

**ZESZYTY NAUKOWE
UNIWERSYTETU ZIELONOGÓRSKIEGO
NR 140**

INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – 20

ZIELONA GÓRA • 2010

REDAKCJA ZESZYTU NAUKOWEGO:

dr hab. inż. Andrzej Greinert, prof. nadzw. (*Redaktor Naczelny*)

dr hab. Urszula Kołodziejczyk, prof. nadzw.

RADA WYDAWNICZA:

dr hab. Krzysztof Urbanowski, prof. UZ (*Przewodniczący*),

mgr Ryszard Błazyński (*Sekretarz*),

Członkowie: prof. zw. dr hab. inż. Marian Adamski; dr Rafał Ciesielski;

dr hab. inż. Michał Drab, prof. UZ; prof. zw. dr hab., Andrzej Maciejew-

ski; dr hab. inż. Maria Fic, prof. UZ; prof. nzw. dr hab. Beata Gabryś;

dr hab. Bohdan Halczak, prof. UZ; prof. zw. dr hab. Janusz Matkowski;

dr hab. inż. Anna Walicka, prof. UZ; dr hab. Zdzisław Wołk, prof. UZ

Wydano za zgodą J.M. Rektora Uniwersytetu Zielonogórskiego

ISSN 1895-7323

Skład komputerowy: dr hab. inż. Andrzej Greinert, prof. nadzw.

SPIS TREŚCI

Katarzyna Kołodziejczyk, Roman Pieprzka – Zawartość wybranych metali ciężkich i zasolenie w glebach Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy”	5
Ireneusz Nowogoński, Dariusz Kuczyński – Analiza hydrauliczna istniejącej sieci wodociągowej gminy i miasta Cybinka zasilanej z trzech niezależnych ujęć wód podziemnych	14
Ewa Ogiółda, Anna Gniewosz – System zaopatrzenia w wodę w gminie Kotla.....	26
Ewa Ogiółda Charakterystyka hydrologiczna jeziora Trześniowskiego i jeziora Łagowskiego (woj. lubuskie)	33
Barbara Walczak – Zawartość fosforanów w pyłe drogowym w Zielonej Górze	42
Marlena Piontek, Katarzyna Łuszczyńska, Aurelia Awińska-Więckowska – Plankton jako wskaźnik klasy czystości wody	50
Magda Hudak – Odrzański turystyczny szlak wodny a obszary Natura 2000 i inne obszary chronione w województwie lubuskim.....	74
Andrzej Jędrzak, Dariusz Królik – Wpływ stopnia rozdrobnienia kolb kukurydzy na wydajność procesu fermentacji.....	83
Nguyen Thi Bich Loc – Efektywność niektórych szczepów mikroorganizmów w procesie kompostowania odpadów produkcji owoców i warzyw.....	93
Sylwia Myszograj – Bilans ChZT w biologicznym oczyszczaniu ścieków osadem czynnym - cz. I. skala laboratoryjna.....	102
Sylwia Myszograj – Bilans ChZT w biologicznym oczyszczaniu ścieków osadem czynnym - cz. II. badania w skali technicznej	112
Piotr Ziembicki, Jan Bernasiński – Pozyskiwanie energii słonecznej w warunkach zabudowy miejskiej	120
Anna Asani – Ochrona przeciwpowodziowa województwa lubuskiego	133
Marta Mazurkiewicz – Nowe systemy usuwania związków azotu ze ścieków	142
Izabela Krupińska – Warunki efektywnego procesu koagulacji –przegląd literatury	152
Anna Asani – Nowoczesne rozwiązania w ochronie przeciwpowodziowej	164

KATARZYNA KOŁODZIEJCZYK*, ROMAN PIEPRZKA**

**ZAWARTOŚĆ WYBRANYCH METALI CIĘŻKICH
I ZASOLENIE W GLEBACH PARKU KRAJOBRAZOWEGO
„DOLINA JEZIERZYCY”**

Streszczenie

Badaniami objęto gleby pod lasami grądowymi na terenie Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy”. Uzyskane wyniki zawartości wybranych metali ciężkich analizowano w oparciu o Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi. W większości analizowanych profili glebowych zawartość metali ciężkich kształtowała się na naturalnym poziomie i nie przekraczała wartości dopuszczalnych. Podobne rezultaty otrzymano badając stopień zasolenia gleb, który mieścił się w przedziale typowym dla gleb niezasolonych.

Słowa kluczowe: lasy grądowe, metale ciężkie, zasolenie, Park Krajobrazowy „Dolina Jezierzycy”

WSTĘP

Lasy grądowe to wielogatunkowe lasy liściaste siedlisk mezo- i eutroficznych świeżych lub lekko wilgotnych. Drzewostan tych lasów tworzą gatunki takie jak: dąb szypułkowy, grab zwyczajny i lipa drobnolistna [Bobrowicz 2006, Matuszkiewicz 2007]. Siedliska grądowe mogą występować na różnych typach gleb. Zalicza się do nich m.in.: gleby rdzawe, płowe, brunatne, czarne ziemie leśne, czy gleby opadowo-glejowe. Ze względu na specyficzne warunki siedliskowe oraz olbrzymią różnorodność gatunków roślin i zwierząt, grądy zostały określone na podstawie Dyrektywy Siedliskowej z dnia 21 maja 1992 r. jako jedno z siedlisk przyrodniczych ważnych dla Wspólnoty, których ochrona wymaga wyznaczenia

* Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu; Katedra Botaniki i Ekologii Roślin

** Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu; Instytut Nauk o Glebie i Ochrony Środowiska

Specjalnych Obszarów Ochrony (OSO) wchodzących w skład sieci Natura 2000 [Dyrektywa 92/43/EEC; Kołodziejczyk i Kawałko 2010].

Przykładem grądów Dolnego Śląska są lasy znajdujące się w granicach Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy”, który znajduje się na pograniczu Niziny Śląskiej i Wałów Trzebnickich (w powiecie wołoskim). Park Krajobrazowy „Dolina Jezierzycy” położony jest w widłach rzeki Odry i jej dopływu Jezierzycy. Obejmuje teren o bogatej sieci hydrologicznej, z licznymi starorzeczami oraz naturalnym systemem teras pochodzących z holocenu i plejstocenu [Obecna 2005; Rąkowski 2002]. Zbiorowiska leśne Parku stanowią blisko połowę jego powierzchni [Kawałko i Kaszubkiewicz 2008].

Ze względu na sąsiedztwo drogi szybkiego ruchu istnieje poważne zagrożenie dla środowiska glebowego związane z emisją zanieczyszczeń gazowych oraz metali ciężkich. Zawartość metali ciężkich w glebach jest ściśle związana ze składem chemicznym skały macierzystej oraz składem granulometrycznym powstałych gleb, jednakże może pochodzić także ze źródeł antropogenicznych [Czarnowska 1983, Gorlach i Gambuś 2000, Kabata-Pendias i Pendias 1999]. Na rozmieszczenie pierwiastków w profilu glebowym wpływają w znacznym stopniu procesy glebotwórcze i glebowe, a także zawartość substancji organicznej, odczyn oraz sposób użytkowania gleby. Innym typem zanieczyszczenia jest zasolenie, które powoduje zachwianie równowagi chemicznej środowiska glebowego, często prowadząc do zniszczenia biologicznej aktywności gleby.

Przedstawione w pracy wyniki są fragmentem szerszych badań dotyczących składu i właściwości gleb wytworzonych z różnych skał macierzystych pod lasami grądowymi obszarów chronionych na Dolnym Śląsku. Badaniami objęte zostały gleby znajdujące się na terenie Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy”.

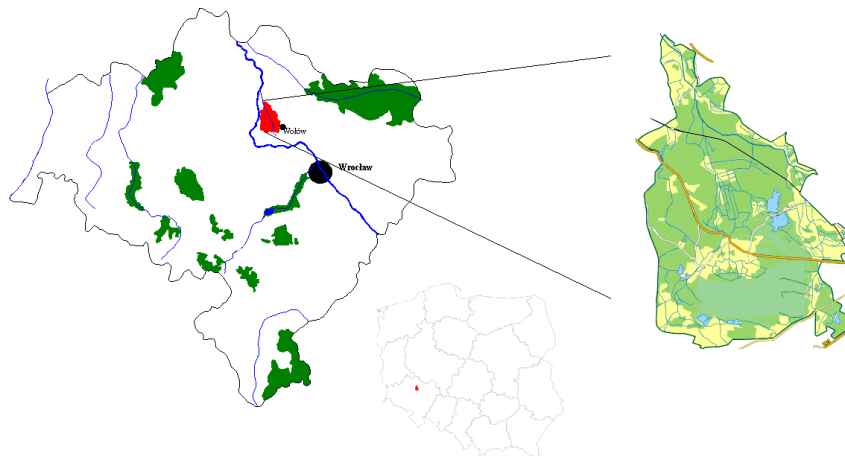
MATERIAL I METODY BADAŃ

Według Jankowskiego i in. [1992], skały macierzyste gleb Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy” to czwartorzędowe, różnoziarniste piaski i żwiry pochodzenia głównie aluwialnego lub fluwioglacjalnego, spoczywające na piaskach i ilach trzeciorzędowych. Badaniami objęto gleby lasu mieszanego świeżego i lasu mieszanego wilgotnego wytworzone właśnie z tych utworów. Próbkę została pobrana z 4 odkrywek glebowych wykonanych w południowo-zachodniej części Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy”. Z wyznaczonych poziomów genetycznych pobrano próbki glebowe, w których oznaczono m.in.:

- skład granulometryczny metodą areometryczno-sitową Bouyoucosa-Casagrande’a w modyfikacji Prószyńskiego;
- odczyn gleb potencjometrycznie w wodzie i KCl;

- zawartość wybranych metali ciężkich metodą AAS, po mineralizacji w stężonym kwasie nadchlorowym;
- zasolenie gleb metodą konduktometryczną.

Analizom zostały poddane gleby rdzawe właściwe, oglejone (profil 1 i 3) oraz gleby bielcowe właściwe, oglejone (profil 2 i 4).



Rys. 1. Mapa Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy” na tle mapy Polski i województwa dolnośląskiego

Fig. 1. The map of “Jezierzycza River Valley” Landscape Park in the background of Poland and Lower Silesia Voivoidship maps

WYNIKI I DYSKUSJA

W analizowanych glebach Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy” stwierdzono niewielkie zróżnicowanie w obrębie grup granulometrycznych. Gleby te zostały wytworzone z piasków fluwioglacjalnych i aluwialnych, w związku z czym, pod względem kategorii ciężkości, zaklasyfikowano je do gleb bardzo lekkich. Całość badanego obszaru pokrywały utwory piaszczyste z dominacją piasków luźnych oraz słabogliniastych. Podobne wyniki uzyskali Kawałko i Kaszubkiewicz [2008].

Udział części szkieletowych (> 2 mm) w badanych glebach był nieznaczny i wahał się w przedziale od 0 do 17%. W częściach ziemistych badanych gleb dominowała frakcja piasku, której udział kształtował się na poziomie od 89 do 98%. Udział pozostałych frakcji był również niewielki, gdyż zawartość frakcji pyłowych mieściła się w przedziale od 1 do 6%, a części spławianych – od 1 do 7%.

Badania odczynu gleby wykazały, że można je zaliczyć do gleb silnie kwaśnych, kwaśnych i lekko kwaśnych, które są charakterystyczne dla terenów leśnych. Przyczyną takiej sytuacji jest obecność roślinności borowej na omawianych siedliskach [Kawałko i in. 2007] oraz oddziaływanie kwaśnych produktów rozkładu i humifikacji szczątków roślinnych nagromadzonych w poziomie A. Wartości pH_{KCl} badanych gleb mieściły się w granicach od 3,0 do 5,7, zaś pH_{H_2O} – w przedziale od 3,5 do 6,3, wzrastając wraz z głębokością w profilach glebowych (tab. 1).

Tab. 1. Odczyn i zasolenie badanych gleb

Tab. 1. The reaction and conductivity of investigated soils

Nr profilu	Poziom genetyczny	Głębokość poziomu [cm]	Odczyn		Zasolenie [mg KCl kg ⁻¹]
			H ₂ O	KCl	
1	O	2-0	4,9	4,3	no
	A	0-29	4,8	4,0	135,0
	Bv	29-40	5,5	4,7	256,5
	Bv/C	40-52	5,8	5,2	54,0
	Cgg	>52	6,3	5,7	54,0
2	O	3-0	5,0	4,3	no
	A	0-13	4,4	3,8	81,0
	Ees	13-18	4,4	3,8	81,0
	Bh	18-28	4,7	4,1	121,5
	Bfe	28-36	5,6	4,9	297,0
	Cgg	>36	6,0	5,5	81,0
3	O	3-0	4,9	4,1	no
	A	0-15	3,8	3,4	81,0
	Bv	15-23	4,6	4,0	216,0
	Bv/C	23-68	4,9	4,1	94,5
	Cgg	>68	5,6	5,0	94,5
4	O	4-0	4,5	3,8	no
	A/Ees	0-20	3,5	3,0	378,0
	Ees	20-32	4,5	3,7	81,0
	Bhfe	32-46	5,3	4,6	135,0
	Cgg	>46	5,7	5,1	135,0

Analiza konduktometryczna wykazała, iż wartości zasolenia w badanych glebach mieściły się w przedziale od 54,0 mg kg⁻¹ gleby (poziom Bv i Cgg, profil 1) do 378,0 mg kg⁻¹ gleby (poziom A/Ees, profil 4) – tab. 1. Tym samym we

wszystkich analizowanych profilach glebowych nie stwierdzono przekroczenia zasolenia typowego dla gleb niezasolonych (poniżej $600 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ gleby wg FA-O/za Jacksonem). Taka zawartość chlorku potasu nie wywołuje negatywnych reakcji u roślin i nie przyczynia się do pogorszenia ich wartości użytkowej.

Istotnym problemem dla Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy” jest nasilenie ruchu drogowego, co związane jest z przebiegiem drogi wojewódzkiej Wołów – Ścinawa przez obszar Parku. Droga ta stanowi potencjalne zagrożenie metalami ciężkimi dla środowiska glebowego [Obecna 2005]. Analizę wyników zawartości tych pierwiastków dokonano w oparciu o Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi, które pozwala zakwalifikować Park Krajobrazowy „Dolina Jezierzycy” do obszarów chronionych grupy A (tab. 2).

Tab. 2. Dopuszczalna zawartość wybranych metali ciężkich w glebach dla obszarów grupy A zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi
Tab. 2. The permissible content of chosen heavy metals in soils of A group areas according to Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi.

Cu	Pb	Zn	Ni
[$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$]			
30	50	100	35

Całkowita zawartość miedzi w badanych glebach mieściła się w granicach od $0,50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (poziom A, profil 2 i poziom Ees, profil 4) do $24,50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (poziom O, profil 4). Najwięcej Cu zgromadzone było w poziomach próchnicy nadkładowej badanych gleb i kształtowało się od $12,50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ w profilu 2 i 3 do $24,50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ w profilu 4 (tab. 3). W większości analizowanych gleb miedź kumuluje się w poziomach powierzchniowych, następnie jej zawartość maleje w głąb profilu glebowego, jak podają Skiba i in. [1994], Kabała i in. [1996] lub nie zmienia się we wszystkich poziomach genetycznych [Kawałko 2000].

Całkowita zawartość Pb kształtowała się w granicach od $2,0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (poziom Cgg, profil 4) do $21,70 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (poziom O, profil 4), przy czym w poziomach mineralnych jego ilość wynosiła od $2,0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (poziom Cgg, profil 4) do $17,70 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (poziom A, profil 1) – tab. 3. Zawartość ołowiu niemal we wszystkich omawianych profilach malała wraz z głębokością. Jak podaje literatura [Kabata-Pendias i Pendias 1999] dla większości gleb naturalna zawartość tego metalu nie powinna przekraczać 20 mg/kg . Takim wartościom odpowiada występowanie ołowiu w glebach Polski z obszarów niezanieczyszczonych.

Całkowita zawartość cynku mieściła się w granicach od $3,50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (poziom Ees, profil 4) do $11,50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (poziom A, profil 1). Największą zawar-

tość Zn w analizowanych glebach zaobserwowano w poziomach akumulacyjnych (profil 1 i 3) lub wzbogacania (profil 2).

W analizowanych glebach wartości niklu były niskie i zawierały się w przedziale od $2,0 \text{ mg kg}^{-1}$ (poziom Ees, profil 4) do $5,5 \text{ mg kg}^{-1}$ (poziom O w profilu 1 i 4) – tab. 3.

Tab. 3. Całkowita zawartość wybranych metali ciężkich w badanych glebach
Tab. 3. Total content of chosen heavy metals in investigated soils

Nr profilu	Poziom genetyczny	Głębokość poziomu [cm]	Cu	Pb	Zn	Ni
			[mg kg^{-1}]			
1	O	2-0	15,0	17,7	7,0	5,5
	A	0-29	8,0	17,7	11,5	3,5
	Bv	29-40	1,5	9,1	10,0	2,5
	Bv/C	40-52	1,5	8,7	8,5	3,5
	Cgg	>52	no	no	no	no
2	O	3-0	12,5	13,8	5,5	4,0
	A	0-13	0,5	11,8	8,0	3,0
	Ees	13-18	śląd	6,7	6,5	3,0
	Bh	18-28	1,5	7,5	8,5	4,0
	Bfe	28-36	no	5,1	8,0	4,5
	Cgg	>36	no	3,5	6,5	5,0
3	O	3-0	12,5	16,9	6,5	5,0
	A	0-15	2,5	7,9	9,5	2,5
	Bv	15-23	śląd	2,4	6,5	4,0
	Bv/C	23-68	no	1,6	4,0	2,5
	Cgg	>68	no	no	no	no
4	O	4-0	24,5	21,7	7,0	5,5
	A/Ees	0-20	no	5,5	4,0	3,0
	Ees	20-32	0,5	3,1	3,5	2,0
	Bhfe	32-46	no	3,5	6,0	4,5
	Cgg	>46	no	2,0	5,0	4,5

no – nieoznaczono

Na podstawie otrzymanych wyników nie stwierdzono przekroczenia analizowanych metali ciężkich w badanych glebach. Otrzymane wartości nie przekroczyły norm typowych dla gleb obszarów chronionych określonych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (tab. 2).

WNIOSKI

Z przeprowadzonych badań wynikają następujące wnioski:

- analizowane gleby należą do gleb lekkich ze względu na dominację frakcji piasku w ich składzie granulometrycznym;
- badane gleby charakteryzują się odczynem kwaśnym, co jest spowodowane zachodzącym procesem eluwialnym potęgowanym obecnością kwasów organicznych powstających podczas rozkładu i przemieszczania substancji organicznej;
- zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi analizowane gleby nie wykazały przekroczenia dopuszczalnych zawartości metali ciężkich;
- gleby południowo-zachodniej części Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy” należą do gleb niezasolonych według Klas zasolenia gleb FAO / za Jacksonem [1958].

LITERATURA

1. BOBROWICZ G.: *Tajniki naszych lasów*. Wyd. Dolnośląskie, Wrocław, 24-25, 2006
2. CZARNOWSKA K.: Wpływ skały macierzystej na zawartość metali ciężkich w glebach. Zesz. Prob. Post. Nauk Rol., 242, 51-60, 1983
3. DYREKTYWA 92/43/EEC w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory (Dz.Urz. WE L 206/7 z 21 maja 1992 r.)
4. GORLACH E., GAMBUŚ F.: *Potencjalne toksyczne pierwiastki śladowe w glebach*. Zesz. Prob. Post. Nauk Rol., 472, 275-296, 2000
5. JACKSON, M.L.: *Soil Chemical Analysis*. Prentice Hall. Inc., Englewood, NJ. 1958
6. JANKOWSKI W., CZEPIŃSKI J., ŚWIERKOSZ K.: *Dokumentacja projektowanego Parku Krajobrazowego Dolina Jezierzycy*. Dolnośląski Zarząd Parków Krajobrazowych, Wrocław: 1-43, 1992
7. KABAŁA C., KARCZEWSKA A., SZERSZEŃ L.: *Wstępne badania nad zawartością a pierwiastków śladowych w glebach Parku Narodowego Gór Stołowych*, Symp. Nauk. „Środowisko przyrodnicze PNGS”. Kudowa Zdrój, Wyd. „Szczeliniec”, 87-90, 1996
8. KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H.: *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. PWN, Warszawa, 1999
9. KAWAŁKO D.: *Skład i właściwości gleb wytworzonych z różnych skał macierzystych na terenie Ślezańskiego Parku Krajobrazowego, cz. I. Wła-*

- ściwości fizyczne. Zesz. Nauk. AR we Wrocławiu, Rolnictwo, 77, nr 396, 29-47, 2000
10. KAWAŁKO D., KASZUBKIEWICZ J., WOŹNICZKA P.: *Zawartość metali ciężkich w glebach wybranych siedlisk leśnych na terenie Parku Krajobrazowego Dolina Jezierzycy*. Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, IOŚ, Warszawa, 31: 23-27, 2007
 11. KAWAŁKO D., KASZUBKIEWICZ J.: *Właściwości gleb wybranych siedlisk leśnych na terenie Parku Krajobrazowego Dolina Jezierzycy*. Rocz. Glebozn., 59, nr 3/4, 2008
 12. KOŁODZIEJCZYK K., KAWAŁKO D.: *Wybrane właściwości gleb pod lasami grądowymi na terenie Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy”*. Rocz. Glebozn., 61, nr 1: 52-59, 2010
 13. MATUSZKIEWICZ J. M.: *Zespoły leśne Polski*. PWN, Warszawa, 170-191, 2007
 14. OBECNA A.: *Stan środowiska przyrodniczego ze szczególnym uwzględnieniem rezerwatów przyrody na terenie Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy”*. Praca magisterska wykonana pod kierunkiem dr inż. D. Kawałko w Instytucie Geboznawstwa i Ochrony Środowiska (maszynopis): 1-79, 2005
 15. RĄKOWSKI G. I INNI: *Parki Krajobrazowe w Polsce*. IOŚ, Warszawa, 1-196, 2002
 16. SKIBA S., DREWNIK B., SZMUC R.: *Metale ciężkie w glebach wybranych rejonów Karkonoszy*. II Konferencja „Karkonoskie badania ekologiczne”. Ofic. Wyd. IE PAN, Dziekanów Leśny, 125-135, 1994
 17. ROZPORZĄDZENIE MINISTRA ŚRODOWISKA w sprawie standardów jakości gleby i standardów jakości ziemi z dnia 9 września 2002 r. (Dz.U. 2002 nr 165, poz. 1359)

THE CONTENT OF CHOSEN HEAVY METALS AND CONDUCTIVITY IN SOILS UNDER FORESTS OF JEZIERZYCA RIVER VALLEY LANDSCAPE PARK

S u m m a r y

Soils under forests with association Galio Sylvatici-Carpinetum of Jezierzycy River Valley Landscape Park were investigated. Soil samples were collected from all genetic horizons. The content of heavy metals (Cu, Pb, Zn, Ni, Fe, Mn) was compared with Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi. According to this regulation, in most of analysed soil samples the heavy metal content was at the natural level

and did not exceed permissive dose. Soil samples were also analysed at angle of soil conductivity. Soil conductivity was typical for unsalted soils.

Key words: *Galio Sylvatici-Carpinetum* forests, heavy metals, soil conductivity, “Jezierzycza River Valley” Landscape Park

Praca współfinansowana przez Unię Europejską ze środków Europejskiego Funduszu Społecznego w ramach projektu systemowego pn.: „Przedsiębiorczy doktorant – inwestycja w innowacyjny rozwój regionu” (*Program Operacyjny Kapitał Ludzki, Priorytet VIII Regionalne Kadry Gospodarki, Działanie 8.2 Transfer Wiedzy, Poddziałania 8.2.2 Regionalne Strategie Innowacji*).



KAPITAŁ LUDZKI
NARODOWA STRATEGIA SPÓJNOŚCI



DOLNY
ŚLĄSK



UNIA EUROPEJSKA
EUROPEJSKI FUNDUSZ
SPOŁECZNY

IRENEUSZ NOWOGOŃSKI*, DARIUSZ KUCZYŃSKI**

**ANALIZA HYDRAULICZNA ISTNIEJĄCEJ SIECI
WODOCIĄGOWEJ GMINY I MIASTA CYBINKA ZASILANEJ
Z TRZECH NIEZALEŻNYCH UJĘĆ WÓD PODZIEMNYCH**

Streszczenie

W pracy zaprezentowano przykład wykorzystania modelu komputerowego do oceny istniejących systemów zaopatrzenia w wodę. Model przygotowano przy użyciu programu Epanet. Stwierdzono brak konsekwencji we wdrażaniu nowych elementów systemu. Brak gruntownej analizy konsekwencji wykonywanej przebudowy systemu prowadzi do wykonywania nieuzasadnionych elementów i obiektów sieciowych.

Słowa kluczowe: symulacja, system zaopatrzenia w wodę

WSTĘP

Zgodnie z obowiązującym stanem prawnym, jednostki samorządu terytorialnego mają obowiązek zabezpieczenia dostaw wody do celów bytowo-gospodarczych dla mieszkańców gminy. Wiąże się to z konsekwentną i technicznie uzasadnioną modernizacją systemu zaopatrzenia w wodę oraz dopasowywaniem jego możliwości do potrzeb użytkowników.

W przypadku gminy Cybinka pierwszy etap powstawania systemu zaopatrzenia w wodę, zakończony w latach 90-tych, obejmował miejscowość Białków, Grzmiąca oraz miasto Cybinka. System był zasilany z ujęcia wody w Białkowie. Pozostali mieszkańcy korzystali z indywidualnych ujęć wody. W roku 2005 została przyłączona miejscowość Sądów. Już na tym etapie rozbudowy pojawiły się symptomy problemów związanych z możliwością zapewnienia dostawy wody o odpowiednim ciśnieniu i w odpowiedniej ilości. Podjęte działania, polegające na włączeniu do systemu wodociągowego ujęcia wody w Bieganowie, chwilowo rozwiązały problem ilości wody, aczkolwiek pominięto nie mniej

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Sieci i Instalacji Sanitarnych

** Urząd Gminy w Cybince

istotny problem związany z wysokością ciśnienia w sieci. Po zaobserwowaniu objawów, a następnie rozpoznaniu problemu, podjęto decyzję o rozdzieleniu zasuwami na sieci wodociągowej na terenie miasta Cybinka i wyodrębnieniu dwu niezależnych systemów wodociągowych.

W roku 2007 do systemu zaopatrzenia w wodę dołączono miejscowość Rybojedzko, zlokalizowaną w zachodniej części gminy – Dolinie Uradzkiej – która jest najniżej położonym obszarem gminy. W ten sposób rozwiązano kwestię dostawy wody do miejscowości, ale w konsekwencji pojawiły się częste rozszczelnienia sieci i instalacji wewnętrznych spowodowane zbyt wysokim ciśnieniem w rurociągach. Podjęta w 2008 roku decyzja o włączeniu do systemu ujęcia wody w Drzeniowie oraz świadomość konsekwencji tej modyfikacji, wymusiła podjęcie działań, zmierzających do przeprowadzenia kompleksowej analizy systemu pod względem hydraulicznym.

CHARAKTERYSTYKA OBIEKTU BADAŃ

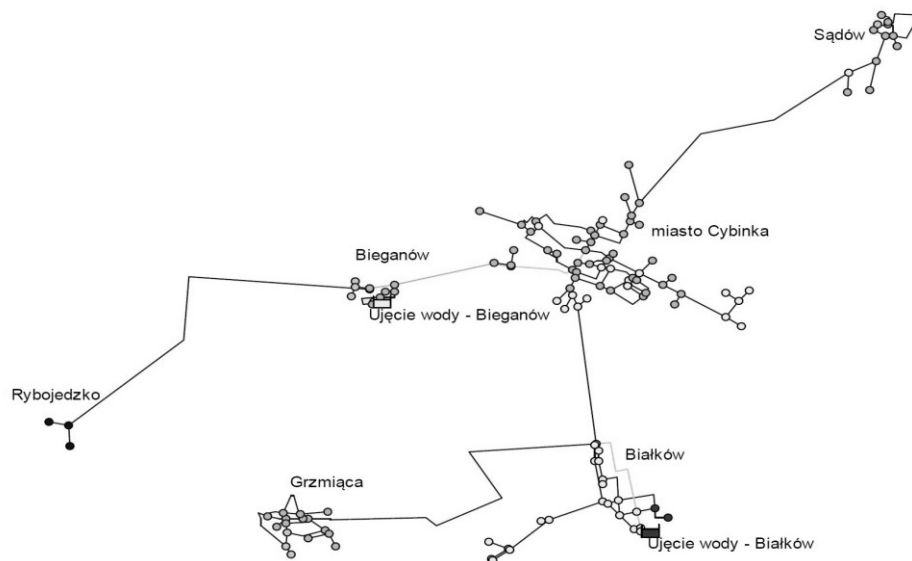
Obiektem badawczym jest obszar Gminy Cybinka – gminy o statusie miejsko-wiejskim, położonej w powiecie słubickim, województwo lubuskie. Miasto i gmina Cybinka leży w zachodniej części województwa lubuskiego i przylega od zachodu do granicy państwa przebiegającej na rzece Odrze. Podstawowe dane na temat liczby ludności, powierzchni i struktury administracyjnej gminy Cybinka przedstawia tabela 1. System zbiorowego zaopatrzenia gminy w wodę jest bardzo rozwinięty i według ankiety z 2003 r. zaopatruje 94% mieszkańców.

Tab. 1. Podstawowe informacje o gminie Cybinka [Studium 2007]

Tab. 1. Basic informations about commune Cybinka [Studium 2007]

Lp.	Wyszczególnienie	Wartość liczbowa
1	Powierzchnia w km ²	279,72
2	Liczba mieszkańców	7114
3	Gęstość zaludnienia na km ²	25,5
4	Powierzchnia lasów km ²	162,2
5	Liczba sołectw	12
6	Liczba miejscowości	16

Gmina jest zaopatrywana w wodę z 9 głębinowych ujęć wód podziemnych (19 studni), o głębokościach w zakresie od 18 m do 60 m, spośród których 8 powiązано ze stacjami uzdatniania wody.



Rys. 1. Schemat analizowanej sieci wodociągowej – stan istniejący
 Fig. 1. Analysed water pipe network – existing state

Miasto Cybinka przed modernizacją (rys. 1) było zasilane przede wszystkim z ujęć w Białkowie i Bieganowie.

Ujęcie wody w Białkowie

Stacja uzdatniania wody wraz z ujęciem wody położona jest w południowej części Białkowa w odległości około 200 m od najbliższych zabudowań. Na terenie obiektu znajdują się 3 studnie ujęciowe. Zasoby eksploatacyjne ujęcia wody w Białkowie zostały ustalone dla wydajności $Q_e=138 \text{ m}^3/\text{h}$ przy depresji $S_e=2,4 \text{ m}$.

Ujęcie wody w Bieganowie

Stacja uzdatniania wody wraz z ujęciem wody położona jest w południowej części Bieganowa w odległości 100 m od najbliższych zabudowań. Na terenie obiektu znajduje się 5 studni ujęciowych. Zasoby eksploatacyjne ujęcia wody w Bieganowie zostały ustalone dla wydajności $Q_e=90 \text{ m}^3/\text{h}$ przy depresji $S_e=3,2 \text{ m}$.

Ujęcie wody w Drzeniowie

Stacja uzdatniania wody położona jest w zachodniej części Drzeniowa w odległości 60 m od najbliższych zabudowań. Na terenie obiektu znajdują się dwie studnie ujęciowe w odległości 16 m od siebie. Zasoby eksploatacyjne ujęcia wody w Drzeniowie zostały zatwierdzone dla wielkości $Q_e=48,0 \text{ m}^3/\text{h}$ przy leju depresyjnym $S_e=2,1 \text{ m}$.

METODYKA OBLICZEŃ

Wszystkie obliczenia hydrauliczne wykonano przy użyciu programu EPA-NET 2.0 autorstwa agencji rządowej U.S. Environmental Protection Agency. Do określenia strat hydraulicznych [Kwietniewski i in. 1998, Rossman 2000] wybrano formułę Darcy – Weisbach’a w postaci:

$$H_L = \lambda \frac{L}{d} \times \frac{v^2}{2g}$$

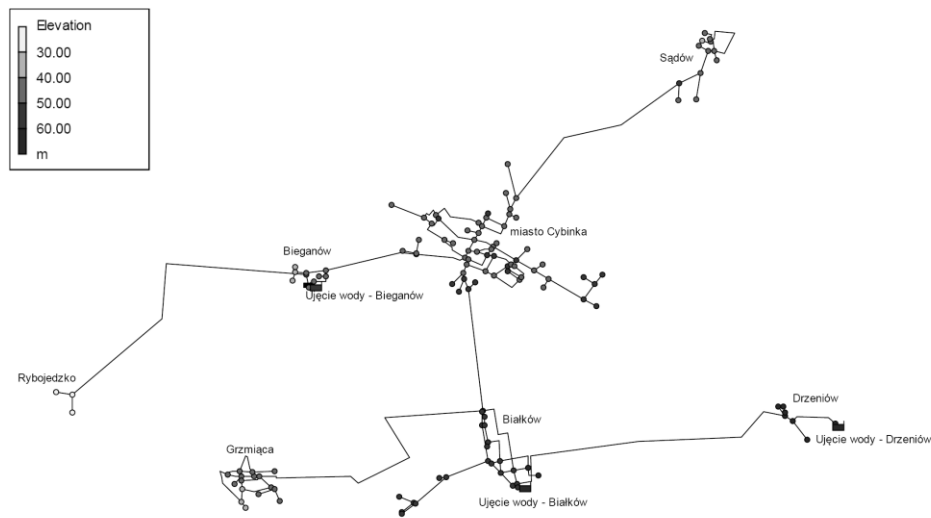
gdzie:

- H_L – straty ciśnienia statycznego w przewodach o przekrojach kołowych,
- λ – bezwymiarowy współczynnik oporów przepływu,
- L – długość przewodu,
- d – średnica przewodu,
- v – prędkość średnia płynu w przewodzie,
- g – przyspieszenie ziemskie.

WYNIKI ANALIZY STANU SYSTEMU PO ROZBUDOWIE

Rozbudowa istniejącej sieci wodociągowej obejmuje włączenie do systemu wodociągowego gminy Cybinka sieci wodociągowej miejscowości Drzeniów wraz z ujęciem wody w Drzeniowie. Graf rozbudowanej sieci przedstawiono na rys. 2. Sieć wodociągowa miejscowości Drzeniów została połączona rurociągiem magistralnym $\phi 160$ mm z miejscowością Białków, gdzie została włączona do rurociągu magistralnego $\phi 280$ mm zasilającego pozostałą część sieci wodociągowej. Ujęcie wody w Białkowie posiada największą wydajność $Q_e = 138,0$ m³/h i przeprowadzenie jakiegokolwiek remontu, bądź konserwacji urządzeń technologicznych wymaga wprowadzania okresowych przerw w dostawie wody. Włączenie do systemu wodociągowego ujęcia wody w Drzeniowie o wydajności $Q_e = 48,0$ m³/h przy funkcjonującym obecnie ujęciu wody w Bieganowie o wydajności $Q_e = 90$ m³/h zagwarantuje ciągłość dostaw wody, nawet przy zatrzymaniu pracy największego ujęcia w Białkowie.

Miejscowość Drzeniów jest najwyżej położoną miejscowością na terenie gminy Cybinka, co pozornie jest bardzo korzystne (niskie nakłady inwestycyjne i eksploatacyjne pracy ujęcia wody w Drzeniowie). Znaczna różnica rzędnych terenu dochodząca do 60 m n.p.m. ma bezpośredni wpływ na występowanie zbyt wysokiego ciśnienia wody w rurociągach.



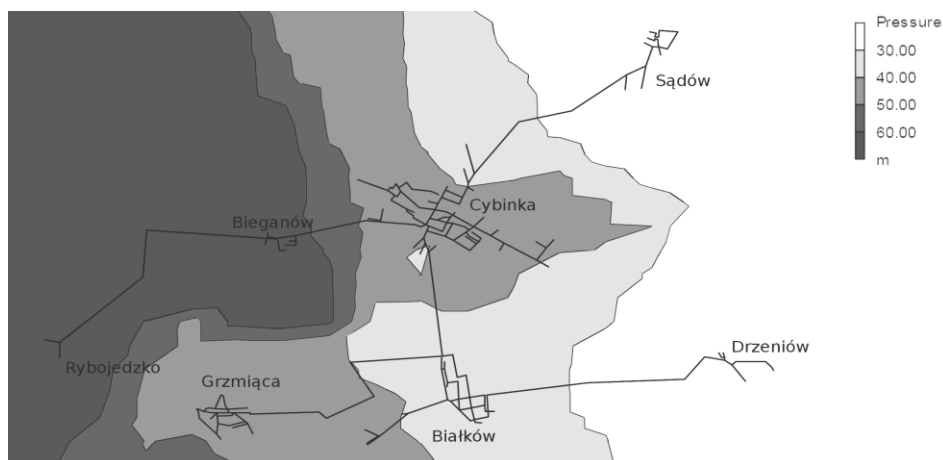
Rys. 2. Schemat sieci po rozbudowie - rzędne terenu
 Fig. 2. Enlarged water pipe network - elevations

Przeprowadzone obliczenia dla rozbioru maksymalnego po włączeniu ujęcia wody w Drzeniowie wykazały wzrost ciśnienia w węzłach we wszystkich miejscowościach:

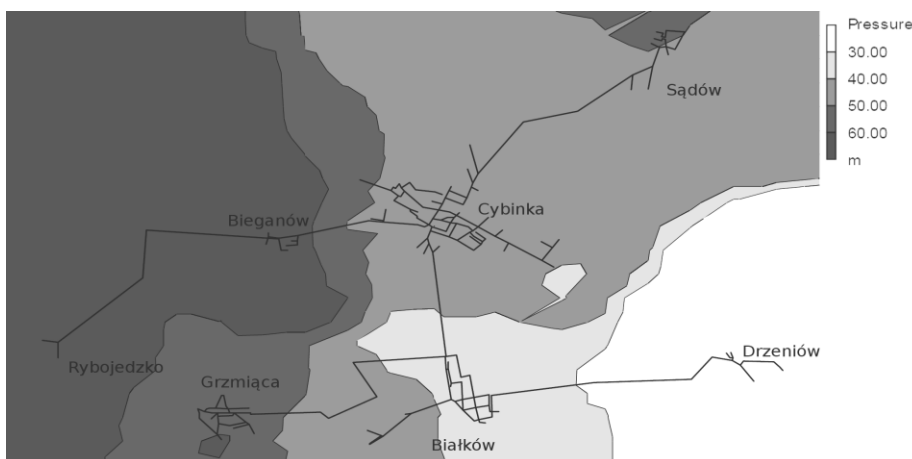
- a) Białków – od 0,2 MPa do 0,4 MPa;
- b) Grzmiąca – od 0,4 MPa do 0,6 MPa;
- c) Cybinka – od 0,4 MPa do 0,5 MPa;
- d) Sądów – od 0,2 MPa do 0,4 MPa;
- e) Bieganów – od 0,5 MPa do 0,6 MPa i przekraczające 0,6 MPa;
- f) Rybojedzko – powyżej 0,6 MPa.

Minimalny rozbiór wody powoduje znaczny wzrost ciśnienia na całej sieci jest znacznie większe – Bieganów, Rybojedzko, część Grzmiącej są miejscami gdzie przekroczona jest granica 0,6 MPa.

Podczas maksymalnego i minimalnego rozbioru zaobserwować można obniżenie ciśnienia wody w miejscowości Drzeniów – do 0,18 MPa, co wskazuje na możliwość wystąpienia niedoborów ciśnienia rozporządzalnego na wyższych kondygnacjach w budynkach wielorodzinnych na terenie Drzeniowa. Wyniki symulacji przedstawiono na rysunkach 3 i 4.



Rys. 3. Wyniki obliczeń ciśnienia w węzłach - rozbiory maksymalne
Fig. 3. Simulated pressures in junctions – maximum demands



Rys. 4. Wyniki obliczeń ciśnienia w węzłach - rozbiory minimalne
Fig. 4. Simulated pressures in junctions – minimum demands

WNIOSKI WYNIKAJĄCE Z OBLICZEŃ HYDRAULICZNYCH

Przeprowadzone obliczenia i symulacja hydrauliczna pracy sieci wodociągowej umożliwiły wskazanie lokalizacji niezbędnych do zachowania prawidłowych warunków ciśnienia zaworów regulacyjnych. Uzyskane rezultaty wskazują na konieczność montażu zestawu pompowego do podniesienia ciśnienia wody na ujęciu wody w Drzeniowie. Obecny układ – pompy głębinowe tłoczące wodę do zbiornika magazynowego o pojemności $V_{\text{użytk}} = 90 \text{ m}^3$, przy obecnej

konstrukcji zbiornika i jego położeniu, nie gwarantuje dostatecznego ciśnienia wody na wyższych kondygnacjach budynków wielorodzinnych w Drzeniowie.

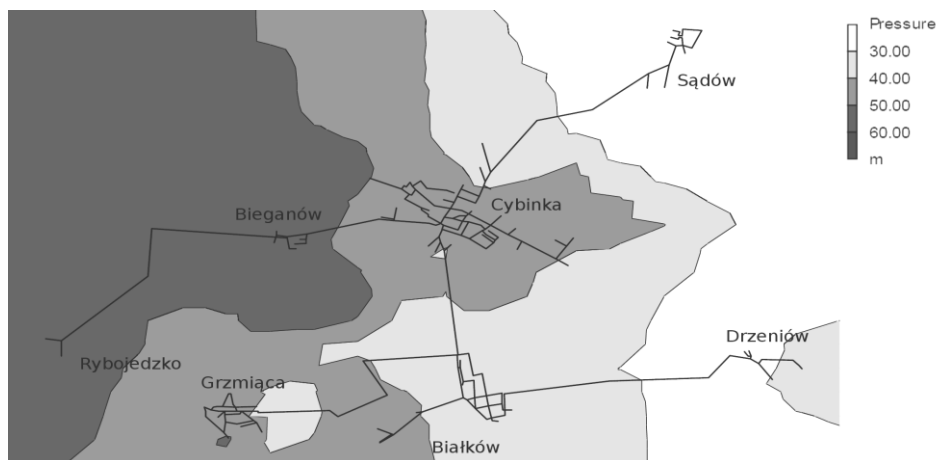
Uwzględniając wydajność ujęcia wody w Drzeniowie $Q_e = 48 \text{ m}^3/\text{h}$ oraz niezbędną maksymalną wysokość podnoszenia około 30 m, dobrano pompę o wydajności $36 \text{ m}^3/\text{h}$ oraz wysokości podnoszenia 29 m.

WYNIKI ANALIZY STANU PO ROZBUDOWIE PO UWZGLĘDNIENIU REGULACJI HYDRAULICZNEJ

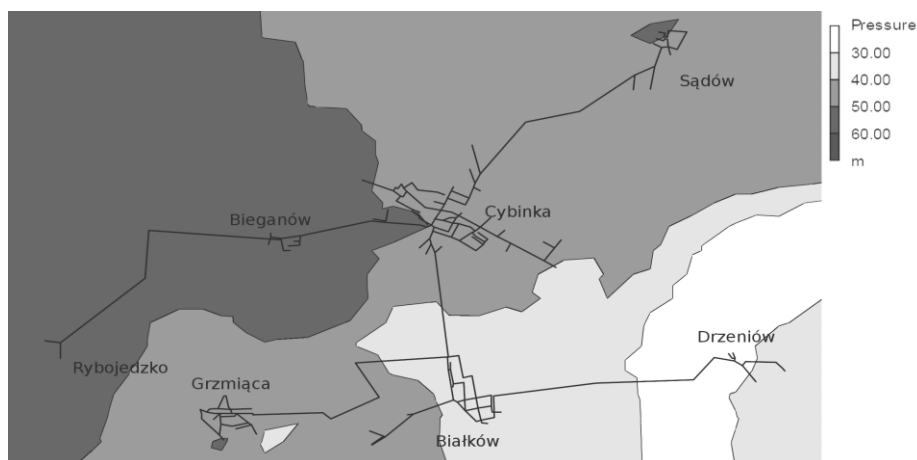
Analiza hydrauliczna stanu docelowego sieci wodociągowej, obejmującego montaż armatury regulacyjnej, regulację, montaż zestawu pomp sieciowych na ujęciu wody w Drzeniowie potwierdziła trafność zastosowanych rozwiązań.

Dla poniższych odcinków dobrano następujące zawory regulacyjne ciśnienia:

- a) Bieganów – odcinek 8 – 107 – nastawa 0,4 MPa,
- b) Bieganów – odcinek 4 – 105 – nastawa 0,4 – 0,55 MPa,
- c) Bieganów – odcinek 11 – 135 – nastawa 0,5 MPa,
- d) Grzmiąca – odcinek 110 – 120 – nastawa 0,4 MPa,
- e) Cybinka – odcinek 60 – 144 – nastawa 0,6 MPa,
- f) Cybinka – odcinek 19 – 141 – nastawa 0,6 MPa,
- g) Cybinka – odcinek 19 – 143 – nastawa 0,6 MPa,
- h) Cybinka – odcinek 15 – 139 – nastawa 0,5 MPa.

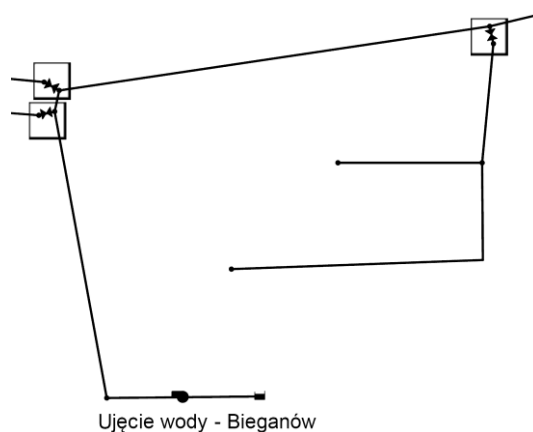


Rys. 5. Ciśnienia w węzłach - rozbiory maksymalne z zaworami regulacyjnymi
Fig. 5. Pressures in junctions – maksimum demands – with regulation valves

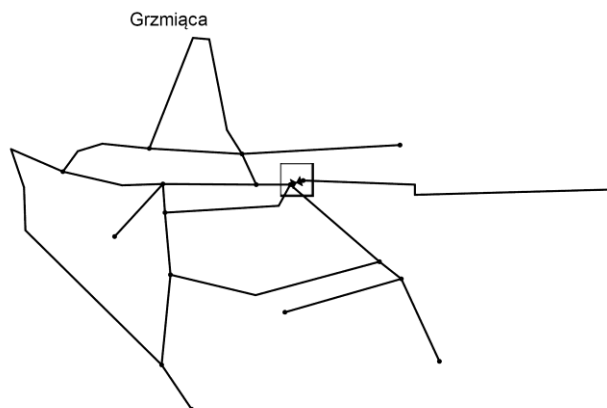


Rys. 6. Ciśnienia w węzłach - rozbiory minimalne z zaworami regulacyjnymi
 Fig. 6. Pressures in junctions – minimum demands – with regulation valves

Zastosowanie zaworów regulacyjnych, przy odpowiednio dobranych nastawach umożliwiło stabilizację ciśnienia w sieci wodociągowej, zarówno podczas maksymalnego, jak i minimalnego rozbioru. W większości węzłów udało się osiągnąć ciśnienie w zakresie od 0,4 MPa do 0,5 MPa. Sporadycznie występuje ciśnienie powyżej 0,5 MPa, ale z uwagi na nie przekraczanie wartości 0,6 MPa nie ma konieczności stosowania w tych węzłach armatury regulującej ciśnienie. W postaci graficznej wyniki symulacji przedstawiono na rysunkach 5 i 6. Lokalizację zaworów regulacyjnych przedstawiono na rysunkach 7, 8 i 9.



Rys. 7. Bieganów – miejsca montażu zaworów regulujących ciśnienie
 Fig. 7. Bieganów – pressure regulation valves location



Rys. 8. Grzmiąca – miejsca montażu zaworów regulujących ciśnienie
Fig. 8. Grzmiąca – pressure regulation valves location



Rys. 9. Cybinka – miejsca montażu zaworów regulujących ciśnienie
Fig. 9. Cybinka - pressure regulation valves location

ANALIZA WYNIKÓW

Gmina Cybinka, jako jednostka samorządu terytorialnego realizująca ustawowy obowiązek zapewnienia dostawy wody na terenie gminy, jak większość jednostek samorządowych na terenie kraju boryka się z problemami finansowymi. W efekcie podejmowane są decyzje doraźne, a nie kompleksowe. Od momentu rozpoczęcia budowy sieci wodociągowej nigdy nie była przeprowadzona szczegółowa analiza hydrauliczna sieci wodociągowej, uwzględniająca etapowość budowy sieci oraz specyfikę zabudowy gminy.

Pierwotny projekt budowlany sieci wodociągowej przewidywał kompleksową budowę sieci rozdzielczej i magistralnej, oraz jednocześnie zasilanie z trzech ujęć wody bez uwzględnienia konieczności regulacji ciśnienia, przepływu czy jakiegokolwiek regulacji parametrów pracy sieci.

W konsekwencji doszło do sytuacji, kiedy inwestor realizując poszczególne etapy budowy, dostrzegł pewne nieprawidłowości w funkcjonowaniu sieci wodociągowej, polegające na nagłych wzrostach lub spadkach ciśnienia wody w rurociągach, powodujących przerwy w dostawie wody lub uszkodzenia armatury czerpalnej. Powyższa sytuacja oraz rzetelna analiza finansowa funkcjonowania budowanego systemu zaopatrzenia w wodę wykazały jednoznacznie, iż doraźne działania w większości przypadków generują dodatkowe koszty inwestycyjno – eksploatacyjne. Sytuacja wymusiła podjęcie decyzji o przeprowadzeniu kompleksowej analizy stanu istniejącego oraz docelowego, w celu oszacowania optymalnych rozwiązań technicznych pozwalających na zakończenie procesu inwestycyjnego bez wdrażania kosztownych rozwiązań tymczasowych.

Pierwszym krokiem było przeprowadzenie analizy hydraulicznej sieci wodociągowej. W oparciu o dostępne informacje o istniejącym systemie wodociągowym opracowano model systemu przy użyciu programu Epanet. Model umożliwił przeprowadzenie symulacji pracy sieci wodociągowej w rozmaitych stanach eksploatacyjnych i awaryjnych, co umożliwiło weryfikację planów rozbudowy sieci wodociągowej, umożliwiając tym samym uniknięcie zbędnych wydatków inwestycyjnych.

Dysponując tym materiałem, inwestor, czyli Gmina Cybinka może w następnej kolejności podjąć właściwe decyzje o dalszych kierunkach działań inwestycyjnych w zakresie systemu zaopatrzenia w wodę. Jako jednostka samorządu terytorialnego wydająca tzw. „publiczne pieniądze” jest tym bardziej zobligowana do racjonalnego ich wykorzystania.

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Przeprowadzony szereg analiz wymagał zebrania informacji dotyczących liczby ludności, gęstości zabudowy, rozbioru wody w poszczególnych miejscowościach, ukształtowania terenu oraz danych charakteryzujących ujęcia wody i stacje uzdatniania.

Dane wejściowe, na podstawie których został sporządzony bilans zapotrzebowania na wodę [Kwietniewski i in. 1998], oraz rozkład godzinowy stanowiły podstawę do dalszych analiz.

Szereg przeprowadzonych symulacji pracy sieci wodociągowej umożliwił m.in. dość precyzyjnie określenie niezbędnych potrzeb inwestycyjnych, koniecznych do utrzymania ściśle określonych parametrów pracy sieci wodociągowej, takich jak np. ciśnienie wody.

Podsumowując, zrealizowane analizy i symulacje pozwoliły na uzyskanie następujących wniosków:

1. Włączenie do istniejącego systemu zaopatrzenia w wodę zasilanego z ujęć w Bieganowie i Białkowie, ujęcia wody w Drzeniowie, jest niezbędne do zapewnienia odpowiedniej ilości wody o odpowiednim ciśnieniu, w celu utrzymania ciągłości dostaw wody w trakcie wystąpienia różnych, również niekorzystnych dla sieci wodociągowej warunków pracy, takich jak awaria ujęcia wody.
2. Planowany przez dostawcę wody zamiar inwestycyjny, polegający na budowie przy ujęciu wody w Drzeniowie zbiornika magazynowego o pojemności użytkowej 90 m^3 , jest niewystarczający i nie gwarantuje dostawy wody o odpowiednim ciśnieniu w miejscowości Drzeniów. Konieczne jest rozważenie montażu na ujęciu wody w Drzeniowie zestawu do podnoszenia ciśnienia wody o minimalnych parametrach – wydajność $36 \text{ m}^3/\text{h}$ i wysokość podnoszenia 29 m.
3. Włączenie do istniejącego systemu zaopatrzenia w wodę, ujęcia wody w Drzeniowie wyposażonego w zestaw pompowy do podnoszenia ciśnienia wody, zapewni odpowiednią ilość wody o odpowiednim ciśnieniu w całej sieci wodociągowej, pod warunkiem wyposażenia jej w armaturę regulującą ciśnienie wody w sieci w następujących miejscach:
 - cztery zawory regulujące ciśnienie w Cybince;
 - trzy zawory regulujące ciśnienie w Bieganowie;
 - jeden zawór regulujący ciśnienie w Grzmiącej.

Zrealizowanie powyższych zadań zagwarantuje stabilną i optymalną pracę sieci wodociągowej na terenie gminy Cybinka, w zakresie ciśnienia od 0,2 MPa do 0,6 MPa, zarówno w trakcie godzin minimalnego rozbioru wody, jak i godzin maksymalnego rozbioru wody, zapewniając tym samym nieprzerwaną ciągłość dostawy wody do gospodarstw domowych i zakładów pracy na terenie gminy Cybinka.

LITERATURA

1. KWIETNIEWSKI M., OLSZEWSKI W., OSUCH – PAJDZIŃSKA E.: *Projektowanie elementów systemu zaopatrzenia w wodę*. Wyd. Oficyna Politechniki Warszawskiej 1998
2. ROSSMAN L.A. – *Epanet 2. User's Manual*, Cincinnati, US EPA 2000
3. *Studium zagospodarowania Gminy Cybinka, Cybinka 2007*

HYDRAULIC ANALYSIS OF WORKING WATER PIPE NETWORK IN CITY AND COMMUNE CYBINKA WITH THREE AUTONOMOUS GROUNDWATER INTAKES

S u m m a r y

An example of using computer model in evaluating existing water distribution system was presented. The model was prepared using Epanet software. Inconsistents in initiations of new system elements were identified. Initiations of system redevelopment without detailed analysis is connected with realizations of unjustified network elements and structures.

Key words: simulation, water distribution system

EWA OGIOŁDA*, ANNA GNIEWOSZ**

SYSTEM ZAOPATRZENIA W WODĘ W GMINIE KOTLA

Streszczenie

Systemy zaopatrzenia w wodę są kosztownymi inwestycjami – istotne jest zatem zaprojektowanie i eksploataowanie ich w taki sposób, aby pracowały niezawodnie przez długi czas. W artykule poddano analizie zmiany parametrów pracy istniejącego systemu wynikające ze zmian zużycia wody i rozbudowy sieci.

Słowa kluczowe: system zaopatrzenia w wodę, obliczenia hydrauliczne

WSTĘP

W prawidłowo zaprojektowanym systemie wodociągowym powinna odbywać się dostawa wody o odpowiedniej jakości, w wymaganej ilości, pod odpowiednim ciśnieniem [Denczew i Królikowski 2002]. Zgodnie z Ustawą z 7 czerwca 2001 roku o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i odprowadzaniu ścieków (tekst jednolity z 2006 roku, Dz. U. Nr 123, poz. 858 z późn. zm.) zaopatrzenie w wodę jest zadaniem gminy. Na podstawie Uchwały nr XXXII/204/02 Rady Gminy Kotla z dnia 8 października 2002 r. w sprawie uchwalenia „Regulaminu dostarczania wody i odprowadzania ścieków” Urząd Gminy Kotla prowadzi działalność gospodarczą w zakresie zbiorowego zaopatrzenia w wodę i zbiorowego odprowadzania ścieków na terenie gminy Kotla.

Z sieci wodociągowej w gminie Kotla korzysta 90% mieszkańców; ujęcia wody bazują na zasobach wód podziemnych. Sieć wodociągowa, której łączna długość wynosi ok. 57 km, budowana była na terenie gminy etapowo, co ma wpływ na zróżnicowanie zastosowanego materiału i wiek poszczególnych od-cinków.

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska

** Urząd Gminy w Kotli

CHARAKTERYSTYKA TERENU BADAŃ - GMINA KOTLA

Gmina Kotla położona jest w północnej części województwa dolnośląskiego; rzędne terenu na tym obszarze wahają się od 68,2 m n.p.m. (obszar położony wzdłuż koryta rzeki Odry na wysokości wsi Dorzecze) do 100,1 m n.p.m. (teren w północnej części gminy położony na północny – zachód od wsi Krążkówko). Powierzchnia obszaru gminy wynosi 127,75 km², co stanowi około 29% powierzchni powiatu głogowskiego oraz niespełna 1% powierzchni województwa dolnośląskiego (rys. 1).



Rys. 1. Lokalizacja gminy Kotla

Fig. 1. Localisation of Kotla community

Na przestrzeni minionych 60 lat obserwowany jest stały spadek liczby ludności gminy, który spowodowany został między innymi całkowitą likwidacją wsi Bogomice, położonej w strefie uciążliwości Huty Miedzi. Tendencja spadkowa z lat 70-tych i początku 80-tych XX wieku była charakterystyczna dla większości wsi w byłym województwie legnickim. Głównym powodem były migracje do dynamicznie rozwijających się pobliskich miast (Lubin, Polkowice, Głogów) w związku z budową Legnicko – Głogowskiego Okręgu Miedziowego. Począwszy od 1985 roku, liczba ludności gminy ustabilizowała się na poziomie od 4000 do 4300 mieszkańców, a 31 grudnia 2009 roku liczyła 4235 mieszkańców – na 1 km² powierzchni gminy przypadało 33 mieszkańców; współczynnik występujący w gminie Kotla jest charakterystyczny dla gmin wiejskich o niewielkiej liczbie ludności. Gmina Kotla jest typową gminą wiejską o zabudowie zagrodowej, na jej terenie nie ma zakładów produkcyjnych [Gmina Kotla 2008].

CHARAKTERYSTYKA SYSTEMU ZAOPATRZENIA W WODĘ W GMINIE KOTLA

Zaopatrzenie w wodę na terenie gminy Kotla realizowane jest przez trzy niezależne podsystemy: z ujęcia w Kotli, w Chociemyśli i w Serbach [Gniewosz 2010].

I. System „SUW Kotla”

Wodociąg Kotla zaopatruje w wodę dwie miejscowości - Kotłę i Grochowice – łącznie 499 odbiorców; roczna produkcja wody w 2009 roku wyniosła 97786 m³.

Woda na cele wodociągowe pobierana jest z utworów trzeciorzędowych zalegających na głębokości 64-99 m p.p.t. Od powierzchni warstwa wodonośna jest dobrze izolowana prawie 30-metrową warstwą ilów pstrych i szarych zalegających na głębokości 25-55 m p.p.t. Warstwa wodonośna kontaktuje się bezpośrednio z warstwą węgla brunatnego zalegającego na głębokości 55-62 m p.p.t.

Wybudowana w 1978 roku Stacja Uzdatniania Wody w Kotli bazuje na ujęciu wody, w skład którego wchodzi dwie eksploatowane przemiennie studnie o zatwierdzonych zasobach eksploatacyjnych kat. „B”, o następujących parametrach:

- nr 1 – o głębokości 80 m, wydajności $Q = 78 \text{ m}^3/\text{h}$ przy depresji $s = 11,0 \text{ m}$,
- nr 2 – o głębokości 78 m, wydajności eksploatacyjnej $Q = 34 \text{ m}^3/\text{h}$ przy depresji $s = 5,30 \text{ m}$, w ilości $Q_{d \max} = 634 \text{ m}^3/\text{d}$.
- Długość sieci wodociągowej to 22 100 m w tym:
 - 1 500 m – rury azbestowe – wybudowana w roku 1978,
 - 8 566 m – rury stalowe, rury PCV, rury żeliwne, wybudowana w 1978 roku,
 - 1 333 m – rury PEHD – wybudowana w roku 2000,
 - 9 614 m – rury PEHD – sieć Grochowice, wybudowane w 2001 roku.

II. System „SUW Chociemyśl”

System zaopatruje w wodę mieszkańców następujących miejscowości: Chociemyśl, Kozie Doły, Zabiele, Skidniów, Dorzecze, Pękoszów, Ceber, Moszowice, Głogówko i Kulów - łącznie 522 odbiorców. Roczna produkcja wody 2009 roku wyniosła 97786 m³.

Woda na cele wodociągowe pobierana jest z utworów czwartorzędowych zalegających na głębokości 34 m p.p.t. Warstwa o swobodnym zwierciadle stabilizującym się na głębokości 1,8 m p.p.t. Łączna miąższość warstwy nawodnionych piasków i żwirów wynosi ok. 36-38 m.

Wybudowana w 1987 roku Stacja Uzdatniania Wody w Chociemyśli bazuje na ujęciu wody, w skład którego wchodzi dwie eksploatowane przemiennie studnie o zatwierdzonych zasobach eksploatacyjnych kat. „B” i parametrach:

- nr 1 – o głębokości 39 m, wydajności eksploatacyjnej $Q = 90 \text{ m}^3/\text{h}$ przy depresji $s = 3,5 \text{ m}$,

- nr 2 – o głębokości 39,5 m, wydajności eksploatacyjnej $Q = 90 \text{ m}^3/\text{h}$ przy depresji $s = 3,2 \text{ m}$.
Długość sieci wodociągowej to 45 100 m, w tym:
- 10 871 m – rury PCV – wybudowana w roku 1987,
- 7 756 m – rury PE – wybudowana w 1995 roku,
- 7 859 m – rury PEHD – wybudowana w roku 2000,
- 18 614 m – rury PEHD – wybudowana w roku 2001 roku.

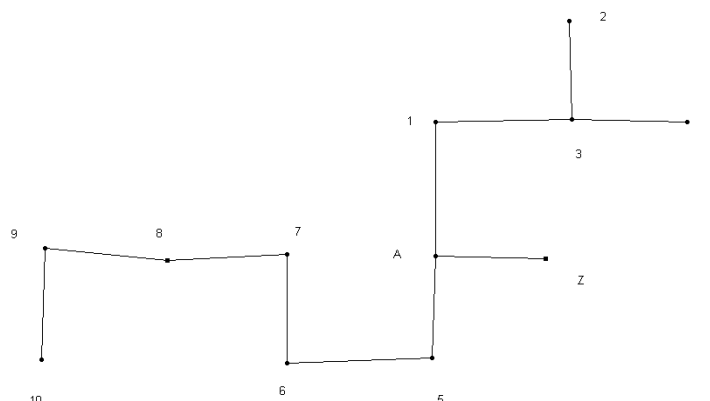
III. System „Ujęcie Serby”

Z ujęcia Serby (gmina Głogów) zaopatrywani są mieszkańcy miejscowości Sobczyce i Krzekotówek. Sieć o długości 10 760 m dostarcza wodę do 117 odbiorców, łączna ilość zakupionej wody w 2009 roku to 12 388 m^3 .

OBLICZENIA HYDRAULICZNE SIECI WODOCIĄGOWEJ

Przy pomocy programu EPANET 2 opracowanego przez Dział Zaopatrzenia w Wodę i Gospodarki Wodnej Amerykańskiej Agencji Ochrony Środowisk. Program ma szerokie zastosowanie w analizie systemów rozprowadzania wody, umożliwia analizę przepływu wody, zmian ciśnienia w węzłach, poziomu wody w zbiornikach oraz stężenia związków chemicznych w poszczególnych odcinkach sieci. Wyniki prezentowane są w różnych formach - grafów sieci, tabel danych lub wykresów przebiegów czasowych i warstwic, a ich analiza pozwala na przeprowadzenie oceny zmian dokonywanych w sieci [Rossman 2000].

Przeprowadzono obliczenia hydrauliczne sieci wodociągowej zaopatrywanej z ujęcia w Chociemyśli. Danymi wejściowymi do obliczeń były: układ sieci wodociągowej, materiał i chropowatość rurociągów, rozkład godzinowy zużycia wody; na ich podstawie opracowano graf sieci (rys. 2), na którym poszczególnym miejscowościom przypisano następujące numery węzłów: 1 - Ceber, 2 - Dorzecze, 3 - Skidniów, 4 - Pękoszów, 5 - Chociemyśl, 6 - Kozie Doły, 7 - Zabiele, 8 - Moszowice, 9 - Głogówko, 10 - Kulów.



Rys. 2. Graf sieci wodociągowej w gminie Kotla
Fig. 2. Graph of water pipe network in Kotla community

Analizę przeprowadzono na podstawie zakresów prędkości przepływu na odcinkach sieci i ciśnienia wody w poszczególnych węzłach. Wstępne obliczenia przeprowadzono dla układu wyjściowego, a kolejny wariant odpowiadał zmianom zaistniałym w systemie – zwiększeniu zużycia wody i rozbudowie sieci. Wyniki obliczeń przedstawiono w formie tabelarycznej, podając zakresy prędkości przepływów i ciśnienia (tab. 1) oraz graficznej – pokazując rozkład ciśnienia na analizowanym obszarze.

Tab. 1. Zakresy prędkości przepływu i ciśnienia w poszczególnych wariantach obliczeń [Gniewosz 2010]

Tab. 1. Velocity and pressure ranges in different system solvings [Gniewosz 2010]

Warianty obliczeń	Ciśnienie [m]	Prędkość przepływu [m/s]
Układ projektowany	24,79-41,46	0,06 ÷ 0,57
Po rozbudowie sieci	2,05-40,16	0,06-1,53

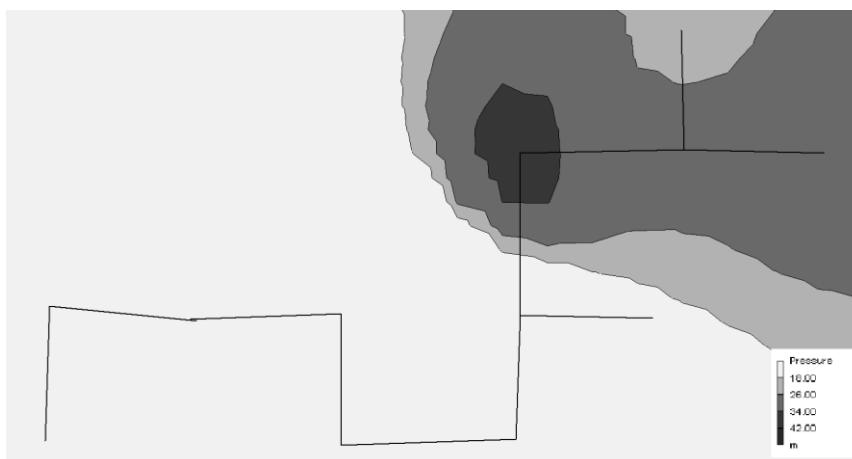
Wyniki obliczeń dla zaprojektowanego układu wskazują, że ciśnienie we wszystkich węzłach sieci (rys. 3) jest w wymaganym zakresie, umożliwiającym pobór wody, natomiast z uwagi na zbyt niskie w niektórych rurociągach prędkości przepływu konieczne jest płukanie sieci.



Rys. 3. Ciśnienie w sieci wodociągowej (stan początkowy)

Fig. 3. Contour plot of pressure (initial state)

Po kilku latach eksploatacji nastąpiła rozbudowa sieci i zwiększenie o połowę rozbiorów wody w miejscowościach Głogówko i Kulów położonych na końcówkach sieci – zmiany te uwzględniono w kolejnym wariancie obliczeń. Wyniki przedstawiono na rys. 4. W węzłach 5, 6 i 7 obliczenia wykazały wartości ciśnienia na tyle niskie, że czerpanie wody z instalacji wewnętrznych podczas godzin wysokich rozbiorów wody było niemożliwe – w dużej części analizowanego terenu ciśnienie nie przekracza 18 m. Niskie wartości prędkości przepływu wody w sieci powodują konieczność płukania sieci.



Rys. 4. Ciśnienie w sieci wodociągowej (zwiększone rozbiory wody)

Fig. 4. Contour plot of pressure (water consumption increase)

PODSUMOWANIE

Istotnym czynnikiem, mającym wpływ zarówno na projektowanie, jak i eksploatację systemu zaopatrzenia w wodę jest liczba odbiorców. Wieloetapowe, trwające ponad 20 lat, przyłączanie do sieci poszczególnych miejscowości, miało wpływ na zmiany parametrów pracy sieci.

Przeprowadzone obliczenia wykazały, że zbyt niskie wartości ciśnienia utrudniają części odbiorców pobór wody w godzinach największego zużycia, a zbyt niskie wartości prędkości przepływu wody wskazują na konieczność płukania niektórych odcinków sieci.

Z uwagi na uzyskane wyniki, planowane podłączenie do sieci kolejnych odbiorców oraz konieczność wymiany rurociągów azbestowych niezbędna jest modernizacja systemu polegająca na zastosowaniu pompowni strefowej lub zmiany średnic rurociągów. Wskazane jest przeprowadzenie na bazie opracowanego modelu hydraulicznego przy użyciu programu EPANET obliczeń symulacyjnych, które pozwolą na potwierdzenie prawidłowości projektowanych zmian.

LITERATURA

1. DENCZEW S., KRÓLIKOWSKI A.: *Podstawy nowoczesnej eksploatacji układów wodociagowych i kanalizacyjnych*. Arkady, Warszawa 2002
2. GNIEWOSZ A.: *Analiza systemu zaopatrzenia w wodę w gminie Kotla*. Praca inżynierska. Uniwersytet Zielonogórski. Zielona Góra 2010
3. ROSSMAN L.A.: *Epanet 2. User's Manual*, Cincinnati 2000
4. Ustawa z dnia 7 czerwca 2001 roku, o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzaniu ścieków (tekst jednolity z 2006 roku, Dz. U. Nr 123, poz. 858 z późn. zm.)
5. Gmina Kotla, www.kotla.pl, 2008

WATER SUPPLY SYSTEM IN KOTLA COMMUNE

S u m m a r y

Water supply systems are expensive – so it is important to design and exploit them in such way they can operate and be reliable for a long time. In this paper parameters of exploited system and their changes caused by rise of water consumption were analysed.

Key words: water supply system, hydraulic calculations

EWA OGIOŁDA*

**CHARAKTERYSTYKA HYDROLOGICZNA
JEZIORA TRZEŚNIEWSKIEGO I JEZIORA ŁAGOWSKIEGO
(WOJ. LUBUSKIE)**

Streszczenie

Jeziora Trzeńskiego i Łagowskie przylegają do miejscowości Łagów położonej w województwie lubuskim. Wypełniają tę samą rynną polodowcową, a wartości parametrów morfometrycznych są typowe dla tego typu jezior. Pod względem jakości wód bardziej korzystne są parametry jeziora Trzeńskiego, ale w przypadku obydwu akwenów widoczna jest poprawa ich stanu w ciągu ostatniego dwudziestolecia.

Słowa kluczowe: hydrologia, opady, parametry morfometryczne, jakość wód

WSTĘP

Charakterystykę hydrologiczną stanowią zarówno warunki meteorologiczne obszaru, jak i parametry akwenów oraz właściwości fizyczne i chemiczne wód. Pomiary dotyczące temperatur i opadów oraz stanów wód powierzchniowych i ich przepływów prowadzone są przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, zaś oceny stanu środowiska – przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska.

Znajomość zasobów i jakości wód pozwala na podejmowanie odpowiednich działań oraz ocenę ich skuteczności. Wyniki analiz pozwalają jednocześnie na formułowanie wniosków dotyczących dalszego monitoringu środowiska.

CHARAKTERYSTYKA OBSZARU BADAŃ

Jeziora Łagowskie i Trzeńskie (Ciecz) położone są na terenie województwa lubuskiego, a na przesmyku pomiędzy nimi znajduje się miejscowość Łagów.

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska

Pod względem podziału fizycznogeograficznego [Kondracki 2001] obszar znajduje się w obrębie:

- podprowincji Pojezierze Południowobałtyckie,
- makroregionu Pojezierze Lubuskie,
- mezoregionu Pojezierze Łagowskie.

Pojezierze Łagowskie jest pagórkowatym terenem morenowym, o powierzchni około 2000 km², położonym na wschód od lubuskiego przełomu Odry. Obszar Pojezierza wznosi się powyżej 100 m n.p.m., a w części położonej na północ od Łagowa nawet powyżej 200 m n.p.m. (góra Bukowiec – 225 m n.p.m.). Moreny Pojezierza Łagowskiego są przeważnie typu glaciektonicznego; powstały pod wpływem nacisku nasuwającego się na podłoże lodowca, kiedy sfałdowaniu uległy warstwy miocénskie z pokładami węgla brunatnego. W północnej części regionu przebiega granica zasięgu fazy poznańskiej zlodowacenia środkowopolskiego, natomiast w części południowo-wschodniej występują moreny fazy leszczyńskiej tego zlodowacenia. Wzgórza morenowe przecinają rynny z licznymi jeziorami, a do największych należą jeziora: Niesłysz, Paklicko Wielkie, Lubniewsko, Lubiąż, Trześniowskie (Ciecz) i Łagowskie.

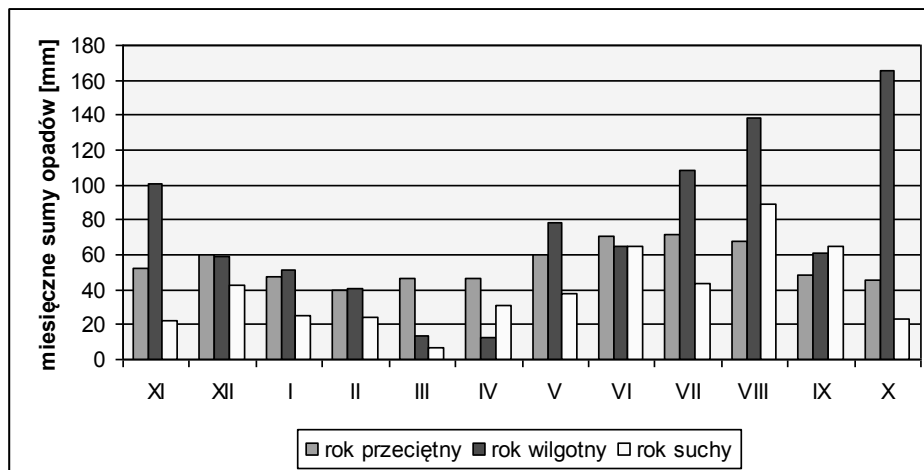
Jeziora otoczone są przez tereny Łagowskiego Parku Krajobrazowego o powierzchni 4,5 tys. ha, w którym znaleźć można bogatą szatę roślinną, liczne wzniesienia morenowe, doliny rzek, rynny jezior oraz ciekawostki świata roślinnego i zwierzęcego. Na terenie parku utworzono trzy rezerваты przyrody: „Nad jeziorem Trześniowskim”, „Pawski Ług” i „Buczyna Łagowska”.

WARUNKI METEOROLOGICZNE

Województwo lubuskie zaliczane jest do najcieplejszych w kraju; klimat na tym obszarze ma charakter przejściowy pomiędzy chłodnym i dość wilgotnym regionem pomorskim, a cieplejszą i bardziej suchą częścią środkową i południową regionu lubusko – dolnośląskiego. Średnia temperatura stycznia waha się od -2°C do -1°C, a lipca – 17,5-18°C, średnia roczna temperatura powietrza wynosi 8°C.

Najbliższy opadowy posterunek obserwacyjny IMGW znajduje się w Żelechowie, 4 km na południe od Łagowa [Dział Służby Obserwacyjno-Pomiarowej IMGW 2010]. Zestawienie opadów z lat 1961-2000, uzyskane z obserwacji dokonanych na tym posterunku, przedstawiono na rys. 1. Opad przeciętny w Żelechowie wynosi 655 mm i jest wyższy od przeciętnego opadu dla Polski. Maksimum opadów występuje w lipcu, a wartości najniższe w lutym. Pokrywa śnieżna na obszarze Pojezierza Łagowskiego średnio osiąga grubość 10-15 cm/rok, a maksymalnie 50-60 cm/rok. Średni czas jej zalegania wynosi 40-50 dni. Śnieg pojawia się zwykle w pierwszej dekadzie grudnia, a zanika w okresie

25-30 marca. Udział opadów śniegu w całkowitej ilości opadów wynosi ok. 13%.



Rys. 1. Średnie miesięczne sumy opadów atmosferycznych w latach 1961-2000 odnotowane na posterunku Żelchów

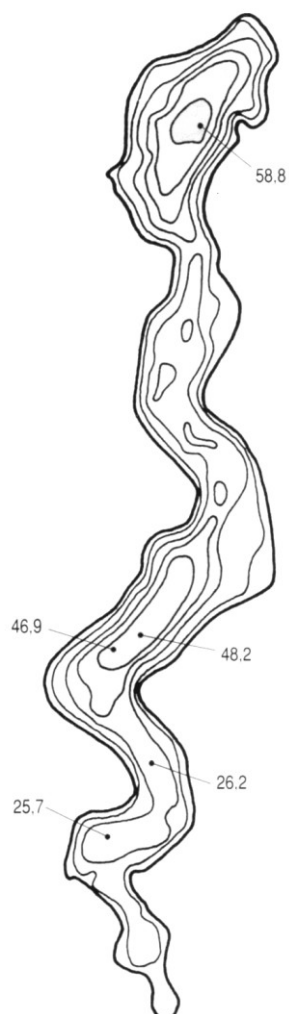
Fig. 1. Precipitation 1961-2000 in Żelchów

CHARAKTERYSTYKA MORFOMETRYCZNA JEZIOR TRZEŃNIEWSKIEGO I ŁAGOWSKIEGO

Jeziora Trzeńskie (Ciecz) i Łagowskie leżą w głębokiej rynnie polodowcowej, która rozciąga się na długości 15 km; jej szerokość zmienia się od 100 do 700 m, a głębokość od 20 do 90 m.

Wody jeziora Trzeńskiego zasilane są wieloma podwodnymi źródłami i dwoma małymi rowami (wpływającymi w jego północnym krańcu i spływającymi z klifowych zboczy). Z kolei, jezioro Łagowskie jest jeziorem przepływowym, którego zasilanie odbywa się z jeziora Trzeńskiego – poprzez sztucznie przekopany kanał o długości 80 m. Odpływ następuje rzeką Łagowa do rzeki Pliszki i dalej do Odry.

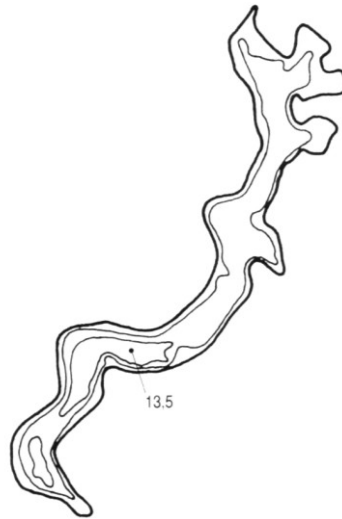
Misa jeziora Trzeńskiego charakteryzuje się bardzo stromo opadającym dnem, którego średnie nachylenie wynosi 13°. W jej obrębie znajdują się cztery baseny, oddzielone od siebie wysokimi zanurzonymi progami. W północnej części jeziora to jest najgłębsze, a średnia głębokość misy akwenu maleje w kierunku południowym (rys. 2).



*Rys. 2. Plan batymetryczny jeziora Trześniowskiego
(liczby oznaczają głębokość w m p.p.t.) [Jańczak 1996]
Fig. 2. Batimetrical plan of Trzesniowskie Lake [Jańczak 1996]*

Jezioro Łagowskie ma znacznie mniejszą głębokość niż jezioro Trześniowskie, co jest efektem zasypania go materiałami naniesionymi przez polodowcowe wody roztopowe. Misa jeziora charakteryzuje się stromo opadającym dnem, którego średnie nachylenie wynosi 8° . Dno jeziora wykazuje trzy głęboczki,

oddzielone od siebie wyłagodzonymi progami. Linia brzegowa jest dobrze rozwinięta; tworzy liczne zatoczki i niewielkie półwyspy (rys. 3).



Rys. 3. Plan batymetryczny jeziora Łagowskiego
(liczby oznaczają głębokość w m p.p.t.) [Jańczak 1996]
Fig. 3. Batimetical plan of Łagowskie Lake [Jańczak 1996]

Charakterystyka jezior Trzeńskiego i Łagowskiego przedstawiona została w oparciu o wskaźniki morfometryczne, wyznaczane na podstawie map topograficznych i planów batymetrycznych [Chiński 2006, Graf 2006, Jańczak 1996]. Obliczono następujące wskaźniki [Bajkiewicz-Grabowska i Mikulski 1996]:

- średnia szerokość jeziora B_{sr}

$$B_{sr} = \frac{A}{L} \text{ [M]} \quad (1)$$

gdzie: A - powierzchnia zwierciadła wody, m^2 , L - długość jeziora, m ,

- wskaźnik wydłużenia jeziora λ

$$\lambda = \frac{L}{B_{sr}} \text{ [.]} \quad (2)$$

- wskaźnik rozwinięcia linii brzegowej K

$$K = \frac{1}{2\sqrt{\pi A}} \text{ [.]} \quad (3)$$

gdzie: l - długość linii brzegowej jeziora, m .

Misy jeziorne charakteryzowano przez:

- głębokość średnią h_{sr}

$$h_{sr} = \frac{V}{A} [M] \quad (4)$$

gdzie: V - objętość jeziora, m³,

- głębokość względną jeziora h_w

$$h_w = \frac{h_{max}}{\sqrt{A}} [M] \quad (5)$$

gdzie: h_{max} - głębokość maksymalna h_{max} , m,

$$W = \frac{h_{sr}}{h_{max}} [.] \quad (6)$$

Szczegółowe wskaźniki morfometryczne jezior Trześniowskiego i Łagowskiego zamieszczono w tab. 1.

Tab.1. Wskaźniki morfometryczne jezior Trześniowskiego i Łagowskiego

Tab. 1. Morfometrical indicators of Trzesniowskie and Lagowskie lakes

Wskaźnik morfometryczny	Jezioro Trześniowskie	Jezioro Łagowskie
Powierzchnia A [ha]	171,0	84,4
Długość L [m]	4770,0	2840,0
Szerokość średnia B_{sr} [m]	358,0	297,0
Szerokość maksymalna B_{max} [m]	620,0	600,0
Długość linii brzegowej l [m]	12390,0	8300,0
Wskaźnik wydłużenia λ [.]	13,3	9,6
Wskaźnik rozwinięcia linii brzegowej K [.]	2,2	2,6
Objętość V [tys. m ³]	35919,8	4389,0
Maksymalna głębokość h_{max} [m]	58,8	13,5
Średnia głębokość h_{sr} [m]	19,3	5,2
Względna głębokość h_w [m]	45,0	5,5
Wskaźnik głębokościowy W [%]	33,0	38,5

OCENA ZMIAN JAKOŚCI WÓD JEZIORA TRZEŃNIEWSKIEGO I JEZIORA ŁAGOWSKIEGO

Stan chemiczny jezior określony został na podstawie badań prowadzonych przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska. Próby wody z jezior pobierane były w okresie wiosny i lata, z warstw powierzchniowych i naddennych. Liczba punktów poboru była taka sama w obu akwenach i wynosiła: w latach 1988, 1994 i 2000 – 6, a w 2005 – 3. Zestawienie wyników pomiarów poszczególnych wskaźników przedstawiono w tabelach 2 i 3 [WIOŚ 2006].

Tab. 2. Wskaźniki charakteryzujące stan wód jeziora Trzeńskiego

Tab. 2. Water quality indicators of Trzesniowskie Lake

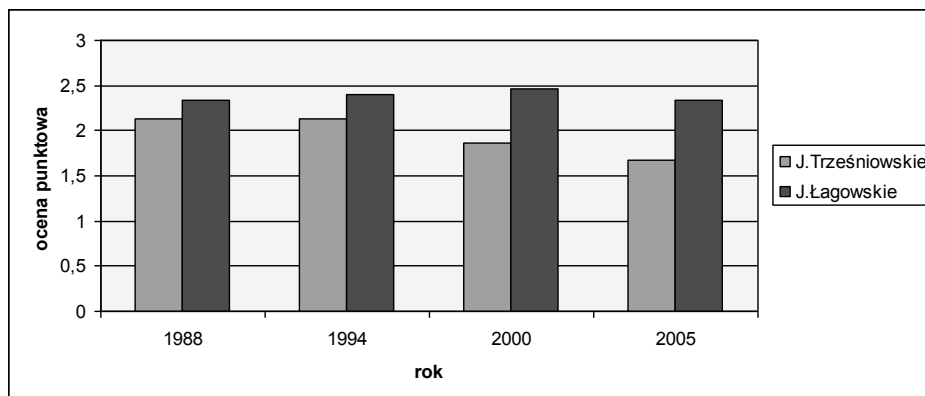
Wskaźnik	Jednostka	Rok			
		1988	1994	2000	2005
ChZT	mgO ₂ /dm ³	4,0	18,5	16,8	16,5
BZT ₅	mgO ₂ /dm ³	2,5	2,0	1,4	2,3
fosforany	mgP/dm ³	5,4	0,069	0,023	0,020
fosfor całkowity	mgP/dm ³	0,253	0,117	0,049	0,032
Azot mineralny	mgN/dm ³	0,11	0,40	0,41	0,020
Azot całkowity	mgN/dm ³	1,05	1,92	1,38	0,59

Tab. 3. Wskaźniki charakteryzujące stan wód jeziora Łagowskiego

Tab. 3. Water quality indicators of Lagowskie Lake

Wskaźnik	Jednostka	Rok			
		1988	1994	2000	2005
ChZT	mgO ₂ /dm ³	0,2	17,2	18,3	23,7
BZT ₅	mgO ₂ /dm ³	2,3	1,5	1,6	2,1
fosforany	mgP/dm ³	0,041	0,038	0,010	0,022
fosfor całkowity	mgP/dm ³	0,269	0,117	0,024	0,044
Azot mineralny	mgN/dm ³	0,10	1,67	0,65	0,15
Azot całkowity	mgN/dm ³	1,05	2,38	1,68	1,71

Zestawienie wyników ocen punktowych obu jezior przedstawiono na rys. 4.



Rys. 4. Ocena punktowa jakości wód jezior Trześniowskiego i Łagowskiego

Fig. 4. Evaluation of Trzesniowskie and Lagowskie lakes water quality

PODSUMOWANIE

Jeziora Trześniowskie i Łagowskie są jeziorami typu rynnowego, dla których typowe jest urozmaicone ukształtowanie dna, z wieloma głęboczkami. Wartości podanych wskaźników są liczbowym odzwierciedleniem charakteru tych zbiorników – np. współczynnik głębokościowy charakteryzuje kształt misy jezior, a ich wartości (w obu przypadkach $W > 0,33$) odpowiadają misom wypukłym. Wymiana wody w ciągu roku wynosi w jeziorze Trześniowskim 15%, a w Łagowskim, będącym zbiornikiem przepływowym, aż 160%. Jakość wód obydwu zbiorników ulega poprawie, aczkolwiek sytuacja jest lepsza w przypadku jeziora Trześniowskiego. Istotnym czynnikiem warunkującym tę poprawę była budowa oczyszczalni ścieków i wzrost świadomości ekologicznej społeczeństwa. W następstwie utworzenia Łagowskiego Parku Krajobrazowego, wydano decyzję zakazującą odprowadzania ścieków do wód jeziora; nastąpiła rozbudowa sieci kanalizacyjnej w miejscowości Łagów, a ścieki odprowadzane są do oczyszczalni mechaniczno-biologicznej w Gronowie.

LITERATURA

1. BAJKIEWICZ-GRABOWSKA E., MIKULSKI Z.: *Hydrologia ogólna*. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa 1996
2. CHOIŃSKI A. (red.): *Mapa hydrograficzna 1:50000. Arkusz Łagów N-33-127-D*. Geokart – International sp. z o.o. Rzeszów 2006
3. Dział Służby Obserwacyjno-Pomiarowej IMGW, www.imgw.pl, 2010

4. GRAF R. (red.): *Mapa hydrograficzna 1:50000. Arkusz Lubrza N-33-139-B*. Geokart – International sp. z o.o. Rzeszów 2006
5. JAŃCZAK J. (red.): *Atlas jezior Polski. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej*. Bogucki - Wydawnictwo Naukowe. Poznań 1996
6. *Jezioro Łagowskie – Komunikat o jakości wód w 2005*. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska. Zielona Góra 2006
7. *Jezioro Trzeńskie (Ciecz) – Komunikat o jakości wód w 2005*. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska. Zielona Góra 2006
8. KONDRACKI J.: *Geografia regionalna Polski*. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa 2001

HYDROLOGICAL CHARACTERISTICS OF TRZESNIEWSKIE AND ŁAGOWSKIE LAKES (LUBUSKIE PROVINCE)

S u m m a r y

Trzesniewskie and Łagowskie lakes are localised in Łagów in lubuskie province. They are situated in the same post-glacial gully, their parameters are typical for such lakes. Water quality is better for Trzesniewskie, but both are getting better during last twenty years.

Key words: hydrology, precipitation, morfometric parameters, water quality

BARBARA WALCZAK***ZAWARTOŚĆ FOSFORANÓW W PYLE DROGOWYM
W ZIELONEJ GÓRZE***Streszczenie*

W artykule przedstawiono wyniki badań zawartości fosforanów w pyłach drogowych w Zielonej Górze. Pył drogowy pobierano dwukrotnie: w okresie zimowym i wiosennym w 56 punktach miasta. Zauważalna jest wyższa zawartość fosforanów w próbkach pyłu drogowego pobranych w okresie zimowym w stosunku do próbek pobranych w okresie wiosennym.

Słowa kluczowe: fosforany, pył drogowy

WPROWADZENIE

Pył drogowy w odróżnieniu od pyłu zawieszonego jest materiałem zalegającym bezpośrednio na ulicach, a także terenie przyległym do nich. Badania prowadzone przez naukowców z Norwegii wykazują, że pył drogowy i pył PM10 (cząstki o średnicy mniejszej niż 10 μm) współzależą od siebie. Zwiększony poziom zanieczyszczeń pyłu drogowego w okresie zimowym jest efektem używania: różnych substancji antypoślizgowych, opon zimowych konstruowanych z bardziej podatnych na ścieranie mieszanek w stosunku do tzw. opon letnich oraz różnych metalowych konstrukcji zakładanych na opony, jak kołki czy łańcuchy [Kupiainen i in. 2003]. W Polsce stosowanie na opony oprzyrządowania antypoślizgowego nie jest popularne, ale np. w rejonach górskich jest zjawiskiem normalnym. Badania naukowców z Japonii i Szwecji potwierdzają, że stosowanie okołkowania opon zimowych odpowiada za wzrost koncentracji zanieczyszczeń w pyłe drogowym. Koreponduje to też z innym, istotnym czynnikiem, wpływającym na ilość i rodzaj zanieczyszczeń odkładanych w pyłe, jakim jest rodzaj nawierzchni. Właśnie używanie w okresie zimowym łańcuchów i kołków na opony powoduje, że łatwiej ścierana jest warstwa asfaltowa. Mate-

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska: Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów

riał pochodzący z ulic, powstały częściowo ze startej nawierzchni asfaltowej, jest w dużej mierze obecny w pyłach PM10 [Kupiainen i in. 2003]. Emisja do środowiska pyłu ze startych opon samochodowych w Wielkiej Brytanii wynosiła w 1996 roku $5,3 \cdot 10^7$ kg, natomiast w Japonii w 2001 roku $2,1 \cdot 10^8$ kg. W Niemczech szacuje się, iż jest to emisja wielkości od 55 do $657 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-1}$ w ciągu roku, w zależności od typu drogi [Yongming i in. 2006]. Aby poznać skład pyłów drogowych przeprowadzono analizę chemiczną. W artykule przedstawiono zawartość fosforanów w pyłach drogowych w Zielonej Górze, mieście położonym w zachodniej części Polski

CHARAKTERYSTYKA OBSZARU BADAŃ I METODYKA BADAŃ

Obszar badań ulokowano w Zielonej Górze, mieście zlokalizowanym w zachodniej części Polski na terenie województwa lubuskiego. Zielona Góra liczy 119 tysięcy mieszkańców (GUS 2006). Miasto nastawione jest dziś przede wszystkim na usługi, jednak do 1989 roku było w znacznym stopniu uprzemysłowione. Na stan środowiska w Zielonej Górze wpływ mają miejskie ciepłownice, elektro-ciepłownice oraz ogrzewanie mieszkań indywidualnych poprzez opalanie węglem. Głównym zagrożeniem w mieście jest duży ruch samochodowy wykazujący tendencję zwyżkową. Na zapylenie miasta bardzo duży wpływ ma pozostawienie w stanie niepokrytym roślinnością i nawierzchniami litymi gruntów pobudowanych. Zielona Góra charakteryzuje się zróżnicowaniem rzeźby terenu, co powoduje duże straty erozyjne i przedostawanie się materiału glebowego na ulice.

Sprzątaniem ulic z zalegającego na nim pyłu drogowego w Zielonej Górze zajmują się ZGKiM. Dysponuje on dwoma pojazdami mechanicznymi (jeden z własnym napędem firmy Volvo, drugi bez napędu firmy Brodd) z obrotowymi szczotkami służącymi do zbierania pyłów drogowych.

Na podstawie danych pochodzących ze Składowiska Odpadów Miejskich w Zielonej Górze, ilość pyłów drogowych zbierana przez specjalistyczny sprzęt podczas sprzątania ulic i placów miasta i trafiająca na wysypisko miejskie i tam ewidencjonowana w ciągu całego roku w Zielonej Górze przedstawia się, jak podano w tab. 1.

Pył drogowy pobrano z ulic miasta, z 56 punktów. Pył drogowy pobrano dwukrotnie w lutym 2001 roku – I seria, drugi raz w maju 2002 roku – II seria. Opisywany materiał pobierano z pasa jezdni przylegającego do krawędzi jezdni, w odległości do 0,5 m od skraju, na długości około 10 m. Materiał zmiatano szczotką a następnie pobierano do kartonów około jedno kilogramową uśrednioną próbkę zbiorczą. Lokalizację miejsc poboru próbek pyłu drogowego przedstawiono na rys. 1.

Tab. 1. Ilość pyłów drogowych zebranych z ulic i placów w Zielonej Górze, trafiających na Miejskie Składowisko Odpadów w Raculi w latach 2000-2007 (dane: Zakład Gospodarki Komunalnej i Mieszkaniowej w Zielonej Górze)

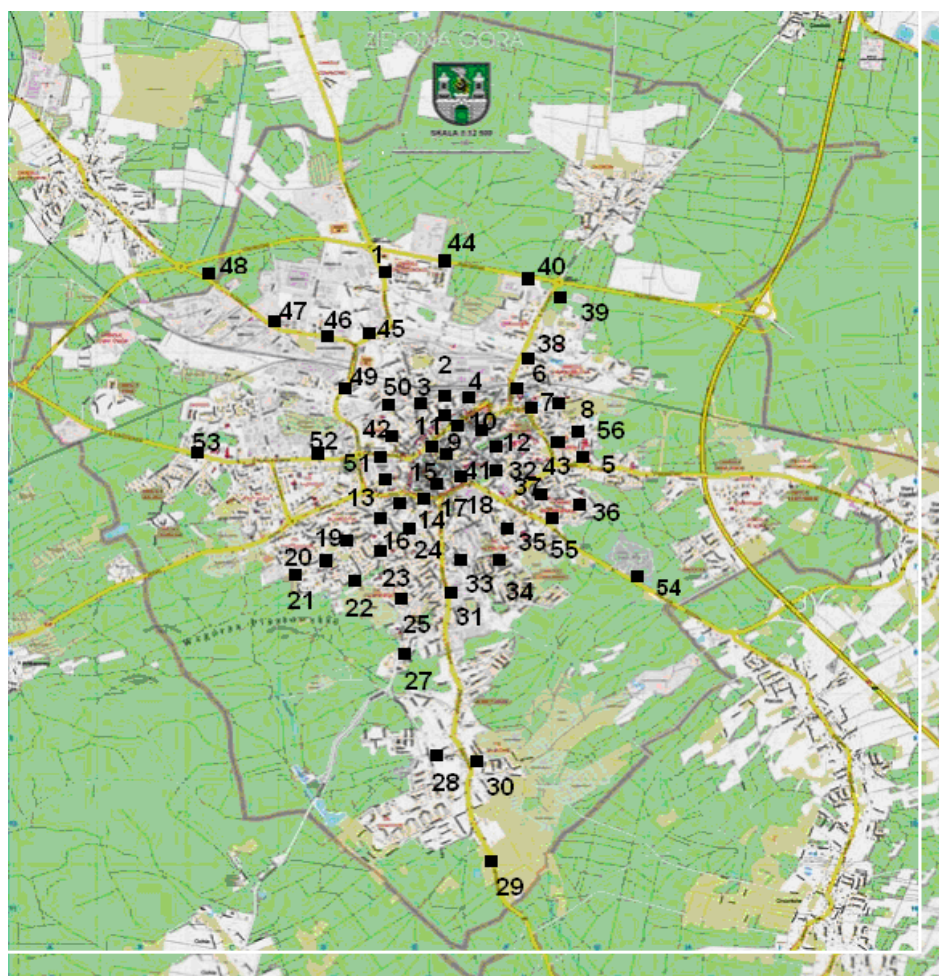
Tab. 1. Amount of road dust collected from the streets and squares in Zielona Góra, exported to The Municipal Waste Landfill in Racula (data source: Zakład Gospodarki Komunalnej i Mieszkaniowej w Zielonej Górze)

Rok Year	Ilość pyłów drogowych zebranych z ulic i placów w Zielonej Górze, trafiających na Miejskie Wysypisko Odpadów [Mg] Amount of road dust collected from the streets and squares in Zielona Góra, exported to The Municipal Waste Landfill [Mg]		
	Cały rok Whole year	I półrocze First a half a year	II półrocze Secound a half a year
2000	1139,57	bd	bd
2001	1440,34	1013,04	427,30
2002	1277,60	831,88	445,72
2003	1263,81	994,40	269,41
2004	1560,99	1036,43	524,56
2005	1746,24	1261,90	484,34
2006	2161,26	1513,30	647,96
2007	1462,92 (do końca października 2007)	1073,28	389,64 (do końca października 2007)

bd – brak danych (no data)

Miejsca poboru próbek wraz z zalegającym pyłem drogowym przedstawiają fot. 1-2. Na zamieszczonych fotografiach można zauważyć różnorodność pochodzenia zanieczyszczeń znajdujących się na ulicach miast, w kontekście uformowania bezpośredniego otoczenia ulic.

Zawartość fosforanów w pyłe drogowym oznaczono kolorymetrycznie z mieszaniną wanadowo-molibdenową, po spaleniu na mokro w aparacie Digesdahl firmy HACH.



Rys. 1. Lokalizacja miejsc poboru pyłu drogowego w Zielonej Górze [Walczak 2010]
 Fig. 1. Location of sampling of road dust in Zielona Góra [Walczak, 2010]



*Fot. 1-2. Miejsca poboru próbek pyłu drogowego: ul. Wyspiańskiego i ul. Bema
[Walczak 2010]*

*Phot. 1-2. Places of sampling of road dust, Wyspiańskiego and Bema street
[Walczak 2010]*

WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

Zawartość fosforanów w pyłe drogowym I serii wahała się od 341,8 do 1032,9 mg $\text{PO}_4 \cdot \text{kg}^{-1}$. Średnia zawartość fosforanów w pyłe drogowym I serii wynosiła 657,6 mg $\text{PO}_4 \cdot \text{kg}^{-1}$. Najwyższe wartości odnotowano na ulicach: Szafrana, Sulechowskiej i Słowackiego, najniższe zaś na ulicach: Chmielnej, Akademickiej i Bema.

Zawartość fosforanów w pyłe drogowym II serii wahała się w granicach od 95,9 do 1010,5 mg $\text{PO}_4 \cdot \text{kg}^{-1}$, przy średniej zawartości 354,5 mg $\text{PO}_4 \cdot \text{kg}^{-1}$. Najwięcej fosforanów występowało w próbkach pyłu drogowego z ulic: Energetyków, Morelowej i Placu Powstańców Śląskich, najmniej zaś na ulicach: Waryńskiego, Bohaterów Westerplatte i Jędrzychowskiej. Zawartość fosforanów w pyłe drogowym przedstawiono w tab. 2.

Tab. 2. Zawartość fosforanów w próbkach pyłu drogowego

Tab. 2. Phosphate content in samples of road dust

Nr próbki Sample number	Zawartość fosforanów [mg PO ₄ ·kg ⁻¹] Phosphate content [mg PO ₄ ·kg ⁻¹]		Nr próbki Sample number	Zawartość fosforanów [mg PO ₄ ·kg ⁻¹] Phosphate content [mg PO ₄ ·kg ⁻¹]	
	I seria Series I	II seria Series II		I seria Series I	II seria Series II
1	635,9	243,9	29	643,3	529,3
2	794,0	400,6	30	555,0	415,3
3	834,4	297,7	31	595,5	529,3
4	510,9	183,8	32	643,3	474,2
5	415,3	198,5	33	577,1	102,9
6	411,7	279,3	34	996,1	227,9
7	481,5	411,7	35	558,7	426,4
8	595,5	452,1	36	341,8	408,0
9	613,8	639,6	37	525,5	992,5
10	782,9	99,2	38	602,8	312,4
11	569,7	220,5	39	525,6	448,4
12	896,9	290,4	40	871,2	400,6
13	768,2	231,5	41	1032,9	249,9
14	533,0	356,5	42	610,2	308,7
15	577,1	305,1	43	628,5	257,3
16	635,9	452,1	44	632,2	294,0
17	639,6	422,7	45	746,2	334,5
18	716,8	470,5	46	757,2	216,8
19	474,2	400,6	47	499,9	95,5
20	687,4	257,3	48	764,6	360,2
21	753,5	249,9	49	580,8	1010,5
22	771,9	117,6	50	764,6	283,0
23	639,6	485,2	51	797,6	352,8
24	816,0	363,9	52	823,4	191,1
25	426,4	297,7	53	566,1	419,0
26	731,5	124,9	54	606,5	297,7
27	709,4	379,6	55	683,7	481,5
28	518,3	514,6	56	959,4	290,4

Zawartość fosforu w pyłach drogowych w Zielonej Górze kształtowała się na wysokim poziomie w stosunku do zawartości tego pierwiastka w glebach Polski, wynoszącej od 0,01% do 0,2% [Zawadzki 1999]. Zawartość fosforu w pyłach drogowych wynosiła od 0,1% do 0,32% w I serii i od 0,03% do 0,33% w II serii. Podobnie, jak azot fosfor także związany jest z materią organiczną,

czym można tłumaczyć wysoką zawartość tego pierwiastka w pyłach drogowych w Zielonej Górze.

Zauważalna jest tendencja wyższej zawartości fosforu w pyłe drogowym pobranym w I serii w stosunku do zawartości fosforu pobranego w II serii. Z nielicznymi wyjątkami wszystkie próbki pyłu drogowego wykazywały wyższą zawartość fosforu w I serii poboru, w paru przypadkach nawet czterokrotnie. Na zwiększoną zawartość fosforu w formie fosforanowej może mieć wpływ występowanie związków ołowiu i cynku. O występowaniu związków ołowiu i cynku głównie w formie fosforanów na terenach przemysłowych donosi Cotter-Howells i Caporn [1996]. Zawartość fosforu w pyłe drogowym w Zielonej Górze była wyższa od zawartości jakie uzyskali w pyłach drogowych w miastach na świecie inni badacze pyłów drogowych – Ordonez i in. [2003] w Aviles w Hiszpanii oraz Wong inni [1984] w Hong Kongu.

Wyższą zawartość fosforanów w poszczególnych punktach miasta zanotowano na tych ulicach, które leżą w obniżeniach terenu, także na ulicach na terenach płaskich. Na ulicach, na których występuje spadek wysokości zanotowano mniejsze ilości zawartości fosforanów. Bez wątpienia jest to spowodowane zmywem powierzchniowym pyłów drogowych przez opady atmosferyczne, transportem wraz z frakcjami spławianymi i kumulowaniem w miejscach, gdzie woda dłużej stagnuje.

WNIOSKI

Na podstawie przeprowadzonych badań można przedstawić następujące wnioski:

1. Zawartość fosforu w pyłe drogowym w Zielonej Górze kształtuje się na wyższym poziomie niż w glebach Polski.
2. Zawartość fosforanów wykazuje dużą zmienność czasową. W materiale pobranym w okresie zimowym jest ich nawet kilkukrotnie więcej niż w materiale pobranym w okresie letnim.
3. W mieście takim jak Zielona Góra, charakteryzującym się różnicami wysokości względnej notuje się ulice na których występuje kumulowanie fosforanów na obniżeniach i terenach płaskich, a także miejsca, z których fosforany, zostają wypłukane poprzez opady atmosferyczne.

LITERATURA

1. COTTER- HOWELLS J.: *Lead phosphate formation in soil*. Environment Pollution, Nr 96, 9-16, 1996

2. COTTER- HOWELLS J., CAPORN S.: *Remediation of contaminated land by formation of heavy metal phosphates*. Applied Geochemistry, Nr 11, 335-342, 1996
3. GREINERT A.: *Przewodnik do ćwiczeń z gleboznawstwa i ochrony gleb*. Wyd. Politechniki Zielonogórskiej 1998
4. KUPIAINEN K., TERVAHATTU H., RAISANEN M.: *Experimental studies about the impact of traction sand on urban road dust composition*. The Science of the Total Environment, Nr 308, 175-184, 2003
5. ORDONEZ A., LOREDO J. DE MIGUEL E., CHARLESWORTH S.: *Distribution of Heavy Metals in Street Dusts and Soils of an Industrial City in Northern Spain*. Environmental Contamination and Toxicology, Nr 44, 160-170, 2003
6. WONG M.H., CHEUNG L.C., WONG W.C.: *Effects of roadside dust on seed germination and root growth of Brassica chinensis and B. parachinensis*. The Science of the Total Environment, Nr 33, 87-102, 1984
7. YONGMING H., PEIXUAN D., JUNJI C., POSMENTIER E.S.: *Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China*. The Science of the Total Environment, Nr 355, 176-186, 2006
8. ZAWADZKI S.: *Gleboznawstwo*. PWRiL, Warszawa 1999
9. *Rocznik statystyczny. Ochrona środowiska 2006*. GUS. Warszawa 2006

THE PHOSPHATE CONTENT IN THE STREET DUST IN ZIELONA GORA

S u m m a r y

The article presents the results of investigations about content phosphate in the street dust in Zielona Gora. The samples of street dust were taken two times (during the winter and spring) from 56 points of city roads. Noticeable is higher phosphate content in road dust samples collected in winter than in samples taken during the spring

Key words: phosphate, street dust

MARLENA PIONTEK, KATARZYNA ŁUSZCZYŃSKA*,
AURELIA AWIŃSKA-WIĘCKOWSKA**

PLANKTON JAKO WSKAŹNIK KLASY CZYSTOŚCI WODY

Streszczenie

*Na przełomie lipca, sierpnia i września obserwowano zróżnicowanie gatunkowe planktonu jeziora Droszków w województwie lubuskim, gminie Zabór. Ponadto wykonane zostały badania sanitarne wody jeziora przeprowadzone w Zakładzie Uzdatniania Wody (ZUW) w Zielonej Górze oraz badania fizykochemiczne przeprowadzone przez centralne laboratorium Instytutu Inżynierii Środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego. Celem prowadzonych obserwacji była ocena jakości wody jeziora Droszków i określenie metodą biologiczną jego klasy czystości. W drugiej połowie sierpnia zaobserwowano zakwit sinic. Gatunkiem dominującym były *Mikrocystis flos-aque* oraz *Anabaena solitaria*. Bardzo licznie występowały też złoto wiciowce, a w szczególności *Synura uvella* i *Dinobryon divergens*. W prowadzonych badaniach skupiono się na określeniu stopnia klasy czystości wody jeziora poprzez obserwację mikroskopową planktonu. Dla porównania przydatności metody biologicznej wykonano badania fizykochemiczne i sanitarne. Wyniki przeanalizowano zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 r. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód (Dz. U. Nr 32, poz. 284).*

Słowa kluczowe: trofia zbiorników wodnych, eutrofizacja, plankton jako wskaźnik czystości wody, porównanie analizy fizykochemicznej i biologicznej

WSTĘP

Przy ocenie jakości wód wykorzystuje się parametry fizykochemiczne, mikrobiologiczne oraz biologiczne. Parametry biologiczne to system organizmów wskaźnikowych. Podstawą teoretyczną systemu saprobów są współzależności

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Ekologii Stosowanej

** Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska, dyplomantka ZES

ekologiczne pomiędzy biocenozą a czynnikami środowiska. Najważniejszym celem analizy biologicznej jest określenie składu biocenoz w wodach zanieczyszczonych i ustalenie zmian ilościowych i jakościowych, jakie zaszły w tym składzie pod wpływem określonych ścieków [Turoboyski 1979].

Celem publikacji jest przedstawienie zastosowania biologicznej metody badań do oceny klasy czystości wody w jeziorze na podstawie występującego w nim planktonu.

MATERIAŁY I METODY

Miejsce poboru prób

Droszków to mała wieś położona w województwie lubuskim, gminie Zabór. W pobliżu tej miejscowości w otoczeniu lasów znajduje się niewielkie jezioro, w którym były prowadzone badania hydrobiologiczne i analiza saprobowa wody. Zbiornik jest zasilany przez potok Zaborski Śmiga. Jezioro to nie posiada odpływu, jego powierzchnia wynosi około 5 ha, natomiast głębokość w okresie wiosennym wynosi 3 m, a w okresie letnim 1,5 m. Najważniejszymi przedstawicielami ryb tego zbiornika są płotki, leszcze, okonie, szczupaki i węgorze, dlatego zbiornik oprócz funkcji rekreacyjnej (kąpielisko z plażą) pełni funkcję łowiska rybnego.

Na mapie załączonej poniżej zaznaczono punktami A i B miejsca poboru prób. Obydwa stanowiska znajdują się w północnej części zbiornika. W punkcie A pobierano próby do analizy biologicznej, natomiast w punkcie B była pobierana woda do badań fizykochemicznych i mikrobiologicznych.

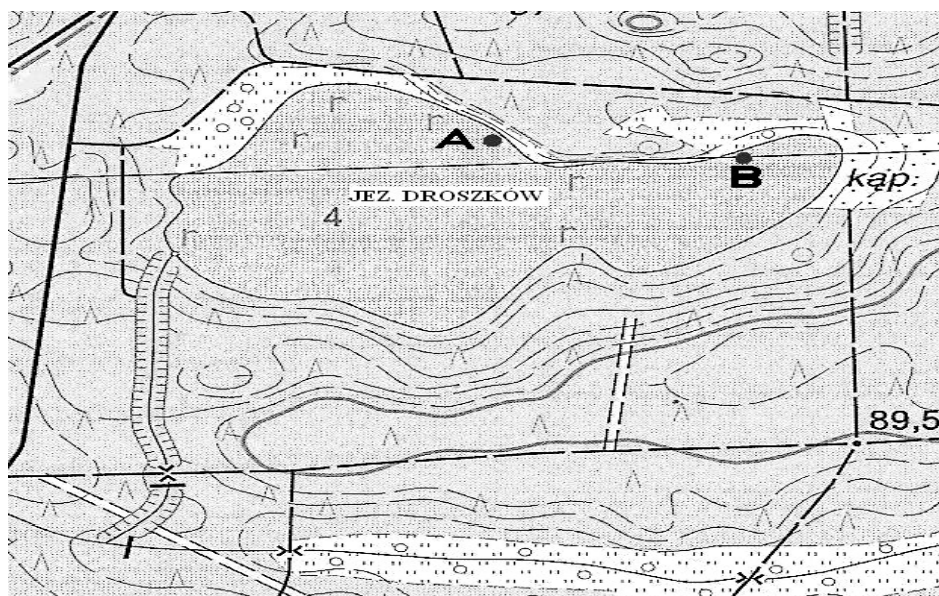
Metody badań

W laboratorium Biologii i Ekologii Instytutu Inżynierii Środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego przeprowadzone zostały badania w celu sprawdzenia jakości wody jeziora Droszków. Badania te obejmowały analizę jakościową planktonu, analizę mikrobiologiczną czyli oznaczenie obecności bakterii grupy *coli* i miano *coli* oraz analizę fizykochemiczną.

Metoda poboru prób i analiza jakościowa fitoplanktonu

Badania planktonu prowadzono sześciokrotnie na przełomie lipca, sierpnia i września. W każdym miesiącu pobierano dwie próby wody. Próby wody pobierano zawsze w godzinach porannych i tego samego dnia wykonano obserwacje mikroskopowe. Próby nie wymagały konserwowania. Do pobierania prób wykorzystano siatkę planktonową o średnicy oczek 25 μm . Wodę do badań

pobierano trzy metry od brzegu za pomocą wiadra, którą następnie przelewano przez siatkę planktonową. Czynność tą powtarzano 10 razy i zawartość siatki po przelaniu 10 wiadra czyli 100 dm³ wody powierzchniowej zlewano do szklanego naczynia. Jakościowego oznaczenia prób dokonywano w laboratorium biologicznym przy użyciu mikroskopu Eduko i Nikon przy powiększeniach 100x, 120x, 250x i 400x. Następnie sporządzano listę obecnych w próbie gatunków oraz wyłaniono gatunek dominujący. Liczebności organizmów ustalono według skali stosowanej w Instytucie Inżynierii Środowiska: bardzo liczne, licznie, dość licznie, pojedynczo.



Legenda:

- las iglasty, - zarośla, trzciny, - pojedyncze drzewa, krzaki,
 - wąwóz, - potok zasilający jezioro, - jaz ruchomy lub zastawka
 piętrząca, - kąpielisko, - maksymalna głębokość jeziora, - punkt
 poboru próby do analizy biologicznej, - punkt poboru próby do analizy
 fizykochemicznej i mikrobiologicznej

Rys. 1. Jezioro Droszków z naniesionymi punktami poboru próbek do analiz biologicznych i chemicznych

Fig. 1. Droszków lake with marked points of sampling for biological and chemical analysis.



Fot. 1. Miejsce poboru prób do analizy biologicznej
Phot. 1. Place of sampling for biological analysis

Badania bakteriologiczne

Badania mikrobiologiczne zostały wykonane przez pracowników laboratorium mikrobiologii wody Zakładu Uzdatniania Wody w Zielonej Górze. Wodę do badań pobierano dwukrotnie do 0,5 litrowego słoiczka, który wcześniej był sterylizowany. Napełniono 3/4 objętości po czym dokładnie zakręcono naczynie i dostarczono do ZUW. Pierwsza próba została pobrana w kwietniu (26 kwietnia 2010 r.) a druga w maju (18 maja 2010 roku). Pracownicy laboratorium wykonali oznaczenia bakterii grupy *coli* oraz miano *coli* zgodnie z Polską normą PN-75C-04615.

Badania fizykochemiczne

Próbę wody pobrano w maju (18 maja 2010 roku) do dwóch butelek 1,5 litrowych z dwóch różnych miejsc jeziora Droszków, które następnie dostarczono do laboratorium Technologii Wody i Ścieków Instytutu Inżynierii Środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego. Analizę chemiczną prób rozpoczęto tego samego dnia po dostarczeniu prób do laboratorium. Badania obejmowały następujące wskaźniki: odczyn, przewodnictwo właściwe, barwę, mętność, zapach, zasadowość, twardość, wapń, magnez, utlenialność, chlorki, siarczany, fosforany, azot amonowy, azot azotynowy, azot azotanowy, żelazo ogólne, mangan, sucha pozostałość, pozostałość po prażeniu oraz straty po prażeniu.

Wszystkie oznaczenia zostały wykonane zgodnie z obowiązującymi w Polsce normami.

WYNIKI BADAŃ

Wyniki zostały przedstawione w tabelach i przeanalizowane pod kątem określenia klasy czystości wody jeziora Droszków.

Wyniki badań planktonu

W każdej próbce oznaczono poszczególne taksony występujące w jez. Droszków oraz na podstawie skali umownej określono ich ilość. Ponad to określono jaką strefę saprobową reprezentują gatunki występujące w badanej próbce.

Tab. 1. Zestawienie gatunków występujących w pierwszej próbce

Tab. 1. Summary of species occurring in the first sample

Taksony	I próba 09.07.2009r	Strefa saprobowa (wskaźnik)	Liczebność
Sinice	<i>Merismopedia synechococcus</i>	β	dość licznie
Okrzemki	<i>Asterionella formosa</i>	β	dość licznie
Zielenice	<i>Pediastrum campanula</i> <i>Closterium acenosum</i>	- α	dość licznie pojedynczo
Złotowiciowce	-	-	-
Eugleniny	<i>Euglena phacus</i> <i>Trachelomonas hispida</i> <i>Euglena oxyuris</i>	- β - α α	dość licznie
Tobołki	-	-	-
Orzęski	<i>Vorticella alba</i> <i>Vorticella campanula</i> <i>Navicula gracilis</i>	- β β	pojedynczo pojedynczo dość licznie
Wrotki	-	-	-
Stawonogi	-	-	-

β- strefa β-mezosaprobowa; α- strefa α-mezosaprobowa; o- strefa oligosaprobowa

Tab. 2. Zestawienie gatunków występujących w drugiej próbie

Tab. 2. Summary of species occurring in the second sample

Taksony	II próba 23.07.2009 r.	Strefa saprobowa (wskaźnik)	Liczebność
Sinice	<i>Merismopedia synechococcus</i>	β	dość licznie
Okrzemki	<i>Asterionella formosa</i> <i>Synedra acus</i>	β o	dość licznie pojedynczo
Zielenice	<i>Pediastrum campanula</i> <i>Closterium acenosum</i>	- α	dość licznie pojedynczo
Złotowiciowce	<i>Franceia ovalis</i>	-	pojedynczo
Eugleniny	<i>Euglena phacus</i> <i>Trachelomonas hispida</i> <i>Euglena oxyuris</i>	- β - α β	dość licznie
Tobołki	-	-	-
Orzęski	<i>Vorticella alba</i> <i>Vorticella campanula</i> <i>Navicula gracilis</i>	- β , α β , o	pojedynczo pojedynczo dość licznie
Wrotki	-	-	-
Stawonogi	-	-	-

β - strefa β -mezosaprobowa; α - strefa α -mezosaprobowa; o- strefa oligosaprobowa

Tab. 3. Zestawienie gatunków występujących w trzeciej próbie

Tab. 3. Summary of species occurring in the third sample

Taksony	III próba 12.08.2009 r.	Strefa saprobowa (wskaźnik)	Liczebność
Sinice	<i>Anabaena affinis</i> <i>Oscillatoria formosa</i> <i>Gloetrichia pisum</i> <i>Anabaena circinalis</i>	β α - -	bardzo licznie licznie pojedyncze licznie
Okrzemki	<i>Asterionella formosa</i> <i>Synedra acus</i> <i>Fragilaria campunica</i>	B o, β β , o	dość licznie pojedynczo licznie
Zielenice	<i>Pediastrum duplex</i> <i>Pediastrum boryneanum</i> <i>Tetradron minimum</i> <i>Pediastrum simplex</i> <i>Volvox globator</i>	B β β - o, β	licznie pojedynczo pojedynczo licznie pojedynczo
Złotowiciowce	-	-	-

Eugleniny	<i>Euglena phacus</i> <i>Trachelomonas hispida</i> <i>Euglena oxyuris</i> <i>Euglena tripteris</i> <i>Euglena gracilis</i>	- β-α α - -	licznie licznie licznie pojedynczo licznie
Tobołki	-	-	-
Orzęski	<i>Vorticella alba</i>	-	pojedynczo
Wrotki	-	-	-
Stawonogi	-	-	-

β- strefa β-mezosaprobowa; α- strefa α-mezosaprobowa; o- strefa oligosaprobowa

W tym czasie w pierwszej połowie sierpnia miał miejsce zakwit sinic. Bardzo licznie występowała sinica *Anabaena affinis*.

Tab. 4. Zestawienie gatunków występujących w czwartej próbie

Tab. 4. Summary of species occurring in the fourth sample

Taksony	IV próba 31.08.2009 r.	Strefa saprobowa (wskaźnik)	Liczebność
Sinice	<i>Anabaena affinis</i> <i>Oscillatoria formosa</i> <i>Anabaena circinalis</i> <i>Anabaena solitaria</i> <i>Anabaena flos-aque</i> <i>Aphanizomenon flos-aque</i> <i>Gomphosphaeria</i> <i>Naegeliana</i> <i>Microcystis flos-aque</i>	β α - - β, o - - -	bardzo licznie licznie licznie licznie licznie licznie pojedynczo licznie
Okrzemki	<i>Asterionella formosa</i> <i>Amphora ovalis</i> <i>Cyclotella sp.</i> <i>Cymbella lanceolata</i> <i>Fragilaria campucina</i> <i>Melosira varians</i> <i>Fragilaria crotenensis</i> <i>Gyrosigma acuminatum</i> <i>Navicula viridula</i> , <i>Navicula radiosa</i> <i>Navicula cuspidata</i> <i>Pinnularia viridis</i> <i>Synedra ulna</i> <i>Diatoma vulgare</i>	β β o,β β o,β β β β α β, o α α-β, β β, o, α-β β β	licznie pojedynczo pojedynczo pojedynczo licznie pojedynczo licznie pojedynczo licznie licznie pojedynczo pojedynczo licznie licznie
Zielenice	<i>Coleastrum microporum</i> <i>Coleastrum cambricum</i>	B -	pojedynczo licznie

	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> <i>Pediastrum duplex</i> <i>Pediastrum boryanum</i> <i>Pediastrum simplex</i> <i>Pediastrum clathratum</i> , <i>Scenedesmus quadricauola</i> <i>Scenedesmus arvernensis</i> <i>Scenedesmus acuminatus</i> <i>Staurastrum gracile</i> <i>Staurastrum vestitum</i> <i>Staurastrum paradoxum</i> <i>Pediastrum biradiatum</i> <i>Closterium lunula</i>	β β β - - β - β - - - - -	pojedynczo licznie dość licznie dość licznie pojedynczo pojedynczo pojedynczo pojedynczo pojedynczo pojedynczo dość licznie licznie
Złotowiciowce	<i>Franceia ovalis</i> , <i>Dinobryon divergens</i> <i>Mallomonas sp.</i> <i>Uroglena volvox</i> <i>Uroglena corimamma</i> <i>Synura uvella</i>	- β β, o β - β	licznie licznie pojedynczo licznie pojedynczo licznie
Eugleniny	<i>Euglena acus</i> <i>Euglena phacus</i> <i>Euglena oxyuris</i> <i>Phacus pyrum</i> <i>Trachelomonas hispida</i>	β - α - $\beta - \alpha$	licznie licznie pojedynczo pojedynczo licznie
Tobółki	<i>Ceratium hirundinella</i> <i>Peridinium babulatum</i> <i>Peridinium bipes</i>	- - -	bardzo licznie pojedynczo pojedynczo
Orzęski	<i>Actinosphaerium eichhornii</i> <i>Coleps hirtus</i> <i>Opercularia sp.</i> <i>Diffugia oblonga</i> <i>Vorticella campanula</i>	o β - - β	pojedynczo dość licznie pojedynczo pojedynczo licznie
Wrotki	<i>Keratella cochlearis</i> <i>Keratella quadrata</i> <i>Synchaeta kitina</i> <i>Cephalodella gibba</i> <i>Polyartha remata</i>	β β - - -	pojedynczo pojedynczo pojedynczo pojedynczo pojedynczo
Stawonogi	<i>Nauplius sp.</i>	-	pojedynczo

β - strefa β -mezosaprobowa; α - strefa α -mezosaprobowa; o - strefa oligosaprobowa

W tym czasie (pod koniec sierpnia) w jeziorze miał miejsce zakwit tobołków i sinic. Bardzo licznie występowały dwa gatunki: glony *Ceratium hirudinella* i sinica *Anabaena affinis*.

Tab. 5. Zestawienie gatunków występujących w piątej próbie

Tab. 5. Summary species occurring in the fifth sample

Taksony	V próba 17.09.2009r	Strefa saprobowa (wskaźnik)	Liczebność
Sinice	<i>Anabaena affinis</i> <i>Anabaena spiroides</i> <i>Microcystis flos-aque</i>	β β -	bardzo licznie licznie licznie
Okrzemki	<i>Asterionella formosa</i>	β	licznie
Zielenice	<i>Pediastrum duplex</i> <i>Scenedesmus arvernensis</i> <i>Pediastrum biradiatum</i>	β - -	licznie pojedynczo pojedynczo
Złotowiciowce	<i>Uroglena corimamma</i> <i>Synura uvella</i>	- α , α - β , o	pojedynczo licznie
Eugleniny	<i>Euglena acus</i> <i>Euglena acus</i> <i>Euglena gracilis</i>	β - -	licznie licznie pojedynczo
Tobołki	-	-	-
Orzęski	<i>Coleps hirtus</i>	β	dość licznie
Wrotki	<i>Keratella cochlearis</i> <i>Polyartha remata</i>	β -	pojedynczo pojedynczo
Stawonogi	-	-	-

β - strefa β -mezosaprobowa; α - strefa α -mezosaprobowa; o- strefa oligosaprobowa

W piątej próbie stwierdzono zakwit sinic. Bardzo licznie występował gatunek *Anabaena affinis*. Licznie towarzyszyły mu dwa inne gatunki – spokrewniona z nim *Anabaena spiroides* oraz *Microcystis flos-aque*.

Tab. 6. Zestawienie gatunków występujących w szóstej próbie
 Tab. 6. Summary species occurring in the sixth sample

Taksony	VI próba 28.09.2009r	Strefa saprobowa (wskaźnik)	Liczebność
Sinice	<i>Aphanizomenon flos-aque</i> <i>Gomphosphaeria</i> <i>Naegeliana</i> <i>Microcystis flos-aque</i> <i>Anabaena flos-aque</i> <i>Anabaena circinalis</i> <i>Microcystis aeruginosa</i>	β - β β - -	licznie pojedynczo licznie pojedynczo pojedynczo licznie
Okrzemki	<i>Asterionella formosa</i> <i>Synedra acus</i> <i>Synedra ulna</i> <i>Melosira varians</i> <i>Caloneis amphisbaena</i>	β o β β β	licznie pojedynczo pojedynczo pojedynczo
Zielenice	<i>Actinastrum hantzschii</i> , <i>Pediastrum boryanum</i> <i>Pediastrum tetras</i> <i>Pediastrum duplex</i> <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> <i>Scenedesmus quadricauda</i> <i>Scenedesmus acuminatus</i> <i>Scenedesmus obliquus</i> <i>Tetraedron caudatum</i> <i>Staurastum paradoxum</i> <i>Closterium navicula</i> <i>Coleastrum microporum</i>	β β β β β β β β - - - β	pojedynczo pojedynczo pojedynczo licznie pojedynczo pojedynczo pojedynczo pojedynczo pojedynczo pojedynczo licznie pojedynczo
Złotowiciowce	<i>Dinobryon</i> sp. <i>Mallomonas</i> sp. <i>Uroglena volvox</i> <i>Uroglena corumamma</i> <i>Synura uvella</i>	- - β - β	licznie pojedynczo licznie pojedynczo licznie
Eugleniny	<i>Phacus pleuronectes</i> <i>Euglena acus</i>	β β	pojedynczo licznie
Tobołki	<i>Peridinium babulatum</i> <i>Peridinium bipes</i>	- -	Pojedynczo pojedynczo
Orzęski	<i>Coleps hirtus</i> <i>Vorticella campanula</i>	β β	licznie licznie
Wrotki	<i>Keratella cochlearis</i> <i>Polyartha remata</i>	β β	licznie pojedynczo
Stawonogi	<i>Cyclops</i> sp. <i>Nauplius</i> sp.	- -	pojedynczo pojedynczo

β - strefa β -mezosaprobowa; α - strefa α -mezosaprobowa; o- strefa oligosaprobowa

Zestawienie wyników badań planktonu

1. W sześciu próbach wystąpiło:
 - 12 gatunków sinic,
 - 61 gatunków glonów (17 okrzemek, 23 zielenice, 7 złotowiciowców, 8 euglenin, 3 tobołki),
 - 7 gatunków pierwotniaków,
 - 5 gatunków wrotków
 - 2 gatunki stawonogów,
 2. We wszystkich sześciu próbach dominowały organizmy strefy β -mezosaprobowej,
 3. Jeden gatunek okrzemek *Asterionella formosa* występował we wszystkich sześciu próbach.
 4. W pojedynczych przypadkach występowały: *Anabaena spiroides*, *Melosira varians*, *Fragilaria crotenensis*, *Gyrosigma acuminatum*, *Pinnularia viridis*, *Diatoma vulgare*, *Actinastrum hantschii*, *Staurostrum gracile*, *Staurostrum vestitum*.
 5. Zaobserwowano, że jakościowo najwięcej było gatunków zielenic, ale ilościowo najliczniej występowały w próbach sinice *Aphanizomenon flos-aquae*.
 6. W próbie pobranej 31 sierpnia zaobserwowano zakwit sinic. Gatunkami dominującymi były *Microcystis flos-aque* oraz *Anabaena solitaria*.
 7. W pierwszej połowie sierpnia miał miejsce zakwit sinic. Bardzo licznie występowała sinica *Anabaena affinis*.
 8. W połowie września wystąpił zakwit sinic. Bardzo licznie występował gatunek *Anabaena affinis*. Licznie towarzyszyły *Anabaena spiroides* oraz *Microcystis flos-aque*.
 9. W próbach występowało 18 gatunków, które są organizmami wskaźnikowymi strefy β -mezosaprobowej:
 - Przedstawiciele sinic: *Aphanizomenon flos-aquae*, *Merismopedia glauca*, *Anabaena spiroides*, *Microcystis aeruginosa*,
 - Przedstawiciele okrzemek: *Asterionella formosa*, *Melosira varians*, *Diatoma vulgare*, *Fragilaria capucina*, *Synedra ulna*, *Navicula radiosa*,
 - Przedstawiciele zielenic: *Pediastrum boryanum*, *Pediastrum duplex*, *Sceenedesmus quadricauda*, *Closterium microponum*,
 - Przedstawiciele złotowiciowców: *Uroglena volvox*, *Synura uvella*,
 - Przedstawiciele euglenin: *Euglena acus*, *Trachelomonas hispida*.
- Na tej podstawie zakwalifikowano jezioro Droszków do drugiej klasy czystości wody.
10. W połowie września wystąpił zakwit sinic. Bardzo licznie występował gatunek *Anabaena affinis*. Licznie towarzyszyły *Anabaena spiroides* oraz *Microcystis flos-aque*.

11. W próbach występowało 18 gatunków, które są organizmami wskaźnikowymi strefy β -mezosaprobowej:

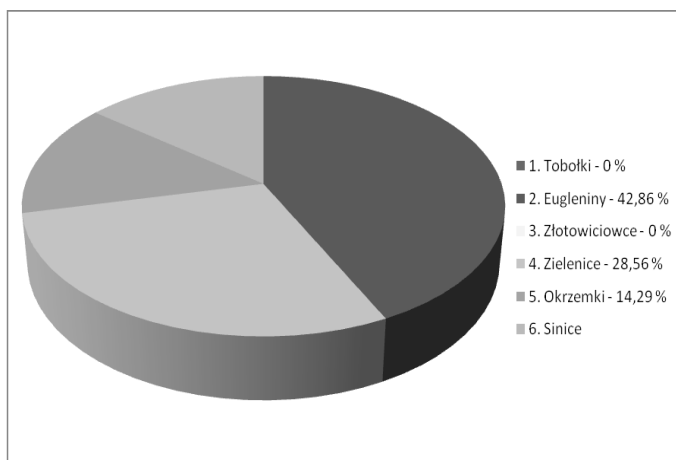
- Przedstawiciele sinic: *Aphanizomenon flos-aquae*, *Merismopedia glauca*, *Anabaena spiroides*, *Microcystis aeruginosa*,
- Przedstawiciele okrzemek: *Asterionella formosa*, *Melosira varians*, *Diatoma vulgare*, *Fragilaria capucina*, *Synedra ulna*, *Navicula radiosa*,
- Przedstawiciele zielenic: *Pediastrum boryanum*, *Pediastrum duplex*, *Sce-nedesmus quadricauda*, *Closterium microponum*,
- Przedstawiciele złotowiciowców: *Uroglena volvox*, *Synura uvella*,
- Przedstawiciele euglenin: *Euglena acus*, *Trachelomonas hispida*.

Na tej podstawie zakwalifikowano jezioro Droszków do drugiej klasy czystości wody.

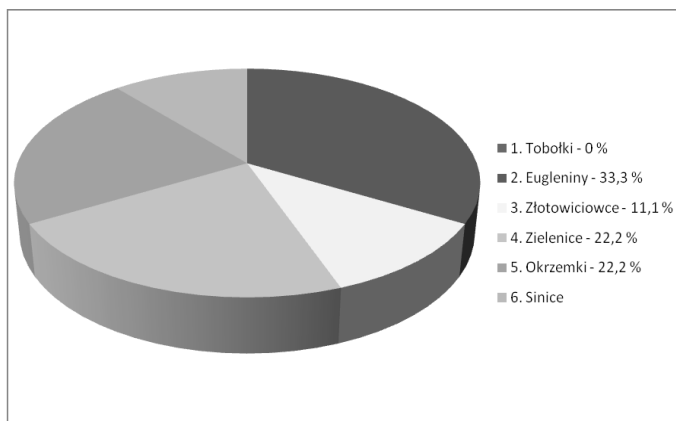
Procentowy udział sinic i glonów w badanych 6 próbach przedstawiał się jak niżej.

1. W lipcu i pierwszej połowie sierpnia w wodach jeziora Droszków dominowały eugleniny i zielenice.
2. W drugiej połowie sierpnia odnotowano dużą liczbę zielenic, okrzemek i sinic. W sierpniu również twierdzono zakwit sinic. Gatunkiem dominującym były *Microcystis flos-aque* oraz *Anabaena solitaria*. Bardzo licznie występowały też złotowiciowce, a w szczególności *Synura uvella* i *Dinobryon divergens*.
3. W miesiącu wrześniu w drugiej połowie licznie występowały zielenice i sinice oraz eugleniny. Na koniec września i sierpnia w wodzie jeziora Droszków występowała największa ilość zielenic w porównaniu do wszystkich pobranych prób.
4. Najmniej licznie występowały złotowiciowce i tobołki.
5. Tobołki występowały tylko w próbie czwartej i szóstej.

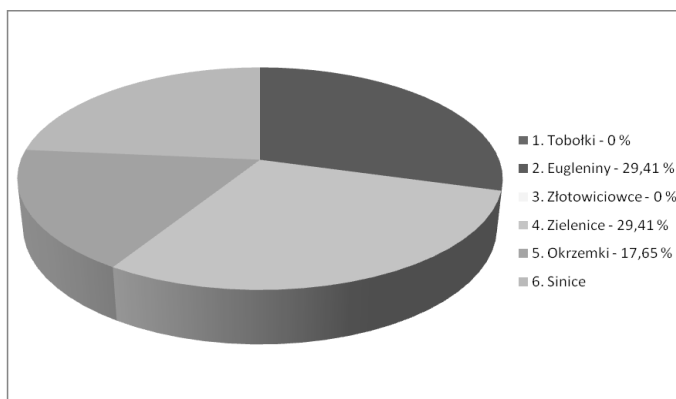
Poniżej, na wykresach kołowych, przedstawiono procentowy udział poszczególnych taksonów w próbach.



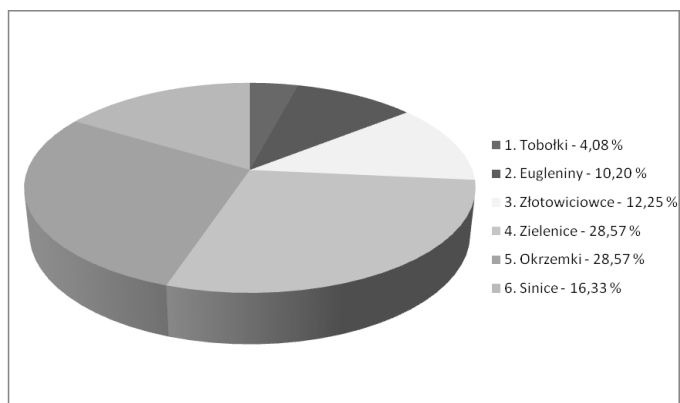
I próba



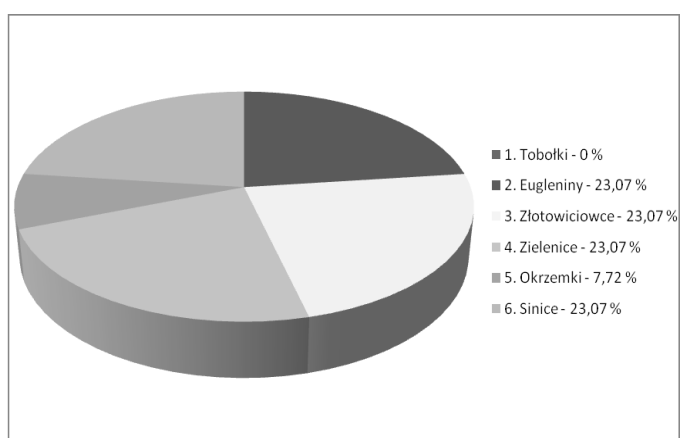
II próba



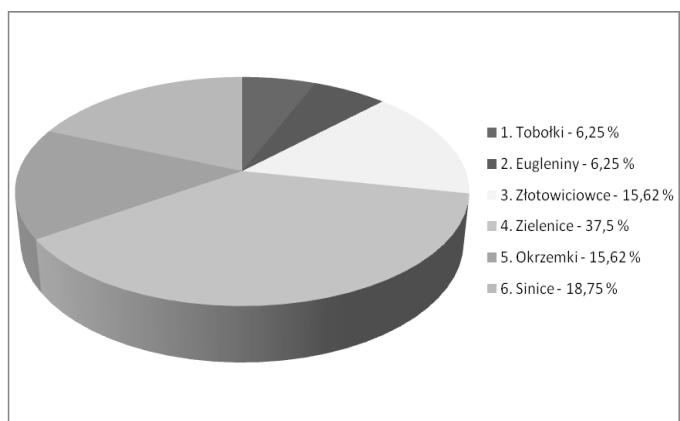
III próba



IV próba



V próba

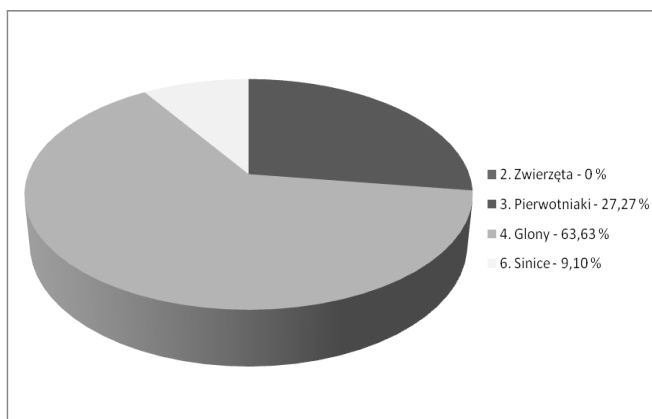


VI próba

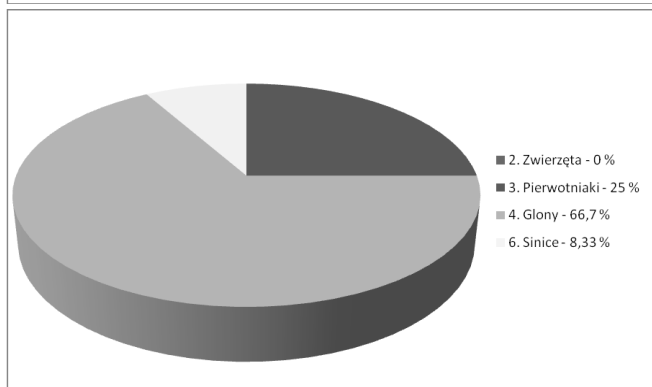
Wykres 1. Procentowa udział gatunków sinic i glonów
Fig. 1. The percentage of species cyanobacteria and algae

1. We wszystkich sześciu próbach najczęściej występowały zielenice oraz eugleniny.
2. Najliczniej występowały sinice.
3. W próbie trzeciej, czwartej i piątej, czyli okres od połowy sierpnia do połowy września odnotowano zakwit sinic.
4. W próbie pierwszej i trzeciej nie stwierdzono występowania złoto wiciowców.
5. W próbach pierwszej, drugiej, trzeciej i piątej nie stwierdzono występowania tobołków,
6. Dwa gatunki tobołków stwierdzono w próbie czwartej i szóstej.

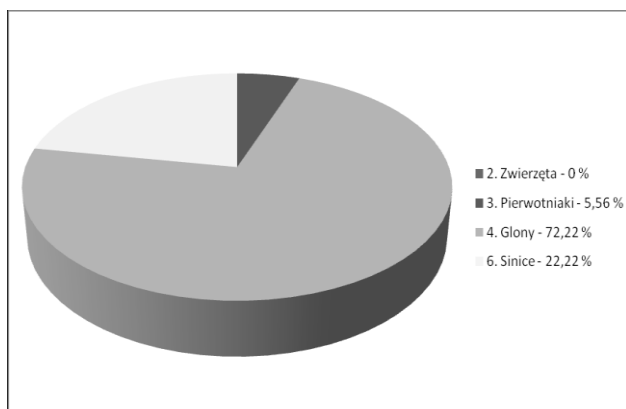
Na wykresie 2 zobrazowano procentowy udział organizmów zwierzęcych, pierwotniaków, glonów i sinic w badanych próbach planktonowych.



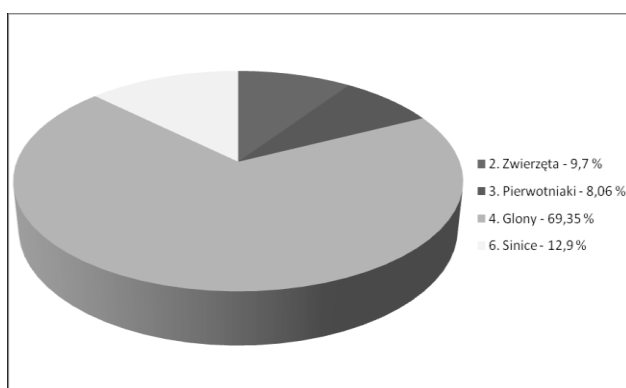
I próba



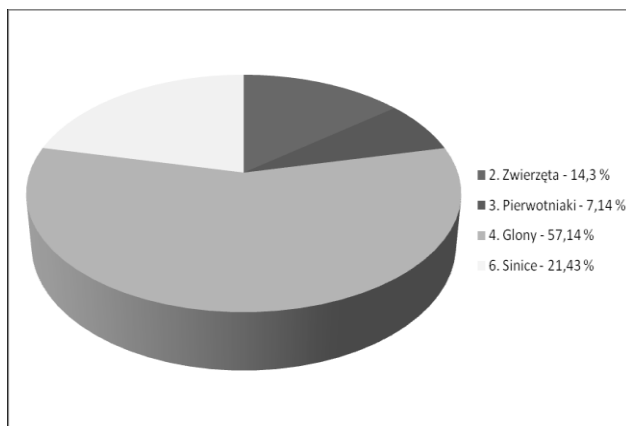
II próba



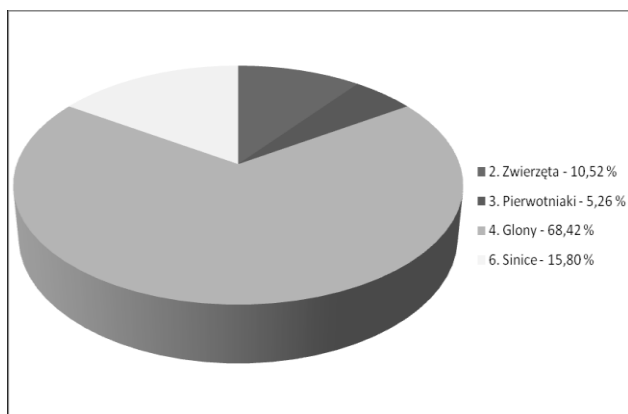
III próba



IV próba



V próba



VI próba

Wykres 2. Procentowy udział taksonów roślin, zwierząt i cyanobakterii w badanych próbach

Fig. 2. Percentage of plants taxa, animals and cyanobacteria in the test samples

1. Najliczniej we wszystkich sześciu próbach występowały sinice.
2. W pierwszych trzech próbach, czyli w okresie od początku lipca do połowy sierpnia nie stwierdzono obecności zwierząt (wrotki i stawonogi) w planktonie.
3. Pierwotniaki (orzęski) najliczniej występowały w pierwszej i w drugiej próbie (lipiec).

Wyniki badań fizykochemicznych

Badania fizykochemiczne obejmowały oznaczenie ważniejszych wskaźników jakości wód powierzchniowych w celu określenia klasy czystości wody jeziora Droszków. Poniżej w tabeli 2 zestawiono wyniki oznaczeń oraz metody badawcze, na których się opierano.

Wyniki oznaczeń zostały porównane z obowiązującym Rozporządzeniem Ministra Środowiska. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód. (Dz. U. Nr 32, poz. 284). Rozporządzenie zawiera wartości graniczne w klasach czystości wody. Każdemu wskaźnikowi została określona klasa czystości wody.

Tab. 7. Wyniki wskaźników badań fizykochemicznych

Tab. 7. The results of the physico-chemical indicators

Wskaźnik	Jednostka	Metoda badawcza	Wynik
Odczyn	pH	PN-90 / C-04540.01	8,43
Przewodnictwo właściwe	$\mu\text{S}/\text{cm}$	PN-EN 27888:1999	450
Barwa	$\text{mg Pt}/\text{dm}^3$	PN-EN ISO 7887:2002	19,8
Mętność	$\text{mg SiO}_2/\text{dm}^3$	PN-EN ISO 7027:2003	3,3
Zapach	-	PN-EN 1622:2006	roślinny
Zasadowość	mval/dm^3	PN-90/C-04540.03	2,6
Twardość	$\text{mg CaCO}_3/\text{dm}^3$	PN-ISO 6059: 1999	207
Wapń	mg/dm^3	PN-ISO 6058: 1999	59,3
Magnez	mg/dm^3	PN-ISO 6059: 1999	9,4
Utlenialność	$\text{mg O}_2/\text{dm}^3$	PN-ISO 8467: 2001	7,8
Chlorki	mg/dm^3	PN-ISO 9297:1994	25,0
Siarczany	mg/dm^3	PN-ISO 9280: 2002	67,0
Fosforany	$\text{mg PO}_4/\text{dm}^3$	PN-EN ISO 6878: 2006	<0,02
Azot amonowy	$\text{mg N}_{\text{NH}_4}/\text{dm}^3$	PN-C/04576-4: 1994	0,24
Azot azotynowy	$\text{mg N}_{\text{NO}_2}/\text{dm}^3$	PN-EN 26777: 1999	0,038
Azot azotanowy	$\text{mg N}_{\text{NO}_3}/\text{dm}^3$	PN-82/C-04576.08	0,73
Żelazo ogólne	mg/dm^3	PN-ISO 6332:2001	0,03
Mangan	mg/dm^3	PN-92/C-04590.03: 1992	0,00
Sucha pozostałość	mg/dm^3	PN-78/C-04541	345
Pozostałość po prażeniu	mg/dm^3	PN-78/C-04541	260
Straty po prażeniu	mg/dm^3	PN-78/C-04541	85

Tab. 8. Klasy czystości wody według poszczególnych wskaźników

Tab. 8. Water purity class according to various indicators

Wskaźnik	Jednostka	Wynik	Klasa czystości wody
Odczyn	pH	8,43	I
Przewodnictwo właściwe	$\mu\text{S}/\text{cm}$	450	I
Barwa	$\text{mg Pt}/\text{dm}^3$	19,8	III
Mętność	$\text{mg SiO}_2/\text{dm}^3$	3,3	
Zapach	-	roślinny	
Zasadowość	mgCuCO_3/l	130	I
Twardość	$\text{mg CaCO}_3/\text{dm}^3$	207	
Wapń	mg/dm^3	59,3	II
Magnez	mg/dm^3	9,4	I
Utlenialność	$\text{mg O}_2/\text{dm}^3$	7,8	III
Chlorki	mg/dm^3	25,0	I
Siarczany	mg/dm^3	67,0	I
Fosforany	$\text{mg PO}_4/\text{dm}^3$	<0,02	I
Azot amonowy	$\text{mg N}_{\text{NH}_4}/\text{dm}^3$	0,24	I

Azot azotynowy	mg N _{NO2} /dm ³	0,125	III
Azot azotanowy	mg N _{NO3} /dm ³	3,23	I
Żelazo ogólne	mg/ dm ³	0,03	I
Mangan	mg/ dm ³	0,00	I
Sucha pozostałość	mg/ dm ³	345	
Pozostałość po prażeniu	mg/ dm ³	260	
Straty po prażeniu	mg/ dm ³	85	

Poniższa tabela 9 przedstawia wartości graniczne wody wskaźników w poszczególnych klasach czystości. Na podstawie tych danych określano klasy czystości wody wskaźników oznaczanych w pracy.

Tab. 9. Wartości graniczne wskaźników jakości wody w klasach jakości wód powierzchniowych według Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 r. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód. (Dz. U. Nr 32, poz. 284).

Tab. 9. The limit values of water quality indicators in surface water quality classes according to the Decree of the Minister of Environment of 11 February 2004 on the classification for presenting the status of surface water and ground-water, how to conduct monitoring and how to interpret the results and present status of these waters (Journal of Laws No. 32, item. 284).

Lp.	Wskaźnik jakości wody	Jednostka	Wartości graniczne w klasach I-V				
			I	II	III	IV	V
Wskaźniki fizyczne							
1	Temperatura wody	°C	22	24	26	28	>28
2	Zapach	krotność	1	3	10	20	>20
3	Barwa	mg Pt/l	5	10	20	50	>50
4	Zawiesiny ogólne	mg/l	15	25	50	100	>100
5	Odczyn	pH	6,5-8,5	6,0-8,5	6,0-9,0	5,5-9,0	<5,5 lub >9,0
Wskaźniki tlenowe							
6	Tlen rozpuszczony	mg O ₂ /l	7	6	5	4	<4
7	BZT ₅	mg O ₂ /l	2	3	6	12	>12
8	ChZT-Mn	mg O ₂ /l	3	6	12	24	>24
9	ChZT-Cr	mg O ₂ /l	10	20	30	60	>60
10	Ogólny węgiel organiczny	mg C/l	5	10	15	20	>20

Wskaźniki biogenne							
11	Amoniak	mg NH ₄ /l	0,5	1	2	4	>4
12	Azot Kjeldahla	mg N/l	0,5	1	2	4	>4
13	Azotany	mg NO ₃ /l	5	15	25	50	>50
14	Azotyny	mg NO ₂ /l	0,03	0,1	0,5	1,0	>1,0
15	Azot ogólny	mg N/l	2,5	5	10	20	>20
16	Fosforany	mg PO ₄ /l	0,2	0,4	0,7	1,0	>1,0
17	Fosfor ogólny	mg P/l	0,2	0,4	0,7	1,0	>1,0
Wskaźniki zasolenia							
18	Przewodność w 20 °C	µS/cm	500	1.000	1.500	2.000	>2.000
19	Substancje rozpuszczone	mg/l	300	500	800	1.200	>1.200
20	Zasadowość ogólna	mg CaCO ₃ /l	>200	100	20	10	<10
21	Siarczany	mg SO ₄ /l	100	150	250	300	>300
22	Chlorki	mg Cl/l	100	200	300	400	>400
23	Wapń	mg Ca/l	50	100	200	400	>400
24	Magnez	mg Mg/l	25	50	100	200	>200
25	Fluorki	mg F/l	0,5	1,0	1,5	1,7	>1,7
Metale, w tym metale ciężkie ¹⁾							
26	Arsen	mg As/l	0,01	0,01	0,05	0,100	>0,100
27	Bar	mg Ba/l	0,1	0,1	0,5	1,0	>1,0
28	Bor	mg B/l	0,5	1,0	2,0	4,0	>4,0
29	Chrom ogólny	mg Cr/l	0,05	0,05	0,05	0,10	>0,10
30	Chrom (VI)	mg Cr/l	0,02	0,02	0,02	0,04	>0,04
31	Cynk	mg Zn/l	0,3	0,5	1	2	>2
32	Glin	mg Al/l	0,1	0,2	0,4	0,8	>0,8
33	Kadm	mg Cd/l	0,0005	0,001	0,001	0,005	>0,005
34	Mangan	mg Mn/l	0,05	0,1	0,5	1,0	>1,0
35	Miedź	mg Cu/l	0,02	0,04	0,06	0,100	>0,100
36	Nikiel	mg Ni/l	0,01	0,02	0,05	0,2	>0,2
37	Ołów	mg Pb/l	0,01	0,01	0,02	0,05	>0,05
38	Rtęć	mg Hg/l	0,0005	0,001	0,001	0,005	>0,005
39	Selen	mg Se/l	0,01	0,01	0,02	0,04	>0,04
40	Żelazo	mg Fe/l	0,1	0,3	1,0	2,0	>2,0

Na podstawie wyników analizy fizykochemicznej wody (11 wskaźników w I klasie, 1 wskaźnik w II klasie, 3 wskaźniki w III klasie) jezioro Droszków możemy zakwalifikować do II klasy czystości wody, z tego względu, że trzy wskaźniki (barwa, utlenialność, azotyny) odbiegają od pozostałych i w tym przypadku są w III klasie czystości wody.

Wyniki badań sanitarnych

Próbka z kwietnia (26.04. 2010 r.)

- Bakterie grupy *coli* typu fekalnego 9 j.t.k./100 ml
- Miano *coli* 11 j.t.k./100 ml

Wynik wskazuje, że woda spełnia wymogi I klasy czystości.

Próbka z maja (18.05.2010 r.)

Próba była pobierana po bardzo obfitych opadach deszczu. Poziom wody był znacznie podwyższony, a powierzchnia wody pokryta zanieczyszczoną pianą. Z tego względu wynik uznano za niewiarygodny.

- Bakterie grupy *coli* typu fekalnego 460 j.t.k./100ml
- Miano *coli* 0,2 j.t.k./100ml

Tab. 10. Wskaźniki mikrobiologiczne dopuszczalne w poszczególnych klasach czystości wody, według Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 r. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód. (Dz. U. Nr 32, poz. 284).

Tab. 10. Acceptable microbiological indicators in different classes of water purity, according to the Decree of the Minister of Environment dated 11 February 2004 on the classification for presenting the status of surface water and groundwater, how to conduct monitoring and how to interpret the results and present status of these waters (Journal of Laws No. 32, item. 284).

	Objętość próby	Klasy czystości wody				
		I	II	III	IV	V
Liczba bakterii grupy <i>coli</i> typu kałowego	w 100 ml	20	200	2.000	20.000	>20.000
Liczba bakterii grupy <i>coli</i>	w 100 ml	50	500	5.000	50.000	>50.000

DYSKUSJA

Prowadzone w pracy badania miały na celu określenie klasy czystości wody metodą biologiczną w oparciu o występujący w niej plankton. W pracy zostały wykonane trzy analizy badań wody. Pierwszą metodą była analiza planktonu głównie fitoplanktonu i została ona wykonana w okresie wakacyjnym 2009 roku (lipiec, sierpień, wrzesień). Do określenia stopnia zanieczyszczenia wody metodą biologiczną oparto się na systemie saprobowym. Wyniki tej analizy wykazały, że woda w jeziorze Droszków zalicza się do strefy β - mezosaprobo-

wej, co odpowiada drugiej klasie czystości wody. Woda została również poddana analizie fizykochemicznej, która została przeprowadzona w maju 2010 roku. Z tej analizy wynika, że woda spełnia wymogi II klasy czystości. Trzecią analizą jaka została wykonana jest określenie klasy czystości wody na podstawie badań bakteriologicznych. Próbką wody do tej analizy została pobrana dwukrotnie w kwietniu i maju bieżącego roku. Z tych badań wynika, że stan sanitarny wody spełnia wymogi I klasy czystości wody.

Uwzględniając rezultaty wszystkich wykonanych w pracy badań jezioro Droszków zostało zakwalifikowane do drugiej klasy czystości wody. Wyniki badań analizy biologicznej i fizykochemicznej są zgodne, a brak zanieczyszczenia sanitarnego i obecności w niej *Escherichia coli* wykazuje, że do zbiornika nie są odprowadzane ścieki bytowo-gospodarcze (fekalia).

Analiza biologiczna opierająca się na systemie organizmów wskaźnikowych wnosi wiele informacji o stanie ekologicznym jezior. W zbiornikach o ustabilizowanych warunkach fizykochemicznych, przy określonej koncentracji pierwiastków biogennych możliwe jest określenie modeli zbiorowisk planktonu, które są charakterystyczne dla poszczególnych etapów sukcesji troficznej. Ponadto skład i obfitość glonów jest cenną informacją przy ocenie stanu ekologicznego jezior ponieważ odzwierciedlają one ogólne warunki środowiska, a nie chwilowe stany w danym zbiorniku. W analizie fizykochemicznej wskaźniki takie jak zawartość tlenu, odczyn i koncentracja wielu jonów mogą zmieniać się w ciągu dnia nawet w dość dużym zakresie [Hutorowicz 2004].

Analiza biologiczna ma decydujące znaczenie we wszystkich zagadnieniach, które dotyczą nie tylko problemu jakości wody, lecz także stanu czystości danego zbiornika wodnego. W przeciwieństwie do badań chemicznych ocena jakości wody dokonana metodami biologicznymi odnosi się również do okresu poprzedzającego pobór próby, co pozwala wnioskować o zmianach składu wody i ocenić przebieg procesu samooczyszczania [Warchałowska 1997]. Istotną zaletą metod biologicznych jest ich łatwość wykonania bez nakładów czasowych i pieniężnych, które są niezbędne w analizie chemicznej i bakteriologicznej (zakup odczynników oraz kosztowny sprzęt i aparatura).

Przy określeniu klasy czystości wody opierano się na Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 roku w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentowania stanu tych wód. (Dz.U.Nr 32,poz.284). Przez lata ocena jakości i klasyfikacja rzek oparta była na analizie właściwości fizyczno-chemicznych wód. Badania biologiczne w monitoringu wykorzystywane były sporadycznie – z reguły stosowano system saprobów, a wartość indeksu wyznaczana była na podstawie analizy mikroorganizmów planktonowych. Zmieniło się to z dniem 20 sierpnia 2008 roku, w którym Minister Środowiska wydał nowe Rozporządzenie w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych. Rozporządzenie

to zaleca opieranie oceny ekosystemów wodnych na komponencie biologicznym, który jedynie wspomagany jest kryteriami fizykochemicznymi. Dodatkowo do monitoringu wprowadzono element oceny hydromorfologicznej, określającej charakter występujących siedlisk i stopień ich przekształcenia tj.: wielkość, dynamika przepływu wody, czas retencji, połączenie z częściami wód podziemnych, struktura ilościowa, podłoże dna oraz struktura brzegu i jeziora.

WNIOSKI

- Przeprowadzone badania potwierdziły tezę, że badania planktonu mają zastosowanie do określania klasy czystości wody.
- Wyniki badań fitoplanktonu wykazały, że woda w jeziorze Droszków należała do strefy β -mezosaprobowej. Strefa ta odpowiada drugiej klasie czystości wody.
- Wyniki badań fizykochemicznych wykazały, że woda w jeziorze Droszków klasyfikuje się do drugiej klasy czystości wód.
- Wyniki badań mikrobiologicznych jeziora Droszków wykazały, że woda nie jest zanieczyszczona sanitarnie.
- Wyższość metod biologicznych nad analizą chemiczną polega głównie na tym, że są one szybkie i przyjazne środowisku, z powodu nieużywania odczynników chemicznych.

LITERATURA

1. HUTOROWICZ A.: *Metody poboru prób i analiza ilościowo-jakościowa fitoplanktonu w jeziorach*. WIOŚ Olsztyn. Olsztyn 2004
2. Norma PN-75C-04615 1975: *Oznaczenie bakterii grupy coli metodą fermentacyjną probówkową*
3. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 r. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód. (Dz. U. Nr 32, poz. 284)
4. TUROBOYSKI W.: *Hydrobiologia techniczna* Wyd. Nauk. PWN. Warszawa 1979
5. WARCHAŁOWSKA T.: *Metody wykonywania oznaczeń saprobowości*. Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska. Warszawa 1997

PLANKTON AS THE WATER QUALITY CLASS INDICATOR

S u m m a r y

The purpose of the diploma paper was analyzing literature on the subject of trophy and eutrophication of water reservoirs, water quality in lubuskie province and review and description of water microorganisms and their place in a lake to perform biological analysis of water quality class based on the collected plankton samples. In July, August and September different species of plankton of the lake Droszków in Lubuskie province, commune Zabor were observed. Moreover sanitary tests of the lake were performed in Water Treatment Station (ZUW) in Zielona Góra and furthermore physicochemical tests were made by the central laboratory of the Institute of Environment Engineering of the University of Zielona Góra. The purpose of conducted observation was evaluation of the water quality of Droszków lake and specifying its quality class using biological method. In the second half of August cyanobacterial blooms was observed. The dominating species were Microcystis flos-aque and Anabaena solitaria. Numerous Chrysophyceae were also observed in particular Synura uvella and Dinobryon divergens. The conducted research focused on definition of the quality class of the lake water by microscopic observation of plankton. To compare the relevance of biological method also physicochemical and sanitary tests were made. The results were analyzed according to the Regulations of the Minister of Environment dated 11.02.2004 on classification the condition of surface and underground water, monitoring method and results interpretation and finally presentation of such water quality (J.o.L. No. 32, item 284).

Key words: trophy and eutrophication of water reservoirs, biological analysis of water quality class based of plankton samples



KAPITAŁ LUDZKI
NARODOWA STRATEGIA SPÓJNOŚCI



Lubuskie
Warte zachodu

UNIA EUROPEJSKA
EUROPEJSKI
FUNDUSZ SPOŁECZNY



Katarzyna Łuszczyńska jest stypendystą w ramach Poddziałania 8.2.2 „Regionalne Strategie Innowacji”, Działania 8.2 „Transfer wiedzy”, Priorytetu VIII „Regionalne Kadry Gospodarki” Programu Operacyjnego Kapitał Ludzki współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Społecznego Unii Europejskiej i z budżetu państwa

MAGDA HUDAK*

**ODRZAŃSKI TURYSTYCZNY SZLAK WODNY
A OBSZARY NATURA 2000 I INNE OBSZARY CHRONIONE
W WOJEWÓDZTWIE LUBUSKIM**

Streszczenie

Realizacja celów ochrony przyrody nie wyklucza inwestycji na obszarach chronionych, choć oczywiście nakłada na nie istotne ograniczenia. Wymaga takiego planowania i projektowania przedsięwzięć, które zapewni realizację inwestycji, przy minimalizacji niekorzystnego jej wpływu na środowisko. Podstawowymi problemami środowiskowymi, związanymi z realizacją obiektów związanych z turystycznymi szlakami wodnymi, będą straty przyrodnicze, towarzyszące w sposób nieunikniony budowie i rozbudowie obiektów infrastruktury turystycznej oraz wzrost uciążliwości akustycznych wynikających z eksploatacji szlaku wodnego w sezonie wiosenno-letnim. W niniejszej pracy przedstawiony został turystyczny szlak wodny na lubuskim odcinku Odry. Szczególną uwagę zwrócono na jego położenie oraz lokalizację przystani w stosunku do obszarów Natura 2000 oraz innych obszarów chronionych.

Słowa kluczowe: obszary Natura 2000, turystyka wodna, obszary chronione

WSTĘP

Według Krzymowskiej-Kostrowickiej [1999], przyroda stanowi „dobro główne” dla ponad 60% turystów, zaś „tło” – dla zaledwie 12,5%. Dlatego wypoczynek w lesie, a zwłaszcza nad wodą jest jedną z najbardziej popularnych form rekreacji w Polsce. Wypoczynek taki połączony z żeglowaniem staje się coraz bardziej powszechną formą spędzania urlopu.

Turystyka kwalifikowana czy też ekoturystyka ukierunkowana na poznawanie różnorodności krajobrazów oraz cech przyrody jest szansą na rozwój dla wielu regionów, a m.in. dla województwa lubuskiego. Parki krajobrazowe, obszary chronionego krajobrazu oraz rezerваты przyrody, ze względu na szczególne wa-

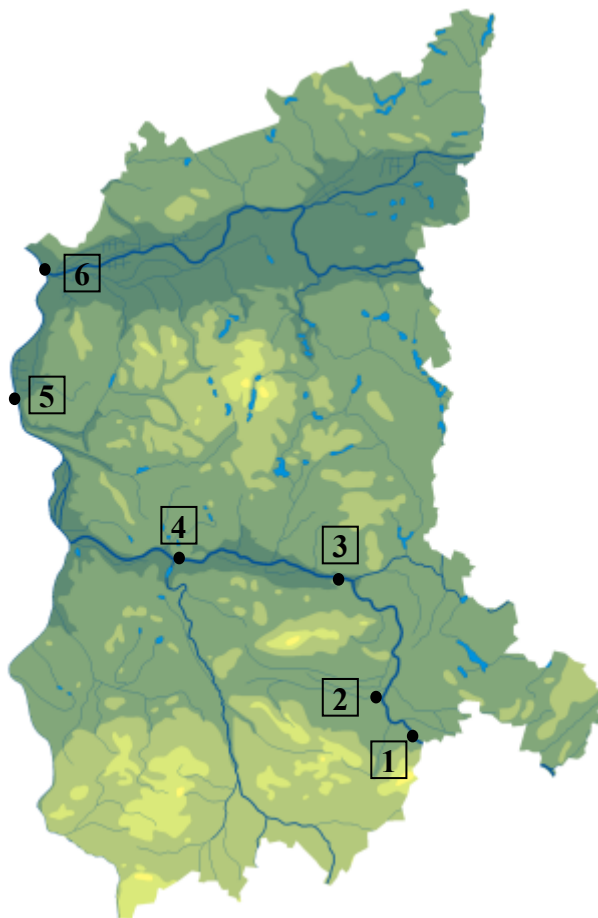
* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Hydrologii i Geologii Stosowanej

lory przyrodnicze to miejsca, w których znajdować się powinny wzorcowe warunki aktywnego wypoczynku i realizacji zainteresowań. Jednak ochrona nie wyklucza oglądania czy podziwiania. Można to robić, uprawiając turystykę kwalifikowaną jaką jest, np. turystyka wodna. Te dwie, pozornie wykluczające się dziedziny, mają szansę na harmonijne współistnienie. Należy więc zadbać nie tylko o prawidłowe postawy turystów i odpowiednie zasady zarządzania walorami przyrody, ale również o rozbudowę systemu portów i przystani turystycznych niwelujących negatywny wpływ ruchu turystycznego i żeglugi towarowej na stan środowiska naturalnego.

LUBUSKI ODCINEK ODRY

Pod względem całkowitej długości Odra jest drugą (po Wiśle) rzeką Polski. Jej całkowita długość wynosi 854,3 km i przepływa przez Czechy, Polskę i Niemcy. Jednak biorąc pod uwagę tylko jej część w granicach Polski jest trzecią rzeką pod względem długości – 742 km, po jej dopływie Warcie. Wypływa na wschodzie Czech, w Górach Odrzańskich, w Sudetach Wschodnich, a uchodzi do Roztoki Odrzańskiej, będącej zatoką Zalewu Szczecińskiego, w północno-zachodniej części Polski, przy północnej granicy miasta Police. Odra od wieków była rzeką mającą ogromne znaczenie gospodarcze. Była źródłem taniej siły, która wprawiała w ruch stojące na Odrze młyny wodne. Dostarczała także różnego rodzaju pożytków. Rzeką ta od wieków dostosowywana była do potrzeb żeglugowych, była ważną drogą wodną łączącą dorzecza Europy Zachodniej z dorzeczami Europy Wschodniej. Swoje bezpośrednie połączenie z Odrą mają liczne drogi wodne. Oprócz znaczenia gospodarczego, rzeka kształtowała osadnictwo, które przede wszystkim rozwijało się bujnie u ujścia jej dopływów. Przykładami mogą tu być takie miasta, jak Opolo, Wrocław, Kostrzyn, Szczecin, Wolin. Odra była i jest również rzeką graniczną w aspekcie polityczno-gospodarczym. Określano ją jako granicę państw, jako granicę systemów gospodarczych, jako łącznik między wschodem a zachodem oraz między północą i południem Europy. Odra również miała i ma znaczenie geograficzne. Swym nurtem wtapia się jak klejnot w krajobraz ziem, przez które przepływa, często je przecinając lub tworząc granice dla krain geograficznych. Obecnie Odra jest rzeką nieco zaniedbaną i zapomnianą. Pogłębia się techniczna dekapitalizacja Odrzańskiej Drogi Wodnej. Niewystarczający jest stan techniczny zabezpieczeń przeciwpowodziowych. Proces ten nazywany jest renaturalizacją rzeki [Pyś 2006].

Dlatego też należy rozważyć turystyczne wykorzystanie tego szlaku wodnego. Spływy kajakowe to jedna z najciekawszych i najpopularniejszych form spędzania wolnego czasu. Oprócz aktywności fizycznej, niejednokrotnie, podczas spływów kajakowych można cieszyć się pięknem przyrody, a także zabytkami znajdującymi się na wyznaczonych trasach.



1 – Bytom Odrzański, 2 – Nowa Sól, 3 – Cigacice, 4 – Krosno Odrzańskie, 5 – Słubice,
6 – Kostrzyn nad Odrą

Rys. 1. Lubuski odcinek Odry [Kołodziejczyk 2002]
Fig. 1. Oder in Lubuskie Province [Kołodziejczyk 2002]

Jednym z większych szlaków wodnych na omawianym terenie jest rzeka Odra, na odcinku od Bytomia Odrzańskiego do Krosna Odrzańskiego i dalej do Słubic i Kostrzyna nad Odrą, stanowiąca fragment Międzynarodowej Drogi Wodnej E30, łączącej Morze Bałtyckie z Dunajem w Bratysławie (na terytorium polskim – Odra od Szczecina do granicy państwa) [Jarzębińska i Majewski 1999].

Pierwszym portem na lewym brzegu lubuskiego odcinka Odry jest Bytom Odrzański, na 416,7 km rzeki – rys. 1. Znajduje się tutaj przystań dla statków pasażerskich o nośności poniżej 1.350 ton na kanale portowym oraz przystań jachtowa o długości 41 m i 8 stanowiskach cumowniczych, składająca się z 4

pontonów pływających o szerokości 2,4 m i długości 10 m każdy i 9 odnóg cumowniczych długości 5 m. Do obiektu doprowadzona jest energia elektryczna oraz woda. Na miejscu można też skorzystać z sanitariatów.

Płynąc dalej, na 421,9 km, mijamy wieś Siedlisko z widocznymi, na prawym brzegu, ruinami renesansowego zamku. W tym miejscu przez rzekę przechodzi linia wysokiego napięcia. Na 427,0 km znajduje się przystań turystyczna w Starej Wsi.

Począwszy od Bytomia Odrzańskiego szlak wodny prowadzi przez tereny otoczone łąkami i lasami, gdzie spotkać można, m.in. gniazdującego orla bielika oraz liczne ptactwo wodne i leśne. Na tym odcinku, na 428,8 km, przepływamy pod mostem drogowym będącym częścią drogi nr 315 Nowa Sól - Wolsztyn.

Największym miastem położonym na omawianym szlaku jest, wspomniana wcześniej, Nowa Sól, znajdująca się na 429 km rzeki. W Nowej Soli powstały stanowiska postojowe dla statków pasażerskich o długości kadłuba od 30 do 83 m, szerokości do 9,5 m, zanurzeniu do 1,5 m i nośności do 800 ton. Znajduje się tutaj również marina, która została zlokalizowana tuż przy Przystani Kajakowej. Jej wyposażenie pozwala na kompleksową obsługę przyplwających jednostek. Obiekt został zbudowany na ruchomych pomostach pływających umożliwiających bezpieczne cumowanie małych jednostek poruszających się po szlaku wodnym niezależnie od stanu Odry.

Pokonując kolejny odcinek Odry, do Cigacic, na 437,5 km przepływamy pod nisko zawieszonym mostem kolejowym, częściowo rozebrany, łączącym Nową Sól z Wolsztynem.

Na 450 km rzeki, w wsi Milsko, znajduje się przeprawa promowa będąca fragmentem drogi 278 Zielona Góra-Kargowa.

Następna przeprawa mostowa, w ciągu drogi S3 Szczecin-Jakuszyce, znajduje się na 470,8 km. W jej pobliżu ma swoje ujście Obrzyca. Tam też zlokalizowane jest miejsce biwakowe.

Kolejnym dużym ośrodkiem, na lubuskim odcinku Odry, są Cigacice. Zbudowano tu nabrzeże o szerokości 5,5 m i długości 102 m, wyposażono je w dalby cumownicze, drabinki i pachołki. Można również korzystać z przystani turystycznej wyposażonej w pływający pomost, nabrzeże betonowe oraz slip z wyciągarką elektryczną. Do dyspozycji wodniaków jest pole namiotowe z przyłączem energetycznym oraz węzeł sanitarny. Wybudowano także drogę dojazdową i ciąg pieszo-rowerowy o szerokości 3 m i długości 460 m.

Na odcinku pomiędzy 477,8 km a 496 km rzeki minimy kolejno:

- most kolejowy na trasie Czerwieńsk – Poznań,
- prom samochodowy w Pomorsku,
- prom samochodowy w Brodach,
- most kolejowy na trasie Czerwieńsk – Szczecin,
- linię wysokiego napięcia.

Płynąc dalej, na 514 km lewobrzeżnej Odry, możemy zawinąć do Krosna Odrzańskiego. Zlokalizowano tu przystań dla statków pasażerskich i turystycznych. Przy nabrzeżu może cumować jeden statek pasażerski (do 80 m długości) oraz 12 łodzi sportowych.

Począwszy od 542 km, aż do rozwidlenia na część wschodnią i zachodnią, Odra jest rzeką graniczną, której lewy brzeg należy do Niemiec, a prawy – do Polski.

Na 553,4 km, dzięki Kanałowi Odra-Szprewa, można skierować się w stronę Niemiec i kontynuować spływ. Kanał ten łączy Odrę, koło miejscowości Eise-nhüttenstadt, z rzeką Dahme, która jest dopływem Sprewy.

W Świecku, na 580,0 km, brzegi rzeki łączy żelbetowy most drogowy w ciągu krajowej drogi ekspresowej A2. W jego pobliżu zlokalizowany został stalowy most kolejowy.

Pomiędzy wsiami Owczary i Górzycy na 604 km, wprowadzono zakaz cumowania ze względu na przechodzący w tym miejscu podwodny kabel.

Na lewym brzegu Odry, na 610,4 km, znajduje się wejście do kanału Vor-flut. Ma on swoje ujście około 5,5 km dalej. Kanał ten omija, po stronie niemieckiej, Stary Kostrzyn, w okolicach którego znajdują się dwie przeprawy mostowe. Na 614,9 km jest to stalowy most drogowy, natomiast na 615,1 km – most kolejowy.

Na opisywanym odcinku rzeki swoje ujścia znajdują liczne średnie i małe rzeki nizinne. Są to m.in.:

- Rów Krzycki – 433 km rzeki (prawy brzeg),
- Czarna Struga – 434,2 km rzeki (lewy brzeg),
- Śląska Ochla – 442,7 km rzeki (lewy brzeg),
- Obrzyca – 469,4 km rzeki (prawy brzeg),
- Ołobok – 489,0 km rzeki (lewy brzeg),
- stare ujście Bobru – 514,5 km (lewy brzeg),
- Bóbr – 516,0 km rzeki (lewy brzeg),
- Nysa Łużycka – 542,4 km rzeki (lewy brzeg),
- Młynówka - 563,5 km rzeki (prawy brzeg),
- Pliszka – 566,9 km rzeki (prawy brzeg),
- Briskower See – 576,5 km rzeki (lewy brzeg),
- Ilanka – 578,7 km rzeki (prawy brzeg),
- Warta – 617,6 km rzeki (prawy brzeg).

OBSZARY NATURA 2000 I INNE OBSZARY CHRONIONE

Województwo lubuskie położone jest w zachodniej części Polski na obszarze Środkowego Nadodrza. Jest ono najbardziej zalesionym województwem w kraju. Kompleksy leśne zajmują tu blisko 50% ogólnej powierzchni regionu.

Ponadto na tym terenie, pomiędzy sosnowymi lasami, znajduje się ponad dwieście jezior. Najcenniejsze przyrodniczo tereny chronione są przez 25 rezerwatów, ok. 1000 pomników przyrody i 5 obszarów chronionego krajobrazu.

Według Ustawy o ochronie przyrody z 16 kwietnia 2004 roku (rozdz. 2, art. 6.1 – Dz. U. 2004 nr 92 poz. 880) prawnymi formami ochrony przyrody w Polsce są:

- parki narodowe,
- rezerwaty przyrody,
- parki krajobrazowe,
- obszary chronionego krajobrazu,
- obszary Natura 2000,
- pomniki przyrody,
- stanowiska dokumentacyjne,
- użytki ekologiczne,
- zespoły przyrodniczo-krajobrazowe,
- ochrona gatunkowa roślin, zwierząt i grzybów.

Wzdłuż opisywanego lubuskiego odcinka Odry znajdują się niżej wymienione formy ochrony przyrody.

Krzesiński Park Krajobrazowy położony jest na terenie gmin: Gubin, Cybinka i Maszewo, został powołany w lipcu 1998 r. Znajduje się w zachodniej części województwa, w widłach rzek Odry i Nysy Łużyckiej. Zajmuje powierzchnię 8 546 ha i nie posiada otuliny. Ze względu na dolinny charakter dominują tereny rolnicze, głównie użytki zielone.

Gryżyński Park Krajobrazowy położony jest na terenie gmin: Bytnica, Krosno Odrzańskie, Czerwieńsk, Skąpe i Łagów, utworzony został w kwietniu 1996 r. Znajduje się w środkowej części Ziemi Lubuskiej. Powierzchnia parku wynosi 2 755 ha, a otuliny 20 412,5 ha. Ochronie poddane zostały tereny połodowcowej rynnny rzeki Gryżyna o znacznych walorach krajobrazowych i przyrodniczych, mało zmienione gospodarką człowieka. 86,6% powierzchni parku stanowią lasy.

Kargowskie Zakola Odry jest to obszar leżący pomiędzy Klenicą a Cigacicami, wąsko rozciągnięty wzdłuż doliny Odry, ujścia Obry oraz Zimnej Wody. Cechą wyróżniającą są duże obszary łągu olchowo-jesionowego (siedlisko priorytetowe dla Wspólnoty) leżące w kompleksie z fragmentami olesu i łąk wilgotnych oraz duże obszary łąk zalewowych i zmiennowilgotnych, z bogatą fauną i florą. Dodatkową zaletą jest fakt, iż prawie 35% ostoi zajmują bardzo dobrze wykształcone lasy łąkowe.

Łęgi Słubickie to obszar leżący w pobliżu Słubic, składa się z dwóch części położonych na północ i na południe od miasta; obejmuje tereny zalewowe Odry. W części północnej, w obrębie międzywala szerokiego w tym miejscu na ponad kilometr, znajdują się ekstensywnie użytkowane pastwiska i łąki o powierzchni około 200 ha, zaś część południowa zajęta jest przez lasy łąkowe. Łęgi na południe od miasta są jednymi z nielicznych w Polsce fragmentów lasów łąkowych wciąż podlegających regularnym zalewom. Na północ od Słubic, między Odrą

a wałem przeciwpowodziowym zachowały się fragmenty regularnie zalewanych błoni nadrzecznych (mozaika szuwarów mozgowych, starorzeczy, kęp łągu wiązowego i wierzbowego), a za wałem – płaty silnie grądowiejących, lecz wciąż jeszcze cennych lasów liściastych o łąkowej genezie. Są tu jedyne, zachowane po polskiej stronie granicy, fragmenty łągów wiązowo-jesionowych na całym odcinku doliny Odry, poniżej Słubic aż do ujścia rzeki.

Nowosolska Dolina Odry jest to fragment doliny Odry, stanowiący tereny zalewowe, od rejonu miejscowości Dobrzejewice do mostu na drodze łączącej miejscowości Zabór i Bojadła. Obszar obejmuje typowo wykształcone płaty lasów i zarośli łąkowych, wciąż podlegających zalewom, oraz mozaikę szuwarów turzycowych, mozgowisk, wilgotnych łąk i zarośli wierzbowych.

Dolina Środkowej Odry znajduje się na terenie województw dolnośląskiego i lubuskiego. Obszar zajmuje fragment doliny Odry od Nowej Soli do ujścia Nysy Łużyckiej wraz z rejonem ujścia Obrzycy do Odry. Znaczna część obszaru jest zalewana podczas wysokich stanów wody w Odrze. Zachowane są tutaj liczne starorzecza, występują duże kompleksy wilgotnych łąk, a także zarośla i lasy łąkowe. Wśród tych ostatnich najcenniejsze są fragmenty łągów jesionowo-wiązowych (np. kompleks k. Krępy) i łągów wierzbowych.

Obszar Specjalnej Ochrony Ptaków „Ujście Warty” stanowiący jednocześnie Park Narodowy oraz Park Krajobrazowy o tej samej nazwie – obejmuje terasę zalewową Warty, przy jej ujściu do Odry, Kostrzyński Zbiornik Retencyjny i fragment doliny Odry. Obszar ten jest poprzecinany licznymi odnogami cieków, starorzeczami i kanałami. Na terenach zalewowych dominują okresowo zalewane łąki i pastwiska, szuwary, zarośla wierzb i łągi wierzbowe. Obszar obejmuje:

- Park Narodowy Ujście Warty,
- część Parku Krajobrazowego Ujście Warty,
- rezerwat przyrody Lemierzyce,
- rezerwat przyrody Pamięcin,
- rezerwat przyrody Dolina Postonii,
- fragment ostoi Ramsar-Słońsk.

Obszary Natura 2000 - tworzone od 2004 roku, zgodnie z prawem Unii Europejskiej (dyrektywą ptasią z 1979 roku i dyrektywą siedliskową z 1991 roku), a także nową polską Ustawą o ochronie przyrody z 2004 roku – w znacznej części pokrywają się z istniejącymi już w Polsce powierzchniami prawnie chronionymi. Ich zarządzanie, zagospodarowanie i użytkowanie wynika z ustaleń przyjętych w planach ochrony obowiązkowych dla wszystkich tych terenów [Staniewska-Zątek 2007]. Ponadto płynąc lubuskim odcinkiem Odry znajdziemy się na obszarach chronionego krajobrazu takich jak:

- Słubicka Dolina Odry,
- Krośnieńska Dolina Odry,
- Nowosolska Dolina Odry.

PODSUMOWANIE

Podstawowymi problemami środowiskowymi, związanymi z realizacją obiektów związanych z turystycznymi szlakami wodnymi, są straty przyrodnicze, towarzyszące w sposób nieunikniony budowie i rozbudowie obiektów infrastruktury turystycznej oraz wzrost uciążliwości akustycznych wynikających z eksploatacji szlaku wodnego w sezonie wiosenno-letnim.

Realizacja celów ochrony przyrody nie wyklucza jednak inwestycji na obszarach chronionych, choć oczywiście nakłada na nie istotne ograniczenia. Wymaga takiego planowania i projektowania przedsięwzięć, które zapewnią realizację inwestycji, przy minimalizacji niekorzystnego jej wpływu na środowisko [Kołodziejczyk i Hudak 2009].

Zasadniczym problemem ekologicznym, który winien być uwzględniony przy realizacji poszczególnych przedsięwzięć, jest zachowanie podstawowych wartości przyrodniczych na całym analizowanym obszarze, w tym jego różnorodności biologicznej. Szczególną wartość stanowią elementy przyrodnicze, dla ochrony których utworzone zostały obszary Natura 2000 i rezerваты przyrody – siedliska priorytetowe oraz objęte ochroną gatunkową rośliny, zwierzęta i grzyby.

Dlatego też edukacja społeczeństwa i rzetelna informacja są podstawą do uzyskania akceptacji społecznej dla realizacji różnych celów związanych zarówno z gospodarką wodną, jak i z transportem, a żegluga śródlądowa jest elementem obu tych działów gospodarki narodowej [Jarzębińska 2006]. Realizacja tych założeń wymagać jednak będzie permanentnego podnoszenia świadomości ekologicznej społeczeństwa oraz zmiany modelu rekreacji i turystyki z konsumpcyjnego, na poznawczy, z poszanowaniem wartości przyrodniczych.

Należy podkreślić, że turystyka wodna (np. kajakarstwo) stanowi najmniej ingerujący w środowisko sposób zwiedzania terenów przyrodniczo cennych, szlakami naturalnymi, nie zaś drogami sztucznie i trwale je przecinającymi. Natomiast rezygnacja z planowania powstania sieci portów i przystani wodnych, mogłaby spowodować dalszy, żywiołowy, niekontrolowany rozwój turystyki, ze szkodami, trudnymi do oszacowania, dla środowiska przyrodniczego oraz kulturowego.

LITERATURA

1. JARZĘBIŃSKA T.: *Limitations of the Inland Navigation Development in Poland*. In-Water Project, raport (w jęz. polskim i angielskim), <http://inwaterproject.org>, 2006
2. JARZĘBIŃSKA T., MAJEWSKI W.: *Changes and their Consequences of the Estuarine Section of the Vistula River* [W:] Affelt W., Cywiński Z. (red.),

- Proc. of the International Conference "Preservation of the Engineering Heritage – Gdańsk Outlook2000", GUT, s. 127-132 (w jęz. angielskim), 1999
3. KOŁODZIEJCZYK U., HUDAK M.: *Analiza środowiskowa oddziaływania obiektów zawartych w „Koncepcji programowo-przestrzennej rewitalizacji śródlądowej drogi wodnej relacji wschód-zachód, obejmującej drogi wodne: Odra, Warta, Noteć, Kanał Bydgoski, Brda, Wisła, Nogat, Szkarpa oraz Zalew Wiślany (planowana na terenie Polski MDW E70)”, Redan – Biuro Projektowo – Inżynierskie Sp. z o.o. w Szczecinie, Szczecin 2009*
 4. KOŁODZIEJCZYK U.: *Geologiczno-inżynierskie badania wałów przeciwpowodziowych i ich podłoża jako metoda prognozy zagrożeń powodziowych na lubuskim odcinku Odry*. Oficyna Wydawn. UZ, Zielona Góra 2002
 5. KRZYMOWSKA-KOSTROWICKA A.: *Geoekologia turystyki i wypoczynku*. Wydanie drugie. WN PWN SA, Warszawa, 1999
 6. PYŚ J.: *Odrzańska Droga Wodna – europejskie dziedzictwo*. Prosto z pokładu, 2004-2006
 7. STANIEWSKA-ZĄTEK W.: *Turystyka a przyroda i jej ochrona*. Bogucki Wyd. Nauk, Poznań, 2007

THE ODER WATERWAY AND THE NATURA 2000 AREAS AND THE ANOTHER AREAS OF CONSERVATION IN THE LUBUSKIE REGION

S u m m a r y

The realization of aims protection nature does not exclude on protected areas investment, but it puts on essential limitations obviously. It requires planning and projecting undertakings which will assure the realization of investment near minimization unfavourable her influence on environment. The natural losses will be the basic environmental problems of touristic waterways. They accompany the building always and extension of objects of touristic infrastructure. Acoustic difficulties grow up in spring-summer season. The touristic waterways in present article were introduced on section of Oder. Particularly important the position of touristic route is as well as the location of harbour in relation to areas Nature 2000 as well as different protected areas.

Key words: waterway, inland waterway, Natura 2000 areas, areas of conservation

ANDRZEJ JĘDRCAK, DARIUSZ KRÓLIK*

**WPLYW STOPNIA ROZDROBNIENIA KOLB KUKURYDZY
NA WYDAJNOŚĆ PROCESU FERMENTACJI**

Streszczenie

W artykule przedstawiono wyniki badań wpływu rozdrobnienia kolb kukurydzy na wydajność procesu fermentacji metanowej, prowadzonej w warunkach mezo- i termofilowych. Wykazano, że w procesie fermentacji mezofilowej produkcja biogazu rosła praktycznie liniowo ze wzrostem stopnia rozdrobnienia odpadu, natomiast dla fermentacji termofilowej rozdrobnienie odpadu nie wpływało znacząco na ilość i skład wyprodukowanego biogazu oraz stopień przereagowania odpadów.

Słowa kluczowe: fermentacja mezofilowa, fermentacja termofilowa, biogaz, kolby kukurydzy

WSTĘP

Wpływem rozdrobnienia odpadów na przebieg ich fermentacji zajmowali się Hills i in. [Hills i in. 1984] oraz Palmowski i Müller [Palmowski i Müller 1999, 2000, 2003]. Stwierdzili oni, że zmniejszenie rozmiarów cząstek odpadów i wynikające stąd zwiększenie ich powierzchni właściwej powoduje wzrost szybkości tej fazy procesu. Efektem jest zwiększenie produkcji gazu, zwłaszcza w przypadku fermentacji substratów o wysokiej zawartości materiałów włóknistych, o niskiej podatności na rozkład biologiczny. Zależność między powierzchnią właściwą cząstek i produkcją gazu jest nieliniowa. W przypadku małych cząstek, o powierzchni właściwej większej niż 20 m²/kg wpływ ten jest niewielki, rośnie natomiast gwałtownie przy rozdrabnianiu cząstek dużych, o powierzchni właściwej od 3 do 20 m²/kg [Palmowski i Müller 1999]. Wzrost szybkości produkcji gazu prowadzi do skrócenia czasu fermentacji, co stwarza możliwość zmniejszenia wielkości komory bez strat w produkcji gazu. Nega-

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Technologii Wody, Ścieków i Odpadów

tywnym efektem rozdrobnienia cząstek jest wzrost oporu właściwego prefermentowanych odpadów, istotny przy ich odwadnianiu.

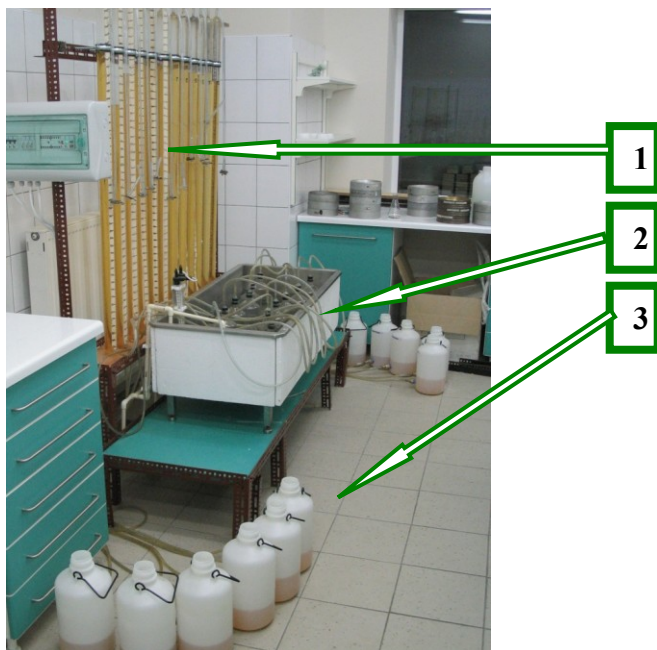
W ostatnich latach, w instalacjach budowanych przy małych i średnich gospodarstwach rolnych kukurydza jest jednym z ko-substratów fermentowanych z odchodami zwierzęcymi. Jest to materiał o wysokim potencjale gazowym [Sygit 2005 za Hildebrand, Jędrzak 2007].

W artykule przedstawiono wyniki badań wpływu rozdrobnienia kolb kukurydzy na wydajność procesu fermentacji metanowej, prowadzonej w warunkach mezo- i termofilowych, mierzoną ilością i składem wyprodukowanego biogazu oraz stopniem przereagowania odpadów.

METODYKA BADAŃ

Badania wykonano w skali laboratoryjnej, w 12 stanowiskowym „fermentatorze” do fermentacji okresowej (fot. 1). Każde stanowisko składa się z trzech elementów:

- biurety gazowej do pomiaru ilości wyprodukowanego biogazu (1),
- komory fermentacyjnej (reaktora) - butla o pojemności 1 dm³ (2),
- butli z nasyconym roztworem chlorku sodu do wyrównywania ciśnień (3).



Fot. 1. Stanowisko do badań
Phot. 1. The test stand

Reaktory po napełnieniu surowcem, dokładnym jego wymieszaniu i usunięciu powietrza łączono szczelnie z biuretami gazowymi i ustawiano w wannie fermentatora (termostacie). Termostat stanowiła metalowa wanna wypełniona wodą. W wannie zamontowano pompy do cyrkulacji wody oraz dwa termometry kontaktowe połączone z urządzeniem sterującym, które w zależności od wskazań termometrów kontrolowało pracę grzałek (włączało lub wyłączało je). Termostat zapewniał utrzymywanie temperatury mieszaniny w reaktorach z dokładnością 1 st. Celsjusza.

Próbki do badań stanowiły mieszaniny następujących składników:

- kolby kukurydzy, rozdrobnione do ziaren w kształcie sześciangu o różnych wymiarach (tab. 1),
- materiał zaszczipający – osad przefermentowany z WKFz oczyszczalni ścieków w Gubin-Guben,
- bufor – wodorowęglan sodu, dodawany w celu buforowania wsadu,
- woda.

Tab. 1. Wymiary i powierzchnia ziarna

Tab. 1. Dimensions and grain size

Numer próbki Parametry	P-2	P-3	P-4	P-5	P-6
Stopień rozdrobnienie, sześciang o boku w mm	ok. 1	2,5	5,0	10,0	15,0
Powierzchnia ziarna w mm ²	6	37,5	150	600	1350

Dla każdej próbki przygotowano równolegle dwa reaktory. Reaktory oznaczone numerem P-1 były próbkami kontrolnymi (bez odpadu) służącymi do określenia endogennej aktywności materiału zaszczipającego. Kolejne reaktory, którym nadano oznaczenia od P-2 do P-6, zawierały ziarna kolb kukurydzy o odpowiednim rozdrobnieniu. Skład mieszanin przedstawiono w tabeli 2.

Fermentację mezofilową prowadzono przez 25 dni w temperaturze ok. 36°C a termofilową przez 26 dni w temperaturze ok. 56°C. Każdego dnia w czasie trwania doświadczeń mierzono objętość wytworzonego biogazu, analizowano skład chemiczny gazu (w tym: metanu, ditlenku węgla i tlenu) – o ile objętość wyprodukowanego biogazu na to pozwalała – oraz kontrolowano temperaturę procesu. Skład gazu oznaczano aparatem ALTER WAG-1, po nagromadzeniu się go w kolumnie w ilości umożliwiającej dokonanie pomiaru.

Właściwości fermentowanego materiału kontrolowano przed i po fermentacji oznaczając w próbkach m.in.: suchą masę, suchą masę organiczną, OWO (ogólny węgiel organiczny), ChZT (chemiczne zapotrzebowanie na tlen). Oznaczenia wykonano zgodnie z metodami określonymi w PN.

Tab. 2. Skład wsadów do badań

Table 2. The composition of test batches

Wyszczególnienie	Jednostka	Fermentacja mezofilowa		Fermentacja termofilowa	
		Numer próbki			
		P-1	P-2 do P-6	P-1	P-2 do P-6
Odpady	kg sm	-	0,0108	-	0,0115
Osad ściekowy	dm ³	0,700	0,700	0,700	0,700
	kg sm	0,0133	0,0133	0,0170	0,0170
Bufor	dm ³	0,133	0,133	0,133	0,133
Woda	dm ³	0,167	0,156	0,167	0,156
Objętość próbki	dm ³	1,000	1,000	1,000	1,000
Zawartość sm osadów i odpadów	%	1,33	2,41	1,70	2,85
Iloraz smo odpadów i smo osadów		-	0,99	-	1,06

WYNIKI BADAŃ

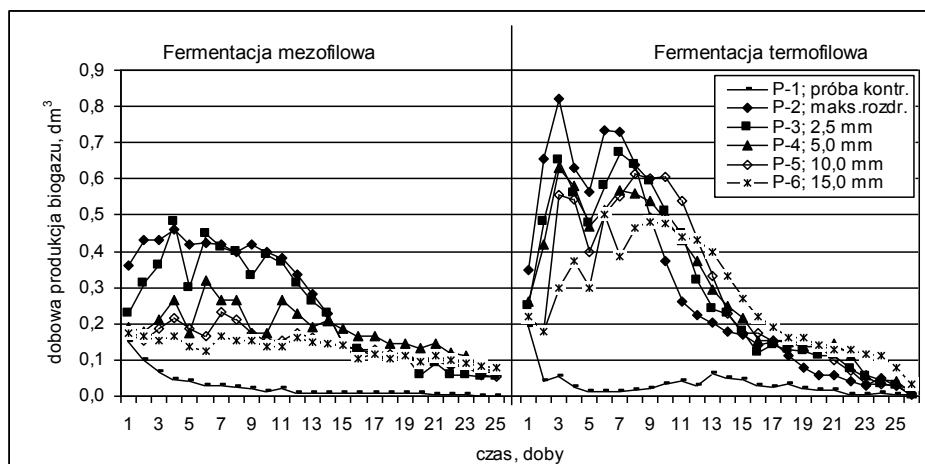
Produkcja i skład biogazu

Prezentowane wyniki są wartościami średnimi z dwóch równocześnie prowadzonych pomiarów. Zmiany dobowej produkcji biogazu w procesie fermentacji mezofilowej próbek P-2 i P-3 były podobne (rys. 1). Produkcja biogazu dla próbki P-2 utrzymywała się na poziomie ok. 0,400 dm³/d w okresie od 1 do 11 doby, z wartością maksymalną 0,460 dm³/d w 4 dobie doświadczenia, natomiast dla próbki P-3, w dniach od 3 do 11 produkcja biogazu oscylowała wokół wartości 0,400 dm³/d, osiągając produkcję maksymalną (0,480 dm³/d) także w 4 dobie. Między 12 a 17 dobą produkcja biogazu malała szybko do wartości ok. 0,120 i 0,110 dm³/d dla P-2 i P-3 kolejno, potem wolniej do poziomu 0,065 i 0,055 dm³/d w ostatnim dniu trwania doświadczenia.

Dla próbki P-4 maksymalną dobową produkcję gazu odnotowano w 6 dniu - 0,319 dm³/d. Od 7 doby produkcja biogazu malała, z małymi wahaniami i w 25 dniu trwania procesu spadła do poziomu 0,070 dm³/d. Przebieg dobowej produkcji biogazu z pozostałych próbek (P-5 i P-6) był podobny. Dobowa produkcja biogazu z próbki kontrolnej najpierw szybko spadła od wartości 0,150 dm³/d w pierwszym dniu do 0,045 dm³/d w 4 dniu, a następnie malała wolno do zatrzymania procesu w 24 dniu badania.

Produkcja biogazu w testach fermentacji termofilowej była znacznie wyższa niż podczas fermentacji mezofilowej. Obserwowano również większe wahania produkcji dobowej. Dla fermentacji termofilowej odnotowano dwa maksima produkcji biogazu. Pierwsze zaobserwowano w 3 dobie dla próbek od P-2

(0,820 dm³/d) do P-5 (0,555 dm³/d). Dla próbki P-6 wystąpiło ono dopiero w 6 dniu – 0,500 dm³/d. Drugie maksimum stwierdzono w różnym czasie: dla P-2 (0,735 dm³/d) – w 6 dobie; dla P-3 (0,670 dm³/d) i P-4 (0,570 dm³/d) – w 7 dobie; dla P-5 (0,615 dm³/d) – w 8 dobie i dla P-6 (0,480 dm³/d) – w 9 dobie. Po osiągnięciu II maksimum rozpoczął się spadek produkcji biogazu ze wszystkich próbek. Spadek był dość gwałtowny i w rezultacie produkcja biogazu w ostatnim dniu badań wahała się od 0,005 (P-5) do 0,035 (P-6) dm³/d.



Rys. 1. Dobowa produkcja biogazu z kolb kukurydzy o różnym rozdrobnieniu w procesie fermentacji mezo- i termofilowej.

Fig. 1. Daily production of biogas generated by mesophilic and thermophilic digestion of corn kolb of various size reduction

W pierwszej dobie produkcja gazu z próbki kontrolnej wynosiła 0,190 dm³. Pomiędzy 1 a 2 dobą nastąpił gwałtowny jej spadek i niski poziom dobowej produkcji gazu utrzymał się do końca badań.

W tabeli 3 przedstawiono średnie zawartości metanu w biogazie z procesów fermentacji mezofilowej (górna część tabeli) i termofilowej (dolna część tabeli).

Podczas fermentacji mezofilowej skład chemiczny biogazu mierzono 4-krotnie dla próbek P-2 i P-3, w 3, 7, 14 dobie i ostatnim dniu trwania doświadczenia oraz 3-krotnie w próbach: od P-4 do P-6.

Stężenia metanu w biogazie rosły wraz z czasem trwania doświadczeń. Najwyższe ilości metanu zawierał gaz wytworzony po 15 dobie trwania badań. Stężenia metanu wahały się w granicach od 61 do 64%(v/v) dla fermentacji metanowej i od 71 do 80%(v/v) dla fermentacji termofilowej.

Dla próbek kontrolnych (P-1) udział metanu w biogazie wynosił 80 i 82%(v/v).

Właściwości fizyczno-chemiczne mieszanin przed i po procesie fermentacji

Stopień rozkładu substancji organicznych zawartych w kolbach kukurydzy w wyniku fermentacji próbek odpadu o różnym uziarnieniu, wyrażony jako zmniejszenie zawartości suchej masy, suchej masy organicznej, ogólnego węgla organicznego i chemicznego zapotrzebowania na tlen przedstawiono w tabeli 4.

Tab. 3. Średnie zawartości metanu w biogazie z procesów fermentacji mezo- i termofilowej

Table 3. Average methane contents in the biogas produced by mesophilic and thermophilic digestion

Numer próbki	Zawartość metanu w % (v/v), w kolejnych dniach badań																													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26				
Fermentacja mezofilowa																														
P-1	80																											-		
P-2	53		47		54		61																						-	
P-3	46		43		52		69																						-	
P-4	56				54				62																					-
P-5	59				60				70																					-
P-6	59				58				64																					-
Fermentacja termofilowa																														
P-1	82																													
P-2	28	31	48	68	72	79	80																							
P-3	31	31	42	57	67	70	79																							
P-4	33	30	42	56	64	71	76																							
P-5	42	34	41	52	65	69	76																							
P-6	33	34	38	48	62	64	71																							

W przypadku fermentacji kolb kukurydzy stopień rozkładu odpadów wyrażnie malał ze wzrostem wielkości cząstek jedynie w doświadczeniach prowadzonych w warunkach mezofilowych. Zawartość suchej masy organicznej w próbkach zmniejszała się o od 24,1 (P-6) do 53,8% (P-2), suchej masy – od 23,1 (P-6) do 55,9% (P-2), stężenie OWO – od 25,6 (P-6) do 64,2% (P-2), a wartość ChZT o od 40,5 (P-6), aż do 82,6% (P-2). W procesie fermentacji termofilowej w porównaniu z fermentacją mezofilową stopnie rozkładu suchej masy, suchej masy organicznej oraz mierzone wartościami OWO i ChZT były bardzo wysokie i w małym stopniu zależały od wielkości cząstek odpadów. Różnice wskaźników dla próbek o maksymalnym i najmniejszym rozdrobnieniu wynosiły o od około 5% (zmniejszenie suchej masy i suchej masy organicznej) do około 9% pozostałe wskaźniki.

Tab. 4. Stopień rozkładu suchej masy, suchej masy organicznej, OWO oraz zmniejszenie wartości ChZT podczas fermentacji mezofilowej i termofilowej próbek kolb kukurydzy

Table 4. The degree of the degradation of the dry matter and dry organic matter, TOC and COD reduction in the value during mesophilic and thermophilic fermentation of corn kolb

Numer próbek	Stopień rozkładu, %							
	Fermentacja mezofilowa				Fermentacja termofilowa			
	sm	smo	OWO	ChZT	sm	smo	OWO	ChZT
P-2	55,9	53,8	64,2	82,6	56,8	59,7	72,8	79,5
P-3	50,6	47,5	58,0	72,7	54,3	59,7	73,5	78,9
P-4	36,9	36,7	43,2	56,2	54,3	58,8	71,6	78,6
P-5	26,0	26,9	33,1	43,0	53,0	58,9	69,3	76,7
P-6	23,1	24,1	25,6	40,5	51,9	54,9	63,8	71,4

DYSKUSJA WYNIKÓW

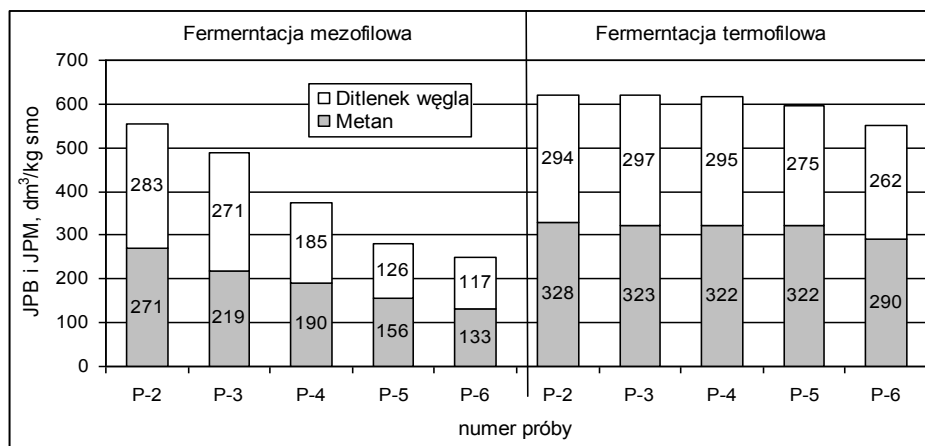
Na rysunku 2 przedstawiono wartości jednostkowej produkcji biogazu (JPB) i metanu (JPM) wyrażone w $\text{dm}^3/\text{kg smo}$ wyznaczone w badaniach fermentacji kolb kukurydzy, o różnym uziarnieniu, w warunkach mezo- i termofilowych. JPB z kolb kukurydzy o maksymalnym rozdrobnieniu (P-2) w procesie fermentacji mezofilowej wynosiła $554 \text{ dm}^3/\text{kg smo}$, a podczas fermentacji termofilowej $622 \text{ dm}^3/\text{kg smo}$. Wraz ze wzrostem wymiarów ziaren odpadów JPB w procesie fermentacji mezofilowej zmalała ponad 2-krotnie, do $250 \text{ dm}^3/\text{kg smo}$ dla P-6, podczas gdy w procesie fermentacji termofilowej zmalała zaledwie o 11% do wartości $552 \text{ dm}^3/\text{kg smo}$ dla próbki P-6.

JPB z kolb kukurydzy o maksymalnym rozdrobnieniu (P-2) w procesie fermentacji mezofilowej wynosiła $554 \text{ dm}^3/\text{kg smo}$, a podczas fermentacji termofilowej $622 \text{ dm}^3/\text{kg smo}$. Wraz ze wzrostem wymiarów ziaren odpadów JPB w procesie fermentacji mezofilowej zmalała ponad 2-krotnie, do $250 \text{ dm}^3/\text{kg smo}$ dla P-6, podczas gdy w procesie fermentacji termofilowej zmalała zaledwie o 11% do wartości $552 \text{ dm}^3/\text{kg smo}$ dla próbki P-6.

JPM z kolb kukurydzy podczas ich fermentacji mezofilowej wahała się od 133 (P-6) do 271 (P-2) $\text{dm}^3/\text{kg smo}$ (rys. 2, lewa strona) a podczas fermentacji termofilowej była praktycznie stała dla próbek P-2 ÷ P-5 (od 322 do 328 $\text{dm}^3/\text{kg smo}$), a dla próbki P-6 zmalała tylko o ok. 10% ($290 \text{ dm}^3/\text{kg smo}$) – prawa strona rys. 2.

Informacje na temat produkcji biogazu pozyskiwanego z kukurydzy są zróżnicowane. Z kiszonki kukurydzy można uzyskać 170-200 dm^3/kg masy

mokrej ($450-700 \text{ dm}^3/\text{kg smo}$), o zawartości metanu 50-55% (v/v) [Institut für Energetik 2004]. Podobne dane podaje Jędrzak [Jędrzak 2007] – z kukurydzy uzyskuje się od $610-640 \text{ m}^3/\text{kg smo}$ o zawartości 53% metanu. Według Hillebranda, produkcja biogazu ze zmiksowanych kolb kukurydzy wynosi $400-600 \text{ dm}^3/\text{kg smo}$ substratu. Wartości JPB i JPM uzyskane w przeprowadzonych badaniach dla próbki o rozdrobnieniu maksymalnym były o około 10% wyższe niż podawana przez Hillebranda i o około 10% niższe niż podane przez Jędrzaka [2007] dla kiszonki kukurydzy.



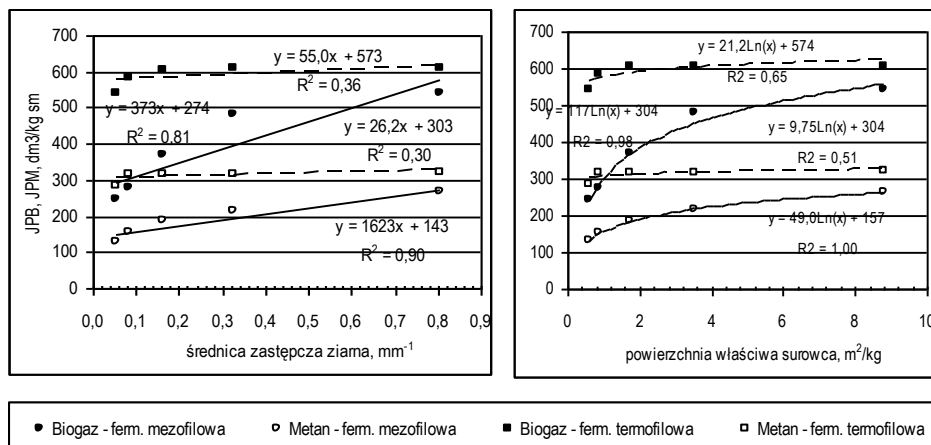
Rys. 2. Jednostkowa produkcja biogazu w procesie mezofilowej i termofilowej fermentacji kolb kukurydzy

Fig. 2. Single biogas production during mesophilic and thermophilic digestion of the corn kolb

Na rys. 3 przedstawiono zależności JPB i JPM od średnicy zastępczej ziarna oraz od powierzchni właściwej fermentowanych próbek odpadów. Średnicę zastępczą ziaren zdefiniowano jako średnicę kuli o objętości równej objętości ziarna próbki odpadów.

Przebiegi zmian JPB i JPM, w badanym zakresie rozdrobnienia odpadów, w zależności od średnicy zastępczej ich ziarna pokazują, że produkcja biogazu i metanu była odwrotnie proporcjonalna do średniej wielkości cząstek, zarówno podczas fermentacji mezofilowej, jak i termofilowej (lewa strona rysunku 3).

Wskaźniki korelacji dla fermentacji mezofilowej były bardzo wysokie: 0,81 dla JPB i 0,90 dla JPM. Dla kolb kukurydzy, fermentowanych w warunkach termofilowych, współczynniki korelacji były wyraźnie niższe i wynosiły 0,36 dla JPB i 0,30 dla JPM.



Rys. 3. Zależności jednostkowej produkcji biogazu i metanu od średnicy zastępczej ziarna oraz od powierzchni właściwej kolb kukurydzy

Fig. 3. Dependence between single biogas and methane production and hydraulic diameter and specific surface area of corn kolb

Zależności JPB i JPM w badanym zakresie rozdrobnienia odpadów od powierzchni właściwej odpadów najlepiej opisuje funkcja logarytmiczna w postaci $y = a \cdot \ln(x) + b$ (prawa strona rysunku 3)

Wartości wskaźników korelacji dla fermentacji mezofilowej wynosiły 0,98 dla JPB i 1,00 dla JPM, a dla fermentacji termofilowej 0,65 dla JPB i 0,51 do JPM. Na nieliniowy charakter zależności między powierzchnią właściwą cząstek i produkcją gazu wskazywali wcześniej Palmowski i Müller [1999].

WNIOSKI

Wyniki przeprowadzonych badań pozwalają stwierdzić, że rozdrobnienie odpadów kolb kukurydzy korzystnie wpływa na efektywność ich fermentacji. W procesie fermentacji mezofilowej produkcja biogazu rosła praktycznie liniowo ze wzrostem stopnia rozdrobnienia substratu, gdy podczas dla fermentacji termofilowej rozdrobnienie odpadu nie miało istotnego znaczenia.

LITERATURA

1. HILLS DJ, NIKANO K.: Effects of particle size on anaerobic digestion of tomato solid wastes, *Agric Wastes* 1984, 10: 285-95
2. Institut für Energetik und Umwelt gGmbH; Handreichung biogasgewinnung und - nutzung, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V., Leipzig 2004

3. JĘDRZAK A.: *Biologiczne przetwarzanie odpadów*. PWN, Warszawa 2007
4. PALMOWSKI L., MÜLLER J.: Influence of the size reduction of organic waste on their anaerobic, in: Mata-Alvarez J., Tilche A., Cecchi F. (Eds.), *Proceedings of the Second International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes*, Barcelona, 15-18 June 1999, I: 136-144
5. PALMOWSKI L., MÜLLER J.: Influence of the size reduction of organic waste on their anaerobic digestion, *Water Sci. Technol.* 2000, 41 (3): 155-162
6. PALMOWSKI L., MÜLLER J.: Anaerobic degradation of organic materials – significance of the substrate surface area, *Water Sci. Technol.*, 2003, 47 (12): 231-238
7. SYGIT M.: *Przetwarzanie odpadów i produktów roślinnych w biogazowniach – aspekty ekonomiczne*. SYGMA Sp. z o.o. Wrocław. Mat. Sympozjum “Metanizacja gospodarki na rzecz proinnowacyjnego rozwoju Dolnego Śląska” Dolnośląskie Centrum Zaawansowanych Technologii, Politechnika Wrocławska, 2005

INFLUENCE OF KOLB CORN SIZE REDUCTION ON THE YIELD OF DIGESTION PROCESS

S u m m a r y

In this article have been presented the results of the impact of fragmentation colb of corn on productivity of methane during fermentation process, carried out under conditions of meso- and thermophilic. It was shown that the biogas production during mesophilic fermentation almost linearly increased with increasing fineness of the waste, while for the thermophilic digestion of waste, fragmentation was not significantly affected the quantity and composition of biogas production and the degree of conversion of waste.

Key words: mesophilic fermentation, termophilic fermentation, biogas, corn of colb

NGUYEN THI BICH LOC*

EFEKTYWNOŚĆ NIEKTÓRYCH SZCZEPÓW MIKROORGANIZMÓW W PROCESIE KOMPOSTOWANIA ODPADÓW PRODUKCJI OWOCÓW I WARZYW

Streszczenie

Przetwarzanie odpadów z fabryki przetwórstwa warzyw i owoców idzie w kierunku kompostowania (*composting*). Współdziałanie mikroorganizmów w rozkładzie substancji organicznych z dodawaniem trocin w stosunku 1:2. Proces kompostowania trwa 50 dni dla odpadów cebuli i czosnku oraz 30 dni dla odpadów warzyw i owoców. W prowadzonych badaniach dodawano roztwór z wybranymi szczepami mikroorganizmów. Roztwory składały się z trzech szczepów takich jak: bakterie z rodzaju *Bacillus subtilis* (Bk1), promieniowce z rodzaju *Streptomyces griseus* (pr.1) i grzyby z rodzaj, *Aspergillus oryzae* (Grz.1). Wyniki analizy kompostów wykazują, że trzy stosowane szczepy mikroorganizmów posiadają efektywne rozkładania CMC, xelulozy i skrobi, mają zdolność do tworzenia humusów od 90-94% w ciągu 50 dni i 30 dni. Mają wysoki termin przeżycia na pożywkach ze stężeniami antybiotyku (ampicylina od 300 mg do 1000 mg na litr pożywki). Te trzy szczepy należą do grupy mikroorganizmów szybko rosnących (rosną przed 72 godziną hodowania), rosnących w środowisku z szerokimi zakresami pH, od pH =5 do pH = 9. Możemy wykorzystać te szczepy do produkcji roztworów biologicznych. Gotowy produkt kompostów może być używany jako wysokiej jakości nawóz organiczny dla roślin uprawnych.

Słowa kluczowe: odpady, owoce, warzywa, kompost, szczepy mikroorganizmy:
Bacillus subtilis, *Streptomyces griseus*, *Aspergillus oryzae*

WSTĘP

Oczyszczenie odpadów przemysłowych w tym odpadów z fabryki przetwórstwa warzyw i owoców idzie w kierunku kompostowania (*composting*) – działanie mikroorganizmów w rozkładzie substancji organicznej [Jan i in. 1995].

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Ekologii Stosowanej

W wyniku tego procesu powstają nawozy organiczne na miejscu, składniki odżywcze wracają do środowiska przyrodniczego, a również zmniejszeniu ulegają dawki nawozów chemicznych. Wiele naukowców z dziedziny: biologii, mikrobiologii, biotechnologii [Nicklin i in. 2004, Nicholas i Cheremisnoff 1996] zaczyna prowadzić badania, szukając czynników wpływających na proces kompostowania i mechanizm przemiany składników celulolitycznych, w celu zmniejszenia czasu kompostowania i podnoszenia jakości kompostów.

Odpady z fabryki przetwórstwa owoców i warzyw mają czas rozkładu naturalnie krótki, ponieważ zawierają wysoką zawartość wody, składników mineralnych oraz pektyn, celulozy i lignin, dlatego wybrane szczepy mikroorganizmów uczestniczących w produkcji kompostów będą brać udział w procesie szybkiego rozkładu przemiany substancji organicznej trudno rozpuszczalnej. W procesach metabolizmu mikroorganizmy wykorzystują substraty pokarmowe jako źródło energii (katabolizm) oraz do reakcji syntezy materiału komórkowego (anabolizm) [Klimiuk i Łebkowska 2008]. Proces ten również bierze udział w zmniejszeniu stopnia skażenia środowiska. Pod tym względem prowadzimy badania na temat „Efektywności niektórych szczepów mikroorganizmów w procesie kompostowania odpadów z fabryki przetwórstwa owoców i warzyw” w Zielonej Górze, województwa Lubuskiego w okresie od 2008 do 2010 roku.

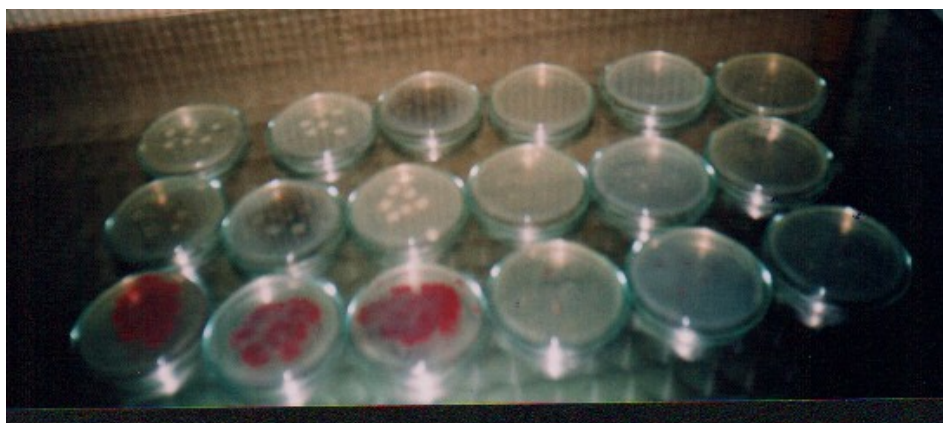
MATERIAŁY I METODY

Materiały

- odpady z przetwórstwa warzyw i owoców (odpady cebuli, czosnku, skóry jabłek, gruszek, ziemniaków, marchwi),
- wybrane trzy szczepy mikroorganizmów: promieniowce z rodzaju *Streptomyces griseus* (Pr.1), grzyby z rodzaju *Aspergillus oryzae* (Grz.1), bakterie z rodzaju *Bacillus subtilis* (Bk1).
- trociny drewnianiane (albo heblowina) w stosunku 1: 2 (1 trociny 2 odpady), w tym doświadczeniu było użyte trociny.

Metody

- określenie zdolności rozkładania CMC, celulozy i skrobi (wydzielania enzymów: CMA-azy, celulazy, amylazy) przez szczepy mikroorganizmów na pożywkach hodowanych metodą płytkową [Rodina 1968], według metody dyfuzyjno-promieniowania na szalkach Petriego w trzech powtórzeniach [Williams 1983];



Fot. 1. Wzrost szczepów bakterii na pożywce z CMC, celulozą i skrobią
Phot. 1. The growth of bacteria strains in medium with CMC, cellulose and starch

- ocena bezpieczeństwa badanych szczepów mikroorganizmów prowadzona na BSAS – System sprawdzenia bezpieczeństwa mikroorganizmów [BCRC 2011], metodą testową wg wzorów testowych (dla człowieka, zwierząt i roślin);
- ocena niektórych cech badanych szczepów: czas wzrostu na pożywkach stałych, morfologia i rozmiary kolonii, zakres pH odpowiedni dla rozwoju badanych szczepów oraz zdolność przeżywania na substancji antybiotykowej – metodą hodowlaną na szalkach, prowadzono pomiary i opisu [Nowak i in. 1995, Nguyen B.L. 2009];
- określenie zawartości procentowej próchnicy, pH_{KCl} , OC (%), N (%) P_2O_5 (%) i K_2O (%) w próbkach doświadczalnych kompostów i kontrolnych odpadów badanych szczepów według metody o pisanej w Chemii Rolnej [Krzywy i in. 1997].

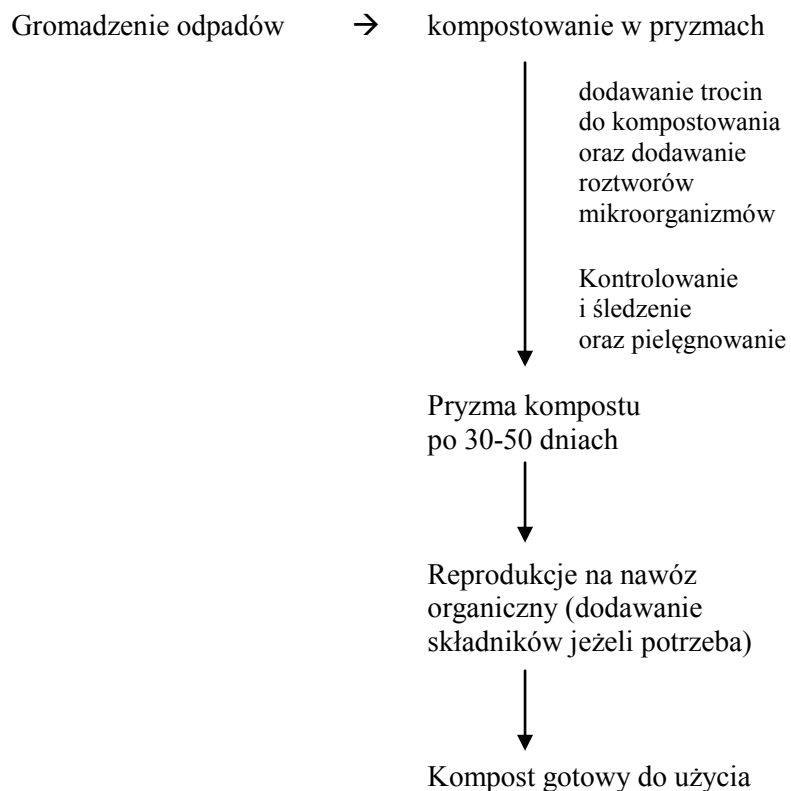
CMC (KMC) – karboksymetyloceluloza, – Carboxymethylcellulose

CMC-aza: enzym karboksymetylocelulolaza – enzyme Carboxymethylcellulase

BSAS – System sprawdzenia szczepów mikroorganizmów zainstalowanych w systemie aktualizacji i podstawowych zabezpieczeń – system of testing safes of microorganism strain – <http://strainbcrc.fidi.org.tw>

OC (%) – organic carbon (węgiel organiczny)

Schemat kompostowania odpadów



WYNIKI BADAŃ

Poniżej przedstawiono wyniki badań testów trzech szczepów mikroorganizmów, używanych do kompostowania odpadów. Oceniono stopień bezpieczeństwa badanych szczepów mikroorganizmów na system BSAS. Okazało się, że są to szczepy nie mające zdolności powodowania chorób człowieka, zwierząt i roślin. Te szczepy należą do grupy bezpiecznych nr 1, więc możemy używać ich do produkcji kompostu. Wyniki badania zdolności przeżywania szczepów na antybiotykach przedstawiono w tabeli 1.

Tab. 1. Zdolność przeżywania szczepów na antybiotykach

Tab. 1. The ability residence of microorganism strains in antibiotic substance

Szczepy mikroorganizmów (Microorganism strains)	Jednostka liczona (The forming units)	Stężenia antybiotyków (mg/litr) (Concentrations of the antibiotic)			
		A300	A500	A800	A1000
<i>Streptomyces griseus</i> (Pr.1)	CFU/mlx10 ⁵	3,50	2,92	2,31	1,57
<i>Aspergillus oryzae</i> (Grz.1)	CFU/mlx10 ⁵	16,50	11,23	8,50	7,40
<i>Bacillus subtilis</i> (Bk.1)	CFU/mlx10 ⁵	9,14,	8,22	7,21	6,17

CFU: liczba jednostek formujących kolonie; CFU: colony forming units

Badania zdolności przeżywania na antybiotykach szczepów mikroorganizmów wykazały, że szczepy, które mają zdolność przeżywania na wysokim stężeniu antybiotyków, to szczepy które będą miały dobrą zdolność przeżywania w warunkach środowiskowych, będą miały dużą zdolność konkurencji w środowisku z innymi szczepami mikroorganizmów. Szczepy te mają większą zdolność przeżywania w środowisku. Wyniki przedstawione w tabeli 1 pokazują, że trzy szczepy badane są odporne na ampicylinę.

Przeprowadzono kompostowanie odpadów z rolnictwa z mieszaniną z trocinami i dodawaniem roztworów mikroorganizmów wyżej opisana metoda. Wyniki analizy po 50 dniach po kompostowania odpadów cebuli i czosnku i po 30 dniach kompostowania odpadów owoców i warzyw wykazały, że te komposty gotowe mają kolor czarny, porowaty, bardzo łatwo rozdrabniają się, procent próchnicy osiąga od 90 do 94%, dlatego komposty te mogą być używane jako nawóz organiczny. W porównaniu z próbą kontrolną kompostowania w takich samych warunkach doświadczalnych bez dodawania mikroorganizmów, procent próchnicy wynosił od 45 do 55 %, kompost ten trzeba poddawać kompostowaniu na dalszy okres. Procent OC (%) w pryzmach kompostowania odpadów cebuli i czosnku był niższy (22,02%) niż w pryzmach przed kompostowaniem i niższy niż w pryzmach kontrolnych (27,13%; 24,18%). Okazało się, że w pryzmach doświadczalnych był dodawany roztwór mikroorganizmów, który powodował silne przemiany składników trudno rozkładalnych na składniki łatwo przyswajalne, skracał się czas procesu kompostowania i zwiększała się zawartość składników mineralnych w kompostach.

Tab. 2. Wyniki analizy materiałów kompostowanych przed i po kompostowaniu
 Tab. 2. The analyzing results of composted material before and after composting process

Wskaźniki analizy (The indication of analysis)	Kompostowanie odpadów cebuli i czosnku z trocinami (The waste composting of onion and garlic with sawdusts)			Kompostowanie odpadów owoców i warzyw z trocinami (The waste composting of fruits and vegetables with sawdusts)		
	Przed kompostowaniem (Before composed)	Po kompostowaniu 50 dni (after composed 50 days)		Przed kompostowaniem (Before composed)	Po kompostowaniu 30 dni (After composed 30 days)	
		Próba kontrola (The control trial)	Próba kompostu (The compost trial)		Próba Kontrola (The control trial)	Próba Kompostu (The compost trial)
Stosunek humusowania (%) (The ratio of humus)(%)	0	45	90	0	55	94
pH _{kcl}	6,73	6,90	7,07	7,06	7,14	7,24
OC(%)	27,13	24,18	22,02	26,18	21,00	18,30
N(%)	0,12	0,28	0,48	0,23	0,43	0,64
P ₂ O ₅ (%)	0,34	0,47	0,66	0,23	0,46	0,64
K ₂ O(%)	1,31	1,41	1,65	1,06	1,31	1,55

Tab. 3. Czas wzrostu i morfologia kolonii szczepów używanych w kompostowaniu
 Tab. 3. The time of growth and the colony morphological of strains, which used in the composting process

Szczepy mikroorganizmów (The microorganism strain)	Czas wzrostu (godz.) (The of growth) (hours)	Średnica kolonii (cm) (The colony diameter)(cm)	Morfologia kolonii po 72 godzinach hodowania (The colony morphological after 72 hours of cultivated)
Pr.1 (Streptomyces griseus)	16	0,6	Kolor szaro-biały, forma jęwabno-aksamitna, sucha. (grey - white colour in the form silk-velvety, drily)
Grz.1 (Aspergillus oryzae)	16	2,5	Kolor złoto-zielony, forma: krótkie nitki (Golden - green colour in the form: thread short)
Bk.1 (Bacillus subtilis)	16	1,5	Kolor biało-mętny, forma wypukła, śluzowata, brzeg gładki (White-muddy colour, in the form bulging, mucous, the smooth edg)

Według tabeli identyfikacji Bergeya [1994], wyniki z tabeli wskazują, że trzy szczepy badane należą do grupy szybko rosnących (przed 72 godz.). Zaczynają rosnąć od 16 godziny hodowania.

Tab. 4. Zdolność wzrostu szczepów badanych na różnych poziomach pH

Tab. 4. The growth abilities of strains, which tested in various of pH horizontal

Szczepy (Strains of microorganism)	Jednostki liczone (The forming units)	pH początkowa (The begining pH)				
		pH=5	pH=6	pH=7	pH=8	pH=9
Pr.1	CFU/mlx10 ⁵	1,70	2,80	2,90	2,00	0,70
Grz.1	CFU/mlx10 ⁵	3,90	6,70	3,30	2,30	2,00
BK.1	CFU/mlx10 ⁵	3,70	5,85	6,50	2,60	1,58

Wyniki z tabeli wykazują, że zdolność wzrostowa szczepów badanych mikroorganizmów jest szeroka wobec różnych poziomów pH (od 5 do 9 pH). Bakterie i promieniowce rozwijają się silnie w środowisku pH w zakresie 6 i 7, a grzyby rozwija się silnie w zakresie pH od 5 do 8.

DYSKUSJA WYNIKÓW

Szczepy mikroorganizmów posiadających zdolność do tworzenia egzo-enzymów biorą udział w roli początkowej i decydującej o stopniu procesów przerabiania odpadów. Ale nie wszystkie szczepy posiadają zdolność syntezy pełnego zestawu i ilości egzo-enzymów potrzebnych do rozkładania substancji organicznych w odpadach. Dlatego prowadzimy ocenę zdolności badanych szczepów na rozkładanie CMC, celulozy i skrobi według metody dyfuzyjno-promieniowania na szalkach Petriego [Williams 1983]. Po ocenie, wybieramy do badania tylko szczepy mikroorganizmów, które mają zdolności rozkładania CMC, celulozy i skrobi, a resztę zostawiamy. Określono czas wzrostu, morfologię i rozmiary kolonii. Prowadzono hodowlę na szalkach Petriego w temperaturze 28 °C w ciągu 5 dni. Według tabeli identyfikacji Bergeya [1994] wyniki w tabeli 3 wskazują się, że te szczepy należą do grupy szybko rosnącej, bo rosną przed 72 godziną hodowania. Według Rynk [1992] i Gray [1994], większość procesów kompostowania zachodzi w zakresie pH od 5,5 do 9, a optymalne pH dla procesu kompostowania z udziałem mikroorganizmów odbywało się w zakresie pH od 6,5 do 8). Wynika z tabeli 4, że trzy szczepy badane mają dobrą zdolność rozkładania substancji organicznej w pryzmach kompostów.

Szczepy mikroorganizmów, które mają dobrą zdolność przeżywania na wysokich stężeniach antybiotyków, będą mieć dobrą odporność w warunkach środowiskowych, mają dobrą zdolność konkurencji i stąd silnie rozwijają się w środowisku. W badaniu wybrano 3 szczepy, które mają te zdolności (szczepy: Pr.1, Grz.1 i Bk.1). Oceniano stopnie bezpieczeństwa, prowadzono na systemie BSAS w celu

wykorzystania szczepów bezpiecznych do produkcji substancji biologicznych: spośród wielu szczepów wybierane 3 szczepy (1 stopień bezpieczeństwa).

Badano efektywność trzech wybranych szczepów mikroorganizmów w kompostowaniu odpadów. Oceniano bezpieczeństwo stosowania szczepów, efektywność rozkładania oraz stosowanie metodą szeregowania kolejności ADN_r 16S dla bakterii i promieniowców [Vandenbergh i Olsen 1987] oraz metodą opisu morfologii, rozmiary i porównywano z kluczem identyfikacji dla grzybów [Ainsworth i Bisby's 2001], stwierdzono że szczepy: *Streptomyces griseus*, *Aspergillus oryzae*, *Bacillus subtilis*, są bezpieczne w stosowaniu i możemy używać ich do produkcji substancji biologicznych w celu przerabiania odpadów.

WNIOSKI

- Trzy szczepy używane w badaniu są efektywne w rozkładzie CMC, celulozy i skrobi, posiadają aktywność w procesie tworzenia próchnicy (od 90-94% po 50 dni i 30 dni kompostowania prób kompostów).
- Mają wysoką zdolność przeżywania na substancję antybiotyczną (ampicylina od 300-1000 mg/litr).
- Trzy szczepy należą do grupy mikroorganizmów szybko-rosnących, bezpiecznych grupy 1, rosnących w szerokim zakresie pH od pH = 5 do pH = 9 i te szczepy możemy używać w produkcji roztworów biologicznych.

LITERATURA

1. AINSWORTH & BISBY'S: *Dictionary of the Fungi*. CABI Bioscience (CAB INTERNATIONAL), UK, Wydanie IX, s. 569-655, 2001
2. BCRC – Bioresource Collection and Research Center.
<http://strain.bcrc.firdi.org.tw/BSAS/>, 2011
3. BERGEYA D.H., HOLT J.G.: *Manual of determinative Bacteriology* Bergey's Editor: William R. Hensy, Baltimore, Maryland 21202, USA. (Ninth Edition), 1994
4. BEYEA JAN, CHARTIE CANZON, STEVE DIDY: *Composting Yard and Municipal solid waste*, United States. Environmental Agency 1995
5. GRAY N.F, *Drinking Water Quality: problems and solutions*. John Wiley and Sons, Chichester, 315pp, 1994
6. KLIMIUK E., ŁEBKOWSKA M.: *Biotechnologia w ochronie środowiska*. Wyd. naukowa PWN Warszawa 2008
7. KRZYWY E, NOWAK W., WOŁOSZYK Cz.: *Chemia Rolna - Przewodnik do ćwiczeń*. AR w szczecinie, Szczecin 1997

8. NGUYEN THI BICH LOC: *Laboratorium biotechnologii dla kierunku Inżynierii Środowiska*, UZ, Zielona Góra 2009
9. NICKLIN J., GRAEME-COOK K., PAGET., KILINGTON R.: *Mikrobiologia – wykłady*, PWN, Warszawa 2004
10. NICHOLAS P. CHEREMISNOFF, Ph.D.: *Biotechnology for waste and wastewater treatment*. Noyes publications, Westwood, New Jersey, USA, 1-36, 57-96, 1996
11. NOWAK A., MARSKA B., WRONKOWSKA H., MICHALEWICZ W.: *Przewodnik do ćwiczeń z mikrobiologii dla kierunku rolniczego, ogrodniczego i ochrony środowiska*. Akademia Rolnicza w Szczecinie, Szczecin 1995
12. RODINA A.: *Mikrobiologiczne metody badania wód*. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa 1968
13. RYNN R.: *Composting: Webster's Quotations, Fact and Phrases*. Published by ICON Group International, Inc. San Diego, California 92121, USA, 91p, 1992
14. VANDENBERGH P.A.R.H., OLSEN J.H.: *Colaruable Isolation and Genetic Characterization of Bacteria that Degrades Chloroaromatic Compounds*. JAPCA, Oct., pp.737-739, 1987
15. WILLIAMS T.M., UNZ R.F.: *Environmental distribution of Zoogloea strains*. Wates Res., 17: 779-787, 1983

EFFECTIVENESS OF MICROORGANISMS IN THE COMPOSTING PROCESS OF WASTE FROM THE PROCESSING OF FRUITS AND VEGETABLES

S u m m a r y

Waste from processing of fruits and vegetables were composted with sawdust in a ratio of 1:2. The process lasted 50 days for onions and garlic, 30 days for waste from other plants (fruits, vegetables, tubers). Batch inoculated with the following microorganisms: Bacillus subtilis (Bk1) Streptomyces griseus (pr.1), Aspergillus oryzae (Grz.1). Microorganisms selected for the inoculation showed the fastest growth (grew before 72 hours after cultivation) in the environment of varying pH (pH 5-9). Effectiveness of microorganisms in decomposition of CMC, cellulose and starch into humus ranged from 90 to 94%. Microorganisms showed a high resistance to antibiotics present in the compost (300-1000 mg/l). Composting of fruits and vegetable waste produces high quality fertilizer.

Key words: waste, fruits, vegetables, compost, strains microorganism: *Bacillus subtilis*, *Streptomyces griseus*, *Aspergillus oryzae*

SYLWIA MYSZOGRAJ***BILANS ChZT W BIOLOGICZNYM OCZYSZCZANIU
ŚCIEKÓW OSADEM CZYNNYM
- CZ. I. SKALA LABORATORYJNA***Streszczenie*

W artykule przedstawiono metodę bilansowania ChZT w układach oczyszczania ścieków osadem czynnym. Sporządzono bilans ChZT dla laboratoryjnych układów technologicznych. Potwierdzono, że zbilansowanie ChZT możliwe jest wyłącznie dla reaktorów tlenowych lub układów anoksyczno/tlenowych.

Słowa kluczowe: bilans ChZT, węgiel organiczny, osad czynny, usuwanie azotu

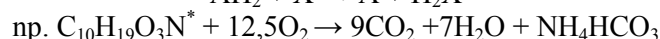
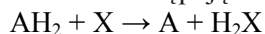
WPROWADZENIE

Opis matematyczny procesu osadu czynnego powstaje na podstawie wiedzy teoretycznej oraz danych z eksploatowanych oczyszczalni ścieków, instalacji pilotowych czy też układów laboratoryjnych. Podstawą wykorzystania informacji jest ich wiarygodność, co może być potwierdzone przez sporządzenie bilansu masowego poszczególnych składników. Niestety ze względu na konieczność wykonania dodatkowych szczegółowych badań uzupełniających, w praktyce rzadko sporządza się takie bilanse. Niejednokrotnie jest to bardzo trudne również ze względów technicznych, np. dla oczyszczalni ścieków pracujących ze zmiennym obciążeniem ładunkami zanieczyszczeń. W celu wyznaczenia danych do bilansu najczęściej wykorzystuje się badania w skali laboratoryjnej, których wyniki są podstawą do weryfikacji danych, a następnie po kalibracji są przenoszone na skalę techniczną. Projektowanie układów oczyszczania ścieków w większości przypadków opiera się na stężeniu substancji organicznych, podatnych na rozkład biologiczny, wyrażonych w BZT₅. Niewątpliwie najlepszym parametrem charakteryzującym substraty organiczne jest ChZT, ponieważ pozwala powiązać zużycie tlenu i przyrost biomasy z równoważną ilością elektronów oddawanych przez utleniane substraty organiczne. Podział ChZT na frakcje

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska

pozwała dodatkowo ocenić ilość zanieczyszczeń niebiodegradowalnych, które zmniejszają efektywność biologicznego oczyszczania ścieków. Przed podziałem ChZT na frakcje na podstawie danych doświadczalnych, zaleca się wstępne opracowanie bilansu masowego.

W utlenianiu biologicznym donorami elektronów są związki organiczne (np. węglowodany, tłuszcze, białka), akceptorami natomiast może być szereg związków organicznych i nieorganicznych (m.in. azotany), a szczególną rolę odgrywa tlen. Z chemicznego punktu widzenia utlenianie biologiczne jest odwodorowaniem substratu, co można przedstawić następująco [Janosz-Rajczyk 2004]:

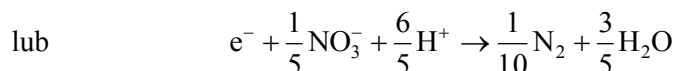
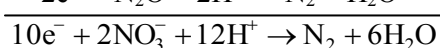
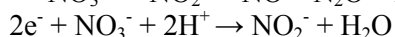
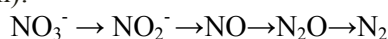


* wzór hipotetycznego związku organicznego

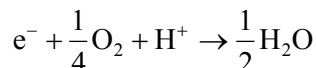
W reakcji tej związek A utlenia się kosztem substancji, która ulega redukcji na skutek przeniesienia na nią elektronów ze związku A. Podczas oddychania beztlenowego elektrony $[e^-]$ i protony $[H^+]$ są przenoszone na związki mineralne lub organiczne. W przypadku gdy akceptorami elektronów i protonów są związki organiczne, proces nazywamy fermentacją. Oddychanie beztlenowe przy udziale nieorganicznego akceptora wodoru (tzw. oddychanie azotanowe) może odbywać się tylko u tych bakterii, które dysponują skomplikowanym systemem transportu elektronów zawierającym liczne cytochromy. Denitryfikanty redukują związki azotu, jeżeli znajdują się w warunkach beztlenowych i mają w dostatecznej ilości łatwo rozkładalną materię organiczną (proste węglowodany i kwasy organiczne). Te specyficzne warunki nazywane są anoksyicznymi [Myszograj 2000].

W układzie biologicznego oczyszczania ścieków z denitryfikacją, ładunek związków organicznych (ChZT) utleniany przez denitryfikanty, może być więc wyznaczony na podstawie równoważnej ilości tlenu, który byłby niezbędny jako akceptor elektronów zamiast azotanów.

Denitryfikację można opisać jako czteroetapowy proces redukcji azotanów [Barker, Dold 1995] (e^- - oznacza równoważne elektrony (ChZT) odłączone ze związków organicznych):



Redukcję tlenu można natomiast zapisać w postaci równania połówkowego:

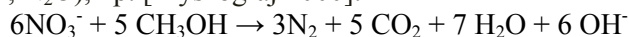


Zgodnie z powyższymi reakcjami cząstkowymi transfer e^- jest równoważny redukcji 1/4 mola tlenu lub 1/5 mola azotanów, stąd:

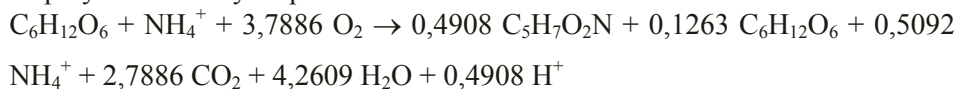
$$\frac{1}{5} \text{ mola } NO_3^- \equiv \frac{1}{4} \text{ mola } O_2$$

co w przeliczeniu na azot azotanowy daje: 1 mg N- $NO_3^- \equiv 2,86$ mg O_2 .

W obliczeniach bilansu masowego należy przyjąć, że azotany są denitryfikowane do azotu gazowego i w układzie nie pozostają produkty pośrednie reakcji (NO_2^- , NO, N_2O), np. [Myszograj 2000]:



W warunkach tlenowych związki organiczne (ChZT) są zużywane również na przyrost biomasy co przedstawia równanie:



Podział substratów organicznych na frakcję rozpuszczoną i cząsteczkową ChZT oraz biodegradowalną i niebiodegradowalną stanowi integralną część w praktycznym korzystaniu z modeli matematycznych. Z powodu braku możliwości analitycznych ich oznaczania, estymacja tych parametrów prowadzi niejednokrotnie do zmiany wielu danych. W wielu przypadkach, zwłaszcza biomasa charakteryzowana jest zależnością pomiędzy ChZT, a suchą masą organiczną. Dla osadów wstępnych typowa wartość tej zależności wynosi 2,0 kg ChZT/kg s.m.o., natomiast dla osadów nadmiernych od 1,42 do 1,48 kg ChZT/kg s.m.o. [Nowak i in. 1999, Wentzel i in. 1990].

Bilans masowy ChZT sporządzono dla zmodyfikowanego układu UCT (MUCT, rys. 1) oraz układu z denitryfikacją wyprzedzającą (rys. 2).

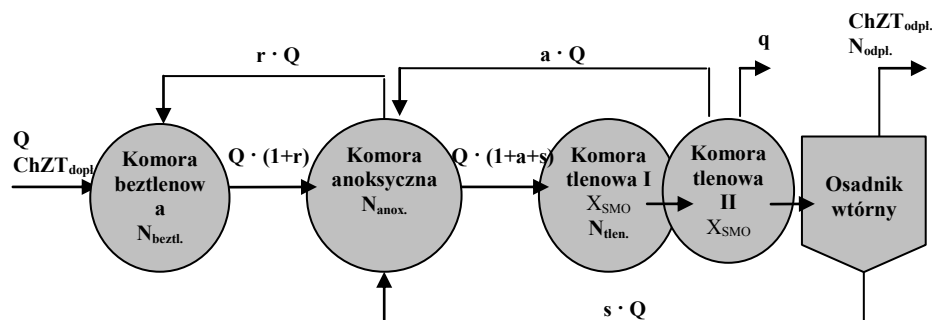
BILANS ChZT W ZMODYFIKOWANYM UKŁADZIE UCT (MUCT, UNIVERSITY OF CAPE TOWN)

W analizowanym układzie dla sporządzenia bilansu ChZT należy określić ładunek azotanów, który będzie podlegał denitryfikacji w bioreaktorze anoksycznym. Dla układu przedstawionego na rys. 1, ładunek azotanów dopływający do reaktora anoksycznego można wyznaczyć z zależności (oznaczenia jak w opisie rys. 1) [Barker i Dold 1995]:

$$\dot{L}N_{\text{dopl. do komory anox.}} = a \cdot Q \cdot N_{\text{tlen.}} + s \cdot Q \cdot N_{\text{odpl.}} + (1+r) \cdot Q \cdot N_{\text{beztl.}} \quad (1)$$

a ładunek azotanów odpływający ze strefy anoksycznej do reaktora tlenowego odpowiednio:

$$\dot{L}N_{\text{odpl. z komory anox.}} = r \cdot Q \cdot N_{\text{anox.}} + (1+a+s) \cdot Q \cdot N_{\text{anox.}} = (1+r+a+s) \cdot Q \cdot N_{\text{anox.}} \quad (2)$$



Q - dopływ ścieków [m^3/d], $\text{ChZT}_{\text{dopl.}}$ - ChZT w dopływie [gO_2/m^3], $\text{ChZT}_{\text{odpl.}}$ - ChZT w odpływie [gO_2/m^3], $N_{\text{odpl.}}$ - azot azotanowy w odpływie [$\text{g N-NO}_3/\text{m}^3$], $N_{\text{tlen.}}$ - azot azotanowy w komorze tlenowej II [$\text{g N-NO}_3/\text{m}^3$], $N_{\text{beztl.}}$ - azot azotanowy w komorze beztlenowej [$\text{g N-NO}_3/\text{m}^3$], $N_{\text{anox.}}$ - azot azotanowy w komorze anoksycznej [$\text{g N-NO}_3/\text{m}^3$], X_{SMO} - stężenie suchej masy organicznej osadu czynnego [$\text{g s.m.o.}/\text{m}^3$], a - stopień recyrkulacji z komory tlenowej do komory anoksycznej, s - stopień recyrkulacji z osadnika wtórnego do komory anoksycznej, r - stopień recyrkulacji z komory anoksycznej do komory beztlenowej

Rys. 1 Zmodyfikowany układ UCT przyjęty do wyznaczenia bilansu ChZT
[Wentzel i in. 1990]

Fig. 1 Configuration of modified UCT system used to balancing of COD
[Wentzel i in. 1990]

Ładunek azotanów ulegający denitryfikacji w reaktorze anoksycznym wynika z różnicy ładunku dopływającego i odpływającego z bioreaktora:

$$\dot{L}_{\text{DNanox.}} = [a \cdot Q \cdot N_{\text{tlen.}} + s \cdot Q \cdot N_{\text{odpl.}} + (1+r) \cdot Q \cdot N_{\text{beztl.}}] - [(1+r+a+s) \cdot Q \cdot N_{\text{anox.}}] \quad (3)$$

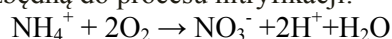
Niewielka ilość azotanów jest niezależnie recyrkulowana do reaktora beztlenowego, stąd w bilansie należy również uwzględnić ChZT zużywane w procesie denitryfikacji w warunkach beztlenowych. Zakładając, że w ściekach dopływających do reaktora beztlenowego nie ma azotanów, dla analizowanego systemu MUCT recyrkulowany ładunek azotanów wynosi:

$$\dot{L}_{\text{DNbeztl.}} = r \cdot Q \cdot N_{\text{anox.}} - (1+r) \cdot Q \cdot N_{\text{beztl.}} \quad (4)$$

Całkowity ładunek azotanów ulegający denitryfikacji jest równy:

$$\dot{L}_{\text{DN}} = \dot{L}_{\text{DNanox.}} + \dot{L}_{\text{DNbeztl.}} \quad (5)$$

W układach wyłącznie z tlenowym oczyszczaniem ścieków, ilość utlenianego ChZT może być wyznaczona w oparciu o całkowite zużycie tlenu pomniejszone o ilość tlenu niezbędną do procesu nitryfikacji:



Z powyższego równania wynika, że do utlenienia 1 mola azotu amonowego niezbędne są 2 mole tlenu, czyli 4,57 mg O_2 jest niezbędne do utlenienia 1 mg N-NH_4 lub równoważnego powstania 1 mg N-NO_3 , stąd ilość tlenu zużyta na potrzeby nitryfikacji M_{ON} wynosi:

$$M_{\text{ON}} = (\dot{L}_{\text{DN}} + Q \cdot N_{\text{odpl.}}) \cdot 4,57 \quad (6)$$

Masa utlenionych substancji organicznych wyrażona przez zużycie tlenu w bioreaktorze napowietrzanym jest obliczana z zależności:

$$L_{ChZT(tlen)} = OUR \cdot VR_{tlen} - M_{ON} = OUR \cdot VR_{tlen} - (L_{DN} + Q \cdot N_{odpl}) \cdot 4,57 \quad (7)$$

gdzie:

OUR - zużycie tlenu, g O₂/m³·d

VR_{tlen} - objętość reaktora tlenowego, m³

W układach technologicznych z komorami tlenowo-anoksydnymi, niezbędne jest uwzględnienie ładunku związków organicznych (ChZT) zużywanych na potrzeby denitryfikacji:

$$L_{ChZT(DN)} = 2,86 \cdot L_{DN} \quad (8)$$

Całkowity ładunek ChZT zużywany w analizowanym układzie UCT wynosi:

$$L_{ChZT} = L_{ChZT(DN)} + L_{ChZT(tlen)} \quad (9)$$

Ładunek ChZT odprowadzany z osadem nadmiernym najczęściej obliczany jest na podstawie przyjętego ilorazu $f_{ChZT/s.m.o.} = \frac{ChZT}{s.m.o.}$. Oczywiście optymalnym rozwiązaniem jest wyznaczenie rzeczywistej wartości $f_{ChZT/s.m.o.}$ charakterystycznej dla analizowanego układu.

Ładunek ChZT odprowadzany z osadem nadmiernym wynosi:

$$L_{ChZT(ON)} = q \cdot X_{SMO} \cdot f_{ChZT/s.m.o.} \quad (10)$$

Ładunek ChZT odprowadzany ze ściekami oczyszczonymi wynosi:

$$L_{ChZT(odpl)} = ChZT_{odpl} \cdot Q \quad (11)$$

Całkowity ładunek ChZT odprowadzony z układu wynosi:

$$L_{ChZT(odpr)} = L_{ChZT(odpl)} + L_{ChZT(ON)} + L_{ChZT} \quad (12)$$

Na podstawie wartości ChZT w ściekach doprowadzonych do części biologicznej, dopływający ładunek ChZT wynosi:

$$L_{ChZT(dopl)} = ChZT_{dopl} \cdot Q \quad (13)$$

Poprawność sporządzonego bilansu ChZT można ocenić następująco:

$$\%ChZT = \left(\frac{L_{ChZT(odpr)}}{L_{ChZT(dopl)}} \right) \cdot 100\% \quad (14)$$

Do sporządzenia bilansu ChZT dla zmodyfikowanego układu UCT (rys.1) przyjęto dane doświadczalne na podstawie badań wg Wentzel [Barker i Dold 1995, Wentzel i in. 1990] – tabela 1.

Tab. 1. Dane doświadczalne do bilansu ChZT na podstawie badań wg Wentzel [Barker i Dold 1995, Wentzel i in. 1990]

Tab. 1. Experimental data of COD balance by Wentzel [Barker i Dold 1995, Wentzel i in. 1990]

Objętość reaktora VR(dm ³) beztlenowego	2,0	Dopływ ścieków Q (dm ³ /d)	25		
anoksycznego	2,0	Stopień recyrkulacji - r	1		
tlenowego	4,0	Stopień recyrkulacji - s	1		
OUR - RI (mg/dm ³ ·h)	78	Stopień recyrkulacji - a	1		
OUR - RII (mg/dm ³ ·h)	43	Odprowadzenie osadu nadmiernego q (dm ³ /d)	1,174		
X _{SMO} (mg s.m.o./dm ³)	2100				
f _{ChZT/s.m.o.}	1,48				
parametr	dopływ	reaktor beztlenowy	reaktor anoksyczny	reaktor tlenowy	odpływ
ChZT (mg/dm ³)	510	-	-	-	40
N-NO ₃ (mg/dm ³)	0.0	0.5	1.5	10.6	10.5

Wyznaczone wartości z zależności od (1) do (13) wynoszą:

$$\begin{aligned}
 L_{\text{DNanox.}} &= 402,5 \text{ mgN/d} & L_{\text{ChZT}} &= 3899 \text{ mg ChZT/d} \\
 L_{\text{DNbeztl}} &= 12,5 \text{ mgN/d} & L_{\text{ChZT(ON)}} &= 3649 \text{ mg ChZT/d} \\
 L_{\text{DN}} &= 415,0 \text{ mgN/d} & L_{\text{ChZT(odpl)}} &= 1000 \text{ mg ChZT/d} \\
 & & L_{\text{ChZT(odpr)}} &= 8548 \text{ mg ChZT/d} \\
 & & L_{\text{ChZT(dopl)}} &= 12750 \text{ mg ChZT/d}
 \end{aligned}$$

Sporządzony bilans ChZT sprawdzono przez porównanie ładunku ChZT odprowadzonego z układu z ładunkiem ChZT doprowadzonym ze ściekami do części biologicznej, zgodnie z równaniem (14):

$$\% \text{ChZT} = \left(\frac{L_{\text{ChZT(odpr)}}}{L_{\text{ChZT(dopl)}}} \right) \cdot 100\% = \left(\frac{8548}{12750} \right) \cdot 100\% = 67\%$$

Obliczony ubytek ChZT nazywany jest "stratą ChZT".

BILANS ChZT W UKŁADZIE Z DENITRYFIKACJĄ WYPRZEDZAJĄCĄ

Układ z denitryfikacją wyprzedzającą dla którego sporządzono bilans ChZT przedstawiono na rys. 2.

Ładunek azotanów dopływający do reaktora anoksycznego można wyznaczyć z zależności (oznaczenia jak w opisie rys.1):

$$L_{\text{N dopł do komory anox.}} = a \cdot Q \cdot N_{\text{tlen.}} + s \cdot Q \cdot N_{\text{odpl.}} \quad (15)$$

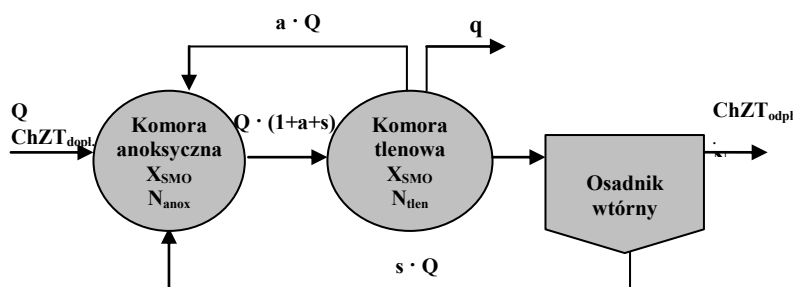
a ładunek azotanów odpływający ze strefy anoksycznej do reaktora tlenowego

odpowiednio:

$$\dot{L}N_{\text{odpl z komory anox.}} = (1+a+s) \cdot Q \cdot N_{\text{anox.}} \quad (16)$$

Masa azotanów ulegająca denitryfikacji w reaktorze anoksycznym wynika z różnicy ładunku dopływającego i odpływającego z bioreaktora:

$$\dot{L}_{\text{DNanox.}} = [a \cdot Q \cdot N_{\text{tlen.}} + s \cdot Q \cdot N_{\text{odpl.}}] - [(1+a+s) \cdot Q \cdot N_{\text{anox.}}] = \dot{L}_{\text{DN}} \quad (17)$$



Rys. 2 Układ z denitryfikacją wyprzedzającą przyjęty do wyznaczenia bilansu masowego ChZT (oznaczenia jak na rys. 1) [Myszograj 2000]

Fig. 2 Configuration of pre-denitrification system used to balancing of COD (the signs as on fig. 1) [Myszograj 2000]

Dalszy tok obliczeń dla układu z denitryfikacją wyprzedzającą jest analogiczny jak dla zmodyfikowanego układu UCT.

Bilans ChZT w układzie z denitryfikacją wyprzedzającą (rys. 2) sporządzono na podstawie wyników badań własnych [Myszograj 2000] – tab. 2.

Tab. 2. Dane doświadczalne do bilansu ChZT na podstawie badań własnych [Myszograj 2000, 2010]

Tab. 2. Experimental data of COD balance by Myszograj [Myszograj 2000, 2010]

Objętość reaktora VR (dm ³) anoksycznego		2,5	Dopływ ścieków (dm ³ /d) Stopień recyrkulacji - s Stopień recyrkulacji - a		4 2 1
tlenowego		4,2			
Odprowadzenie osadu nadmiernego q (dm ³ /d)		0,1			
OUR (mg/dm ³ ·h)		32			
X _{SMO} (mg s.m.o./dm ³)		2000			
f _{ChZT/s.m.o.}		1,48			
parametr	dopływ	reaktor anoksyczny	reaktor tlenowy	odpływ	
ChZT (mg/dm ³)	836	-	-	60	
N-NO ₃ (mg/dm ³)	0	0,5	15,5	15,0	

Wyznaczone wartości z zależności (15-17) oraz (6-13) wynoszą:

$$\begin{aligned} \text{Ł}_{\text{DNanox}} = \text{Ł}_{\text{DN}} &= 114 \text{ mgN/d} & \text{Ł}_{\text{ChZT}} &= 2756 \text{ mg ChZT/d} \\ & & \text{Ł}_{\text{ChZT(ON)}} &= 296 \text{ mg ChZT/d} \\ & & \text{Ł}_{\text{ChZT(odpl)}} &= 240 \text{ mg ChZT/d} \\ & & \text{Ł}_{\text{ChZT(odpr)}} &= 3292 \text{ mg ChZT/d} \\ & & \text{Ł}_{\text{ChZT(dopl)}} &= 3344 \text{ mg ChZT/d} \end{aligned}$$

Ładunek ChZT odprowadzony z układu porównano z ładunkiem ChZT doprowadzonym ze ściekami do części biologicznej, zgodnie z równaniem (14):

$$\% \text{ChZT} = \left(\frac{\text{Ł}_{\text{ChZT(odpr)}}}{\text{Ł}_{\text{ChZT(dopl)}}} \right) \cdot 100\% = \left(\frac{3292}{3344} \right) \cdot 100\% = 98\%$$

WNIOSKI

Sporządzony bilans ChZT dla zmodyfikowanego systemu UCT wyniósł 67%, natomiast dla układu z denitryfikacją wyprzedzającą 98%, co potwierdza możliwość niekontrolowanego ubytku materii organicznej w układzie oczyszczania ścieków.

Podawane w literaturze wyniki obliczeń bilansów ChZT potwierdzają teorię "straty ChZT". Dane te wskazują, że bliskie 100% symulacje bilansów ChZT możliwe są wyłącznie dla reaktorów tlenowych lub układów anoksydacyjno / tlenowych. W układach z reaktorami beztlenowo / anoksydacyjno / tlenowymi bilans ChZT zamyka się w granicach maksymalnie 80-85%, natomiast w układach reaktorów anoksydacyjno/tlenowych zawsze przekracza 90%.

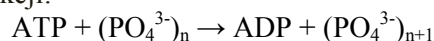
Jedną z podstawowych różnic między stosowanymi modelami matematycznymi osadu czynnego (m.in. ASM, Barker&Dold Model (BIOWIN), Delft Model) [Henze i in. 1995, 1999] jest rozszerzenie zakresu ujętych w nich procesów o obliczanie straty ChZT. Przyjmuje się, że strata ChZT, która zostaje wyznaczona w bilansach, wynika z procesu hydrolizy lub fermentacji związków organicznych.

Burke [Huang i in. 2006, Hu i in. 2003] sugeruje, że część związków organicznych jest substratem do produkcji wodoru w procesie fermentacji kwaśnej, ponieważ wiele organizmów fakultatywnych może rozkładać glukozę do wodoru i dwutlenku węgla. Alternatywną drogą wykorzystania substratów organicznych, oprócz produkcji wodoru jest produkcja metanu. Chociaż teoretycznie nie jest możliwa produkcja metanu w reaktorach beztlenowych z recyrkulacją osadu z komory napowietrzania, ponieważ z założenia bakterie metanowe jako obligatoryjne beztlenowce nie mają zdolności przeżywania w warunkach na-

przeziennych tlenowo/beztlenowych, teoria ta nie może być całkowicie pominięta. Jak wykazują badania doświadczalne, prowadzone przez Grady' i Lim'a [Huang i in. 2006, Hu i in. 2003], niektóre bakterie metanowe mają zdolność tolerancji niskich stężeń tlenu.

Większość autorów przyjmuje jednak [Nowak i in. 1999], że powstające lotne kwasy tłuszczowe, są przede wszystkim wykorzystywane przez bakterie fosforowe (PAO) w warunkach beztlenowych lub po prostu tracone w czasie przepływu ścieków.

W strefie beztlenowej bakterie fosforowe pobierają odpowiednie produkty fermentacji beztlenowej, głównie lotne kwasy tłuszczowe i ich sole, wykorzystując energię łańcucha polifosforanowego, w wyniku której uwalniane są ortofosforany według reakcji:



Pobrane LKT są przekształcane w złożone związki organiczne - polihydrosymaślany (PHM) i magazynowane w komórce. Nagromadzone w komórce bakteryjnej PHM mogą być wykorzystywane w strefie tlenowej jako źródło substancji węglowych niezbędnych dla prawidłowego metabolizmu i rozmnażania. Takie wykorzystanie substratów organicznych przez bakterie PAO jest większe, niż asymilacja w układach bez komory beztlenowej.

LITERATURA

1. BARKER P.S., DOLD P.L.: *COD and nitrogen mass balances in activated sludge systems*, Water Research, vol. 29, No. 2, 1995
2. HENZE M., GUJER W., MINO T., MATSUO T., WENTZEL M.C., MARAIS G.R.: *Activated sludge model No. 2*. IAWQ, Scientific and Technical Report No. 3, 1995
3. HENZE M., GUJER W., MINO T., MATSUO T., WENTZEL M., MARAIS G.R., VAN LOOSDRECHT M.C.M.: *Activated sludge model No. 2d*. IAWQ, 1999
4. HUANG J.S., TSAI C.C., CHOU H.H., TING W.H.: *Simulation modeling for nitrogen removal and experimental estimation of mass fractions of microbial groups in single-sludge system*, Chemosphere 62, 61–70, 2006
5. HU Z., WENTZEL M.C., EKAMA G.A.: *Modelling biological nutrient removal activated sludge systems-a review*, Water Research 37, 2003
6. JANOSZ-RAJCZYK M.: *Wybrane procesy jednostkowe w inżynierii środowiska*, Wyd. Politechniki Częstochowskiej, 2004
7. MYSZOGRAJ S.: *Wpływ temperatury na przemiany związków azotu w procesie osadu czynnego*, rozprawa doktorska, 2000

8. MYSZOGRAJ S.: *Bilans azotu w procesie oczyszczania ścieków osadem czynnym*, Oczyszczanie ścieków i przeróbka osadów ściekowych. T. 4 Zielona Góra, 2010
9. MYSZOGRAJ S.: *Bilans ChZT w ocenie procesu osadu czynnego*. Zaawansowane technologie biologicznego oczyszczania ścieków komunalnych, Konferencja naukowo-techniczna. Zegrze, 2010
10. NOWAK O., FRANZ A., SVARDAL K., MÜLLER V., KÜHN V.: *Parameter estimation for activated sludge models with the help of mass balances*, Water Science Technology, vol. 39, No 4, 1999
11. WENTZEL M.C., EKAMA G.A., DOLD P.L., MARAIS G.: *Biological excess phosphorus removal – steady state process design*, Water SA, 16, 1990

COD BALANCE IN BIOLOGICAL TREATMENT OF WASTEWATER - PART I - LABORATORY SCALE

S u m m a r y

In this article, the bases of COD balancing in aerobic, anoxic and anaerobic activated sludge systems were introduced. Literature data has been showing, that simulations of balances COD close 100% are possible for aerobic reactors or anoxic/aerobic systems. On systems including anaerobic zones the balance of COD is close maximally in 85%. It is suggested, that the "loss" COD, which becomes appointed in balances, is associated with the process of hydrolysis or the fermentation of organic matter. Inappropriate accepting the "loss" COD in modelling and optimization of activated sludge process, influences on the growth of aeration costs and quantity of sewage sludge.

Key words: balance of COD, organic carbon, activated sewage sludge, nitrogen removal

SYLWIA MYSZOGRAJ ***BILANS ChZT W BIOLOGICZNYM OCZYSZCZANIU
ŚCIEKÓW OSADĄ CZYNNYM
- CZ. II. BADANIA W SKALI TECHNICZNEJ***Streszczenie*

W artykule sporządzono bilans ChZT dla układu technologicznego oczyszczalni ścieków w Sulechowie. Podstawy teoretyczne bilansowania oraz przykładowe obliczenia bilansów ChZT na podstawie badań przeprowadzonych w skali laboratoryjnej opisano w pracy "Bilans ChZT w biologicznym oczyszczaniu ścieków osadą czynnym - cz. I - skala laboratoryjna".

Słowa kluczowe: bilans ChZT, osad czynny, strata węgla organicznego

WPROWADZENIE

Podstawowym problemem w zastosowaniu teorii osadu czynnego w modelach matematycznych jest brak parametru, który jednoznacznie określa udział masy organicznej w ściekach i biomase osadu czynnego. Najczęściej stosuje się specyficzne wskaźniki jakości substratu jak ChZT, BZT₅, OWO lub sucha masa organiczna (s.m.o.). ChZT i s.m.o. są miarą całkowitej ilości substancji organicznej, a BZT₅ najczęściej opisuje się jako biodegradowalną część związków organicznych. Szacunkowo biodegradowalność możemy ocenić, przez wyznaczenie ilorazu ChZT/BZT₅.

W wielu przypadkach takie, raczej ogólne informacje o materii organicznej zawartej w ściekach są niewystarczające co wymusza bardziej dokładną ich charakterystykę.

Szczegółowa charakterystyka substancji organicznych w ściekach, może zostać osiągnięta, przez określenie frakcji ChZT. Jedną z frakcji ChZT jest aktywnym składnikiem w przemianach biochemicznych: jest to m.in. biomasa mikroorganizmów. Inne frakcje są m.in. substratem dla tej biomasy. Wśród nich wyróżnia się substraty łatwo biodegradowalne oraz te, które hydrolizują powoli.

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska

Pozostała część materii organicznej jest niebiodegradowalna (inertna). Takie frakcjonowanie ChZT ścieków jest powszechnie stosowane w modelowaniu procesów biochemicznych zachodzących w procesie oczyszczania ścieków osadem czynnym oraz procesów beztlenowych.

Bezpośrednie korzyści, jakie wynikają ze stosowania ChZT w porównaniu z oznaczeniem BZT₅ to m.in. [Myszograj 2005]:

- oznaczanie ChZT trwa maksymalnie 2-3 godziny, a nie 5 dni jak to ma miejsce w przypadku BZT₅;
- metoda oznaczania ChZT oparta jest na reakcji chemicznej, przez co eliminuje się wpływ zmienności biologicznej na wynik końcowy (związanej np. z liczebnością biomasy na początku testu BZT₅);
- wynik pomiaru ChZT jest niezależny od obecności w ściekach substancji toksycznych i inhibitorów dla procesów biologicznych, które wpływają na wartość oznaczoną przez BZT₅;
- nie ma interferencji utleniania azotu amonowego na wynik ChZT, w przeciwieństwie do oznaczenia BZT;
- oznaczenie ChZT (z możliwością podziału na frakcje) uwzględnia związki biologicznie rozkładalne, jak również substancje organiczne trudno lub nierozkładalne.

Sporządzenie bilansu ChZT wymaga wyczerpujących informacji dotyczących m.in.:

- danych technologicznych (ilość ścieków, objętość bioreaktorów, stopień recyrkulacji, ilości odprowadzanych osadów do przeróbki itp.);
- zmian w bioreaktorach wartości ChZT i stężenia związków azotu;
- zawartości suchej masy organicznej (s.m.o.) oraz ustalenia wartości ilorazu ChZT i s.m.o. w osadzie czynnym.

Podstawą sporządzenia bilansu jest ustalenie ładunku ChZT doprowadzanego do komór osadu czynnego i ładunku ChZT odprowadzanego ze ściekami oczyszczonymi oraz uwzględnienie składowych takich jak:

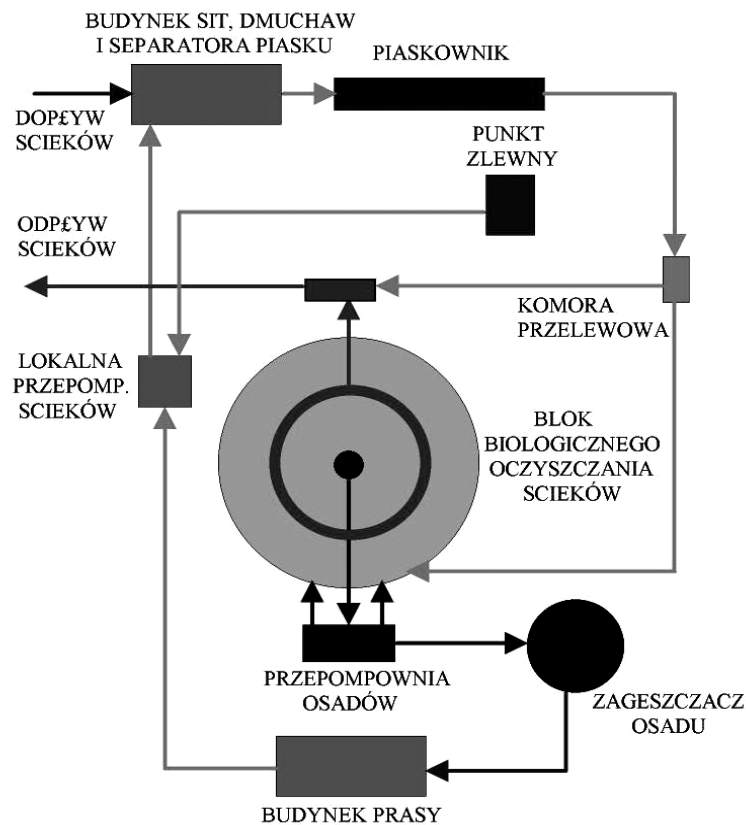
- ładunek ChZT utleniony w procesie biologicznego oczyszczania ścieków (ilościowo opisany liczbą elektronów odłączonych od substratów organicznych (odwodowanie) i przyłączonych do akceptora);
- ładunek ChZT zawarty w cząstkach organicznych zaadsorbowanych na kłaczkach osadu czynnego oraz zasymilowany przez biomasę osadu czynnego podczas syntezy komórkowej i następnie odprowadzony z osadem nadmiernym.

OBIEKT BADAWCZY

Badania przeprowadzono w mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków dla miasta Sulechów o przepustowości $Q_{sd} = 6450 \text{ m}^3/\text{d}$, pracującej w oparciu o technologię niskoobciążonego osadu czynnego.

Ścieki surowe oczyszczane są mechanicznie na sitach gęstych oraz w przedmuchiwany piaskownik podłużnym. Wyflotowane ciała pływające i tłuszcze są zgarniane do komory zbiorczej tłuszczu i ciał pływających. W komorze napowietrzania symultanicznie zachodzą procesy nitryfikacji, denitryfikacji oraz chemicznej defosfatacji. Ścieki oczyszczone odpływają do odbiornika.

Częściowo tlenowo ustabilizowany osad nadmierny zagęszczany jest grawitacyjnie, a następnie odwadniany na prasie komorowej. Odwodniony osad wykorzystywany jest na plantacjach wierzby energetycznej.



Rys. 1. Schemat technologiczny oczyszczalni ścieków w Sulechowie
Fig. 1. Wastewater Treatment Plant (WWTP) in Sulechów

Średni dobowy dopływ ścieków surowych do oczyszczalni w okresie pomiarów wynosił od 2654 do 2822 m³/d. W układzie technologicznym pobrano próbki ścieków, cieczy osadowych i osadów w celu oznaczenia w nich wartości ChZT, stężenia związków azotu i stężenia suchej masy organicznej. Ustalono także ilość odprowadzanych osadów nadmiernych, cieczy osadowych oraz stopnie recyrkulacji zewnętrznej i wewnętrznej. Na podstawie projektu technicznego oczyszczalni przyjęto parametry technologiczne, np. objętości reaktorów niezbędne do sporządzenia bilansu ChZT.

BILANS ChZT

Bilans ilościowy oraz bilans ładunków ChZT w układzie technologicznym oczyszczalni ścieków w Sulechowie przedstawiono na rys. 2. Objętość oddzielonych skratek, piasku i tłuszczu uwzględniono wyłącznie w bilansie ilościowym oczyszczalni.

W okresie badań ChZT ścieków dopływających do oczyszczalni wynosiło od 840 mg O₂/dm³ do 1056 mg O₂/dm³, a w ściekach oczyszczonych od 68 mg O₂/dm³ do 112 mg O₂/dm³. Wartość ChZT charakteryzująca substancje organiczne rozpuszczone w ściekach surowych wynosiła około 248 mg O₂/dm³ dla frakcji biodegradowalnych i 20 mg O₂/dm³ dla frakcji inertej. Uzyskany efekt zmniejszenia ChZT całkowitego po części mechanicznej był spowodowany oddzieleniem zawiesiny na sitach. Ładunek zanieczyszczeń organicznych, wyrażonych w ChZT, w ściekach oczyszczonych odprowadzanych do odbiornika, wynosił około 7,5% ładunku doprowadzanego.

Stężenie azotu całkowitego w ściekach surowych wynosiło od 70,18 mg N/dm³ do 74,48 mg N/dm³, około 50% azotu całkowitego stanowił azot amonowy. Uzyskane efekty usuwania azotu całkowitego wynosiły od 85,7% do 87,4%, co odpowiadało stężeniom azotu całkowitego w ściekach oczyszczonych od 10,06 mg N/dm³ do 9,41 mg N/dm³, w tym około 40% to azot azotanowy, a 20% azot amonowy.

Wyznaczone wartości niezbędne do zbilansowania ChZT wynoszą (procedurę wyznaczania poszczególnych parametrów opisano w cz. I):

- ładunek ChZT w ściekach doprowadzonych do części biologicznej z uwzględnieniem ładunku ChZT zawracanego z wodami nadosadowymi:

$$L_{\text{ChZT(dopl)}} = 1888,00 \text{ kgChZT/d}$$

- ładunek azotanów ulegający denitryfikacji

$$L_{\text{DNanox}} = L_{\text{DN}} = 239,00 \text{ kgN/d}$$

- całkowity ładunek ChZT zużywany w analizowanym układzie technologicznym:

$$\mathbb{L}_{\text{ChZT}} = \mathbb{L}_{\text{ChZT(DN)}} + \mathbb{L}_{\text{ChZT(tlen)}} = (683,7 + 86,0) = 769,70 \text{ kgChZT/d}$$

- ładunek ChZT odprowadzany z osadem nadmiernym

$$\mathbb{L}_{\text{ChZT(ON)}} = 923,50 \text{ kgChZT/d}$$

- ładunek ChZT odprowadzany ze ściekami oczyszczonymi

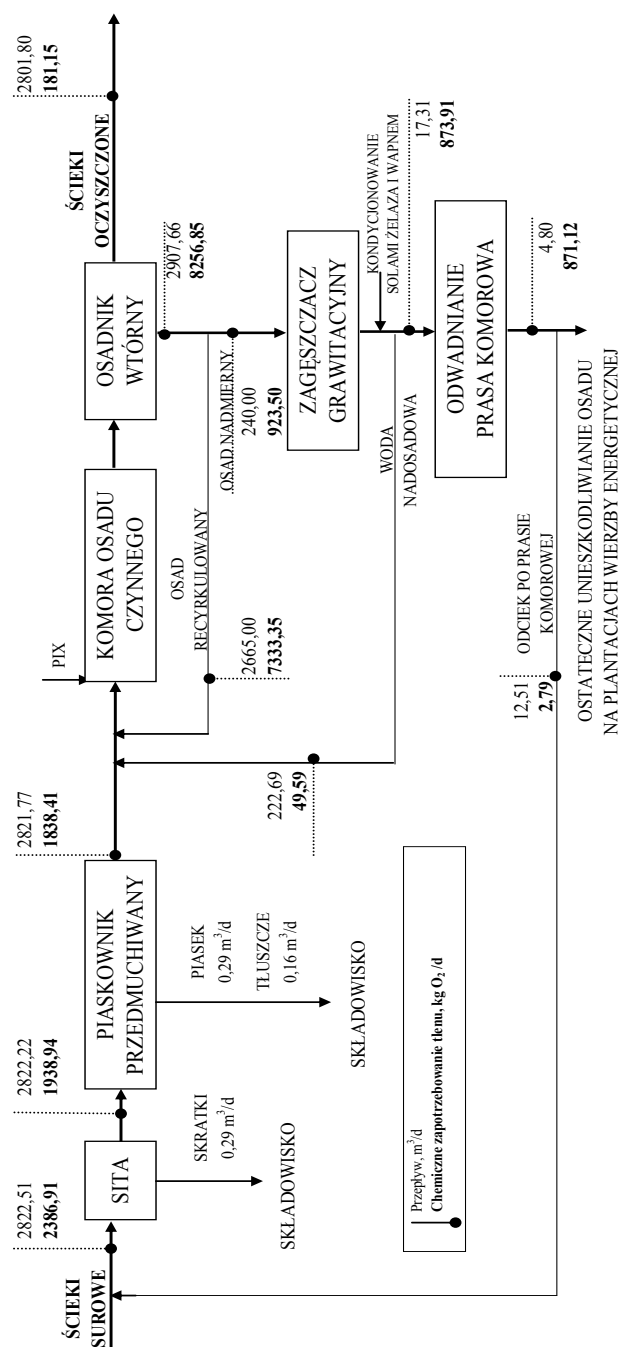
$$\mathbb{L}_{\text{ChZT(odpl)}} = 181,15 \text{ kgChZT/d}$$

- całkowity ładunek ChZT odprowadzony z układu

$$\mathbb{L}_{\text{ChZT(odpr)}} = (769,70 + 923,50 + 181,15) \text{ kgChZT/d} = 1874,35 \text{ kgChZT/d}$$

Ładunek ChZT odprowadzony z układu porównano z ładunkiem ChZT doprowadzonym ze ściekami do części biologicznej, zgodnie z równaniem:

$$\% \text{ChZT} = \left(\frac{\mathbb{L}_{\text{ChZT(odpr)}}}{\mathbb{L}_{\text{ChZT(dopl)}}} \right) \cdot 100\% = \left(\frac{1874,35}{1888,00} \right) \cdot 100\% = 99\%$$



Rys. 2. Bilans ładunków ChZT w oczyszczalni ścieków w Sulechowie
 Fig. 2. Balance of COD for WWTP in Sulechów

WNIOSKI

Bilanse ChZT i związków azotu dla systemów osadu czynnego są wykorzystywane w większości modeli do ich kalibracji. Złożoność zachodzących procesów w warunkach beztlenowo / anoksydacyjno / tlenowych sprawia jednak problemy z ustaleniem składników, które powinny być bilansowane.

W analizowanym układzie technologicznym oczyszczalni ścieków w Sulechowie całkowity ładunek ChZT odpowiadający zużyciu związków organicznych w procesie denitryfikacji oraz mineralizacji przez bakterie heterotroficzne, ładunek ChZT odprowadzony z osadem nadmiernym i ściekami oczyszczonymi był równoważny ładunkowi ChZT doprowadzonemu do części biologicznej (bilans 99%). Symultaniczne prowadzenie procesów sprzyja oczyszczaniu ścieków bez powstawania wydzielonych stref beztlenowych, które zwiększałyby niekontrolowany ubytek lotnych związków organicznych (mierzony stratą ChZT).

Ilościowe ujęcie strat ChZT, które powstają w bilansowaniu układów osadu czynnego jest obecnie przedmiotem wielu badań. Bez względu na przyczynę powstawania straty ChZT w układach osadu czynnego, zjawisko to ma znaczny wpływ na zmniejszenie kosztów napowietrzania i produkcję osadów nadmiernych.

W związku z tym potwierdzenie właściwej teorii ubytku ChZT w procesach biologicznego oczyszczania ścieków, pozwoliłoby tak projektować i optymalizować systemy, aby straty te były jak największe, co w konsekwencji zmniejszy koszty eksploatacyjne.

LITERATURA

1. BARKER P.S., DOLD P.L.: *COD and nitrogen mass balances in activated sludge systems*, Water Research, vol. 29, No. 2, 1995
2. HENZE M., GUJER W., MINO T., MATSUO T., WENTZEL M.C., MARRAIS G.R.: *Activated sludge model No. 2*. IAWQ, Scientific and Technical Report No. 3, 1995
3. HENZE M., GUJER W., MINO T., MATSUO T., WENTZEL M., MARRAIS G.R., VAN LOOSDRECHT M.C.M.: *Activated sludge model No. 2d*. IAWQ, 1999
4. HUANG J.S., TSAI C.C., CHOU H.H., TING W.H.: *Simulation modeling for nitrogen removal and experimental estimation of mass fractions of microbial groups in single-sludge system*, Chemosphere 62, 61–70, 2006
5. HU Z., WENTZEL M.C., EKAMA G.A.: *Modelling biological nutrient removal activated sludge systems-a review*, Water Research 37, 2003
6. JANOSZ-RAJCZYK M.: *Wybrane procesy jednostkowe w inżynierii środowiska*, Wyd. Politechniki Częstochowskiej, 2004

7. MYSZOGRAJ S.: *ChZT i BZT₅ – miarą biodegradowalności substancji organicznej*, Ekotechnika, 2005
8. MYSZOGRAJ S.: *Bilans azotu w procesie oczyszczania ścieków osadem czynnym*, Oczyszczanie ścieków i przeróbka osadów ściekowych. T. 4 Zielona Góra, 2010
9. MYSZOGRAJ S.: *Bilans ChZT w ocenie procesu osadu czynnego*. Zaawansowane technologie biologicznego oczyszczania ścieków komunalnych, Konferencja naukowo-techniczna Zegrze, 2010
10. NOWAK O., FRANZ A., SVARDAL K., MÜLLER V., KÜHN V.: *Parameter estimation for activated sludge models with the help of mass balances*, Water Science Technology, vol. 39, No 4, 1999
11. WENTZEL M.C., EKAMA G.A., DOLD P.L., MARAIS G.: *Biological excess phosphorus removal -steady state process design*, Water SA, 16, 1990

COD BALANCE IN BIOLOGICAL TREATMENT OF WASTEWATER - PART II - TECHNICAL SCALE

S u m m a r y

In this article the balance of COD for wastewater treatment plant in Sulechów was prepared. The theoretical bases of COD balancing and the example calculations were in the work "COD balance in biological treatment of wastewater - part I - laboratory scale" described.

Key words: balance of COD, "loss" organic carbon, activated sewage sludge

PIOTR ZIEMBICKI, JAN BERNASIŃSKI*

POZYSKIWANIE ENERGII SŁONECZNEJ W WARUNKACH ZABUDOWY MIEJSKIEJ

Streszczenie

W publikacji przedstawiono analizę zasobów energii słonecznej możliwej do wykorzystania w warunkach zabudowy miejskiej. Przeanalizowano parametry wpływające na sprawność pozyskiwania energii słonecznej, a także zaproponowano rozwiązania integracji układów solarnych ze źródłami ciepła. Przeprowadzono analizę metod pozyskiwania energii słonecznej oraz wskazano rozwiązanie dla warunków zabudowy miejskiej.

Słowa kluczowe: energia odnawialna, kolektory słoneczne, nasłonecznienie, budynki wielorodzinne, sprawność kolektorów

WPROWADZENIE

Prawidłowa gospodarka energetyczna kraju jest jednym z ważniejszych elementów wpływających na poziom jego zamożności oraz tempo rozwoju gospodarczego. Niezwykle szybki postęp cywilizacyjny, wzrost konsumpcji energii pierwotnej przy nieznacznym wzroście udziału energii odnawialnych spowodował konieczność zweryfikowania tezy o niewyczerpalności zasobów paliw naturalnych. Całkowite zasoby paliw kopalnych, zarówno znanych jak również tych, które zostaną odkryte w przyszłości, szacuje się na ok. 60÷100 lat. Jednak przyjęcie wzrostu zużycia paliw o kilka procent powoduje znaczne skrócenie czasu ich dostępności. Ograniczenie negatywnego wpływu wzrostu zużycia energii w skali globalnej może być dokonane poprzez zmianę struktury wykorzystania energii pierwotnej, a także przez zmniejszanie jej zużycia.

Realizacja pierwszego z postulatów może nastąpić poprzez zwiększanie udziału energii alternatywnych (w tym energii słonecznej) w ogólnym bilansie energetycznym oraz racjonalizację wykorzystania istniejących metod produkcji i dystrybucji ciepła. Dodatkowym bodźcem stymulującym zainteresowanie energią słoneczną są nieustanne podwyżki cen paliw kopalnych, a także polity-

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska

ka Unii Europejskiej promująca efektywność energetyczną oraz alternatywne sposoby pozyskiwania energii.

ZASOBY ENERGII SŁONECZNEJ W POLSCE

Słońce jest podstawowym źródłem energii dla ziemi, w którym w wyniku reakcji termojądrowych powstaje energia, rozchodząca się przez promieniowanie we wszystkich kierunkach. Do górnej powierzchni atmosfery i powierzchni ziemi dociera niewielka część strumienia tej energii. Średnia gęstość strumienia promieniowania słonecznego, na zewnątrz atmosfery ziemskiej, padającego na powierzchnię płaską, ustawioną prostopadle do kierunku promieni słonecznych nazywana jest stałą słoneczną i wynosi 1367 W/m^2 [Pluta, 2006]. Do powierzchni Ziemi bezpośrednio dociera tylko część promieniowania słonecznego, ponieważ z powodu unoszących się w powietrzu, gazów, wody zostaje ono rozproszone, pochłonięte lub odbite. Ta część promieniowania dociera do powierzchni Ziemi jako promieniowanie rozproszone. W zależności od szerokości geograficznej, warunków meteorologicznych, zanieczyszczeń powietrza, grubości atmosfery, pory dnia czy roku, po przejściu przez atmosferę, na powierzchni Ziemi można szacować nawet o połowę mniejszą ilość energii promieniowania słonecznego w stosunku do stałej słonecznej [Guła, 2008]. Natężenie promieniowania słonecznego zmienia się również w zależności od pory roku i dnia [Lewandowski, 2006].

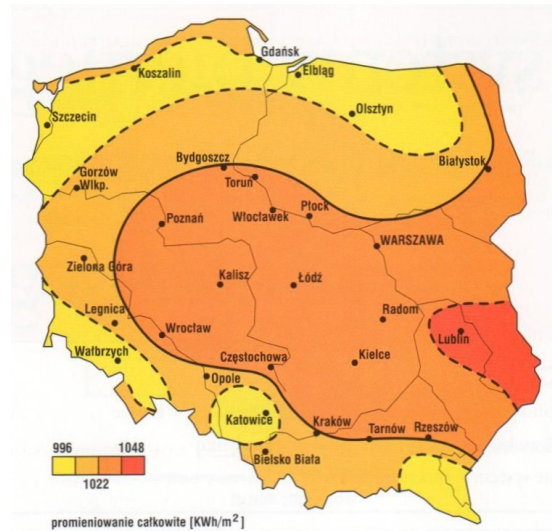
POTENCJAŁ ENERGII SŁONECZNEJ W AGLOMERACJACH MIEJSKICH

Efektywne wykorzystanie energii słonecznej wymaga znajomości rocznych wartości nasłonecznienia (insolacji) oraz średniorocznej sumy promieniowania słonecznego (uśłonecznienia) w danym regionie. Wartość nasłonecznienia oznacza ilość energii słonecznej padającej na jednostkę powierzchni płaskiej w określonym czasie, a uśłonecznienie określa liczbę godzin promieniowania słonecznego w ciągu roku.

W Polsce około 80% całkowitej rocznej sumy nasłonecznienia przypada na półrocze letnie (kwiecień - wrzesień). W okresie tym czas operacji słonecznej wydłuża się do 16 h/dzień, natomiast w półroczu zimowym (październik - marzec) zmniejsza się do 8 godzin dziennie. Potencjał energii słonecznej, którą można wykorzystać w kolektorach słonecznych w Polsce wynosi 24 PJ [Lewandowski, 2006].

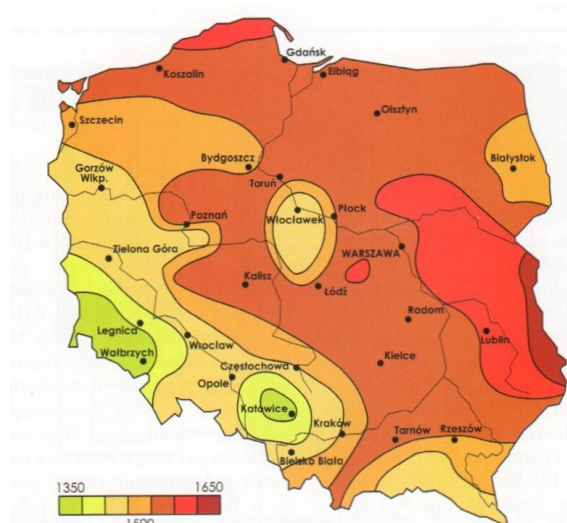
Na rysunku 1 przedstawiono średnie roczne nasłonecznienie dla reprezentatywnych obszarów Polski, wyrażone w MJ/m^2 , natomiast na rysunku 2 pokaza-

no średnioroczne sumy usłonecznienia w godzinach, również dla reprezentatywnych obszarów Polski



Rys. 1. Średnioroczne sumy promieniowania słonecznego w MJ/m^2
[Pluta, 2006]

Fig. 1. The average annual amount of solar radiation in MJ/m^2 [Pluta, 2006]



Rys. 2. Roczna liczba godzin czasu promieniowania słonecznego
[Pluta, 2006]

Fig. 2. The annual number of hours per year of solar radiation [Pluta, 2006]

W Polsce sklasyfikowano jedenaście regionów helioenergetycznych, które uszeregowano według przydatności dla energetyki słonecznej:

1 – Nadmorski, 7 – Podlasko-Lubelski, 8 – Śląsko-Mazowiecki, 9 – Świętokrzysko-Sandomierski, 3 – Mazursko-Siedlecki, 5 – Wielkopolski, 2 – Pomorski, 11 – Podgórski, 4 – Suwalski, 6 – Warszawski oraz 10 – Górnośląski.

Najkorzystniejsze warunki napromieniowania występują w pasie nadmorskim oraz regionie Podlasko-Lubelskim. Najmniej korzystne warunki obserwuje się w regionach: Pomorskim, Mazursko-Siedleckim, Wielkopolskim, Śląsko-Mazowieckim i Świętokrzysko-Sandomierskim. W regionach Górnośląskim i Warszawskim niekorzystny wpływ mają zanieczyszczenia powietrza pochodzenia przemysłowego.

SYSTEMY POZYSKIWANIA ENERGII SŁONECZNEJ

Systemy pozyskiwania energii słonecznej w uproszczeniu można podzielić na metody pasywne (bezpośrednie i pośrednie) wykorzystania energii słonecznej oraz aktywne systemy solarne. Natomiast mechanizmy przetwarzania energii słonecznej na inne jej postacie na trzy podstawowe: fototermiczną (przetworzenie na ciepło), fotowoltaiczną (przetworzenie na energię elektryczną) i fotobiochemiczną (energia wiązań chemicznych).

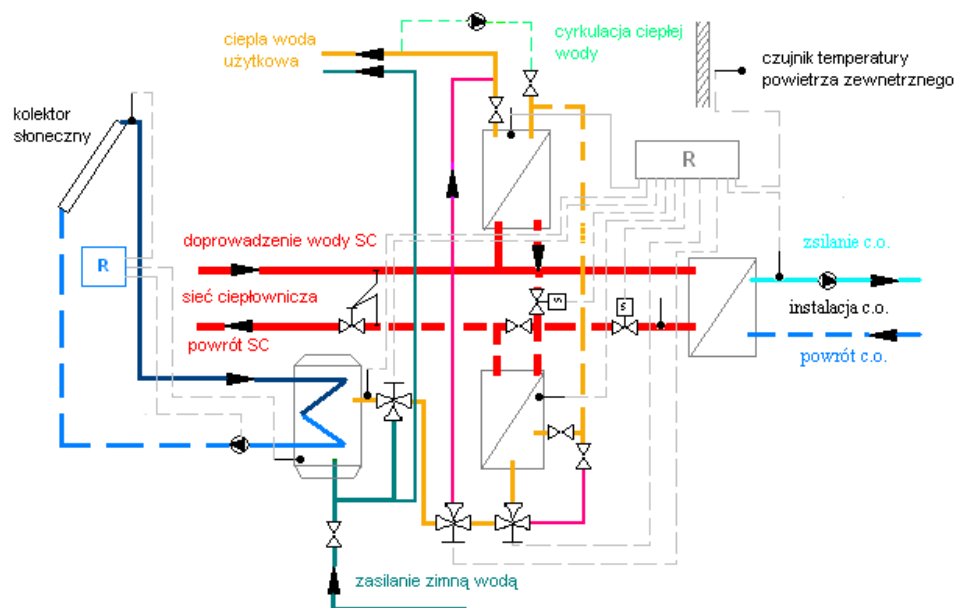
Najpopularniejszymi i najtańszymi urządzeniami do aktywnego przetwarzania energii słonecznej są kolektory słoneczne. Pozostałe wymienione układy ze względu na znaczne rozmiary, technologię wykonania, parametry pracy oraz koszty inwestycyjne i eksploatacyjne nie mają zastosowania w budownictwie mieszkalnych wielorodzinnych w aglomeracjach miejskich. Kolektory słoneczne najogólniej można podzielić na płaskie oraz skupiające. W każdej z wymienionych grup można wyróżnić wiele specyficznych konstrukcji i rozwiązań determinujących ich sprawności, przeznaczenie, parametry pracy, sposób montażu oraz schemat technologiczny instalacji. Najczęściej spotyka się kolektory cieczowe płaskie. Do bardziej nowoczesnych, ale droższych konstrukcji, należą kolektory próżniowe [Guła, 2008]. Następnym rodzajem konstrukcji są kolektory powietrzne, których zasada działania jest analogiczna do cieczowych, natomiast medium roboczym jest powietrze.

PODSTAWOWE SCHEMATY TECHNOLOGICZNE ŹRÓDEŁ CIEPŁA Z KOLEKTORAMI

Systemy solarne są przystosowane do współpracy z istniejącymi w budynkach systemami grzewczymi, nie wymagają większych zmian w ich technologii, konstrukcji i architekturze samego budynku. Układy podgrzewania wody

funkcjonują w kilku podstawowych konfiguracjach i mogą pracować według różnych wariantów sterowania. Ze względu na sposób uruchamiania obiegu kolektorowego instalacje można podzielić na instalacje z obiegiem biernym (grawitacyjne) oraz instalacje z obiegiem aktywnym (pompowe). Uwzględniając jako kryterium mechanizm przekazywania ciepła wodzie użytkowej można rozróżnić instalacje z obiegiem bezpośrednim i pośrednim, natomiast ze względu na lokalizację konwencjonalnego źródła energii cieplnej instalacje podzielić można na te, w których w tym samym zbiorniku akumulowana jest energia cieplna z obiegu słonecznego i pochodząca z obiegu konwencjonalnego oraz instalacje, w których obiegi solarny i konwencjonalny funkcjonują autonomicznie w osobnych zbiornikach

W budynkach wielorodzinnych w aglomeracjach miejskich najczęstszym rozwiązaniem zaopatrzenia w ciepło jest wykorzystanie miejskiego systemu ciepłowniczego za pośrednictwem węzła ciepłowniczego zlokalizowanego w zaopatrywanym budynku. Istnieje wiele możliwości połączenia węzła ciepłowniczego dwufunkcyjnego z instalacją kolektorów słonecznych. Poniżej przedstawiono typowe rozwiązanie, które jest oferowane przez wiele firm jako rozwiązanie kompaktowe. W układzie technologicznym takiego węzła ciepłowniczego pracują wymienniki na potrzeby c.o. i c.w.u. (z dwustopniowym przygotowaniem c.w.u.) w układzie szeregowo – równoległym.



Rys. 3. Schemat typowego węzła ciepłowniczego [oprac. własne]
Fig. 3. Typical district heating substation [oprac. własne]

W przypadku niewielkich budynków mieszkalnych wielorodzinnych (instalacje średniej wielkości - do 40 m² powierzchni kolektorów słonecznych) stosuje się układ, w którym instalacja kolektorów słonecznych jest połączona szeregowo z podgrzewaczem (wymiennikiem) węzła cieplnego (rysunek 3). Ciepła woda użytkowa podgrzewana jest dwustopniowo – najpierw w podgrzewaczu współpracującym z instalacją kolektorów słonecznych, a następnie w wymienniku pierwszego stopnia węzła cieplnego.

W instalacjach o większej powierzchni kolektorów słonecznych (powyżej 40 m²) zalecanym rozwiązaniem jest zastosowanie zbiorników buforowych wody grzewczej. Ciepło oddane jest z instalacji kolektorów słonecznych poprzez wymiennik ciepła do wody grzewczej w zbiorniku buforowym, a woda użytkowa podgrzewana w układzie wymienników węzła cieplnego.

CHARAKTERYSTYKI SPRAWNOŚCI KOLEKTORÓW

Sprawność chwilowa kolektora zdefiniowana jest jako stosunek ciepła użytkowego (odebranego z kolektora) do energii promieniowania słonecznego docierającego do frontalnej powierzchni kolektora. Jest ona funkcją wielu parametrów konstrukcyjnych jak też eksploatacyjnych.

$$\eta = \frac{Q_u}{A_p \cdot G} = \frac{m_w \cdot c_w \cdot (T_{w2} - T_{w1})}{A_p \cdot G}$$

gdzie:

- m_w – masowe natężenie przepływu cieczy przez kolektor [kg/s],
- c_w – ciepło właściwe cieczy [kJ/(kg K)],
- T_{w1} – temperatura cieczy wlotowej do kolektora [K],
- T_{w2} – temperatura cieczy wylotowej do kolektora [K],
- A_p – pole powierzchni absorbera kolektora [m²],
- G – gęstość strumienia energii promieniowania słonecznego docierająca do frontalnej powierzchni kolektora [W/m²],

Sprawność ta jest podstawą przy wyznaczaniu różnych rodzajów charakterystyk na podstawie przeprowadzonych pomiarów osiągnięć kolektora.

Podstawową funkcją określającą sprawność cieplną kolektora w zależności od temperatury zredukowanej jest równanie liniowe Hottela-Whillera-Blissa dla stanu ustalonego:

$$\eta = F_R \cdot (\tau \cdot \alpha) - F_R \cdot U_L \cdot \frac{T_s - T_o}{G} = k'_0 - k'_1 \cdot t_{ZR}$$

$$t_{ZR} = \frac{T_s - T_o}{G}$$

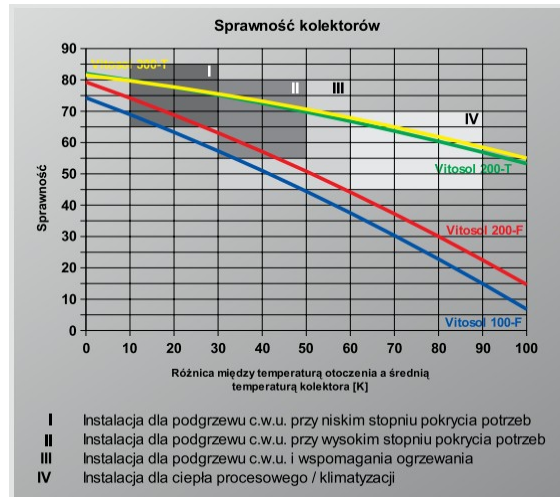
gdzie:

- F_R – współczynnik efektywności absorbera (doskonałości konstrukcji absorbera jako wymiennika ciepła,
- $(\tau \cdot \alpha)$ – efektywny współczynnik transmisyjno-absorpcyjny (w przybliżeniu iloczyn transmisyjności osłony przezroczystej i absorpcyjności powierzchni absorbera,
- U_L – łączny współczynnik strat ciepłych z kolektora, odniesiony do jednostki powierzchni absorbera $[W/(m^2 K)]$,
- t_{ZR} – temperatura zredukowana $[(K m^2)/W]$,
- T_s – średnia temperatura czynnika w kolektorze $(T_s = (T_{w1} + T_{w2})/2)$ $[K]$,
- T_o – temperatura otoczenia $[K]$,

Ponieważ U_L zależy od temperatury absorbera charakterystyki sprawności mają charakter słabych parabol, a opisująca je funkcja ma postać

$$\eta = k_0 - k_1 \cdot \frac{T_s - T_o}{G} - k_0 - k_2 \cdot \frac{(T_s - T_o)^2}{G}$$

Bardzo często charakterystyki kolektorów przedstawiane są graficznie (rysunek 4).



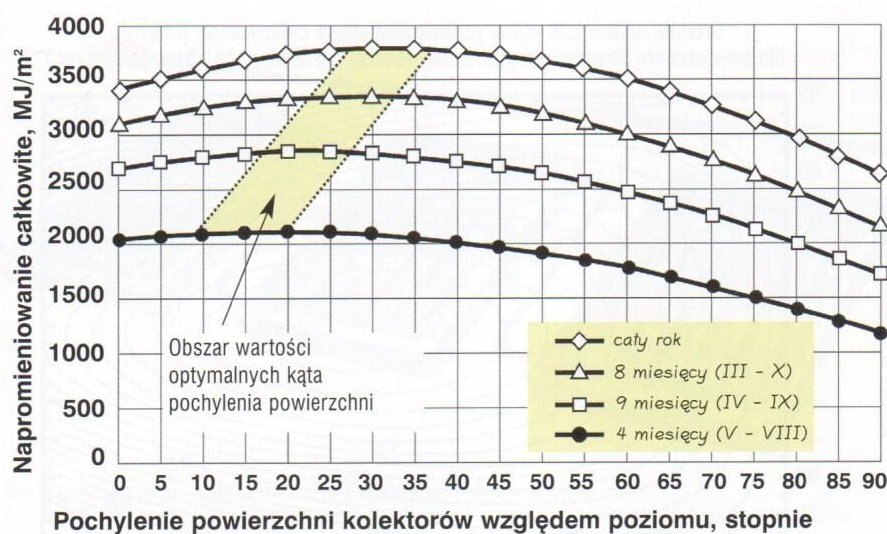
Rys. 4. Sprawności kolektorów słonecznych [Viessmann, 2009]

Fig. 4. The Efficiency of the solar collectors [Viessmann, 2009]

Największe nachylenia charakterystyki sprawności mają kolektory o dużych współczynnikach strat ciepła. Przy korzystnych warunkach nasłonecznienia ale niskich temperaturach zewnętrznych (dużych wartościach temperatury zredukowanej) kolektory płaskie nie powinny być stosowane przy całorocznej pracy instalacji. Kolektory próżniowe charakteryzuje małe nachylenie charakterystyki sprawności (małe straty ciepła), równocześnie mają jednak one mniejsze sprawności optyczne – niekorzystne charakterystyki transmisyjności promieniowania słonecznego przez cylindryczne osłony szklane. W związku z powyższym w pewnych zakresach kątów padania promieniowania słonecznego wielkość energii pochłoniętej przez absorber może być znacznie mniejsza w porównaniu z kolektorami płaskimi pracującymi w tych samych warunkach.

POCHYLENIE I USYTUOWANIE KOLEKTORÓW

Pochłanianie promieniowania słonecznego na powierzchni absorbera zależy od kąta padania promieniowania. Biorąc pod uwagę tylko promieniowania bezpośrednie optymalny kąt pochylenia kolektorów względem poziomu będzie równy szerokości geograficznej lokalizacji kolektora pomniejszonej o kąt deklinacji słonecznej i zmienia się każdego dnia, wraz ze jej zmianą.

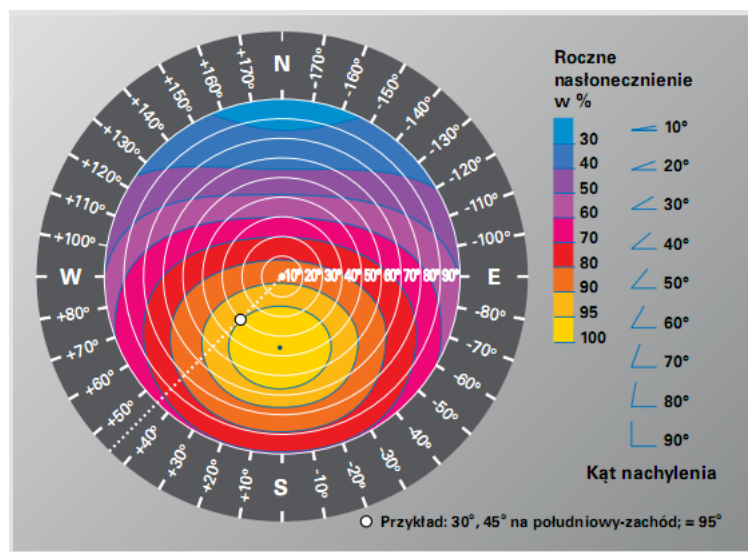


Rys. 5. Napromieniowanie powierzchni dla różnych okresów roku
[Wnuk, 2007]

Fig. 5. The radiation on the surface for different periods of the year.
[Wnuk, 2007]

Do płaszczyzny kolektora dociera jednak także promieniowanie dyfuzyjne (maksymalne zyski występują dla płaszczyzny poziomej) oraz promieniowanie odbite od otoczenia (maksymalne zyski występują dla płaszczyzny pionowej). Uwzględnienie promieniowania dyfuzyjnego i odbitego (rozproszonego) daje optymalne kąty pochylenia kolektora o $5 \div 10^\circ$ mniejsze od kątów wynikających tylko z promieniowania bezpośredniego. Kąt pochylenia kolektorów jest też zależny od czasu eksploatacji systemu słonecznego. Numeryczne wyniki obliczeń napromieniowania całkowitego (napromieniowanie odbite przy współczynniku odbicia 0,2) w zależności od kąta pochylenia powierzchni płaskiej względem poziomu przedstawiono na rysunku 5. Z przedstawionych wykresów wynika, że optymalny kąt zwiększa się wraz ze zwiększonym okresem pracy instalacji słonecznej.

Ze względów praktycznych (np. zmywania powierzchni kolektora wodą deszczową) kąt pochylenia powinien być jeszcze większy niż wynika z wykresów zamieszczonych na rysunku 6. Według danych zawartych w materiałach [Viessmann, 2009] w okresie rocznym optymalnym kątem pochylenia dla kolektora zorientowanego w kierunku południowym jest kąt ok. $30 \div 40^\circ$ do poziomu. Zgodnie z rysunkiem 6 pochylenie kolektorów 30° i orientacji (azymucie) 45° na wschód lub zachód od południa umożliwia 95% optymalnego uzysku energii. Przy orientacji wschodniej lub zachodniej i pochyleniu w granicach $25 \div 40^\circ$ uzysk energii dochodzi do 85% uzysku optymalnego.



Rys. 6. Wpływ orientacji i pochylenia na napromieniowanie
[Viessmann, 2009]

Fig. 6. The effect of the orientation and inclination to the solar radiation.
[Viessmann, 2009]

W okresie letnim największe jest napromieniowanie dla kolektorów pochylonych pod kątem $20\div 25^\circ$. Należy dodać, że uwzględnienie promieniowania odbitego zwiększa ten kąt. W sezonie grzewczym optymalny kąt nachylenia kolektora znacznie wzrasta. W okresie tym rośnie również wpływ wielkości odchylenia azymutalnego. Przedstawione dane nie uwzględniają warunków eksploatacyjnych instalacji, tj. energii rzeczywiście pochłoniętej i wykorzystanej. Ich wpływ bardziej dotyczy odchylenia azymutalnego niż pochylenia kolektora. Większość instalacji słonecznych osiąga wyższe chwilowe sprawności eksploatacyjne w godzinach przedpołudniowych, dlatego też niewielkie odchylenie azymutalne w kierunku wschodnim jest korzystniejsze od odchylenia w kierunku zachodnim. Dla konkretnych rozwiązań instalacji słonecznych zaleca się korzystanie z zestawień i wykresów dotyczących wpływu orientacji i nachylenia kolektorów w różnych miastach Polski, opracowane na podstawie danych ze stacji aktynometrycznych. Wnioski wypływające z tych zestawień i wykresów pokrywają się z danymi literaturowymi. Należy jednak podkreślić, że dane pochodzące ze stacji aktynometrycznych pozwalają dokładniej określić wielkość promieniowania całkowitego dla płaszczyzn o różnym nachyleniu azymutalnym i pochyleniu względem poziomu dla różnych lokalizacji systemów słonecznych w Polsce.

WPLYW ZACIENIENIA POWIERZCHNI KOLEKTORÓW

Instalacja słoneczna projektowana na obszarze zurbanizowanym musi uwzględniać wpływ zacielenia w niektórych godzinach i miesiącach przez budynki lub inne obiekty otaczające. Do analizy zacielenia wykorzystuje się wykresy pozycji słońca opracowywane dla danej szerokości geograficznej i rekomendowanych dni miesięcy, tj. dni z wartością deklinacji średnią dla danego miesiąca.

Obliczenia zacielenia polegają na wyznaczeniu przy użyciu podstawowych funkcji trygonometrycznych zależności pomiędzy charakterystycznymi punktami elementu zacielenia i ich wymiarami oraz kątami określającymi pozycję słońca, tj. azymutem i wysokością słońca dla rzeczywistych czasów słonecznych [Pluta, 2006].

INTEGRACJA KOLEKTORÓW SŁONECZNYCH W ZABUDOWIE MIEJSKIEJ

Systemy słoneczne koncentryczne nie nadają się do integracji z budynkami mieszkalnymi wielorodzinnymi, a ponadto wymagają bardzo dobrych warunków nasłonecznienia.

Z przeprowadzonych analiz wynika, że z urządzeń pozyskujących energię słoneczną tylko kolektory termiczne mogą być integrowane z budynkami wielorodzinnymi z uwagi na ilość pozyskiwanej energii, ich sprawność oraz dużo niższe koszty inwestycyjne w stosunku do ogniw fotowoltaicznych.

Biorąc pod uwagę budynki wielorodzinne, w chwili obecnej nie ma znaczącej różnicy pomiędzy wykorzystaniem kolektorów płaskich i rurowych. Jedyną istotną różnicą jest ilość pozyskiwanej energii cieplnej odniesionej do powierzchni kolektora, z której wynika, że kolektory rurowe wymagają znacznie mniejszych powierzchni dla osiągnięcia tego samego efektu energetycznego.

Z perspektywy budynku energooszczędnego, o niewielkim zapotrzebowaniu na ciepło na cele grzewcze oraz o niskich parametrach czynnika grzewczego, zalecana się montowanie w budynkach kolektorów rurowych, które umożliwiłyby pokrycie zapotrzebowania na podgrzew ciepłej wody użytkowej na poziomie ok. 75% oraz wspomaganie ogrzewania budynku (głównie w okresach przejściowych). Obecnie ceny kolektorów rurowych są zdecydowanie wyższe w stosunku do kolektorów płaskich. Przewiduje się, że w okresie najbliższych 20 lat ceny kolektorów rurowych znacznie spadną. Należy podkreślić, że tak jak w systemach fotowoltaicznych kolektory słoneczne można zamocować na dachu lub elewacji. Można je również wbudować jako zacienienia stałe i osłony termiczne w elewacjach szklanych. Parametrem decydującym o konieczności stosowania kolektorów słonecznych jest zysk energii cieplnej w ciągu roku.

WYBÓR ROZWIĄZANIA DLA OBSZARÓW MIEJSKICH

Z przeprowadzonej oceny rozwiązań systemów pozyskiwania energii słonecznej wynika, że priorytetowym systemem wykorzystania energii słonecznej jest system oparty na kolektorach rurowych. Umożliwia on pozyskiwanie dużo większych ilości energii w stosunku do ogniw fotowoltaicznych, a ponadto jest systemem efektywniejszym z punktu widzenia sprawności i kosztów pozyskiwania energii. Tak więc w przypadku konkretnego obiektu w pierwszej kolejności należałoby instalować w miejscach o największym nasłonecznieniu rurowe kolektory słoneczne. Biorąc pod uwagę planowany wzrost sprawności oraz spadek kosztów ogniw fotowoltaicznych w okresie najbliższych 20 lat zalecane również byłoby rozważenie możliwości zainstalowania tych systemów.

Rurowe kolektory słoneczne należy sytuować przede wszystkim na dachu, orientować w kierunku południowym z odchyleniami $\pm 45^\circ$ i nachyleniu między $25-40^\circ$. Dla tak nachylonych kolektorów dopuszcza się odchylenia azymutalne nawet w kierunku wschodnim i zachodnim. W przypadku braku miejsca na dachu kolektory należy montować na elementach zacieniających budynek, a w następnej kolejności na ścianie południowej oraz południowo-wschodniej i południowo-zachodniej. Przekroczenie powyższego odchylenia azymutalnego

dla ścian pionowych powoduje istotne zmniejszenie ilości pozyskiwanej energii. Przy wyborze miejsca lokalizacji kolektorów należy również uwzględnić możliwość ewentualnego ich zacieniania przez inne budynki, drzewa itd.

Opisane optymalne rozwiązania lokalizacji kolektorów słonecznych są również optymalne dla systemów fotowoltaicznych.

W związku z powyższym systemy fotowoltaiczne należy montować w miejscach nie wykorzystanych przez kolektory słoneczne. Jest to możliwe z uwagi na łatwość ich wbudowania (kształtowania ich powierzchni).

Odrębnym zagadnieniem jest rozwiązanie instalacji wykorzystującej pozyskiwaną energię słoneczną, tj. dobór powierzchni kolektorów czy ogniw fotowoltaicznych, zbiorników akumulujących ciepło, akumulatorów energii elektrycznej itd.

LITERATURA

1. ENERGY INFORMATION ADMINISTRATION: *International Energy Outlook 2009*, EIA 2009
2. LEWANDOWSKI W.M.: *Proekologiczne odnawialne źródła energii*, WNT, Warszawa, 2006
3. GUŁA A.: *Odnawialne i niekonwencjonalne źródła energii. Poradnik*, TARBONUS, Kraków 2008
4. WNUK R.: *Instalacje w domu pasywnym i energooszczędnym, Przewodnik budowlany*, 2007
5. VIESSMANN: *Energetyka słoneczna. Zeszyty fachowe*, 2009
6. PLUTA Z.: *Podstawy teoretyczne fototermicznej konwersji energii słonecznej*, Politechnika Warszawska, 2006
7. SASIN T.: *Opis techniczny rozwiązań wykorzystania energii słonecznej wraz z możliwościami ich integracji z budynkiem i dalszą analizą ekonomiczną*, Raport W2.1.1, MBJ2030, Warszawa 2010
8. KRAWIEC F.: *Odnawialne źródła energii w świetle globalnego kryzysu energetycznego. Wybrane problemy*, Difin, Warszawa 2010
9. LIGUS M.: *Efektywność inwestycji w odnawialne źródła energii. Analiza kosztów i korzyści*, CeDeWu, 2010
10. ZIEMBICKI P., KUCZYŃSKI T.: *Opis zasobów energii słonecznej w Polsce wraz z charakterystyką parametrów mających wpływ na ilość pozyskiwanej energii przez budynki wielorodzinne zlokalizowane w miastach. Uzasadnienie doboru optymalnego rozwiązania pozyskiwania energii słonecznej wraz z opisem rozwiązania*, Raport W2.1.2, Miejski Budynek Jutra 2030 (projekt dofinansowany przez MNiSW nr ZR6/2009/C/07319)

SOLAR ENERGY GAINING IN CONDITION OF URBAN AREAS

S u m m a r y

The paper presents an analysis of solar energy resources that can be utilize in urban conditions. We analyzed the factors influencing the efficiency of solar energy gaining, and also indicated the solution for the integration of solar systems with heat sources. In the paper we presented the various methods of solar energy gaining and indicated the solution for the urban conditions.

Key words: renewable energy, solar collectors, insolation, municipal buildings, solar collectors efficiency

ANNA ASANI*

**OCHRONA PRZECIWPOWODZIOWA
WOJEWÓDZTWA LUBUSKIEGO***Streszczenie*

Ochrona przeciwpowodziowa województwa lubuskiego realizowana jest wieloma metodami wykazującymi różną skuteczność. Dobór odpowiedniej metody uzależniony jest od wielu czynników, m.in. dostępnej do wykorzystania powierzchni terenu, dostępnych technologii czy środków finansowych. Niniejszy artykuł to próba usystematyzowania wiedzy na temat metod ochrony przeciwpowodziowej stosowanych w woj. lubuskim.

Słowa kluczowe: ochrona przeciwpowodziowa, lubuski odcinek Odry, metody ochrony przeciwpowodziowej

WSTĘP

Duże powodzie na lubuskim odcinku Odry występowały wielokrotnie. Od dawna obserwowano, że Odra regularnie dwa razy w roku występuje z brzegów: wiosną na skutek topniejących śniegów oraz w okresie letnim, w wyniku obfitych opadów deszczu. Pierwsze wzmianki dotyczące powodzi w tym regionie pochodzą z 1565 r. (powódź we Frankfurcie n/Odrą), a kolejne z 1736 r. (w wyniku powodzi ginie 171 osób, głównie z powodu towarzyszącej zarazy) oraz z 1785 r. (załamanie mostu we Frankfurcie). Kolejne wielkie powodzie miały miejsce w: 1813 r., 1854 r., 1902 r., 1903 r., 1930 r. oraz 1947 r. Ostatnią, wielką powodzią w rejonie Środkowej Odry była powódź z 1997 r., kiedy długotrwałe, intensywne opady deszczu, jakie wystąpiły w zlewni górnej Odry, spowodowały wytworzenie olbrzymiej fali powodziowej, odnotowanej wzdłuż całej Odry, w tym również w rejonie lubuskim (np. w Cigacicach przepływ ten wyniósł 3050 m³/s, co przewyższało wartości Q1% jak i Q0,1% o blisko 50%). Specyfiką tej powodzi i jej wpływu na stan wałów był długi czas wezbrań (na lubuskim odcinku Odry wynoszący 42 dni), co spowodowało liczne przesiąki przez korpus i podłoże wałów,

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Hydrologii i Geologii Stosowanej

a w konsekwencji – ich rozmiękczenie i rozmycie. Bilans powodzi 1997 r. to 56 ofiar śmiertelnych i straty materialne oszacowane na około 12 mld złotych [Dubicki i in. 1999].

W lipcu 2001 r. woda ponownie przekroczyła stany alarmowe w tym rejonie: w Głogowie o 100 cm, w Cigacicach o 106 cm, a w Krośnie Odrzańskim o 70 cm.

Ostatnie wezbrania na przedmiotowym obszarze miały miejsce w 2010 r. – w maju zostały zalane: wieś Milsko w gminie Zabór, miasto Nowa Sól (częściowo) oraz trzy miejscowości w powiecie krośnieńskim; wysokie stany wody odnotowano również w Słubicach na Odrze i w Gorzowie Wielkopolskim na Warcie. Podwyższone stany wód obecnie obserwuje się na całym lubuskim odcinku Odry i jej dopływów.

SPOSODY OCHRONY PRZECIWPOWODZIOWEJ

Istnieje szereg metod ochrony przeciwpowodziowej [Bieberstein i Braus 2002, Ciepeliowski 1992, Kołodziejczyk 2002 i 2005 i 2007, Borys 2006 i in.], w tym:

- metody budowlane (obejmujące obiekty i działania fizyczne),
- metody niebudowlane (prewencja, edukacja społeczeństwa).

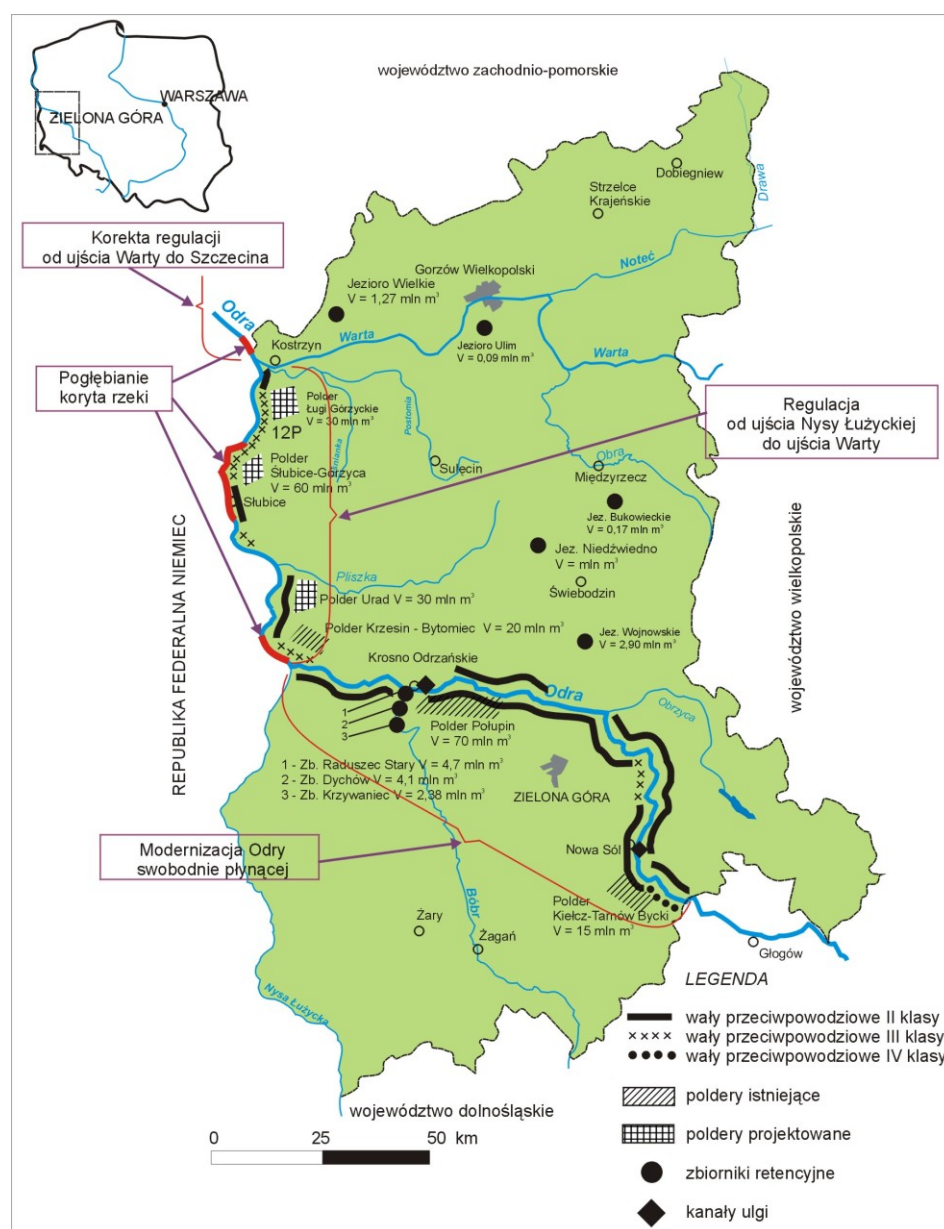
W województwie lubuskim ochronę przeciwpowodziową stanowią (rys. 1):

- wały przeciwpowodziowe,
- zbiorniki retencyjne,
- poldery,
- kanały ulgi,
- regulacje oraz pogłębianie koryta rzeki.

WAŁY PRZECIWPOWODZIOWE

W woj. lubuskim wałami chroniona jest powierzchnia 129,4 tys. ha, czyli 9,2% powierzchni województwa. Łączna długość wałów lubuskiego odcinka Odry wynosi 250,5 km. W chronionych dolinach zbudowanych jest 5 miast i 60 wsi.

Budowa wałów przeciwpowodziowych w granicach dzisiejszego województwa lubuskiego rozpoczęła się już w czasach prehistorycznych, kiedy jednak konstruowano wały w obliczu zagrożenia powodzią, czyli w sposób doraźny, nie gwarantujący im właściwego stanu technicznego. Jakość takich wałów była dodatkowo osłabiana podczas kolejnych powodzi, ale także procesów erozyjnych i ich niewłaściwego użytkowania.



Rys. 1. Sposoby ochrony przeciwpowodziowej województwa lubuskiego
 Fig. 1. Methods of flood protection in Lubuskie province

Powódź tysiąclecia, jaka miała miejsce w dorzeczu Odry w lipcu 1997r., spowodowała znaczne zniszczenie obwałowań. Tylko na terenie województwa lubuskiego całkowitemu rozmyciu uległo wówczas 3,57 km wałów, a drugie tyle obiektów zostało silnie zdeformowanych. W wielu miejscach przeprowadzono ich gruntowną modernizację, wykorzystując nowoczesne materiały izolacyjne, np.: biowłókniny, geosyntetyki, ścianki szczelne C-LOC i folię PVC, a także naturalne surowce mineralne, w tym: ility, gliny i bentonity [Bieberstern i Brauns 2002, Kołodziejczyk 2002, Herrmann i Jensen 2003, Borys 2006, Asani 2009, Borys 2009].

W latach 1998 – 2009 zmodernizowano 75,4 km lubuskich wałów. Ciągłe jednak tylko 39,9% obiektów jest w dobrym stanie technicznym, natomiast 36,8% - w stanie średnim, a 23,3% - w stanie złym. Co najmniej 146,9 km wałów ciągnących się wzdłuż lubuskiego odcinka Odry wciąż wymaga remontu lub modernizacji.

Ostatnia powódź (z 2010r.) po raz kolejny sprawdziła stan zabezpieczeń przeciwpowodziowych regionu lubuskiego, ukazując - z jednej strony - dobre praktyki i technologie przeciwpowodziowe, a z drugiej - trwałe zaniedbania.

ZBIORNIKI RETENCYJNE

Zbiorniki retencyjne budowane są głównie w celu gromadzenia wody w okresach jej nadmiaru i oddawania jej w okresie suszy. Zadaniem zbiorników jest obniżenie wysokości, czyli spłaszczenie fali powodziowej w danym przekroju doliny rzecznej. Umożliwiają one racjonalne prowadzenie zintegrowanej gospodarki wodami opadowymi i powierzchniowymi w dorzeczu funkcjonującym powyżej tego przekroju. Dzięki zastosowaniu zbiorników retencyjnych przepływ wód w międzywalu jest równomierny, a wały przeciwpowodziowe mogą spełniać swoje funkcje ochronne.

Zbiorniki retencyjne są istotnym elementem gospodarki wodnej. Obok ochrony przeciwpowodziowej mają one także inne zastosowania, takie jak: zaspokojenie potrzeb energetycznych, gospodarczych, przyrodniczych, żeglugowych i rekreacyjnych [Ciepielowski 1992, Kołodziejczyk 2007].

Rolę zbiorników retencyjnych pełnić mogą: oczka wodne, stawy, wyrobiska poeksploatacyjne, czasze cofkowe spiętrzeń na ciekach melioracji podstawowych i rzekach głównych, jeziora oraz śródlęśne zbiorniki przeciwpowodziowe.

W województwie lubuskim występują sztuczne zbiorniki retencyjne na Bobrze, związane z energetycznym wykorzystaniem spadku na budowach piętrzących, oraz naturalne zbiorniki retencyjne, które stanowią niektóre jeziora (tab. 1).

Tab. 1. Zbiorniki retencyjne w województwie lubuskim

Tab. 1. Reservoirs in Lubuskie province

Lp.	Nazwa zbiornika	Pojemność [mln m ³]
1.	Zbiornik Krzywaniec	2,38
2.	Zbiornik Dychów	4,10
3.	Zbiornik Raduszec Stary	4,70
4.	Jezioro Niedźwiedno	2,60
5.	Jezioro Wojnowskie	2,90
6.	Jezioro Wielkie (Witnica)	1,27
7.	Jezioro Ulim	0,09
8.	Jezioro Bukowieckie	0,17

POLDERY

Polderami są tereny przystosowane do zalewania w czasie powodzi. W okresie między powodziąmi są one używane zazwyczaj jako łąki, pola orne oraz lasy.

W województwie lubuskim znajdują się trzy poldery: Tarnów Bycki o powierzchni 815 ha, zlokalizowany na lewym brzegu Odry (km 471,00 – 424,00), Połupin - Szczawno o powierzchni 4125 ha, zlokalizowany na lewym brzegu Odry (km 491,00 – 517,00) i Krzesin – Bytomiec o powierzchni 1200 ha, zlokalizowany na prawym brzegu Odry (km 534,00 – 543,00). Planowana jest budowa trzech kolejnych polderów: Urad, Słubice - Górzycy i Ługi Górzycckie.

KANAŁY ULGI

Kanały ulgi, nazywane również kanałami przeciwpowodziowymi, najczęściej budowane są tam, gdzie ze względu na zabudowę miejską i osiedlową niemożliwe jest zwiększenie poprzecznego przekroju koryta rzeki. Ich celem jest przejęcie części przepływu powodziowego i tym samym – złagodzenie wzmożonych przepływów wody.

W województwie lubuskim typowy kanał ulgi znajduje się w Krośnie Odzańskim. Specyficzny kanał ulgi (kanał portowy) występuje w Nowej Soli. Ponadto, przed 1950 r. funkcjonował kanał ulgi w Słubicach (aktualnie zasypany i zabudowany).

REGULACJA RZEK

Regulacja rzek polega na uformowaniu i utrwaleniu takiego kształtu koryta rzeki, jaki jest potrzebny, aby cel regulacji mógł być osiągnięty.

Celem tego procesu jest:

- ochrona przed powodzią i ułatwienie nieszkodliwego przepływu wody,
- dostosowanie rzeki do potrzeb rolnictwa i leśnictwa,
- dostosowanie rzeki do potrzeb do żeglugi,
- dostosowanie rzeki do ujęć wody użytkowej i in.

Modyfikacja koryta rzeki może polegać również na zwiększeniu jego spadku i zmniejszeniu oporów ruchu lub zwiększeniu przekroju poprzecznego cieku. Przedsięwzięcia te zwiększają zdolność przepustową, co powoduje zmniejszenie powierzchni i czasu trwania zalewów [Mosiej i Ciepielowski (red.) 1992].

Niestety, wymienione zabiegi mogą powodować szkodliwą ingerencję w środowisko. Regulacja rzeki powinna być zatem tak przeprowadzona, aby nie powodowała erozji dna i brzegów koryta, nadmiernej straty retencji dolinowej oraz dewastacji nadbrzeżnych ekosystemów (których istnienie uzależnione jest od okresowego zatapiania).

Z regulacją rzek związana jest budowa różnych urządzeń wodnych, takich jak: mosty, jazy, przepusty, bystrza, stopnie, pochylnie, syfony i in. Powinno się jednak ograniczyć je do niezbędnego minimum, ponieważ mogą powodować zaburzenia warunków przepływu i transportu rumowiska, zagrożenia stabilności koryta itp. [Mosiej i Ciepielowski (red.) 1992]. Przykładowo, regulacja Odry, jaką rozpoczęto pod koniec XVII w., spowodowała sukcesywne skracanie biegu rzeki; w XVIII w. długość Odry między Raciborzem i Szczecinem została zmniejszona o około 170 km [Kołodziejczyk 2002].

Koryto Odry na odcinku lubuskim jest nieuregulowane. Prace regulacyjne polegają tutaj jedynie na sukcesywnym pogłębianiu dna i umacnianiu brzegów.

NATURALNE METODY ZAPOBIEGANIA POWODZIOM

Na zmniejszenie ryzyka wystąpienia powodzi ma wpływ odpowiednia retencja doliny rzecznej, którą można zwiększyć poprzez odsunięcie wałów od koryta rzeki. Aby poprawić retencję glebową należy:

- zwiększyć udział próchnicy w glebie (rozluźnienie),
- stosować poplony,
- stosować orkę pól w poprzek stoku,
- zapobiegać wypalaniu traw,
- zachować oczka wodne i zabagnienia zlokalizowane w obrębie pól.

Drzewa rosnące w międzywałach, mimo iż przyczyniają się do zwiększenia retencji, muszą jednak być usunięte w przypadkach, gdy ograniczają przepływ

wód powodziowych lub ich system korzeniowy powoduje uszkodzenia korpusu wałów [Kołodziejczyk 2002].

SYSTEM OSŁONY HYDROMETEOROLOGICZNEJ

System Osłony Hydrologiczno-Meteorologicznej prowadzony jest w Polsce przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej (IMGW).

Do działań tego systemu zaliczyć można [Dyrektywa 2007/60/WE]:

- zbieranie danych z sieci posterunków obserwacyjnych oraz tworzenie prognoz meteorologicznych,
- tworzenie banków danych i ich eksploatację,
- kontrolę poprawności danych,
- rozpowszechnianie komunikatów, w tym ostrzeżeń powodziowych,
- gromadzenie dokumentacji prognoz, ocenę ich sprawdzalności oraz prace metodyczne nad ich udoskonaleniem,
- tworzenie komputerowych systemów wspomagania synoptyka, hydrologa i dyżurnego operatora komitetu przeciwpowodziowego.

Skuteczność osłony hydrometeorologicznej zależna jest, w głównej mierze, od bezawaryjnego funkcjonowania systemów łączności oraz sprzętu komputerowego. Ma to wpływ na szybkość dopływu informacji z sieci obserwacyjno-pomiarowej, czyli m.in. posterunków wodowskazowych i stacji meteorologicznych.

W województwie lubuskim działa system osłony hydrometeorologicznej, obsługiwany przez Biuro Prognoz Hydrologicznych i Prognoz Meteorologicznych IMGW O/Poznań oraz Biuro Prognoz Hydrologicznych IMGW O/Wrocław.

PODSUMOWANIE

Sposoby ochrony przeciwpowodziowej istniejące w woj. lubuskim są wystarczające dla zapewnienia bezpieczeństwa przeciwpowodziowego pod względem ilościowym, natomiast pod względem technicznym obiekty te w dużej mierze nie spełniają stawianych im wymogów. Stan ten potwierdzany jest każdorazowo przy coraz częściej pojawiających się podwodziach.

Mieszkańcy regionu lubuskiego muszą mieć jednak świadomość, że wszelkie próby walki z żywiołem powodzi będą zawsze tylko szukaniem rozwiązań zastępczych. Rzeka bowiem musi mieć swoją przestrzeń. Skoro człowiek zasiedlił doliny rzeczne, a tym bardziej tereny zalewowe, musi nauczyć się żyć w tym środowisku i chronić się przed żywiołem powodzi, głównie za pomocą wałów przeciwpowodziowych. Pozostaje Mu nadzieja, że modernizacja wałów

przeciwpowodziowych wzdłuż lubuskiego odcinka Odry zostanie skutecznie przeprowadzona, zanim wymusi ją kolejna powódź.

LITERATURA

1. ASANI A.: *Uszczelnienie wałów przeciwpowodziowych przegrodą szczelną w postaci folii PVC i ścianki C-LOC*, [w:] *Antropogeniczne oddziaływania i ich wpływ na środowisko wodne*. Wydawnictwo IMGW (Monografie Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej), s. 100-106. Warszawa 2009
2. BIEBERSTEIN A., BRAUNS J.: *Technischer Hochwasserschutz - Erfordernisse aus geotechnischer Sicht*. Geotechnik 25, Nr. 4, s. 239-248, 2002
3. BORYS M.: *Metody modernizacji obwałowań przeciwpowodziowych z zastosowaniem nowych technik i technologii*. Wydaw. IMUZ, s. 126. Falenty 2006
4. BORYS M.: *Projektowanie i wykonawstwo ekranów przeciwfiltracyjnych z geomembran i mat bentonitowych w wałach przeciwpowodziowych i obwałowaniach małych zbiorników wodnych*. Wydaw. IMUZ, s. 62, Falenty 2009
5. CIEPIEŁOWSKI A.: *Zbiorniki wodne i ich rola w ochronie przeciwpowodziowej*, [W:] *Ochrona przed powodzią*, s. 173-200, Instytut Melioracji i Użytków Zielonych, Falenty 1992
6. DUBICKI A., SŁOTA H., ZIELIŃSKI J.: *Dorzecze Odry – monografia powodzi lipiec 1997*. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, s. 241. Warszawa 1999
7. HERRMANN R.A., JENSEN J.: *Sicherung von Dämmen und Deichen: Handbuch für Theorie und Praxis*. Hrsg., Universitätsverlag Siegen, s. 14-23. Siegen 2003
8. KOŁODZIEJCZYK U.: *Geologiczno-inżynierskie badania wałów przeciwpowodziowych i ich podłoża jako metoda prognozy zagrożeń powodziowych na lubuskim odcinku Odry*. Oficyna Wydawnicza UZ, s. 190 Zielona Góra 2002
9. KOŁODZIEJCZYK U.: *Prewencja powodziowa na Ziemi Lubuskiej*, [W:] *Natura*, z. 11, s. 23-36. Zielona Góra 2005
10. KOŁODZIEJCZYK U.: *Rola małej retencji w ochronie przeciwpowodziowej lubuskiego odcinka Odry*, [W:] *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego - (Inżynieria Środowiska; 15)*, nr 135, s. 133-141. Zielona Góra 2007
11. MOSIEJ K., CIEPIEŁOWSKI A., (red.): *Regulacja rzek i obwałowania*, [W:] *Ochrona przed powodzią*. Instytut Melioracji i Użytków Zielonych, s. 97-171, Falenty 1992

12. Dyrektywa 2007/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2007r. w sprawie oceny ryzyka powodziowego i zarządzania nim

FLOOD PROTECTION IN LUBUSKIE PROVINCE

S u m m a r y

Flood protection in Lubuskie province is implemented many methods that demonstrating different efficiency. Selection of appropriate method is depends on many factors, including available surface if particular area, geological-engineering conditions of the subsoil, technologies and financial resources. This article is an attempt to systematize the knowledge of the methods used for flood protection in Lubuskie province.

Key words: flood embankments, Oder River section in the Lubuskie Region, conditions of flood embankments



KAPITAŁ LUDZKI
NARODOWA STRATEGIA SPÓJNOŚCI

UNIA EUROPEJSKA
EUROPEJSKI
FUNDUSZ SPOŁECZNY



Lubuskie
Warte zachodu

Autorka jest stypendystką w ramach Poddziałania 8.2.2 „Regionalne Strategie Innowacji”, Działania 8.2 „Transfer wiedzy”, Priorytetu VIII „Regionalne Kadry Gospodarki” Programu Operacyjnego Kapitał Ludzki współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Społecznego Unii Europejskiej i z budżetu państwa.

MARTA MAZURKIEWICZ***NOWE SYSTEMY USUWANIA ZWIĄZKÓW AZOTU
ZE ŚCIEKÓW***Streszczenie*

Artykuł zawiera najnowsze dane literaturowe dotyczące nowych możliwości usuwania związków azotu ze ścieków. Nowe systemy znane pod skrótami ANAMMOX, CANON, SHARON, OLAND, BABE zostały przedstawione jako alternatywne metody do tradycyjnie prowadzonych procesów nitryfikacji i denitryfikacji w biologicznym oczyszczaniu ścieków. Systemy te charakteryzują się wyższą efektywnością i niskim zapotrzebowaniem na tlen.

Słowa kluczowe: nitryfikacja, denitryfikacja, systemy usuwania azotu ze ścieków

WSTĘP

Zanieczyszczenie wód substancjami biogennymi ma szczególny wpływ na jakość i przydatność wody do wykorzystania gospodarczego. Traktat akcesyjny Polski do Unii Europejskiej, zobowiązuje do przestrzegania Ramowej Dyrektywy Wodnej [Makowska 2010], wprowadzonej w 2000 r. Zgodnie z dyrektywą, Polska i inne kraje członkowskie muszą osiągnąć do 2015 r. dobry stan ekologiczny i chemiczny wód powierzchniowych oraz dobry stan chemiczny i ilościowy wód podziemnych. Osiągnięcie powyższego celu jest możliwe poprzez m.in. modernizację i/lub budowę systemów kanalizacyjnych. W Polsce obowiązującymi aktami prawnymi dotyczącymi gospodarki wodno-ściekowej są: Prawo ochrony środowiska, Prawo wodne, o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzeniu ścieków, wraz z licznymi rozporządzeniami w tym Rozporządzeniem Ministra Środowiska w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego z 2006 i 2009, które klasyfikuje oczyszczalnie ścieków według równoważnej liczby mieszkańców.

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska, doktorantka w Zakładzie Technologii Wody, Ścieków i Odpadów

Krajowy Program Oczyszczania Ścieków i jego aktualizacje (2005, 2009, 2010), określa konieczne zadania do realizacji postanowień Traktatu Akcesyjnego. Działania niezbędne w zakresie odprowadzania ścieków komunalnych określa dyrektywa 91/271/EWG:

- do 31 grudnia 2015 r. wszystkie aglomeracje ≥ 2000 RLM muszą być wyposażone w systemy kanalizacji zbiorczej i oczyszczalnie ścieków, o efekcie oczyszczania zgodnym z Rozporządzeniem uzależnionym od wielkości oczyszczalni,
- do 31 grudnia 2015 r. powinna być zapewniona 75% redukcja związków azotu i fosforu pochodzących ze źródeł komunalnych na terenie Polski i odprowadzanych do wód.

W oczyszczalniach ścieków równoległe z rozkładem zanieczyszczeń organicznych należy zgodnie z wymaganiami prawnymi zapewnić wysoką efektywność w zakresie usuwania związków biogenych: azotu i fosforu.

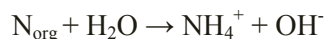
Coraz większe zainteresowanie metodami usuwania azotu ze ścieków doprowadziło do opracowywania nowych technologii. Największym zainteresowaniem objęto ścieki zawierające podwyższone stężenia związków azotowych, których usuwanie tradycyjną metodą nitrifikacji-denitrifikacji może być utrudnione. Nowe możliwości związane z biologiczną transformacją związków azotu to przede wszystkim [Szewczyk 2005]:

- zdolność utleniania związków amonowych i azotynów przez bakterie heterotroficzne,
- możliwość prowadzenia denitrifikacji przy małych stężeniach rozpuszczonego tlenu przez autotroficzne bakterie utleniające związki azotowe,
- możliwość biologicznego utleniania związków amonowych w warunkach beztlenowych, z wykorzystaniem azotynów jako akceptorów elektronów.

PODSTAWY BIOLOGICZNEGO USUWANIA ZWIĄZKÓW AZOTU

Azot może występować w ściekach w różnej postaci. W ściekach surowych występuje jako azot organiczny, jako mocznik lub też jako wynik procesów rozkładu w postaci amoniaku. Procesy przemian azotu w ściekach mogą być ujęte ilościowo i przyporządkowane poszczególnym etapom oczyszczania.

Azot organiczny w środowisku wodnym ulega amonifikacji i hydrolizuje zgodnie z reakcją:

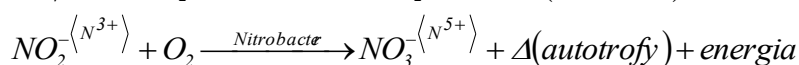
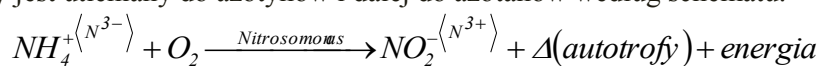


Warunkiem zaistnienia amonifikacji jest wystarczająca podaż azotu organicznego dla odpowiednich gatunków bakterii heterotroficznych. Proces hydrolizy może przebiegać w warunkach tlenowych i beztlenowych, a może być zapoczątkowany już w czasie transportu ścieków siecią kanalizacyjną. Jony amonowe w układzie technologicznym oczyszczania ścieków podlegają dalszej

przemianie: część azotu wykorzystywana jest w procesie asymilacji, pozostała część biochemicznemu utlenieniu w procesie nitryfikacji. Powstający w wyniku nitryfikacji azot azotanowy w warunkach beztlenowych ulega redukcji (denitryfikacji) do azotu gazowego. Układy technologiczne zazwyczaj zawierają połączenie procesów tlenowych z procesami beztlenowymi lub też procesów beztlenowych z tlenowymi [Sadecka 2010].

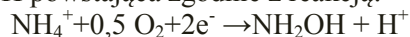
Nitryfikacja

Biologiczna nitryfikacja jest procesem dwufazowym, w którym azot amonowy jest utleniany do azotynów i dalej do azotanów według schematu:

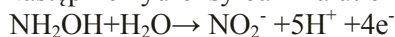


Bakterie *Nitrosomonas* i *Nitrobacter* należą do najważniejszych bakterii odpowiedzialnych za nitryfikację. Mikroorganizmy te są chemoautotrofami, w związku z tym nie potrzebują węgla organicznego do uzyskania energii. Ich jedynym źródłem węgla jest rozpuszczony dwutlenek węgla.

W procesie nitryfikacji, w której następuje zmiana stopnia utlenienia azotu z -3 do +5 powinny wystąpić jeżeli nie kilka, to co najmniej 2 związki pośrednie. Stwierdzono [Sadecka 2010], że utlenianie amoniaku do azotynów (czyli I faza nitryfikacji) przebiega w dwóch etapach. Pierwszym związkiem jest hydroksyloamina- NH_2OH powstająca zgodnie z reakcją:



Reakcja ta ma charakter endotermiczny i jest katalizowana przez enzym zawierający miedź – monooksygenazę amoniaku (AMO), która jest zlokalizowana w błonie komórkowej. Następnie hydroksyloamina utleniana jest do azotynu:

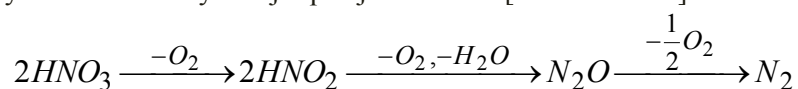


przy udziale oksydoreduktazy hydroksalylaminowej (HAO), która jest zlokalizowana w peryplazmie.

Proces utleniania azotu amonowego może przebiegać również w warunkach anoksydacyjnych czy też w warunkach beztlenowych [Sadecka 2010].

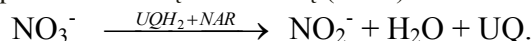
Denitryfikacja

Denitryfikacja jest procesem redukcji azotanów lub azotynów do produktów gazowych. Proces ten wymaga warunków beztlenowych lub atoksycznych. Ogólny schemat denitryfikacji opisuje równanie [Sadecka 2010]:

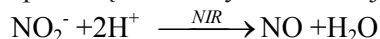


Z tego ogólnego schematu wynika, że denitryfikacja jest procesem wielo-stopniowym, który obejmuje:

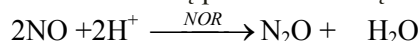
- redukcję azotanów z udziałem zredukowanej formy koenzymu Q-ubichinonu katalizowaną przez reduktazę azotanową (NAR):



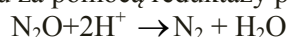
- redukcję azotynów za pomocą reduktazy azotanowej (NIR):



- redukcję tlenku azotu katalizowaną przez reduktazę tlenku azotu (NOR):



- redukcję podtlenku azotu za pomocą reduktazy podtlenku azotu:



Do denitryfikantów właściwych należą bakterie z rodzajów: *Bacillus*, *Pseudomonas stutzeri*, *Ps. Aeruginosa*, *Ps. celcis*, *Achromobacter denitrificans* [Sadecka 2010].

NOWOCZESNE MODYFIKACJE KLASYCZNEGO SYSTEMU NITRYFIKACJA-DENITRYFIKACJA

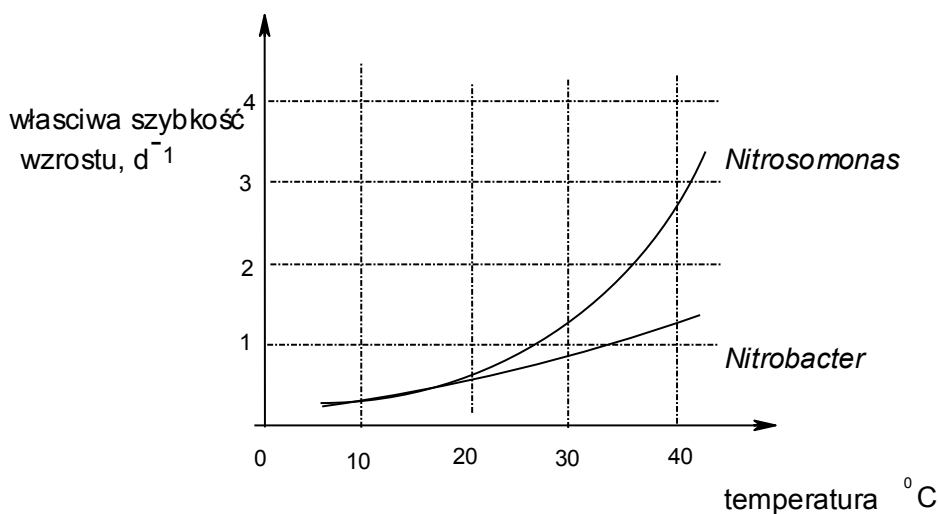
Dotychczasowe badania wykazały [Szewczyk 2005], że grupa bakterii, które mogą uczestniczyć w procesach biologicznego usuwania związków azotu ze ścieków znacznie się powiększyła i tak oprócz autotroficznych bakterii nitryfikacyjnych stwierdzono występowanie heterotroficznych bakterii zdolnych do utleniania związków amonowych i azotynów. Należą do nich: *Paracoccus denitrificans* i *Paracoccus pantotropha*. Natomiast autotroficzne bakterie utleniające związki amonowe: *Nitrosomonas europaea* i *Nitrosomonas eutropha*, są także w stanie prowadzić proces denitryfikacji w warunkach niskiego stężenia rozpuszczonego tlenu.

Najprostszą metodą zwiększenia sprawności usuwania związków azotu jest skrócenie procesu nitryfikacji. Pociąga to za sobą zmniejszenie zapotrzebowania na tlen oraz na źródło węgla. Skrócenie procesu nitryfikacji [Sadecka 2010] można uzyskać przez stosowanie wyselekcjonowanych szczepów bakterii *Nitrosomonas*, kontrolę namnażania bakterii *Nitrobacter*, wykorzystanie w układach różnej szybkości wzrostu bakterii utleniających azot amonowy i azotynowy w zależności od temperatury, czy też przez regulowany dopływ tlenu.

Biorąc pod uwagę wyżej wymienione zasady kontroli procesu nitryfikacji, biologiczne niekonwencjonalne systemy usuwania związków azotowych podzielono na procesy zwane pod skrótami technicznymi [Sadecka 2010, Makowska 2010]: Sharon, Anammox, Oland, Canon, Babe, jednoczesna (symultaniczna) nitryfikacja i denitryfikacja, czy tlenowa deamonifikacja.

Powyższe systemy polegają na skróceniu nitryfikacji (zatrzymanie nitryfikacji na etapie azotynów), w wyniku czego spada zużycie energii oraz zmniejszają się również koszty denitryfikacji.

Proces SHARON (*Single Reactor System for High-Rate Ammonia Removal Over Nitrite*). W procesie tym wykorzystano zależny od temperatury różny wzrost bakterii utleniających związki amonowe i azotynowe (rys. 1). Udowodniono, że w temp. 25°C szybkość utleniania azotu azotanowego jest mniejsza niż azotu amonowego.

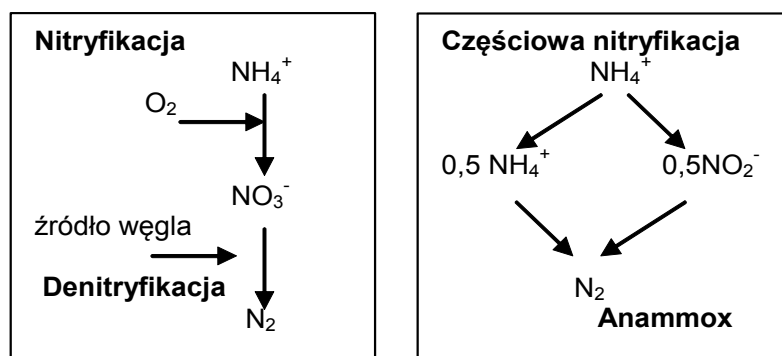


Rys. 1. Zależność szybkości wzrostu nitryfikantów od temperatury [Sadecka 2010]
 Fig. 1. Dependence between the rate of growth of nitrifying bacteria and temperature [Sadecka 2010]

W wyniku zatrzymania nitryfikacji na etapie azotynów zmniejsza się zużycie tlenu o 25%. Z kolei prowadzenie denitryfikacji azotynów powoduje zmniejszenie zapotrzebowania na źródło węgla o co najmniej 40%, co znacznie ułatwia prowadzenie procesu w przypadku małych stężeń związków organicznych i eliminuje konieczność dodawania dodatkowego źródła węgla [Alleman 1984, Janosz-Rajczyk 2008].

Proces ANAMMOX (Anaerobic Ammonia Oxidation). Anaerobowe utlenianie związków azotowych polega na utlenianiu azotu amonowego do azotu gazowego w warunkach beztlenowych, w których akceptorem elektronów są azotyny. Bakterie prowadzące taki proces nazwano bakteriami anammox, które zidentyfikowano jako grupę *Planctomycetales*, a cały proces nazwano ANAMMOX. Anammox jest procesem 2-stopniowym [Sadecka 2010]. W pierwszym

stopniu, w warunkach tlenowych amoniak zostaje częściowo utleniony do azotynów. Następnie w drugim, beztlenowym, amoniak utleniany jest powstałymi wcześniej azotynami do elementarnego azotu [Sadecka 2010]. Przebieg klasycznej nitryfikacji i denitryfikacji oraz przemiany związków azotu w procesie Anammox przedstawiono na rys. 2.

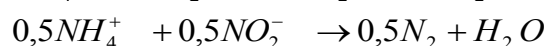
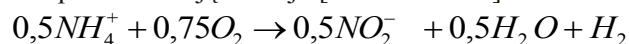


Rys. 2. Klasyczna nitryfikacja i denitryfikacja a proces ANAMMOX [Sadecka 2010]

Fig. 2. Classic nitrification and denitrification and the ANAMMOX process [Sadecka 2010]

Stosunek jonu amonowego do azotanowego powinien wynosić 1:1,32 [Sadecka 2010]. Proces ten wskazany jest do oczyszczania ścieków o znacznym stężeniu związków amonowych i niewielkim stężeniu związków organicznych. Wykorzystanie procesu ANAMMOX w miejsce tradycyjnej denitryfikacji pozwala na zmniejszenie kosztów napowietrzania o połowę [Breshta 2010, Gubing 2008].

Proces OLAND (*Oxygen Limited Autotrophic Nitrification Denitrification*) – polega na skróceniu procesu nitryfikacji przez kontrolowane napowietrzanie. Przebieg procesu przedstawiają reakcje [Sadecka 2010]:



Prawdopodobny mechanizm nitryfikacji podany przez autorów zachodzi w kilku etapach z hydroksyloaminą jako produktem pośrednim. Zużycie tlenu w procesie Oland wynosi 1,7 kg O_2/kgN , ale największym problemem w prowadzeniu procesu jest kontrola napowietrzania. W odróżnieniu od procesu ANAMMOX, proces OLAND może być prowadzony w warunkach mikroaerobowych [Lema 2009].

Proces CANON (*Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite*), Proces Cannon polega na usuwaniu związków azotu przez kontrolowane napo-

wietrzanie co umożliwia rozwój autotroficznych bakterii nitryfikacyjnych, które utleniają azot amonowy do azotynów, w warunkach ograniczonej dostępności tlenu [Sadecka 2010]. Utlenianie azotynów jest inhibitowane przez wolny amoniak, co hamuje drugą fazę nitryfikacji.

Azotyny redukowane są do azotu gazowego w procesie ANAMMOX. Tym właśnie proces CANNON różni się od procesu OLAND. Zachodzące reakcje są następujące:

- częściowa nitryfikacja: $\text{NH}_3 + 1,5 \text{O}_2 = \text{NO}_2 + \text{H}_2\text{O} + \text{H}^+$
- proces ANAMMOX: $\text{NH}_3 + 1,32 \text{NO}_2 + \text{H}^+ = 1,02 \text{N}_2 + 0,26 \text{NO}_3 + 2 \text{H}_2\text{O}$

Podstawową zaletą procesu CANON jest niskie zapotrzebowanie na związki węgla. Jest to związane z tym, że redukcji azotynów dokonują bakterie anammox, które są autotrofami [Sliekers 2006].

Proces BABE (*Bio-Augmentation Batch Enhanced*); Stosowanie tego procesu ma na celu zwiększenie skuteczności nitryfikacji, przy minimalnym tlenowym wieku osadu czynnego. Proces zachodzi przez wydzieloną nitryfikację wód osadowych za pomocą osadu czynnego powrotnego, prowadzoną w temp. 20-30°C. Stężenie azotu amonowego w takim reaktorze wynosi ok. 1000 mg N/dm³ [Makowska 2010]. W ten sposób uzyskuje się o kilkadziesiąt procent intensywniejszą nitryfikację w reaktorach niskoobciążonych oraz zmniejszenie o 50% objętości reaktora, a tym samym zmniejszenie kosztów usuwania azotu [Makowska 2010].

JEDNOCZESNA NITRYFIKACJA I DENITRYFIKACJA

W rzeczywistych układach reaktorów biologicznych obserwuje się w jednej komorze równoczesne występowanie procesu nitryfikacji i denitryfikacji. Istnienie tych dwóch różnych procesów tłumaczyć może występowanie w komorze zarówno stref tlenowych atoksycznych. Takie warunki stworzyć można przez [Sadecka 2010]:

- kontrolowane napowietrzanie cienkich warstw złoża biologicznego,
- uwięzienie drobnoustrojów w żelu polimeru,
- wykorzystanie zwieszonych oporów transportu tlenu wewnątrz cząsteczek osadu,
- stosowanie membranowych systemów napowietrzania.

Bakterie prowadzące proces nitryfikacji to przede wszystkim autotrofy, denitryfikanty to głównie heterotrofy. Ze względu na bardzo powolny przyrost bakterii nitryfikujących są one limitantem całego procesu. Przykładem jednoczesnej nitryfikacji i denitryfikacji jest proces zachodzący w reaktorze membranowym.

Tlenowa deamonifikacja Jest to proces utleniania związków amonowych oraz redukcji azotynów przez niektóre bakterie nitryfikujące w warunkach tlenowych w obecności tlenku azotu [Sadecka 2010]. Regulatorami procesu denitryfikacji w tym procesie są więc tlenki azotu. Ilość dodawanych tlenków azotu wynosi tysięczne części obecnego w ściekach azotu amonowego. Stymulowanie procesu denitryfikacji można uzyskać gdy iloraz NH_4/NO_2 będzie wynosił od 1000/1 do 5000/1. Zużycie tlenu w procesie jest o 50% niższe, a zużycie węgla o 80% niższe w stosunku do tradycyjnego systemu usuwania azotu.

PODSUMOWANIE

Badania prowadzone na przestrzeni ostatnich 20 lat w celu intensyfikacji sposobów usuwania związków azotu ze ścieków, zaowocowały wykazaniem nowych metod, będących modyfikacją procesu nitryfikacji i denitryfikacji.

Ogólnie scharakteryzowane w pracy procesy wymagają rygorystycznego utrzymania optymalnych warunków ich realizacji. Pomimo wysokich reżimów procesy te są coraz częściej rozważane do wprowadzenia w oczyszczalniach ścieków. Dominującym czynnikiem decydującym o wyborze danego systemu jest aspekt ekonomiczny.

Tab. 1. Porównanie procesów usuwania związków azotowych [Sadecka 2010]

Table 1. Comparison between processes of removing nitrogen compounds [Sadecka 2010]

Proces	Zużycie tlenu	Zużycie węgla organicznego	Szybkość usuwania azotu	Produkcja biomasy
	kg O_2 /kg N	kg ChZT/kg N	kg N/m ³ d	kg sm/kg N
Nitryfikacja i denitryfikacja	4,6	7,6	2-8	3,2
Skrócona nitryfikacja i denitryfikacja	2,3	4,6	1,5	2,0
Tlenowa deamonifikacja	2,3	1,5	4,7	2,0
Sharon	2,3	2,4	1,5	1,0
Oland	1,7	0	0,1	0,16
Anammox	0	0	5,1	0,12
Anammox + Sharon	1,9	0	0,745	0,3
Cannon	2,1	0	1,2-8,9	0,3
Babe	-	-	-	-

Z porównania procesów usuwania związków azotowych zawartych w tabeli 1 wynika, że proces Anammox charakteryzuje się wysoką skutecznością usuwania azotu, a jednocześnie jest tańszy w porównaniu z innymi metodami, ponieważ nie wymaga dostarczenia do układu tlenu jak również węgla organicznego.

Warto podkreślić, że odkrycie anaerobowego utleniania amoniaku dało nowe możliwości oczyszczania ścieków o wysokim stężeniu związków amonowych.

Badania naukowe i uzyskane dotychczas dane są podstawą do dalszego pogłębiania podstaw teoretycznych procesów jednostkowych oraz wykorzystania tych metod w celu efektywniejszego usuwania związków azotu ze ścieków, z równoczesną minimalizacją kosztów.

LITERATURA

1. SZEWCZYK K.W.: *Biologiczne metody usuwania związków azotu ze ścieków*. Wyd. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej. Warszawa 2005
2. SADECKA Z.: *Podstawy biologicznego oczyszczania ścieków*. Wyd. Seidel-Przywecki Sp. z o.o. Zielona Góra 2010
3. MAKOWSKA M.: *Symultaniczne usuwanie związków węgla i azotu ze ścieków bytowych w reaktorach hybrydowych*. Wyd. Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu. Poznań 2010
4. ALLEMAN J.E., IRVINE R.L.: *Elevated nitrite occurrence in biological wastewater treatment systems*, Wat.Sci. Technol. 17, 409-419, 1984
5. Praca zbiorowa pod red. JANOSZ-RAJCZYK M.: *Badania wybranych procesów oczyszczania ścieków*. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa, 2008
6. BRESHA G.: *Bio-removal of nitrogen from waterwaters - a review*. Nature and Science, 8 (10), 2010
7. GUBING Z., YONGZHEN P.: *Biological Removal of Nitrogen from wastewater*. Rev Environ Contam Toxicol 192, 159-195, 2008
8. SLIEKERS O.: *New concepts of microbial process for the nitrogen removal in wastewater*. Fems Microbiology Reviews 2006
9. LEMA J.M., Mosyurea-Cornal A.: *Emerging technologies for urban and industrial wastewater treatment*. Department of Chemical Engineering, University of Santiago de Compostela 2009
10. Dyrektywa Rady 91/271/EEG z 21 maja 1991 r., odnosząca się do czyszczenia ścieków komunalnych (Dz.Urz. Wspólnot Europejskich L 135/40 z 30.05.1991., str.40-52 z późn. zm; Dz. Urz. Wspólnot Europejskich polskie wydanie specjalne z 2004 r., rozdz. 15, t.002, str.26)
11. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego, (Dz.U. 2006 nr 137 poz. 984).
12. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 28 stycznia 2009 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzeniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie subs-

tancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz.U. 2009 nr 27 poz. 169)

13. Krajowy program oczyszczania ścieków komunalnych, Ministerstwo Ochrony Środowiska, 2005 r., oraz AKPOŚK 2005, AKPOŚK 2009,

NEW SYSTEMS OF NITROGEN COMPOUNDS DISPOSAL FROM SEWAGES

S u m m a r y

The article contains the latest literature data concerning new possibilities of removing nitrogen compounds from sewage. New systems known as: ANAMMOX, CANON, SHARON, OLAND, BABE weve introduced as alternative methods to traditionally run processes of nitrification and denitrification in biological sewage treatment. These systems are featured by higher efficiency and low oxygen demand.

Key words: nitrification,denitryfication, the systems of nitrogen removal from sewage

IZABELA KRUPIŃSKA ***WARUNKI EFEKTYWNEGO PROCESU KOAGULACJI –
PRZEGLĄD LITERATURY***Streszczenie*

W artykule omówiono wpływ składu fizyczno-chemicznego oczyszczanej wody oraz wybranych parametrów technologicznych na przebieg i skuteczność procesu koagulacji. Na podstawie literatury wykazano, że o efektach koagulacji współdecydują: rodzaj i stężenie usuwanych zanieczyszczeń, temperatura, pH, zasadowość, skład jonowy oraz zasolenie oczyszczanej wody. Bardzo istotne są również parametry technologiczne procesu takie jak rodzaj i dawka koagulantu.

Słowa kluczowe: koagulacja, oczyszczanie wody

WPROWADZENIE

Mimo, że koagulacja jest procesem stosowanym w oczyszczaniu wód już od XIX wieku, nadal prowadzone są badania mające na celu zwiększenie jej efektywności. Koagulacja umożliwia usuwanie z wody zanieczyszczeń koloidalnych oraz zawiesin trudnoopadających powodujących mętność i barwę oraz decydujących o poziomie zanieczyszczeń organicznych oczyszczanych wód. Zapewnienie optymalnych parametrów technologicznych przebiegu procesu koagulacji: rodzaju i dawki koagulantu, wartości pH oraz warunków hydraulicznych, umożliwia również częściowe usuwanie z oczyszczanej wody rozpuszczonych domieszek lub zanieczyszczeń. Celem optymalizacji procesu koagulacji jest również zmniejszenie niepożądanych skutków procesu takich jak: obniżenie pozostałego stężenia kationów stosowanych koagulantów, agresywności korozyjnej wody po koagulacji oraz zmniejszenie ilości osadów pokoagulacyjnych [Anielak 2000; Rak 2001; Kowal, Świdorska-Bróz 2007; Nawrocki, Biłozor 2010].

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Technologii Wody, Ścieków i Odpadów

RODZAJ I DAWKA KOAGULANTU

Stosowanie właściwego koagulantu oraz jego optymalnej dawki jest jednym z warunków skutecznej koagulacji. Wykazano, że koagulanty glinowe są skuteczniejsze w eliminacji związków barwnych niż sole żelaza. Produkty hydrolizy koagulantów glinowych nie tworzą barwnych połączeń z substancjami organicznymi w przeciwieństwie do form żelaza, które tworzą rozpuszczone barwne kompleksy ze związkami organicznymi, najczęściej z substancjami humusowymi [Kowalski 1995; Maćkiewicz 1987; Świderska-Bróz 1992]. Niebezpieczeństwo powstawania takich barwnych chelatów istnieje przy zastosowaniu zbyt małej dawki koagulantu żelazowego lub niewłaściwego odczynu koagulacji. Stwierdzono również, że spolimeryzowane chlorki poliglinu wykazują większą efektywność w usuwaniu substancji organicznych oraz zmniejszaniu barwy i mętności niż siarczany (VI) glinu [Krupińska, Świderska-Bróz 2003; Rak 2001; Rak, Świderska-Bróz 2002; Krupińska 2006]. O większej efektywności koagulantów glinowych wstępnie zhydrolizowanych decyduje obecność polimerycznych kompleksów glinu o dużym dodatnim ładunku, skutecznie destabilizujących i mostkujących usuwane barwne zanieczyszczenia organiczne. Do właściwego przebiegu koagulacji, oprócz doboru odpowiedniego koagulantu bardzo ważne jest również stosowanie optymalnych dawek. Optymalne dawki koagulantów zależą głównie od wartości pH wody oraz rodzaju usuwanych koloidów zarówno organicznych jak i nieorganicznych. Dawkowanie większej, niż wymagana ilość koagulantu nie poprawia skuteczności procesu, lecz może wręcz odwrotnie zmniejszyć jego efektywność. Zmniejszenie efektywności procesu w wyniku przedawkowania koagulantu spowodowane jest powstawaniem w oczyszczanej wodzie stabilnego układu koloidalnego o ładunku elektrycznym odpowiadającym ładunkowi stosowanego koagulantu [Kowal, Świderska-Bróz 2007]. Zdaniem wielu autorów [Edwards, Amirtharajah 1985; Edzwald, Bunker 1990; Edzwald, Bunker 1994; Rak 2001], istnieje linowa stechiometryczna zależność między optymalną dawką koagulantu, a stężeniem substancji humusowych w wodzie. Jak podaje Karczewska [Karczewska 1985], przy stężeniach kwasów humusowych powyżej 10 g/m^3 , zależność ta jest zakłócona. Natomiast Eikebrokk i Fettig [Eikebrokk, Fettig 1990], wymaganą dawkę koagulantu glinowego określili jako:

$$D_{\text{Al}} (\text{g/m}^3) = 1,23 \cdot \text{Abs UV}_{254} (\text{m}^{-1}) \quad (1)$$

gdzie: Abs – absorbancja UV, m^{-1} .

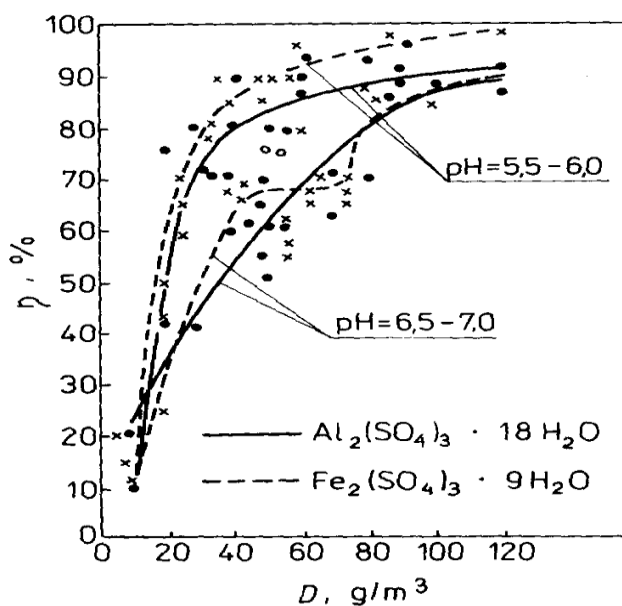
Uważają również, że o stopniu usuwania substancji humusowych, poza dawką koagulantu decyduje również odczyn oraz początkowe stężenie i forma występowania substancji organicznych. Przykładem jest niejednokrotnie stwierdzana niższa skuteczność usuwania w procesie koagulacji dobrze rozpuszczalnych w wodzie kwasów fulwowych w porównaniu z efektywnością usuwania gorzej rozpuszczalnych kwasów huminowych. Generalnie, skutecz-

ność koagulacji w usuwaniu zanieczyszczeń organicznych z wody jest wprost proporcjonalna do ich masy cząsteczkowej [Tuhkanen, Ketonen, Gilberg, Jahela 2004]. O przebiegu i skuteczności procesu koagulacji oprócz rodzaju i dawki koagulantu oraz rodzaju i stężenia usuwanych zanieczyszczeń współdecydują również: odczyn, temperatura, zasadowość, skład jonowy i zasolenie oczyszczanej wody.

ODCZYN WODY

O całkowitej skuteczności procesu koagulacji decydują: destabilizacja zanieczyszczeń koloidalnych, neutralizacja ładunku anionów usuwanych zanieczyszczeń przez kationowe produkty hydrolizy koagulantów, wymiana jonowa, kompleksowanie powierzchniowe, adsorpcja na cząsteczkach wodorotlenków metali stosowanych koagulantów oraz współstrącenie. Rola wymienionych mechanizmów zależy w dużym stopniu od pH oczyszczanych wód. Wykazano, że odczyn oczyszczanej wody decyduje o formie, a tym samym o stabilności usuwanych zanieczyszczeń, a także o rodzaju i ładunku produktów hydrolizy koagulantów. Zapewnienie optymalnej wartości pH stwarza warunki maksymalnego wykorzystania koagulantu, co powoduje, że w oczyszczonej wodzie pozostaje minimalna ilość kationu stosowanego koagulantu. Stwierdzono również, że rola pH jest większa podczas usuwania zanieczyszczeń decydujących o barwie i poziomie zanieczyszczeń organicznych niż o mętności [Kowal, Świdarska-Bróz 1979; Kowal, Świdarska-Bróz 2007; Krupińska 2006]. Obniżenie wartości pH oczyszczanej wody, równoznaczne ze wzrostem dodatniego ładunku produktów hydrolizy koagulantów, zwiększa skuteczność neutralizacji usuwanych zanieczyszczeń organicznych, a w efekcie zwiększa stopień usuwania rozpuszczonego węgla organicznego. W przypadku koagulantów niehydrolizowanych wstępnie (np. siarczanu (VI) glinu lub siarczanu (VI) żelaza (III)), warunkiem uzyskania odpowiedniej ilości dodatnich produktów hydrolizy jest obniżenie wartości pH poniżej 6, co powoduje niestety intensyfikację korozyjności wody [Rak, Świdarska-Bróz 2002; Krupińska 2006]. Według Świdarskiej zapewnienie optymalnej wartości pH ($H^+ = 10^{-6} \text{ mol/dm}^3$) wody zanieczyszczonej substancjami humusowymi, prawie dwukrotnie zmniejsza wymagane dawki zarówno siarczanu (VI) glinu, jak i siarczanu (VI) żelaza (III) oraz zwiększa o ok. 20% stopień usuwania kwasów humusowych. Ponadto, przy zachowaniu optymalnych dawek koagulantu oraz wartości pH pozostałe stężenia jonów glinu i żelaza (III) nie przekraczają zawartości tych jonów w wodach przed koagulacją [Świdarska-Bróz 1998]. Zdaniem wielu autorów [Karczewska 1985, Perchuć 2004, Rak 2001, Krupińska 2006, Świdarska-Bróz 1998], optymalne wartości pH podczas oczyszczania wód „barwnych” w procesie koagulacji mieszczą się w zakresach $pH = 5 \div 6$ i $pH = 4 \div 5$ odpowiednio dla koagulantów glinowych

i żelazowych. Black i Packham [Perchuć 2004] najlepsze efekty obniżenia intensywności barwy uzyskali w zakresie $\text{pH}=4,5\div5,5$ dla soli Fe(III) oraz $\text{pH}=5\div6$ dla soli glinu. Uzyskana wysoka skuteczność procesu koagulacji w usuwaniu zanieczyszczeń decydujących o barwie i poziomie zanieczyszczeń organicznych wody w podanych powyżej zakresach pH jest efektem zmniejszenia stopnia dysocjacji substancji organicznych oraz obecności dużej ilości polikationów glinu i żelaza decydujących o skutecznej neutralizacji ładunku usuwanych koloidów. Potwierdzają to zależności przedstawione na rys. 1.



Rys. 1. Wpływ pH , dawki i rodzaju koagulantu na stopień usuwania kwasów humusowych [Kowal, Świdarska-Bróz 2007]

Fig. 1. Effect of pH , dose and type of coagulant on the degree of humic acids removal [Kowal, Świdarska-Bróz 2007]

Znaczenie adsorpcji wg. Jekela [Jekel 1986] jest istotne przy $\text{pH} > 7$, a zdaniem Dempsey'a i innych [Dempsey 1984] przy $\text{pH} > 6,25$. Natomiast Maćkiewicz i Rak [Maćkiewicz 1987; Rak 2001] podają, że w zakresie $\text{pH}=6,0\div7,5$ usuwanie związków barwnych w procesie koagulacji zachodzi głównie w wyniku adsorpcji rozpuszczonych humusanów żelaza (III) na wodorotlenku glinu, co powoduje wzrost wymaganej dawki koagulantu. Natomiast przy $\text{pH} > 8$ w przypadku stosowania koagulantów glinowych, w wyniku rozpuszczania wodorotlenku glinu następuje desorpcja zanieczyszczeń. Na optymalną wartość pH procesu koagulacji solami glinu ma także wpływ stężenie substancji orga-

nicznych w oczyszczanej wodzie. Wraz ze wzrostem stężenia OWO zmniejsza się optymalna wartość pH, jako konsekwencja rosnącego zapotrzebowania na kationowe produkty hydrolizy koagulantów wymaganych do skutecznej neutralizacji ujemnych koloidów organicznych [Karczewska 1985; Kowal, Świdarska-Bróz 2007]. Wyniki badań wykazały również, że zakresy pH efektywnej koagulacji stosowanej do zmniejszania barwy i mętności nie pokrywają się i do skutecznego zmniejszenia barwy wymagane są niższe wartości pH [Perchuć 2004; Sozański 1996]. Stwierdzono także, że w zakresie pH=6÷10 ujawniła się wyraźnie mniejsza przydatność siarczanu (VI) żelaza (III) niż siarczanu (VI) glinu szczególnie w obniżaniu intensywności barwy. Spowodowane jest to powstawaniem barwnych i trudno sedimentujących połączeń jonów Fe^{3+} z kwasami humusowymi [Świdarska-Bróz 1992; Krupińska 2006]. Zdaniem Edzwalda [Edzwald 2000], zastosowanie wstępnie zhydrolizowanych chlorków poliglinu zapewnia wprowadzenie do oczyszczanej wody polimerycznych form glinu (wytworzonych w czasie produkcji tych koagulantów) bez względu na odczyn wody. Stabilność w wodzie polimerycznych polikationów glinu w zdecydowanie mniejszym stopniu zależy od pH oczyszczanej wody niż produktów hydrolizy koagulantów niezhydrolizowanych wstępnie. Opinie dotyczące optymalnych zakresów pH dla siarczanu (VI) glinu i chlorków poliglinu nie są jednak jednoznaczne. Według Dempsey'a i innych [Dempsey, i in. 1984; Dempsey 1994] dla siarczanu (VI) glinu wynosi on pH = 5,5÷7,0, zaś dla chlorków poliglinu pH = 4,0÷8,0. Natomiast Hall i Packman [Rak 2001] uważają, że zakresy te są odpowiednio równe pH=5,0÷6,0 i pH=3,0÷9,0. Podobnego zdania są także Edzwald i Van Benschoten [Edzwald, Van Benschoten 1990]. Badania prowadzone przez Odegaarda [Perchuć 2004] dla wód powierzchniowych o małej zasadowości oraz barwie wynoszącej od 30 do 80 mgPt/dm³, wykazały, że zalecane dawki koagulantów oraz odpowiadające im optymalne zakresy pH wynosiły: dla siarczanu(VI) glinu 1,5-3,0 mgAl/dm³ (pH=5,5÷6,5), chlorku żelaza(III) – 3,0-6,0 mgFe/dm³ (pH=5,5÷7,0) i chlorku poliglinu 1,5-2,5 mgAl/dm³ (pH=4,0÷5,0).

TEMPERATURA WODY

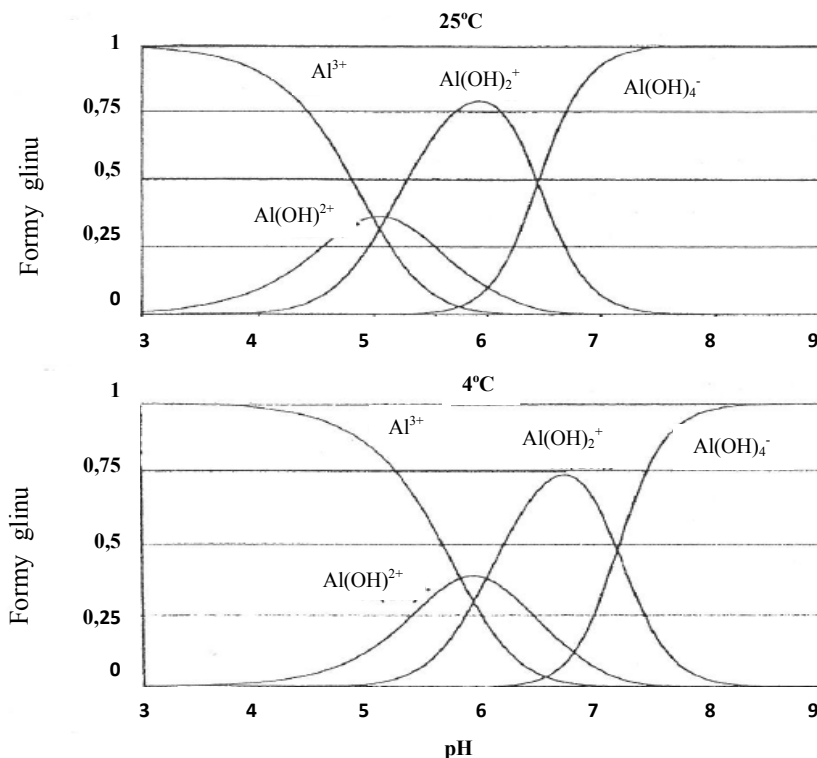
Skuteczność koagulacji zmniejsza się wraz z obniżeniem temperatury oczyszczanej wody. Przyczyny pogorszenia skuteczności procesu koagulacji w niskich temperaturach nie są jednak nadal wystarczająco poznane. Camp stwierdził, że niskie temperatury hamują proces hydrolizy, co obniża sprawność flokulacji [Chojnacki 1968]. Natomiast Morris i Knocke [Morris i Knocke 1984] wykazali, że wodorotlenki glinu i żelaza(III) powstają bardzo szybko nawet przy niskich temperaturach wody. Według nich, w ciągu jednej minuty ok. 95% koagulantu przechodzi w formę wodorotlenową przy temperaturze

wody 1°C. Podkreślili jednak, że w tych warunkach łączenie powstałych kłaczków jest utrudnione. Na podstawie różnych doniesień literaturowych [Tunkanen i in. 2004; Van Benschoten i Edzwald 1990] przypuszcza się, że zmniejszenie efektywności koagulacji w niskich temperaturach, może być spowodowane wpływem wielu czynników takich jak:

- zmniejszenie szybkości reakcji hydrolizy i strącania wodorotlenków kationów stosowanych koagulantów;
- wzrost lepkości wody, co powoduje zmniejszenie prędkości sedymentacji kłaczków i gradientu prędkości ruchu wody, przy tej samej prędkości mieszania;
- zmiany wartości stałych równowagowych reakcji hydrolizy, co powoduje, że krzywe rozpuszczalności produktów hydrolizy siarczanu (VI) glinu przesuwają się w zakres wyższego odczynu (rys. 2);
- zmiana stopnia dysocjacji cząsteczek wody.

Badania prowadzone przez Kowala i Maćkiewicz [Kowal, Maćkiewicz 1976], dla wody z rzeki Odry w zakresie temperatur od 1,5°C do 22,5°C wykazały, że taka sama dawka koagulantu w niższych temperaturach powodowała mniejsze obniżenie bezwzględnej wartości potencjału elektrokinetycznego, co zdaniem autorów wynikało z większej stabilności koloidów w niższych temperaturach oraz wzrostu lepkości wody. Według Maćkiewicz [Maćkiewicz 1987], podczas oczyszczania wód barwnych i mętnych w zakresie niskich wartości pH wzrost temperatury wody zwiększa skuteczność koagulacji. Natomiast przy pH > 7 wzrost temperatury zmniejsza skuteczność obniżenia intensywności barwy, co spowodowane jest desorpcją zanieczyszczeń. Podobnego zdania jest Anielak [Anielak 2000], która uważa, że jeżeli usuwanie zanieczyszczeń następuje głównie w wyniku adsorpcji, to wyższa temperatura powoduje pogorszenie efektów koagulacji.

Ujemny wpływ niskiej temperatury oczyszczanej wody na sprawność procesu koagulacji można zmniejszyć zapewniając optymalną wartość pH lub stosując koagulanty mniej wrażliwe na zmianę temperatury, a takimi są koagulanty wstępnie zhydrolizowane [Kowal, Świdarska-Bróz 2007].



Rys.2. Wpływ temperatury oraz wartości pH wody na ilościowy udział produktów hydroлізу siarczanu(VI)glinu [Van Benschoten, Edzwald 1990; Rak 2001]

Fig.2. Effect of temperature and pH of the water on the quantitative part of hydrolysis products sulphate (VI) of aluminum [Van Benschoten, Edzwald 1990; Rak 2001]

SKŁAD JONOWY I ZASOLENIE WODY

Stwierdzono, że rodzaj i ładunek jonów występujących w oczyszczanej wodzie decyduje o przebiegu i skuteczności koagulacji. Jony siarczanowe biorą udział w destabilizacji koloidów dodatnich obecnych w wodzie przed koagulacją lub powstających w wyniku przedawkowania koagulantów. Wykazano także, że decydują one o szybkości tworzenia się kłaczków wodorotlenków metali stosowanych koagulantów [Kowal, Świdarska-Bróz 2007]. Zdaniem Maćkiewicz [Maćkiewicz 1991], ze wzrostem stężenia jonów siarczanowych i chlorkowych w oczyszczanej wodzie zwiększa się stopień usuwania zanieczyszczeń, głównie organicznych. Wykazano również, że obecność kationów dwuwartościowych, a szczególnie kationów wapnia i magnezu poprawia efekty usuwania

koloidów posiadających ładunek ujemny. Jony wapnia destabilizują ujemne koloidy organiczne, ponieważ tworzą z nimi trwałe i bardziej podatne na koagulację połączenia [Kowal, Świdorska-Bróz 2007].

ZASADOWOŚĆ WODY

Koagulacja koagulantami glinowymi i żelazowymi będącymi solami mocnych kwasów i słabych zasad powinna być prowadzona w warunkach kontrolowanej zasadowości. Dla właściwego przebiegu reakcji hydrolizy koagulantów niezbędna jest tzw. zasadowość minimalna ($Z_{\min}$), którą wyznacza się z równania [Kowal, Świdorska-Bróz 2007]:

$$Z_{\min} = W \cdot D_k + (0,7 \div 1) \quad (2)$$

gdzie: D_k – dawka koagulantu, g/m^3 ; W – jednostkowe zużycie zasadowości naturalnej wody w procesie hydrolizy koagulantu.

Jeżeli zasadowość oczyszczanej wody jest mniejsza od wyznaczonej minimalnej zasadowości, należy ją zwiększyć dodając do wody przed procesem koagulacji wapno bądź inną zasadę, aby zapewnić skuteczną hydrolizę koagulantu [Nawrocki, Biłozor 2010].

INNE PARAMETRY TECHNOLOGICZNE

O efektach koagulacji decydują także takie czynniki jak: kolejność dawkowania reagentów, czas i intensywność wolnego oraz szybkiego mieszania. Karczewska podaje [Karczewska 1985], że badania wpływu kolejności dawkowania reagentów zwłaszcza koagulant-wapno nie przyniosły jednoznacznych wniosków. Natomiast polielektrolity powinny być dodawane do wody z opóźnieniem od 1 do 3 min w stosunku do koagulantu podstawowego [Krupińska 2006; Kowal, Świdorska-Bróz 2007]. Przedmiotem licznych prac było również określenie wpływu sposobu i intensywności szybkiego mieszania wody z koagulantem na skuteczność usuwania zanieczyszczeń. Według Lisko „świeżo” powstające wodorotlenki o dodatnim powierzchniowym ładunku mają bardzo dobre właściwości destabilizacyjne, a czas szybkiego mieszania ma duże znaczenie, gdyż powstające wodorotlenki w bardzo krótkim czasie tworzą coraz bardziej zwartą strukturę, co utrudnia adsorpcję koloidalnych zanieczyszczeń [Ferenc 1993]. Zdaniem Nawrockiego i Biłozora [Nawrocki, Biłozor 2010] podczas szybkiego mieszania, gradient prędkości ruchu cieczy (G) nie powinien być niższy niż 100 s^{-1} , a czas szybkiego mieszania powinien być krótszy niż 60 s.

PODSUMOWANIE

Przebieg i skuteczność procesu koagulacji zależy od wielu parametrów związanych ze składem fizyczno-chemicznym oczyszczanej wody, rodzajem i dawką koagulantu oraz sposobem prowadzenia procesu. Właściwie przebiegający proces koagulacji zapewnia nie tylko dużą efektywność usuwania koloidów i zawiesin trudno sedymentujących, ale również zasocjowanych z nimi mikrozanieczyszczeń. Udoskonalenie tego procesu uzyskuje się przez wprowadzenie nowych koagulantów i flokulantów, określenie kolejności ich właściwego dawkowania i mieszania, a także zapewnienie optymalnego zakresu pH oraz tzw. minimalnej zasadowości oczyszczanej wody. W ostatnich latach coraz częściej stosuje się koagulanty wstępnie zhydrolizowane, które w porównaniu z niezhydrolizowanymi wstępnie takimi jak np. siarczan (VI) glinu powodują mniejsze zużycie zasadowości, mniejsze obniżenie pH oczyszczanej wody oraz niskie stężenia glinu pozostałego w wodzie po koagulacji. Bardzo duże znaczenie na efektywność procesu koagulacji ma również wartość pH oczyszczanej wody. Stężenie jonów H^+ decyduje o formie występowania usuwanych zanieczyszczeń oraz o rodzaju i ładunku produktów hydrolizy koagulantów, a tym samym o mechanizmie destabilizacji usuwanych koloidów. Generalnie wartość pH w większym stopniu wpływa na stabilność koloidów organicznych niż nieorganicznych. O przebiegu i skuteczności procesu koagulacji decyduje również temperatura oczyszczanej wody. Negatywny wpływ niskiej temperatury wody można jednak zmniejszyć stosując koagulanty wstępnie zhydrolizowane lub zapewniając optymalny odczyn procesu koagulacji.

LITERATURA

1. ANIELAK A.M.: *Chemiczne i fizyko-chemiczne oczyszczanie ścieków*. PWN, Warszawa 2000
2. Chojnacki A.: *Wpływ temperatury na koagulację wody siarczanem glinowym*. GWITS, s. 153, 1968/5
3. DEMPSEY B.A., SHEU H., TANZEER AHMED T.M., MENTINK J.: *Polyaluminum chloride and alum coagulation of clay-fulvic acid suspensions*. JAWWA, 1984/3
4. DEMPSEY B.A.: *The coagulation of humic substances by means of aluminum salts*. JAWWA, 1994, s.141-151
5. DZIUBEK A. M., MAĆKIEWICZ J.: *Zastosowanie koagulacji powierzchniowej do uzdatniania wód infiltracyjnych*. Ochrona Środowiska, (74), s. 57-60, 1999/3
6. EDWARDS A. G., AMIRTHARAJAH A.: *Removing color caused by humic acids*. JAWWA, s. 50, 1985/3

7. EDZWALD J.K., VAN BENSCHOTEN J.E.: *Aluminum coagulation of natural organic matter*. Chemical Water and Wastewater Treatment, Springer-Verlag 1990
8. EDZWALD J.K., BUNKER D.Q.: *Dissolved air flotation. Pretreatment and comparisons to sedimentation*. Chemical Water and Wastewater Treatment III, Springer-Verlag 1994
9. EDZWALD D.K.: *Polyaluminum coagulants for drinking water treatment, chemistry and selection*. Chemical Water and Wastewater Treatment VI, Springer-Verlag 2000
10. EIKEBROKK B., FETTIG J.: *Treatment of coloured surface water by coagulation. Direct filtration: effect of water quality, type of coagulant and filter aids*. Chemical Water and Wastewater Treatment, Springer-Verlag 24, 1990
11. FERENC A.: *Intensyfikacja procesów koagulacji i adsorpcji w osadzie zawieszonym kłarników*. Rozprawa doktorska, Wrocław 1993
12. JEKEL M.R.: *Interactions of humic acids and aluminium salts in the flocculation process*. Water Research, s. 1535, 1986/12
13. KARCZEWSKA A.: *Skuteczność koagulacji grup związków barwnych w wodach*. Rozprawa doktorska, Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1985
14. KOWAL A., MAĆKIEWICZ J.: *Wpływ odczynu na niektóre procesy oczyszczania wody*. Gospodarka Wodna, s.203-207, 1976/7
15. KOWAL A. L., ŚWIDERSKA-BRÓŹ M.: *Wpływ odczynu wody na skuteczność redukcji barwy i utlenialności w procesie koagulacji*. GWiTS, s.272-276, 1979/ 9
16. KOWAL A. L., ŚWIDERSKA-BRÓŹ M.: *Oczyszczanie wody*. PWN, Warszawa-Wrocław 2007
17. KOWALSKI T.: *Wpływ właściwości chemicznych zanieczyszczeń wód na dobór koagulantów*. Ochrona Środowiska (59), s.3-8, 1995/4
18. KRUPIŃSKA I., ŚWIDERSKA-BRÓŹ M.: *Znaczenie czasu flokulacji w usuwaniu żelaza z wody podziemnej w procesie koagulacji*. Materiały Konferencyjne Woda-Ścieki-Odpady w Środowisku, Zielona Góra 2003
19. KRUPIŃSKA I.: *Przydatność koagulacji w oczyszczaniu wody podziemnej ze szczególnym uwzględnieniem usuwania związków żelaza*. Rozprawa doktorska, Wrocław 2006
20. MAĆKIEWICZ J.: *Flokulacja w procesach koagulacji i filtracji wód*. PWN, Warszawa 1987
21. MAĆKIEWICZ J.: *Wpływ zasolenia wód miękkich na skuteczność koagulacji*, Ochrona Środowiska (43), s 15-17, 1991/2
22. MORRIS J. K., KNOCKE R. W.: *Temperature effects on the use of metal-ion coagulants for water treatment*. JAWWA, s.74, 1984/3

23. NAWROCKI J., BIŁOZOR S.: *Uzdatnianie wody, procesy chemiczne i biologiczne*. PWN, Warszawa-Poznań 2010
24. PERCHUĆ M.: *Zastosowanie koagulacji powierzchniowej w modernizacji stacji uzdatniania wody o dużej zawartości żelaza, manganu i substancji humusowych*. Materiały Konferencyjne, Uzdatnianie wód podziemnych-badania, projektowanie i eksploatacja, s. 136-153, Warszawa 1999
25. PERCHUĆ M.: *Współdział żelaza i kwasów humusowych w kształtowaniu sposobu uzdatniania barwnych wód podziemnych*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2004
26. RAK M.: *Wpływ alkaliczności koagulantów glinowych na ich skuteczność oraz agresywność kwasowęglową wody po koagulacji*. Rozprawa doktorska, Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2001
27. RAK M., ŚWIDERSKA-BRÓŹ M.: *Przydatność wstępnie zhydrolizowanych koagulantów glinowych w usuwaniu zanieczyszczeń organicznych z wody*. Mikrozanieczyszczenia w środowisku człowieka, s. 9-19, Częstochowa-Ustroń 2002
28. RAK M., ŚWIDERSKA BRÓŹ M.: *Produkty hydrolizy chlorków poliglinu*. Ekotechnika (23), s. 10-13, 2002/3
29. SOZAŃSKI M.: *Chemizm i kryteria stosowania siarczanu glinowego w uzdatnianiu wody do picia*. GWiTS, s.395-405, 1996/11
30. ŚWIDERSKA BRÓŹ M.: *Wpływ pH na usuwanie kwasów humusowych z wody*. GWiTS, s. 153-157, 1984/10
31. ŚWIDERSKA-BRÓŹ M.: *Interakcja kwasów humusowych z kationami koagulantów oraz wybranymi metalami ciężkimi*. Archiwum Ochrony Środowiska nr 1, s. 181-192, 1992
32. ŚWIDERSKA-BRÓŹ M.: *Usuwanie substancji humusowych z wody w środowisku alkalicznym*. Ochrona Środowiska (35), s. 3-5, 1998/2
33. TUHKANEN T., KETONEN A., GILBERG L., JAHELA J.: *Removal of different size fractions of natural organic matter in drinking water by optimised coagulation*. Chemical Water and Waste Water Treatment, s.201-208, Orlando, Florida 2004
34. VAN BENSCHOTEN J.E., EDZWALD J.K.: *Chemical aspects of coagulation using aluminum salts –II. Coagulation of fulvic Acid using alum and polyaluminum Chloride*. Water Research (12), s. 1527-1535, 1990/24

CONDITIONS FOR EFFECTIVE COAGULATION - LITERATURE REVIEW

S u m m a r y

The article discusses the influence of the physico-chemical parameters of treated water, and technological progress and outcome of the process of coagulation. It was shown that co-decide about the effects of coagulation: the type and concentration of discharged pollutants, temperature, pH, alkalinity, ionic composition and salinity of the treated water. Very important are also-independent of technological parameters of the process, such as the type and dose of coagulant.

Key words: coagulation, treatment of water

ANNA ASANI*

NOWOCZESNE ROZWIĄZANIA W OCHRONIE PRZECIWPOWODZIOWEJ

Streszczenie

Realizacja ochrony przeciwpowodziowej w Polsce, jak i wielu krajach europejskich oparta jest głównie o wały przeciwpowodziowe. Stan techniczny tych prostych budowli ziemnych ma więc ogromne znaczenie i bezpośrednio stanowi o skutecznej ochronie przed powodzią. Artykuł opisuje materiały i technologie stosowane do umocnień wałów. Scharakteryzowano w nim również nowatorskie, przenośne konstrukcje ochronne będące alternatywą dla stałych budowli hydrotechnicznych.

Słowa kluczowe: ochrona przeciwpowodziowa, materiały i technologie uszczelnienia wałów, mobilne systemy ochrony przeciwpowodziowej

WSTĘP

Ochrona przeciwpowodziowa to jedno z ważniejszych działań zrównoważonej gospodarki wodami w zlewni. W wielu krajach, co pewien czas, występują mniejsze lub większe powodzie. Powodują one duże szkody i wymagają olbrzymich wydatków na ich likwidację.

W Polsce, choć jest krajem ubogim w wodę, także występują okresowe powodzie. Przykładem rozwiązań zabezpieczeń przeciwpowodziowych są wały przeciwpowodziowe. Jak uczy doświadczenie, nie zawsze były one w stanie sprostać założeniom inżynierów i oprzeć się naporom wody. Kolejne powodzie wymusiły więc szukanie nowatorskich rozwiązań, polegających na wykorzystaniu nowych materiałów poprawiających skuteczność ochrony przeciwpowodziowej, ale również na innych, bardziej nowoczesnych technologiach.

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska

MATERIAŁY I TECHNOLOGIE USZCZELNIENIA WAŁÓW

Wały przeciwpowodziowe to proste budowle ziemne pracujące tylko podczas powodzi, przez co dopiero w czasie tych nagłych wezbrań możemy tak naprawdę zweryfikować ich faktyczny stan techniczny.

Nowoczesne wały przeciwpowodziowe to już nie tylko uformowany w kształcie trapezu nasyp ziemny. Aktualnie projektowane i modernizowane wały w swojej konstrukcji zawierają różnego rodzaju wzmocnienia, oparte zarówno o naturalne, jak i syntetyczne materiały, np.: kamień, beton, mieszaniny bitumiczne, stal, tworzywa sztuczne i geomembrany.

Jedną z pierwszych i najczęściej stosowanych (także dziś) metod zabezpieczających wały przed wzmogoną filtracją jest stosowanie tzw. biologicznej metody umocnienia obwałowań. Polega ona na pokrywaniu odwodnej skarpy nasypu warstwą gliny (o miąższości 1 m) i obsiewaniu korpusu wału odpowiednią mieszką traw. Warto zaznaczyć, że metoda ta równie często stosowana jest jako uzupełnienie innych metod modernizacji wałów [Kołodziejczyk 2002]. W przypadku długiego czasu utrzymywania się wysokiego poziomu wody, metoda ta nie gwarantuje jednak skutecznej ochrony.

Wśród najbardziej popularnych umocnień, gwarantujących pełną wodoszczelność konstrukcji, należy wymienić: umocnienia bitumiczne, umocnienia betonowe, ekrany i ścianki szczelne oraz grodzie [Asani 2009, Bieberstern i Branus 2002, Borys 2006, Hermann i Jansen 2003, Kołodziejczyk 2007, Saathoff i Werth 2003, Wosiewicz i Sroka 2001].

Umocnienia bitumiczne wykorzystują substancje bitumiczne i składniki mineralne. Bituminy, ze względu na ich właściwości mechaniczne, stosuje się głównie jako materiał wypełniający lub w postaci mieszanek, np. narzutu kamienno-bitumicznego. Stosowanie mieszanki mastyksu i asfaltu powoduje dużą plastyczność umocnienia oraz gwarantuje jego długotrwałość. Rozwiązania te są jednak rzadko stosowane.

Umocnienia betonowe, z uwagi na małą plastyczność, zaleca się projektować w przypadku wałów już wybudowanych, dobrze skonsolidowanych, w których proces osiadania uznano za znikomy. Zaletą stosowania płyt betonowych jest ich duża trwałość oraz możliwość szybkiego montażu. Natomiast wadą tej metody jest fakt, że płyty betonowe nie mogą dopasować się do nierównomiernie osiadającego podłoża, co w konsekwencji może prowadzić do ich podmywania, a – wskutek uderzeń fal – pęknięcia i wymywania.

Najlepsze efekty, w tego typu zabezpieczeniach, daje zastosowanie wodoszczelnych ekranów z tworzyw sztucznych. Dominują tu głównie folie z polietylenu (PEHD) lub polichlorku winylu (PVC), o wysokiej gęstości. Odnaczają się one wysokimi parametrami wytrzymałościowymi, których zaletą jest duża skuteczność w ochronie wałów przed przesiąkaniem, przy jednoczesnej znikomej podatności na korozję. Układanie folii polega na poziomym rozłożeniu

odcinków folii na uprzednio przygotowanej skarpie wału, ich zakotwieniu, a następnie połączeniu poszczególnych elementów poprzez zgrzewanie, a w końcu - przykryciu folii warstwą gruntu. Mankamentem tej technologii jest możliwość przebicia warstwy folii przez korzenie drzew, czy też zniszczenia spowodowane przez zwierzęta drążące nory w skarpach wału.

Bardziej odporną na uszkodzenia, a jednocześnie sprawdzoną metodą ochrony nasypów, jest stosowanie pionowych ekranów (ścianek szczelnych). Montuje się je zwykle w korpusie wału lub na przedwału [Asani 2009, Borys i Reszka 2001]. Efektem działania tych umocnień jest przede wszystkim ograniczenie, bądź całkowite odcięcie przesiąków, a zatem – ograniczenie sufozji i wymywania gruntu w czasie powodzi oraz zmniejszenie ciśnień porowych panujących w podłożu. Najczęściej używane są w tej metodzie pale drewniane lub stalowe, wbijane ściśle obok siebie, bądź łączone na tzw. zamek. Metody te, z uwagi na duże powierzchnie łączenia, nie gwarantują jednak pełnej wodoszczelności. Co więcej, podczas wbijania poszczególne złącza mogą pękać, powodując tym samym rozszczelnienie przegrody. Warto dodać, iż ze względu na ograniczoną żywotności materiałów, administrator wałów musi liczyć się koniecznością wymiany pali po określonym czasie eksploatacji. Z kolei, trwalsze elementy betonowe nie są zalecane do stosowania w formie ścianek szczelnych – z powodu trudności w szczelnym połączeniu poszczególnych elementów.

Coraz częściej stosowane są winylowe ściany palowe typu C-LOC (rys. 1).



Rys. 1. Przykład zastosowania ścianek szczelnych w ochronie przeciwpowodziowej [Minbud 2010]

Fig. 1. Example of use a wall pales in the flood protection [Minbud 2010]

Znajdują one szerokie zastosowanie jako elementy umocnień przeciwpowodziowych, zabezpieczenia wykopów, rowów melioracyjnych oraz jako osłony

przeciwierozyjne. Elementy grodzic ściany palowej C-LOC wykonane są z tworzywa PVC (z dodatkiem stabilizatorów) o gładkiej powierzchni oraz dobrych właściwościach mechanicznych tworzyw je kształtujących, zapewniających tym samym ich szczelność i trwałość. Warto dodać, iż elementy grodzic ściany palowej C-LOC spełniają również wymagania w zakresie nieszkodliwości oddziaływania na środowisko, potwierdzonej odpowiednimi atestami.

Nowoczesnym sposobem wzmacniania wałów są ekrany hydroizolacyjne, wykonywane poprzez wtłaczanie do wywierconych wcześniej otworów roztworów cementu lub bentonitu [Bobowska 2004, Borys 2009, Borys, Mosiej i Topolnicki 2006, Kołodziejczyk 2009].

Najmniej kłopotliwymi i stosunkowo prostymi zabezpieczeniami stosowanymi w ochronie przeciwpowodziowej są grodzie. Stanowią je zamknięte masy ziemi, usypane pomiędzy dwiema ściankami szczelnymi. Ich główną zaletą jest możliwość szybkiej budowy i niskie koszty. Stosuje się je doraźnie, głównie jako wały tymczasowe, zalecane szczególnie w przypadku prowadzenia prac modernizacyjnych.

MOBILNE SYSTEMY OCHRONY PRZECIWPOWODZIOWEJ

Niewątpliwą nowością na rynku zabezpieczeń przeciwpowodziowych są przenośne wały przeciwpowodziowe. Wał tego typu, np. PPH070 (rys. 2) składa się ze stosunkowo lekkiej, bo ważącej zaledwie 18 kg, metalowej konstrukcji o wymiarach 0,7 m x 1,0 m, na którą nakłada się fartuch techniczny (np. wytrzymałą folię). Producent reklamuje ten produkt jako niezawodny i szybki w montażu, a ponadto – nie wymagający użycia urządzeń mechanicznych czy specjalnie wyszkolonej obsługi. Producent gwarantuje: wysoką stabilność i trwałość wału bez konieczności kotwienia, nieograniczoną długość, lekkość konstrukcji, jak również trwałość i doskonałą szczelność wału.



Rys. 2. Przenośne wały przeciwpowodziowe typu PPH070 [Reoamos 2010]

Fig. 2. Portable flood embankment type PPH070 [Reoamos 2010]

Innym typem przenośnych obwałowań są – stosowane z powodzeniem od wielu lat w Niemczech, Holandii i Anglii – przeciwpowodziowe zapory wodne (rys. 3) oraz ściany przeciwpowodziowe (rys. 4).



Rys. 3. Zapory przeciwpowodziowe
[IBS Polska 2010]

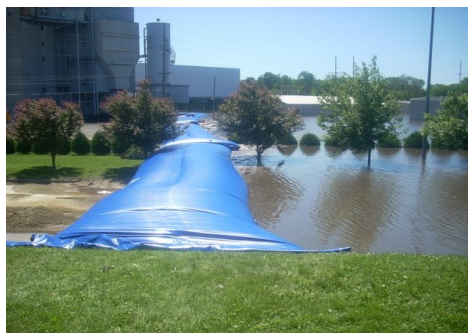
Fig. 3. Flood wall [IBS Polska 2010]



Rys. 4. Ściany przeciwpowodziowe
[Floodwall 2010]

Fig. 4. Flood wall [Floodwall 2010]

Kolejnym sprawdzonym pomysłem są bariery ochronne, w różnych wersjach i modułach (rys. 5 i 6). Składają się one z jednego lub kilku rzędów tubusów, które po napełnieniu wodą wytworzą nieprzepuszczalną barierę. Ważnym elementem takich rozwiązań jest to, iż w zależności od potrzeb, można je łączyć modułowo, dostosowując przegrodę do warunków miejscowych. Ten rodzaj zabezpieczenia jest możliwy do wielokrotnego użycia – po akcji łatwo barierę opróżnić, wyczyścić i składować.



Rys. 5. Przeciwpowodziowa bariera
ochronna Rubena C-120
[Polcomplex 2010]

Fig. 5. Flood barrier type C-120
[Polcomplex 2010]



Rys. 6. Przeciwpowodziowa bariera
ochronna PPB015 [Reoamos 2010]
Fig. 6. Flood barrier type PPB015 [Reo-
amos 2010]

Wśród uszczelnień wałów przeciwpowodziowych powszechne są umocnienia przepuszczalne, wykonywane zarówno jako: narzut luźnych elementów, ułożenie elementów w sposób uporządkowany oraz skonstruowanie monolitycznych konstrukcji przepuszczalnych. Charakteryzują się one dobrym dopasowaniem do istniejących warunków podłoża, nawet w przypadku jego ewentualnej deformacji.

W budowie przepuszczalnych umocnień stosuje się zwykle kwadratowe lub prostokątne kostki betonowe, bądź pospolite otoczaki. Montaż tego rodzaju umocnień polega na układaniu poszczególnych elementów na uprzednio przygotowanej warstwie drenażowej, zbudowanej ze żwiru lub geowłókniny. Warstwa ta ma na celu zmniejszenie wyporu hydraulicznego oraz zapobieżenie wymywaniu cząstek podłoża przez szczeliny i otwory między poszczególnymi elementami umocnienia. Ułożone bloczki tworzą warstwę przepuszczalną (ze względu na szczeliny występujące pomiędzy układanymi elementami). W praktyce szczeliny te ulegają z czasem zamuleniu, dlatego tak ważne w tej metodzie jest zapewnienie odpowiedniego drenażu, czy też zastosowanie bloczków o nieregularnych krawędziach, utrudniających wymywanie drobnych cząstek gruntu. W ubiegłych latach, w tej metodzie, stosowane były również zróżnicowane wymiarowo cegły oraz płyty ażurowe.

Jako główny element odrębnej metody umocnień skarp wałów stosowana jest geowłóknina. Jedną z metod polega na „zaszywaniu” elementów skalnych w kieszeniach z geowłókniny, układanych później ściśle na skarpie. W efekcie uzyskuje się umocnienie z bezładnego narzutu kamiennego, bądź układanego elementu skalnego, uzupełnionego o tkaninę polipropylenową – zamiast dolnej warstwy drenażowej. Zaletą tej metody jest możliwość jej stosowania na stromych skarpach, szybki montaż, mała korozyjność oraz prostota wykonania.

Innym, ciekawym przykładem zabezpieczeń wałów przeciwpowodziowych jest monolit bitumiczny, dotychczas stosowany tylko eksperymentalnie. Elementami konstrukcyjnymi tej metody są: porowaty asfalt kamienny, utworzony z pokruszonych żwirów lub wapieni pokrytych warstwą lepiszcza oraz asfalt piaszczysty, utworzony z mieszanin piasku i masy bitumicznej, cechujący się znacznie mniejszą plastycznością niż asfalt kamienny. Z uwagi na małą spistość, a – co za tym idzie – niewystarczającą odporność na działanie nurtu i fal, asfalt piaszczysty jest zwykle używany jako warstwa filtracyjna, przykrywana w stropie porowatym asfaltem kamiennym.

W obliczu zagrożenia przydają się też proste rozwiązania, z których można ustawić konstrukcje oporowe. Jutowe worki do napełniania piaskiem w roku 1997 były towarem deficytowym. Dziś, 14 lat po tej wielkiej powodzi, możemy w Internecie znaleźć nie tylko wzory tradycyjnych worków, lecz także ich nowatorskie modyfikacje. Takim przykładem są np. oferowane przez firmę EKO-TECH propylenowe dwukomorowe worki przeciwpowodziowe (rys. 7), produkowane z „ekologicznego niezawodnego płótna”. Jak zapewnia producent, pro-

dukty te mogą być używane kilkakrotnie, a sam sposób ich ułożenia (na tzw. zakładkę, tj. w miejscu przegrody jednego worka układa się komorę drugiego worka) podnosi efektywność zabezpieczenia przeciwpowodziowego.



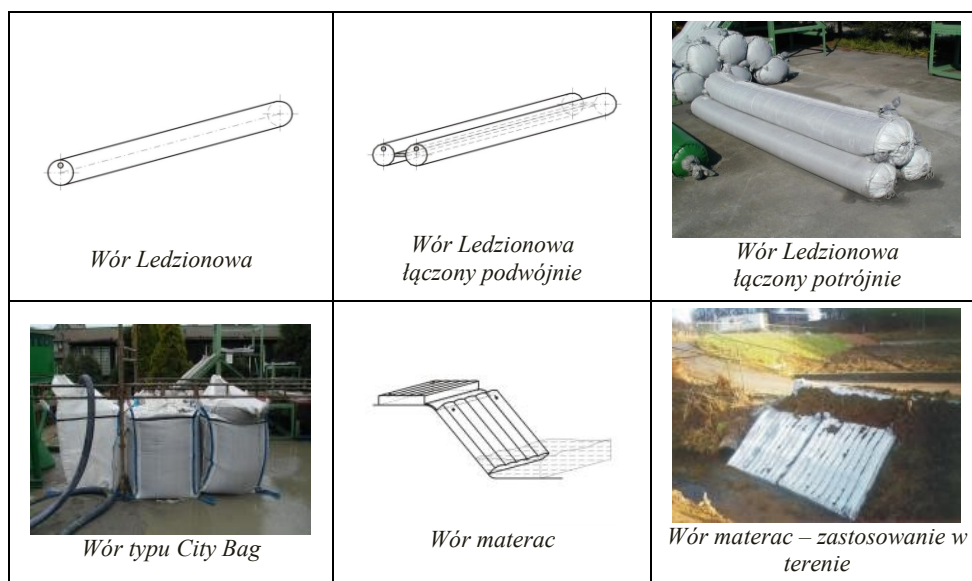
Rys. 7. Propylenowe dwukomorowe worki przeciwpowodziowe [Reoamos 2010]

Fig. 7. Polypropylene doublechamber sand bags [Reoamos 2010]

Na uwagę zasługują również opatentowane wyroby (patent europejski numer 1 261 776) firmy KOEXPRO z Ostrawy. Podstawą tego nowatorskiego pomysłu są wielkoobjętościowe worki (5 typów podstawowych - rys. 8) oraz mieszanki do ich napełniania, przygotowane zarówno z ogólnie dostępnych materiałów budowlanych, jak i odpadów poeksploatacyjnych, w tym:

- odpadów z elektrowni (popiół lotny, stabilizatory),
- odpadów z kruszarni kamieniołomów (proch kamienny),
- odpadów z sortowni węgla (kamień flotacyjny),
- naturalnych surowców mineralnych (kaolin, bentonit, wapień) powstających podczas przeróbki urobku,
- mieszanin żwiru i piasku.

Wybór odpowiedniego zabezpieczenia przeciwfiltracyjnego musi być dostosowany do aktualnych warunków technicznych, ekonomicznych i socjologicznych. Każde proponowane rozwiązanie musi być bowiem rozpatrywane indywidualnie, aby efektywność zastosowanego zabezpieczenia była optymalna.



*Rys. 8. Wielkoobjętościowe wory stosowane w ochronie przeciwpowodziowej
[Koexpro 2010]*

Fig. 8. Large volume bags used in flood protection [Koexpro 2010]

PODSUMOWANIE

Jak wykazano, sposobów wzmocnienia wałów przeciwpowodziowych jest wiele. Ich dobór powinien być ekonomicznie uzasadniony, głównie - warunkami miejscowymi, własnościami geologiczno-inżynierskimi podłoża, konstrukcją wału czy po prostu charakterem wzebrań. Alternatywnymi rozwiązaniami w ochronie przed powodzią są mobilne systemy ochrony przeciwpowodziowej. Montaż i utrzymanie barier ochronnych, wałów przenośnych, zapór czy ścian powodziowych jest znacznie tańszy niż budowa i konserwacja tradycyjnych wałów. Jedyną obawą przy stosowaniu tego typu zabezpieczeń jest konieczność zapewnienia dobrego systemu osłony hydrometeorologicznej kraju, jak również wzorowo prowadzonej akcji przeciwpowodziowej w przypadku nagłego zagrożenia powodzią. Należy podkreślić, iż tego typu zabezpieczenia najlepiej sprawdzają się na stosunkowo małych obszarach.

LITERATURA

1. ASANI A.: *Uszczelnienie wałów przeciwpowodziowych przegrodą szczelną w postaci folii PVC i ścianki C-LOC*, [W:] Antropogeniczne oddziaływania i ich wpływ na środowisko wodne Wydawnictwo IMGW (Monografie Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej), s. 100-106. Warszawa 2009
2. BIEBERSTEIN A., BRAUNS J.: *Technischer Hochwasserschutz - Erfordernisse aus geotechnischer Sicht*. Geotechnik 25, Nr. 4/2002 s. 239-248
3. BOBOWSKA A.: *Methods of strengthening flood-embankments*, [w:] Zeszyty Naukowe nr 131 Inżynieria Środowiska nr 12 s. 37-43. Zielona Góra 2004
4. BORYS M.: *Metody modernizacji obwałowań przeciwpowodziowych z zastosowaniem nowych technik i technologii*. Wydaw. IMUZ, s. 126. Falenty 2006
5. BORYS M.: *Projektowanie i wykonawstwo ekranów przeciwfiltracyjnych z geomembran i mat bentonitowych w wałach przeciwpowodziowych i obwałowaniach małych zbiorników wodnych*. Wydaw. IMUZ, s. 62, Falenty 2009
6. BORYS M., MOSIEJ K., TOPOLNICKI M.: *Projektowanie i wykonawstwo pionowych przegród przeciwfiltracyjnych z zawieszin twardniejących w korpusach i podłożu wałów przeciwpowodziowych*. Wydaw. IMUZ, s. 64. Falenty 2006
7. BORYS M., RESZKA T.: *Zastosowanie grodzic winylowych C-LOC w wykonawstwie obiektów budowlanych gospodarki wodnej*, [W:] Zeszyty Naukowe Politechniki Zielonogórskiej, nr 125, s. 37-44. Zielona Góra 2001
8. HERRMANN R. A., JENSEN J.: *Sicherung von Dämmen und Deichen: Handbuch für Theorie und Praxis*. Hrsg., Universitätsverlag Siegen, s. 14-23. Siegen 2003
9. KOŁODZIEJCZYK U.: *Geologiczno-inżynierskie badania wałów przeciwpowodziowych i ich podłoża jako metoda prognozy zagrożeń powodziowych na lubuskim odcinku Odry*. Oficyna Wydawnicza UZ, s. 190 Zielona Góra 2002
10. KOŁODZIEJCZYK U.: *Ocena stateczności wałów przeciwpowodziowych wzmocnionych różnymi przegrodami hydroizolacyjnymi*, [W:] Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego - (Inżynieria Środowiska; 13) nr 133, s. 217-227. Zielona Góra 2007
11. KOŁODZIEJCZYK U.: *Ocena uszczelnienia wałów przeciwpowodziowych za pomocą mat bentonitowych*, [W:] Problemy geotechniczne i środowiskowe z uwzględnieniem podłoży ekspansywnych (pod red. E. Dembickie-

- go, M. K. Kumora, Z. Lechowicza). Wydawnictwa Uczelniane UTP, s. 259-268. Bydgoszcz 2009
12. SAATHOFF F., WERTH K.: *Geokunststoffe in Dämmen und Deichen. Sicherung von Dämmen und Deichen: Handbuch für Theorie und Praxis*. Hrsg. Hermann und Jensen. Universitätsverlag Siegen, s. 221 –237. Siegen 2003
 13. WOSIEWICZ B., SROKA Z.: *Ocena wpływu zabezpieczeń filtracyjnych modernizowanych wałów przeciwpowodziowych*. Gospodarka Wodna nr 3/2001, s. 104-110
 14. FLOODWALL. *Materiały reklamowe firmy Roseville Group Ltd T/A* http://www.floodwall.uk.com/products_floodwall.php, sierpień 2010
 15. MINBUD: *Grodzie EU. Materiały reklamowe Przedsiębiorstwa Produkcyjno-Handlowego MINBUD*, <http://www.grodzice.eu/pl/nawosci/>, sierpień 2010
 16. IBS POLSKA: *MSOP – Mobilne Systemy Ochrony Przeciwpowodziowej. IBS Polska* <http://www.ibspolska.com.pl/ochrona-przeciwpowodziowa-7.php>, wrzesień 2010
 17. KOEXPRO: *Nová technologie je postavena na čtyřech pilířích. Oferta handlowa firmy KOEXPRO OSTRAVA*, <http://www.koexpro.cz/new/koex/?menu=page-&lang=cz&id=28>, sierpień 2010
 18. POLCOMPLEX: *Zapory przeciwpowodziowe. Materiały reklamowa firmy Rubena A.S.*, <http://www.polcomplex.home.pl/zapory.htm>, sierpień 2010
 19. REOAMOS: *Zapory wodne i przegrody. Oferta handlowa firmy Reoamos*. <http://www.reoamos.cz/eshop/Wa%C5%82przeciwpowodziowy.html?cat=1304&pn=1075>, wrzesień 2010

MODERN SOLUTIONS FOR FLOOD PROTECTION

S u m m a r y

Implementation of flood protection in Poland and many European countries is based mainly on the embankment. Condition of these simple earth structures has a significant meaning and provides directly to effective protection against flood. The article describes the materials and technologies used for the revetment. It also characterizes an innovative, portable structures as an alternative way to regular hydraulic structures.

Key words: flood protection, methods and technologies of sealing flood embankments, mobile systems for flood protection



Autorka jest stypendystką w ramach Poddziałania 8.2.2 „Regionalne Strategie Innowacji”, Działania 8.2 „Transfer wiedzy”, Priorytetu VIII „Regionalne Kadry Gospodarki” Programu Operacyjnego Kapitał Ludzki współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Społecznego Unii Europejskiej i z budżetu państwa.



**UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI
INSTYTUT INŻYNIERII ŚRODOWISKA**

ZAPRASZA DO PODJĘCIA STUDIÓW

**NA KIERUNKU INŻYNIERIA ŚRODOWISKA
ZE SPECJALNOŚCIAMI: SYSTEMY OCHRONY ŚRODOWISKA,
URZĄDZENIA SANITARNE, ZAOPATRZENIE W WODĘ,
UNIESZKODLIWIANIE ŚCIEKÓW I ODPADÓW**

Studia pierwszego stopnia **inżynierskie** odbywają się w formie studiów stacjonarnych (3,5-letnie) i niestacjonarnych (4-letnie).

Studia drugiego stopnia **magisterskie** odbywają się w formie studiów stacjonarnych (1,5-roczone) i niestacjonarnych (2-letnie).

Studia trzeciego stopnia **doktoranckie** odbywają się w formie studiów stacjonarnych (4-letnie).

Informacje o kierunku i specjalnościach znajdziecie Państwo na stronie:

http://www.wils.uz.zgora.pl/oferta_dydaktyczna.html#dwa

Dziekanat WILiŚ (pok. 101 i 102, bud. A-8) czynny: wtorek, środa, czwartek, piątek - w godzinach 10-13, sobota (w czasie zjazdów WILiŚ): w godzinach 8-12, nieczynny – poniedziałek.

Informacje na temat rekrutacji:

<http://rekrutacja.uz.zgora.pl/index.php?akt>

Strona internetowa Wydziału Inżynierii Lądowej i Środowiska:

<http://www.wils.uz.zgora.pl/index.html>

Strona internetowa Instytutu Inżynierii Środowiska:

<http://www.iis.uz.zgora.pl/>



**UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI
INSTYTUT INŻYNIERII ŚRODOWISKA**

**ZAPRASZA
DO WSPÓŁPRACY**

Oferujemy wykonanie:

- **ocen oddziaływania na środowisko i raportów środowiskowych, na rzecz opracowań środowiskowych i planistycznych;**
- **opracowań ekofizjograficznych na inne cele niż wyżej podane;**
- **projektów koncepcyjnych i wykonawczych rekultywacji terenów zdegradowanych;**
- **dokumentacji geologiczno-inżynierskich;**
- **operatów wodno-prawnych;**
- **badań właściwości wód powierzchniowych i podziemnych, w tym przeznaczonych do spożycia;**
- **badań ścieków komunalnych i przemysłowych, osadów ściekowych i odpadów;**
- **badań gleb i gruntów wraz z podaniem zaleceń uprawowych i rekultywacyjnych.**