niżu, na odcinku tzw. przełomu Wisły przez Wyżyny Południowe (Pożaryski 1953), gdzie rejestrowano często bruki rezydualne złożone ze skał miejscowych – wapieni, opok, kredy pizsającej i piaskowców, a także na odcinku środkowej i dolnej Wisły. Występują tu bądź strefy pojedynczych progów, bądź ich zespoły tworzące jakby kaskady.

Zespół stabilizujących profil dna doliny kulminacji trudno rozmywalnego podłoża aluwiiów stwierdzono w górnym i środkowym biegu rzeki Wkry. Formy te,

zaznaczające się wyraźnie na profilu podłużnym doliny zwiększeniem jej nachylenia, występują tam pomiędzy pojeziornymi fragmentami doliny. Kulminacje te budują gliny zwałowe, żwiry fluwioglacjalne i ły zastoiskowe (rys. 1).

z wyciśnięcia. Zaburzenia glacictektoniczne rejestrowane są powszechnie w odślonięciach na tym terenie. Rzeka rozcina zalegający w wąskiej dolinie wyższy poziom tarasowy, zbudowany z gruboziarnistych utworów fluwioglacjalnych. Ero-



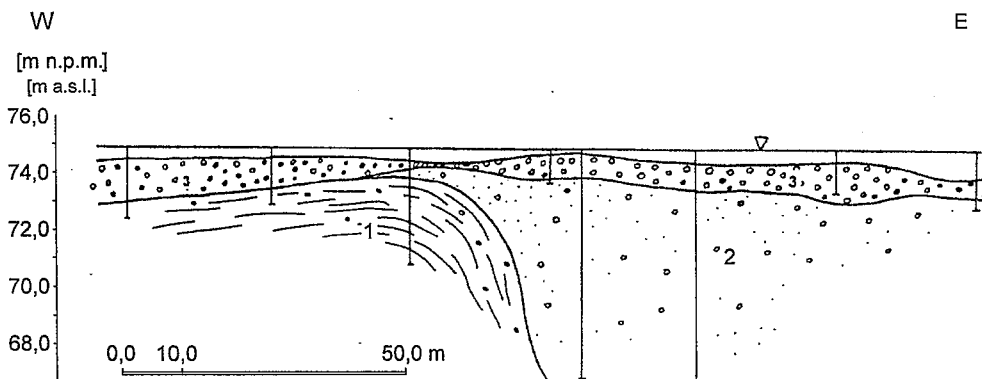
RYSUNEK 1. Profil podłużny dna doliny rzeki Nidy-Wkry z rozmieszczeniem progów zbudowanych z gruntów trudno rozmywalnych: 1 – gliny zwałowe, 2 – ły zastoiskowe, 3 – żwiry fluwioglacjalne
FIGURE 1. Longitudinal profile of Nida-Wkra river valley bottom with localisation of erosion resistant steps: 1 – boulder clays, 2 – ice dam clays, 3 – fluvioglacial gravels

Badania zmian położenia dna Wkry na omawianym odcinku, przeprowadzone na podstawie pomiarów z 1982 i 1996 r. (Falkowski i Popek 1998) wykazały wyraźnie znaczenie kulminacji trudno rozmywalnego podłoża aluwiiów w strefach „przełomowych” położonych między pojeziornymi odcinkami doliny dla stabilizacji erozji głębszej.

Innym przykładem występowania lokalnych baz erozyjnych z obszaru młodej rzeźby glacialnej może być dolina Wierzycy powyżej Starogardu Gdańskiego (Falkowski i in. 1988). Wierzyca przełamuje się tu przez strefę moren czołowych

zja tego osadu doprowadziła do powstania strefy rezydualnej, w której obrębie spotyka się powszechnie złoża otoczków o średnicy przekraczającej 10 cm. W podłożu współczesnych aluwiiów korytowych Wierzycy stwierdza się także glacictektonicznie wyciśnięte fałdy gliny zwałowej, której rozmywanie dało także poziomy stabilizujący erozję rezydualnego bruku (rys. 2).

Także w obrębie odcinków dolin rzecznych odziedziczonych po jeziornych misach wytopiskowych rejestrowane są kulminacje stabilnych wobec erozji rzecznej gruntów. Przykładem tego typu for-



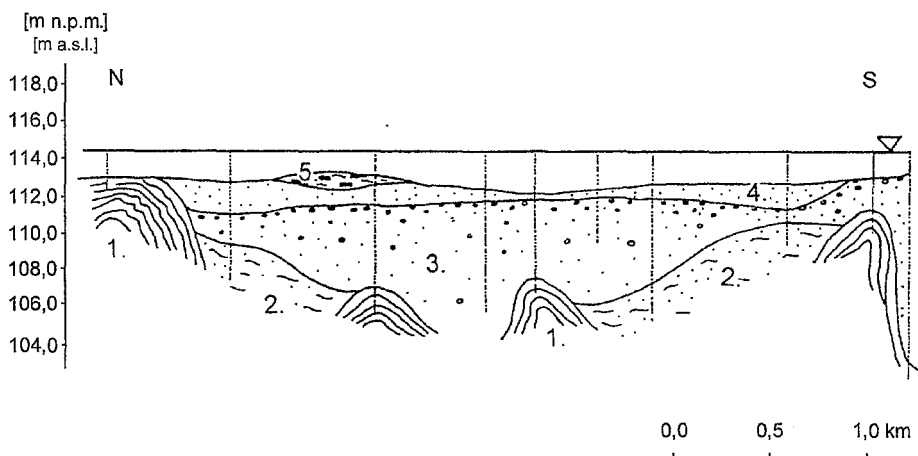
RYSunEK 2. Przekrój geologiczny (podłużny) fragmentu strefy korytowej Wierzyca w okolicach Starogardu Gdańskiego (N Polska): 1 – gliny zwałowe, 2 – piaski i żwiry fluwioglacjalne, 3 – warstwa rezydualnego bruku (otoczaki i żwiry)

FIGURE 2. Geological cross-section (longitudinal) of part of the channel zone of Wierzyca river near Starogard Gdański (N Poland): 1 – boulder clays, 2 – fluvio-glacial sands and gravels, 3 – boulder and gravel bed

my może być dolina rzeki Supraśl w okolicach Wasilkowa. Jest to rozległe obniżenie pojeziorne, w którego obrębie przebiega depozycja utworów jeziornych – torfów i namulów. Niewielkie ilości aluwów Supraśli występują w strefie korytowej w postaci często izolowanych płatów o małych (nieco ponad jeden metr) miąższościach. W dnie koryta odsłaniają się utwory fluwioglacjalne piaski oraz żwiry i otoczaki (rys. 3), o wielkościach przekraczających kompetencję transportową rzeki.

W podłożu utworów fluwioglacjalnych stwierdzono fałdy gliny zwałowej i utworów zastoiskowych, świadczące o zaburzeniu całej strefy podłoża aluwów. Podobne, bardzo intensywne zaburzenia stwierdzono w obrębie sąsiadującej z omawianym odcinkiem doliny wysoczyzny. Dno doliny Supraśli na odcinku misy jeziornej należy uznać za formę ustabilizowaną.

Innym przykładem stabilizacji erozji w obrębie obniżenia pojeziornego jest dolina Wisły w okolicy Ciechocinka (rejon Osieka). Jest to strefa pierwotnie jeziora rynnowego, wykorzystywanego obecnie przez Wisłę, w którym przebiegała depozycja jeziornych utworów organicznych – szarych, wapnistych namulów (Falkowski i in. 1987). Wpadająca do jeziora Wisła, w warunkach klimatu peryglacjalnego (schyłek zlodowacenia), deponowała w jeziorze tym u swego ujścia gruboziarnisty materiał. Osady tworzonej w ten sposób delty występują pod aluwiami współczesnej rzeki. Wielkość ziarn tego osadu przekracza możliwości transportowe Wisły – piaski zawierają znaczne ilości żwirów i otoczków. Ich koncentracja w stropowej części serii doprowadziła do ustabilizowania erozji wgłębnej na tym odcinku doliny.



RYSUNEK 3. Przekrój geologiczny (podłużny) fragmentu strefy korytowej Supraśli w okolicach Wasilkowa (NE Polska): 1 – gliny zwałowe, 2 – mułki i piaski zastoiskowe, 3 – piaski i żwiry fluwiogłacialne, piaski, 4 – piaski aluwialne, 5 – namuły

FIGURE 3. Geological cross-section (longitudinal) of part of Supraśl river valley channel zone of near Wasilków (NE Poland): 1 – boulder clays, 2 – ice dam silty sands, 3 – fluvio-glacial sands and gravels, 4 – alluvial sands, 5 – organic deposits

Stabilność koryta w układzie poziomym

Z poligenizą dolin rzecznych na obszarach o rzeźbie glacialnej (Niż Polski), jest związane także zjawisko stabilizacji poziomego układu koryta. Występujące w podłożu aluwii struktury deformacyjne o genezie glacialnej (glacitektonika, glaciizostaza) mogą być przyczyną predysponowania pewnych stref w obrębie dna doliny, dla przepływu niskich i średnich wód.

Przykładem tego zjawiska może być odcinek Wisły Warszawskiej, gdzie jak to wspomniano wcześniej, w korycie stwierdza się obecność odpornego na erozję podłoża aluwii. Występujące w obrębie tej powierzchni kulminacje i depresje o charakterze rynien, stanowią naturalne

oparcie dla strumienia wód w czasie opadania fali wezbraniowej, wyznaczając w sposób naturalny przebieg głównego nurtu.

W dolinach rzecznych na Niżu Polskim, szczególnie w ich strefach krawędziowych – zarówno na granicy dolina – wysoczyzna morenowa, a także na granicy poziomów akumulacyjnych, stwierdza się powszechnie występowanie glaciitektonicznie wypartych fałdów, zbudowanych z glin zwałowych, a także często uformowanych z podatnych skał podłoża czwartorzędu. Formy takie występują w dolinie Wisły Warszawskiej – są to wyciśnięcia trzeciorzędowych ilów pstrych oraz piasków żwirów i mułków preglacialnych (Różycki 1972). Fałdy te obserwowane są na powierzchni, a także pod niewielkiej miąższości pokrywą aluwii

po obu stronach koryta. Wyciśnięcia plastycznego podłoża czwartorzędu w strefie krawędziowej doliny Wisły obserwował autor (Falkowski i in. 1987), a także inni (Brykczyński 1982) w rejonie Kępy Polskiej, Płocka, Nieszawy, Torunia, a także w wielu innych miejscach.

Podobne fałdy występują w dolinie Odry w okolicach Lubiąża (PGF i GB Geoprojekt 1980), Prosnę w rejonie Wieloski Klasztornej (PGBW Hydrogeo 1983), Wkry w rejonie Lubowidza, a także Wierzycy powyżej Starogardu Gdańskiego. Potężne fałdy kredy piszącej występują w strefie krawędziowej doliny Bugu w rejonie Mielnika (Łozińska-Stępień 1988).

Występowanie tego typu struktur związane jest z glacytektoniczną i egzogeniczną genezą obniżen obecnych dolin rzecznych.

Kulminacje trudno rozmywalnego podłoża aluwii, występujące w korycie rzeki, mogą być przykryte seriami współczesnych aluwii w formie wysp i meandry, nadających morfologii koryta cechy koryta roztokowego. Są to jednak stałe, stabilne elementy morfologii koryta. Także i one warunkują przebieg głównego nurtu.

Trwałość układu koryta

Stabilność pionowego układu koryta powodowana obecnością lokalnych baz erozyjnych jest zachowana tylko w określonych warunkach hydrauliki koryta, doprowadzających do uformowania się rezydualnych bruków. Zwiększenie prędkości przepływu wody w korycie, na

przykład w wyniku lokalizacji przepraw mostowych zmniejszających szerokość koryta i zwiększających prędkość przepływu, doprowadzić może do erozji – korekty uziarnienia i poziomu bruku.

Obecnie, wraz z pogłębianiem się różnic między stanami niskimi a wysokimi oraz zwiększaniem się częstotliwości wysokich wezbrań, należy przypuszczać, że zmiany poziomu bazy erozyjnej mogą szybciej oddziaływać na morfologię podłoża aluwii i na poziom dna koryta.

W dolinie rzeki Nurzec (Falkowski 1988, Falkowski i Wienclaw 1991) w czasie ostatnich dziesięcioleci obserwowane jest obniżanie się dna koryta rzeki na wielu odcinkach. Doprowadziło ono nawet w niektórych miejscach do zniszczenia urządzeń zabudowy hydrotechnicznej. Stabilizujące poziom dna doliny Nurca progi, znajdujące się w korycie pomiędzy odcinkami pojeziornymi (rys. w miejscowości Kostry Podsekowięta próg zbudowany z gliny zwałowej, odsłaniającej się w korycie), a także w ich obrębie, dostosowują się do przepływów zwiększonych o wody ze zdrenowanych zabagnień, wchodzących w skład doliny Nurca i jego dopływów. W dolinie obserwowana była także erozja wsteczna, spowodowana sztucznym obniżeniem poziomu progów trudno rozmywalnych.

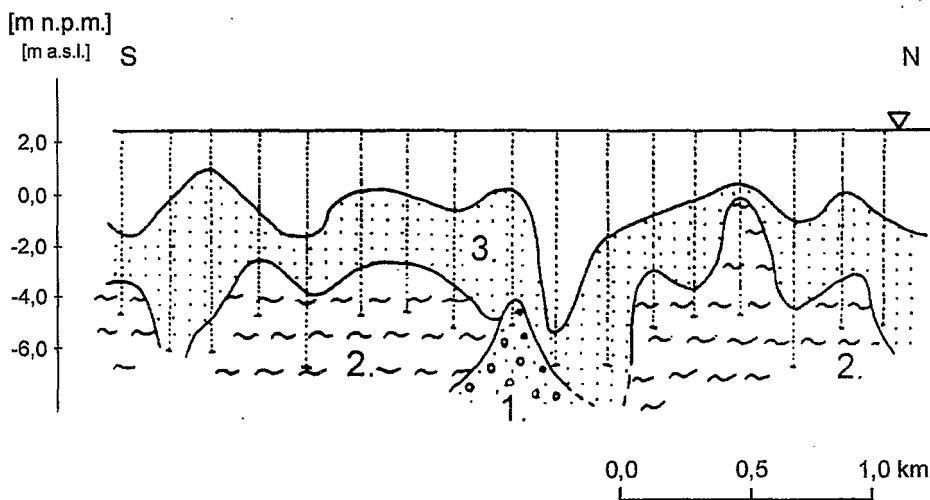
Oprócz stref kulminacji trudno rozmywalnego podłoża aluwii, stanowiących progi (lokalne bazy erozyjne), wraz z antropopresją elementami dolin rzecznych na obszarze Niżu Polskiego są ich odcinki pojeziorne. Adaptacja przepływowego jeziora wytopiskowego na dolinę rzeczna polegała na wypełnianiu misy jeziornej aluwiami facji korytowej w typie depozycji deltowej, przebiegającej jednocześnie z depozycją jezior-

ną. W tego typu odcinkach dolin rzecznych piaski facji korytovej rzeki leżą często na serii osadów zastoiskowych i organicznych – jeziornych. W przypadku zwiększenia głębokości przeróbki aluwów w korycie, dno koryta może sięgnąć stropu podatnych na rozmywanie utworów jeziornych. Przykładem tego zjawiska może być dolina dolnej Odry w okolicach Bielinka (Falkowski i in. 1996), gdzie rejestrowano kilkunastometrowej głębokości wyboje, powstałe w namulach wapnistych (gruncie słabo skompresowanym, zawierającym dużą domieszkę węglanu wapnia – substancji podatnej na ługowanie) w wyniku eworsji związanej z oddziaływaniem budowli regulacyjnych – ostróg (rys. 4). Doprowadziło to do zniszczenia niektórych budowli regulacyjnych i erozji brzegu.

Wnioski

1. Przedstawione powyżej przykłady, pochodzące z obszarów o różnym stopniu zaawansowania rzeźby czwartorzędowej, wskazują na powszechność zjawiska wpływu podłoża aluwów na stabilizację erozji w dolinach rzecznych na Niżu.

2. Progi trudno rozmywalne stabilizują profil pionowy koryta i doliny powyżej miejsca ich występowania. Ich zniszczenie może doprowadzić do erozji wstecznej i uformowania się spadków koryta oraz doliny na podstawie nowego – obniżonego poziomu lokalnej bazy erozyjnej (progu). Zjawisko to spowodować może obniżenie poziomu wód gruntowych oraz dalsze – większe zmiany środowiska przyrodniczego doliny rzecznej.



RYSUNEK 4. Przekrój geologiczny (podłużny) fragmentu strefy korytovej Odry w okolicach Bielinka (brzeg polski): 1 – żwiry i otoczaki, 2 – namuły (morfologia stropu uformowana w wyniku eworsji), 3 – piaski – współczesne aluwia Odry

FIGURE 4. Geological cross-section (longitudinal) of part of Odra river valley channel zone near Bielinka (NW Poland) (polish riverside): 1 – gravels and boulders, 2 – warp-clay (roof morphology modelled by evulsion), 3 – sands (contemporary alluvia)

3. Poligeniczne (pojeziorne) odcinki dolin rzecznych są ze względu na występujące w ich obrębie osady niealuwalne (organiczne) bardzo wrażliwymi na antropopresję elementami środowiska przyrodniczego.

4. Wychodnie gruntów trudno rozmywalnych w strefie korytovej oraz w strefach krawędziowych dolin i poziomów akumulacyjnych (tarasów), ograniczają przemieszczanie się koryta w poziomie.

5. Strefy wychodni i płytkiego zalegania gruntów trudno rozmywalnych mają znaczenie dla trwałości profilu pionowego i układu poziomego koryta rzek na Niżu; powinny być rejestrowane, monitorowane i chronione.

6. Ukształtowanie powierzchni stropu trudno rozmywalnego podłoża aluwów powinno być uwzględniane w przypadku zagospodarowania dolin rzecznych, prac regulacyjnych czy renaturyzacji rzeki.

7. Strefy wychodni lub płytkiego zalegania utworów trudno rozmywalnych w dolinach rzek na Niżu, ze względu na związek ich występowania z genezą doliny, lokalizować można na podstawie analizy morfogenetycznej.

Literatura

- BRYKCZYŃSKI M. 1982: Glacitektonika krawędziowa w Kotlinie Warszawskiej i Kotlinie Płockiej. *Prace Muzeum Ziemi* 35: 3–57.
- DAVIS M.W. 1899: The geographical cycle. *Geographical Journal* 14:
- EMMETT W.W., LEOPOLD L.B. 1965: Downstream pattern of riverbed scour and fill. U.S. Dept. Agric. Miscell. Publ. 970.
- FALKOWSKI E. 1965: Ewolucja Holocenijskiej Wisły na odcinku Zawichost-Solec i inżyniersko-geologiczna prognoza jej dalszego rozwoju. *Biuletyn Instytutu Geologicznego* 198, IV: 57–148.
- FALKOWSKI E. 1990: Morphogenetic classification of river valleys developing in formerly glaciated areas for the needs of mathematical and physical modelling in hydrotechnical projects. *Geographia Polonica* 58: 55–67.
- FALKOWSKI E., FALKOWSKI T., GRANACKI W., KRAUŻLIS K., LASKOWSKI K. i in. 1987: Geologiczna morfogeneza koryta rzeki Wisły na odcinku km 684,0–720,0, poprzez pilotowe badania możliwości występowania progów erozyjnych. Praca niepubl. Biuro Usług Konsultacyjnych, Warszawa.
- FALKOWSKI E., FALKOWSKI T., GRANACKI W., KRAJEWSKI S., KRAUŻLIS K. i inni 1988: Określenie możliwości budowy ujęcia infiltracyjnego z rzeki Wierzycy dla miasta Starogardu Gdańskiego na podstawie oceny budowy geologicznej i warunków hydrogeologicznych. Praca niepubl. Biuro Usług Konsultacyjnych, Warszawa.
- FALKOWSKI E., FALKOWSKA E., FALKOWSKI T., HOFFMAN E., GRANACKI W., KRAUŻLIS K., STĘPIEŃ A. 1996: Naukowa ekspertyza dotycząca oceny głębokości erozyjnej przeróbki i zagęszczenia aluwów z uwzględnieniem ich granulometrii, w rejonie Praca niepubl. Bielinka. Zakł. Badań Geol. dla Budown.
- FALKOWSKI T. 1988: Wpływ jednostek morfogenetycznych na warunki hydrogeologiczne w dolinie rzeki Nurzec. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 347: 135–148.
- FALKOWSKI T. 1997: Diversification of conditions and interflow volumes in morphogenetic sections of valleys within the lowland on the example of Toczna river. *Annals of Agricultural University, Land Reclamation* 28: 31–39.
- FALKOWSKI T. 1999: Geologiczne warunki naturalnej stabilizacji pionowego układu koryta Wisły w Warszawie. *Przegląd Naukowy Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska*, 17: 129–136.
- Falkowski T., Popek Z. 1998: Zmiany położenia dna w korycie Wkry na tle zróżnicowania morfogenetycznego jej doliny i przyległych wysoczyzn. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 458: 33–43.

FALKOWSKI T., WIENCLAW E. 1991: Poligeniczne zbiorniki wód podziemnych w dolinie rzeki Nurzec. Materiały Ogólnopolskiego Sympozjum „Aktualne problemy hydrogeologii”, Sobieszewo.

ŁOŻYŃSKA-STĘPIEŃ H. 1988: Podatność kredy piaszczącej na odkształcenia w świetle procesów glacialnych. *Przegląd Geologiczny* 11: 633–635.

RÓŻYŃSKI S.Z. 1972: Plejstocen Polski Środkowej na tle przeszłości w późnym trzeciorzędzie. PWN, Warszawa.

PGBW Hydrogeo, Oddział w Warszawie, 1983: Dokumentacja geologiczno-inżynierska do założeń techniczno-ekonomicznych. Zbiornik wodny Wielowieś Klasztorna. Praca niepubl. Arch. Hydrogeo, Warszawa.

PGF i GB Geoprojekt Warszawa, Oddział Wrocław 1980: Dokumentacja geologiczno-inżynierska do studium przedprojektowego regulacji rzeki Odry na odcinku Malczyce-Zatonia. Etap I. Praca niepubl. Arch. Geoprojekt Warszawa.

POŻARYŃSKI Wł. 1953: Plejstocen w przełomie Wisły przez wyżyny południowe. Wydawnictwo Geologiczne Warszawa.

WUNDT W. 1953: Gewässerkunde. Berlin Göttingen, Heidelberg.

Summary

Conditions of river channels natural stabilisation on the glacial relief lowland areas. In bottom longitudinal profile of numerous river valleys in Polish Lowland (land with glacial relief) there are sections with increase of bottom gradient. There are noted outcrops of erosion resistant deposits – residual lags after washing out of glacial tills and fluvioglacial deposits, as well as glaci-tectonically expelled folds of cohesive deposits. Morphology of resistant deposits roof in the area of valleys bottom, as well as escarpments zones stabilising down-cutting, lateral erosion and channels morphology. The occurrence of resistant deposits have been noted also in inherited, post lacustrine valleys sections. Occurrence of resistant steps in river valleys, as well as weak organic warps over-deposited with alluvial sands in post lacustrine valleys sections are the reason of antropresion sensibility of geological environment of valleys on the glacial relief Lowland.

Author's address:

T. Falkowski
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warszawa
ul. Nowoursynowska 166
Poland
e-mail: falkowski@alpha.sggw.waw.pl

Zbigniew POPEK

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

Tomasz FALKOWSKI

Katedra Geoinżynierii SGGW
Department of Geotechnical Engineering WAU

Tendencje zmian charakterystyki zjawisk lodowych na odcinku Wisły Środkowej w okresie ostatnich 50 lat

Tendency of ice phenomena characteristic changes on the Middle Vistula River reach in last 50 years period

Wstęp

Zjawiska lodowe są kształtowane przez wiele czynników, z których jako najważniejsze należy wymienić:

- warunki klimatyczne, a zwłaszcza temperatura powietrza i wody,
- warunki hydrodynamiczne przepływu w korycie rzeczonym – zależne od reżimu hydrologicznego i morfologii koryta,
- warunki geologiczne i hydrogeologiczne w dolinie i podłożu koryta,
- stopień zanieczyszczenia wody.

Warunki klimatyczne i geologiczne traktowane są jako warunki naturalne. W odniesieniu do warunków klimatycznych nie jest to w pełni uzasadnione, gdyż przeważa pogląd, że genezą obserwowanych zmian klimatycznych jest wzrost antropogenicznego zanieczyszczenia powietrza, czego efektem jest ocieplenie

klimatu. Podobnie jest z reżimem hydrologicznym, który w dużym stopniu może być kształtowany przez działalność człowieka w zlewni. Z innych istotnych czynników antropogenicznych należy wymienić te, które wpływają na termikę wód rzecznych, tj. zanieczyszczenie wód substancjami chemicznymi i zrzuty wód podgrzanych. Przebieg zjawisk lodowych zależy ponadto od warunków hydrodynamicznych w korycie rzeki, które nie tylko są kształtowane przez naturalne procesy korytowe i warunki geologiczne, ale również są zmieniane w wyniku prac regulacyjnych.

Różnorodność czynników od których zależy przebieg zjawisk lodowych powoduje, że łączne ich analizowanie, a zwłaszcza ustalenie istotności wpływu poszczególnych czynników, jest wyjątkowo trudne, tym bardziej że w większości są to czynniki dynamiczne, zmienne

w czasie i/lub na długości rzeki. W artykule podjęto próbę oceny wpływu tylko niektórych czynników, przede wszystkim związanych z warunkami geologicznymi i czynnikami antropogenicznymi (zanieczyszczenie wód, regulacja rzeki), stąd też wnioski dotyczące zmian przebiegu zjawisk lodowych należy traktować jako wstępne, wymagające potwierdzenia w toku dalszych badań.

Charakterystyka zjawisk lodowych

Okres występowania zjawisk lodowych charakteryzują daty ich pojawiania się i zaniku. Na podstawie dostępnych danych (MRP 1921, Gołek 1964, Gołek i Wójcicki 1985, IMGW 1986) w tabeli 1 podano terminy występowania zjawisk lodowych w różnych okresach obserwacji w przekrojach wodowskazowych: Zawichost (km 287,6), Puławy (km 372,5) i Warszawa (km 513,0). Z zestawienia dat wynika, że od 1946 r. okresy występowania zjawisk lodowych wyraźnie zmieniły się w porównaniu z wieloleciami 1882–1910 i były bardzo podobne we wszystkich rozpatrywanych przekrojach. W celu zilustrowania tych zmian, na rysunku 1 przedstawiono dla przekroju w Zawichoście okresy występowania zjawisk lodowych i pokrywy lodowej. Na wykresie zaznaczono daty środkowe pojawiania się i zaniku tych zjawisk, charakteryzujące przeciętne warunki zlodzenia w analizowanych okresach. Porównując poszczególne wielolecia z okresem 1882–1910, możemy stwierdzić, że:

- data pojawiania się zjawisk lodowych uległa przesunięciu z początku II dekady listopada na I dekadę grudnia, tj. prawie 4 tygodnie,
- data zanikania zjawisk lodowych przesunęła się z końca lutego na koniec I dekady marca, tj. o 10 dni (dla pozostałych wodowskazów data ta przesunęła się z początku marca na II/początek III dekady marca, tj. prawie 2–3 tygodnie),
- data pojawiania się pokrywy lodowej w wieloleciu 1951–1980 uległa przesunięciu z początku II dekady grudnia na koniec I dekady stycznia, tj. o prawie 3 tygodnie, natomiast data zanikania pokrywy lodowej nie uległa zmianie.

Jeżeli porównamy daty pojawiania się i zaniku zjawisk lodowych tylko w wieloleciach po roku 1946, to stwierdzimy, że były one bardzo zbliżone. Natomiast okresy występowania pokrywy lodowej ulegały systematycznemu skracaniu. W stosunku do lat 1946–1960 w wieloleciu 1951–1980 okres występowania pokrywy lodowej był krótszy o ponad 3 tygodnie.

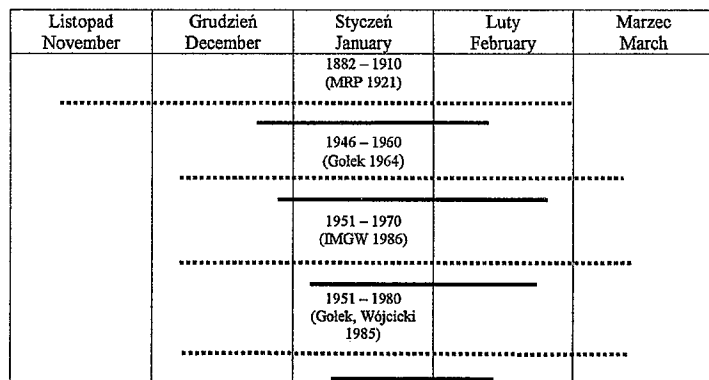
Biorąc pod uwagę środkowe daty podane w tabeli 1, można stwierdzić, że w latach 1882–1910 średni czas trwania zjawisk lodowych wynosił: w Zawichoście – 109 dni, w Puławach – 111 dni i w Warszawie – 112 dni. Z kolei w latach 1951–1980 zjawiska lodowe trwały średnio: w Zawichoście – 95 dni, w Puławach – 98 dni, a Warszawie w latach 1951–1970 – 109 dni (brak opracowanych danych z lat 1971–1980). Pomijając przypadek Warszawy, w pozostałych przekrojach wodowskazowych czas trwania zjawisk lodowych w ciągu około 70 lat uległ

TABELA 1. Charakterystyczne daty występowania zjawisk lodowych w przekrojach wodowskazowych Zawichost, Puławy i Warszawa w różnych okresach obserwacji (MPR 1921, Gołek 1964, Gołek i Wójcicki 1985, IMGW 1986)

TABLE 1. The characteristic dates of appearance and decline of ice phenomena in Zawichost, Puławy and Warszawa gauge stations in different observations periods

Wodowskaz i okres The gauge station and period	Daty pojawienia się Dates of appearance				Daty zaniku Dates of decline			
	zjawisk lodowych ice phenomena		pokrywy lodowej ice cover		zjawisk lodowych ice phenomena		pokrywy lodowej ice cover	
	najwcze- śniejsze the earliest	środ- kowe the middle	najwcze- śniejsze the earliest	środ- kowe the middle	środ- kowe the middle	najpóź- niejsze the latest	środ- kowe the middle	najpóź- niejsze the latest
Zawichost								
1882–1910	22.10	12.11	17.11	23.12	12.02	17.03	28.02	19.03
1946–1960	10.11	6.12	2.12	31.12	26.02	21.03	10.03	31.03
1951–1970	10.11	7.12	2.12	5.01	20.02	25.03	13.03	31.03
1951–1980	5.11	5.12	2.12	10.01	12.02	25.03	9.03	31.03
Puławy								
1882–1910	22.10	13.11	7.11	18.12	10.02	18.03	3.03	22.03
1946–1960	8.11	6.12	8.12	13.01	23.02	28.03	10.03	31.03
1951–1970	8.11	5.12	24.11	1.01	4.03	28.03	17.03	31.03
1951–1980	8.11	6.12	24.11	4.01	25.02	28.03	14.03	31.03
Warszawa								
1882–1910	22.10	13.11	17.11	24.12	14.02	18.03	4.03	24.03
1946–1960	8.11	8.12	20.12	15.01	28.02	19.03	18.03	1.04
1951–1970	3.11	3.12	20.12	(0)*	(0)*	12.03	21.03	5.04

*Data trudna do określenia/The date difficult for determination.



RYSUNEK 1. Okresy występowania zjawisk lodowych (linia przerywana) i pokrywy lodowej (linia ciągła) w różnych okresach obserwacji (na podstawie dat środkowych) w przekroju wodowskazowym Zawichost

FIGURE 1. The periods of ice phenomena (dash line) and ice cover (solid line) in different observations periods (according to the middle dates) in Zawichost gauge station

skróceniu o 2 tygodnie. Czas trwania pokrywy lodowej, określony na podstawie środkowych dat pojawiania się i zaniku, podano w tabeli 2. Tam też zamieszczono wartości czasu trwania pokrywy lodowej,

obliczone jako wartości średnie z faktycznego czasu trwania w poszczególnych latach analizowanych wieloleci. Porównując długości okresów występowania pokrywy lodowej, określone dwoma spo-

TABELA 2. Porównanie średnich rocznych czasów trwania pokrywy lodowej w różnych okresach obserwacji

TABLE 2. Comparison of mean annual duration of ice cover in different observations periods

Wodowskaz i km rzeki The gauge station and km of river	Liczba lat The number of years			Średni czas trwania pokrywy lodowej (dni) The mean ice cover duration (days)	
	obserwacji observations	ze zjawiskami lodowymi with ice phenomena	z pokrywą lodową with ice cover	wg środko- wych dat występowa- nia w całym okresie according to dates in whole period	wg czasów trwania w poszczególnych latach according to duration in particular year
Okres obserwacji 1882–1910 (MRP 1921) The observations period 1882–1910					
Zawichost km 287,6	29	29	25	52	45
Solec km 332,0	27*	27	23	59	54
Puławki km 372,5	29	29	26	55	51
Mniszew km 445,0	29	29	25	56	47
Warszawa km 513,0	29	29	21	53	37
Okres obserwacji 1946–1960 (Gołek 1964) The observations period 1946–1960					
Zawichost km 287,6	14	14	13	58	30
Puławki km 372,5	15	15	13	41	35
Warszawa km 513,0	15	15	8	44	20
Okres obserwacji 1951–1970 (IMGW 1986) The observations period 1951–1970					
Zawichost km 287,6	20	20	20	46	33
Puławki km 372,5	20	20	19	54	47
Warszawa km 513,0	20	20	5	—	11**
Okres obserwacji 1971–1983 (IMGW, <i>Roczniki Hydrologiczne</i> 1971–1983) The observations period 1971–1983					
Zawichost km 287,6	30	30	30	34	26
Puławki km 372,5	30	30	26	53	41

*Okres obserwacji 1884–1910/The observations period 1884–1910.

**Czas trwania obliczony dla całego okresu na podstawie czasów trwania pokrywy lodowej w 5 latach.
The duration calculated for whole observations period according to ice cover duration in 5 years.

sobami, widać wyraźne różnice. Bardziej poprawny jest drugi sposób ustalania czasu trwania pokrywy lodowej (a także innych zjawisk lodowych), gdyż uwzględnia on ewentualne „przerwy” w występowaniu zjawisk lodowych. Często bowiem pomiędzy terminami pojawienia się i zaniku różnych zjawisk lodowych zdarzają się okresy ocieplenia, w których żadne ze zjawisk lodowych nie występuje. Rzadziej taka sytuacja dotyczy co prawda pokrywy lodowej, tj. zanikania i ponownego jej pojawiania się, tym niemniej i w tym wypadku konieczne są obserwacje dobowe, aby to stwierdzić. Mogą również występować lata, w których pokrywa lodowa w ogóle nie występuje – rzutuje to na przeciętny roczny czas jej trwania w wieloleciu.

Aby właściwie obliczyć omawiany czas trwania, konieczne są codzienne obserwacje zjawisk lodowych w poszczególnych latach analizowanych wieloleci. Niestety, dla okresu 1882–1910 na podstawie dostępnych materiałów (MRP 1921) nie można określić faktycznego czasu trwania wszystkich zjawisk lodowych. Można natomiast dokładnie określić czas trwania pokrywy lodowej w poszczególnych latach. Datę pojawiania się pokrywy lodowej określa się jako „dzień, w którym rzeka stanęła”, natomiast datę zaniku pokrywy lodowej jako „dzień pierwszego ruszenia lodów na wiosnę”. Na podstawie tych dat obliczono czas trwania pokrywy lodowej w poszczególnych latach, a następnie określono wartości średnie w wieloleciu w przekrojach wodowskazowych. Z tabeli 2 wynika, że w okresie 1882–1910 średnio w roku czas trwania pokrywy lodowej był najdłuższy

w przekrojach Solec i Puławy – 54 i 51 dni, a najkrótszy w Warszawie – 37 dni. Warto podkreślić, że w Warszawie w 8 latach brak było pokrywy lodowej, podczas gdy w pozostałych przekrojach dwukrotnie rzadziej, tj. w 3–4 latach.

W następnych okresach, przyjmowanych z przesunięciem 10 lat, faktyczny czas trwania pokrywy lodowej miał tendencję do skracania się – jest to wyraźnie widoczne na rysunku 2, na którym przedstawiono długości okresów trwania pokrywy lodowej w poszczególnych okresach w przekrojach: Zawichost, Puławy i Warszawa. Warto zaznaczyć, że w przekroju wodowskazowym w Warszawie w okresie 1951–1970 pokrywa lodowa występowała tylko w 5 latach. Dlatego też średni w wieloleciu czas trwania pokrywy lodowej wynosi tylko 11 dni. Jeżeli uwzględnimy tylko te lata w których występowała pokrywa lodowa, to jej średni z 5 lat czas trwania wynosił w Warszawie 46 dni. Dla tych samych 5 lat w Puławach pokrywa lodowa występowała średnio 77 dni, a w Zawichoście 44 dni. W wieloleciu 1971–1983 w Zawichoście czas trwania pokrywy lodowej był krótszy o 58% niż w poprzednim wieloleciu, natomiast w Puławach był również krótszy, ale o 17%. Porównując czas trwania pokrywy lodowej w pierwszym (1882–1910) i w ostatnim (1971–1983) z rozpatrywanych wieloleci możemy stwierdzić, że w poszczególnych przekrojach wodowskazowych był on krótszy o 23% w Puławach do około 70% w Zawichoście i Warszawie (do 1970 r.).

Analiza przyczyn zmian warunków lodowych

Wpływ czynników antropogenicznych na przebieg zjawisk lodowych był z pewnością dużo mniejszy w latach 1882–1910 niż w drugiej połowie XX wieku. Dotyczy to zarówno stopnia zanieczyszczenia wód, jak i zabudowy regulacyjnej rzeki. Dlatego też można przyjąć, że w okresie tym warunki lodowe na analizowanym odcinku Wisły Środkowej były najbardziej zbliżone do naturalnych. Można o tym świadczyć wyrównany czas trwania zjawisk lodowych (109–112 dni) oraz wzrost tego czasu wraz z biegiem rzeki w kierunku północnym. Należy przy tym zaznaczyć, że czas ten został określony na podstawie środkowych dat pojawiania się i zaniku tych zjawisk. Jak wyjaśniono wcześniej, na podstawie analizy czasu występowania pokrywy lodowej, taki sposób wyznaczania czasu trwania może być nieścisły. Drugi ze sposobów, oparty na uśrednianiu rocznego czasu trwania pokrywy lodowej, dał w efekcie nieco większe zróżnicowanie. Czas trwania pokrywy lodowej w latach 1882–1910 nie wykazywał podobnej tendencji jak czasy trwania zjawisk lodowych. Najdłużej, tj. 54 i 51 dni, pokrywa lodowa występowała w przekrojach wodowskazowych Solec i Puławy, leżących pośrodku rozpatrywanego odcinka Wisły. Najkrócej, tj. 37 dni, pokrywa lodowa występowała w Warszawie. Brak jest informacji o jakości wód w latach 1882–1910. Można jedynie przypuszczać, że zanieczyszczenie wód było wówczas stosunkowo niewielkie i nie wpływało na przebieg zjawisk lodowych. Dlatego też wy-

stępujące różnice w czasie trwania pokrywy lodowej można tłumaczyć zarówno zróżnicowaniem warunków hydrogeologicznych, jak i warunków przepływu w korycie Wisły w rejonie poszczególnych wodowskazów. Wykonana w latach 1893–1910 regulacja Wisły w Warszawie (Kuźniar 1998), poprzez koncentrację koryta i wzrost prędkości przepływu na odcinku km 503–514, mogła przyczynić się do tego, że czas trwania pokrywy lodowej w Warszawie był najkrótszy.

Czas trwania zjawisk lodowych zależy w dużym stopniu od temperatury powietrza w okresie zimowym, która z kolei wpływa na temperaturę wód rzecznych. Do badań w tym zakresie konieczne są dodatkowe poszukiwania i analizy danych obserwacyjnych. Obecnie dostępne dane, co prawda dotyczące innego odcinka Wisły, wskazują na występowanie wyraźnych zmian temperatury wody. Przykładowo, średnia roczna temperatura wód T_w Wisły w Krakowie w latach 1876–1885 wynosiła $8,7^\circ\text{C}$, natomiast w latach 1901–1956 $T_w = 9,7^\circ\text{C}$ (Gołek 1961). Na podstawie danych z lat 1956–1970 na odcinku Wisły w rejonie Krakowa $T_w = 11,2\text{--}14,6^\circ\text{C}$ (IMGW 1987). W tym samym wieloleciu na analizowanym odcinku Wisły Środkowej średnie roczne temperatury wody wynosiły: od ujścia Sanu do ujścia Krępianki (w pobliżu wodowskazu w Solcu) $T_w = 10,1\text{--}10,8^\circ\text{C}$, a dalej do Warszawy $T_w = 8,6\text{--}10,0^\circ\text{C}$.

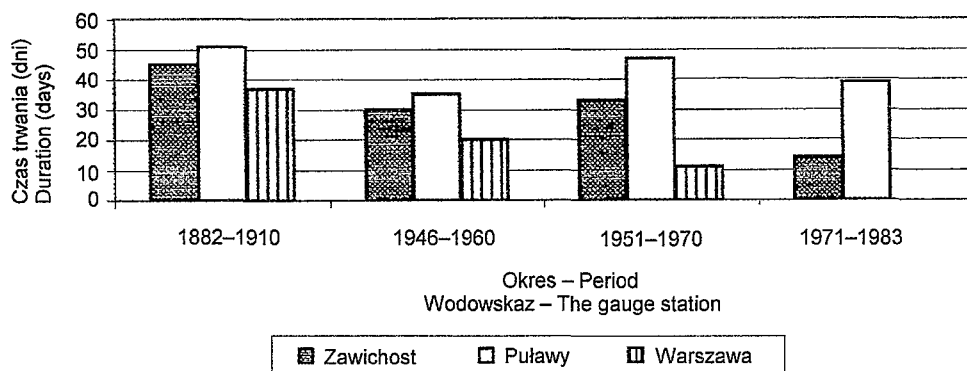
Kędziora (1995) analizował trendy zmian temperatury powietrza na terenie Wielkopolski w latach 1957–1990. Autor podaje, że w analizowanym wieloleciu dał się zauważyć nieznaczny wzrost śred-

niej temperatury powietrza. Wzrost ten był większy w okresie zimowym, osiągając rząd wielkości stopnia na dziesięciolecie. Według badań autora, w wieloleciu 1957–1970 (14 lat) średnia temperatura powietrza w okresie zimy, tj. w miesiącach XII–III, w 3 latach była wyższa od 0°C, natomiast w wieloleciu 1971–1983 (13 lat) aż w 9 latach była zbliżona do 0°C lub wyraźnie wyższa. Ponadto Kędziora stwierdził, że w dekadzie lat 60. okres zimowy był najzimniejszy w całym wieloleciu. To stwierdzenie może wyjaśniać widoczny wzrost czasu trwania pokrywy lodowej w Zawichoście i Puławach w latach 1951–1970 w stosunku do okresu 1946–1960 (rys. 2).

Oprócz wpływu temperatury powietrza i wody istotne znaczenie w przebiegu zjawisk lodowych ma termiczne i chemiczne zanieczyszczenie wód. Zrzut wód podgrzanych był prawdopodobnie decydującym czynnikiem, wspomnianego wcześniej znacznego wzrostu temperatury wody w rejonie Krakowa w okresie

1956–1970. Zmienność zanieczyszczenia wód w poszczególnych wieloleciach i na długości rzeki, ze względu na brak dostępnych danych może być obecnie trudna do ustalenia. Że taka zmienność na analizowanym odcinku Wisły występowała w przeszłości, świadczą informacje o stanie czystości wód w 1970 r. w okresie kampanijnym, tj. na jesieni i w zimie (IMGW 1987):

- górna część analizowanego odcinka Wisły Środkowej do ujścia Sanny (wod. Zawichost) – III klasa,
- od ujścia Sanny do ujścia Kamiennej (wod. Annopol) – II klasa,
- od ujścia Kamiennej do ujścia Chodelki – III klasa,
- od ujścia Chodelki do Puław (wod. Puławy) – II klasa,
- od Puław do ujścia Pilicy (wod. Dęblin) – III klasa,
- od ujścia Pilicy do ujścia Świdra (wod. Królewski Las) – II klasa,
- od ujścia Świdra do ujścia Narwi (wod. Warszawa) – non.



RYSUNEK 2. Porównanie czasu trwania pokrywy lodowej w różnych okresach obserwacji w przekrojach wodowskazowych Zawichost, Puławy i Warszawa
FIGURE 2. Comparison of ice covers duration in different observations periods in Zawichost, Puławy and Warszawa gauge stations

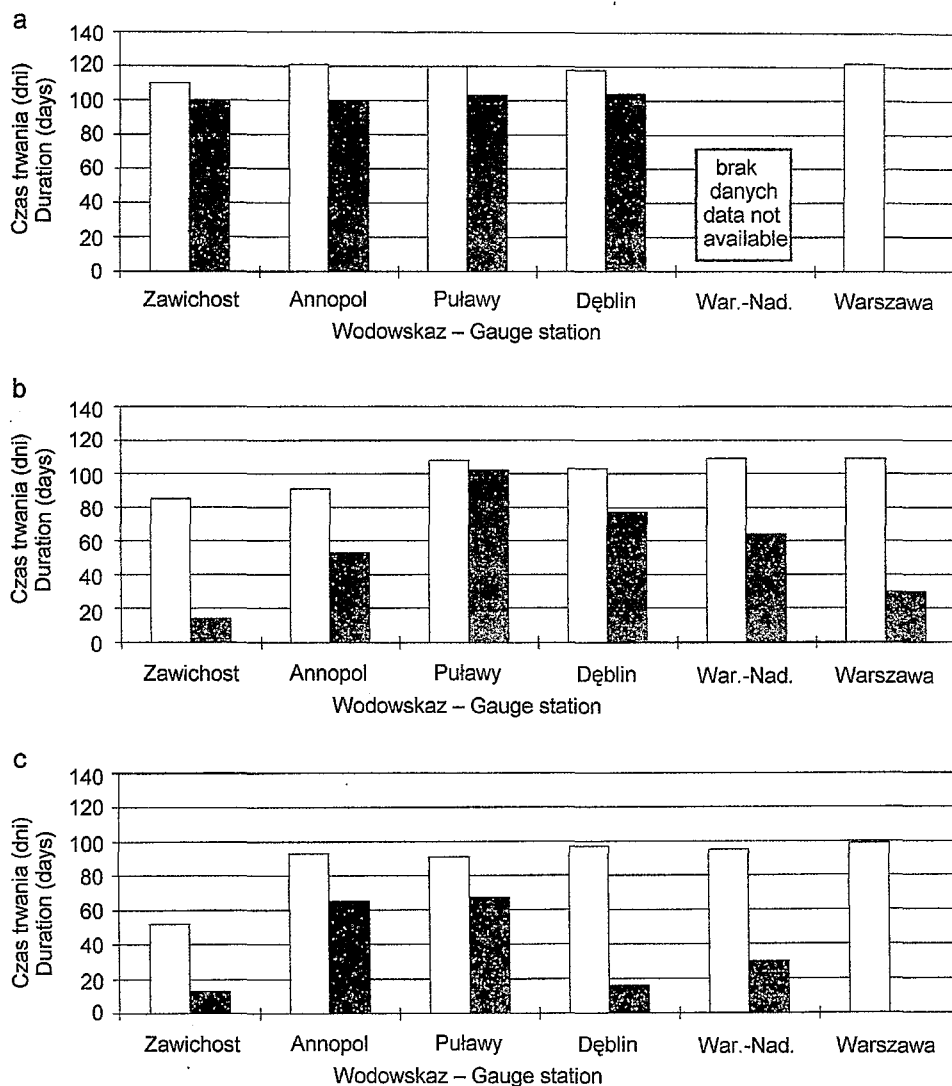
Stopień zanieczyszczenia wód Wisły był prawdopodobnie w późniejszych latach podobny albo nawet większy na poszczególnych odcinkach Wisły. Znaczne zanieczyszczenie wód Wisły na odcinku w Warszawie było prawdopodobnie zasadniczym czynnikiem stosunkowo krótkiego czasu trwania, a nawet częstego braku pokrywy lodowej w przekroju wodowskazowym w Warszawie.

W celu dokonania próby oceny wpływu poszczególnych czynników decydujących o przebiegu zjawisk lodowych, z wielolecia 1951–1983 (tj. z okresu, dla którego dane o zjawiskach lodowych były publikowane w Rocznikach Hydrologicznych), wybrano 3 lata o ujemnej i zbliżonej do siebie średniej temperaturze powietrza w okresie zimowym (XII–III). Temperatury te wynosiły: $-3,1^{\circ}\text{C}$ w 1964 r., $-3,2^{\circ}\text{C}$ w 1969 r. i $-3,3^{\circ}\text{C}$ w 1979 r. Wykresy czasu trwania zjawisk lodowych i pokrywy lodowej w poszczególnych przekrojach wodowskazowych analizowanego odcinka Wisły pokazano na rysunku 3. Pomimo prawie jednakowej temperatury powietrza widoczne jest wyraźne zróżnicowanie czasu trwania zjawisk w poszczególnych latach. Fakt ten sugeruje, że temperatura powietrza nie jest czynnikiem decydującym. W 1964 r. czas trwania zjawisk lodowych był bardzo wyrównany i wynosił ok. 110–120 dni, a pokrywy lodowej ok. 100 dni. Wyjątek stanowił przekrój Warszawa, w którym brak było pokrywy lodowej. W latach 1969 i 1979 czas trwania zjawisk lodowych był wyraźnie mniejszy, sięgając ok. 90 dni dla większości wodowskazów. Tak więc w 1979 r. czas trwania

pokrywy lodowej był krótszy o 20–30 dni niż 1964 r.

Czas trwania pokrywy lodowej uległ podobnemu zróżnicowaniu zarówno w analizowanych latach, jak i na długości rzeki. Może to świadczyć o ogólnym wzroście zanieczyszczenia wód i jednocześnie jego zróżnicowaniu na analizowanym odcinku Wisły. Wpływ zmian czystości wód na długości odcinka może być powodem wyraźnych różnic w czasie trwania pokrywy lodowej w latach 1969 i 1979 (rys. 3) w odległych o ok. 9 km przekrojach Warszawa-Nadwilanówka (wodowskaz ten został założony w 1963 r. w km 504,1, tj. powyżej miasta przy ujściu rzeki Wilanówki) i Warszawa (km 513,0), a także w oddalonych o ok. 21 km przekrojach Puławy (km 372,5) i Dęblin (km 393,4). W przekroju Warszawa widoczny jest wpływ zrzutu ścieków miejskich oraz wód podgrzanych z elektrociepłowni Siekierki i Powiśle. Z kolei w przekroju Dęblin zaznacza się wpływ ścieków miejskich i z Zakładów Azotowych w Puławach, które są zrzucane ok. 2 km poniżej wodowskazu Puławy, oraz dopływu zanieczyszczonych wód rzeki Wieprz (w 1970 roku Wieprz prowadził wody o czystości pozaklasowej, natomiast poniżej Puław Wisła miała III klasę czystości (IMGW 1987)).

Interesujące jest porównanie czasu trwania zjawisk lodowych, a zwłaszcza czasu utrzymywania się pokrywy lodowej, w latach 1969 i 1979 w przekrojach Zawichost i Annopol, oddalonych od siebie o 10 km. Występujące różnice w czasie są o tyle zastanawiające, że w 1964 r. czas ten był bardzo podobny. Można to tłumaczyć istotnym pogorszeniem się ja-



RYSUNEK 3. Porównanie czasu trwania zjawisk lodowych (kolor biały) i pokrywy lodowej (kolor szary) na odcinku Wisły Środkowej od Zawichostu do Warszawy: a – w 1964 r., b – w 1969 r., c – w 1979 r.
 FIGURE 3. Comparisons of ice phenomena (white colour) and ice cover periods (grey colour) on the Middle Vistula River reach from Zawichost to Warszawa: a – in 1964, b – in 1969, c – in 1979

kości wód w rejonie wodowskazu w Zawichocie po 1964 r. (jak podano wcześniej, w 1970 r. był to odcinek III klasy czystości wód, natomiast w rejonie wodowskazu Annopol – II klasy). Jednakże przyczyną zróżnicowania może być także wpływ robót regulacyjnych.

Budowa geologiczna doliny i podłoża koryta wpływa zarówno na morfologię rzeki, a więc i na warunki przepływu wody, jak i na warunki kontaktu hydraulicznego wód w korycie z wodami podziemnymi wysoczyzn. Kontakt ten może być ograniczony w przypadku dolin rzecznych odziedziczonych, gdy strefa aluwialna włożona jest w utwory nie aluwialnej genezy (na przykład zastoiskowe i jeziorne), słabo przepuszczalne (Falkowski 1995) oraz w przypadku występowania w strefie korytowej kulminacji słabo przepuszczalnego podłoża aluwii. Utrudnienia kontaktu hydraulicznego i zasilania rzeki wodami podziemnymi, cieplejszymi w okresie zimowym, sprzyjają przechłodzeniu wód rzecznych. Na odcinkach o stosunkowo małej miąższości aluwii dodatkową barierą dla kontaktu z wodami podziemnymi mogą być ułożone w ciągu starorzecza, biegnące równolegle do koryta i wypełnione gruntami jeziornymi słabo przepuszczalnymi, a także zakolmatowane brzegi współczesnego tarasu zalewowego.

Szczegółowa charakterystyka budowy geologicznej doliny Wisły na omawianym odcinku została przedstawiona w pracy Falkowskiego i Popka (2000). Tam też został omówiony ewentualny wpływ warunków geologicznych na możliwość powstawania zatorów lodowych. W niniejszej pracy podano tylko te infor-

macje dotyczące budowy geologicznej, które mogą wyjaśniać przyczyny zmienności w przebiegu zjawisk lodowych wzdłuż rzeki oraz obserwowanych w przeszłości zatorów lodowych.

W analizie przyczyn różnic w charakterystyce przebiegu zjawisk lodowych na długości rzeki, należy brać pod uwagę odmienności budowy geologicznej podłoża aluwii. W rejonie Zawichostu, w podłożu serii aluwialnej przeważają wapienie jurajskie, skały znacznie twardsze niż opoki i margle kredowe, które dominują w podłożu doliny Wisły w rejonie Annopola (Pożaryski 1953). Opoki i margle wietrzeją znacznie szybciej, dając łąstą zwietrzelinę, która zmniejsza drożność szczelin w strefie kontaktu masywu z aluwiami Wisły, a także w wyniku kolmatacji zmniejszając przepuszczalność samych aluwii na granicy ze skałą litą. Warunki przepływu wód szczelinowych w wapieniach jurajskich i w utworach aluwialnych z nimi sąsiadujących są znacznie lepsze. Lepszy kontakt hydrauliczny i większy dopływ do koryta Wisły cieplejszych wód podziemnych może być jednym z powodów obserwowanych różnic w przebiegu zjawisk lodowych. Należy jednak postawić pytanie, dlaczego różnice w budowie geologicznej nie ujawniły się tak wyraźnie w latach wcześniejszych? Może to wynikać ze zwiększonej głębokości przeróbki aluwii w czasie trwania wysokich stanów i rozmycia zakolmatowanej zwietrzeliną (choć w mniejszym stopniu niż w rejonie Annopola) strefy na granicy szczelinowatego masywu skalnego (wapienie jurajskie) i piasków rzecznych. Odsłonięcie warstw jurajskich mogło zapewnić lepszy kon-

takt hydrauliczny wód w korycie z wodami podziemnymi. Zmiany warunków zasilenia podziemnego, na skutek zniszczenia strefy kolmatacji, mogły być spowodowane przepływami wód wielkich lub zatorami lodowymi, które dość licznie występowały w latach 60. na całym analizowanym odcinku Wisły, w tym również i w rejonie Zawichostu.

Powyższe wyjaśnienia, aczkolwiek nie pozbawione racjonalności, wymagają jednak potwierdzenia głębszymi studiami, gdyż w świetle badań Bartnika i Jokiela (2000), w rejonie ujścia Sanny, tj. na odcinku, gdzie leżą oba analizowane wodowskazy, występują stosunkowo duże różnice, rzędu $0,5\text{--}1\text{ l/s} \cdot \text{km}^2$, w wielkościach jednostkowego dopływu gruntowego do rzeki, obliczanego dwoma metodami. W zależności od metody obliczeń obszar na odcinku Wisły Środkowej charakteryzują dopływy gruntowe $2\text{--}5\text{ l/s} \cdot \text{km}^2$. Ponadto, studiami należałoby objąć wpływ regulacji rzeki na przebieg zjawisk lodowych. Wiadomo, że w rejonie Annapola w latach 1973–1986 rzeka została uregulowana. W rejonie Zawichostu rzeka też jest uregulowana, ale obecnie nie ma informacji, w jakich latach roboty były prowadzone i jaki był ich zakres.

Zatory lodowe

Warunkiem powstawania zatorów lodowych jest jednocześnie wystąpienie kilku sprzyjających im czynników, z których jako najważniejsze można wymienić:

- stopień zlodzenia, zależny od czasu trwania zjawisk lodowych, rodzaju

tych zjawisk, a w przypadku pokrywy lodowej również od jej grubości,

- stany wody, przy których następuje spływ lodów,
- warunki hydrodynamiczne w korycie rzeki,
- litologię aluwii oraz morfologię i litologię ich podłoża.

Wymienione czynniki są zmienne na długości rzeki, a w odniesieniu do intensywności zjawisk lodowych i warunków hydrodynamicznych – również zmienne w czasie. W przeszłości zatory lodowe występowały dość często w wielu miejscach Wisły Środkowej. Zostało to przedstawione w tabeli 3, gdzie podano również informacje o stopniu regulacji Wisły na wyodrębnionych odcinkach rzeki, lata, w jakich roboty były prowadzone, a także informacje dotyczące miejsc występowania w korycie Wisły kulminacji trudno rozmywalnego podłoża aluwii – w znacznej mierze zbudowanego z utworów słabo przepuszczalnych (Falkowski i Popek 2000).

Informacje dotyczące zatorów zaczerpnięto z różnych publikacji (PIHM/IMGW 1951–1983, Politechnika Warszawska 1973), a także z danych Głównego Komitetu Przeciwpowodziowego oraz Okręgowej Dyrekcji Gospodarki Wodnej w Warszawie, gdzie uzyskano również dane dotyczące stanu regulacji i charakterystyki poszczególnych odcinków rzeki. Z materiałów tych zaczerpnięto informacje dotyczące 55 zatorów, które wystąpiły w latach 1924–1986 na odcinku Wisły Środkowej. Najwięcej zatorów, nawet po kilka rocznie, występowało w latach 1962–1966 (rys. 4). Jak już wspomniano wcześniej, zimy w dekadzie lat 60. były najzimniejsze w wieloleciu 1957–1990

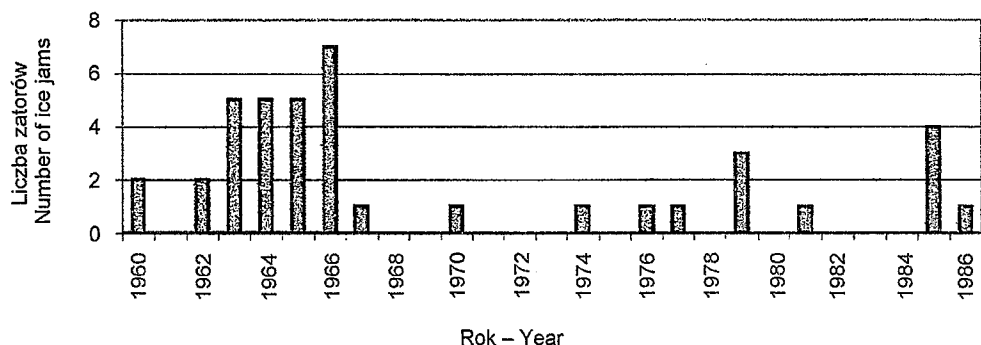
TABELA 3. Charakterystyka odcinka Wisły Środkowej i miejsc zatorów (odcinek od ujścia rzeki Sanny do ujścia rzeki Pilicy)
 TABLE 3. The characteristic of The Middle Vistula River reach and places of ice jams (the river reach from Sanna River mouth to Pilica River mouth)

Odcinek rzeki od km do km The river reach from km to km	Przekrój charakterystyczny The characteristic cross section	Charakterystyka odcinka The river reach characteristic	Stan regulacji odcinka The state of river reach regulation		Wystąpienia zatorów The ice jams event		Kulminacja trudno roz- mywalnego podłoża aluwiów Elevation of erosion resistance alluvia substratum
			Długość odcinka uregulo- wanego (w %) The length of river reach regulated (in %)	Okres regulacji rzeki The period of river regulation	Rok Year	Km rzeki Km of river	
1	2	3	4	5	6	7	8
295,2–300	rz. Sanna km 295,2 wod. Annopol km 298,4	koryto częściowo nie uregulowane, w rejonie ujścia Sanny kępy i odsypiska na łuku wklęsłym (brzeg prawy)	89,6	1973–1986	1935 1960 1964 1965	298 299 298–299 298	km 298,5– –303,5
300–305		koryto praktycznie nie uregulowane (kilka pojedynczych, zniszczonych ostróg), występują kępy i odsypiska	brak danych	brak danych			jw. do km 303,5
305–320	m. Sulejów km 310 m. Józefów n/W km 319	z niewielkimi przerwami na obu brzegach odcinek prawie w całości uregulowany	85,3	1972–1988	1924 1963 1963 1966	318 310 315 307–315	km 310– –315 km 318– –324
320–325	wod. Łopoczno km 322 (zlikwid.) rz. Kamienna km 324,4	prawie w całości odcinek naturalny, w rejonie ujścia Kamiennej kilka kęp i wypłyceń	10,0	1987–1988	1950 1955 (I) 1955 (III) 1956 1960 1966 1985	322 322 322 322 324 321 320	jw. do km 324

325–335,6	wod. Solec n/W km 332 (zlikwid.)	w całości odcinek uregulowany	100,0	1977–1992	1964 1985	332 333	km 332– –334
335,6–350		odcinkowa regulacja, część budowli zniszczona, występują kępy i odsypiska w głównym korycie	83,3	1984–1992	1965 1966 1978 1979 1981	340 339 336 338 340	km 338– –340
350–362	m. Kazimierz Dolny km 359	pełna regulacja	100,0	1972–1983	1963 1964	357 357	km 356,5– pospółki i otoczaki
362–374	m. Parchatka km 365 wod. Puławy km 372,5	odcinek prawie w całości uregulowany	93,2	1972–1983	1924 1924 1962 1963 1967	362 372 365–368 365 365	km 365– –371
376–389	m. Gołąb km 381,5	częściowa regulacja, ostry łuk w km 382–386, poniżej odcinka uregulowanego (częściowo na łuku) kępy i odsypiska, występuje tendencja do zmiany głównej linii nurtu; roboty regulacyjne są aktualnie prowadzone	38,5	1973–1999	1962 1965 1966 1985	379 384 385 382–389	km 380– –388
389–395	rz. Wieprz km 391,8 wod. Dęblin km 393,4	powyżej mostu drogowego (km 393,4) prawie pełna regulacja, poniżej mostu – tylko na prawym brzegu; do końca lat 80. drewniany most drogowy o zwężonym świetle (liczne podpory i izbice), obecny most posiada podpory betonowe i odpowiednie światło nie powodujące zatrzymania kry lodowej	75,0	1973–1988	1924 1935 1940 1963 1964 1965 1966 1974 1977 1979	390 393 393 393 393 393 393 393 393 393	w rejonie ujścia Wieprza km 392

cd. tabeli 3

Odcinek rzeki od km do km The river reach from km to km	Przekrój charakterystyczny The characteristic cross section	Charakterystyka odcinka The river reach characteristic	Stan regulacji odcinka The state of river reach regulation		Wystąpienia zatorów The ice jams event		Kulminacja trudno rozmywalnego podłoża aluwii Elevation of erosion resistance alluvia substratum
			Długość odcinka uregulowanego (w %) The length of river reach regulated (in %)	Okres regulacji rzeki The period of river regulation	Rok Year	Km rzeki Km of river	
1	2	3	4	5	6	7	8
395–409	m. Stężycza km 397 m. Piotrowice km 409	odcinek w dużej części w stanie naturalnym, liczne kępy i mielizny w km 396–406; niewielkie fragmenty regulacji prawego brzegu – niektóre budowle całkowicie zniszczone	13,2	1972–1978	1966 1979 1985 1986	397 396 398–403 403–411	
409–429	m. Maciejowice km 421 Elektr. „Kozienice” km 426	do ok. km 420 koryto w stanie naturalnym, liczne kępy i odsypiska korytowe – najliczniejsze w km 409–412; od km 420 pełna regulacja	43,0	1973–1987	1924 1963 1964 1965 1970	420 421 421 421 413	km 418 oraz km 425
429–457	rz. Radomka 431,9 m. Kłoda km 432 m. Przewód Tamowski km 443 rz. Wilga km 450,5 rz. Pilica km 457	prawie w całości odcinek naturalny, występują boczne ramiona, liczne kępy i odsypiska – największe w rejonie ujścia Radomki i Wilgi; niewielki odcinek uregulowany przy ujściu Pilicy – część budowli zniszczona	13,6	do 1973	1924 1924 1966	433 457 443	km 438 km 442– –444 km 456– –457



RYSUNEK 4. Liczba zatorów lodowych na odcinku Wisły Środkowej w poszczególnych latach okresu 1960–1986

FIGURE 1. The number of ice jams on the Middle Vistula River reach in particular years of 1960–1986 period

(Kędziora 1995). Istotnym czynnikiem był również brak regulacji rzeki – większość robót regulacyjnych rozpoczęto w latach 70. Od 1987 r. do sezonu zimowego 1998/1999 na omawianym odcinku Wisły zatory nie występowały.

Na podstawie analizy danych zebranych w tabeli 3 można wyciągnąć następujące wnioski:

- nie stwierdzono przypadku wystąpienia zatoru na całkowicie uregulowanym odcinku rzeki; w kilku przypadkach zatory wystąpiły w trakcie prowadzenia prac regulacyjnych na wyodrębnionym odcinku,
- 50 zatorów (91%) wystąpiło w miejscach lub w pobliżu miejsc występowania w dnie koryta wysoko położonego stropu trudno rozmywalnego podłoża aluwii; ewentualne nieścisłości mogą wynikać zarówno z niedokładnego rozpoznania warunków geologicznych, jak również z braku precyzyjnego określenia faktycznego miejsca wystąpienia zatoru,
- w 5 przypadkach (9%) zatory spowodowane były prawdopodobnie mor-

fologią koryta, tj. na odcinku km 396–411 oraz w km 433, gdyż również obecnie na tych w niewielkim zakresie uregulowanych odcinkach rzeki występują liczne kępy i odsypy korytowe; nie jest jednak wykluczone, że wypiętrzenia podłoża aluwii nie zostały dotychczas rozpoznane,

- 10 zatorów zaobserwowano powyżej drewnianego mostu drogowego w Dęblinie (km 393,3); wydaje się, że w tym wypadku odegrały rolę dwa czynniki: występowanie wypiętrzeń odpornego na rozmycia podłoża aluwii w rejonie ujścia Wieprza (km 391,8) i na odcinku km 380–388, a także znaczne utrudnienie przepływu w zwężonym przekroju mostu drewnianego (liczne podpory i izbice).

Można przyjąć że, budowa geologiczna w różny sposób wpływa na przebieg zjawisk lodowych wzdłuż rzeki, wpływa też na zasilanie gruntowe i w efekcie na intensywność zlodzenia. Większa intensywność zjawisk lodowych stwarza z kolei potencjalnie większe zagrożenie zatorowe – w rejonach kulminacji słabo-

przepuszczalnego podłoża aluwiiów występują utrudnienia kontaktu hydraulicznego i zasilania wód rzecznych wodami gruntowymi, cieplejszymi w okresie zimowym. Na odcinkach o stosunkowo małej miąższości aluwiiów, dodatkową barierą dla kontaktu z wodami gruntowymi mogą być zakolmatowane starorzecza i brzegi współczesnego tarasu zalewowego. W wyniku sedymentacji materiału unoszonego w czasie wezbrań tworzyć się mogą niewielkiej miąższości ekrany słaboprzepuszczalne w obrębie piaszczysto-żwirowych aluwiiów facji korytowej rzeki dzikiej. Jak wykazały obserwacje prowadzone w okolicach Kozienic (Falkowski i in. 1982), ekrany takie mogą w znacznym stopniu ograniczyć kontakt hydrauliczny wód w korycie z wodami podziemnymi. Na przykład, w rejonie pompowni Elektrowni „Kozienice” zarejestrowano spiętrzenie wód gruntowych wysokości 9 m, wywołane kolmatacją brzegu współczesnego koryta wód wielkich.

Istotnym czynnikiem sprzyjającym powstawaniu zatorów jest odporność na erozję podłoża aluwiiów w miejscach jego kulminacji w korycie. W razie utworzenia się zatoru w takim miejscu, przebicie się wód spiętrzonych pod lodem na skutek rozluźnienia i rozmycia dna może być bardzo utrudnione. Strefy kulminacji trudnorozmywalnego podłoża aluwiiów są strefami zatorogennymi, o czym świadczy charakterystyczna morfologia powierzchni tarasowych w sąsiedztwie ich występowania. Powszechnie obserwowane są tam rynny erozyjne, pełniące rolę kanałów ulgi w czasie wezbrań zatorowych (Granacki i in. 1988).

Brak archiwalnych materiałów geodezyjnych uniemożliwia obecnie analizę zmian morfologicznych koryta rzeki, powstałych zarówno w wyniku robót regulacyjnych, jak i naturalnych przeobrażeń. Z zebranych danych historycznych wynika, że na nieuregulowanych odcinkach rzeki, a więc prawdopodobnie z niekorzystnie ukształtowanym korytem, zatory powstawały tam, gdzie sprzyjała temu budowa geologiczna podłoża. Wyraźnie mniejsza ilość zatorów, których powstanie można obecnie wiązać tylko z ukształtowaniem koryta, może świadczyć o tym, że na odcinkach, gdzie koryto uformowane jest w aluwiiach o dużej miąższości, występowanie kęp i odsypów korytowych niekoniecznie musi przyczyniać się do powstawania zatorów. Na tego typu odcinkach rzeki dość łatwo może dojść do rozmycia dna lub brzegów (kęp lub koryta) i utrzymania wymaganej przepustowości, nawet podczas zatrzymywania się spływającej kry lodowej.

Wpływ regulacji na możliwość powstawania zatorów, w świetle przedstawionych wyników inwentaryzacji miejsc zatorogennych, wydaje się być oczywisty – poprawa warunków hydrodynamicznych przepływu przyczynia się do likwidacji miejsc zatorowych zwłaszcza tam, gdzie w podłożu aluwiiów występuje wysoko położony strop utworów trudno rozmywalnych. Świadczą o tym ostatnie zatory obserwowane na Wiśle w latach 1985 i 1986, które wystąpiły w następujących miejscach (tab. 3):

- km 320 – na odcinku częściowo uregulowanym z wypiętrzeniem trudnorozmywalnego podłoża aluwiiów,
- km 333 – na odcinku, który w 1985 r. był częściowo uregulowany; w pod-

łożu aluwiiów występuje kulminacja utworów trudnorozmywalnych,

- km 382–389 – na odcinku nie uregulowanym z wypiętrzoným podłożem aluwiiów,
- km 398–403 (1985 r.) i km 403–411 (1986 r.) – na odcinku nie uregulowanym z licznymi kępami i odsypami korytowymi.

Podsumowanie

Na podstawie przedstawionych w pracy danych z obserwacji i ich analiz sformułowano wnioski, z których część należy potraktować jako wstępne, a nawet dyskusyjne, wymagające potwierdzenia w toku dalszych badań.

1. Przyczyny obserwowanych zmian w przebiegu zjawisk lodowych są bardzo złożone. Obecnie trudno jest jednoznacznie ustalić, które z czynników odgrywają decydującą rolę. Z przeprowadzonych analiz wynika, że istotne znaczenie może mieć wzrost zanieczyszczenia chemicznego i termicznego wód Wisły. Jednakże zróżnicowany przebieg tych zmian na długości rzeki świadczyć również może o wpływie budowy geologicznej i warunków przepływu w korycie na procesy lodowe.

2. Konieczne jest ustalenie istotności wpływu poszczególnych czynników na kształtowanie się warunków lodowych. Będzie to możliwe tylko wtedy, gdy w szerszym zakresie uwzględni się zmiany warunków klimatycznych, hydrologicznych i czystości wód. Ponadto, należałoby pogłębić studia dotyczące wpływu bu-

dowy geologicznej i regulacji rzeki na przebieg procesów lodowych.

3. Na odcinku Wisły Środkowej nastąpiło opóźnienie okresów występowania zjawisk lodowych i pokrywy lodowej. W latach 1951–1980 (do 1970 r. dla wodowskazu w Warszawie) środkowe daty pojawiania się i zaniku zjawisk lodowych, w odniesieniu do lat 1882–1910 przesunęły się odpowiednio: o prawie 4 tygodnie i o 2–3 tygodnie. Środkowe daty pojawiania się pokrywy lodowej uległy opóźnieniu o prawie 3 tygodnie, natomiast daty zanikania pokrywy lodowej praktycznie nie uległy zmianie.

4. Czas trwania poszczególnych zjawisk lodowych w kolejnych wieloletiach ulega systematycznemu skracaniu. W stosunku do wielolecia 1882–1910 czas występowania pokrywy lodowej w okresie 1951–1970 uległ zróżnicowanemu skróceniu w poszczególnych przekrojach wodowskazowych o 23–70%. Tendencja ta trwa nadal, ponieważ w okresie 1987–1999 na analizowanym odcinku Wisły nie zanotowano wystąpienia żadnego zatoru lodowego. Zmniejszenie się zagrożenia zatorowego jest pośrednim potwierdzeniem zmniejszania się intensywności przebiegu zjawisk lodowych.

5. Predysponowanymi miejscami powstawania zatorów lodowych są odcinki koryta nie uregulowanego z płytkim położeniem odpornego na erozję stropu podłoża aluwiiów.

6. Roboty regulacyjne poprawiają warunki przepływu, co w istotny sposób zmniejsza zagrożenie zatorowe.

7. W planowaniu robót regulacyjnych pod kątem likwidacji odcinków zatorogennych w większym stopniu należy brać

pod uwagę budowę geologiczną podłoża aluwii niż morfologię koryta.

8. Należy podkreślić, że to właśnie obserwowana od wielu lat mniejsza intensywność zjawisk lodowych, a nie warunki przepływu kształtowane przez regulację rzeki, wydają się podstawową przyczyną braku zatorów. Potwierdzeniem tego jest fakt, że od 1987 r. zatory nie występowały i to nawet na odcinkach naturalnych (nie uregulowanych), tam gdzie litologia podłoża i morfologia koryta sprzyjają tworzeniu się zatorów lodowych.

Literatura

- BARTNIK A., JOKIEL P. 2000: Średni odpływ podziemny w Polsce w latach 1971–1990. *Gospodarka Wodna*, 2.
- FALKOWSKI T. 1995: Schematy zasilania cieków wodami podziemnymi w świetle poligeny dolin na Niżu. *Współczesne Problemy Hydrogeologii*, t. VIII.
- FALKOWSKI T., POPEK Z. 2000: Związek intensywności zjawisk lodowych w korycie Wisły od ujścia Sanny do ujścia Pilicy ze zróżnicowaniem morfologii doliny oraz morfologii i litologii podłoża aluwii. *Annals of Warsaw Agricultural University, Land Reclamation*.
- FALKOWSKI E., GRANACKI W., LASKOWSKI K., KRAUŻLIS K. 1982: Opracowanie modelu budowy geologicznej wybranych regionów Wisły Środkowej i opracowanie wstępnej prognozy hydrogeologicznej i geologiczno-inżynierskiej wpływu piętrzenia wody w Wiśle. Maszynopis. Zakład Badań Geologicznych Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa.
- GRANACKI W., KOWALIS K., FALKOWSKI T. 1989: Litologiczne i morfogenetyczne kryteria oceny zatorogenności odcinków Wisły. *Informator Projektanta* 1/2.
- GOŁEK J. 1961: Terminologia rzek polskich. *Prace PIHM*, z. 62, Warszawa.
- GOŁEK J. 1964: Złodzenie rzek polskich. *Prace PIHM*, z. 63, Warszawa.
- GOŁEK J., WÓJCICKI R. 1985: Operat hydrologiczny rzeki Wisły w profilach Annopol i Solec. Maszynopis. IMGW, Warszawa.
- IMGW 1986: Atlas hydrologiczny Polski, T. II, z. 2., Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa.
- IMGW 1987: Atlas hydrologiczny Polski. Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa.
- KĘDZIORA A. 1995: Prognoza zmian klimatycznych. Część ekspertyzy Kom. Naukowego PAN „Człowiek i Środowisko” pt. Prognoza ostrzegawcza zmian środowiskowych i warunków życia człowieka w Polsce na początku XXI wieku. Wydawnictwa Instytutu Ekologii PAN, z. 10, Warszawa.
- KUŹNIAR P. 1998: Renaturyzacja Wisły w obrębie Warszawy – potrzeby a możliwości. *Mat. Konf. „Bliskie naturze kształtowanie rzek i potoków”*. Zakopane, 5–7 października.
- MRP 1921: Materiały dotyczące hydrografii byłego Królestwa Kongresowego. Wydawnictwo Ministerstwa Robót Publicznych, Warszawa.
- Politechnika Warszawska 1973: Analiza powstawania zatorów lodowych i przegląd środków do ich zwalczania. Instytut Zaopatrzenia w Wodę i Budownictwa Wodnego. Maszynopis, Warszawa.
- PIHM/IMGW 1951–83: Roczniki hydrologiczne wód powierzchniowych. Wydawnictwa Komunikacji i Łączności, Warszawa.
- POŻARYSKI W. 1953: Plejstocen w przełomie Wisły przez wyżyny południowe. Wydawnictwo Geologiczne, Warszawa.

Summary

Tendency of ice phenomena characteristic changes on the Middle Vistula River reach in last 50 years period. The characteristics of ice phenomena in rivers depend from row of factors numbered to natural (climate, hydrological regime, geologic conditions, river morphology) and caused by human activity (water quality, river regulation). In article are presented tendency of changes of ice phenomena characteristic observed in last 50 years period on the Middle Vistula

River reach between Zawichost (km 287,6) and Warszawa (km 513) gauge stations. As background for analysis where used accessible data of ice phenomena occurrences in period of 1882–1910. In paper has been shown the tendency of changes of ice phenomena appearance and duration of them, especially ice cover duration. It was also introduced the frequency and characteristic of ice jams places. On the base of data analysis has been done initial estimation of reasons of ice phenomena changes and where formulated conclusion about the range of additional researches. In order to determine degree of in-

fluence all factors, future investigations should first of all take into account more accurate data connected with the changes of meteorological, hydrological and water quality conditions in last 50 years period.

Authors' address:

Z. Popek, T. Falkowski
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
Poland
e-mail: popek@alpha.sggw.waw.pl
e-mail: falkowski@alpha.sggw.waw.pl

Iłona MAŁUSZYŃSKA, Marcin J. MAŁUSZYŃSKI

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW

Department of Hydraulic Engineering and Environmental Recultivation WAU

Kadm w środowisku **Cadmium in environment**

Wstęp

Kadm należy do grupy IIb układu okresowego pierwiastków, razem z miedzią i cynkiem. Jest pierwiastkiem stosunkowo rzadkim i nie występuje w postaci wolnej. Występuje głównie w rudach siarczkowych cynku, ołowiu i miedzi, jakkolwiek po raz pierwszy został wyodrębniony w postaci wolnej w 1817 r. z węglanu cynku. Produkcję przemysłową w znacznej skali rozpoczęto na początku obecnego stulecia, dlatego też uważany jest on za metal dwudziestego wieku. Przed 1920 r. produkcja kadmu była niewielka, gwałtowny jej wzrost nastąpił po wprowadzeniu na skalę przemysłową procesu powlekania galwanicznego powierzchni metali. Produkcja światowa kadmu uległa stabilizacji w latach 70., po czym w latach 80. nastąpił ponowny jej wzrost, a w latach 90. odnotowano znaczny spadek produkcji kadmu na świecie.

Wpływ kadmu na wybrane elementy środowiska naturalnego

Kadm przedostaje się do kolejnych elementów łańcucha troficznego w wyniku działalności człowieka. Niektórzy badacze wyróżniają trzy główne możliwości przedostawania się tego pierwiastka do środowiska. Do pierwszej zaliczają wydobywanie rud zawierających kadm, produkcję metalu i jego przetwarzanie. Drugą stanowi niezamierzona obecność kadmu jako czynnika ubocznego w trakcie produkcji i stosowania określonych wyrobów, a trzecia jest związana z pozbywaniem się materiałów, w których skład wchodzi odpady produkcyjne lub zużyte wyroby zawierające kadm (Kryteria zdrowotne... 1996).

Kadm w powietrzu atmosferycznym

Zastosowanie w latach 90. w Polsce nowych proekologicznych technologii oczyszczania spalin i utylizacji odpadów spowodowało istotną redukcję emisji py-

łów i gazów do atmosfery, pochodzących z procesów energetycznych wykorzystujących węgiel, koks, olej opałowy i drewno (Dobrzański i in. 1996a).

Z danych zebranych przez GUS (tab. 1) wynika, że całkowita emisja kadmu w latach 1980–1995 uległa zmniejszeniu prawie dwukrotnie.

TABELA 1. Całkowita emisja kadmu w mg w latach 1980–1995 (GUS 1997)

TABLE 1. Cadmium emission in mg per year 1980–1995

Rok Year	1980	1985	1990	1993	1995
Kadm Cadmium	156,2	141,9	91,6	91,9	82,6

Według WHO (1996) oraz Jakubowskiego i Iżyckiego (1999) średnia zawartość kadmu w powietrzu atmosferycznym z terenu Europy wynosi $1\text{--}5\text{ ng/m}^3$ na terenach wiejskich, $5\text{--}15\text{ ng/m}^3$ na terenie miast i od 15 do 50 ng/m^3 na obszarach uprzemysłowionych. Zawartość kadmu w powietrzu w Polsce nie odbiega obecnie od powyższych danych. Znacznie większe ilości kadmu mogą występować na terenach położonych w sąsiedztwie emitorów przemysłowych takich, jak huty metali nieżelaznych (Jakubowski i Iżycki 1999).

Dopuszczalna zawartość kadmu w powietrzu wynosi w pomiarach dobowych $0,22$, a średnioroczna $0,01\text{ }\mu\text{g/m}^3$ (Bodak i Dobrzański 1997).

Kadm w wodzie

Związki kadmu w powietrzu (główne tlenki) ulegają łatwo rozpuszczeniu w wodzie deszczowej zasilającej zbiorniki

wodne, wody gruntowe, wody podziemne i gleby. Pochodzą one z opadu pyłów atmosferycznych i źródło to podwyższa naturalną zawartość Cd w wodach rzek, która wynosi $0,02\text{ }\mu\text{g/dm}^3$ do stężeń rzędu $1,98\text{--}13,1\text{ }\mu\text{g/dm}^3$. Woda pitna zwykle zawiera bardzo mało kadmu ($0,1\text{--}2,0\text{ }\mu\text{g/dm}^3$). Zakładając dzienne spożycie wody przez ludzi na poziomie 2 litrów, szacowany pobór kadmu nie przekracza $1\text{ }\mu\text{g}$. Bodak i Dobrzański (1997) oceniają wartość poboru kadmu na poziomie $1\text{--}10\text{ }\mu\text{g}$.

W 1991 r. Polska podpisała układ stowarzyszeniowy z Europejską Wspólnotą Gospodarczą obecnie Unią Europejską, w którym zawarte zostały zobowiązania o dostosowaniu naszego ustawodawstwa m.in. z zakresu wymogów jakościowych dla wód powierzchniowych wykorzystywanych jako źródło wody pitnej (Dyrektywy EWG 1993). Największa dopuszczalna zawartość kadmu w wodach powierzchniowych przeznaczonych do wykorzystania jako źródło wody do picia wynosi $0,005\text{ mg Cd/dm}^3$.

Poważnym problemem są wysypiska odpadów przemysłowych i komunalnych, które w przypadku nieprawidłowego zabezpieczenia miejsca składowania stanowią zagrożenie dla środowiska naturalnego, a zatem wpływają negatywnie na rośliny, zwierzęta oraz człowieka. Jak wynika z badań naukowych, do podstawowych zagrożeń wynikających z eksploatacji wysypiska należą odcieki, które wypływając z terenu składowiska pogarszają jakość wód gruntowych i powierzchniowych.

Na jakość wód powierzchniowych mają również wpływ ścieki odprowadzane bezpośrednio do rzek i jezior z różnych

gałęzi przemysłu oraz ścieki komunalne. Przyczyną tego stanu jest niedostatecznie rozwinięta sieć kanalizacyjna oraz nadal zbyt mała ilość oczyszczalni ścieków.

Według Dobrzańskiego i in. (1996a) problem narażenia zwierząt na związki kadmu zawarte w wodzie pitnej jest trudny do oszacowania, szczególnie gdy zwierzęta korzystają z przypadkowych ujęć, a także gdy są utrzymywane w sposób ekstensywny (drób) czy pastwiskowy (owce, bydło). Spośród wszystkich gatunków zwierząt gospodarskich, tylko dla drobiu opracowane zostały w USA, Francji i Polsce instrukcje, w których zawarte są górne granice stężeń metali ciężkich, między innymi kadmu w wodzie pitnej. Dopuszczalną zawartość kadmu w wodzie gospodarczej określa rozporządzenie MZiOS na poziomie $0,005 \text{ mg Cd/dm}^3$. Dla śródlądowych wód powierzchniowych, wykorzystywanych także dla pojenia zwierząt, wartość tą określa rozporządzenie MOŚZNiL. Dopuszczalna zawartość kadmu w mg Cd/dm^3 w zależności od klasy czystości wód wynosi odpowiednio: dla klasy I – $0,005$ i poniżej, dla klasy II – $0,03$ i poniżej oraz dla klasy III – $0,1$ i poniżej.

Kadm w glebie, roślinach i paszach

Kadm jest łatwo pobierany przez rośliny, w których akumuluje się w dużych ilościach. Rośliny pobierają kadm w warunkach wysokiej emisji z powietrza przez blaszki liściowe.

Pierwiastek ten oddziałuje zarówno bezpośrednio na rośliny, powodując za-

burzenia fotosyntezy, przemiany związków azotowych, obniżenie zdolności pobierania CO_2 , jak też pośrednio – wiążąc inne metale wpływa na metabolizm roślin (Wolak i in. 1995).

Silna kumulacja metali ciężkich w systemie korzeniowym i częściach nadziemnych roślin jest wynikiem słabo wykształconego u roślin mechanizmu homeostazy chemicznej, co prowadzi do nieselektywnej absorpcji pierwiastków i stwarza duże ryzyko włączenia metali ciężkich w system łańcucha pokarmowego (Kabata-Pendias i Pendias 1993, Dobrzański i in. 1996a).

Według Dobrzańskiego i in. (1996a), dostępność kadmu dla roślin zależy od zawartości i formy występowania kadmu w glebach oraz właściwości gleby, takich jak: skład granulometryczny, odczyn gleby, zawartość substancji organicznej, pojemność wodna, potencjał oksydo-redukcyjny, stopień wysycenia środowiska glebowego tym metalem i jego biodostępność oraz temperatura gleby i rodzaj roślinności ją porastającej.

Według Kabaty-Pendias i Pendiasa (1993), między cząsteczkami spławialnymi i kadmem występuje dodatnia zależność, wyrażająca się zwiększeniem zawartości metalu w miarę przechodzenia od gleb lekkich do ciężkich.

Zdolność gleby do wiązania metali ciężkich, a w tym kadmu w formy trudno rozpuszczalne, zwiększa się w miarę wzrostu pH, powodując zmniejszenie mobilności tego pierwiastka. Na podstawie przeprowadzonych badań w 1995 r. w rejonach ekologicznego zagrożenia (byłego woj. katowickiego: Sosnowiec, Dąb, Twardowice), autorzy stwierdzili

najwyższe koncentracje kadmu w roślinach uprawnych na obiektach nawożonych nawozami mineralnymi. Związane jest to z zakwaszeniem gleby, wpływającym dodatkowo na fitoprzyswajalność tego metalu. Otrzymane wyniki wskazują, że w rejonach zanieczyszczonych metalami ciężkimi należy stosować nawozy organiczno-mineralne (Curyło i Jasiewicz 1997).

Niemyska-Lukaszuk i in. (1997) na podstawie przeprowadzonych badań na silnie zakwaszonych glebach użytków zielonych Pogórza Wielickiego i Podhala, stwierdzili stosunkowo małą zawartość kadmu w glebie przy równoczesnej dużej jego zawartości w roślinach, która przekroczyła dopuszczalną wartość progową zalecaną dla roślin paszowych. Według tych autorów, zawartość kadmu w częściach nadziemnych roślin badanych użytków zielonych była determinowana właściwościami fizykochemicznymi gleb, głównie jej odczynem, pojemnością kompleksu sorpcyjnego i zawartością substancji organicznej. Najprostszym sposobem ograniczenia nadmiernej fitoprzyswajalności kadmu przez rośliny może być utrzymanie odczynu tych gleb na poziomie zbliżonym do obojętnego.

Zdaniem Kabaty-Pendias i Pendiasa (1993), substancja organiczna przejawia szczególne powinowactwo do wiązania kadmu. Werda (1997) stwierdził, że w rejonach będących poza zasięgiem bezpośredniego wpływu zanieczyszczeń przemysłowych gleba organiczna zawierała więcej kadmu niż gleba mineralna.

W wyniku przeprowadzonych badań na czarnych ziemiach (Werda 1997) największą akumulacją kadmu charakte-

ryzuje się *Dactylis glomerata*, natomiast wśród gatunków występujących na glebach organicznych *Taraxacum officinale* > *Dactylis glomerata* = *Lolium perenne* > *Phleum pratense* > *Trifolium repens*.

Badania przeprowadzone przez Kucharzewskiego i Dębowskiego (1996) wskazują na najmniejszą zawartość kadmu w zbożach (główna akumulacja w częściach generatywnych roślin) oraz wzrastającą zdecydowanie w trawach i okopowych (korzeniach buraka cukrowego i pastewnego).

W Polsce brak jest norm określających dopuszczalną zawartość kadmu w surowcach roślinnych i mieszankach paszowych. Podstawą oceny roślin pod względem ich przydatności dla celów konsumpcyjnych, paszowych i przemysłowych są wytyczne IUNG (Kabata-Pendias i in. 1993), zawierające krytyczne (tab. 2) lub progowe zawartości kadmu w płodach rolnych (tab. 3).

TABELA 2. Zawartość krytyczna kadmu (w mg Cd/kg s.m.) przyjęta do oceny roślin pod względem ich przydatności (Kabata-Pendias i in. 1993)

TABLE 2. The cadmium critical contents (in mg Cd/kg s.m.) assumed to plants usability evaluation

Przydatność roślin Plant's usability		
konsumpcyjna for consumption	paszowa for feed	przemysłowa for industry
≤ 0,15	≤ 0,50	> 0,50

Kadm zawierają nie tylko rośliny paszowe, ale również wprowadzone do dawki pokarmowej zwierząt mączki rybne i mięsne oraz dodatki nieorganiczne, jak fosforyty, dolomity i kreda (Kośla 1999).

TABELA 3. Progowa zawartość kadmu w płodach rolnych (mg Cd/kg świeżej masy) (Kabata-Pendias i in. 1993)

TABLE 3. The cadmium contents in crops

Grupa roślin* Plants group	Rośliny Plants	
	konsumpcyjne for consumption	paszowe** for feed
a-r	0,03	0,1
b-r	0,05	0,2
c-r	0,15	0,5

*Grupy roślin/Plant's group:

a-r – warzywa liściaste, trawy i inne rośliny soczyste/deciduous vegetables, grasses and other juicy plants,

b-r – rośliny okopowe i różne rośliny korzeniowe/roots,

c-r – ziarno zbóż, nasiona roślin strączkowych i oleistych/corn grain, pulse and oil seeds.

**przy przekroczeniu zawartości progowych rośliny należy przeznaczyć na wykorzystanie przemysłowe.

Kadm w organizmach zwierząt i ludzi

Kadm stanowi zagrożenie dla zwierząt i ludzi, łatwo jest wchłaniany do organizmu, działa toksycznie oraz charakteryzuje się bardzo długim biologicznym półokresem usuwania. Wynosi on u ludzi, w warstwie korowej nerek, 30 lat. Wchłonięty do organizmu kadm tworzy kompleksy z białkiem, tzw. metalotioneinę, z którą łatwo jest transportowany i magazynowany w nerkach i wątrobie. Kadm jest inhibitorem enzymów (zawierających grupy sulfhydrylowe), zaburza metabolizm białka, zwiększając ich wydalanie z moczem (proteinuria) oraz zakłóca przemianę witaminy B₁ i hamuje wytwarzanie biologicznie czynnej witaminy D. Działa on antagonistycznie

w stosunku do Ca, Zn, Cu, Fe i Se. Większa zawartość cynku i miedzi osłabia toksyczne działanie kadmu, gdyż pierwiastki te konkurują do połączeń z tioneiną. Kadm zmniejsza również absorpcję żelaza w tkankach oraz zwiększa wydalanie wapnia (Kośła 1999).

Prowadzone przez T. Koślę doświadczenia na kozach wykazały, że matki karmione paszą z niedoborem kadmu (15 µg Cd/kg paszy) rodziły koźlęta o 25% lżejsze, od tych których matki miały podaną dawkę niezbędną dla zwierząt. W wyniku długoletnich prac ustalono, że niezbędna dla zwierząt dawka kadmu wynosi 20 µg/kg s.m. paszy, a mniejsza zawartość prowadzi do zaburzeń w reprodukcji i do gorszego rozwoju mięśni oraz większej śmiertelności zwierząt (Anke i in. 1984, 1995, Kośła 1988, 1999).

Kadm dostaje się do organizmu przede wszystkim przez wdychanie. Z pęcherzyków płucnych przenika do krwi. Wchłaniany jest też w przewodzie pokarmowym, a niewielkie jego ilości mogą przedostawać się przez skórę. Dlatego całkowite obciążenie kadmem – zarówno ludzi jak i zwierząt – zależy od jego koncentracji w powietrzu, pożywieniu i wodzie oraz wieku osobnika (Kośła 1990).

O ilości kadmu pobranego przez zwierzęta w procesie odżywiania decyduje zarówno jego zawartość na powierzchniach roślin oraz stężenie w tkankach rośliny, jak również jego koncentracja w dodatkach paszowych oraz wodzie. Rośliny łatwo absorbują, transportują i kumulują Cd, dlatego też jego zawartość w środkach paszowych waha się, w zależności od warunków lokalnych, w szerokich granicach od 0,02–0,55 mg/kg do

stężeń wielokrotnie wyższych (Dobrzański i Bodak 1997).

Badania monitoringowe tkanek zwierząt gospodarskich oraz produktów pochodzenia zwierzęcego (mleko, jaja, miód) prowadzone przez Bodaka i in. (1996) wskazują na znaczne zróżnicowanie stężeń kadmu w materiale badawczym, od śladowych do wielokrotnie przekraczających wartości fizjologiczne, zależnie od gatunku zwierząt, fazy ich życia, systemu chowu oraz lokalizacji obiektów hodowlanych. Autorzy obserwują także zróżnicowane zawartości tego metalu w ekosystemach naturalnych.

Prowadzone przez Koślę (1988, 1999) badania wskazują na sprzężenie gromadzenia się kadmu (w tkankach) z płcią. Osobniki żeńskie charakteryzuje z reguły mniejsza zawartość kadmu w tkankach niż samce. Na ilość kadmu w tkankach ma także wpływ wiek zwierząt. Przeprowadzone badania na terenie Górnego Śląska wykazały średnią koncentrację kadmu w nerkach koni młodych oraz pięciokrotnie większą u starszych. Badania wątroby i sierści, kresomózgowia i mięśni koni starszych niż 9 lat wykazały od dwóch do siedmiu razy większą zawartość kadmu niż tkanki koni młodych.

Krupa (1997), w wyniku prowadzonych prac nad bioakumulacją metali ciężkich w mięśniach i narządach wewnętrznych zwierząt gospodarskich z południowo-wschodniego mezoregionu Polski, stwierdził wysoki poziom akumulacji kadmu w próbach wątroby i nerek bydła, kóz, owiec i świń oraz bardzo wysoki w analogicznych narządach koni. W większości ocenianych próbek zawartość kadmu kształtowała się powyżej przecięt-

nej granicy tolerancji dla tego metalu w środkach spożywczych w Polsce, tj. 0,05 mg/kg.

Nauki toksykologiczne wyróżniają dwa typy oddziaływań metali ciężkich oraz innych substancji toksycznych na organizmy zwierząt i ludzi: są to tzw. oddziaływanie bliskie, związane z ekspozycją zawodową, oraz oddziaływanie odległe, charakterystyczne dla ekspozycji środowiskowej.

Spotykamy się również z występowaniem ekspozycji endemicznej (przypadkowej), do której doszło w 1955 r. w której wyniku do rzeki Untsu w prefekturze Tokoyama wprowadzono zanieczyszczone wody pochodzące z kopalni rud kadmu. Woda z rzeki wykorzystywana była do nawadniania pól ryżowych, z których uzyskano ryż zawierający 10-krotnie większą zawartość kadmu od przeciętnej. Po spożyciu zanieczyszczonego ryżu u ludzi wystąpiła choroba „Itai-Itai” (odpowiednik angielskiego „it hurts” – to szkodzi). W wyniku przewlekłego zatrucia nastąpiły zmiany zwyrodnieniowe, bardzo często dochodziło do bolesnych złamań, a nawet zmniejszenia się szkieletu (Rejmer 1997, Ciba i in. 1998). Długotrwała ekspozycja na ten pierwiastek prowadzi do demineralizacji kości (mechanizm ten nie został do końca wyjaśniony), ponadto powoduje zwiększenie wydalenia wapnia z moczem oraz zmniejszenie w nerkach syntezy aktywnego metabolitu witaminy D, zaburza również wbudowanie wapnia do układu kostnego (Szponar i Respondek).

Na toksyczne działanie kadmu do niedawna narażeni byli ludzie zatrudnieni w specjalnych gałęziach przemysłu

(ekspozycja zawodowa), takich jak: przemysł chemiczny (farbiarnie, garbarnie, produkcja środków ochrony roślin, produkcja tworzyw sztucznych i wyrobów gumowych), przemysł nawozów sztucznych, rafinerie ropy naftowej i hutnictwo. Związki kadmu w wyniku ekspozycji zawodowej wchłaniane były głównie inhalacyjnie. Ilość zasorbowanego kadmu przez płuca zależy od postaci chemicznej, która wpływa na stopień jego rozpuszczalności w tkankach. W warunkach narażenia zawodowego retencja pyłów kadmu w płucach wynosi od 10 do 50% przy wchłanialności w pęcherzykach od 13 do 19%, zależnie od ich składu chemicznego, wielkości kropeł oraz czasu ekspozycji (Bodak i in. 1996, Rejmer 1997).

Według Jakubowskiego i Ilzyckiego (1999), w wyniku narażenia na kadm może wystąpić wiele efektów działania w obrębie różnych narządów i układów. Działanie ostre może wskazywać na objawy „gorączki odlewników”. Pojawiają się wówczas ogólne rozbicie, podwyższona temperatura, podrażnienie górnych dróg oddechowych, mogą ponadto wystąpić stany zapalne płuc, a nawet obrzęk płuc. Obserwuje się również zaburzenia węchu aż do całkowitej jego utraty. Głównym efektem działania przewlekłego są zaburzenia funkcji nerek oraz nadmierne wydalanie wapnia i fosforu z moczem, mogące powodować zaburzenia metabolizmu wapnia w kościach i osteoporozę.

Tereny położone w sąsiedztwie kopalń i hut metali nieżelaznych są często w znacznym stopniu zanieczyszczone kadmem. Wzrost stężenia kadmu w glebie powoduje zwiększenie pobierania

kadmu przez rośliny i kolejne ogniwa łańcucha troficznego. Narażenie ludzi jest w związku z tym zależne między innymi od stopnia zanieczyszczenia gleby kadmem. Szczególnie jest to widoczne w niektórych rejonach Polski, gdzie do niedawna rozwijał się bardzo intensywnie przemysł, często bez uwzględnienia podstawowych zasad ochrony środowiska przyrodniczego, co doprowadziło do naruszenia równowagi biologicznej (ekspozycja środowiskowa). Występujące niekorzystne zmiany mają głównie związek z emisją pyłowych i gazowych zanieczyszczeń przemysłowych zawierających substancje toksyczne. Zanieczyszczenia te w Polsce występują w szczególności na obszarach Górnego Śląska (Kryteria zdrowotne... 1996, Terelak i in. 1997, Biernacka i Jasińska 1998, Biernacka i Małuszyński 1998, Biernacka i Wójcik 1998).

Według innych badaczy, toksyczne działanie kadmu powoduje ponadto zmniejszenie aktywności enzymów i zmiany w konformacji białek oraz zmiany metabolizmu pierwiastków niezbędnych dla organizmu, takich jak: cynk, żelazo, miedź, mangan, selen. Występują także zaburzenia czynności wątroby i funkcji rozrodczych.

Stężenie kadmu w łożysku jest wielokrotnie wyższe niż we krwi matki i w narządzie tym powoduje zmiany czynnościowe i strukturalne, stwarzając istotne zagrożenie dla rozwoju psychofizycznego potomstwa. Kadm wchłonięty z żywnością wydala się głównie z kałem, a u ludzi narażonych zawodowo powoduje zwiększone wydalanie z moczem, przy czym wydalanie zależy od wielkości

wchłoniętej dawki, czasu narażenia oraz stanu czynności nerek. Przez skórę, z potem i śliną wydala się bardzo niewielka ilość tego pierwiastka (Bodak i Dobrzański 1997).

Na podstawie badań z 1993 r. kadm i jego związki zostały umieszczone przez IARC (International Agency for Research on Cancer) na liście substancji rakotwórczych dla ludzi. Wywołują one, między innymi, raka prostaty, jąder oraz nowotwory układu krwiotwórczego i płuc.

Kadm zaliczany jest do silnie toksycznych o działaniu embriotoksycznym, teratogennym, mutagennym i karcinogennym (Dobrzański i in. 1996a).

Literatura

- ANKE M., SCHMIDT A., GROPPÉL B. 1984: Die Bedeutung kleinster Kadmiummengen für das Tier. Mengen- und Spurenelemente, *Univ. Leipzig* 4: 482–489.
- ANKE M., ILLING H., MÜLLER M., GLEI M., DROBNER C., FORTSCH U., SEIFERT M. 1995: Bedeutung der Ultrapurenelemente Aluminium, Arsen, Brom, Cadmium, Fluor, Lithium, Rubidium und Vanadium für das Tier. *Rekasan J.* 2, 3: 9–11.
- BIERNACKA E., JASIŃSKA D. 1998: Pierwiastki śladowe w glebach terenów antropogenicznych. *Przegląd Naukowy Wyzd. Mel. i Inż. Środ. SGGW* 14: 5–14.
- BIERNACKA E., MAŁUSZYŃSKI M. J. 1998: Zawartość seleniu i kadmu w roślinności trawiastej z okolic Huty Katowice. *Przegląd Naukowy Wyzd. Mel. i Inż. Środ. SGGW* 14: 29–32.
- BIERNACKA E., WÓJCIK M. 1998: Wpływ antropogenizacji środowiska na zawartość Zn, Pb, Cd w roślinności trawiastej. *Przegląd Naukowy Wyzd. Mel. i Inż. Środ. SGGW* 14: 15–24.
- BODAK E., KOŁACZ R., DOBRZAŃSKI Z. 1996: Metale ciężkie – warunki narażenia i mechanizmy obronne u zwierząt. *Med. Wet.* 52 (10): 619–626.
- BOŻKO A., MAŁUSZYŃSKA I., SUCHECKA T. 1999: Możliwości ograniczenia zagrożeń wynikłych z nieprawidłowej eksploatacji składowisk odpadów komunalnych poprzez wprowadzenie kompleksowych zabiegów rekultywacyjnych na przykładzie wysypiska Łubna. *Zesz. Nauk. Wyzd. Bud. i Inż. Środ.* 15: 477–490.
- CIBA J., ZOŁOTAJKIN M., CEBULA J. 1998: Formy chemiczne kadmu w kompostach otrzymywanych z odpadów komunalnych zanieczyszczonych pyłem metalicznego kadmu oraz tlenkiem i siarczkiem kadmu. *Arch. Ochr. Środ.* 24 (2): 131–140.
- CURYŁO T., JASIEWICZ C. 1997: Wpływ nawożenia na zawartość kadmu w warzywach uprawianych w rejonach ekologicznego zagrożenia. *Zesz. Probl. PNR.* 448b: 43–51.
- DOBRZAŃSKI Z., BODAK E. 1997: Ekspozycja zwierząt gospodarskich na metale ciężkie w ich środowisku [w:] E. Bodak, Z. Dobrzański (red.): Ekotoksykologiczne problemy chowu zwierząt w rejonach skażeń metali ciężkich. Wyd. ELMA. Wrocław-Rudna.
- DOBRZAŃSKI Z., KOŁACZ R., BODAK E. 1996a: Metale ciężkie w środowisku zwierząt. *Med. Wet.* 52 (9): 570–574.
- DOBRZAŃSKI Z., KOŁACZ R., BODAK E. (1996b): Metody przeciwdziałania bioakumulacji metali ciężkich u zwierząt. *Med. Wet.* 52 (12): 763–768.
- Dyrektywy EWG. 1992: Klasyfikacja wód, Zeszyt 2. IOŚ., Warszawa.
- IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk to Humans 1993: Vol. 58 Beryllium, Cadmium, Mercury, and Exposures in the Glass Manufacturing Industry. IARC, Lyon.
- JAKUBOWSKI M., ILŻYCKI J. 1999: Kadm. Działanie toksyczne – zalecenia dotyczące profilaktyki medycznej. Wydaw. Inst. Med. Pracy, Łódź.
- KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H. 1993: Biochemia pierwiastków śladowych. Wydaw. Nauk. PWN, Warszawa.
- KABATA-PENDIAS A., MOTOWICKA-TERELAK T., PIOTROWSKA M., TERELAK H., WITEK T. 1993: Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb i roślin metalami ciężkimi i siarką. Ramowe wytyczne dla rolnictwa. Wydaw. IUNG, Puławy.

- KOŁACZ R., DOBRZAŃSKI Z., BODAK E. 1996: Bioakumulacja Cd, Pb i Hg w tkankach zwierząt. *Med. Wet.* 52 (11): 686–691.
- KOŚLA T. 1988: Mengen- und Suprenelementstatus, -bedarf und -versorgung des Pferdes. Rozpr. hab. Univ. Leipzig.
- KOŚLA T. 1990: Ocena skażeń środowiska kadmem na podstawie analizy tkanek koni. Szkodliwość zanieczyszczeń chemicznych dla człowieka i zwierząt. Wydaw. Ossolineum.
- KOŚLA T. 1999: Biologiczne i chemiczne zanieczyszczenia produktów rolniczych. Wydaw. SGGW, Warszawa.
- KOŚLA T., ROGA-FRANC M., MIEKUS-CALAK I. 1988: Stan gospodarki mineralnej w stadzie owiec określony za pomocą analizy wełny. *Zesz. Probl. PNR.* 352: 189–195.
- KRUPA J. 1997: Badania bioakumulacji toksycznych metali ciężkich w mięśniach i narządach wewnętrznych zwierząt gospodarskich z południowo-wschodniego makroregionu *Polski. Zesz. Nauk. Rozprawa A.R. Kraków* 220: 118.
- Kryteria zdrowotne środowiska. Kadm. T. 134. 1996 (red.) I.A. Indulski, Wydaw. IMP, Łódź.
- KUCHARZEWSKI A., DĘBOWSKI M. 1996: Ocena stopnia skażeń produktów rolnych Dolnego Śląska metalami ciężkimi i siarką. *Zesz. Post. Nauk Rol.* 434: 777–785.
- MAŁUSZYŃSKI M.J. 1999: Problemy związane z jakością wody pitnej w Polsce. *Zesz. Nauk. Wyzd. Bud. i Inż. Środ.* 15: 663–672.
- NIEMYSKA-ŁUKASZUK J., MAZUREK R., SOŁEK-PODWIKA K., KOWALCZYK E. 1997: Zawartość kadmu w glebach i roślinach użytków zielonych Pogórza Wielickiego i Podhala. *Zesz. Probl. PNR.* 448b:217–224.
- Ochrona środowiska 1997: GUS. Warszawa. 186–187.
- REJMER P. 1997: Podstawy ekotoksykologii. Wydaw. Ekoinżynierii, Lublin.
- SZPONAR L., RESPONDEK W.: Żywnienie w osteoporozie. <http://atos.warman.com.pl/~osteoz-zywnienie.html>
- TERELAK H., STUCZYŃSKI T., MOTOWICKA-TERELAK T., PIOTROWSKA M. 1997: Zawartość Cd, Cu, Ni, Pb, Zn i S w glebach województwa katowickiego i Polski. *Arch. Ochr. Środ.* 167–180.
- WERDA M. 1997: Wpływ właściwości gleby na akumulację kadmu i niklu w trawach i roślinach dwuliściennych wybranych z runi pastwiskowej. *Zesz. Post. Nauk Rol.* 448a: 347–351.
- WOLAK W., LEBADA R., HUDICKI Z. 1995: Metale ciężkie w środowisku i ich analiza. *Monit. Środ.* 140.
- WHO 1996: Biological Monitoring of Chemical Exposure in the Workplace. T. 1. WHO, Geneva.
- Załącznik do Rozporządzenia Ministra Zdrowia i Opieki Społecznej z dnia 4.05.1990 r.
- Załącznik do Rozporządzenia Ministra Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 5.11.1991 r.
- ŻMUDZKI J., JUSZKIEWICZ T., SZKODA J. 1992: Pierwiastki śladowe w tkankach świń w Polsce. *Med. Wet.* 48 (8): 353–355.

Summary

Cadmium in environment. In article were collected informations about cadmium influence on the air, water, soil, plants, feed, animals and human body.

Authors' address:

I. Małuszyńska, M.J. Małuszyński
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
Poland

Anna BOŻKO

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

Krzysztof PUCHTA

Ołów w glebach rolniczych w Polsce **Lead in agricultural soil in Poland**

Wprowadzenie

Ołów w środowisku glebowym jest bądź pochodzenia naturalnego, co jest związane z obecnością tego pierwiastka w skale macierzystej, z erozją skał, wybuchami wulkanów i pożarami lasów, bądź pochodzenia antropogenicznego. Koncentracja ołowiu ze źródeł naturalnych w profilu glebowym mieści się na ogół w ilościach nie zagrażających życiu biologicznemu w środowisku.

Dominująca część ołowiu, obecna w środowisku, związana jest z nierozważną działalnością gospodarczą człowieka, z jego bezmyślnym i agresywnym wykorzystywaniem otaczającej nas przyrody. Akumulacja ołowiu w glebie, prowadząca do znacznego przekroczenia wartości uznawanych za poziomy naturalne, była w większości krajów spowodowana rozwojem przemysłu wydobywania i przetworstwa rud ołowiu i innych metali kolorowych, które zawierają znaczne ilości związków ołowiu w charakterze domieszek (rudy cynkowe i miedziowo-cynko-

we). Kolejną przyczyną obecności ołowiu w środowisku jest bardzo szybki rozwój motoryzacji, która wymaga znacznych ilości ołowiu do produkcji akumulatorów i alkilowych związków ołowiu dodawanych w charakterze antydetonatorów do benzyny. Do innych procesów przetworstwa ołowiu, mających udział w emisji ołowiu do środowiska, a zatem w jego akumulacji w glebie, należy produkcja powłok kablowych, farb i lakierów, stopów i półproduktów, szkła i kryształów, a także liczące się w ogólnym bilansie hutnictwo żelaza i stali, cementownie, wydobywanie węgla i ropy naftowej. Istotne z punktu widzenia toksykologii środowiskowej są również źródła zanieczyszczające bezpośrednio glebę lub wody powierzchniowe, a więc nieoczyszczone ścieki z wyżej wymienionych gałęzi przemysłu, osady ściekowe z oczyszczalni komunalnych, a także składowanie odpadów przemysłowych i stosowanie nawozów mineralnych zawierających domieszki ołowiu.

Akumulacja ołowiu a skład skał i gleby

Średnie rozproszenie ołowiu w skorupie ziemskiej szacuje się na $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. Jego zawartość w zasadowych skałach magmowych jest zdecydowanie mniejsza niż w kwaśnych. W skałach osadowych ilość ołowiu jest dosyć zróżnicowana i zależy od warunków środowiska. Pierwiastek ten podlega wiązaniu głównie w utworach ilowych i węglanowych. Przyjmuje się, że odczyn gleby w dużym stopniu ma wpływ na przyswajalność ołowiu i jego akumulację w profilu glebowym. Wraz ze wzrostem kwasowości zwiększa się podatność utworu na wchłanianie ołowiu (Kabata-Pendias i Pendias 1993, Kabata-Pendias 1995). W tabeli 1 przedstawiono zawartość ołowiu w skałach i glebach.

TABELA 1. Występowanie ołowiu w skałach i glebach (Kabata-Pendias 1995)

TABLE 1. Lead occurrence in rocks and in soil (Kabata-Pendias 1995)

Rodzaj skały/gleby Type of rock/soil	Rodzaj/lokalizacja Type/localization	Zawartość Pb $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. Content Pb $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ dry substance
Skały magmowe/Magmatic rocks	zasadowe	3–8
	kwaśne	15–24
Skały osadowe Sedimentary rocks	ilaste	20–40
	piaskowe	5–10
	wapienne	3–5
Gleby mineralne Mineral soils	Polska – gleby lekkie	12–17
	Polska – gleby średnie	17–22
	wartość dopuszczalna	100

W glebach ołów jest zazwyczaj mało ruchliwy, a jego stężenie w roztworze glebowym waha się w granicach od 0,1 do $10 \mu\text{g} \cdot \text{dm}^{-3}$. Rzadko występuje on w postaci kationu Pb^{+2} , tworzy natomiast jony kompleksowe. W glebach o pH mniejszym od 5,5 dominuje kation PbHCO_3^+ , a w glebach obojętnych i alkalicznych przeważają jony $\text{Pb}(\text{OH})_4^{-2}$, $\text{Pb}(\text{CO}_3)_2^{-2}$ i PbOH^+ oraz kompleksy organiczne.

Obecność ołowiu w środowisku glebowym jest w dużym stopniu zależna od składu granulometrycznego i typu gleby. Przyjmuje się, że średnie stężenie ołowiu z dala od emitatorów tego pierwiastka w glebach różnych grup gatunkowych (średnia geometryczna G) wynosi w $\text{mg Pb} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.:

- gleby bardzo lekkie i lekkie (< 10–20% FS) – 12,6
- gleby średnie (20–35% FS) – 16,6,
- gleby ciężkie (35–55% FS) – 20,9,

gdzie FS – spławialna frakcja granulometryczna o średnicy < 0,02 mm, oraz zawartość ołowiu w glebach różnych typów (średnia G) w $\text{mg Pb} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.:

- płowe – 12,1,
- brunatne – 14,6,
- czarne ziemie – 13,7,
- czarnoziemy – 14,1,
- mady – 20,6,
- rędziny – 18,3,
- torfowe i murszowe – 12,3.

W Polsce gleby poza obszarami przy źródłach emisji ołowiu nie wykazują znacznego nagromadzenia tego pierwiastka, a jego średnia zawartość w powierzchniowych poziomach gleb Polski wynosi do $20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. i jest mniejsza od wartości przyjmowanej jako „tło geoche-

miczne” w krajach europejskich (25–40 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.). Pomimo tego nawet tzw. naturalna zawartość Pb w glebach przekracza wartości średnie, ustalone dla skorupy ziemskiej, i jest świadectwem jego nagromadzenia w glebach na skutek nierozważnej działalności gospodarczej człowieka. Ważniejsze związki powstające w wyniku działalności przemysłowej to PbSO_4 , $\text{PbO} \times \text{PbSO}_4$, PbS , a związane ze spalinami samochodowymi to PbBrCl i $\text{PbBrCl} \times 2\text{NH}_4\text{Cl}$, podlegające szybkim transformacjom w PbCO_3 , tlenki Pb i PbSO_4 . W celu zapobieżenia nadmiernej akumulacji ołowiu w glebie przyjmuje się w Polsce maksymalne dopuszczalne dawki tego pierwiastka rzędu 50 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. dla gleb lekkich i 100 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. dla gleb pozostałych (norma MOŚ-ZNiL 1990).

Zawartość ołowiu w glebach użytków rolnych Polski

W Polsce prowadzone były badania dotyczące występowania ołowiu w środowisku glebowym użytków rolnych, które objęły również tereny uprawne w pobliżu aglomeracji miejskich i obszary rolnicze położone przy trasach komunikacyjnych o średnim nasileniu ruchu kołowego. Przeanalizowano próbki glebowe (średnie) pobrane z głębokości 0–20 cm na terenie całego kraju. Próbką średnią składała się z 15–20 próbek pojedynczych, pobranych z obszaru 0,01 ha. W próbkach oznaczono skład granulometryczny, zawartość próchnicy i odczyn (pH_{KCl}) oraz zawartość ołowiu, a wyniki badań przedstawione zostały w tabeli 2.

Wartości stężeń ołowiu w glebach użytków rolnych w Polsce są silnie zróżnicowane i mieszczą się w przedziale od 0,1 do 5000 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. Zakres wartości najczęściej występujących (po odrzuceniu 5% wartości skrajnych) zawęża się do przedziału od 7,4 do 25,2 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. Zakres ten przedstawia przybliżony rzeczywisty stan stężenia ołowiu w polskich glebach. Z danych wynika, że bardzo małe i bardzo duże wartości dotyczą tylko niewielkiej ilości analizowanych próbek glebowych. Zaistniałe różnice stężeń ołowiu w glebach użytków rolnych kraju są spowodowane wieloma czynnikami, takimi jak działalność człowieka, skład granulometryczny i mineralogiczny, pochodzenie skały macierzystej.

Niewielka zawartość ołowiu w przeważającej ilości naszych gleb jest spowodowana przede wszystkim dużym udziałem (60%) lekkich utworów glebowych w pokrywie glebowej kraju, zawierających poniżej 20% części spławialnych (Terelak i in. 1997).

Wyniki badań wykazały, że średnia zawartość ołowiu w glebach Polski wynosi 13,7 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. Największą średnią zawartość ołowiu w glebie mają tereny byłych województw katowickiego, bielskiego i krakowskiego. Wpływ na taki stan ma podwyższona emisja pyłowych zanieczyszczeń emitowanych przez przemysł i huty metali nieżelaznych, stosowanie odpadów w rolnictwie oraz występowanie dużej ilości gleb ciężkich wytworzonych ze skał macierzystych okresu przedczwartorzędowego zasobnych w ołów.

TABELA 2. Zawartość ołowiu i procentowe zanieczyszczenie gleb ołowiem (Terelak i in. 1997)

TABLE 2. Lead content and proportional lead contamination in soil (Terelak i in. 1997)

Obszar (byłe woj.) Region (former province)	Liczba próbek Number of samples	Średnia geometryczna zawartość mg Pb · kg ⁻¹ s.m. Geometrical average content mg Pb · kg ⁻¹ dry substance	Zakresy mg Pb · kg ⁻¹ s.m. Ranges mg Pb · kg ⁻¹ dry substance		Udział gleb o stopniu zanieczyszczenia [%] Part of different polluted soil (%)					
			stwierdzony found	oczekiwany expected	0°	I°	II°	III°	IV°	V°
Polska	40 418	13,7	0,1–5000	7,4–25,2	96,9	2,5	0,4	0,2	0,0	0,0
Bielskie	620	46,8	20,2–214,8	34,0–64,5	69,7	29,0	1,0	0,3	0,0	0,0
Katowickie	871	58,0	10,0–5000	24,4–137,8	54,9	24,6	10,6	9,0	0,8	0,1
Krakowskie	525	32,0	6,9–244,2	19,6–53,9	85,7	11,6	2,3	0,4	0,0	0,0
Jeleniogórskie	584	27,3	6,0–370,0	16,8–44,2	90,3	8,7	1,0	0,0	0,0	0,0
Krośnieńskie	607	22,8	7,0–44,0	17,6–29,5	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Nowosądeckie	647	27,0	6,0–137,2	18,2–40,1	94,9	4,6	0,3	0,2	0,0	0,0
Ciechanowskie	952	8,7	1,1–46,2	5,9–12,9	99,9	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Gorzowskie	766	8,1	1,8–58,4	4,9–13,3	99,7	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
Płockie	811	9,0	0,1–41,9	6,2–13,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

TABELA 3. Podstawowe właściwości gleb z warstwy 0–20 cm (Terelak i in. 1997)

TABLE 3. Soil fundamental properties in stratum of 0–20 cm (Terelak i in. 1997)

Obszar (byłe woj.) Region (former province)	% udział próbek o zawartości frakcji < 0,02 mm % samples part of content fraction < 0,02 mm			% udział próbek o pH _{KCl} % samples part of pH _{KCl}			% udział próbek o zawartości próchnicy % samples part of humus content		
	< 20	21–35	> 35	< 5,5	5,5–6,5	> 6,5	< 1,0	1,0–2,0	> 2,0
Polska	60	24	16	57	40	3	6	61	33
Bielskie	2	14	84	66	30	4	1	45	54
Katowickie	37	31	32	36	44	20	2	49	49
Krakowskie	12	26	62	47	35	18	15	60	25
Jeleniogórskie	20	38	42	77	18	5	2	55	43
Krośnieńskie	5	23	72	66	14	20	2	40	58
Nowosądeckie	5	29	66	87	12	1	10	60	30
Ciechanowskie	81	15	4	67	21	12	6	60	34
Gorzowskie	87	12	1	39	29	32	5	65	30
Płockie	76	23	1	58	23	19	6	61	33

Dużą zawartość ołowiu (23–27 mg · kg⁻¹ s.m.), większą od średniej krajowej wykazują gleby obszarów teoretycznie nie zagrożonych działalnością człowieka, np. byłych województw krośnieńskiego, jeleniogórskiego, nowosądeckiego (Kabata-Pendias i Pendias 1993; Terelak i in. 1997). Taka sytuacja spowodowana jest występowaniem w tym rejonie gleb ciężkich i bardzo ciężkich z natury zasobnych w ołów, co zostało przedstawione w tabeli 3.

Gleby użytków rolnych byłych województw ciechanowskiego, gorzowskiego i płockiego zawierają średnio małe ilości ołowiu (8,1–9,7 mg · kg⁻¹ s.m.). Mała zawartość ołowiu w tych glebach jest spowodowana brakiem antropogenicznego ich zanieczyszczania oraz lekkim i bardzo lekkim składem granulometrycznym utworów glebowych (76–87% to utwory zawierające do 20% części spławialnych).

Uzyskane podczas badań wyniki wskazują, że stosunkowo niskie stężenie ołowiu w glebach nie stanowi większego zagrożenia dla produkcji roślinnej w Polsce, a powierzchnia użytków rolnych kraju, w różnym stopniu zanieczyszczona tym metalem jest znacznie mniejsza niż się powszechnie uważa. Jak wynika z tabeli 2, z ogólnej powierzchni użytków gleby niezanieczyszczone (0°) i o nieznanie podwyższonym stężeniu ołowiu (I°) stanowią 99,4%. Są to grunty czyste i, z wyjątkiem obszarów należących do I° zanieczyszczenia, można na nich uprawiać wszystkie rośliny uprawy polowej. Gleby słabo (II°) i średnio (III°) zanieczyszczone stanowią odpowiednio 0,4 i 0,2% powierzchni użytków rolnych kra-

ju. Na glebach tych dopuszczalna jest uprawa roślin zbożowych, okopowych i pastewnych, przy okresowej kontroli zawartości ołowiu w produktach rolnych. Na terenie Polski gleby silnie (IV°) i bardzo silnie (V°) zanieczyszczone ołowiem występują na niewielkich obszarach byłego województwa katowickiego.

Na zwiększoną zawartość ołowiu w glebach rolnych duże znaczenie wywiera sposób uprawy roślin, tj. stosowanie dużych dawek nawozów sztucznych. W używanych w Polsce nawozach fosforowych poziom ołowiu wynosi 7–225 mg · Pb/kg⁻¹ s.m. w nawozach azotowych

TABELA 4. Najczęściej spotykane zawartości ołowiu w nawozach (Kabata-Pendias 1995)
TABLE 4. The most frequent lead contents in fertilizer (Kabata-Pendias 1995)

Nawóz Fertilizer	Zawartość w mg Pb · kg ⁻¹ s.m. Content Pb · kg ⁻¹ dry substance
Saletra amonowa	5,4
Superfosfat prosty	20,6
Sól potasowa (60%)	9,7
Obornik bydlęcy	17,0
Wapno magnezowe	82,6
Osady ściekowe	700,0
Komposty miejskie	1200,0

TABELA 5. Maksymalne dopuszczalne zawartości ołowiu w nawozach (Kabata-Pendias 1995)
TABLE 5. Maximum admissible lead contents in fertilizer (Kabata-Pendias 1995)

Nawóz Fertilizer	Zawartość w mg Pb · kg ⁻¹ s.m. Content Pb · kg ⁻¹ dry substance
Nawozy azotowe	20,0
Nawozy fosforowe	150,0
Wapna magnezowe	500,0
Nawozy organiczne i odpady miejskie	1000,0

7–15 mg · kg⁻¹ s.m. Szczegółowe wartości stężeń ołowiu w wybranych nawozach przedstawia tabela 4. Dopuszczalne wartości ołowiu w nawozach, zapobiegające akumulacji tego pierwiastka w glebach rolnych, zawiera tabela 5.

Wnioski

1. Gleby rolnicze w Polsce należą w skali kraju do gleb nieskażonych ołowiem (średnia zawartość ołowiu – 13,7 mg · Pb kg⁻¹ s.m.

2. 97% użytków rolnych w Polsce nadaje się pod uprawę wszystkich roślin polowych, a na 3% gleb rolniczych wymagana jest kontrola zawartości ołowiu w uprawach.

3. Istnieje zależność między składem gleby a akumulacją ołowiu w glebach polskich: gleby ciężkie i bardzo ciężkie charakteryzują się większą zawartością Pb niż gleby lekkie.

Literatura

- CZARNOWSKA K. 1997: Ołów w środowisku przyrodniczym Warszawy. Sympozjum, Warszawa.
- CZARNOWSKA K. 1996: Ogólna zawartość metali ciężkich w skałach macierzystych gleb jako tło geochemiczne gleb. *Rocznik Gleboznawczy* 57.
- DUDKA S. 1992: Ocena całkowitych zawartości pierwiastków śladowych w powierzchniowej warstwie gleb Polski. IUNG, Puławy.
- KABATA-PENDIAS A. 1995: Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb. PIOS, Warszawa.
- KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H. 1993: Biochemia pierwiastków śladowych. PWN, Warszawa.
- O'NEILL P. 1997: Chemia środowiskowa. Wydaw. Nauk. PWN, Warszawa.
- TERELAK H, PIOTROWSKA M. 1998: Zawartość ołowiu w glebach użytków rolnych Polski. Ibid.
- TERELAK H., PIOTROWSKA M., MOTWICKA-TERELAK T. i in. 1997: Właściwości chemiczne gleb oraz zawartość metali ciężkich i siarki w glebach i roślinach. Ekspertyza wyk. dla MRiGŻ. Maszynopis powielony. IUNG, Puławy.

Summary

Lead in agricultural soil in Poland. The lead concentration in soil can be natural (content in rocks, erosion process, volcanic eruption, fires) or can be caused by human activities (different plants contaminating soil with dust, sewages etc.).

In general Polish agricultural soil seems not to be lead polluted. The research made in different parts of Poland shows that 97% of soil can be used for all kinds of cultivation, in other soil (3%) a periodic lead control in plant is needed. Besides there is a very visible relation between a type of soil (heavy, light soil) and the lead accumulation in soil (heavy soil contents more lead than light soil) as well as between the industry development in the agricultural district and the lead concentration in soil.

Author's address:

Anna Bożko
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warszawa
ul. Nowoursynowska 166
Poland

Anna BOŻKO

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

Krzysztof PUCHTA

Zawartość ołowiu w Polsce w glebach obszarów silnie uprzemysłowionych oraz w pobliżu źródeł emisji

Lead content in Poland in soil of highly industrialized regions and near emission sources

Wprowadzenie

Problem zanieczyszczenia gleby metalami ciężkimi, m.in. ołowiem, występuje we wszystkich uprzemysłowionych krajach. W rejonach o dużym nagromadzeniu przemysłu, zwłaszcza kopalń oraz hut cynku, miedzi i ołowiu, następuje znaczna akumulacja związków Pb w glebie, np. w USA w glebie na obszarach silnie uprzemysłowionych zanotowano 13 000 mg Pb · kg⁻¹ s.m., w Grecji – 18 500 mg Pb · kg⁻¹ s.m., a w Wielkiej Brytanii nawet 21 500 mg Pb · kg⁻¹ s.m. W Polsce punktowo stwierdzono maksymalne stężenie ołowiu w glebach w okolicach hut cynku, miedzi i ołowiu dochodzące do 18 500 mg Pb · kg⁻¹ s.m., co wielokrotnie przekraczało dopuszczalne skażenie gleb ołowiem w Polsce wynoszące dla gleb lekkich 50 mg Pb · kg⁻¹ s.m. i 100 mg Pb · kg⁻¹ s.m. dla gleb ciężkich. Także gleby w dużych miastach, ogródkach działko-

wych i w pobliżu tras komunikacyjnych z reguły zawierają podwyższone lub nadmierne ilości ołowiu wynoszące kilkaset mg Pb · kg⁻¹ s.m. Powyższe zjawiska związane są z antropogenicznym zanieczyszczeniem gleb, głównie na skutek emisji pyłów metalurgicznych zawierających ołów oraz emisji tego pierwiastka w gazach spalinowych. Inne antropogeniczne źródła skażenia gleby to m.in. nieoczyszczone ścieki przemysłowe, składowanie odpadów przemysłowych i stosowanie nawozów mineralnych zawierających domieszki ołowiu.

Zanieczyszczenie gleb ołowiem pochodzące ze źródeł naturalnych (występowanie ołowiu w skale macierzystej, erozja skał, wybuchy wulkanów, pożary lasów) jest znikome w porównaniu z zanieczyszczeniem typu antropogenicznego i prowadzi do akumulacji ołowiu w glebach rzędu kilkudziesięciu mg Pb · kg⁻¹ s.m.

Skażenie gleb ołowiem terenów silnie przemysłowych

Do najsilniej skażonych rejonów Polski należą Lubiąsko-Głogowski Okręg Miedziowy i Śląsko-Krakowski Okręg Rud Cynkowo-Ołowiowych. Na tych obszarach skoncentrowany jest przemysł wydobywczy i hutniczy rud miedzi oraz rud cynku i ołowiu. Wielkość rocznego wydobycia tych rud w Polsce w ciągu ostatnich kilku lat obrazuje tabela 1. Pyły z wyżej wymienionych zakładów hutniczych, aczkolwiek zróżnicowane pod względem chemicznym, charakteryzują się dużą zawartością ołowiu, np. w Polsce na każdą tonę wyprodukowanej miedzi przypadało przed zastosowaniem wysokoefektywnych technik odpylających ok. 100 kg pyłów, z czego 44 kg stanowiły toksyczne pyły metaliczne zawierające m.in. 7,4 kg Pb. Wielkość emisji zanieczyszczeń pyłowych na przykładzie hut z byłego województwa legnickiego przedstawia tabela 2, a podstawowe własności gleb i zawartość ołowiu w glebach z okolic hut miedzi zawiera tabela 3. W badaniach akumulacji ołowiu w glebie w sąsiedztwie hut miedzi poddano analizie próbki glebowe o zróżnicowanym skła-

dzie granulometrycznym, pobrane z poziomów powierzchniowych (A) i podpowierzchniowych (B) gleb w rejonie stref ochrony sanitarnej hut Legnica, Głogów, Bogumice, Rapocin i Zabiele (Karczevska 1995). Podstawowe właściwości gleb były określone klasycznymi metodami przyjętymi w gleboznawstwie, a formy ołowiu, charakteryzujące się różną ruchliwością w glebach, zostały określone przy wykorzystaniu metody sekwencyjnej ekstrakcji wg Zeiena i Brummera, w której wydzielono siedem frakcji ołowiu, tj. frakcję ruchliwą, wymienną, związaną z substancją organiczną, związaną z MnO_x , związaną z amorficznymi FeO_x , związaną z krystalicznymi FeO_x i frakcję rezydualną.

W badanych glebach stwierdzono zawartość ołowiu od 99 do 383 $mg \cdot kg^{-1}$ s.m. w poziomach powierzchniowych i od 10 do 27 $mg Pb \cdot kg^{-1}$ s.m. w poziomach podpowierzchniowych. Występowanie form ołowiu w górnych poziomach przebadanych gleb wskazywały na dominację frakcji wymiennej, podatnej na przemieszczanie się. W znacznych ilościach obecne były także frakcje związa-

TABELA 1. Wielkość wydobycia rud cynku i ołowiu oraz miedzi w Polsce (Raport PIOŚ, 1998)

TABLE 1. Zinc, lead and copper ore mining in Poland (Raport PIOŚ, 1998)

Kopaliny Mineral	Wydobycie [mln ton] Mining [mln tons] in year			
	1985	1994	1995	1996
Rudy cynku i ołowiu Zinc and lead ore	5,2	4,8	5,3	5,0
Rudy miedzi Copper ore	25,6	23,7	24,1	26,0

TABELA 2. Wielkość emisji z zakładów byłego woj. legnickiego (Bieniek i Sałacki 1996)

TABLE 2. Emission value in plants of a former Legnica province (Bieniek and Sałacki 1996)

Rok Year	Emisja zanieczyszczeń pyłowych [t/rok] Dust pollution emission t/year	
	Głogów I	inne zakłady others plants
1985	b.d.	354
1989	115	b.d.
1990	b.d.	125
1993	51	82
1994	b.d.	65
1996	10	b.d.

ne z substancją organiczną i tlenkami manganu (rys. 1). W próbkach gleb z warstw podpowierzchniowych występowało większe zróżnicowanie form ołowiu (rys. 2). Stężenie ołowiu w warstwach powierzchniowych gleb z okolic hut miedzi malało wraz ze wzrostem odległości od źródła emisji, wykazując największy spadek akumulacji ołowiu w odległości 6 km od emitora (rys. 3).

pomimo szybkiego wzrostu ilości samochodów w tym okresie. W 1990 r. 25% całkowitej emisji ołowiu do atmosfery pochodziło z przemysłu i aż 75% z transportu, a w 1994 r. transport drogowy był źródłem już tylko 20% ogólnej emisji ołowiu.

Ołów zawarty w spalinach kumuluje się m.in. w glebie, dostając się do niej bezpośrednio z atmosfery lub wraz

TABELA 3. Podstawowe własności gleb z okolic hut miedzi (Karczeńska 1995)

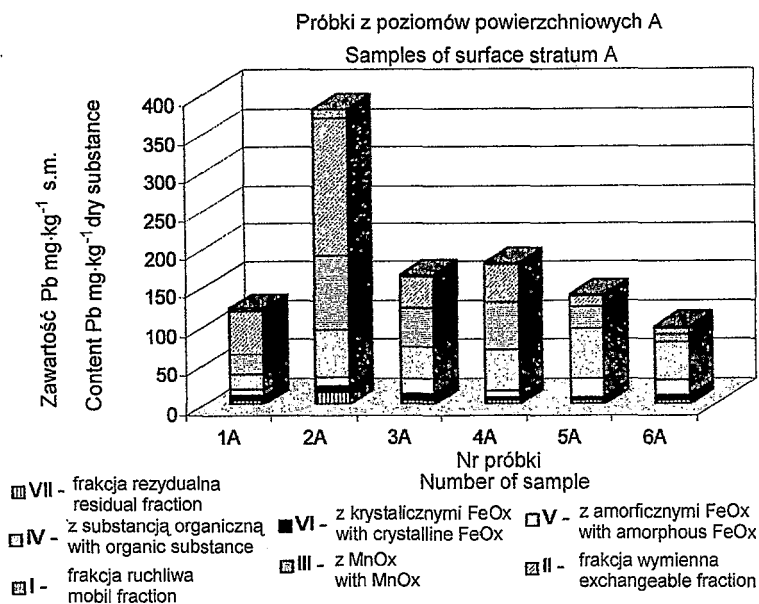
TABLE 3. Soil fundamental properties near copper plants (Karczeńska 1995)

Nr próbki Number of sample	Głębokość [cm] Depth [cm]	Lokalizacja Localization	% udział frakcji o średnicach [mm] % fractions part of diameter [mm]			pH 1M KCL	C-org. % C-organic %	Pb całk. mg · kg ⁻¹ s.m. Pb total mg · kg ⁻¹ dry substance
			> 0,1	1,0–0,02	< 0,02			
1A	5–15	Bogomice	92	4	4	7,38	0,25	116,0
1B	30–40		87	3	10	5,61	0,04	13,8
2A	5–15	Głogów	55	30	15	5,88	0,61	383,0
2B	30–40		56	28	16	5,09	0,13	12,0
3A	5–15	Legnica 1	10	48	42	4,81	1,10	170,0
3B	30–40		7	52	41	4,78	0,17	9,7
4A	5–15	Legnica 2	13	47	40	7,06	1,06	182,0
4B	30–40		9	38	53	6,74	0,08	13,0
5A	5–15	Rapocin	37	23	40	6,74	1,35	127,0
5B	30–40		31	17	52	5,54	0,91	22,9
6A	5–15	Zabiele	31	15	54	6,98	2,34	99,0
6B	30–40		17	9	74	5,82	1,27	27,3

Występowanie ołowiu w glebach w pobliżu stacji benzynowych

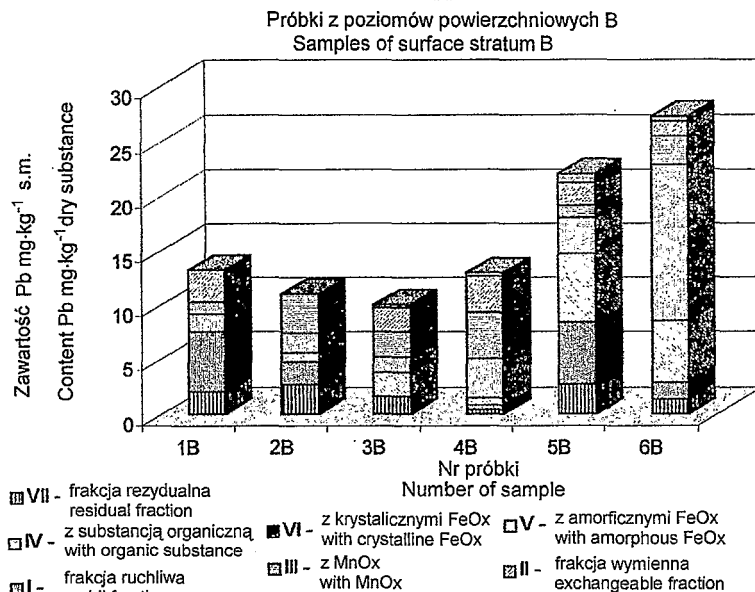
Od lat 90. w Polsce coraz bardziej popularna staje się benzyna bezołowiowa, co spowodowało zmniejszenie emisji ołowiu w latach 1990–1994 z 800 do 300 t,

z zanieczyszczonym pyłem drogowym. Zawartość tego pierwiastka w glebie w bezpośrednim sąsiedztwie i w odległości 50 metrów od stacji paliw oraz w pile zdeponowanym w pobliżu dystrybutorów paliwa na terenie 45 stacji zlokalizowanych w byłych województwach częstochowskim, bielskim, krakowskim,



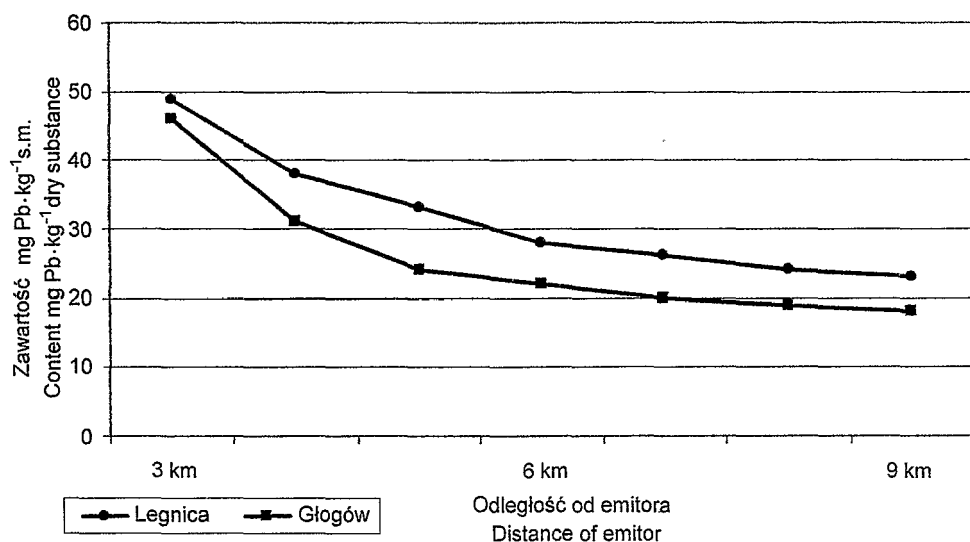
RYSUNEK 1. Formy ołowiu występujące w warstwie powierzchniowej w glebach hut miedzi (Karcze-wska 1995)

FIGURE 1. Lead forms in surface stratum of copper plants soil (Karczevska 1995)



RYSUNEK 2. Formy ołowiu występujące w warstwie podpowierzchniowej w glebach hut miedzi (Karczevska 1995)

FIGURE 2. Lead forms in subsurface stratum of copper plants soil (Karczevska 1995)



RYSUNEK 3. Zawartość całkowita ołowiu w warstwie powierzchniowej gleb w różnych odległościach od hut Legnica i Głogów (Spiak i in. 1990)

FIGURE 3. Total lead contents in soil surface stratum in different distance of Legnica and Głogów plants (Spiak at al. 1990)

opolskim i katowickim przedstawia tabela 4 (Pauksztó i Kwapiński 1997). Akumulacja ołowiu, przebadana pod względem występowania następujących form ołowiu: wymiennej (F1), zaadsorbowanej (F2), w połączeniach organicznych (F3), węglanowej (F4), siarczkowej (F5) i pozostałe związki (F6), wykazała, że w glebie i w pyłe zdeponowanym na stacjach benzynowych dominującą formą występowania ołowiu była forma wymienna, zaadsorbowana i węglanowa. Całkowita zawartość ołowiu w pobranych w pobliżu stacji próbkach gleby zmieniała się w zakresie od 153 do 1223 mg Pb · kg⁻¹s.m., a w próbkach zebranych w odległości 50 metrów od stacji mieściła się w przedziale od 160 do 739 mg Pb · kg⁻¹s.m., co sugeruje, że stężenie ołowiu maleje wraz ze wzrostem

odległości od stacji benzynowych. Największą akumulacją ołowiu dochodzącą do 1884 mg Pb · kg⁻¹s.m. charakteryzował się pył zdeponowany na terenie stacji paliw.

Występowanie ołowiu w glebach aglomeracji miejskich

W dużych aglomeracjach miejskich w Polsce obserwuje się podwyższone stężenie ołowiu w powietrzu przekraczające normę średnioroczną 0,2 µg · m⁻³, co prowadzi do nadmiernego opadu i akumulacji tego pierwiastka na terenie miast, np. w Krakowie w najbardziej komunikacyjnie ruchliwych częściach miasta stężenie ołowiu w powietrzu wynosi 0,45–

TABELA 4. Formy występowania ołowiu w glebach i w pyłe stacji paliw (Pauksztó i Kwapuliński 1997)
TABLE 4. Lead forms in soil and dust near petrol stations (Pauksztó i Kwapuliński 1997)

Materiał i miejsce pobrania Material and localization of sample	Forma występow. Type of existence	Zawartość Pb [mg · kg ⁻¹ s.m. Content Pb [mg · kg ⁻¹] dry substance			
		min	max	śred. A average A	śred. G average G
Gleba w bezpośrednim sąsiedztwie stacji paliw Soil in direct proximity of petrol station	F1	100,52	149,55	123,95	123,47
	F2	27,87	113,86	69,88	67,7
	F3	7,83	130,74	32,65	25,66
	F4	7,98	574,45	55,42	40,8
	F5	3,87	206,01	26,85	15,39
	F6	4,91	48,24	16,25	14,75
Gleba w odległości 50 m od stacji paliw Soil in 50 metres distance of petrol station	F1	104,83	150,41	124,35	123,88
	F2	31,46	107,34	67,82	66,3
	F3	7,64	99,62	22,81	17,99
	F4	7,83	214,28	38,38	29,06
	F5	3,82	140,88	23,25	12,79
	F6	4,93	26,4	13,82	12,59
Pył zdeponowany na terenie stacji paliw Dust deposited in petrol station	F1	99,85	150,64	124,54	124,12
	F2	30,93	163,91	70,53	67,26
	F3	7,8	64,07	21,78	18,93
	F4	12,01	505,17	59,02	39,03
	F5	2,84	874,34	51,17	17,56
	F6	4,92	126,29	18,33	14,91

TABELA 5. Występowanie ołowiu w glebach aglomeracji miejskich (Michna i Żurek 1990)
TABLE 5. Lead occurrence in urban area soil (Michna and Żurek 1990)

Miejsce badań Localization of study	Zawartość Pb w glebach [mg Pb · kg ⁻¹ s.m.] Pb content in soils [mg Pb · kg ⁻¹] dry substance
Ogródki działkowe (Kraków) Particular gardens (Cracow)	226 (średnia)
Ogródki działkowe (Warszawa) Particular gardens (Warsaw)	21–185
Gdańsk	3,25–17,2
Łódź	6–650

–0,66 µg · m⁻³ (Raport Państwowej Inspekcji Ochrony Środowiska 1998), a opad pyłu ołowiu w centrum Warszawy w 1996 r. wynosił 36 mg Pb · kg⁻² i był większy niż na obrzeżach miasta, np. w gminie Targówek maksymalny opad w okresie 1992–1999 wyniósł 16 mg Pb · kg⁻² (Raport Gminy Targówek 2000). Wartość skażenia gleb dużych miast polskich zawiera tabela 5. Z danych tych wynika, że nawet tereny ogródków działkowych dużych aglomeracji miejskich są ponadnormatywnie zanieczyszczone ołowiem i nie nadają się do uprawy warzyw (norma stężenia ołowiu wynosi 50 mg Pb · kg⁻¹ s.m. dla gleb lekkich, a dla gleb ciężkich 100 mg Pb · kg⁻¹ s.m.).

Wnioski

1. Akumulacja ołowiu na terenach silnie uprzemysłowionych maleje wraz z głębokością warstwy gleby i odległością od emitora.

2. Z dotychczasowych badań wynika, że ołów występuje w glebie głównie we frakcji wymiennej.

3. Na stacjach paliw największa akumulacja ołowiu występuje w zdeponowanym pyłe.

4. Gleby ogródków działkowych dużych aglomeracji miejskich uznać należy za gleby silnie skażone ołowiem.

Literatura

- BIENIEK K., SAŁACKI T. 1996: Stan środowiska Zagłębia Miedziowego. Legnica.
- CZARNOWSKA K. 1997: Ołów w środowisku przyrodniczym. Warszawa. Sympozjum „Ołów w środowisku przyrodniczym”. Warszawa.
- KARCZEWSKA A. 1995: Formy wybranych metali w poziomach powierzchniowych i podpowierzchniowych gleb zanieczyszczonych emisjami hut miedzi. Wrocław.
- MICHNA W., ŻUREK J. 1990: Ekosystemy żywielskie i żywność – zagrożenia i problemy ochrony. T. 1. IOŚ, Warszawa.
- PAUKSZTO A., KWAPULIŃSKI J. 1997: Wstępowanie ołowiu w glebie w otoczeniu stacji paliw. Sympozjum „Ołów w środowisku przyrodniczym”. Warszawa.
- Raport o stanie zanieczyszczenia powietrza i gleby na terenie Gminy Targówek 2000, Warszawa.
- Raport Państwowej Inspekcji Ochrony Środowiska „Ocena stanu środowiska w Polsce w 1998 r.”
- SPIAK Z., ROSZYK E., SZERSZEŃ L. 1990: Nagromadzenie metali ciężkich w glebach i roślinach na terenach oddziaływania przemysłu miedziowego. Wrocław.

Summary

Lead content in Poland in soil of highly industrialized regions and near emission sources. The lead concentration in soil of highly industrialized regions and near emissions sources is caused mostly by human activities such as zinc, lead and copper ore mining as well as by emission of combustion gas etc. The lead accumulation by natural sources (content in rocks, erosion process, volcanic eruption, fires) is very small.

In Poland the most lead polluted soil is Lubin-Głogów copper ore mining region and Silesia zinc and lead ore mining region. The lead concentration is observed mostly in surface soil stratum in form of the exchange lead fraction. Besides the lead concentration decreases with a distance of plants. The same relation is observed in soil near petrol stations, but the petrol dust is more lead polluted than soil.

The urban area soil even in their allotments is highly contaminated by lead and cannot be used for agricultural activities.

Authors' address:

A. Bożko, K. Puchta
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warszawa, ul. Nowoursynowska 166
Poland

Małgorzata KLENIEWSKA

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW

Department of Hydraulic Engineering and Environmental Recultivation WAU

Oddziaływanie dwutlenku siarki na środowisko **The influence of sulphur dioxide on natural environment**

Wstęp

Siarka jest ważnym biogenem niezbędnym dla życia zarówno roślin, jak i zwierząt. Dlatego bardzo małe ilości związków siarki w powietrzu nie są szkodliwe, a w warunkach deficytu siarki w glebie stanowić mogą źródło nawożenia z powietrza. Jednak w Polsce jest to nieistotne, gdyż zjawisko niedoboru siarki nie występuje (Wolak 1980).

Prawidłowy rozwój organizmu jest możliwy tylko wtedy, gdy w pełni pokryte jest jego zapotrzebowanie na siarkę. Nie jest jednak obojętne, w jakiej formie organizm otrzyma ten pierwiastek. O ile dla roślin wyższych oraz większości grzybów i bakterii najlepszym źródłem siarki są siarczany, o tyle organizmy zwierzęce tej formy nie przyswajają (Siuta i Rejman-Czajkowska (red.) 1980).

W nadmiarze związki siarki mogą stać się czynnikiem naruszającym istniejącą równowagę biologiczną lub nawet ograniczającym życie organizmów wyższych. Do występowania takich zjawisk może dojść zarówno w wyniku naturalnych procesów biogeochemicznych, jak i w wyniku ingerencji człowieka.

Naturalna zawartość siarki w roślinach

Poziom siarki w roślinach w warunkach naturalnych wykazuje dość znaczne zróżnicowanie w zależności zarówno od gatunku, odmiany, indywidualnych właściwości roślin, jak również od gleby, klimatu, stadium rozwoju. Wyraźne różnice w zawartości siarki występują w organach roślin. Potwierdzają to badania Werteresiewicz (1978) nad akumulacją siarki w roślinach, na podstawie których stwierdzono, że najwięcej siarki akumulują liście – poziom siarki w liściach zbóż w punkcie kontrolnym był czterokrotnie wyższy niż w źdźbłach i korzeniach. Zaobserwowano również zróżnicowaną zawartość siarki w roślinach w zależności od stężenia SO_2 w powietrzu atmosferycznym – w rejonach o największym zanieczyszczeniu powietrza dwutlenkiem siarki zawartość siarki w roślinach wykazywała nawet trzykrotny wzrost w porównaniu z roślinami kontrolnymi.

Pod względem wymagań w stosunku do siarki rośliny uprawne można podzielić na 3 grupy:

1. Rośliny o bardzo dużym zapotrzebowaniu na siarkę. Należą do nich przede wszystkim rośliny krzyżowe: rzepak, kapusta, gorczyca, rzodkiew, rzepa, oraz lieliowate: cebula i czosnek. Rośliny te produkują specyficzne związki siarki, od których zależy ich przydatność użytkowa. Przy średniej wielkości plonu rośliny te pobierają 40 i więcej (do 80) kg siarki z 1 ha. Rośliny tej grupy wyraźnie reagują na dodatek siarki do środowiska zwiększeniem plonów.

2. Rośliny o dużym zapotrzebowaniu na siarkę. Pobierają od 20 do 40 kg siarki z ha. Są to głównie rośliny motylkowate (lucerna, koniczyna), wytwarzające duże ilości białka, a także kukurydza i buraki ze względu na wielkość produkowanej biomasy. U roślin motylkowatych duże wymagania w stosunku do siarki są ponadto następstwem ich symbiozy z bakteriami wiążącymi azot z powietrza.

3. Rośliny o stosunkowo niewielkim zapotrzebowaniu na siarkę. Pobierają od 12 do 25 kg siarki z powierzchni 1 ha. Do tej grupy należą różne gatunki traw, a także ziemniaki (Motowicka-Terelak i Terelak 1998).

Pobieranie związków siarki przez rośliny

Siarka może być pobierana zarówno przez korzenie roślin (głównie w postaci siarczanów), jak i przez części nadziemne – w postaci dwutlenku siarki (Siuta i Rejman-Czajkowska (red.) 1980).

Całość SO_2 pobraną przez rośliny można podzielić na 2 części:

- zaadsorbowaną na powierzchni liści (igieł) i tam zlokalizowaną,
- pobraną przez liście (igły) i wewnątrz nich zlokalizowaną.

Niezbyt wiele wiadomo o skutkach oddziaływania na komórki i całe organy roślin tej części SO_2 , która znajduje się na powierzchni liści. Prawdopodobnie jednak skutki jej oddziaływania na przebieg procesów życiowych roślin są mniej istotne od części, jaka została pobrana przez liście i jest zlokalizowana wewnątrz organów asymilacyjnych.

Przeważająca część dwutlenku siarki dociera do wnętrza w wyniku normalnej wymiany gazowej przez aparaty szparkowe (Godzik i Prewysz-Kwinto 1980). Absorbowany przez aparat asymilacyjny dwutlenek siarki wnika do wnętrza liści, gdzie ulega przemianom biochemicznym, wśród których dominuje proces utleniania do siarczanu. Część siarki z pobranego SO_2 może być wbudowywana w związki organiczne, takie jak: glutation, cysteina i metionina (Werteresiewicz 1978).

Intensywność pobierania dwutlenku siarki przez rośliny w okresie suchej, słonecznej pogody jest w ciągu dnia prawie stała i waha się od 550 do 600 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Brak jednak zgodności poglądów co do znaczącej roli roślinności w poprawianiu jakości powietrza, głównie ze względu na fakt, że emisja SO_2 znacznie przekracza zapotrzebowanie roślin na siarkę (Godzik i Prewysz-Kwinto 1980). Badania potwierdzają również, że siarka zawarta w powietrzu nie może być wystarczającym źródłem tego pierwiastka dla roślin (Siuta i Rejman-Czajkowska 1980).

Korzenie roślin pobierają siarkę głównie w postaci siarczanów. Mechanizm po-

bierania jonów SO_4^{2-} z gleby przez korzenie może mieć charakter bierny i czynny. Pobieranie bierne polega na dyfuzji i wyrównywaniu stężeń między roztworem glebowym a tzw. pozornie wolną przestrzenią w korzeniu. Proces aktywnego pobierania siarki może zachodzić wbrew różnicy stężeń. Pobieranie siarczianów rośnie ze wzrostem ich stężenia w środowisku glebowym, jednak do pewnego określonego poziomu (różnego dla różnych gatunków roślin). Dalsze zwiększanie stężenia SO_4^{2-} nie ma już wpływu na pobieranie tego jonu przez rośliny (Siuta i Rejman-Czajkowska 1980).

Pobrana z gleby siarka stosunkowo szybko przemieszcza się do nadziemnej części rośliny, a tylko nieznaczna ilość pobranej siarki ulega przemianom w korzeniach roślin.

Skutki nadmiaru siarki w środowisku

Pierwszymi objawami oddziaływania dwutlenku siarki na rośliny jest obniżenie natężenia fotosyntezy; obserwuje się również zaburzenia w transpiracji, oddychaniu i przebiegu wielu procesów enzymatycznych. Wszystkie czynniki zewnętrzne, które wywierają wpływ na zwiększenie intensywności fotosyntezy, zwiększają równocześnie absorpcję dwutlenku siarki i w związku z tym wzrasta stopień występujących uszkodzeń (Werteresiewicz 1978).

Obserwujemy bezpośrednio i pośrednio skutki nadmiaru siarki w środowisku, którego objawy są różne w zależności od bezwzględnej ilości siarki, rodzaju wprowadzonego związku oraz obecności

związków innych pierwiastków (Siuta i Rejman-Czajkowska 1980).

Zatrucia wywoływane przez dwutlenek siarki mogą być ostre, chroniczne i fizjologiczne. Zatrucia chroniczne powstają przy długotrwałym działaniu małych stężeń gazu. Objawiają się powolnym żółknięciem liści (igieł) lub symptomami chlorozy. Wieloletnie chroniczne zatrucia powodują zmiany w pokroju drzew i choroby łańcuchowe (głównie gradacja szkodników wtórnych). Przy zatruciach chronicznych w igłach i liściach gromadzą się duże ilości siarki. Gatunki iglaste reagują również zmniejszeniem ilości roczników igieł. Proporcjonalnie do stopnia uszkodzenia aparatu asymilacyjnego zmniejszona jest fotosynteza i produkcja masy organicznej. Zatrucia ostre są wynikiem szybkiego wchłonięcia dużej dawki SO_2 o toksycznej koncentracji. Na liściach części marginalne i między nerwami zmieniają kolor, a następnie zasychają. Zatrucia ostre występują na ograniczonej powierzchni w pobliżu źródła emisji.

Słabe zatrucia nie ujawniające się w zmianach morfologicznych powodują tzw. szkody fizjologiczne lub niewidoczne, spowodowane zmniejszeniem fotosyntezy (Wolak 1980). Występujące pod wpływem dwutlenku siarki uszkodzenia roślin mogą prowadzić do powstawania szkód, jednak nie wszystkie uszkodzenia powodują szkody. Jako szkody rozumie się tylko te uszkodzenia, które obniżają wartość użytkową roślin. Obojętne jest przy tym, czy szkody te spowodowane są przez ostre, chroniczne czy też inne uszkodzenia. Podobne objawy uszkodzeń roślin mogą występować pod wpływem innych gazowych zanieczyszczeń powie-

trza oraz pod wpływem takich czynników, jak: mróz, wysoka temperatura, zaburzenia w żywieniu i zaopatrzeniu w wodę, pod wpływem szkodników i stosowania środków ochrony roślin. Występowanie uszkodzeń nie może zatem stanowić bezwzględnego dowodu świadczącego o zagrożeniu roślin wywołanym dwutlenkiem siarki. W licznych badaniach próbowano określić zależność pomiędzy wielkością stężenia i wywołanymi przez nie skutkami. Dla zbóż będących pod wpływem dwutlenku siarki najbardziej krytycznym okazał się okres kwitnienia, dla roślin korzeniowych okres wczesnego grubienia korzenia, a dla fasoli okres bezpośrednio przed kwitnieniem do okresu wczesnych strąków. U drzew owocowych

mniej groźne jest uszkodzenie w okresie po uformowaniu się owoców, niż w okresie zakwitania.

Należy jednak podkreślić, że nie można ustalić absolutnych wartości dopuszczalnych stężeń granicznych, ponieważ oddziaływanie dwutlenku siarki na rośliny zależy od wielu czynników (wielkość stężenia, czas oddziaływania, częstotliwość, z jaką roślina ekspozycja jest na SO_2 , warunki meteorologiczne, glebowe, poziom nawożenia, wilgotność gleby, różna wrażliwość gatunków i odmian roślin, ich wiek i stadium rozwojowe) (Werteresiewicz 1978).

Negatywne skutki zanieczyszczenia środowiska dwutlenkiem siarki w zależności od stężenia SO_2 w powietrzu atmosferycznym pokazuje tabela 1.

TABELA 1. Klasy zanieczyszczenia powietrza SO_2 i ich charakterystyka ekologiczna (Motowicka-Terelak i Terelak 1998)

TABLE 1. Classes of air pollution with SO_2 their ecological characteristic (by Motowicka-Terelak T., Terelak H. 1998)

Klasa zanieczyszczenia Class of pollution	Średnioroczne stężenie SO_2 [$\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$] Mean annual SO_2 concentration	SO_4^{2-} [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$]	Negatywne skutki zanieczyszczenia Negative effect of pollution	
			roślinność plants	degradacja gleb po latach period of degradation in years
I – małe low	0 – 20	do 200	nieznaczne uszkodzenie kultur roślinnych	20
II – średnie medium	21 – 50	do 500	zagrożone drzewostany iglaste	8–20
III – duże high	51 – 100	do 1000	wyraźne uszkodzenia drzew iglastych, spadki plonów zboża – 10%, ziemniaków – 20%	4–8
IV – b. duże very high	> 100	> 1000	zagłada lasów iglastych, spadki plonów zboża – 28%, ziemniaków 40%	4

Odporność roślin na działanie dwutlenku siarki

Stopień wrażliwości rośliny na działanie zanieczyszczeń zależy od intensywności jej funkcji życiowych, fazy rozwoju, charakterystyki anatomiczno-fizjologicznej oraz warunków klimatycznych siedliska.

Wszystkie rośliny niższe mają małą odporność na oddziaływanie SO_2 , niektóre z nich (np. porosty, glony, mchy, grzyby) mogą służyć za bioindykatory stanu zanieczyszczenia powietrza. Porosty giną przy stężeniu SO_2 wynoszącym w atmosferze 0,02–0,03 ppm* (drzewa iglaste przy stężeniu 0,07–0,08 ppm). Przy niższych nawet stężeniach SO_2 wiele gatunków porostów traci odporność, następuje deformacja plechy, zmniejsza się objętość suchej masy. Wynika to prawdopodobnie z właściwej porostom zdolności akumulacji zanieczyszczeń (Kulisz 1988).

Szkodliwość SO_2 dla porostów zależy, między innymi, od stopnia nasycenia ich wodą. Wzrost wilgotności potęguje toksyczne działanie dwutlenku siarki (Puszkas 1997).

Oddziaływanie dwutlenku siarki na rośliny zielone może być modyfikowane przez dwutlenek węgla występujący w podwyższonym stężeniu. Pośredni wpływ CO_2 polega na jego decydującej roli w efekcie cieplarnianym – a wszelkie zmiany o charakterze klimatycznym (różnice termiczne, napromienienia, wilgotności gleby i powietrza) nie pozostają bez

wplywu na metabolizm roślin (Miszański 1994). Natomiast bezpośredni wpływ polega na tym, że podwyższone stężenie CO_2 prowadzi do przemykania aparatów szparkowych i tym samym ogranicza dostęp SO_2 do wnętrza organów asymilacyjnych (Darrall 1989 za Miszańskim 1994). Ochronne działanie dwutlenku węgla w stosunku do dwutlenku siarki związane jest również z mniejszą wrażliwością roślin na SO_2 w podwyższonych stężeniach CO_2 (1200 ppm), w porównaniu z niskimi stężeniami CO_2 (100–300 ppm).

Wpływ dwutlenku siarki na rośliny modyfikować mogą również czynniki wywierające wpływ na zwiększenie intensywności fotosyntezy, np. wzrost wilgotności powietrza, naświetlenia – co powoduje zwiększenie absorpcji SO_2 i tym samym wzrost stopnia występujących uszkodzeń.

Szkodliwy wpływ synergicznego oddziaływania SO_2 i O_3 oraz wysokiej koncentracji SO_2 wykazali Kender i Spierings (za Słowikiem 1980) na przykładzie jabłoni. Po stosunkowo krótkim czasie ekspozycji stwierdzono słabszy wzrost pędów, znaczny procent uszkodzonych i opadłych liści (tab. 2).

Wpływ związków siarki na glebę

Optymalne warunki biologicznej działalności większości roślin stwarzają gleby, których pH mieści się w granicach

* 1 ppm w temperaturze 0°C , przy ciśnieniu 760 mm Hg odpowiada $2,85 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ (Werteresiewicz 1978).

TABELA 2. Wpływ SO₂ i O₃ osobno i łącznie na wzrost pędów, uszkodzenie i opadanie liści jabłoni odmiany Golden Delicious po 6 godzinach ekspozycji (Kender i Spierings za Słowikiem 1980)
TABLE 2. The influence of SO₂ and O₃ separately and together on the growth of shoots leaves damage and leaves falling of the apple-tree Golden delicious after 6 hours exposition (by Kender and Spierings after Słowik 1980)

Kombinacje Combination	ppm	Wzrost pędów [cm] Growth of shoots in cm	% liści uszkodzonych na powierzchni Percentage of surface damaged leaves	% liści opadłych Percentage of fallen leaves
Kontrolne		23,0	0,0	0,0
O ₃	30	23,1	0,0	0,0
SO ₂	40	23,5	1,8	2,0
	60	24,3	7,3	5,0
	250	18,7	72,9	62,3
SO ₂ +O ₃	40+20	17,5	2,8	5,7
	80+40	14,8	5,9	16,8
	150+40	14,8	17,2	28,8

5–7. Spadek pH poniżej 5 prowadzi do znacznej zmiany właściwości gleby i do zmniejszenia jej żyzności. Przy pH = 3 gleba staje się w rzeczywistości bezproduktywna. Charakter zmian zależy od rodzaju gleby – najbardziej zagrożone są gleby kwaśne, czyli rozpowszechnione na dużą skalę w Europie Środkowej. Zakwaszenie powoduje gwałtowne zmiany w mikroflorze glebowej. Obniżenie pH roztworu glebowego i nadmiar jonów SO₄²⁻ doprowadza do zmian składu chemicznego gleby, zwiększenia zawartości substancji toksycznych oraz do zmniejszenia się ilości i dostępności substancji odżywczych (Kulisz 1988).

i słonecznej pogodzie) nie odgrywają one znaczącej roli w poprawianiu jakości powietrza. Spowodowane to jest dużą emisją związków siarki, znacznie przekraczającą zapotrzebowanie roślin na ten pierwiastek. Wpływ czynników zewnętrznych na oddziaływanie związków w środowisku nie jest w pełni wyjaśniony – wiadomo jednak, że np. wzrost wilgotności powietrza i nasłonecznienia zwiększa pobieranie SO₂ przez rośliny, co w efekcie prowadzi do zwiększenia szkód. Z kolei dwutlenek węgla występujący w wysokim stężeniu ok. 1200 ppm działa ochronnie na rośliny w stosunku do SO₂.

Literatura

- GODZIK S., PREWYSZ-KWINTO J. 1980: Wpływ zanieczyszczenia powietrza związkami siarki na rośliny. Sympozjum Naukowo-Techniczne „Wpływ zanieczyszczeń atmosfery na środowisko”. NOT, Warszawa.

Podsumowanie

Pomimo dosyć dużej intensywności pobierania SO₂ z powietrza przez rośliny (ok. 550–600 µg · m⁻² · h⁻¹ przy suchej

- KULISZ I. 1988: Kwaśne opady i ich wpływ na środowisko. Wydaw. Geologiczne, Warszawa.
- MISZAŁSKI Z. 1994: Dlaczego oddziaływanie SO₂ na rośliny zielone zależy od stężenia CO₂?
- III Krajowe Sympozjum „Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe”, Kórnik.
- MOTOWICKA-TERELAK T., TERELAK H. 1998: Siarka w glebach Polski – stan i zagrożenie. PIOŚ, Warszawa, Biblioteka Monitoringu Środowiska.
- PUSZKAR L. 1997: Ocena lichenindykacyjna zanieczyszczenia powietrza w rejonie Puław. Rozprawa habilitacyjna, IUNiG Puławy.
- SIUTA J., REJMAN-CZAJKOWSKA M. (red.) 1980: Siarka w biosferze. PWRiL, Warszawa.
- SŁOWIK K. 1980: Wpływ zanieczyszczeń atmosfery na plantacje sadownicze. Sympozjum Naukowo-Techniczne „Wpływ zanieczyszczeń atmosfery na środowisko”. NOT, Warszawa.
- WERTERESIEWICZ M. 1978: Wpływ dwutlenku siarki na rośliny. [W:] Wpływ emisji przemysłowych na rośliny użytkowe i siedlisko, *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, z. 206, PWN, Warszawa.
- WOLAK J. 1980: Wpływ przemysłowych zanieczyszczeń atmosfery na ekosystemy leśne.

Sympozjum Naukowo-Techniczne „Wpływ zanieczyszczeń atmosfery na środowisko”. NOT, Warszawa.

Summary

The influence of sulphur dioxide on natural environment. The paper presents review of scientific literature referring the effects of sulphur dioxide on natural environment with particular regard the effect on plants. Natural sulphur content in plants ways of sulphur compounds deriving by plants, factors affecting on plants immunity, indirect and direct consequences of sulphur excess in natural environment were described in the paper.

Author's address:

M. Kleniewska
Warsaw Agricultural University – SGGW
02-787 Warsaw, ul. Nowoursynowska 166
Poland

Bonifacy ŁYKOWSKI

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW

Zakład Meteorologii i Klimatologii

Działalność naukowo-badawcza Zakładu Meteorologii i Klimatologii SGGW w 70-lecie istnienia

W dniu 1 października 1930 roku rozpoczął działalność Samodzielny Zakład Meteorologii i Klimatologii SGGW z siedzibą przy ul. Rakowieckiej 26/30. Warto zwrócić uwagę na to, że Zakład utworzono w okresie światowego kryzysu gospodarczego dzięki specjalnej dotacji Ministerstwa Wyznań Religijnych i Oświecenia Publicznego. Organizatorem i pierwszym kierownikiem Zakładu był prof. Kazimierz Szulc (1866–1938), który uczestniczył w organizacji Państwowego Instytutu Hydrologiczno-Meteorologicznego, a także wykładał meteorologię na Politechnice Warszawskiej. Więcej informacji o historii Zakładu zawierają prace Madanego (1987) i Łykowskiego (1990).

Zakład Meteorologii i Klimatologii SGGW jest najdłużej działającym zakładem naukowym tej dyscypliny w Polsce. Powołana w 1894 roku Katedra Geofizyki Matematycznej i Meteorologii na Uniwersytecie Jagiellońskim istniała tylko 3 lata, Katedra Geofizyki i Meteorologii na Uniwersytecie Jana Kazimierza we Lwowie istniała w latach 1920–1939, a Kate-

dra Geodezji Wyższej i Meteorologii z Zakładem Meteorologii Uniwersytetu Stefana Batorego w Wilnie powołana w 1922 roku zakończyła swoją działalność w 1939 roku. Z zapisów kronikarskich wynika, że przedmiot pod nazwą *Meteorologia i klimatologia* był wykładany w Polsce już w 1855 roku w Agronomicznym Instytucie Puławskim (jest pewne, że jeszcze wcześniej).

Zaledwie po dwóch tygodniach od rozpoczęcia działalności Zakładu, zapoczątkowane zostały stałe pomiary meteorologiczne na stacjach przy ulicy Rakowieckiej 26/30 (rys. 1) i w Skierniewicach. Pomiary meteorologiczne w Warszawie wykonywał Jakub Tomanek, później wieloletni profesor SGGW, specjalista w zakresie klimatologii.

Do 1939 roku w Zakładzie Meteorologii i Klimatologii prowadzono badania nad termiką gleby, natężeniem opadu, parowaniem, mikroklimatem sadu, wpływem warunków meteorologicznych na rozwój i plonowanie niektórych roślin uprawnych.



RYSUNEK 1. Fragment strony tytułowej z nagłówkiem tomu I dziennika spostrzeżeń meteorologicznych (a) i zapis pierwszych pomiarów na stacji: 15 X 1930 r. 1 p (czyli o godzinie 13-tej) (b)

Stacja.....

Spostrzeżenia dokonywano w godzinach
czyli

C D I E N	Barometr sprawa- dzony do 0° i popra- wiony 700 mm +				Temperatura najwyższa i najniższa według ter- mometrów Max. i Min.		Termometr suchy poprawiony średnia dzienna = 1/4 (7 r.+1 p.+2×9 w.)				Termometr zwilgocony po poprawie- niu stopnie Cels.				Wilgotność bez- względna w mm				Wilgotność względna w %				Hygrometr włosowy			
	7 r.	1 p.	9 w.	Średnia dzienna	Max. Min.	7 r.	1 p.	9 w.	Średnia dzienna	7 r.	1 p.	9 w.	Średnia dzienna	7 r.	1 p.	9 w.	Średnia dzienna	7 r.	1 p.	9 w.	Średnia dzienna	7 r.	1 p.	9 w.	Średnia dzienna	
1																										
2																										
3																										
4																										
5																										
6																										
7																										
8																										
9																										
10																										
Suma za 1 dzień.																										
11																										
12																										
13																										
14																										
15	-	60.2	59.8	-	14.6	4.4	-	14.6	9.6	-	-	12.6	8.8	-	5.7	8.0	-	-	7.8	8.9	-					
16	58.2	58.6	58.9	58.6	16.5	4.4	57	16.0	14.0	13.1	5.2	14.2	10.4	6.6	14.0	9.0	8.9	100	81	93	81					
17	58.5	58.5	58.3	58.1	17.6	4.3	5.6	17.4	12.0	11.7	5.6	15.8	11.9	6.8	12.4	10.2	9.8	100	84	98	94					
18	56.8	55.5	55.1	55.8	18.6	5.1	7.0	18.0	13.8	13.1	7.0	16.0	12.0	7.5	12.3	10.7	10.2	100	80	92	90.6					
19	55.7	55.4	55.5	56.2	17.6	6.9	7.8	17.4	11.8	12.2	7.8	15.0	11.4	7.9	11.2	9.8	9.6	100	78	98	91.3					
20	54.7	53.4	52.4	53.5	17.6	7.4	8.2	17.4	11.6	12.2	8.2	14.8	11.2	8.1	11.0	8.4	9.1	100	74	84	86.0					
Suma																										

W 1951 roku Zakład został przeniesiony na nowo utworzony Wydział Melioracji Rolnych. W 1954 roku utworzono Katedrę Meteorologii i Klimatologii zamienioną w 1970 roku na Zakład wchodzący w skład różnych katedr, obecnie Katedry Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska.

W latach 1951–1967 w Zakładzie prowadzono badania z zakresu agrometeorologii oraz warunków meteorologicznych rozprzestrzeniania zanieczyszczeń atmosferycznych. W okresie 1968–1986 dominowała wyraźnie problematyka agrometeorologiczna. Zakład koordynował badania o tej tematyce i uczestniczył w tematach badawczych koordynowanych przez inne placówki. Do szczególnych osiągnięć można zaliczyć liczne publikacje i podręcznik prof. Czesława Radomskiego (1923–1984) z zakresu agrometeorologii, publikacje i rozprawę habilitacyjną prof. Romualda Madanego na temat termodynamicznych warunków występowania przymrozków w Polsce, publikacje i rozprawę habilitacyjną prof. Bonifacego Łykowskiego na temat możliwości uprawy w Polsce niektórych roślin ciepłolubnych, a zwłaszcza soi.

Od 1985 roku w zakres tematyki badawczej Zakładu wchodzi w szerszym zakresie problematyka klimatu lokalnego różnych jednostek fizjograficznych, a zwłaszcza dolin rzecznych Wisły i Neru, Żuław Wiślanych i terenów zurbanizowanych. Z tematyki agrometeorologicznej rozwijane były badania parowania z wolnej powierzchni wody i ewapotranspiracji. Do ważniejszych osiągnięć trzeba tu zaliczyć ocenę agroklimatu Żuław z

wykazaniem roślin uprawnych bardziej i mniej przydatnych do uprawy w warunkach klimatycznych Żuław oraz opracowanie równania regresji pozwalającego na obliczanie parowania i ewapotranspiracji w warunkach meteorologicznych okolic Ursynowa-SGGW i terenów podmiejskiej aglomeracji warszawskiej.

Kolejny etap w działalności naukowo-badawczej Zakładu rozpoczął się w 1993 roku, kiedy to uruchomiono pomiary meteorologiczne za pomocą automatycznej stacji pomiarowej, a zwłaszcza po zainstalowaniu aparatury pomiarowej do rejestracji ciągłej głównych zanieczyszczeń powietrza (tab.). System gromadzenia danych o zanieczyszczeniu powietrza ma atesty międzynarodowe. Położenie stacji pomiarowej na przedmieściu Warszawy (10 km od centrum miasta) pozwala na badanie zjawiska transportu zanieczyszczeń powietrza z obszaru wielkiego miasta na tereny podmiejskie, rolnicze.

Wielka ilość danych z kilku poziomów pomiarowych pozwoliła także na rozwinięcie badań z zakresu klimatu warstwy przygruntowej (do wysokości 22 m n.p.g.) oraz warunków bioklimatycznych człowieka pracującego w terenie otwartym i w pomieszczeniach, czyli tzw. klimatu odczuwalnego.

Kontynuowane są, chociaż w mniejszym zakresie, prace w dziedzinie agrometeorologii. W 1997 roku obroniona została praca doktorska dr. Tomasza Rozbickiego dotycząca roli warunków termiczno-wilgotnościowych w rozwoju i plonowaniu wybranych roślin uprawnych na glebach o różnej retencyjności wodnej w Polsce. W końcowej fazie jest obszerne opracowanie dotyczące warunków

TABELA Wykaz pomiarów prowadzonych na stacji monitoringu atmosfery Ursynów-SGGW

1.	Stężenie dwutlenku siarki SO_2 [ppb]
2.	Stężenie dwutlenku węgla CO_2 [ppm]
3.	Stężenie tlenków azotu w powietrzu [ppb]
4.	Stężenie tlenku węgla w powietrzu [ppm]
5.	Stężenie pyłu zawieszonego w powietrzu [$\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$]
6.	Przewodnictwo elektrolityczne opadów atmosferycznych [$\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$]
7.	Kwasowość opadów atmosferycznych [pH]
8.	Wielkość parowania [mm]
9.	Temperatura powietrza na wysokości 2 m [$^{\circ}\text{C}$], pod osłoną typu TRAX
10.	Temperatura termometru zwilżonego na wysokości 2 m [$^{\circ}\text{C}$], pod osłoną typu TRAX
11.	Temperatura gleby na głębokości 5 cm [$^{\circ}\text{C}$]
12.	Temperatura gleby na głębokości 20 cm [$^{\circ}\text{C}$]
13.	Wilgotność względna powietrza na wysokości 4 m [%], pod osłoną typu TRAX
14.	Wilgotność względna powietrza na wysokości 22 m [%], w klatce mikroklimatycznej
15.	Wilgotność względna powietrza na wysokości 2 m [%], w klatce standardowej
16.	Wilgotność względna powietrza na wysokości 5 cm [%], w klatce mikroklimatycznej
17.	Wilgotność względna w pokoju [%]
18.	Prędkość wiatru na tarasie (22 m) [$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$]
19.	Prędkość wiatru na wysokości 4 m [$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$]
20.	Prędkość wiatru na wysokości 1 m [$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$]
21.	Kierunek wiatru, na wysokości 22 m [... $^{\circ}$]
22.	Temperatura powietrza na wysokości 2 m [$^{\circ}\text{C}$] w klatce standardowej
23.	Temperatura powietrza w pokoju [$^{\circ}\text{C}$]
24.	Temperatura powietrza na wysokości 5 cm [$^{\circ}\text{C}$], w klatce mikroklimatycznej
25.	Temperatura powietrza na wysokości 4 m [$^{\circ}\text{C}$], pod osłoną typu TRAX
26.	Temperatura powietrza na wysokości 22 m [$^{\circ}\text{C}$] w klatce mikroklimatycznej
27.	Natężenie napromienienia [$\text{W} \cdot \text{m}^{-2}$]
28.	Wysokość opadu atmosferycznego [mm]

termodynamicznych kształtowania się przymrozków i pionowej wymiany energii i masy. Opracowanie to, po zakończeniu, zostanie przedstawione jako rozprawa doktorska. W różnym stadium zaawansowania są trzy dalsze tematy prac doktorskich dotyczących stanu zanieczyszczenia powietrza i związków między warunkami meteorologicznymi a zanieczyszczeniem powietrza.

Na zakończenie wyrażam podziękowanie Kierownictwu Uczelni oraz Komitetowi Badań Naukowych, gdyż uzyskane od nich dotacje pozwoliły na stworze-

nie placówki o bardzo wysokim potencjale badawczym. Nastąpiło także znaczne unowocześnienie i wzbogacenie naszej działalności dydaktycznej.

Literatura

- ŁYKOWSKI B. 1990: 60-lecie Zakładu Meteorologii i Klimatologii SGGW. *Agricola*, 9.
 MADANY R. 1987: Zarys dziejów meteorologii w Szkole Głównej Gospodarstwa Wiejskiego. *Przegl. Geofiz. Roczn.* XXXII, 2.

Jerzy WYSOCKI

Katedra Budownictwa i Geodezji SGGW

Ogólnopolska konferencja na temat: „Metody geodezji, fotogrametrii i teledetekcji dla inżynierii środowiska i budownictwa”

Informacja o konferencji

XV Ogólnopolska Konferencja Katedr i Zakładów Geodezji na Wydziałach Niegeodezyjnych odbyła się w dniach 25–26 IX 2000 r. w Szkole Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, na Wydziale Inżynierii i Kształtowania Środowiska. Organizatorem konferencji był Zakład Geodezji i Fotogrametrii Katedry Budownictwa i Geodezji SGGW pod auspicjami Sekcji Geodezji Inżynierskiej Komitetu Geodezji Polskiej Akademii Nauk, Akademii Inżynierskiej w Polsce, Ministerstwa Spraw Wewnętrznych i Administracji – Departamentu Budownictwa, Architektury, Geodezji i Kartografii.

W konferencji wzięli udział przedstawiciele 23 polskich ośrodków naukowych grupujących zespoły geodezji na wydziałach: Inżynierii Środowiska, Inżynierii Lądowej, Budownictwa, Architektury oraz Melioracji, oraz 5 gości zagranicznych reprezentujących Kijowski Państwowy Uniwersytet Budownictwa i Architektury oraz Uniwersytet Państwowy „Politechnika Lwowska”. W konfe-

rencji wzięli także udział zaproszeni goście z głównych ośrodków geodezyjnych w Polsce: dr inż. Marek Naglewski podsekretarz stanu w MSWiA, prof. dr hab. inż. Bogdan Ney, przewodniczący Komitetu Geodezji PAN, dr inż. Kazimierz Bukajowski, Główny Geodeta Kraju, prezes Głównego Urzędu Geodezji i Kartografii

Komitet Naukowy konferencji składał się z 14 samodzielnych pracowników naukowo-dydaktycznych reprezentujących zespoły geodezji z różnych ośrodków naukowych. Przewodniczącym Komitetu Naukowego był prof. dr hab. inż. Ryszard J. Grabowski z Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Białostockiej, wiceprzewodniczącym zaś był dr hab. inż. Jerzy Wysocki, prof. SGGW, z Wydziału Inżynierii i Kształtowania Środowiska Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie.

Powierzenie organizowania XV jubileuszowej Konferencji Katedr i Zakładów Geodezji Zakładowi Geodezji i Fotogrametrii (b. Katedrze Geodezji i Fotogrametrii) SGGW można odczytać jako

uznanie dla osiągnięć naukowo-dydaktycznych Katedry, co zresztą znalazło swój wyraz w zgłoszonych na konferencję referatach. Może mniej widoczny był w ostatniej dekadzie dorobek Katedry Geodezji i Fotogrametrii w zakresie geodezji klasycznej, ale trzeba w tym miejscu zauważyć, że w zakresie wykorzystania geodezji dla potrzeb szeroko pojętego budownictwa jest on również znaczący i obejmuje między innymi: obsługę geodezyjną budowy mostów na Wiśle w Płocku oraz na Sanie w Nisku, udział obecnego dr. hab. Jerzego Wysockiego w pracach geodezyjnych dla potrzeb budowy zapory w Czorsztynie oraz w Słupie, opracowania geodezyjne dla potrzeb projektowych zbiornika w Krasieczynie, badania geodezyjne jezdni podsuwnicowych oraz autoklawów w elektrociepłowni na Siekierkach w Warszawie, geodezyjną inwentaryzację hal produkcyjnych na Służewcu w Warszawie, geodezyjne badania abrazji brzegów zbiornika w Nysie.

Dorobek naukowo-dydaktyczny Katedry Geodezji i Fotogrametrii SGGW oraz dorobek innych bratnich Katedr i Zakładów Geodezji oraz jubileuszowy aspekt naszej XV już konferencji stanowiły inspirację do ustalenia jej szerokiego zakresu tematycznego wyrażonego w tytule konferencji oraz w zgłoszonych na konferencję referatach.

Duża liczba referatów zgłoszonych na konferencję przy jednoczesnej konieczności ograniczenia jej w czasie, ze względów oszczędnościowych, zdecydowały przyjąć formułę obrad. Ponieważ postanowiono stworzyć możliwość zaprezentowania na konferencji referatów

z wszystkich uczestniczących w niej ośrodków naukowych, to zdecydowano się na prezentację tylko wybranych referatów, wyłonionych w ramach „Konwersatorium Katedr i Zakładów Geodezji”, które poprzedziło obrady konferencji. Jednocześnie każdy z uczestników otrzymał tom z kompletem (kilkudziesięciu) referatów przyjętych na konferencję po zakwalifikowaniu przez recenzentów. Trzeba w tym miejscu złożyć gorące podziękowania Ministerstwu Spraw Wewnętrznych i Administracji za pomoc w sfinansowaniu wydania tych publikacji.

Konferencja w ocenie uczestników była ze wszech miar udana i spełniła oczekiwania. Wynika to także z informacji o odbytej konferencji, która ukazała się w 10. numerze (październik 2000) magazynu geoinformacyjnego „Geodeta”.

W podsumowaniu niniejszej informacji pozwalam sobie poniżej przedstawić „Uchwałę” konferencji stanowiącą jej syntetyczne podsumowanie.

Uchwała

XV Ogólnopolskiej Konferencji Katedr i Zakładów Geodezji na Wydziałach Niegeodezyjnych, odbywającej się w dniach 25–26 IX 2000 r. w Szkole Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, oraz wnioski do dalszej działalności

I. W zakresie działań organizacyjnych:

1. Uczestnicy Konferencji z dużą aprobatą przyjęli udział zaproszonych Gości, w tym gości zagranicznych,

w obradach Konferencji oraz referaty wygłoszone przez;

- Ministra dr. Marka Naglewskiego, z MSWiA,
 - Przewodniczącego Komitetu Geodezji PAN, prof. dr. hab. inż. Bogdana Neya,
 - Głównego Geodetę Kraju, Prezesa GUGiK, dr. Kazimierza Bujakowskiego,
 - Prof. dr. hab. inż. S.P. Wojtenko z Kijowskiego Państwowego Instytutu Budownictwa i Architektury,
 - Prof. dr. hab. inż. Aleksandra Doroszyńskiego z Państwowego Uniwersytetu „Lwowska Politechnika” we Lwowie.
2. Postanowiono kontynuować konferencje w latach następnych z uwzględnieniem:
- a) tematu „Systemy, standardy i jakość kształcenia w zakresie przedmiotów geodezyjno-kartograficznych”, na konferencji organizowanej przez Politechnikę Zielonogorską w roku 2001,
 - b) tematu „Zadania oraz metody geodezji i kartografii w budowlanym procesie inwestycyjnym”, na konferencji organizowanej przez Politechnikę Rzeszowską w roku 2002,
 - c) tematu „Zadania oraz metody geodezji i kartografii w inżynierii i kształtowaniu środowiska oraz w leśnictwie”, na konferencji organizowanej przez Szkołę Główną Gospodarstwa Wiejskiego – Wydział Leśny w roku 2003.

Uznano że:

3. Problematyka kierunku „budownictwo” i kierunku „inżynieria i kształ-

towanie środowiska” może być omawiana także rozdzielnie, na wybranych konferencjach.

- 4. Ważnym zagadnieniem w zakresie organizacji przyszłych konferencji powinno być stworzenie dogodnych warunków czynnego uczestnictwa młodej kadry naukowo-dydaktycznej.
- 5. Należy podjąć działania w zakresie wystąpienia do dziekanów wydziałów geodezyjnych o stworzenie sprzyjających warunków dla asystentów zespołów geodezji na wydziałach niegeodezyjnych, w celu umożliwienia im nieodpłatnego studiowania w systemie indywidualnym na studiach magisterskich oraz doktoranckich tych wydziałów.
- 6. Należy dążyć do udziału w naszych konferencjach naukowców i dydaktyków ze ośrodków zagranicznych.

II. W zakresie działań merytorycznych uczestnicy Konferencji uznają za ważne:

- 1. Bieżące dostosowywanie programów dydaktycznych z zakresu geodezji i kartografii do aktualnych potrzeb budownictwa i szeroko pojętej inżynierii środowiska.
- 2. Szersze wprowadzanie treści geoinformatycznych w programach nauczania z uwzględnieniem:
 - elementów systemu informacji przestrzennej (SIT-GIS), w tym systemu katastralnego z jego podsystemami,
 - najnowszych metod pozyskiwania geoinformacji w technice

- fotogrametrycznej i teledetekcyjnej,
- zagadnień „umocowania” działań inżynierskich w przestrzeni prawnej.

III. W zakresie dydaktyczno-programowym uczestnicy Konferencji postulują:

1. Występowanie do zainteresowanych rad wydziałów niegeodezyjnych z propozycją współpracy naszych konferencji przy opracowywaniu zakresu treści obligatoryjnych i fakultatywnych nauczania geodezji i kartografii na różnych kierunkach i poziomach kształcenia na tych wydziałach.
2. Prowadzenie prac w zakresie przyjmowania jednolitej nomenklatury te-

chnicznej w przekazie treści programowych.

3. Uwzględnianie przy opracowywaniu wydawnictw konferencyjnych takich działów, jak:
 - wiodąca tematyka konferencji,
 - aktualne prace naukowo-badawcze prowadzone w zakresie geodezji i kartografii na wydziałach niegeodezyjnych,
 - aktualne zagadnienia dydaktyczne.

Warszawa, dnia 26 IX 2000 roku

W imieniu uczestników XV Konferencji
Przewodniczący Komitetu Organizacyjnego

dr hab. inż. Jerzy Wysocki prof. SGGW

Leszek HEJDUK, Marta WIŚNIEWSKA

Katedra Inżynierii Wodnej i Rekultywacji Środowiska SGGW

Letnia Szkoła Hydroinformatyki, Cottbus – Niemcy, 4–13 października 2000

Hydroinformatyka to podstawowa dyscyplina inżynierii wodnej. Wspomaga ona rozwój zrównoważony środowiska wodnego poprzez wykorzystanie technologii komputerowych wspomagających prace inżynierskie dla projektowania, tworzenia, zarządzania, konsultowania i administrowania.

W dniach od 4 do 13 października 2000 r. Institut für Bauinformatik w Wyższej Szkole Nauk Technicznych (BTU) w Cottbus zorganizował, wspólnie z Międzynarodowym Stowarzyszeniem Badań i Zastosowań Hydraulicznych – IAHR, Letnią Szkołę Hydroinformatyki. W zajęciach udział wzięło 19 osób z 9 krajów. Najliczniej reprezentowane były oczywiście Niemcy, ale wśród uczestników znaleźli się także przedstawiciele Polski, Łotwy, Rosji, Wielkiej Brytanii, Nepalu, Południowej Afryki, Węgier oraz Mongolii (głównie studenci studiów magisterskich i doktoranckich). Wykłady – prowadzone przez pracowników różnych uczelni i instytucji badawczych – obejmowały szeroką tematykę związaną z zagadnieniami hydroinformatyki. Zajęcia

odbywały się na terenie kampusu uniwersyteckiego BTU.

Pierwszy tydzień szkoły poświęcony został zagadnieniom związanym z oprogramowaniem, pozyskiwaniem danych oraz wstępem do systemów informacji geograficznej (GIS). Drugi tydzień poświęcono różnego rodzaju symulacjom i metodom prognozowania oraz, co bardzo ważne dla uczestników tego rodzaju kursów, przedstawiono przykłady inżynierskiego zastosowania omówionych wcześniej zagadnień – praktyczne wykorzystanie wspomnianych technologii.

Szkołę rozpoczęło wprowadzenie dotyczące rozwoju hydroinformatyki, które wygłosił Dr F. Molkenhith z BTU Cottbus. Omówił on także możliwości zastosowania technologii WWW i technik programowania obiektowego. Ten blok wykładów zakończył się przedstawieniem przykładu rozbudowanej interaktywnej bazy danych hydrologicznych dostępnej poprzez INTERNET opartej właśnie na zasadach programowania obiektowego, przy wykorzystaniu języka Java. Dr V. Babovic z DHI Water & Environment, Holstrome (Dania) wprowadził uczestników Szkoły w problematykę zastosowa-

nia sieci neuronowych, teorii chaosu oraz programowania genetycznego w hydrologii.

Na zakończenie pierwszego tygodnia Szkoły omówiono możliwości komunikowania się i współpracy przy wykorzystaniu INTERNET-u, a doktoranci z BTU Cottbus przedstawili krótki wstęp do technologii GIS.

Drugi tydzień rozpoczęty został wykładami Prof. K.P. Holza (BTU Cottbus), w których dokonał on przeglądu głównych równań różniczkowych stosowanych w hydrologii i metod ich rozwiązywania. Ponadto przedstawił problemy spotykane (przy tworzeniu siatek) w toku obliczeń metodami różnic skończonych, elementów skończonych oraz objętości skończonych stosowanych w zagadnieniach hydrologicznych. Pani E. Harris z Cardiff University (Walia) przedstawiła wyniki zastosowania trójwymiarowego modelu do prognozowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń chemicznych i biologicznych wzdłuż wybrzeża i w zatokach Wielkiej Brytanii. Prof. K. Banasik z SGGW Warszawa przedstawił ideę sedimentogramu jednostkowego oraz jego zastosowanie do predykcji koncentracji rumowiska unoszonego z małych zlewni rolniczych.

Pozostałe dni Szkoły także poświęcono przykładom modelowania procesu sedymentacji. Prof. J. Jozsa z Budapest University of Technology and Economics, (Węgry) zaprezentował zastosowanie modelowania trójwymiarowego do określania transportu rumowiska unoszonego w płytkich jeziorach, m.in. w jeziorze Balaton. Dr U. Bethers zaprezentował dwuwymiarowy model wybrzeża Łotwy zastosowany do przewidywania ilości odkładanego rumowiska w kanale podejściowym i w porcie Liepaja.

Podczas Letniej Szkoły Hydroinformatyki zaprezentowano szeroki zakres zagadnień związanych z technologiami WWW, tworzeniem interaktywnych baz danych przy wykorzystaniu INTERNET-u, a także modelowaniem dwu- i trójwymiarowym oraz nowymi, jeszcze nie w pełni rozwiniętymi, technologiami, takimi jak programowanie genetyczne. Zajęcia w szkole zakończyły się egzaminem uprawniającym do otrzymania certyfikatu IAHR European Engineering Graduate School Water Environment oraz sześciu punktów ECTS.

Więcej informacji na temat kursów hydroinformatyki można uzyskać na stronie internetowej BTU Cottbus: www.bauinf.tu-cottbus.de/EGW/.