



ŚRODKOWO-POMORSKIE TOWARZYSTWO NAUKOWE  
OCHRONY ŚRODOWISKA

---

Rocznik  
Ochrona Środowiska  
Tom 11. Rok 2009

Część 2

---

Koszalin 2009

# Praktyczne aspekty spalania biomasy w kotłach rusztowych. Doświadczenia eksploatacyjne na przykładzie współspalania biomasy w kotle WR-10 w Ciepłowni DPM w Koszalinie

*Urszula Miller*

*Miejska Energetyka Ciepłna Sp. z o.o., Koszalin*

## 1. Wstęp

Stosowanie biomasy do produkcji energii elektrycznej i ciepłej jest ważnym narzędziem do walki ze zmianami klimatycznymi. Umożliwia również zwiększenie bezpieczeństwa energetycznego. Wśród różnych celów, które postawiła sobie Miejska Energetyka Ciepłna w Koszalinie jest również dywersyfikacja paliw.

Korzyści wynikające ze współspalania biomasy są następujące:

- niskie koszty inwestycyjne przystosowania kotła do współspalania biomasy,
- niewielka zmiana parametrów kotła przy niskim udziale cieplnym biomasy,
- wykorzystanie istniejącej infrastruktury i urządzeń,
- okresowe fluktuacje biomasy mogą być rekompensowane zmianą udziału biomasy do węgla,
- możliwość użycia dużej ilości biomasy pozwalającej na istotną redukcję CO<sub>2</sub>.

Wykorzystanie biomasy zawierającej składniki palne w procesie spalania jest znaną i stosowaną technologią. Ze względu na różnorodność surowców zaliczanych do biomasy, zakres jej wykorzystania jest szeroki. Z punktu widzenia kosztów transportu trzeba podkreślić możliwość wykorzystania surowca produkowanego w niewielkiej odległości od miejsca jego spalania [3, 4, 5].

## 2. Wybór technologii spalania biomasy w MEC Koszalin

Po przeprowadzeniu szeregu analiz oraz po przeprowadzeniu badania rynku biomasy zdecydowano się zastosować na jednym kotle WR-10 współspalanie biomasy [1].

Zastosowano technologię równoległego podawania biomasy i mialu węglowego do kotła przy pomocy dwóch dozowników kaskadowego zasilania paliwem (oddzielnego dla mialu węglowego i biomasy).

Stosowanie współspalania polegającego na dozowaniu mieszanki mialu węglowego i zrębków, gdzie zrębki stanowią więcej niż 20-25% udziału objętościowego stosunku do mialu, prowadzi do powstawania na ruszcie tzw. zjawiska „kraterowego” spalania polegającego na szybszym wypalaniu obszarów, gdzie znajdują się zrębki. Prowadzi to do przeciążeń cieplnych tych obszarów rusztu oraz powoduje wzrost tlenu w komorze, co zakłóca proces spalania.

Technologia, którą zastosowano, proponowana przez Zakład Urządzeń Kotłowych Stąporków polega na dozowaniu na ruszt dwóch paliw oddzielnie [2].

Idea modernizacji opiera się na następujących zasadach:

- w systemie nawęglania pozostaje dotychczasowy układ przenośników wykorzystywanych do transportu mialu i biomasy,
- przystosowania wymaga zrzutnia pługowa i zasobnik paliwa podzielony na dwa paliwa,
- zastosowanie kosza dwubębnowego z systemem „kaskadowym” do dozowania dwóch paliw oddzielnie na palenisko bez konieczności ich wcześniejszego mieszania,
- palenisko podlega modernizacji w części przedniej,
- kocioł i pozostałe instalacje nie podlegają modernizacji [2].

Przyczyny techniczne ograniczające współspalanie węgla z biomasą w kotłach rusztowych:

- brak standardowych układów dozowania biomasy na ruszt,
- brak wiedzy nt. zachowania się biomasy w procesie spalania,
- zagrożenie tworzenia się osadów popiołów na powierzchniach ogrzewalnych i korozji wysokotemperaturowej wynikającej z zawartości chloru i potasu w biomasie.

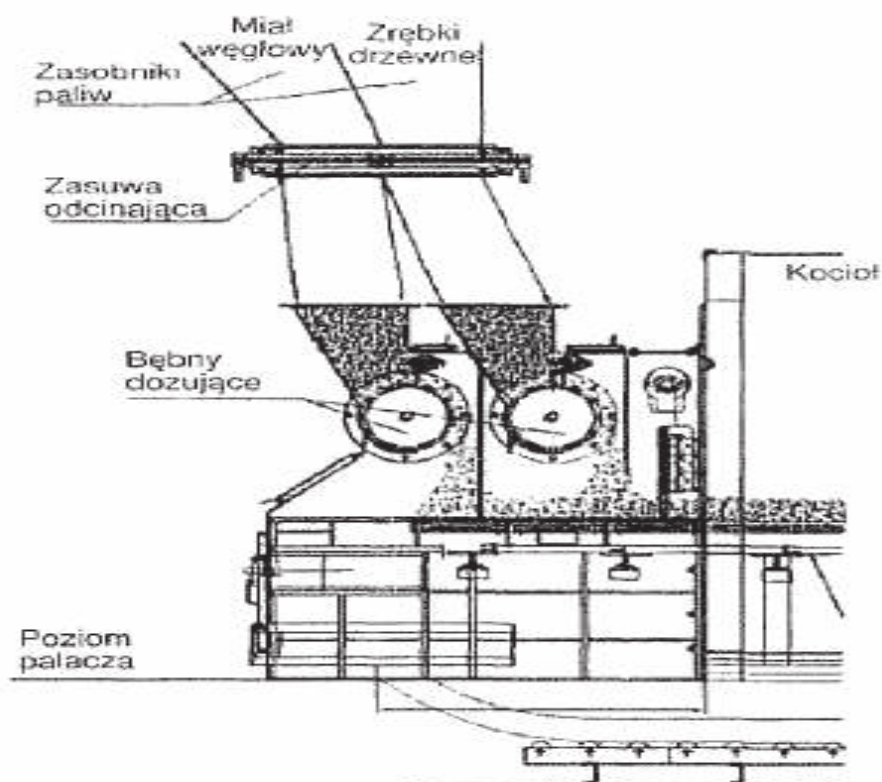
Problemy te wynikają przede wszystkim z jej własności fizykochemicznych, takich jak:

- szeroki przedział wilgotności (od kilku do 60%) powodujący trudności ze stabilizacją procesu spalania,
- obecność metali alkalicznych w popiele,

- trudności w magazynowaniu i dystrybucji biomasy do paleniska,
- trudności w dozowaniu do paleniska niekorzystnie wpływające na przebieg i stabilność procesu spalania,
- duża niejednorodność składu chemicznego,
- wysoka zawartość części lotnych, powodująca szybki i trudny do kontroli przebieg spalania.

Kocioł WR-10 na ciepłowni DPM w Koszalinie został przystosowany do współspalania biomasy w IV kwartale 2007 roku.

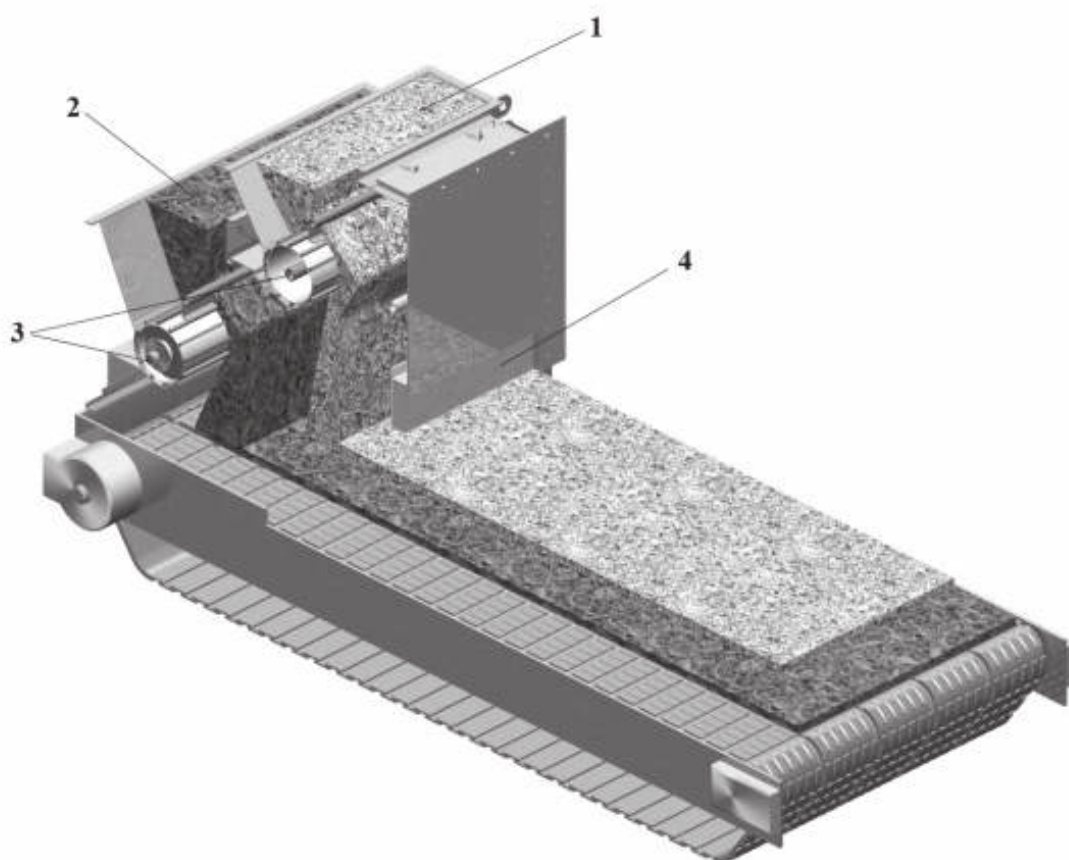
Biomasa dostarczana jest transportem kołowym i składowana na wydzielonej części placu składowego opału w pobliżu kraty zasypowej. Do transportu biomasy do zasobnika kotła wykorzystuje się ten sam taśmociąg, którym dostarczany jest miał węgla kamiennego. Zasobnik kotła został powiększony i podzielony na dwie części. Do jednej części dostarczana jest biomasa do drugiej miał węgla kamiennego. Zastosowano kosz węglowy dwubębnowy (rys. 1). Umożliwia on podawanie oddzielnie obu paliw z możliwością ustawienia grubości warstwy każdego z paliw.



**Rys. 1.** Schemat dwubębnowego kosza zasypowego [2]

**Fig. 1.** The scheme of two-barrel dumping hopper [2]

Wybrany do współspalania kocioł jest kotłem pracującym w automacie. Na napędach wentylatorów wyciągu spalin i podmuchu zamontowane są przetwornice częstotliwości. Kocioł wyposażony jest w analizator tlenu. Posiada zmodernizowaną instalację podawania powietrza podmuchowego z siedmiostrefowym rozdziałem powietrza. Powietrze podawane jest równomiernie na całej powierzchni rusztu, równocześnie z regulacją jego ilości. Wentylator wyciągu spalin sterowany jest wielkością podciśnienia w komorze spalania, a wentylator podmuchu sterowany jest w zależności od ilości tlenu w wyprowadzanych spalinach. Bębny dozujące paliwa zaopatrzone są w napędy elektryczne.



**Rys. 2.** Schemat paleniska – kaskadowe podawanie paliw [2]; 1 – zrębki drewna, 2 – miał węglowy, 3 – bębny dozujące, 4 – osłona termiczna

**Fig. 2.** The scheme of boiler furnace – cascade feeding of fuel [2]; 1 – wood chips, 2 – fine coal, 3 – feeding barrels, 4 – thermal shield

W ramach prowadzonych badań wykonano:

- a) opracowanie technologii współspalania w kotłach rusztowych biomasy i odpadów z mialem węglowym na kotłach rusztowych,

- b) określono najbardziej korzystny pod względem efektywności energetycznej udział biomasy oraz rodzaju biomasy w mieszaninie z węglem,
- c) zaplanowano wdrożenie technologii współspalania na pozostałych kotłach.

Badania eksploatacyjne przeprowadzono wg następującego planu:

1. Badanie parametrów fizykochemicznych i energetycznych biomasy i miazgu węglowego.
2. Badanie charakterystyk energetycznych kotła podczas współspalania.

### 3. Opis i analiza wyników

Wyniki badań parametrów technologicznych stosowanego w MEC Koszalin miazgu węglowego przedstawiono w tabeli 1 w interwale czasowym od stycznia do października 2008 roku.

**Tabela 1.** Zestawienie wyników badań parametrów technologicznych miazgu węglowego  
**Table 1.** Results of fine coal technological parameters investigations

Średnie parametry miazgu węglowego w miesiącu	Wilgoć	Popiół	Wartość opałowa	Siarka	Węgiel
	[%]	[%]	[kJ/kg]	[%]	[%]
Styczeń	15,8	11,3	22337	0,31	56,4
Luty	15,2	13,2	21767	0,36	54,6
Marzec	16,3	10,6	22227	0,42	57,7
Kwiecień	16,6	10,1	22437	0,48	58,3
Maj	14,0	9,9	23511	0,56	60,7
Czerwiec	14,3	10,4	22996	0,57	59,3
Lipiec	13,7	10,0	23541	0,60	61,8
Wrzesień	14,3	12,5	22523	0,70	60,0
Październik	14,0	9,9	23362	0,66	61,5
Średnia ważona	14,9	10,9	22744	0,50	58,9

Analiza wyników badań wskazuje, że zawartość wilgoci w stanie roboczym (średnia ważona z dostaw w miesiącu) waha się w przedziale 13,7 do 16%. Zawartość pierwiastka C w tych dostawach mieści się w przedziale od 54,6% do 61,8%. Zawartość popiołu w takim miale węglowym to przedział od 9,9% do 12,5 %, a wartość opałowa w stanie roboczym, a więc istotnym z eksploatacyjnego punktu widzenia mieści się od 21,77 MJ/kg do ok. 23,54 MJ/kg przy zawartości siarki w przedziale od 0,31% (dostawy węgla rosyjskiego) do ok. 0,7% (dostawy z kopalni Julian).

Można zatem stwierdzić, że ze względu na powyższe zmierzone parametry technologiczne miału węglowego jest to wg Kruczka [1] paliwo optymalne dla kotłów rusztowych.

Natomiast w tabeli 2 zestawiono wyniki badań parametrów technologicznych stosowanej biomasy różnego rodzaju tj. zrębek drzewnych, pelletów, brykietów oraz zrębek wierzby energetycznej. Analiza wyników badań zawartych w tabeli 2 wskazuje na znaczne zróżnicowanie zawartości wilgoci w biomacie, a w szczególności w grupie odpadów typu zrębki drzewne, bo od ok. 11,1%, aż do 57,5%. Podobnie dosyć duże zróżnicowanie parametru wilgoci jest w masie zrębków wierzby energetycznej w granicach od 19,8% do 31,55%.

**Tabela 2.** Zestawienie wyników badań parametrów technologicznych biomasy  
**Table 2.** Results of biomass technological parameters investigations

Rodzaj biomasy	Wilgoć	Popiół	Wartość opałowa	Siarka	Węgiel	Ilość badań
	[%]	[%]	[kJ/kg]	[%]	[%]	[szt]
Zrębki drzewne	33,7	0,5	11,028	0,01	30,7	83
	min 11,1 max 57,5	min 0,3 max 0,8	min 5,997 max 15,442	min 0,0 max 0,01	min 21,8 max 45,3	
Pellet	6,2	0,7	16,539	0,01		1
Brykiet	12,9	0,7	15,663	0,02		1
Zrębki wierzby energetycznej	23,2	1,1	13,183	0,03	38,6	26
	min 19,8 max 30,5	min 0,8 max 1,2	min 11,996 max 13,738	min 0,01 max 0,03	min 35,0 max 39,9	

Stosunkowo stabilna, a także niska jest zawartość wilgoci w pelletach (6,2%) oraz brykietach (12,9%). Duża zawartość wilgoci zarówno zrębów drzewnych, jak również wierzby energetycznej stanowi kłopot eksploatacyjny. W aktualnych warunkach MEC nie ma możliwości dosuszania biomasy (niezależnie od ewentualnych kosztów tego procesu). Duża zawartość wilgoci ma negatywny wpływ na ilość uzyskanej energii cieplnej, a także na bieżące problemy eksploatacyjne kotłów związane z ich regulacją.

Analizując dalej dane zawarte w tabeli 2 można zauważyć, iż zawartość popiołu we wszystkich rodzajach grup biomasy jest niska, rzędu od 0,3% do 1,2%. Oznacza to, iż w wyniku współspalania z miałem węglowym biomasy otrzymujemy znacznie mniej odpadu wtórnego, jakim jest żużel i popiół.

Wartość opałowa tych grup różnych rodzajów biomasy mieści się w przedziale od 11,03 MJ/kg do ok. 16,54 MJ/kg (w stanie roboczym), a oznacza to, że ze względów energetycznych biomasa jest gorszym paliwem od

miału węglowego o ok. 6÷8 MJ/kg, co rzutuje na obniżenie temperatury w kotle.

Zawartość siarki w biomase mieści się w przedziale od 0,01 do 0,03%, a więc jest bardzo niska. Potwierdza to zasadnicze obniżenie zawartości SO<sub>2</sub> w spalinach. Jest to znaczącą zaletą stosowania biomasy pod kątem ochrony atmosfery.

Bardzo ważnym parametrem technologicznym dla właściwej eksploatacji kotła jest wymiar biomasy, tak jak w przypadku węgla właściwa granulacja. Zbyt dużo małych cząstek biomasy powoduje ich „wyciągnięcie” z kotła (ponieważ kocioł pracuje w podciśnieniu) bez ich spalania. Duże części zrębek oraz ich duża wilgotność powodują częste zawieszanie się biomasy w koszu, a także zaczopowanie na bębnie i zatrzymanie podawania biomasy na ruszt. Konieczne stało się wykonanie dodatkowego otworu wziernikowego w koszu węglowym nad bębniem, aby była możliwość szybkiego udrażniania podawania paliwa bez konieczności odstawiania kotła. Jednak w sytuacji znaczącej redukcji zatrudnienia i dużych kosztów związanych z automatyzacją kotłów, takie rozwiązanie należy uznać za archaiczne.

Szczególne kłopoty sprawiała świeżo pocięta, jedno-dwuroczna wierzba energetyczna. Skuteczność cięcia takiej wierzby na dostępnych maszynach jest niewielka. Dominują kilkunastocentymetrowe krótkie witki, które mają dużą tendencję do szczepiania się, czego efektem jest później zawieszanie się w koszu opałowym. Jednocześnie bardzo szybko taka wierzba składowana na ciepłowni zaparza się i pojawia się pleśń, czego efektem jest obniżenie jej wartości kalorycznej.

W tabeli 3 zestawiono wyniki badań i obliczeń sprawności kotła w zależności od jakości miału węglowego i biomasy oraz od udziału w mieszance obu materiałów. Badania wykonano w przedziale 10-ciu miesięcy tj. od stycznia do października 2008 roku. Stosunek masowego udziału biomasy w całej mieszance paliwa podawanego do kotła wahał się w granicach od 17,26%, aż do 46,1% w poszczególnych miesiącach.

Można przyjąć, że prowadzone próby w ramach codziennej eksploatacji kotła miały charakter próby przemysłowej, a więc obciążonej błędem relatywnym do wielkości tej próby.

Wyniki zawarte w tabeli 3 przeniesione na poglądowy wykres zmian sprawności kotła zależnie od wartości opałowej miału węglowego i wartości opałowej biomasy przedstawiony na rysunku 3 należy rozpatrywać, jako odniesienie przeciętnie średnie. Zatem wskazano tu pewien trend możliwych zmian wartości parametrów wpływających na sprawność kotła, a wskazane rozrzuty wyników mogą wynikać i zapewne wynikają z faktu, że do kompozycji mieszank biomasy i miału węglowego wprowadzano biomasę, której wartość opało-



wa zmieniała się w zakresie od 6 MJ/kg do 16 MJ/kg (tabela 2), a także wartość opałowa mialu węglowego zmieniała się w przedziale ok. 2,0 MJ/kg.

**Tabela 3.** Zestawienie wyników badań i obliczeń sprawności kotła w zależności od udziału biomasy

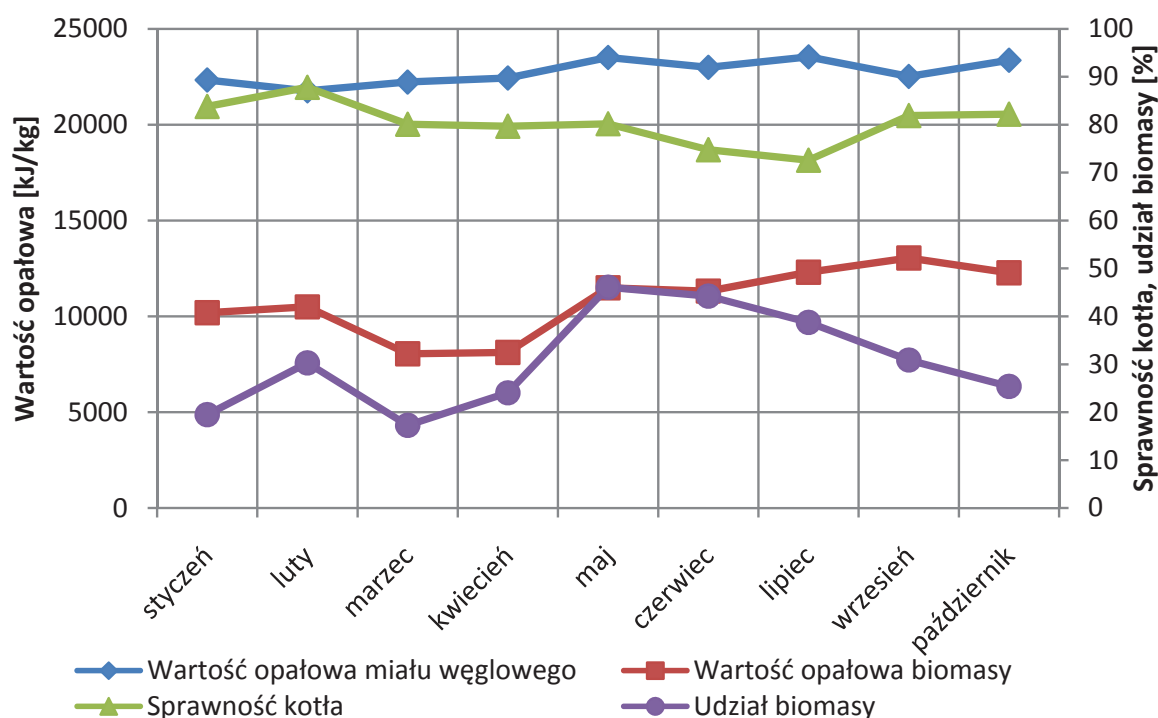
**Table 3.** Results of investigations and calculations of boiler efficiency depending on the biomass part

Miesiąc Rok 2008	Średnia ważona wartość opałowa mialu węglowego	Średnia wartość opałowa biomasy	Sprawność kotła	Udział biomasy
	[kJ/kg]	[kJ/kg]	[%]	[%]
styczeń	22337	10197,1	83,8	19,49
luty	21767	10498,4	87,8	30,31
marzec	22227	8049,8	80,1	17,26
kwiecień	22437	8126,8	79,7	24,05
maj	23511	11494,5	80,2	46,10
czerwiec	22996	11321,3	74,8	44,23
lipiec	23541	12308,0	72,6	38,74
wrzesień	22523	13050,0	81,9	30,89
październik	23362	12275,1	82,2	25,38

Chcąc więc korzystać dla celów praktycznych z przytoczonych wyżej wyników badań musimy pamiętać o błędzie doświadczenia próby przemysłowej i odnieść tę wartość w skali średniej przeciętnie typowej.

Obserwacja pracy kotła pozwoliła zauważyć, że:

- nie stwierdzono zwiększonego i szybszego zarastania powierzchni ogrzewalnej kotła niż w przypadku stosowania tylko mialu węglowego. Można zatem stwierdzić, że stosowane addytywy (uniemożliwiające zarastanie powierzchni ogrzewalnej kotła) do mialu węglowego są również skuteczne w przypadku współspalania biomasy,
- stwierdzono zwiększoną ilość żuźlowych narostów na ścianach bocznych między częścią ciśnieniową, a pokładem rusztu oraz na sklepieniu zapłonowym.



Rys. 3. Wykres zmian sprawności kotła w zależności od udziału jakościowego i ilościowego miazła węglowego i biomasy.

Fig. 3. The diagram of the change of boiler efficiency depending on the qualitative and quantitative part of fine coal and biomass

#### 4. Podsumowanie – wnioski

Z przeprowadzonych badań i ich analizy nasuwa się ogólne spostrzeżenie, że doświadczenia zdobyte ze współspalania biomasy mogą być wykorzystane przy ewentualnym zastosowaniu współspalania z miazłem węglowy paliw alternatywnych wytworzonych z odpadów, takich jak tworzywa sztuczne, guma, wysegregowane odpady komunalne.

Analiza wyników badań pozwala na wyciągnięcie następujących wniosków:

1. Współspalanie miazła węgla kamiennego z biomasą przy udziale biomasy 25% pozwala na utrzymanie stabilnej sprawności kotła na poziomie 80% przy średniej wartości opałowej biomasy 12 MJ/kg i średniej wartości opałowej miazła węglowego w wysokości 22,5 MJ/kg,
2. Ze względu na znikomą ilość siarki w biomasie jej stosowanie obniża zawartość SO<sub>2</sub> w spalinach,

3. Negatywem tej technologii jest wyraźne obniżenie wartości opałowej mieszanki. Biorąc pod uwagę, że kotły projektowane są pod konkretne wartości opałowe stosowanych w nich paliw, ważnym parametrem przy współspalaniu jest wartość opałowa spalanego w nim mialu,
4. Koniecznym staje się zadanie części placu, na którym składowana jest biomasa, w celu ochrony przed deszczem,
5. Istnieje pewna równowaga pozytywów i negatywów spalania takich mieszanek ze względów energetycznych i ekologicznych, jednak ostatecznie o rozpowszechnieniu tej technologii decydujące znaczenie będą miały względy ekonomiczne, na dzień dzisiejszy z tych właśnie względów współspalanie biomasy jest nieopłacalne.
6. Mając na uwadze sytuację polityczną w kraju i na świecie w aspekcie dywersyfikacji dostaw paliwa klasycznego każda koncepcja tworząca alternatywę dla paliwa klasycznego powinna być brana pod uwagę [7]. Wydaje się być celowe podjęcie badań przemysłowych nad zastosowaniem w mieszanekach energetycznych paliw alternatywnych wytworzonych z odpadów takich jak tworzywa sztuczne, guma, wysegregowane odpady komunalne itp.

## Literatura

1. **Kruczek S.:** *Kotły. Konstrukcje i obliczenia*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, 2001.
2. Zakład Urządzeń Kotłowych Stąporków. Oferta handlowa [www.zuk.com.pl](http://www.zuk.com.pl)
3. **Dąbrowski J., Dąbrowski T., Piecuch T., Winiecki M.:** *Badania laboratoryjne nad możliwością współspalania mialu węglowego wraz z osadami ściekowymi odpadami poliestrowymi*. Inżynieria i Ochrona Środowiska Tom 11. Nr 2. Rok 2008.
4. *Paliwa z odpadów*. Praca zbiorowa pod redakcją J.W Wandrasz, J. Nadziakiewicz. Wydawnictwo HELION, Gliwice 1998.
5. **Strzelczyk F., Wawszczak A.:** *Efektywność biomasy jako paliwa energetycznego*. Rynek Energii – nr 5/2008.
6. **Mianowski A.:** *Technologia chemiczna węgla kamiennego. Rozdział III- Surowce pierwotne-naturalne*. Podręcznik Politechniki Śląskiej nr 1164/1984.
7. **Wilk K.:** *Teoretyczno-doświadczalny model procesu spalania w dyfuzyjnym płomieniu gazowym*. III Konferencja "Problemy Badawcze Energetyki", tom II, Warszawa, 1997.
8. **Juraszka B., Piecuch T.:** *Spalanie osadów pokoagulacyjnych zawierających kleje organiczne oraz utylizacja powstałych popiołów*. Polityka Energetyczna, Tom 10, Zeszyt 2, 2007.

## **Practical Aspects of Biomass Co-burning in Grid Boilers. Exploitation Experiences on the Example of Biomass Co-burning in WR-10 Boiler in DPM Heat Generating Station, Koszalin**

### **Abstract**

The paper presents results of research conducted from January to October 2008, of the following technological parameters: calorific value, content of moisture, content of sulphur, ash, of biomass and fine coal. Results of co-burning of biomass and fine coal in the industrial grate boiler WR-10 of Koszalin Heating Plant were introduced.

Investigations consisted of: elaboration of co-burning technology of biomass and waste with fine coal in grid boilers, determination of the most favourable part of biomass for the sake of energetic efficiency and kind of biomass mixed with fine coal.

Exploitation investigations were conducted according to following plan: examinations of physic-chemical and energetic parameters of biomass and fine coal, examinations of energetic characteristics of boiler during co-burning. All examinations were conducted under conditions of current exploitation of boiler.

Co-burning of fine coal with biomass part of 25% allows to maintain boiler efficiency at the level of 80% at average calorific value of biomass 12 MJ/kg and average calorific value of fine coal 22,5 MJ/kg.

SO<sub>2</sub> emission decreases during co-burning of biomass and fine coal due to very small content of sulphur in biomass.

Deposition on heating surface of the boiler was not bigger and quicker during co-burning than in the case of alone fine coal burning. Than it may be stated, that additives (precluding deposition on boiler's heating surface) used with fine coal are also effective in the case of biomass co-burning.

Obvious drop of calorific value of fine coal and biomass mixture is unfavourable, because boilers are designer for specific given calorific value of fuel used in them. So the calorific value of the fuel is a very important issue.

Taking into consideration political situation in Poland and in the World in the aspect of diversification of classic fuels supply, every idea which creates an alternative to classic fuel should be deeply considered [7]. It seems to be purposeful to undertake industrial examinations on application of alternative fuels produced from wastes, such as plastics, rubber, segregated municipal wastes, etc., for co-burning with coal.

Application of co-burning process in Rother boilers of Koszalin Heat Generating Company has been planned.



## Dyskomfort lokalny na stanowisku pracy

*Edyta Dudkiewicz, Janusz Jeżowiecki  
Politechnika Wroclawska*

### 1. Wstęp

Parametry zmienne, badane standardowo do oceny komfortu cieplnego środowiska wewnętrznego człowieka, to temperatura powietrza wewnętrznego, temperatura promieniowania (średnia temperatura przegród otaczających), wilgotność względna powietrza, prędkość powietrza, aktywność człowieka i izolacyjność cieplna jego odzieży. W przypadku występowania w pomieszczeniu parametrów odbiegających od uznawanych za komfortowe, ludzie mogą odczuwać dyskomfort cieplny, co m.in. powoduje obniżenie wydajności ich pracy.

Komfort cieplny człowieka oceniany jest najczęściej za pomocą wskaźników PMV i PPD, opracowanych przez Fanger [3] i dotyczących ciała całego człowieka. Wskaźnik PMV oznacza przewidywaną średnią ocenę komfortu cieplnego, zaś wskaźnik PPD przewidywany odsetek osób niezadowolonych.

Pomimo korzystnych wartości wskaźników komfortu cieplnego, człowiek może jednak odczuwać tzw. dyskomfort lokalny, który wywołany może być przez następujące czynniki [4]:

- przeciąg (rozumiany jako stan opisany w [3]),
- zmianę temperatury powietrza wraz z wysokością pomieszczenia,
- zbyt zimną lub ciepłą podłogę,
- asymetrię promieniowania, czyli występowanie w pomieszczeniu przegród o temperaturze różnej od temperatury powietrza.

Norma ISO 7730 [4] podaje sposób wyznaczania wskaźników komfortu oraz sposób obliczania odsetek osób niezadowolonych na podstawie warunków termicznych odczuwanych przez całe ciało i osób odczuwających dyskomfort lokalny.

## 2. Wskaźniki komfortu cieplnego

Utrzymanie właściwych warunków na stanowisku pracy ma szczególne znaczenie, gdyż jak wskazują wyniki różnych badań w wielu przypadkach warunki termiczne w pomieszczeniu znaczenie odbiegają od zalecanych, źle wpływając na efekty pracy ludzi. Przepisy i normy polskie skupiają się przede wszystkim na wartościach temperatur. Rozporządzenie [5] podaje temperatury wewnątrz pomieszczeń w zależności od ich przeznaczenia, natomiast rozporządzenie [6] określa wartości temperatur wewnętrznych w pomieszczeniach pracy. Według [6] temperatura w pomieszczeniach pracy ma być nie niższa od 14°C (287 K), chyba że względy technologiczne na to nie pozwalają, a w pomieszczeniach, w których jest wykonywana lekka praca fizyczna i w pomieszczeniach biurowych temperatura nie może być niższa od 18°C (291 K).

Dodatkowo w rozporządzeniu [5] podano, że pomieszczenia i stanowiska pracy powinny być zabezpieczone przed niekontrolowaną emisją ciepła na drodze promieniowania, przewodzenia i konwekcji oraz przed napływem chłodnego powietrza z zewnątrz, które wywoływać mogą dyskomfort cieplny.

Warunki komfortu cieplnego w zależności od kategorii pomieszczeń (A, B lub C) zostały podane w normie ISO 7730 [4]. Dla pomieszczeń kategorii A norma określa wysokie wymagania, dla kategorii B wymagania średnie, zaś dla pomieszczeń C – wymagania umiarkowane. Dla każdej kategorii pomieszczeń norma ustala ponadto dopuszczalny procent osób niezadowolonych z warunków termicznych odczuwanych przez całe ciało (PPD) i dopuszczalny procent osób odczuwających dyskomfort lokalny wywołany przez cztery czynniki: przeciąg (DR), pionową różnicę temperatur (PD), ciepłą lub zimną podłogę (PD), asymetrię temperatury promieniowania (PD).

Dopuszczalne wartości wskaźników komfortu i dyskomfortu cieplnego podano za normą [4] w tabeli 1.

**Tabela 1.** Wskaźniki komfortu cieplnego według normy ISO 7730 [4]

**Table 1.** Index of thermal comfort according to ISO 7730 [4]

Kategoria pomieszczenia	Odczucia termiczne całego ciała		Dyskomfort lokalny			
	PPD [%]	PMV	DR [%]	PD [%]		
				Pionowa różnica temperatury powietrza	Ciepła, zimna podłoga	Asymetria temperatury promien.
A	<6	-0,2<PMV<0,2	<10	<3	<10	<5
B	<10	-0,5<PMV<0,5	<20	<5	<10	<5
C	<15	-0,7<PMV<0,7	<30	<10	<15	<10

### **3. Stanowiska pracy w halach wielkokubaturowych**

W pomieszczeniach użyteczności publicznej i niskich halach wielkokubaturowych dąży się do maksymalnego wykorzystania powierzchni podłogi. W halach przemysłowych stanowiska pracy są często rozmieszczone w różnych oddalonych od siebie miejscach. Ogrzewanie całej hali, gdy technologia tego nie wymaga, jest więc nieekonomiczne. Do ogrzewania takich pomieszczeń stosowane są systemy, które mają przede wszystkim zapewnić komfort w strefie przebywania ludzi i jak najniższe koszty eksploatacyjne oraz posiadają walory estetyczne i praktyczne. Wśród wielu rozwiązań takiego ogrzewania jest system z sufitowymi promiennikami wodnymi. Jego dodatkową zaletą jest możliwość chłodzenia pomieszczenia w okresie letnim. System ten charakteryzuje się przekazywaniem ciepła do pomieszczenia w większym udziale przez promieniowanie, a mniejszym na drodze konwekcji.

### **4. Opis stanowiska badawczego**

Zaprojektowano i wykonano stanowisko badawcze (rys. 1) do przeprowadzenia badań warunków termicznych na stanowisku pracy ogrzewanym promiennikiem wodnym zlokalizowanym w pomieszczeniu o dużej kubaturze. Głównym jego celem były badania utrzymywania równomiernego pola cieplnego na stanowisku pracy, tzn. temperatury promieniowania i asymetrii temperatury promieniowania.

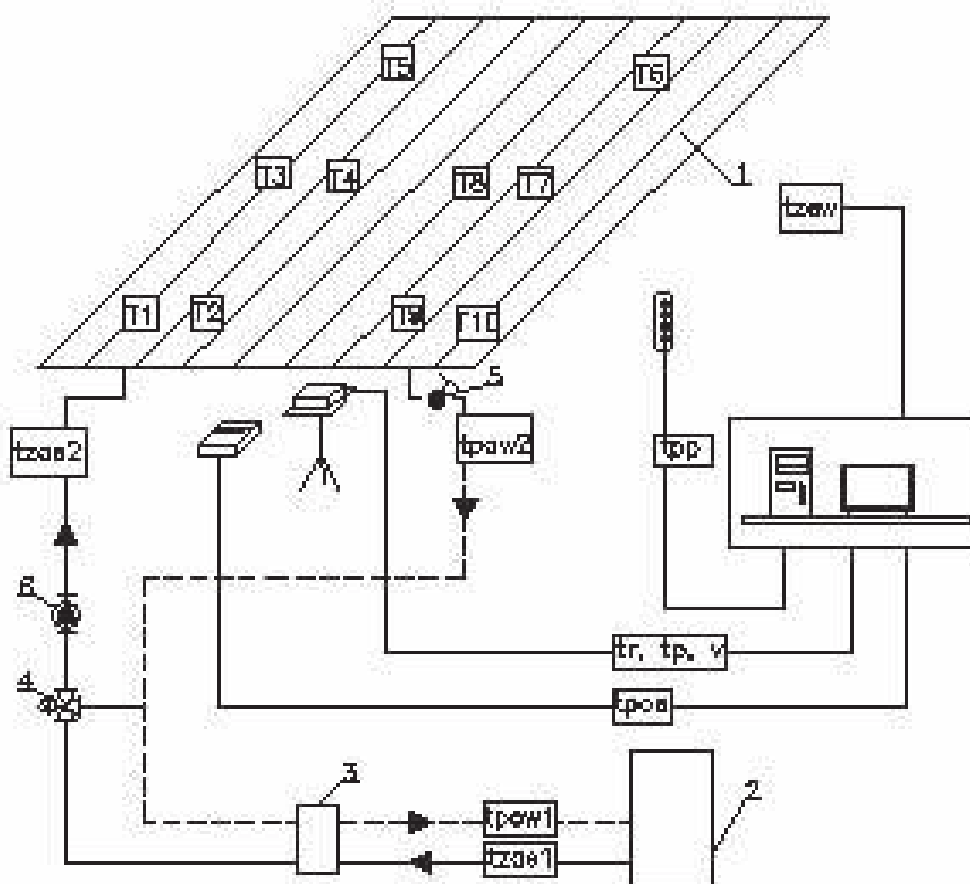
Stanowisko pozwala na badanie różnych typów i konstrukcji promienników wodnych, o różnych konfiguracjach połączeń i przy różnych algorytmach sterowania ich działaniem. Promienniki montowane są na specjalnej konstrukcji, umożliwiającej zmianę wysokości położenia promiennika nad posadzką oraz kąta jego nachylenia względem posadzki. Źródłem ciepła dla promienników jest elektryczny kocioł grzewczy firmy Kospel o mocy 6 kW. Temperaturę wody wychodzącej z kotła (zasilającej) można regulować w zakresie od 40 do 85°C.

Stanowisko badawcze wyposażone jest w nowoczesny układ automatycznej regulacji oparty na mikroprocesorowym regulatorze swobodnie programowalnym. Realizuje on monitoring i rejestrację parametrów pracy układu oraz swobodnie programowalne algorytmy sterowania. Układ pomiarowy stanowiska badawczego pozwala mierzyć i rejestrować następujące parametry robocze instalacji oraz parametry powietrza w hali:

- temperaturę powietrza wewnętrznego pod promiennikiem  $t_p$ , °C,
- temperaturę powietrza wewnętrznego w pozostałej części hali  $t_{pp}$ , °C,
- średnią temperaturę promieniowania otoczenia pod promiennikiem  $t_r$ , °C,
- temperaturę posadzki pod promiennikiem  $t_{pos}$ , °C,



- prędkość przepływu powietrza pod promiennikiem  $v$ , m/s,
- temperaturę powierzchni promiennika w dziesięciu miejscach  $t_1$ - $t_{10}$ , °C,
- temperaturę wody instalacyjnej zasilającej  $t_{zas1}$ , °C i powrotnej z promiennika  $t_{pow1}$ , °C,
- temperaturę wody instalacyjnej wychodzącej  $t_{zas2}$ , °C i powracającej do kotła  $t_{pow2}$ , °C.



**Rys. 1.** Schemat układu pomiarowego  
**Fig. 1.** The measurement installation diagram

Przyrządy pomiarowe parametrów wewnątrz hali montowane są na stojaku pod promiennikiem na wybranej wysokości nad posadzką np. 1,3 m dla osoby siedzącej lub 1,7 m dla osoby stojącej (według [1]) albo 0,6 m dla osoby siedzącej i 1,1 m dla osoby stojącej (według [3]). Wysokości te są przyjmowane, według różnych źródeł literaturowych, za wysokość nad posadzką pomieszczenia głowy człowieka siedzącego lub stojącego na stanowisku pracy.

## 5. Opis wyników badań

Przeprowadzono badania z użyciem taśmy promieniującej firmy Zehnder typu ZBN 1310/8 [7] o długości 3 m zawieszanej na wysokości 3 m nad posadzką.

Średnia temperatura promieniowania na stanowisku pracy, tzn. pod taśmą promieniującą, kształtowała się podczas badań w zakresie 18,5÷21,6°C i była niższa od temperatury powietrza otaczającego. Tylko w przypadku zasilania promiennika wodą o temperaturze 85 °C, temperatura promieniowania była wyższa od temperatury powietrza. Temperatura w pozostałej części hali, poza strefą ogrzewania promiennikiem wodnym, była zbliżona do temperatury powietrza pod promiennikiem. Temperatura posadzki pod promiennikiem była natomiast bliska temperaturze powietrza. Prędkość przepływu powietrza pod promiennikiem we wszystkich seriach pomiarowych była stosunkowo niska i przy tym mało zróżnicowana, wahała się bowiem w zakresie 0,1÷0,2 m/s. Prędkość ta nie wywierała wpływu na wartość mierzonych temperatur promieniowania.

## 6. Teoretyczna wartość temperatury promieniowania

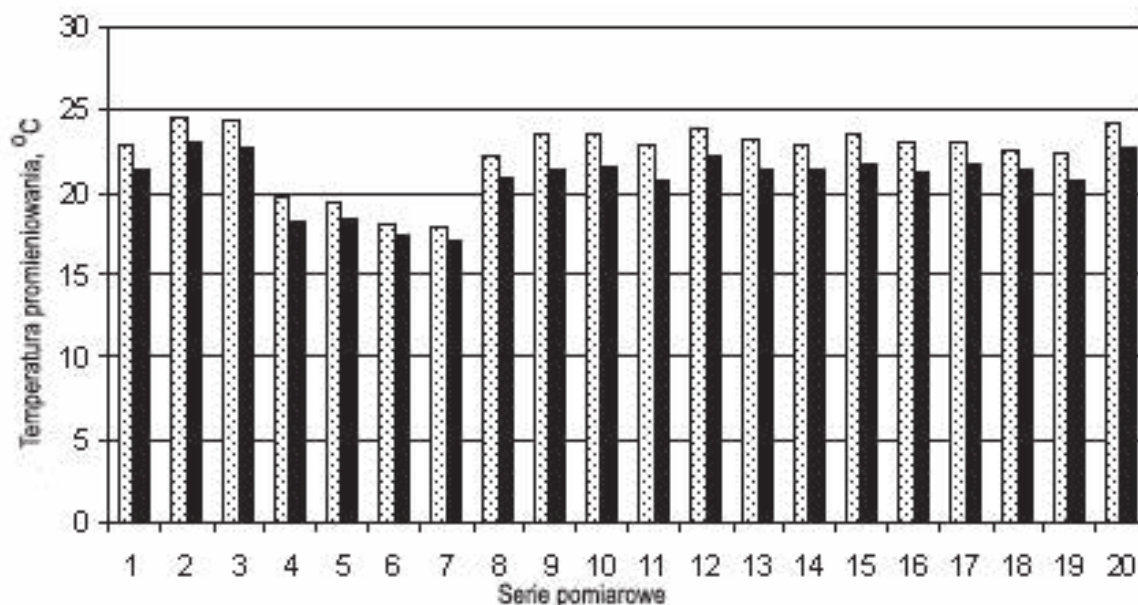
Z literatury [1] znany jest następujący wzór na temperaturę promieniowania  $t_r$  [°C] w dowolnym punkcie X w pomieszczeniu ogrzewanym przez promieniowanie:

$$t_r = \left[ \varphi_{X,rcp}^0 (t_{rcp} + 273)^4 + (1 - \varphi_{X,rcp}^0) (t_p + 273)^4 \right]^{0,25} - 273 \quad (1)$$

w którym  $\varphi_{X,rcp}^0$  jest współczynnikiem kątowym promieniowania między powierzchnią promiennika a elementem kuli,  $t_{rcp}$  – temperaturą powierzchni promiennika, zaś  $t_p$  – temperaturą powietrza w pomieszczeniu. Wzór (1) wynika z założenia, że temperatury wszystkich powierzchni otaczających pomieszczenie są równe temperaturze powietrza wewnętrznego  $t_p$ . Sytuacja taka również występowała w hali podczas pomiarów.

Wykorzystano więc wzór (1) i obliczono teoretyczne wartości temperatury promieniowania dla dwudziestu serii pomiarowych, które następnie porównano z wartościami zmierzonymi. Interpretację graficzną analizy przedstawiono na rys. 2. Kolumny zakropkowane przedstawiają wartości temperatur promieniowania obliczone ze wzoru (1), zaś kolumny zaczerpnięte podają wartości temperatur promieniowania wyznaczone podczas badań. Z wykresu wynika, że we wszystkich przypadkach wartość obliczona ze wzoru (1) była wyższa niż otrzymana doświadczalnie. Spowodował to fakt, iż temperatura powietrza podczas wszystkich serii badań była wyższa od temperatury promieniowania

wyznaczonej za pomocą termometru kulistego. Średnie odchylenie między wartościami otrzymanymi doświadczalnie i obliczonymi według zależności (1) wyniosło 7%, zaś maksymalne prawie 11,5%.



**Rys. 2.** Porównanie doświadczalnych (kolumny zakropkowane) i teoretycznych (kolumny zaczernione) wartości temperatury promieniowania  $t_r$ .

**Fig. 2.** Comparison of the experimental (measured)  $t_r$  and theoretical (calculated) values of the radiant temperature  $t_r$ .

## 7. Asymetria temperatury promieniowania

Podczas badań zaobserwowano, że taśmy promieniujące powodują nieznaczny wzrost temperatury promieniowania pod urządzeniem. Nie oznaczało to jednak równomiernego pola cieplnego. Wyznaczono więc asymetrię temperatury promieniowania pod promiennikiem dla osoby siedzącej, dla której wysokość głowy wynosi 1,3 m nad posadzką. Następnie obliczono wskaźnik PD określający procent osób niezadowolonych, wynikający z asymetrii temperatury promieniowania w przypadku ciepłego stropu ze wzoru:

$$PD = \frac{100}{1 + \exp(2,84 - 0,174\Delta t_{pr})} - 5,5, \quad (2)$$

w którym  $\Delta t_{pr}$  jest asymetrią promieniowania.

Wyniki tych obliczeń zestawiono w tabeli 2. Przyjmując, zgodnie z [4], że wskaźnik PD powinien być niższy od 10%, to dla taśmy promieniującej, zawieszanej na wysokości 3 m nad stanowiskiem pracy, temperatura zasilania nie powinna przekraczać 60°C, czyli średnia temperatura powierzchni promiennika powinna być niższa niż 45°C. W celu utrzymania wskaźnika PD poniżej 10%, przy wyższych temperaturach zasilania, promiennik powinien być zamontowany wyżej nad posadzką. Z przekształcenia wzoru (2) wynika, że wskaźnik PD będzie przyjmował wartość poniżej 10% w przypadku, gdy asymetria temperatury promieniowania  $\Delta t_{pr}$  będzie mniejsza niż 6,6°C. Obliczono więc minimalną wysokość zawieszenia promiennika wodnego, dla temperatury zasilania 60°C, 70°C i 85°C, tak by asymetria promieniowania była mniejsza niż 6,6°C. Wyniki zestawiono w tabeli 3.

**Tabela 2.** Asymetria temperatury promieniowania i wskaźnik PD w przypadku ogrzewania taśmą promieniującą zamontowaną na wysokości 3 m

**Table 2.** Radiant temperature asymmetry and index PD in the case of heating by radiant ceiling panel on the height 3 m

Temperatura zasilania °C	Asymetria temperatury promieniowania $\Delta t_{pr}$ °C	PD wg wzoru (2) %
40	3,7	4,5
50	5,7	8,1
60	7,2	11,5
70	8,8	15,8
85	11,7	25,3

**Tabela 3.** Minimalna wysokość zawieszenie promiennika wodnego dla PD<10%

**Table 3.** The minimal montage height of ceiling panel for PD<10%

Temperatura zasilania °C	Asymetria temperatury promieniowania $\Delta t_{pr}$ °C	PD wg wzoru (2) %	Minimalna wysokość zawieszenia promiennika m
60	6,2	9,2	3,2
70	6,2	9,2	3,5
85	6,4	9,5	3,9

## 8. Podsumowanie

Przeprowadzono badania ogrzewania przez promieniowanie stanowiska pracy w hali wielkokubaturowej z wykorzystaniem taśmy promieniującej, którą zamontowano na wysokości 3 m nad posadzką.

Taśmy promieniujące powodują nieznaczny pod nimi wzrost temperatury promieniowania. Właściwe jest więc zastosowanie w ich przypadku do obliczeń temperatury promieniowania wzoru wynikającego z założenia, że temperatury wszystkich powierzchni otaczających pomieszczenie są równe temperaturze powietrza wewnętrznego. Otrzymane z obliczeń wartości nieznacznie odbiegają od zmierzonych.

Zgodnie z normą ISO 7730 wskaźnik PD określający procent osób niezadowolonych, wynikający z asymetrii temperatury promieniowania w przypadku ciepłego stropu powinien być mniejszy niż 10%. Z przeprowadzonych badań wynika, że promiennik wodny, ogrzewający stanowisko pracy, może być zawieszony w hali na wysokości 3 m nad posadzką, dla temperatur zasilania czynnika grzejjego nie przekraczających 50°C, czyli średnia temperatura powierzchni promiennika powinna być niższa od 45°C. Dla wyższych temperatur czynnika grzejjego promiennik wodny należy zamontować wyżej nad stanowiskiem, zgodnie z tabelą 3.

## Literatura

1. **Glück B.:** *Bewertungsmaßstab zur optimalen Anordnung von Heiz- und Kühlflächen im Raum*. Gesundheits-Ingenieur, H. 2, 65-71, 1991.
2. **Glück B.:** *Strahlungsheizung – Theorie und Praxis*. VEB Verlag für Bauwesen, Berlin, 1981.
3. **Fanger P.O.:** *Komfort cieplny*. Arkady, Warszawa, 1974.
4. PN-EN ISO 7730:2006. Ergonomia. Środowisko termicznie umiarkowane. Analityczne wyznaczenie i interpretacja komfortu termicznego z zastosowaniem obliczania wskaźników PMV i PPD oraz kryteriów lokalnego komfortu termicznego.
5. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 12 kwietnia 2002 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie, Dz.U. Nr 75, poz. 690.
6. Rozporządzenie Ministra Pracy i Polityki Socjalnej z dnia 26 września 1997 r. w sprawie ogólnych przepisów bezpieczeństwa i higieny pracy, Dz.U. Nr 129, poz. 844.
7. **Zehnder ZBN:** *Sufitowe promienniki ciepła zasilane wodą*. Zehnder Polska, 2007.

## **Local Discomfort on the Work Station**

### **Abstract**

Maintenance of proper conditions at the work station is of a particular importance as it is proved by results of several different researches saying that in many cases indoor thermal conditions set outside of the recommended range, have an influence on the results of human's work.

The paper discusses the human thermal comfort conditions, indoors, with particular focus on the work stations in the large volume halls. The human thermal comfort is usually evaluated by the means of PMV and PPD index. Both of them refer to the entire human body. PMV index describes the predicted mean evaluation of the thermal comfort and PPD index expresses the predicted percentage of dissatisfied persons.

Despite favorable values of the thermal comfort indexes, human may however, feel so-called local discomfort, which may be caused by: draft, vertical temperature gradient inside a room, too cold or too warm floor, radiant temperature asymmetry caused by walls with temperature different then temperature of the air.

The paper presents the procedure of the comfort indexes determination and also the calculation procedure for the percentage of dissatisfied people, based on the technical conditions sensed by the entire body and persons feeling the local discomfort.

The paper includes also the description of the research post designed for the research of thermal conditions at the work station heated with the radiant ceiling panel installed in the high volume room. The research results have been presented with the calculation of radiant temperature and radiant temperature asymmetry. The local discomfort index has been determined as a value derived from the radiant temperature asymmetry. The research results were the basis for the formulation of the rules for the radiant ceiling panel installation over the work station in order to maintain the evenly distributed thermal field.



## Zastosowanie płuczki piasku typu AGW-12 na części mechanicznej Oczyszczalni Ścieków JAMNO

*Mariusz Kozak*

*Miejskie Wodociągi i Kanalizacja Sp. z o.o., Koszalin*

### 1. Wstęp

Efektym ubocznym działalności oczyszczalni ścieków są odpady. W zależności od zastosowanej technologii oczyszczania ścieków na oczyszczalni mogą być wydzielane ze ścieków:

- skratki,
- piasek,
- tłuszcze,
- osad wstępny,
- osad nadmierny (jako efekt oczyszczania biologicznego ścieków).

W procesie technologicznym oczyszczania ścieków w Oczyszczalni Ścieków JAMNO powstają odpady:

- skratki – kod odpadu 190801,
- zawartość piaskowników – kod odpadu 190802,
- ustabilizowane osady ściekowe – kod odpadu 190805.

Rozporządzenie Ministra Gospodarki i Pracy z dnia 7 września 2005 r. „w sprawie kryteriów oraz procedur dopuszczenia odpadów do składowania na składowisku odpadów danego typu” określiło parametry skratek i zawartości piaskowników, które zdyskwalifikowały możliwość skierowania tych odpadów na składowisko komunalne w Sianowie eksploatowane przez Przedsiębiorstwo Gospodarki Komunalnej Sp. z o.o. w Koszalinie.



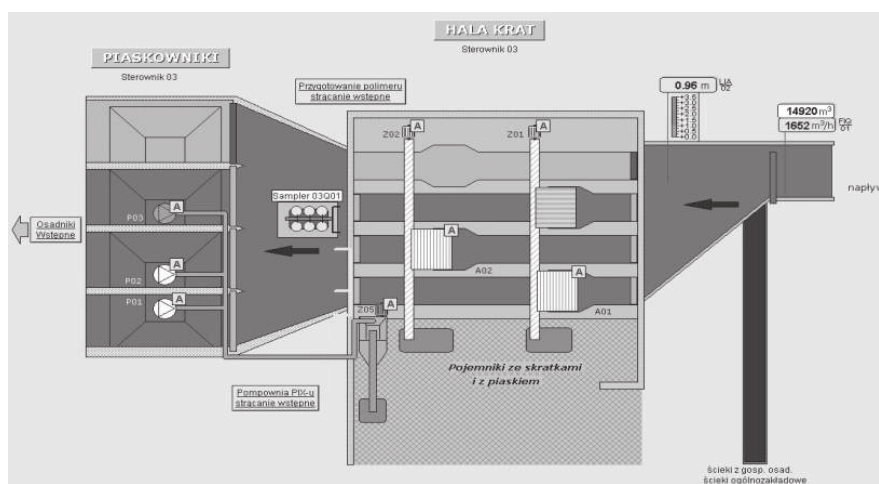
Taka sytuacja wymusiła konieczność dostosowania ww. odpadów do parametrów zgodnych z Rozporządzeniem Ministra Gospodarki i Pracy z dnia 7 września 2005 r. W celu uzyskania zgodności parametrów zawartości piaskowników z parametrami określonymi w Rozporządzeniu na Oczyszczalni Ścieków JAMNO przeprowadzono test w warunkach technicznych płuczki piasku typu AGW-12 prod. LACKEBY (Szwecja).

## 2. Dotychczasowy stan układu usuwania piasku ze ścieków

Od początku swojego funkcjonowania Oczyszczalnia Ścieków JAMNO była wyposażona w odwadniacz piasku typu TAL-NIVE U-220 6,5 m. Celem stosowania odwadniacza piasku jest zmniejszenie masy odpadu – piasku wydzielonego z dopływających ścieków. W odwadniaczu TAL-NIVE U-220 6,5 m dokonywany był rozdział faz pulpy piaskowej usuwanej z komór piaskowników na stałą i ciekłą: faza stała kierowana była do kontenera i usuwana z terenu Oczyszczalni Ścieków, natomiast faza ciekła – odciek kierowany był do ciągu ściekowego i podlegał oczyszczaniu wraz ze ściekami dopływającymi do oczyszczalni. Dotychczas eksploatowany odwadniacz piasku nie zapewniał oddzielenia z odpadu części organicznych. Następstwem tego była znaczna ilość piasku sięgająca ok. 320÷400 Mg rocznie.

## 3. Budowa testowanego urządzenia

Urządzenie zostało dobrane pod względem wielkości na parametr przepływu pulpy piaskowej dostarczanej przez pompy piaskowe zainstalowane w kanałach piaskownika.



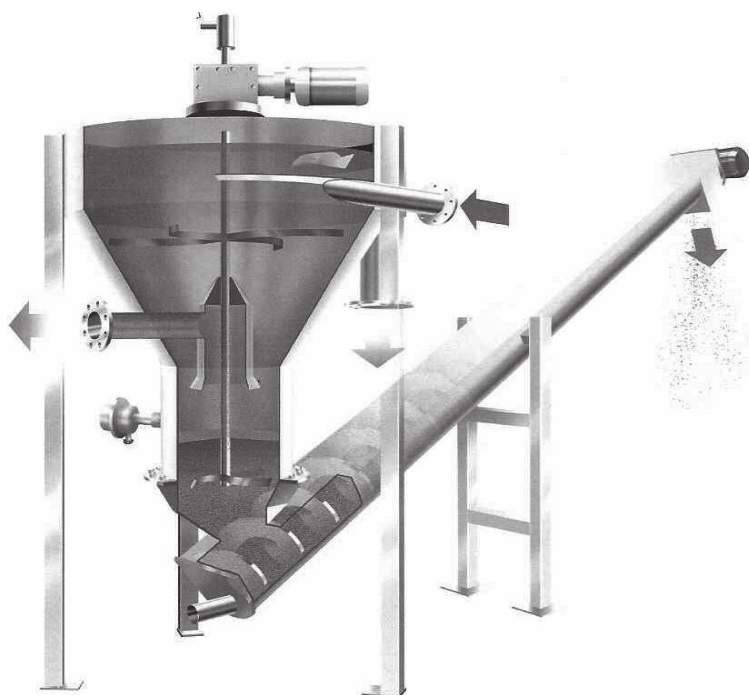
**Rys. 1.** Instalacja usuwania i odwadniania zawartości piaskowników

**Fig. 1.** Installation for removing and dewatering content from grit washer system

Dobór płuczki został dokonany przez dostawcę urządzenia Firmę LACKEBY ze Szwecji. Do testów płuczkę zainstalowano równolegle z istniejącym odwadniaczem piasku TAL-NIVE U-220 6,5 m uzyskując możliwość pracy równoległej lub autonomicznej urządzeń odwadniających pulpę piaskową.

Płuczka piasku AGW-12 składa się z:

- części cylindrycznej (sedymentacja piasku),
- części stożkowej (wypłukiwanie zawiesin organicznych),
- transportera śrubowego piasku,
- mieszadła płuczającego,
- autonomicznego sterownika pracy urządzenia.



**Rys. 2.** Schemat płuczki piasku AGW-12

**Fig. 2.** Grit washer AGW-12 scheme

#### **4. Zasada działania testowanego urządzenia**

W urządzeniu do rozdziału faz zastosowano zjawisko Coanda. Pulpka piaskowa jest doprowadzana do części stożkowej płuczki i wprawiana w ruch wirowy poprzez mieszadło. Zawiesina ziarnista (gł. piasek) przez działanie siły odśrodkowej zostaje skierowana na zewnątrz i zsuwa się po ścianach części stożkowej do części cylindrycznej. Lżejsza zawiesina organiczna środkiem części stożkowej jest kierowana ku części cylindrycznej. Zsedymentowana zawiesina ziarnista w części cylindrycznej jest mieszana poprzez mieszadło

z którego łopat wytryskuje woda płucząca powodując wyflukanie resztek zawieszin organicznych. Uzyskuje się w ten sposób rozdział faz zawiesziny na ziarnistą – zalegającą na dnie urządzenia oraz organiczną – będącą w stanie zawieszenia. Po osiągnięciu zadanego poziomu zawiesziny ziarnistej uruchamiany jest transporter śrubowy usuwający odpad poza urządzenie, natomiast będąca w stanie zawieszenia zawieszina organiczna jest usuwana okresowo poprzez otwarcie zaworu na przewodzie odprowadzającym odpad na zewnątrz. Czynnikiem napędowym zaworu jest sprężone powietrze doprowadzone ze sprężarki. Wyflukana zawieszina ziarnista jest kierowana do kontenera magazynującego, natomiast zawieszina organiczna kierowana jest do wydzielonego kanału piaskownika pełniącego funkcję generatora lotnych kwasów tłuszczowych. Urządzenie pracuje w cyklu automatycznym sterowanym poprzez przełącznik programowalny MOELLER. Zespół czujników zainstalowanych w urządzeniu kontroluje proces odseparowywania piasku i wyflukiwania zanieczyszczeń organicznych. Automatyka zainstalowana w urządzeniu tak kontroluje i koryguje w sposób ciągły parametry pracy płuczki, że jest uzyskiwany efekt Coanda.

## 5. Problemy ekonomiczne zastosowania płuczki typu AGW-12

W czasie testu ujawniono negatywną cechę testowanego urządzenia jaką jest konieczność zasilania wodą w ilości ok. 2 m<sup>3</sup>/h, co nie było konieczne w przypadku stosowania odwadniacza TAL-NIVE U-220 6,5 m. Zapotrzebowanie wody wodociągowej w ilości 2 m<sup>3</sup>/h stanowi znaczny koszt eksploatacyjny Oczyszczalni. Powodem tego jest fakt zasilania obiektu w wodę z gminnego ujęcia zlokalizowanego we wsi Jamno (Oczyszczalnia dla m. Koszalina zlokalizowana jest poza granicami miasta – na terenie sąsiedniej gminy Będzino). Zapewnienie znacznej ilości wody do płukania piasku spowodowała konieczność znalezienia alternatywnego źródła wody technologicznej. Rozpatrzono dwie możliwości zasiania płuczki piasku w wodę:

- wykorzystanie ścieków oczyszczonych,
- wykorzystanie pompowni wód drenażowych.

Wstępnie określono wariant wykorzystania wód drenażowych jako bardziej uzasadniony ekonomicznie w stosunku do wykorzystania ścieków oczyszczonych. Na korzyść tego wariantu przemawiały:

- brak konieczności zakupu nowej pompy (pompownia drenażowa jest wyposażona w układ dwóch pomp),
- brak konieczności stosowania filtrów (ścieki oczyszczone zawierają nieznaczne ilości zawiesziny),

- mniejsza odległość pompowni wód drenażowych od płuczki piasku niż miejsca poboru ścieków oczyszczonych (konieczność budowy krótszego odcinka wodociągu).

Po przeanalizowaniu ww. przesłanek pracownicy nadzoru technologicznego Oczyszczalni opracowali „Analizę ekonomiczną zastosowania płuczki piasku typu AGW-12 prod. firmy Lackeby na Oczyszczalni Ścieków JAMNO”.

## 6. Wyniki analizy ekonomicznej zastosowania płuczki piasku na Oczyszczalni Ścieków JAMNO

Analiza ekonomiczna wykazała:

- oszczędność energii elektrycznej wielkości 8 935 kWh/a przy zastosowaniu płuczki piasku typu AGW-12 w stosunku do zainstalowanego odwadniacza typu TAL-NIVE U-220 6,5 m,
- możliwość wykonania zasilania wodnego płuczki z pompowni wód drenażowych celem uniknięcia kosztów dostawy wody z wodociągu gminnego JAMNO. Obserwacje pracy pompowni wskazały na średni czas pracy pompowni wód drenażowych na ok. 20÷22 h/d nawet w porze suchej. Należy podkreślić, że bez względu na wykorzystywanie wód drenażowych do zasilania płuczki piasku pompownia jest włączona do ruchu przez cały czas. Konsekwencją wykorzystania wód drenażowych do zasilania płuczki piasku jest konieczność wybudowania ok. 350 mb wodociągu wykonanego z rur PE dn 63 mm.

**Tabela 1.** Zestawienie porównawcze rocznego zapotrzebowania energetycznego płuczki piasku AGW-12 i odwadniacza TAL-NIVE U-220 6,5 m

**Table 1.** Comparison of annual energy dem and of grit washer AGW-12 and TAL-NIVE U-220 6,5 m dewaterer

Lp.	Urządzenie	Moc zainstalowana	Czas pracy	Zapotrzebowanie energetyczne
		<b>kW</b>	<b>h/d</b>	<b>kWh/a</b>
1.	TAL-NIVE U-220 6,5 m	2,2	24	19 272
2.	AGW-12 – mieszadło	0,55	24	4 818
	AGW-12 – transporter	0,75	2,4	657
	Sprężarka	1,1	1,2	482
	Pompa hydroforowa	1,0	12	4 380
	∑ AGW-12			10 337
3.	<b>OSZCZĘDNOŚĆ (POZ. 1.) – (POZ. 2.)</b>			<b>8 935</b>

Ww. przesłanki zdecydowały o celowości wykonania testu pracy płuczki piasku typu AGW-12 i wykonaniu wodociągu doprowadzającego wodę płuczącą z pompowni drenażowej.

## 7. Wyniki testu płuczki piasku typu AGW-12

- Zastępując odwadniacz piasku typu TAL-NIVE U-220 6,5 m płuczką piasku typu AGW-12 uzyskano mniejszą ilość odpadu (piasku). Ilość piasku wyniosła 20÷25% ilości odpadu uzyskiwanego z odwadniacza typu TAL-NIVE U-220 6,5 m, co przy rocznej eksploatacji urządzenia pozwoli zmniejszyć ilość odpadu o 255÷288 Mg.
- Uzyskano zwiększenie stężenia lotnych kwasów tłuszczowych o ok. 22% w ścieku dopływającym do części biologicznej Oczyszczalni. Wyflukana z piasku zawiesina organiczna została skierowana do rezerwowego (nieczynnego) kanału piaskownika służącego jako generator lotnych kwasów tłuszczowych niezbędnych do prowadzenia intensywnego usuwania związków biogenych ze ścieków w części biologicznej oczyszczalni. Zawiesina ta jest częściowo wyflukiwana z generatora LKT i kierowana do osadników wstępnych, gdzie po zatrzymaniu jest kierowana do komory fermentacyjnej, gdzie w warunkach beztlenowych jest poddana procesowi stabilizacji. Ilość zawiesiny organicznej wyflukanej z piasku szacuje się na ok. 8% ogólnej ilości osadu usuwanej z osadników wstępnych oraz reaktorów biologicznych. Praktycznie podczas prób płuczki piasku typu AGW – 12 nie stwierdzono zwiększonej ilości osadów usuwanych z części ściekowej oczyszczalni do przeróbki.
- Zmniejszono zapotrzebowanie na energię elektryczną dla urządzenia odwadniającego piasek o ok. 45%.
- W czasie testu zaobserwowano występowanie awarii urządzenia. Średnio 1 raz w miesiącu występowały awarie przeciążenia silnika mieszadła spowodowane zawieszaniem się zanieczyszczeń włóknistych pomimo poddania wcześniej ścieków procesowi cedzenia na kracie o prześwicie 3 mm. Rozwiązaniem tego problemu było wyłączenie urządzenia z ruchu i poddanie ręcznemu wyczyszczeniu z zanieczyszczeń włóknistych.

## 8. Wnioski końcowe

- Zastosowanie płuczki piasku typu AGW-12 na części mechanicznej Oczyszczalni Ścieków JAMNO spowodowało zmniejszenie zużycia energii elektrycznej oraz zredukowało ilość odpadu (piasku) do zagospodarowania. Takie działanie wykazało oszczędność w kosztach eksploatacyjnych (netto) wielkości 18 000 zł/a (wg poziomu cen z roku 2008).

- Konieczne było wybudowanie wodociągu długości 365 m celem umożliwienia wykorzystania wód drenażowych do zasilenia w wodę testowanego urządzenia. Wodociąg wykonano siłami własnymi MWiK Sp. z O.O. w Koszalinie. Jednorazowy koszt materiałów wyniósł 3 450 zł (netto).
- Wadą urządzenia jest podatność na zawieszanie się zanieczyszczeń włóknistych na mieszadle. Powoduje to konieczność wyłączania urządzenia z ruchu i poddanie ręcznemu czyszczeniu. Wymaga to zaangażowania dwóch pracowników przez ok. 4 h w ciągu miesiąca.
- Korzyścią zastosowania płuczki piasku jest wygenerowanie dodatkowej ilości lotnych kwasów tłuszczowych niezbędnych do prowadzenia procesu usuwania związków biogenych: azotu i fosforu w obrębie reaktorów biologicznych.
- W świetle zapisów Rozporządzenia Ministra Gospodarki z dnia 12 czerwca 2007 r. „zmieniającego rozporządzenie w sprawie kryteriów oraz procedur dopuszczenia odpadów do składowania na składowisku odpadów danego typu” – piasek poddawany obróbce w płuczce AGW-12 spełnia kryteria dopuszczenia do składowania na składowisku komunalnym.

## **Literatura**

1. *AGW-12 - Dokumentacja Techniczno – Ruchowa*. LACKEBY SWEDEN. 2007.
2. **Czczotka T., Gołuchowski W., Kozak M., Kozłowski M., Morawski A., Zalewski M.J.:** *Analiza ekonomiczna zastosowania płuczki piasku typu AGW-12 prod. Firmy Lackeby na Oczyszczalni Ścieków JAMNO*. MWiK Sp. z O.O. w Koszalinie, Koszalin, 2007.
3. **Kamiński J., Kozak M.:** *Nowe technologie w Oczyszczalni Ścieków JAMNO – test szwedzkiej płuczki piasku typu AGW-12*. Wodnik Koszaliński Nr 15/2007.

## **Application of Grit Washer AGW-12 on Mechanical Part of JAMNO Wastewater Treatment Plant**

### **Abstract**

Sewage treatment plant is the aggregate of technological devices which carries out the sewages cleaning process according to the requirements which should be fulfilled. The activity of Sewage treatment plant is pro-ecological – radically reduces the pollution load accompanied to the receiver. The wastes are forming during the sewages cleaning process which should be managed according to the valid law.

The actions what resulted from the test of the use of the AGW-12 type on the mechanical part of sewage treatment plant JAMNO is presented in the article. There were described the reasons and the aim of the device using technical test. There were shortly introduced the girt washer building and the rules of operation. In the article the exploitation problems of girt washer co-operating with gird pumps were showed. There were showed the comparative analysis of the energy demand of the girt washer AGW-12 and existing TAL-NIVE U-220 6,5m. The article described also the economical and technical effects that gives the AGW-12 and the influence of gird washer on generation of the volatile fatty acids. There were also introduced the necessity of taking the additional investment - building the water-pipe system that will deliver the drainage waters to rinsing the sand.

## Wstęp do metody rangowania potrzeb konserwacji urządzeń melioracyjnych

*Jerzy Bykowski*  
*Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

*Leszek Czapiewski*  
*Uniwersytet Ekonomiczny, Poznań*

*Rafał Stasik, Mariusz Korytowski*  
*Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

### 1. Wstęp

Urządzenia i systemy melioracyjne stanowią ważny element infrastruktury technicznej państwa. Obok funkcji środowiskowej, czy produkcyjnej w rolnictwie, spełniają one również istotną rolę w ochronie przeciwpowodziowej [11, 15].

Według danych statystycznych z końca 2005 roku, urządzenia melioracyjne w Polsce były eksploatowane na powierzchni 6,646 mln hektarów. Warunkiem koniecznym sprawnego ich funkcjonowania jest właściwa eksploatacja, a w tym przede wszystkim konserwacja, prowadzona w odpowiednim zakresie i z częstością robót na: 40,1 tys. kilometrów cieków uregulowanych, 9,6 tys. km kanałów oraz 8,5 tys. km wałów przeciwpowodziowych. Utrzymanie urządzeń melioracji wodnych podstawowych oraz wód o szczególnym znaczeniu dla rolnictwa jest finansowane ze środków budżetu państwa [16]. Niskie nakłady na utrzymanie urządzeń melioracji podstawowych spowodowały w ostatnich latach znaczne zmniejszenie ilości urządzeń objętych konserwacją [4÷7, 9, 14, 16]. Skutkuje to przyspieszoną dekapitalizacją urządzeń i pogorszeniem funkcjonowania systemów, a także istotnie wpływa na skuteczność ochrony przeciwpowodziowej, zwłaszcza terenów położonych w dolinach małych cieków wodnych. Ponadto, wydatkowanie i tak już niedostatecznych środków odbywa się często w sposób przypadkowy, z konieczności z ich przeznaczenia.



czeniu na jedynie najpilniejsze prace, na zasadzie interwencji. Istnieje zatem potrzeba podjęcia różnego rodzaju działań na rzecz poprawy procesu eksploatacji, a w tym utrzymania istniejących urządzeń melioracyjnych [8].

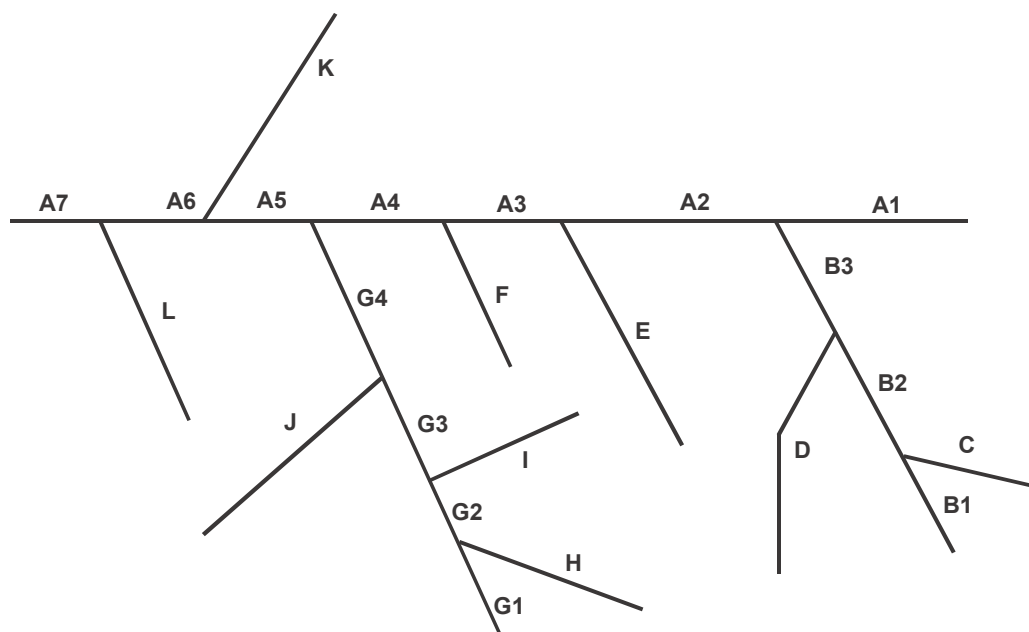
Jednym z takich działań, o charakterze organizacyjno-ekonomicznym, może być opracowanie, a następnie wdrożenie, metody pozwalającej na jak najbardziej racjonalne wykorzystanie posiadanych środków finansowych na utrzymanie urządzeń, zgodnie z prakseologiczną zasadą największej wydajności. Zaproponowana w pracy metoda powstała w wyniku realizacji w 2007 roku interdyscyplinarnego projektu badawczego nr 5/61/WI/07/AE pomiędzy Akademią Rolniczą im. A. Cieszkowskiego w Poznaniu i Akademią Ekonomiczną w Poznaniu.

## **2. Materiały i metody**

Celem pracy była próba opracowania metody wyznaczania ważności cieków i kanałów melioracyjnych, pod względem stopnia pilności wykonania robót konserwacyjnych, w warunkach niedoboru środków finansowych na pokrycie pełnych potrzeb. Do opracowania metody zastosowano statystyczny algorytm rangowania [17]. Polega on na zakwalifikowaniu różnego rodzaju obiektów na skali liczb naturalnych według wartości ich rang – od najlepszego do najgorszego (lub odwrotnie).

Na tej podstawie zostanie sporządzona lista rangowa (rankingowa) obiektów – od najmniej ważnych do najważniejszych (kluczowych). W metodzie rangowania zakłada się, że cechy obiektów poddane analizie mają równoważne znaczenie. Cechy te zostały potraktowane jako mierniki oceny, nadając im odpowiednie rangi ze względu na preferencje określone w trybie sortowania sekwencyjnego. Liczba rangowa (rankingowa) oznacza istotność danego obiektu.

Do wstępnego opracowania metody rangowania potrzeb konserwacji urządzeń melioracji podstawowych wykorzystano dane dotyczące cieków i kanałów wybranego fragmentu zlewni Kościańskiego Kanału Obry, do przekroju Stary Gostyń. Schemat sieci do tego przekroju przedstawiono na rysunku 1.



**Rys. 1.** Schemat sieci cieków i kanałów w zlewni Kościańskiego Kanału Obry do przekroju Stary Gostyń. Oznaczenia: A – Kościański Kanał Obry, B – Pogodna, C – Pingona, D – Serawa, E – Dąbrówka, F – Rów Ostrowski, G – Kania, H – Rów Bodzewski, I – Stara Kania, J – Brzezinka, K – Rów Kunowski, L – Rów Starogostyński

**Fig. 1.** Diagram of watercourses and channels net of Kościański Obra Channel up to Stary Gostyń cross section. Descriptions: A – Kościański Obra Channel, B – Pogodna, C – Pingona, D – Serawa, E – Dąbrówka, F – Ostrowski ditch, G – Kania, H – Bodzewski ditch, I – Stara Kania, J – Brzezinka, K – Kunowski ditch, L – Starogostyński ditch

### 3. Wyniki

Przy opracowaniu metody rangowania potrzeb robót konserwacyjnych dla poszczególnych cieków i kanałów w wybranym fragmencie zlewni Kościańskiego Kanału Obry, autorzy przyjęli pewne założenia, dotyczące wpływu niedostatecznej konserwacji urządzeń na ich funkcjonowanie.

Jednym z podstawowych parametrów uwzględnionych w algorytmie jest powierzchnia zlewni. Im powierzchnia ta jest większa, tym większe jest znaczenie kanału w systemie melioracyjnym i tym większa będzie potrzeba wykonania robót konserwacyjnych. W następnym kroku przyjęto założenie, że uprawy na gruntach ornych, w porównaniu z użytkami zielonymi, są znacznie bardziej wrażliwe na okresowe zalewy czy nadmiar wody, a zatem rosnący ich udział w powierzchni terenów rolniczych będzie zwiększał pilność wykonania robót konserwacyjnych. W algorytmie uwzględniono także czas jaki upłynął od przeprowadzenia ostatnich robót konserwacyjnych na danym odcinku, przy

czym odrębnymi wskaźnikami wyróżniono podstawowe roboty, jakimi są wykaszanie i odmulanie. W algorytmie potrzeb konserwacji uwzględniono też turystyczne znaczenie cieków i kanałów.

Konsekwencją przyjęcia takich założeń jest propozycja następującego algorytmu:

$$\text{CNC} = C_A \cdot A_A \cdot M_T \cdot D_T \cdot T \quad (1)$$

gdzie:

CNC – wskaźnik potrzeb konserwacji (conservation need coefficient),

$C_A$  – wskaźnik powierzchni zlewni (catchment area coefficient),

$A_A$  – wskaźnik powierzchni gruntów ornych (arable area coefficient),

$M_T$  – wskaźnik czasu od ostatniego wykaszania (mowing time coefficient),

$D_T$  – wskaźnik czasu od ostatniego odmulania (desludge time coefficient),

$T$  – wskaźnik znaczenia turystycznego (tourist coefficient).

Parametr  $C_A$  – wskaźnik powierzchni zlewni. Uwzględnia on całość powierzchni znajdującej się w zasięgu danego fragmentu cieku do przekroju zamykającego dany odcinek wraz ze wszystkimi powierzchniami jego zlewni cząstkowych, określony w stosunku do całkowitej powierzchni zlewni. W obliczeniach jako wskaźnik powierzchni zlewni przyjęto procent powierzchni zlewni danego odcinka wyrażony w ułamku dziesiętnym.

Parametr  $A_A$  – wskaźnik powierzchni gruntów ornych, znajdujących się w zlewni danego odcinka cieku (bez zlewni cząstkowych) przyjęty jako procent powierzchni gruntów ornych i podobnie jak w przypadku wskaźnika powierzchni zlewni jest on wyrażony w ułamku dziesiętnym.

Parametr  $M_T$  – wskaźnik czasu jaki upłynął od przeprowadzenia ostatniego wykaszania danego odcinka cieku. Ponieważ wymogi techniczne zalecają przeprowadzenie wykaszania cieków przynajmniej jeden raz w roku, zatem przyjęto, że wartość tego wskaźnika wyniesie 1, gdy okres jaki upłynął od ostatniego wykaszania wynosi rok. Wskaźniki dla innych okresów są wyliczane jako procentowa liczba miesięcy w stosunku do okresu 1 roku.

Parametr  $D_T$  – wskaźnik czasu jaki upłynął od przeprowadzenia ostatniego odmulania danego odcinka cieku. W przypadku odmulania roboty te powinny być wykonywane w zależności od spadku dna cieku i warunków glebowych [1]. W Wielkopolsce przyjmuje się, że odmulanie dna cieku należy przeprowadzać średnio jeden raz w ciągu trzech lat.

Do obliczeń przyjęto, że wartość wskaźnika wyniesie 1, gdy ostatnie prace zostały przeprowadzone przed trzema laty. Wskaźniki dla innych okresów są wyliczane jako procentowa liczba miesięcy jakie upłynęły od ostatniego zabiegu odmulania, w stosunku do okresu 3 lat.

Parametr T – wskaźnik znaczenia turystycznego uwzględnia wykorzystanie ciekę jako szlaku turystycznego. W ostatnim okresie coraz większą popularnością cieszy się turystyka wodna. Zatem w przypadku, gdy dany odcinek ciekę jest wykorzystywany jako szlak turystyczny, wówczas wartość wskaźnika T przyjęto równą 2, zaś gdy nie jest on wykorzystywany wartość wskaźnika przyjmuje się równą 1.

**Tabela 1.** Przykładowe dane oraz określone na ich podstawie wskaźniki dla algorytmu CNC wyznaczone dla wybranych cieków i kanałów fragmentu zlewni Kościańskiego Kanału Obry

**Table 1.** Exemplary data and coefficients of CNC algorithm evaluated based on the data of chosen parts of watercourses of analysed Kościański Obra Channel

oznaczenie odcinka ciekę (w układzie hydrograficznym)	powierzchnia zlewni		powierzchnia gruntów ornych		okres od ostatniego wykaszania		okres od ostatniego odmulania		użytkowanie turystyczne
	%	$C_A$	%	$A_A$	liczba miesięcy	$M_T$	liczba miesięcy	$D_T$	T
A1	6,0	0,060	50,0	0,500	12	1	24	0,67	1
D	6,2	0,062	87,3	0,873	24	2	6	0,17	1
E	5,5	0,055	80,8	0,808	12	1	12	0,33	1
G1	2,5	0,025	46,7	0,467	24	2	6	0,17	1
G4	24,3	0,243	52,5	0,525	24	2	12	0,33	1
A7	100	1,000	96,1	0,961	24	2	24	0,67	1

W tabeli 1 przedstawiono przykładowe dane dla kilku wybranych odcinków cieków fragmentu zlewni Kościańskiego Kanału Obry (rys. 1) oraz określone na ich podstawie przykładowe wartości poszczególnych wskaźników potrzeb konserwacji CNC. Przykładowo – powierzchnia zlewni odcinka A1 stanowi 6,0 % w stosunku do całości powierzchni zlewni przedstawionego na schemacie fragmentu zlewni Kościańskiego Kanału Obry, stąd przyjęty wskaźnik  $C_A$  wyniósł 0,060. Powierzchnia gruntów ornych w zlewni odcinka A1 wynosi 50 %, zatem określony na tej podstawie współczynnik  $A_A$  wyniósł 0,500. Wykoszenie tego odcinka ciekę odbyło się przed 12 miesiącami, zaś odmulanie przed 24 miesiącami, stąd wartości wskaźników  $M_T$  i  $D_T$  wyniosły odpowiednio 1,00 i 0,67.

Porównując ze sobą dane dla dwóch odcinków ciekę Kania (G): odcinek górny oznaczony jako G4 i dolny oznaczony jako G1 (rys. 1), należy zwrócić uwagę na wielkości zlewni obu tych fragmentów. Zlewnia odcinka G1 stanowi 2,5 % powierzchni zlewni analizowanego fragmentu Kościańskiego Kanału Obry (wskaźnik 0,025), zaś zlewnia dolnego odcinka tego ciekę (G4) wraz ze wszystkimi dopływami stanowi już 24,3 % całości rozpatrywanego fragmentu,

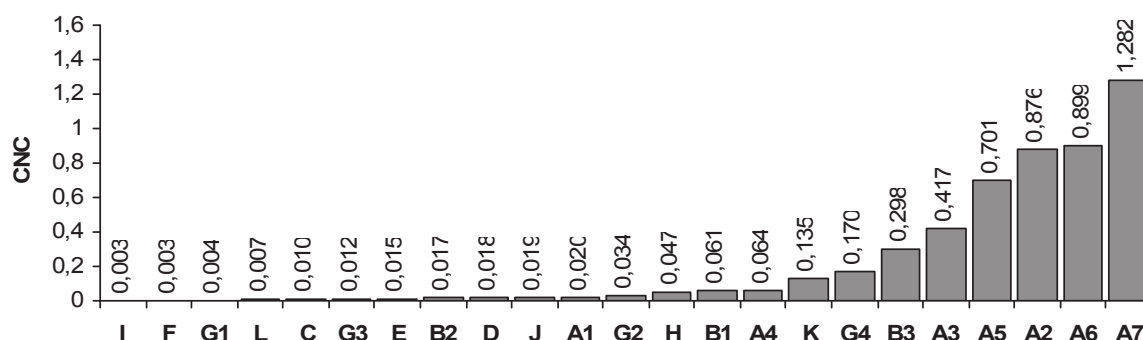
stąd wskaźnik  $C_A$  jest tu niemal dziesięciokrotnie większy. Powierzchnie gruntów ornych w zlewniach obu odcinków są do siebie zbliżone, a określone na ich podstawie wskaźnik  $A_A$  dla odcinków G1 i G4 wyniósł odpowiednio 0,467 i 0,525 (tabela 1). Na obu tych odcinkach wykaszanie zostało przeprowadzone przed dwudziestoma czterema miesiącami, stąd jednakowa, wynosząca 2, wartość wskaźnika  $M_T$  dla odcinków. Z uwagi na sześciomiesięczny okres jaki upłynął od odmulania na odcinku G1 i dwunastomiesięczny na odcinku G4, wskaźnik  $D_T$  wyniósł odpowiednio 0,17 i 0,33. Podobny do przedstawionego tok postępowania przy określaniu poszczególnych wskaźników potrzeb konserwacji CNC zastosowano także dla pozostałych odcinków cieków i kanałów Kościańskiego Kanału Obry przedstawionych na rysunku 1.

W tabeli 2 zestawiono wartości poszczególnych wskaźników algorytmu oraz uzyskana na ich podstawie wartość wskaźnika CNC dla analizowanego fragmentu Kościańskiego Kanału Obry. Ponadto na rycinie 2 zestawiono wyniki obliczeń wskaźnika CNC w kolejności rosnącej. Jak widać z przedstawionych na rycinie danych małą wartością CNC charakteryzowały się przede wszystkim górne odcinki cieków i kanałów, których zlewnie są niewielkie. Małą wartość wskaźnika miał także dolny odcinek cieku Kania (G3). Dane zamieszczone w tabeli 2 wskazują, że w przypadku tego odcinka na wartość CNC mogła mieć wpływ mała wartość  $A_A$  (nieznaczny udział gruntów ornych w zlewni cieku) oraz mały wskaźnik  $M_T$  (stosunkowo krótki czas, jaki upłynął od ostatniego wykaszania cieku). Znajdujący się niżej fragment tego cieku (G2) miał natomiast wyższą rangę co wynika z większej powierzchni gruntów ornych w jego zlewni (wskaźnik  $A_A=0,70$ ) oraz stosunkowo długi okres jaki upłynął od wykaszania, jak również turystyczne użytkowanie tego odcinka.

Stosunkowo wysoką wartość wskaźnika potrzeb konserwacji CNC, mimo nieznacznej powierzchni zlewni, uzyskał także odcinek K (0,135), przede wszystkim z uwagi na znaczny udział gruntów ornych ( $A_A=0,73$ ), długi okres jaki upłynął od odmulania cieku ( $D_T=1,33$ ), jak i z uwagi na jego turystyczne wykorzystanie. Najwyższe wartości wskaźnika CNC uzyskały zwykle dolne odcinki cieków, o większej powierzchni zlewni, szczególnie Kościańskiego Kanału Obry (A), które odbierają wodę z innych cieków i kanałów. Wysoką rangę potrzeb konserwacji (CNC=0,878), mimo nieznacznej powierzchni zlewni, uzyskał odcinek A2, na którym od dłuższego czasu nie wykonano zabiegów, zarówno odmulania jak i wykaszania.

**Tabela 2.** Wskaźniki oraz wyniki obliczeń wartości algorytmu CNC wyznaczone dla cieków i kanałów rozpatrywanego fragmentu zlewni Kościańskiego Kanału Obrzy  
**Table 2.** Coefficients and computing results of CNC algorithm evaluated based on the data of chosen parts of watercourses of analyzed Kościański Obra Channel

Cieki w układzie hydrograficznym	$C_A$	$A_A$	$M_T$	$D_T$	T	CNC
A1	0,06	0,50	1	0,67	1	0,0202
B1	0,03	0,68	2	1,33	1	0,0614
C	0,02	0,37	2	0,67	1	0,0097
B2	0,08	0,63	1	0,33	1	0,0172
D	0,06	0,87	2	0,17	1	0,0180
B3	0,17	0,65	4	0,67	1	0,2976
A2	0,33	0,66	3	1,33	1	0,8759
E	0,06	0,81	1	0,33	1	0,0150
A3	0,46	0,68	1	1,33	1	0,4169
F	0,03	0,64	1	0,17	1	0,0032
A4	0,54	0,72	0,5	0,33	1	0,0644
G1	0,03	0,47	2	0,17	1	0,0039
H	0,04	0,94	2	0,33	2	0,0472
G2	0,10	0,70	1,5	0,17	2	0,0343
I	0,03	0,52	0,5	0,33	1	0,0027
G3	0,14	0,13	0,5	0,67	2	0,0118
J	0,07	0,55	0,5	1,00	1	0,0185
G4	0,24	0,52	2	0,33	2	0,1701
A5	0,80	0,66	2	0,33	2	0,7014
K	0,07	0,74	1	1,33	2	0,1348
A6	0,90	1,00	1	1,00	1	0,8994
L	0,07	0,61	1	0,17	1	0,0073
A7	1,00	0,96	2	0,67	1	1,2821



**Rys. 2.** Wartości wskaźnika CNC dla analizowanego fragmentu Kościańskiego Kanału Obry wg wzrastającej rangi potrzeb wykonania zabiegów konserwacyjnych (objaśnienia jak na rys. 1)

**Fig. 2.** CNC value of analyzed part of Kościański Obra Channel according to growing rank of conservation need (descriptions according to fig. 1)

#### 4. Podsumowanie

W pracy przedstawiono wstępną koncepcję rozwiązania problemu wyznaczania rangi potrzeb przeprowadzenia prac konserwacyjnych na ciekach i kanałach melioracyjnych, przy pomocy algorytmu CNC. Jako podstawowe czynniki wpływające na potrzebę przeprowadzenia zabiegów konserwacyjnych przyjęto: powierzchnię zlewni, udział gruntów ornych w powierzchni zlewni danego odcinka cieku, okres jaki upłynął od przeprowadzenia ostatnich prac konserwacyjnych jak i użytkowanie turystyczne cieku. Wstępna analiza uzyskanych wyników wskazuje, że przy tak przyjętym algorytmie rangowania, o potrzebie wykonania zabiegów decyduje w głównej mierze wielkość zlewni badanego odcinka cieku. Analiza wykazała jednak, że w ciekach o małych zlewniach wskaźnik  $C_A$  nie musi odgrywać decydującej roli, a ranga potrzeb wykonania zabiegów konserwacyjnych wyraźnie wzrasta wraz z udziałem gruntów ornych w powierzchni zlewni jak i wydłużaniem się okresu, jaki upłynął od przeprowadzenia ostatnich prac konserwacyjnych. Również w przypadku odcinków cieków o dużej powierzchni zlewni, jeśli były one konserwowane stosunkowo niedawno, potrzeba prowadzenia tych zabiegów ponownie wynikająca z obliczeń algorytmem CNC była stosunkowo nieduża.

Przedstawiona koncepcja przeprowadzania oceny potrzeb konserwacji za pomocą algorytmu CNC pozwala na wstępną klasyfikację poszczególnych cieków do przeprowadzenia zabiegów konserwacyjnych, w warunkach niedoboru środków finansowych. Wskazane i celowe jest dalsze rozwijanie przedstawionej w pracy wstępnej koncepcji algorytmu rangowania potrzeb zabiegów konserwacyjnych. Potrzebna wydaje się przede wszystkim dokładniejsza analiza określania wielkości poszczególnych wskaźników algorytmu oraz ewentual-

ne uwzględnienie innych czynników wpływających na potrzeby konserwacji cieków. Przy większej ilości danych dotyczących cieków możliwe będzie dalsze rozwijanie metody, w tym także badanie czułości algorytmu na zmiany poszczególnych wskaźników.

Proponowana metoda wpisuje się w realizację jednej z trzech głównych osi problemowych, wskazanych w Strategii Gospodarki Wodnej [13]. Jest nią oś finansowania, odnosząca się do nakładów na gospodarkę wodną i kosztów utrzymania oraz potrzeb finansowych. Proponowana metoda jest również próbą, choć w niewielkim zakresie, realizacji jednego z podstawowych celów trzeciej osi priorytetowej – Zarządzanie zasobami i przeciwdziałanie zagrożeniom środowiska, wskazanej w Programie Operacyjnym Infrastruktura i Środowisko [12]. Zakłada on zwiększenie ochrony przed skutkami zagrożeń naturalnych poprzez właściwą konserwację istniejących obiektów ochrony przeciwpowodziowej, budowę polderów, suchych zbiorników, przebudowę i modernizację wałów przeciwpowodziowych. Ponadto w planowaniu i wykonawstwie konserwacji urządzeń i systemów melioracyjnych należy brać też pod uwagę coraz częściej podkreślany aspekt ekologiczny [2, 3, 10].

## Literatura

1. **Bala W., Kwapisz J., Wróbel F.:** *Wyznaczanie normatywów obsługi rowów melioracyjnych na podstawie badań eksploatacyjnych.* Zesz. Nauk. AR w Krakowie. Ser. Sesja Naukowa, 28: 107-124, 1990.
2. **Bondar-Nowakowska E., Dejas D.:** *Kształtowanie wydajności robót konserwacyjnych w ciekach.* Roczn. AR w Poznaniu. Mel. i Inż. Środ. 25.: 9-14, 2004.
3. **Bondar-Nowakowska E., Dejas D.:** *Zarządzanie ryzykiem ekologicznym na przykładzie robót konserwacyjnych na ciekach.* Roczn. AR w Poznaniu, CCCLXV, 26: 57-62, 2005.
4. **Bykowski J., Szafranski Cz., Fiedler M.:** *Stan techniczny i uwarunkowania ekonomiczne eksploatacji systemów melioracyjnych.* Zesz. Nauk. Wydz. Bud. i Inż. Środ. Politech. Koszalińskiej Nr 20. Inżynieria Środowiska: 715-723, 2001.
5. **Bykowski J., Kozaczyk P., Przybyła Cz., Sielska I.:** *Problemy eksploatacji systemów melioracyjnych Nizin Obrzańskich.* Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. Z.506: 111-118, 2005.
6. **Bykowski J., Kozaczyk P., Przybyła Cz., Sielska I.:** *Techniczno-ekonomiczne aspekty eksploatacji systemów melioracyjnych w zlewni Kościańskiego Kanału Obry.* Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. Z.519: 47-55, 2007.
7. **Bykowski J., Czapiewski L., Korytowski M., Stasik R.:** *Ocena finansowania oraz zakresu rzeczowego robót konserwacyjnych na ciekach zlewni Południowego Kanału Obry.* Zesz. Nauk. Wydz. Bud. i Inż. Środ. Politechniki Koszalińskiej. Inż. Środ., 23: 671-680, 2007.



8. **Gruszczyński J., Kwapisz J., Łokas M., Vogelgesang J., Woźniak A.:** *Ocena efektywności procesu eksploatacji systemów nawadniająco-odwadniającego.* Zesz. Nauk. AR w Krakowie, Tech. Rol., 14: 19-40, 1996.
9. **Gruszczyński J., Kwapisz J., Woźniak A.:** *Bilansowanie rocznych nakładów na konserwację obiektów nawadniająco-odwadniającego.* Zesz. Nauk. AR w Krakowie. Tech. Rol. Z.14: 67-81, 1996.
10. **Ilnicki P.** (praca zbiorowa): *Warunki prowadzenia robót z zakresu melioracji i gospodarki wodnej na terenach o szczególnych wartościach przyrodniczych.* PIOŚ Warszawa: 180, 1987.
11. **Marcilonek S., Kostrzewa S., Nyc K., Drabiński A.:** *Cele i zadania współczesnych melioracji wodnych. W: Ekologiczne aspekty melioracji wodnych.* Red. L. Tomiałojć. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN, Kraków: 71-84, 1995.
12. Ministerstwo Rozwoju Regionalnego *Program Operacyjny Infrastruktura i Środowisko. Narodowe Strategiczne Ramy Odniesienia 2007-2013.* Wersja zaakceptowana przez Komisję Europejską 5 grudnia 2007 roku: 277, 2007.
13. Ministerstwo Środowiska *Strategia Gospodarki Wodnej.* Warszawa, wrzesień 2005. Dokument przyjęty przez Radę Ministrów w dniu 13 września 2005 roku: 49, 2005.
14. Najwyższa Izba Kontroli *Informacja o wynikach kontroli realizacji przez administrację publiczną zadań w zakresie malej i dużej retencji.* Warszawa, sierpień, 2004 roku: 97. 2004.
15. **Nyc K., Pokładek R.:** *Celowość i kierunki rozwoju melioracji w Polsce.* Wiad. Mel. i Łąk. 3: 101-105, 2007.
16. **Rytelewski M.:** *Stan ewidencyjny, plany i możliwości oraz utrzymanie urządzeń wodno-melioracyjnych.* Wiad. Mel. i Łąk., 1: 3-4, 2007.
17. **Stabryła A.:** *Zarządzanie strategiczne w teorii i praktyce firmy.* PWN Warszawa, 2000.

## **Introduction to Ranking Method of Conservation Need of Melioration Devices**

### **Abstract**

This work presents the initial conception of conservation ranking of melioration watercourses and channels according to CNC algorithm. Catchment area, percentage of arable area in considered part of watercourse area, as well as the period which passed from the last conservation works have been considered as main factors which have a significant impact on need of conservation work carriage.

Presented here evaluation with CNC algorithm facilitates a classification of different watercourse area and carry through possible conservation work in low financial abilities. Very important is further development of conception of algorithm ranking and necessity of conservation steps. It is necessary to perform much more detailed analysis

of magnitude of algorithm and include other possible factors influencing necessity of performing conservation. Larger amount of data concerning watercourse area will allow for further development of this method and the sensitivity of algorithm to different factors. Initial analysis of obtained results indicates that the main impact on conservation work necessity have catchment area. The results also indicate that in the watercourses of small catchment, the catchment coefficient doesn't need to have deciding role on the ranking results. Besides the ranking of conservation need grows significantly according to the growth of arable area in analyzed each partial catchment as well as to the period which passed from the last conservation work carriage. If catchments with large area were conserved recently, the need of carrying through conservation one more time was not significant according to CNC algorithm.

Proposed here method is functional for performing one of three main problems in "Strategia gospodarki wodnej" [13]. This problem concerns cost of water management, as well as financial needs. Proposed method is also an attempt to solve other problem: protection of environment mentioned in "Program operacyjny infrastruktura i środowisko" [12].



## **Analiza porównawcza zmian w rozbiórach wody z uwzględnieniem sposobu jej dostarczania do odbiorców**

*Antoni Waldemar Żuchowicki, Wojciech Kuczyński  
Politechnika Koszalińska*

### **1. Wstęp**

W związku z zaobserwowanym systematycznym zmniejszaniem się zużycia wody wodociągowej w Polsce, począwszy od roku 1990, rozpoczęto badania w tym zakresie dla różnych jednostek organizacyjnych, zużywających wodę wodociągową.

Jednocześnie przepustowość komunalnych urządzeń w wielu przypadkach okazała się zbyt duża w stosunku do rzeczywistego zapotrzebowania na wodę, co powodowało wzrost kosztów eksploatacyjnych i niekorzystne zmiany w jakości dostarczanej wody [2, 3].

Wyżej wymieniona tendencja spadkowa zużycia wody utrudnia także właściwe programowanie przyszłych potrzeb w zakresie zaopatrzenia w wodę, jak też w odprowadzania i unieszkodliwiania ścieków.

### **2. Charakterystyka zadania badawczego**

W ramach zadania badawczego dokonano rejestracji codziennych rzeczywistych rozbiórów wody w latach 2006, 2007 i 2008 dla zespołu mieszkalnego nr 1 osiedla KSM „Przylesie” w Koszalinie przy ulicy Fałata 5 o liczbie mieszkańców 118 [4].

W zespole tym od sierpnia 2007 roku rozpoczęto dokonywać zmian w sposobie zaopatrzenia mieszkańców w ciepłą wodę tj. w miejsce dotychczasowych gazowych podgrzewaczy ciepłej wody wprowadzono centralne zaopatrzenie w ciepłą wodę, przy równoczesnym zmniejszeniu się liczby mieszkańców ze 118 do 102. Ponadto w miesiącu sierpniu i wrześniu 2007 roku dokona-

no dodatkowego poboru wody przez administrację osiedla na płukanie grzejników centralnego ogrzewania mieszkań.

Dodatkowym czynnikiem mającym wpływ na kształtowanie się zużycia wody przez mieszkańców jest coroczna podwyżka cen dostarczanej wody.

W oparciu o zarejestrowane wielkości rozbiórów wody i wyżej wymienione uwarunkowania, dokonano analizy porównawczej kształtowania się w latach 2006, 2007 i 2008 jednostkowych rozbiórów wody  $\text{dm}^3/\text{mk}\cdot\text{d}$  dla poszczególnych miesięcy jak również średniego jednostkowego zużycia wody dla wyżej wymienionych okresów rocznych.

### 3. Analiza

Analiza porównawcza kształtowania się jednostkowych rozbiórów wody dla poszczególnych miesięcy 2006, 2007 i 2008 roku została dokonana w oparciu o zarejestrowane w tym czasie codzienne rozbiory wody. Wyniki powyższej analizy przedstawia tabela 1, 2 i 3.

**Tabela 1.** Rozbiory wody w 2006 roku

**Table 1.** Water consumption during year 2006

Miesiące	2006		
	$\text{m}^3/\text{m}\cdot\text{c}$	$\text{m}^3/\text{mk}\cdot\text{m}\cdot\text{c}$	$\text{dm}^3/\text{mk}\cdot\text{d}$
I	417,01	3,53	114
II	367,52	3,11	111
III	408,74	3,46	112
IV	418,55	3,55	118
V	395,60	3,35	108
VI	406,10	3,44	115
VII	435,49	3,69	119
VIII	411,26	3,49	113
IX	423,11	3,59	120
X	431,04	3,65	118
XI	397,60	3,37	112
XII	440,40	3,73	120
Ogółem	4952,42	-	-
Średnia	412,70	3,50	115

Rozpatrując jednostkowe zużycie wody w 2006 roku należy stwierdzić, że jego średnia roczna wartość –  $115 \text{ dm}^3/\text{mk}\cdot\text{d}$  jest o 15% wyższa od przeciętnej normy zużycia wody, wynoszącej według Rozporządzenia –  $100 \text{ dm}^3/\text{mk}\cdot\text{d}$  [5]. Średnia miesięczna wartość jednostkowego zużycia wody osiągnęła wartości od 108 do  $120 \text{ dm}^3/\text{mk}\cdot\text{d}$ .

**Tabela 2.** Analiza porównawcza rozbiorów wody dla 2007 i 2006 roku

**Table 2.** Comparative analysis of water consumption in years 2007 and 2006

Miesiące	2007			2007/2006 %
	m <sup>3</sup> /m-c	m <sup>3</sup> /mk·m-c	dm <sup>3</sup> /mk·d	
I	405,60	3,44	111	97
II	354,10	3,00	107	96
III	379,70	3,22	104	93
IV	378,2	3,21	107	90
V	379,65	3,22	104	96
VI	413,45	3,50	117	102
VII	434,90	3,69	119	100
VIII	438,60	4,30	139*	107
IX	393,60	3,86	129*	108
X	326,95	3,21	104	88
XI	292,05	2,86	95	85
XII	320,90	3,15	102	85
Ogółem	4577,70	-	-	-
Średnia	381,48	3,40	112	97

**Tabela 3.** Analiza porównawcza rozbiorów wody dla 2008 i 2007 roku

**Table 3.** Comparative analysis of water consumption in years 2008 and 2007

Miesiące	2008			2008/2007 %
	m <sup>3</sup> /m-c	m <sup>3</sup> /mk·m-c	dm <sup>3</sup> /mk·d	
I	291,96	2,86	92	83
II	276,69	2,71	97	91
III	289,43	2,84	92	88
IV	268,53	2,63	88	82
V	284,14	2,79	90	87
VI	279,49	2,74	91	78
VII	301,83	2,96	95	80
VIII	320,73	3,14	101	75
IX	297,50	2,92	97	76
X	328,30	3,22	104	100
XI	293,10	2,87	96	100
XII	316,90	3,11	100	99
Ogółem	3548,60	-	-	-
Średnia	295,72	2,90	95	85

W związku ze wzrostem ceny dostarczanej wody w 2007 roku roczne jednostkowe zużycie wody przez mieszkańców uległo zmniejszeniu w stosunku do roku 2006 do  $112 \text{ dm}^3/\text{mk}\cdot\text{d}$ , z tym że za ostatnie 3 miesiące roku, po dokonaniu zmiany sposobu zaopatrzenia w ciepłą wodę z lokalnego na centralne, wartość ta zmniejszyła się gwałtownie do  $100 \text{ dm}^3/\text{mk}\cdot\text{d}$ . Zmianę tę spowodowało zwiększenie ceny centralnie dostarczanej ciepłej wody i opomiarowanie wszystkich mieszkań w mierniki poboru wody.

Porównując średni całoroczny wskaźnik jednostkowego zużycia wody w 2007 roku w stosunku do 2006 roku, odnotowuje się 3% zmniejszenie zużycia wody, natomiast porównując ostatnie 3 miesiące 2007 roku zmniejszenie zużycia wynosi 14%.

W całym 2008 roku do mieszkań kontynuowano dostarczanie centralnej ciepłej wody. Średni roczny wskaźnik jednostkowego zużycia wody zmniejszył się o dalsze 15% w stosunku do roku 2007 i wyniósł  $95 \text{ dm}^3/\text{mk}\cdot\text{d}$ . Wartość ta znacznie odbiega od wartości przeciętnej normy, podanej w Rozporządzeniu na  $140 \text{ dm}^3/\text{mk}\cdot\text{d}$  [5]. Na zmniejszenie się tego zużycia wody miała wpływ dalsza podwyżka ceny wody i indywidualne opomiarowanie jej zużycia, co zdyscyplinowało mieszkańców do bardziej racjonalnego gospodarowania wodą.

#### **4. Podsumowanie i wnioski końcowe**

Powyższa analiza wskazuje na to, że dla opracowania skutecznej metody – modelu matematycznego – realnego programowania przyszłych rozbiórów wody dla małych osiedli mieszkalnych poniżej 1000 mieszkańców, należy wziąć pod uwagę również jako jeden z głównych czynników:

- sposób przygotowania ciepłej wody użytkowej,
- zmieniającą się cenę dostarczanej wody.

Wskaźnik jednostkowego zużycia wody jest niższy niż dane literaturowe, obowiązujące przy projektowaniu [1]. Jest prawdopodobne, że trend spadkowy jednostkowego zużycia wody może się nadal utrzymywać, w związku z postępującym kryzysem finansowym i gospodarczym.

Istnieje pewna granica minimalnego zużycia wody, poniżej której trudno jest zejść, z powodu utrzymania odpowiedniego poziomu życia współczesnego człowieka. Granicę tę jest obecnie trudno określić. Można ją poznać po dokonaniu dalszych badań w obserwowanym przebiegu kryzysu.

## **Literatura**

1. **Biedugnis S., Smolarkiewicz M., Podwójci P., Sarejko G.:** *Analiza zużycia wody w zabudowie wielorodzinnej na przykładzie wybranych spółdzielni Mazowsza*. VIII Ogólnopolska Konferencja Naukowa p.t. „Kompleksowe i szczegółowe problemy inżynierii środowiska”. Politechnika Koszalińska, Komitet Górnictwa PAN. Koszalin – Darłówek, 245-256, 2007.
2. **Kloss-Trębaczewicz H., Osuch-Paździńska E.:** *Analiza tendencji zmian zużycia wody w miastach polskich*. *Ochrona Środowiska* 4/2005.
3. **Roman M., Kloss-Trębaczewicz H., Osuch-Paździńska E., Kałużna M., Mikulska E.:** *Zmiany zużycia wody w miastach polskich w latach 1987-1998*. *Ochrona Środowiska* 3/2001.
4. **Żuchowicki W., Kuczyński W.:** *Analiza zużycia wody w wybranych budynkach mieszkalnych w Koszalinie* Ogólnopolska Konferencja Naukowo-Techniczna nt.: Gospodarka wodna i ściekowa podstawą ochrony środowiska. Kołobrzeg, Przemysł Chemiczny – nr 5/2008, 628-629, 2008.
5. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 14 stycznia 2002 r. W sprawie określenia przeciętnych norm zużycia wody. Dz.U. 2002 nr 8 poz. 70.

## **Comparative Analysis of Changes in Water Consumption Including Methods of Its Supplying to Consumers**

### **Abstract**

The analysis of water consumption was based on the record of daily water records intake, carried out at urban aggregate No 1 of the Housing Estate KSM “Przylesie” in Koszalin with 118 inhabitants, during 3 years: 2006, 2007 and 2008. Basing on recorded water consumption and special conditions comparative analysis of individual water consumption in  $\text{dm}^3/\text{inhabitant}\cdot\text{day}$  for each month and average unit water consumption for years 2006, 2007 and 2008 has been conducted.

Due to increase of price of supplied water in 2007, year unit water consumption by inhabitants dropped to  $112 \text{ dm}^3/\text{inhabitant}\cdot\text{day}$ , but in last three months of 2007, due to change of method of hot water supply (from local to central) value dropped dramatically to  $100 \text{ dm}^3/\text{inhabitant}\cdot\text{day}$ . This change was caused by increase of price of water supplied centrally and installation water meters in all flats.

Comparing average year unit water consumption index in 2007 with index from 2006, its 3% decrease is noted.

Through the whole year 2008 hot water was supplied centrally. Average year unit water consumption index decreased 15% in comparison to 2007.

The results of the above research has confirmed early downward trend at present time in the water consumption, mainly due to:

- methods of hot water preparation,



- progressing increase of the water price,
- increase range of the individual water consumption measurement.

Unit water consumption index is Lower than data from literature, which are assumed during designing [1]. The above results should be taken into consideration for the future programming of the water consumption rate for the small housing estates, particularly at present progressing financial and economic crisis.

There is certain limit of minimum water consumption, which Carnot be crossed in order to maintain proper standard of living of modern human being. It is hard to determine that limit today. It will be possible to find it out continuing investigations during financial and economical crisis.

## **Efekty beztlenowego procesu przetwarzania odpadowych substratów organicznych pochodzących z przemysłu mięsnego**

*Marcin Zieliński, Marcin Dębowski, Mirosław Krzemieniewski  
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*

### **1. Wstęp**

Proces fermentacji metanowej, powszechnie wykorzystywany do unieszkodliwiania osadów ściekowych [2, 9] w ciągu ostatnich kilkunastu lat znalazł szerokie zastosowanie w oczyszczaniu bardzo stężonych ścieków przemysłowych. [1, 3÷5, 8]. Układy anaerobowe funkcjonują najczęściej jako samodzielne systemy zapewniające jakość odpływu na wymaganym poziomie (ładunek zanieczyszczeń organicznych eliminowany jest w przedziale 70÷90%) lub jako I stopień usuwania zanieczyszczeń, po których następują kolejne etapy oczyszczania. W ostatnich latach tego typu rozwiązania stosowane są w procesach przeróbki odpadowych substratów organicznych w celu ich neutralizacji i pozyskania wysokoenergetycznego biogazu.

Na proces fermentacji metanowej składa się szereg przemian biochemicznych, w efekcie których złożone związki organiczne ulegają przemianie do produktów końcowych w postaci metanu i dwutlenku węgla. W pierwszej kolejności zachodzi hydroliza złożonych związków białek, cukrów, tłuszczu. Proces ten prowadzony jest przez bakterie hydrolizujące, a jego efektem jest powstanie aminokwasów, monosacharydów, wyższych kwasów tłuszczowych. Związki te stają się substratem do kolejnego etapu przemian – kwasogenezy. Jej efektem jest powstanie lotnych kwasów tłuszczowych. Ostatnim etapem jest produkcja metanu, która może zachodzić bądź w wyniku dekarboksylacji kwasu octowego lub poprzez procesy redukcyjno-metanogenne (redukcja CO<sub>2</sub> do CH<sub>4</sub> przy udziale H<sub>2</sub>). Ostatni etap fermentacji czyli metanogeneza decyduje o szybkości całego procesu. Szybkość wzrostu mikroorganizmów biorących udział w tej fazie jest znacznie niższa niż bakterii kwasogennych stąd zapewnienie

optymalnych warunków dla metanogenezy stanowi o sprawności całego procesu. Co ciekawe wszystkie mikroorganizmy metanogenne zaliczane są do osobnej domeny. W królestwie Procariota wyróżnia się dwie zasadniczo różne grupy organizmów, domenę Bacteria (większość współczesnych szczepów bakterii, brak organizmów metanogennych, niewielka liczba gatunków żyjących w warunkach ekstremalnych) oraz domenę Archea (wszystkie organizmy metanogenne, liczne gatunki żyjących w warunkach ekstremalnych).

Stosowanie systemów beztlenowych jest uzasadnione ze względu na uzyskiwane efekty technologiczne i ekonomiczne. Niska energochłonność, pięciokrotnie mniejszy w stosunku do systemów tlenowych przyrost biomasy osadu, ograniczenie rozprzestrzeniania się aerozoli i odorów oraz szybki rozruch nawet po długiej przerwie w eksploatacji to dodatkowe atuty przemawiające za upowszechnianiem metod beztlenowych [6, 7, 10].

Celem badań było określenie wydajności procesu fermentacji metanowej odpadów organicznych pochodzących z przemysłu mięsnego oraz charakterystyka powstającego fermentatu.

## **2. Metodyka**

Badania przeprowadzono w warunkach laboratoryjnych. Doświadczenia podzielono na cztery warianty. Kryterium podziału stanowił skład wykorzystywanej kompozycji substratowej. W prezentowanym eksperymencie zastosowano substraty, które pozwoliły na uzyskanie najwyższych efektów technologicznych w respirometrycznych badaniach statycznych przeprowadzonych z wykorzystaniem zestawu OxiTop Control firmy WTW.

Charakterystyka wykorzystywanych w doświadczeniach surowej materii organicznej oraz stosowanych osadów fermentacyjnych została zaprezentowana w tabeli 1.

Wagowy udział poszczególnych substratów w składzie podstawy substratowej stosowanej w kolejnych częściach eksperymentu zaprezentowano w tabeli 2.

Mieszanina substratów uwadniana była następnie do poziomu 90%. Podstawowe parametry mieszanin substratów organicznych wykorzystywanych w poszczególnych wariantach eksperymentu przedstawiono w tabeli 3.

Zastosowane poziomye uwodnienia końcowe wynikały z założonych podczas eksperymentu początkowych parametrów technologicznych prowadzenia procesu fermentacji metanowej:

- obciążenie na poziomie 2,0 kg s.m.o./m<sup>3</sup>·d (2,0 g s.m.o./dm<sup>3</sup>·d),
- czas zatrzymania 40 dni,
- objętość komory 4,0 dm<sup>3</sup>.

**Tabela 1.** Charakterystyka stosowanych w doświadczeniu substratów organicznych oraz osadu beztlenowego

**Table 1.** Characteristic of organic substrates and anaerobic sludge used in the experiment

Substrat	Wskaźnik			
	Sucha masa [%]	Uwodnienie [%]	Zawartość substancji organicznych [% s.m.]	Zawartość substancji mineralnych [% s.m.]
Miękkie odpady poubojowe	20,6	79,4	87,1	12,9
Krew	10,1	89,9	91,9	8,1
Osad biologiczny	12,2	87,8	82,8	17,2
Osad poflotacyjny	7,2	92,8	76,3	23,7
Mączka mięsno – kostna	87,2	12,8	73,4	26,6
Przeterminowane produkty żywnościowe	27,6	72,4	84,2	15,8
Odpady gastronomiczne	30,9	69,1	86,9	13,1
Osad z hydrolizera	8,7	91,3	81,2	18,8
Osad z komory fermentacyjnej	4,6	95,4	67,3	32,7
Gnojowica świńska	5,6	94,4	79,7	20,3

**Tabela 2.** Udział wagowy produktów odpadowych w mieszaninie substratowej

**Table 2.** Percentage by weight of waste product in substrate mixture

Substrat	Wariant			
	I	II	III	IV
	Zawartość w mieszaninie substratów [% wagowych]			
Miękkie odpady poubojowe	44,6	71,5	-	-
Krew	6,4	11,5	8,2	6,4
Osad biologiczny	5,2	-	-	-
Osad poflotacyjny	10,3	-	-	-
Mączka mięsno – kostna	24,0	-	30,9	24,4
Przeterminowane produkty żywnościowe	6,8	12,1	43,1	13,6
Odpady gastronomiczne	2,7	4,9	17,8	5,6
Gnojowica świńska	-	-	-	50,0

**Tabela 3.** Charakterystyka substratów wykorzystywanych w eksperymencie  
**Table 3.** Characteristic of substrate used in the experiment

Wariant	Przed uwodnieniem				Po uwodnieniu		
	Sucha masa [%]	Uwodnienie [%]	Zawartość substancji organicznych [% s.m.]	Zawartość substancji mineralnych [% s.m.]	Sucha masa [%]	Uwodnienie [%]	Zawartość substancji organicznych [kg/dm <sup>3</sup> ]
I	33,9	66,1	78,2	21,8	10,0	90,0	0,08
II	20,8	79,2	87,3	12,7	10,0	90,0	0,08
III	55,2	54,8	81,9	18,1	10,0	90,0	0,08
IV	30,2	69,8	79,9	20,1	10,0	90,0	0,08

Uzyskana charakterystyka substratów pozwalała na wprowadzenie każdego dnia do eksperymentalnych komór o objętości czynnej 4,0 dm<sup>3</sup> po 100 cm<sup>3</sup> uwodnionej kompozycji substratowej, czyli 8,0 g substancji organicznej.

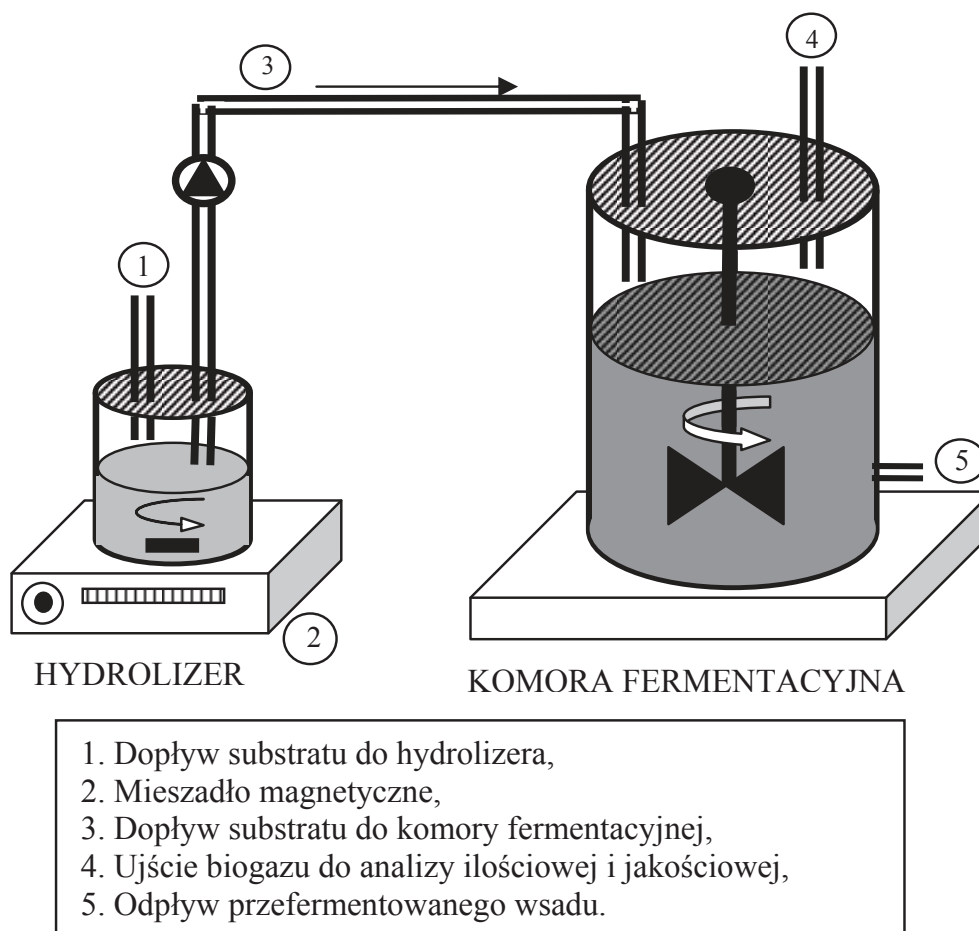
Uwodnione kompozycje substratów organicznych przed rozpoczęciem procesu właściwej fermentacji metanowej poddawano procesowi hydrolizy. Proces hydrolizy prowadzono w laboratoryjnych reaktorach beztlenowych o objętości czynnej 0,40 dm<sup>3</sup>. Substrat wprowadzano do modelowych komór hydrolizera w ilości 100 cm<sup>3</sup>/d. Uzyskano w ten sposób czterodobowy czas zatrzymania. W hydrolizerze umieszczono osad pochodzący z biogazowni eksploatowanej na terenie Niemiec, którego zadaniem było przeprowadzenie fermentacji kwaśnej w celu rozkładu złożonych związków organicznych do lotnych kwasów tłuszczowych. Temperatura inkubacji w hydrolizerze utrzymywana była na poziomie 40°C.

Substraty z hydrolizera każdego dnia dozowano do właściwych reaktorów fermentacyjnych w ilości 100 cm<sup>3</sup>. Jednocześnie identyczna objętość osadu była z eksploatowanych modelowych komór odbierana. Zgodnie z założeniami eksperymentu czas zatrzymania osadów w reaktorze wynosił 40 dni. W komorach w pierwszej części eksperymentu utrzymywane było obciążenie ładunkiem związków organicznych na poziomie 2,0 kg s.m.o./m<sup>3</sup>·d. Budowę stanowiska badawczego wykorzystywanego w eksperymencie zaprezentowano na rysunku 1.

W eksperymencie jako właściwe komory fermentacyjne zastosowano modelowe reaktory o objętości czynnej 4,0 dm<sup>3</sup>. Reaktory wyposażone zostały w:

- czujki temperatury,
- system grzewczy,
- elektrody do pomiaru odczynu,
- system mieszania,
- układ zasilający reaktory substratem,

- układ odprowadzający produkty procesu,
- system do zbierania, magazynowania i analizy biogazu.



**Rys. 1.** Schemat stanowiska badawczego  
**Fig 1.** Scheme of experimental stand

Zgodnie z założeniami badania przeprowadzono w temperaturze 42°C.

Uruchomienie systemu grzałek sterowane było poprzez sterownik termiczny, który reagował bezpośrednio na wskazania czujek temperaturowych zlokalizowanych wewnątrz eksploatowanych reaktorów modelowych. Gdy temperatura spadła poniżej założonych wartości 40°C uruchamiane zostawały systemy grzewcze. Gdy czujnik temperaturowy umieszczony we wnętrzu reaktora wskazywał odpowiednią wartość temperatury następowało automatyczne odcięcie zasilania grzałek. Przyjęto histerezę  $\pm 1^{\circ}\text{C}$ . Zastosowany sposób mieszania zawartości reaktora polegał na wykorzystaniu mieszadeł pionowych, które pracowały z wydajnością 20 obrotów na minutę.

Podczas eksperymentu przeprowadzono analizy fizykochemiczne dotyczące substratów wykorzystywanych w procesie, przefermentowanego wsadu

pochodzącego z laboratoryjnych komór fermentacyjnych oraz ilości i składu biogazu. Zakres przeprowadzonych badań obejmował:

- sucha masa [PN-C-04616-01:1975],
- substancje organiczne [PN-EN 12879:2004],
- substancje mineralne [PN-EN 12879:2004],
- azot ogólny Kjeldahla [PN 73/C-04576/12],
- fosfor ogólny [PN 91/C-04537/09],
- odczyn,
- wapń ogólny [PN-C-04551-00:1974],
- magnez ogólny [PN-C-04562-00:1975],
- skład biogazu przy wykorzystaniu analizatora typu LMSxi/G4.18 firmy Gas Data Ltd.

### **3. Wyniki badań**

#### **3.1. Charakterystyka ilości i składu powstającego biogazu**

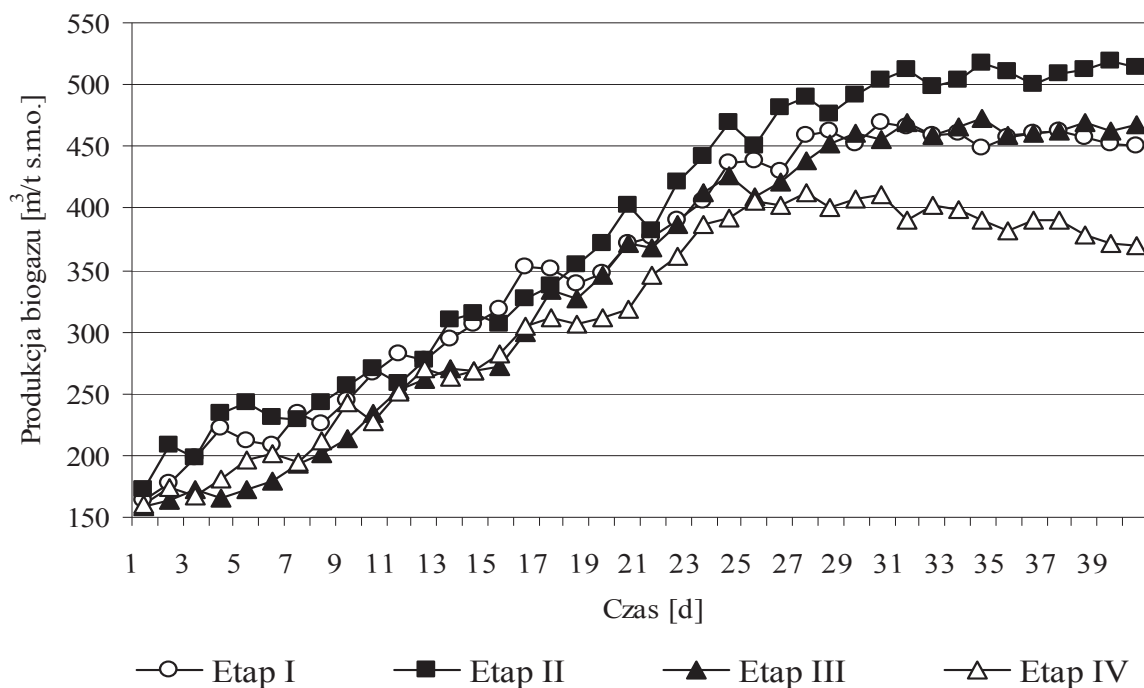
W wariacie I okres wpracowywania układu technologicznego, a co za tym idzie systematyczny wzrost wydajności produkcji biogazu obserwowano do 27 dnia prowadzenia eksperymentu (rysunek 2). W tym okresie ilość wytwarzanych gazowych produktów metabolizmu bakterii beztlenowych kształtowała się w zakresie od 164 m<sup>3</sup>/t s.m.o. do 450 m<sup>3</sup>/t s.m.o.. W analogiczny sposób przebiegał proces zwiększania udziału metanu w biogazie. W pierwszych dziesięciu dniach prowadzenia procesu fermentacji metanowej zawartość CH<sub>4</sub> utrzymywała się na poziomie poniżej 60,0% w generowanych biogazie. Tendencję istotnego wzrostu zawartości tego komponentu mikrobiologicznych przemian w warunkach beztlenowych notowano do około 25 dnia eksploatacji modelowych komór. Po tym okresie ilość tego składnika w biogazie kształtowała się na stałym poziomie mieszczącym się w granicach od 65% do 67% (rysunek 3). Odczyn w reaktorze przez cały czas prowadzenia eksperymentu, utrzymywał się w zakresie optymalnym dla bakterii prowadzących proces metanogenezy. Podczas eksploatacji reaktorów obserwowano nieznaczny spadek wartości pH w pierwszych 15 dniach prowadzenia eksperymentu z poziomu 7,82 pH do 7,70 pH. W dalszej części doświadczenia wartość tego wskaźnika utrzymywała się na stałym poziomie od 7,60 pH do 7,70 pH.

W wariacie II mieszanina substancji organicznych pozwoliła na uzyskanie najwyższej wydajności produkcji biogazu w stosunku do pozostałych części eksperymentu. Po wpracowaniu i adaptacji osadu beztlenowego do stosowanego substratu uzyskiwana ilość gazowych produktów procesu metabolizmu kształtowała się na poziomie od 500 m<sup>3</sup>/t s.m.o. do 519 m<sup>3</sup>/t s.m.o. (rysunek 2). W trakcie eksperymentu stwierdzono, iż wpracowywanie beztlenowej

mikroflory bakteryjnej i sukcesywny wzrost wydajności produkcji biogazu obserwowano do 30 dnia prowadzenia procesu. Po tym okresie notowano wyrównany poziom produkcji gazu fermentacyjnego.

Skład uzyskiwanego biogazu w tej części eksperymentu był niższy w stosunku do zawartości metanu w wariancie I. Zawartość metanu w biogazie poniżej 60,0% utrzymywała się przez 16 d prowadzenia procesu biogazowania. Po 31 dniach eksploatacji układu eksperymentalnego notowane procentowe stężenia w biogazie były stabilne i porównywalne. Zawartość metanu w tym wariancie doświadczalnym kształtowała się na poziomie w przedziale od 63,9% do 65,8% (rysunek 3).

Notowano bardzo wyrównany poziom pH w ciągu całego procesu. Odczyn zawierał się w bardzo wąskich granicach od 7,82 pH do 7,57 pH. Nie stwierdzono istotnych zależności między wartością tego parametru technologicznego a fazą czasową prowadzonego doświadczenia.

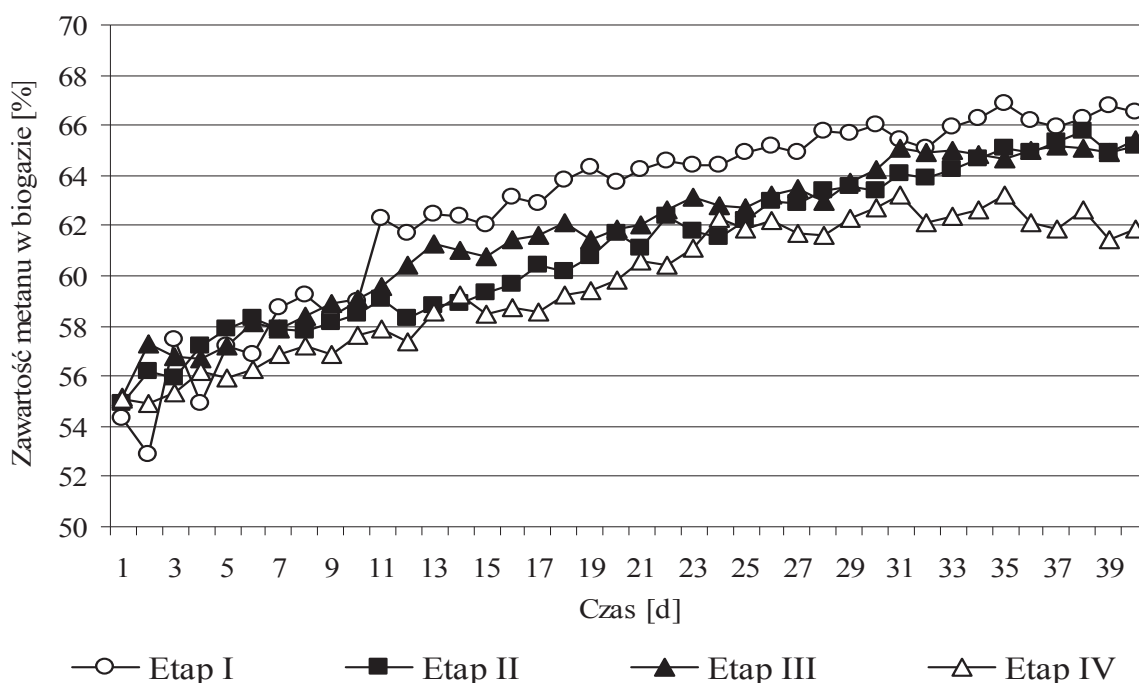


**Rys. 2.** Wydajność produkcji biogazu  
**Fig 2.** Efficiency of biogas production

W wariancie III adaptację mikroorganizmów osadu beztlenowego do warunków prowadzenia procesu oraz sukcesywny wzrost wydajności produkcji biogazu obserwowano do 28 dnia eksploatacji układu eksperymentalnego. W tym okresie wzrost ilości wytwarzanych gazowych produktów metabolizmu bakterii beztlenowych kształtował się w zakresie od 159 m<sup>3</sup>/t s.m.o. do 452 m<sup>3</sup>/t s.m.o.. Następnie wydajność produkcji biogazu mieściła się w granicach od



461 m<sup>3</sup>/t s.m.o. do 472 m<sup>3</sup>/t s.m.o. (rysunek 2). W analogicznym okresie obserwowano zwiększanie udziału metanu w biogazie. Zawartość CH<sub>4</sub> utrzymującą się na poziomie poniżej 60,0% w notowano przez pierwsze jedenaście dni prowadzenia procesu beztlenowego. Tendencje istotnego wzrostu zawartości tego komponentu obserwowano do około 30 dnia eksploatacji modelowych komór beztlenowych. Po tym okresie ilość CH<sub>4</sub> w biogazie kształtowała się na stałym poziomie mieszczącym się w granicach od 64,7% do 65,4% (rysunek 3). Odczyn w reaktorze, przez cały czas prowadzenia procesu, utrzymywał się w zakresie optymalnym dla bakterii prowadzących proces metanogenezy. Zmiany wartości tego parametru kształtowały się w zakresie od 7,49 pH do 7,84 pH i były niezależne od czasu prowadzenia eksperymentu.



Rys. 3. Zawartość metanu w biogazie  
 Fig. 3. Methane content in biogas

Kompozycja substratów stosowana w wariancie IV pozwoliła na uzyskanie najniższych efektów technologicznych, w porównaniu do wcześniejszych wariantów eksperymentu. Obserwacja ta odnosi się zarówno do całkowitej objętości biogazu pozyskiwanego z jednostki masy substancji organicznej, jak również do jego składu jakościowego. Systematyczny wzrost produkcji biogazu w tym wariancie doświadczenia obserwowano do 25 dnia eksploatacji układu eksperymentalnego. W tym okresie uzysk biogazu przypadający na tonę suchej masy organicznej wzrastał od 160 m<sup>3</sup>/t s.m.o. do około 400 m<sup>3</sup>/s.m.o. Najwyższą wartość zanotowano w 27 dniu eksploatacji laboratoryjnych komór beztlenowych

i wynosiła ona 412 m<sup>3</sup>/t s.m.o. Stabilny poziom objętości pozyskiwanego biogazu obserwowano w ciągu 10 dni. Po tym okresie wydajność produkcji została istotnie ograniczona poniżej poziomu 400 m<sup>3</sup>/t s.m.o. (rysunek 2).

Odczyn w komorze fermentacyjnej kształtował się w granicach od 7,81 pH do 7,28. W trakcie eksploatacji badawczej komory beztlenowej obserwowano powolny spadek wartości tego parametru. Tendencja ta utrzymywała się do 27 dnia pracy modlonej komory biogazowi, po tym okresie wartość tego parametru technologicznego zawierała się w wąskim przedziale od 7,26 pH do 7,39 pH.

W ostatnich dniach prowadzenia doświadczenia ilość produkowanego biogazu kształtowała się na poziomie około 370 m<sup>3</sup>/t s.m.o.. Skład jakościowy gazowych produktów przemian w warunkach beztlenowych ustabilizował się na stałym poziomie po około 23 dniach eksploatacji reaktora. Zawartość metanu w biogazie po tym okresie wynosiła od 60,0% do 63,0% do końca eksperymentu (rysunek 3).

### **3.2. Charakterystyka przetworzonego w procesie fermentacji substratu**

Niezależnie od stosowanego substratu w procesie beztlenowym uzyskano podobną charakterystykę osadu przefermentowanego. Sucha masa zawierała się w wąskich granicach od 4,97% w I wariantcie eksperymentu do 5,89% w III części eksperymentu (tabela 4). Najwyższą koncentrację substancji organicznych w przefermentowanym, odbieranym z komór wsadzie stwierdzono w wariantcie II i wynosiła ona 66,91%, najniższą natomiast w wariantcie III, w którym stwierdzono 65,5% zawartości związków węglowych. Należy stwierdzić, iż parametry opisujące wsad przefermentowany pod kątem uwodnienia i oraz zawartości substancji organicznych są bardzo zbliżone niezależnie od stosowanego rozwiązania technologicznego (tabela 4).

W trakcie eksperymentu analizowano wsad przefermentowany pod kątem zawartości substancji nawozowych. Próby do analiz pobrano na zakończenie eksploatacji reaktorów beztlenowych. Zawartość fosforu ogólnego w zależności od wariantu eksperymentu mieściła się w przedziale od 13,8 mg/g s.m. do 18,9 mg/g s.m.. Najwyższą koncentrację tego parametru stwierdzono w wariantcie IV. Natomiast najniższą zawartość fosforu ogólnego wykazano w przefermentowanym wsadzie pochodzącym z reaktorów eksploatowanych w wariantcie II. W wariantcie I średnia ilość fosforu ogólnego kształtowała się na poziomie 16,4 mg/g s.m.. W wariantcie III stwierdzono natomiast 14,3 mg P/g s.m. przefermentowanego wsadu (tabela 5).

Koncentracja azotu ogólnego wykazywała większe zróżnicowanie, które uzależnione było bezpośrednio od stosowanego substratu organicznego. Najwyższą ilość tego parametru wynoszącą 147,3 mg/g s.m. stwierdzono w substracie przefermentowanym pochodzącym z reaktora eksploatowanego w wariantcie IV, w którym do kompozycji substancji organicznych dodano gnojowi-

cę. Najniższe stężenie azotu ogólnego zanotowano w wariancie I i wynosiło ono 97,2 mg/g s.m. W wariancie II eksperymentu zanotowano 112,6 mg N/g s.m, a III części 99,4 mg N/g s.m (tabela 5).

**Tabela 4.** Zawartość suchej masy oraz substancji organicznych w przefermentowanym wsadzie

**Table 4.** Dry mass and organic matter content in digested charge

Wariant	Wskaźnik			
	Sucha masa [%]	Uwodnienie [%]	Zawartość substancji organicznych [% s.m.]	Zawartość substancji mineralnych [% s.m.]
I	5,33	94,67	65,78	34,22
II	4,97	95,03	66,91	33,09
III	5,63	94,37	65,03	34,97
IV	5,89	94,11	66,07	33,93

**Tabela 5.** Zawartość substancji nawozowych w przefermentowanym wsadzie

**Table 5.** Fertilizing substances content in digested charge

Wariant	Wskaźnik				
	Fosfor ogólny [mg/g s.m.]	Azot ogólny [mg/g s.m.]	Wapń ogólny [mg/g s.m.]	Magnez ogólny [mg/g s.m.]	Odczyn [pH]
I	16,4	97,2	27,4	1,6	7,62
II	13,8	112,6	31,4	1,3	7,57
III	14,3	99,4	42,6	0,9	7,62
IV	18,9	147,3	23,6	1,1	7,30

Zawartość wapnia ogólnego w zależności od wariantu eksperymentu mieściła się w przedziale od 23,6 mg/g s.m. do 42,6 mg/g s.m.. Najwyższą koncentrację tego parametru stwierdzono w wariancie III. Natomiast najniższą zawartość wapnia ogólnego wykazano w przefermentowanym wsadzie pochodzącym z reaktorów eksploatowanych w wariancie IV. W przypadku, gdy modelowe komory fermentacyjne eksploatowano z zastosowaniem mieszanki substratowej odpowiadającej obecnie posiadanym ilościom substratów organicznych (wariant I) średnia ilość wapnia ogólnego kształtowała się na poziomie 27,4 mg/g s.m. W wariancie II stwierdzono natomiast 31,4 mg/g s.m. przefermentowanego wsadu (tabela 5).

Niezależnie od wariantu eksperymentu stwierdzono niską, porównywalną zawartość magnezu ogólnego w przefermentowanym wsadzie. Ilość tego parametru kształtowała się w granicach od 0,9 mg/g s.m. do 1,6 mg/g s.m. Odczyn osadu zawierał się w wąskich granicach między 7,30 pH, a 7,62 pH w zależności od wariantu doświadczenia (tabela 5).

#### **4. Wnioski**

Przeprowadzone badania pozwalają stwierdzić, iż najwyższy efekt technologiczny uzyskano w wariancie II eksperymentu, w którym w kompozycji substratowej dominowały odpady poubojowe. Zastosowanie obciążenia komór ładunkiem związków organicznych na poziomie  $2,0 \text{ kg s.m.o./m}^3 \cdot \text{d}$  umożliwiło uzyskanie ilości biogazu po okresie wpracowania w ilości około  $510 \text{ m}^3/\text{t s.m.o.}$ , o zawartości metanu w biogazie bliskiej 65%.

W wariancie I, w którym do komór fermentacyjnych wprowadzano najbardziej urozmaiconą mieszaninę organicznych produktów odpadowych uzyskano blisko  $470 \text{ m}^3/\text{t s.m.o.}$  biogazu, o zawartości metanu w granicach 66%÷67%. Podobną efektywnością procesu charakteryzował się układ zasilany substratem w wariancie III. Ilość biogazu kształtował się na poziomie  $460\div 470 \text{ m}^3/\text{t s.m.o.}$ . Zawartość metanu w tym przypadku wynosiła około 65%.

Najniższą efektywność technologiczną zanotowano w wariancie IV, w którym do kompozycji substratowej dodano gnojowicę świńską. Ilość uzyskiwanego biogazu kształtowała się w granicach od  $370\div 410 \text{ m}^3/\text{t s.m.o.}$ , przy czym najwyższą wydajność obserwowano do 30 dnia eksploatacji układu badawczego. Dłuższy czas zatrzymania spowodował obniżenie zarówno wydajności produkcji biogazu, jak i pogorszenie jego składu jakościowego.

#### **Literatura**

1. **Austermann-Haun U.:** *Anaerobic processes in wastewater treatment as sources of energy*. III Samorządowe Forum Ekologiczne pt. Gospodarka wodno-ściekowa i odpadami w zlewniach jezior, Rybaki. 10-11. 10, 93-104, 2002.
2. **Gosh S.:** *Pilot-scale demonstration of two-phase anaerobic digestion of activated sludge*. Wat. Sci. Technol. 22, 1179-1188, 1991.
3. **Habets L.:** *Overview of industrial anaerobic waste water treatment*. Ind. Anaerobic Waste Water Treatment Conf., 18. 09. Londyn, 1996.
4. **Hamdi M.:** *Anaerobic digestion of olive mill wastewaters*. Process Biochemistry 31, 105-110, 1996.
5. **Hamdi M., Garcia J.L.:** *Comparison between anaerobic filter and anaerobic contact process for fermented olive mill wastewaters*. Bioresource Technol. 38, 23-29, 1991.
6. **Han S.K., Shin H.S., Song Y.C., Lee C.Y., Kim S.H.:** *Novel Anaerobic Process for the Methane and Compost From Food Waste*. Proceeding of the 9th World Congress on Anaerobic Digestion. Antwerpen. Belgium. Sep.2-6, 645-650, 2001.
7. **Hawkes R.F., Donnelly T., Anderson G.K.:** *Comparative performance of anaerobic digesters operating on ice-cream wastewater*. Wat. Res. 29, 525-533, 1995.
8. **Iza J., Colleran E., Paris J.M., Wu W.M.:** *International workshop on anaerobic treatment technology for municipal and industrial wastewaters: summary paper*. Wat. Scie. & Technol. 24, 1-16, 1991.

9. Janczukowicz W., Krzemieniewski M., Pesta J.: *Gospodarka osadowa w zakładach mleczarskich oczyszczalniach ścieków*. I Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna, 233 – 237, Częstochowa, 1995.
10. Pérez M., Romero L.I., Sales D.: *Comparative performance of high rate anaerobic thermophilic technologies treating industrial wastewater*. Wat. Res. 32., 559-564, 1998.

## Effects of Organic Substrate from Meat Processing Industry Anaerobic Transformation Process

### Abstract

Alternative, renewable forms of energy are gaining increased importance in the trend to complement or even substitute conventional energies. Biogas production and utilization is a feasible and energetically interesting projection with an immense resource potential in nature available for energy production. The anaerobic degradation of organic matter is a multi-phase process comprising acidogenesis and subsequent methanogenesis. In the first phase, complex organic materials, carbohydrates, amino acids, long-chain fatty acids and alcohols are degraded to intermediary products such as short-chain fatty acids, which are metabolised in the subsequent phase.

The aim of the study was to characterize efficiency of biogas production and parameters of the digested charge. The experiments were conducted under laboratory conditions. Depending on the substrate composition and the scope of the research work, the experiment was divided into four phases. The two stage anaerobic fermentation of liquid municipal organic waste at mesophilic conditions (40 °C) was investigated in a continuously stirred 0,4 dm<sup>3</sup> hydrolyser and 4,0 dm<sup>3</sup> anaerobic reactor. The time of substrate retention in the biogas system was 40 days, and the load of impurities was about 2.0 kg o. m./m<sup>3</sup> · d.

During the experiment physicochemical analyses of raw and digested charge was performed. The scope of analyses included the dry mass, content of organic substances, mineral substances, hydration, total nitrogen, total phosphorus, calcium, magnesium, reaction, volume of biogas and content of methane.

Conducted investigations permit to affirm, it that the highest technological effect was observed in stage II experiment, when in substrate composition predominated meat wastes. Biogas quantity was about 510 m<sup>3</sup>/t dry organic matter. Content of methane in biogas was 65%.

The lowest technological efficiency was shown in stage IV. The quantity of biogas was between 370÷410 m<sup>3</sup>/t dry organic matter. The highest efficiency biogas production was observed near 30 day of exploitation of anaerobic bioreactor. The longer time of exploitation influenced on limitation biogas production and methane content.

## Odporność psychiczna a choroby przewlekłe na tle nerwowym uwarunkowane jakością środowiska życia człowieka

*Izabela Górska*

*Wyższa Szkoła Humanistyczno-Ekonomiczna, Łódź*

### 1. Wstęp – rozwój zrównoważony

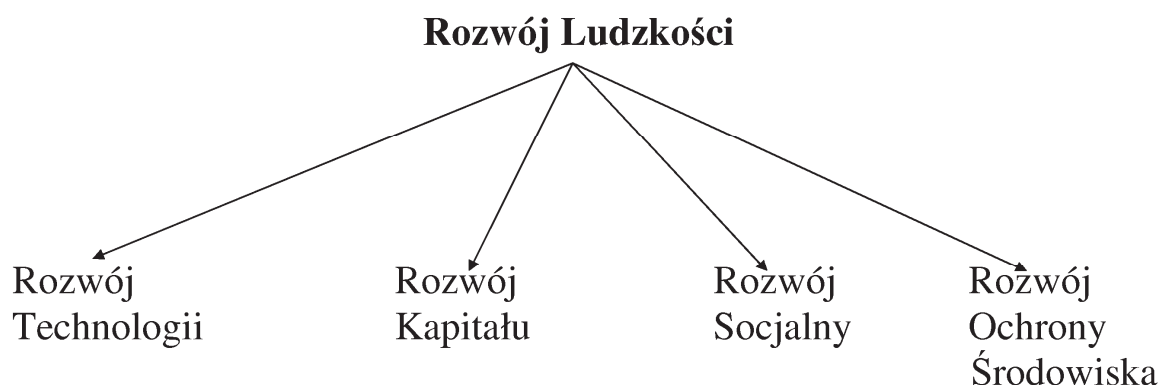
Ogromny, właściwie niekontrolowany, dynamiczny rozwój nowych technologii tworzonych głównie w szeroko rozumianej technice jest możliwy dzięki nagromadzonemu kapitałowi (banki), i stanowi równocześnie główny czynnik zarówno rozwoju człowieka jak i niestety także łączy się z negatywnymi efektami związanymi z destrukcją środowiska.

Dlatego też od kilku lat w świecie w tym także w Polsce istnieje wiele publikacji na temat tzw. rozwoju zrównoważonego, w czym niepośrednią rolę odgrywają badania polskich uczonych [21÷29, 32].

Rozwój zrównoważony determinuje stosowna równowaga czterech czynników – parametrów ogólnie rozumianego rozwoju, co Autorka ujmuje w formie ogólnego schematu – rys. 1:

- sfera rozwoju technologii (wdrożenia),
- sfera rozwoju kapitału (banki, oszczędności – inwestycje),
- sfera rozwoju socjalnego (dobrobyt),
- sfera ochrony środowiska (zabezpieczenie środowiska przed niszczącym działaniem technologii przemysłowych).

Jeżeli którykolwiek z wyżej wymienionych parametrów będzie rozwijał się nadmiernie to wówczas pozostałe ww. czynniki wykażą regresję rozwojową – czyli zahamowany zostanie ich rozwój albo urzeczywistniony może być rozwój pozorny.



**Rys. 1.** Schemat blokowy rozwoju zrównoważonego (wg Autorki na bazie studium literaturowego)

**Fig. 1.** Block diagram of sustainable development (according to author on the basis of literature study)

Jest oczywistym, iż przykładowo nadmierna działalność ludzi na rzecz ochrony środowiska nie pozwoli na rozwój nowych technologii (może ograniczyć inwestowanie w produkcję) które co do celu ostatecznego są dla ludzi, zwiększając ich dobrobyt, a więc rozwijając tzw. socjal. Inny przykład to nadmierny rozwój kapitału finansowego (np. oszczędności w bankach skupione na kontach bardzo nielicznych grup społecznych) powoduje ogólne przeciętne zwiększenie ubóstwa i obniżenie tzw. stopy życiowej. Konstytucyjna zasada zrównoważonego rozwoju (art.5, konst. RP) oznacza że jeden z parametrów ww. nie może rozwijać się kosztem drugiego.

Takich przykładów jak wyżej można by tu mnożyć bowiem między tymi czterema wymienionymi parametrami istnieje interakcja pierwszego, drugiego jak i trzeciego stopnia, a w dodatku zależnie od sytuacji może być ona pozytywna jak i negatywna.

Interakcja dodatnia ww. parametrów czyli rozwój zrównoważony wszystkich tych czynników ma miejsce wówczas, gdy jest on optymalny – dla każdego z tych czterech parametrów. Tu, pod pojęciem optymalny należy rozumieć taki, który pozwala na rozwój korzystny pozostałych trzech parametrów. Natomiast, w przypadku gdy jeden z ww. parametrów rozwija się zbyt dynamicznie (kosztem pozostałych, to może spowodować zahamowanie rozwoju – to jest tzw interakcja ujemna; takim przykładem może być nadmierny rozwój technologii przemysłowych, który wykazuje negatywny wpływ na środowisko. Oczywiście nie dotyczy ta uwaga technologii innych tj. takich, które chronią środowisko (np. instalacje ochrony atmosfery, oczyszczalnie ścieków, zakłady neutralizacji i przeróbki odpadów itp.).

Znaczące i pionierskie prace w kraju w problematyce tzw. rozwoju zrównoważonego prowadzi w Polsce od wielu lat prof. Franciszek Piontek i jego zespół (m.in. dr Barbara Piontek, dr Wojciech Piontek) [24÷29]. W pracach – monografii Barbary Piontek m.in. [24] można znaleźć Jej autorskie teoretyczne modele rozwoju zrównoważonego i trwałego, natomiast w pracach prof. Franciszka Piontki m.in. [26, 27] wyznaczenie i omówienie parametryczne tzw. narzędzi ekonomiczno – prawnych i organizacyjnych dla wdrażania rozwoju zrównoważonego. (m.in. określenie tzw. efektywności społecznej w ramach której prof. Piontek wyróżnia tzw. efektywność ekologiczną, a wreszcie podaje równanie ogólne zintegrowanej efektywności ekonomicznej, ekologicznej i społecznej). Od kilku lat znaczące prace w problematyce rozwoju zrównoważonego w odniesieniu do głębokiego zhumanizowania prowadzi dr Artur Pawłowski m.in. [21÷23] od strony rozważań filozoficznych jako coś co powinno tkwić w świadomości każdego człowieka jako pewna idea, której towarzyszy stale świadomość i chęć stosowania ustawicznego jak gdyby na co dzień (w praktyce) działań na rzecz ochrony środowiska.

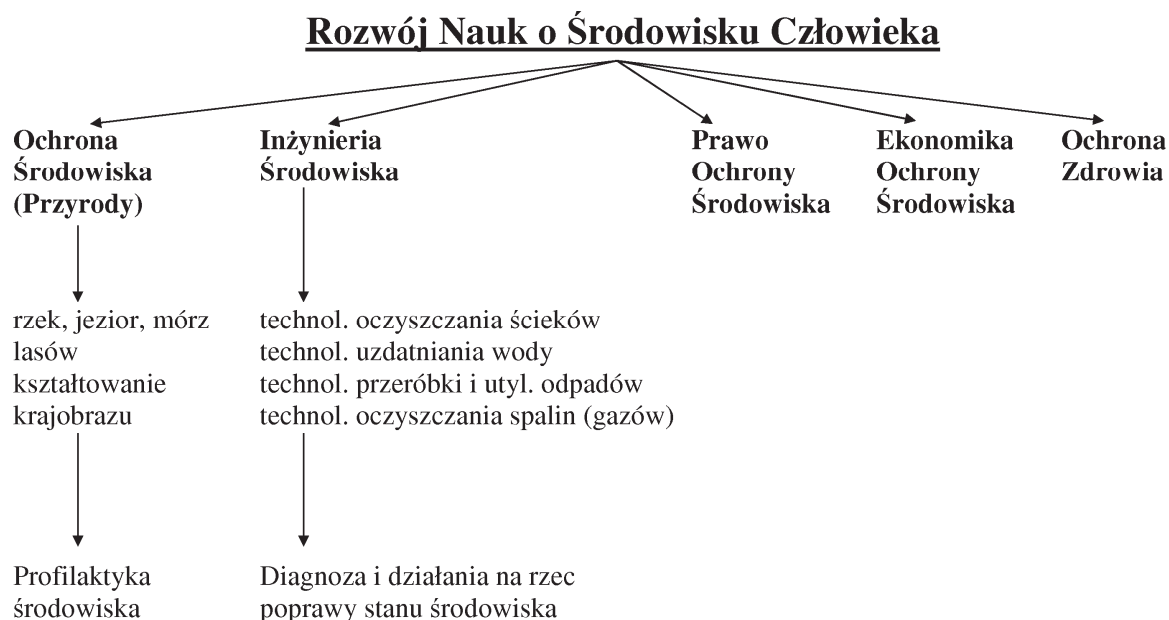
Ochrona środowiska jest więc niezwykle ważnym parametrem rozwoju zrównoważonego – a w skład tego pojęcia obok inżynierii i ochrony środowiska – (wdrożenia technologii, uzdatnianie wody, oczyszczanie ścieków, przeróbki i utylizacji odpadów, technologii ochrony powietrza), ochrony szeroko rozumianej przyrody (ochrona rzek, jezior, mórz, rezerваты przyrody, parki krajobrazowe) – wchodzi także ochrona zdrowia. Aby to osiągnąć musimy mieć zabezpieczenia prawne i bezpieczeństwo ekonomiczne m.in. [7, 20, 34, 35].

Natomiast ogólnie rozwój zrównoważony determinuje rozwój nauki w tych dziedzinach – rys. 2.

Ochrona zdrowia to min. ochrona przed chorobami wywołanymi negatywnymi zmianami środowiska poprzez zanieczyszczenie go głównie węglowodorami oraz metalami ciężkimi m.in. [10, 18, 19, 33, 36]. Głównie dotyczy to chorób nowotworowych, alergii itp., m.in. prace prof. Janusza Koneckiego i zespołu [11÷16]; najkrócej ujmując polegały na ocenie jakościowej oraz ilościowej metali które wchodzi w skład organizmu ludzkiego. Badania wykonano napromieniowując tkanki, przez co metale stają się izotopami, które można oznaczyć. Kumulacja toksycznych związków w organizmie człowieka, ma związek, a więc wpływ na zwiększanie ilości chorób wynikających z tempa życia współczesnego człowieka czyli jego pogoni za dobrobytem, które to przypadki zachorowań pozostają w zależności funkcyjnej od stresu, a z kolei stres, używając pojęć matematycznych wpływa bezpośrednio na zmienną wynikową czyli zmienną zależną, a więc ogólną podatność człowieka na choroby (zmniejszona odporność). Człowiek traktowany jako jednostka jest i powinien



być najważniejszym elementem świata przyrody (co wielokrotnie zaznacza w swych pracach doktor honoris causa prof. Franciszek Piontek.



**Rys. 2.** Schemat blokowy rozwoju nauk o środowisku (wg Autorki na bazie studium literaturowego)

**Fig. 2.** Block diagram of environment sciences development (according to author on the basis of literature study)

Oto, powyżej przedstawiony wywód doprowadza do związku między tzw. rozwojem zrównoważonym – poprzez ochronę środowiska do ochrony zdrowia. Natomiast ochrona zdrowia jest funkcją rozwoju dobrobytu społeczeństw, czyli zwiększania nakładów finansowych na profilaktykę i leczenie.

## **2. Choroby cywilizacyjne pozostające w związku z psychiką i ochroną środowiska człowieka**

### **2.1 Nerwice – anoreksja i bulimia**

#### *2.1.1. Anoreksja nervosa (jadłowstręt psychiczny)*

Do chorób przewlekłych, wynikłych na tle nerwowym zaliczane są m.in. zaburzenie odżywiania typu anorexia nervosa i bulimia nervosa. Jest to już wręcz epidemia, plaga XXI w. Trzeba zadać sobie pytanie, skąd się bierze, czy pojawiła się dopiero we współczesnych czasach, czy być może już dużo wcześniej. Otóż, już a 1968 roku angielski lekarz W. Morton opisał przypadek 20-letniej dziewczyny, która gwałtownie chudła; była nadpobudliwa i zanikła

u niej miesiączka. Morton podejrzewał ją o gruźlicę, zmarła z powodu niedożywienia [2, 8, 9].

Innym przypadkiem była opisana w XVI wieku choroba „chlorosis”, która swoją nazwę zawdzięcza charakterystycznemu zielonemu kolorowi skóry. Miała ona również objawy charakterystyczne dla anoreksji. Początkowo uważano ją za chorobę ludzi zamożnych, wynikającą z niezaspokojenia seksualnego, później uznana została za chorobę ludzi biednych i głodujących, W XIX w. nadano jej nazwę anemii wynikłej z powodu niedoboru żelaza [8].

Czym więc jest owa przypadłość, choroba? Anoreksja nervosa (gr. jałowstręt psychiczny) jest chorobą polegającą na powstrzymywaniu się od jedzenia, a wręcz głodzeniu się. Ma to charakter patologiczny, gdzie chory doprowadzając własny organizm do wyniszczenia, nie dostrzega swojej skrajnej chudości i balansuje na granicy życia i śmierci. Widzi obraz swojej sylwetki jak gdyby w krzywym zwierciadle, myśląc, że jest otyły usilnie dąży do pozbycia się wydumanych, nadmiernych kilogramów. Anorektyczka (bo w dużej większości są to kobiety, a właściwie dziewczęta, na ogół w wieku 14÷21 lat – mężczyźni stanowią zaledwie 5% chorych) potrafi zamorzyć się głodem, choroba prowadzi ku autodestrukcji i bywa, że kończy się zgonem chorej. Śmiertelność określa się na 10÷20%. Chorobie tej poza chudnięciem towarzyszą liczne objawy tj. bradykardia (zmniejszenie częstotliwości skurczów serca), obniżenie ciśnienia krwi, spadek ciepłoty ciała, pojawienie się owłosienia typu męskiego, obrzęki i wiele innych [3]. Przyczyna tej choroby jest nieznaną choć istotną rolę odgrywają tu czynniki socjalne. Ciekawym jest fakt, że choroba ta jest szczególnie rzadko występująca w rejonach, w których wskaźniki spożycia żywności są niskie. Ważnym czynnikiem przyczynowym jest też fakt, że szczupła sylwetka jest powszechnie akceptowana przez większość społeczeństwa, a otyłość uważana jest za cechę ujemną.

Jest to porażające, iż we współczesnym dostępie do żywności i obecnym dobrobycie człowiek jest w stanie doprowadzić swój organizm do skrajnego wyniszczenia.

Pomyślimy, iż dziewczęta dążące do zdobycia idealnej sylwetki są próżne i zależy im wyłącznie na własnym wyglądzie, tylko czy tak jest naprawdę? Jeśli zależy im na pięknym wyglądzie, to dlaczego doprowadzają do tak skrajnego, nieestetycznego wychudzenia, dlaczego leżąc w szpitalu pod kroplówkami, czasem karmione sondą, wolą umrzeć niż zacząć jeść? Problem jest bowiem, dużo bardziej skomplikowany. Osoba, którą dopada ta straszna choroba jest słaba psychicznie, emocjonalnie [3], ma kłopot z samoakceptacją i relacjami z innymi ludźmi, to wszystko jest niemal zawsze powiązane z przeżyciami w dzieciństwie. Mogą być to traumatyczne przeżycia w domu rodzinnym, śmierć bliskiej osoby, nieprawidłowe relacje z rodzicami co może spowodować np. niedojrzałość emocjonalną. Jeżeli np. dziecko jest zbyt mocno związane

z matką lub ojcem to może bać się dorosłości, i niejedzenie powoduje zahamowanie jego rozwoju fizycznego i seksualności. Bywa też tak że rodzice nie rozumieją dziecka, pojawiają się konflikty lub rodzice są zbyt despotyczni i wówczas jedyny bunt na jaki może sobie pozwolić młody człowiek pojawia się w postaci odmowy przyjmowania pokarmów. Chory często nie potrafi sobie poradzić i rozwiązać problemów, ponieważ nie nauczył się tego w dzieciństwie, ucieka do własnego świata anoreksji i zamyka się w sobie. Często również obwinia się o wszystko, myśli, że nikt go nie lubi i nie akceptuje tego jakim jest, z powodu jego wyglądu. Wtedy wydaje się, że jeśli uda mu się to poprawić, być idealnym perfekcyjnym to takie samo będzie w przyszłości jego życie. Jest to niestety tylko iluzja, złudzenie. Zaczynając się odchudzać, a później wręcz głodzić odsuwa się jeszcze bardziej od ludzi i zamyka się w swoim własnym świecie. Chory robi wszystko, żeby ukryć swoją często przerażającą wręcz chudość oraz to że nie je przed bliskimi. Jeżeli w porę nie otrzyma fachowej pomocy to po prostu umiera [3].

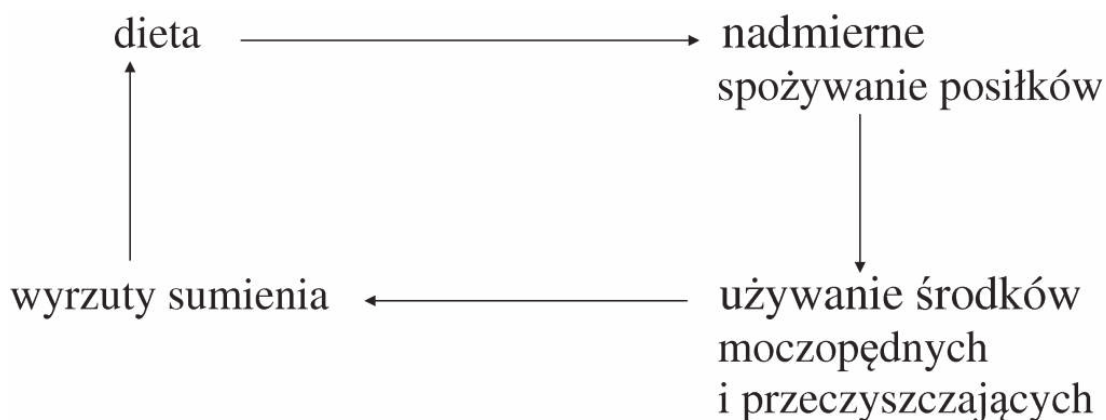
Nie wspominam tu o przypadkach takich gdzie np. chory odmawia jedzenia ponieważ wydaje mu się, iż jest ono zatrute – wiąże się to ze schizofrenią bądź też nadmierne chudnięcie lub unikanie jedzenia pojawia się z powodu innych chorób [3].

### *2.1.2. Bulimia nervosa (chorobliwe odczuwanie głodu na tle nerwowym)*

„Siostrą” anoreksji jest zaburzenie odżywiania zw. bulimia nervosa (żarłoczność psychiczna), Choroby te często się ze sobą łączą lub przeplatają. Bulimia nervosa – wilczy apetyt, jest chorobą charakteryzującą się nawracającymi epizodami żarłoczności a następnie pozbywaniem się tego jedzenia poprzez prowokowanie wymiotów lub nadużywanie środków przeczyszczających moczopędnych [3]. Istnieje także typ bulimii sportowej, gdzie chory pochłonięte kilogramy traci stosując forsujący, ogromny wysiłek fizyczny często ponad jego siły, co zresztą także może powodować inne dolegliwości związane np. z nadciśnieniem, tj. np. wylewy krwi do oka. Historia bulimii sięga już czasów starożytnych. Wówczas ludzie organizując wielkie przyjęcia, uczyli najadali się do syta, a raczej przejadali się a później aby „zrobić miejsce w żołądku” na następne pyszne potrawy, prowokowali wymioty. Były nawet wybudowane specjalne pomieszczenia które służyły właśnie do tego celu [1, 4, 5].

Dziś bulimia jest problemem na skalę światową, (spotyka się ją głównie wśród kobiet z wyższych lub średnich warstw socjo-ekonomicznych) może następować tuż po anoreksji, kiedy wygłodzony organizm pozbawiony wszystkich potrzebnych – makro i mikroelementów, „błaga” o jedzenie. Schemat jest prawie zawsze identyczny, chory po okresie głodu i w chwili napięcia niemal „rzuca” się na wszystko co ma w zasięgu ręki, potrawy słone, ostre, słodkie, kwaśne itd. Robi to szybko, czyniąc przy tym niesamowity nieporządek (liczy

się tylko ta chwila, nic innego nie jest ważne) [3]. Później, udaje się do łazienki, aby się „oczyścić”. Po wszystkim pojawia się odprężenie i rozładowanie emocji ale i poczucie winy, obrzydzenie do samego siebie, chory obiecuje sobie, że to już ostatni raz, ale zwykle kończy się na obietnicach. Po wyrzutach sumienia osoba chora stosuje dość restrykcyjną dietę i kiedy pojawiają się problemy, stres, zwykła czasem nuda mechanizm kompulsywnego objadania się rozpoczyna się od nowa. Rozpoznanie choroby można postawić gdy występują co najmniej trzy napady żarłoczości w ciągu tygodnia przez okres co najmniej trzech miesięcy [3]. Objawom tej choroby często towarzyszy rozszerzenie żołądka, a nawet jego pęknięcie, powiększenie ślinianek przyusznych, może dojść do zachłystowego zapalenia płuc, erozji szkliwa zębowego (związana z kwaśnym odczynem treści pokarmowej) [31]. Jest to zamknięte, błędne koło, z którego chory nie potrafi się uwolnić; schemat – rys. 3.



**Rys. 3.** Schemat tzw. zamkniętego koła bulimii (wg obserwacji własnych Autorki)  
**Fig. 3.** Diagram of so-called closed circle of bulimia (according to author's observations)

Badania (obserwacje) prowadzone przez Autorkę [3] wskazują, że bulimia stanowi ogromny dyskomfort życia chorego, tak jak w przypadku anoreksji chory ukrywa swoją chorobę i izoluje się. W przypadku bulimii chorzy częściej przyznają się do choroby gdyż jest bardziej uciążliwa; są zdecydowanie mniej krnąbrni od osób chorych na anoreksję i chętniej współpracują z zespołem specjalistów. Tutaj również w odróżnieniu od anoreksji pojawiają się częste skutki tj. depresja i próby samobójcze. Chory nie radzi sobie z sytuacją i nie kontroluje swojego zachowania. Leczenie nie jest proste i wymaga wielu lat ciężkiej pracy nad sobą pod opieką lekarza-psychiatry, psychologa lub terapeuty, a najlepiej wszystko równocześnie; istotne jest przyjmowanie stosownych leków. Wskazane są również wielotygodniowe pobyty w specjalistycznych Klinikach Zaburzeń Odżywiania gdzie na miejsce w polskich warunkach czeka się niestety nawet do roku czasu [3, 17].

Obserwacje w wyniku których na podstawie badań własnych przedstawiono powyższy opis prowadzone były w latach 2004÷2006 [3].

Prognozy w związku z wyleczalnością bulimii są dość optymistyczne – bo aż 75% ale niestety istnieje ryzyko nawrotu choroby w stresujących chwilach życia.

## 2.2. Choroby cywilizacyjne – otyłość, cukrzyca

### 2.2.1. Otyłość

Otyłość jest sięgającą gigantycznych rozmiarów plagą XXI w. gdzie prym wiodą m.in. USA. Jest to przewlekła choroba [38, 39] spowodowana nadmierną podażą energii zawartej w pokarmach w stosunku do zapotrzebowania organizmu, skutkiem czego jest magazynowanie nadmiaru w postaci tkanki tłuszczowej – tabela 1.

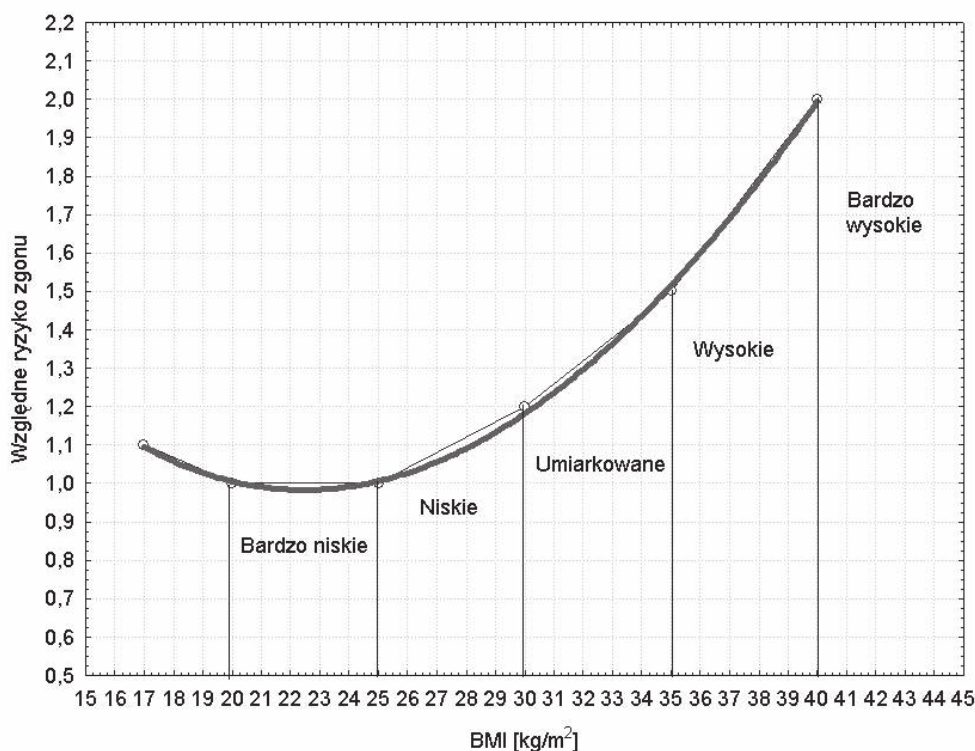
**Tabela 1.** Wskaźnik masy ciała BMI w odniesieniu do ryzyka zachorowań [2]  
**Table 1.** BMI with regard to diseases risk [2]

Lp.	BMI	Klasyfikacja	Ryzyko chorób towarzyszących otyłości
1.	<18,5	Niedowaga	zagrożenie anoreksją u osób odchudzających się bez kontroli lekarskiej
2.	18,5÷24,9	Norma	Należy ułożyć indywidualny program zdrowego żywienia, aby utrzymać wagę i zdrowie
3.	25,0÷29,9	Nadwaga	Należy zrzucić zbędne kg pod nadzorem lekarza aby nauczyć się prawidłowo jeść i nie tyć.
4.	30,0÷34,9	1 stopień otyłości	Konieczne należy podjąć leczenie. Otyłość tego typu powoduje powstawanie tzw. chorób cywilizacyjnych – cukrzyca, chorób serca, nowotworów i innych.
4.	35,0÷39,9	2 stopień otyłości	Wysokie zagrożenie dla zdrowia. Bez odpowiedniego leczenia grozi chronicznymi chorobami.
5.	>40,0	3 stopień otyłości	Bardzo duże zagrożenie życia. Konieczna wizyta u lekarza.

Otyłości towarzyszą liczne powikłania ze strony układu sercowo – naczyniowego i innych narządów [31].

BMI (Body Mass Index) czyli wskaźnik masy ciała charakteryzuje relacje między masą ciała a wzrostem. Obliczając BMI możemy określić ilość tkanki tłuszczowej w organizmie. Badania epidemiologiczne wykazują, że BMI dobrze koreluje z masą tej tkanki i umożliwia ocenę zagrożenia śmiertelnością i chorobowością.

Wskaźnik BMI obliczamy [2] dzieląc masę ciała przez wzrost do kwadratu – rys. 4.



**Rys. 4.** Wpływ wartości wskaźnika BMI na wskaźnik względnego ryzyka zgonu [2]

**Fig. 4.** Influence of BMI on relative death risk [2]

Przyczyny otyłości są różne, mogą mieć podłoże genetyczne, nadwaga może być spowodowana nadczynnością tarczycy, braniem leków na bazie steroidów i innych [2]. Ale to tylko niewielki procent w porównaniu z nadwagą i otyłością z którą mamy do czynienia. Problem pojawia się już wtedy, kiedy jesteśmy dziećmi, a jedzenie zastępuje prawdziwą rozmowę z bliską osobą o kłopotach, o tym jak sobie poradzić z trudną sytuacją. Rodzice, często batonik traktują jako pocieszyciel dla dziecka kiedy spotka go coś przykrego lub jako nagrodę kiedy zrobi coś dobrze. Przyzwyczajamy się za młodu, że jedzenie pomaga ukoić nerwy, pocieszyć i sprawić przyjemność. Poza tym mit, że zdrowe dziecko to pulchne dziecko funkcjonuje niestety do dzisiaj, hołdują mu zwłaszcza babcie, które przekarmiają swoje wnuki. Należy pożegnać się z tym mitem łudząc się, że grube dziecko wyrośnie z nadmiernych kilogramów, ponieważ grube dziecko w przyszłości wyrośnie na otyłego dorosłego. Niewielu ludzi zdaje sobie niestety sprawę z problemów i chorób jakie nadwaga i otyłość ze sobą niosą. Są to m.in. zagrożenia chorobą serca, udarami mózgu, nadciśnieniem, miażdżycą i cukrzycą, nieprawidłowości w zakresie stawów kolanowych czy kręgosłupa itp. Leczenie tej dolegliwości jest niestety mało skuteczne, a główne czynniki to szkolna edukacja na temat właściwego odżywiania i roli aktywności fizycznej.

Zabiegi chirurgiczne tj odsysanie nadmiaru tłuszczu czy zmniejszenie rozmiarów żołądka jest pomocne tylko w bardzo ciężkich przypadkach otyłości.

### 2.2.2 Cukrzyca

Jest to choroba charakteryzująca się hiperglikemią, która jest następstwem zaburzeń lub działania insuliny i związana jest z ryzykiem wystąpienia kwasicy ketonowej oraz możliwością powikłań tj. retinopatia, nefropatia, miażdżyca naczyń wieńcowych i obwodowych oraz różnymi rodzajami neuropatii obwodowej i wegetatywnej (np. metabolizm nerek, wątroby) [31, 38, 39].

W roku 2004 jak podaje Rebecca Fox Spencer, na terenie Polski na cukrzycę – typu 1 i 2 cierpiało ponad 1,3 mln ludzi a dodatkowo może istnieć ponad 1 milion niezdiagnozowanych przypadków [38]. Ponad trzy czwarte chorych cierpi na cukrzycę typu 2. Ocenia się, jak pisze autorka, że w latach 2000÷2025 liczba cukrzyków na całym świecie przekroczy 300 milionów. Najbardziej prawdopodobną przyczyną tego zatrważającego stanu rzeczy jest rosnąca liczba osób otyłych i prowadzących nieprawidłowy tryb życia [38, 39].

Ryzyko wystąpienia cukrzycy typu 2 zwiększa się wraz z wiekiem, jako pozytywną wiadomość dodam, że nastąpił duży postęp w terapii tego schorzenia [31].

Cukrzyca to choroba, która wiąże się często z dodatkowymi kilogramami ciała, tutaj w grę wchodzi również cechy dziedziczne, np. jeśli matka lub ojciec chorują na cukrzycę zagrożenie dziecka zapadnięcia na tę chorobę jest stosunkowo wysokie, cukrzyca u dziadków i wujków to też zagrożenie dla dziecka ale już nie tak duże jak we wcześniejszym przypadku. Pomimo chorych w rodzinie, zwłaszcza dalszej, cukrzyca w ogóle może nie dać o sobie znać jeśli mamy prawidłową masę ciała i, prowadzimy zdrowy tryb życia. Jeśli jednak mamy nadwagę i skłonności dziedziczne wówczas ryzyko, że zachorujemy na cukrzycę jest wysokie. Zaryzykuję tutaj pogląd iż cukrzycę można porównać do zaburzeń odżywiania. z powodu podłoża czynników przyczyniających się do jej powstania tj. otyłość spowodowana jest czynnikami stresogennymi. (nerwowość, stres, przeżycia wewnętrzne, nieporozumienia, problemy i nieprawidłowe relacje z innymi ludźmi).

Wyróżniamy dwa rodzaje cukrzycy: typu 1 i typu 2 [38, 39]. Cukrzyca insulinozależna insulin-dependent diabetes-mellitus – IDDM. Typ I stanowi 10÷15% wszystkich przypadków cukrzycy klinicznie związanych z hiperglikemią, skłonnością do kwasicy ketonowej i wymagających leczenia insuliną. Ten typ cukrzycy ujawnia się najczęściej przed 30 r.ż.; nie jest skojarzony z otyłością, endogenne wydzielanie insuliny jest bardzo niskie lub nawet niewykrywalne podobnie jak i peptydu C. W tym typie cukrzycy stwierdza się obecność przeciwciał przeciwwyspowych a w leczeniu nie jest ona podatna na podanie sulfonylomocznika.

**Typ pierwszy** cukrzycy związany jest z uszkodzeniem trzustki, która nie produkuje insuliny. Stężenie glukozy we krwi jest wysokie a pomimo tego organizm wytwarza cukier z białek i tłuszczów [31]. Ubocznym produktem tej przemiany są ciała ketonowe, one zmieniają zapach moczu i mogą spowodować kwasicę i śpiączkę [38, 39]. Problem cukrzycy typu 1 pojawia się zwykle u ludzi młodych i dzieci (choć nie jest to regułą).

Objawy cukrzycy typu 1 [31]:

- senność,
- zwiększone pragnienie,
- częste, obfite oddawanie moczu,
- pogorszenie ostrości widzenia,
- zakażenia skóry.

Natomiast typ II cukrzycy [31] to tzw. cukrzyca insulinoniezależna (non-insulin dependent diabetes – mellitus – NIDDM), klinicznie charakteryzuje się hiperglikemią ale nie wykazuje tendencji do kwasicy ketonowej. Choroba ta najczęściej rozpoznawana jest po 30 roku życia skojarzona jest zwykle z otyłością a u bliźniąt występuje w ponad 90% przypadków i nie wykazuje związków z antygenami HLA-, oraz obecnością przeciwciał przeciwwyspowych.

Morfologicznie wyspy trzustkowe są zmniejszone ale o prawidłowym wyglądzie choć często gromadzą amyloidy (amylinę). a hiperglikemia zwłaszcza w początkowych okresach choroby podatna jest na leczenie pochodnymi sulfonylomocznika [31].

**Typ drugi** cukrzycy – ujawnia się więc przeważnie w starszym wieku. Tutaj trzustka również ulega uszkodzeniu ale proces jest dużo wolniejszy, niż w cukrzycy typu 1. Insulina jest produkowana, ale nie jest wydzielana w odpowiednich ilościach, kiedy we krwi jest nadmiar glukozy. Komórki nie są w stanie także prawidłowo reagować na insulinę więc trzustka stara się wyprodukować jej więcej, co po pewnym czasie powoduje wyczerpania się komórek trzustki, która nie jest w stanie funkcjonować już normalnie [31].

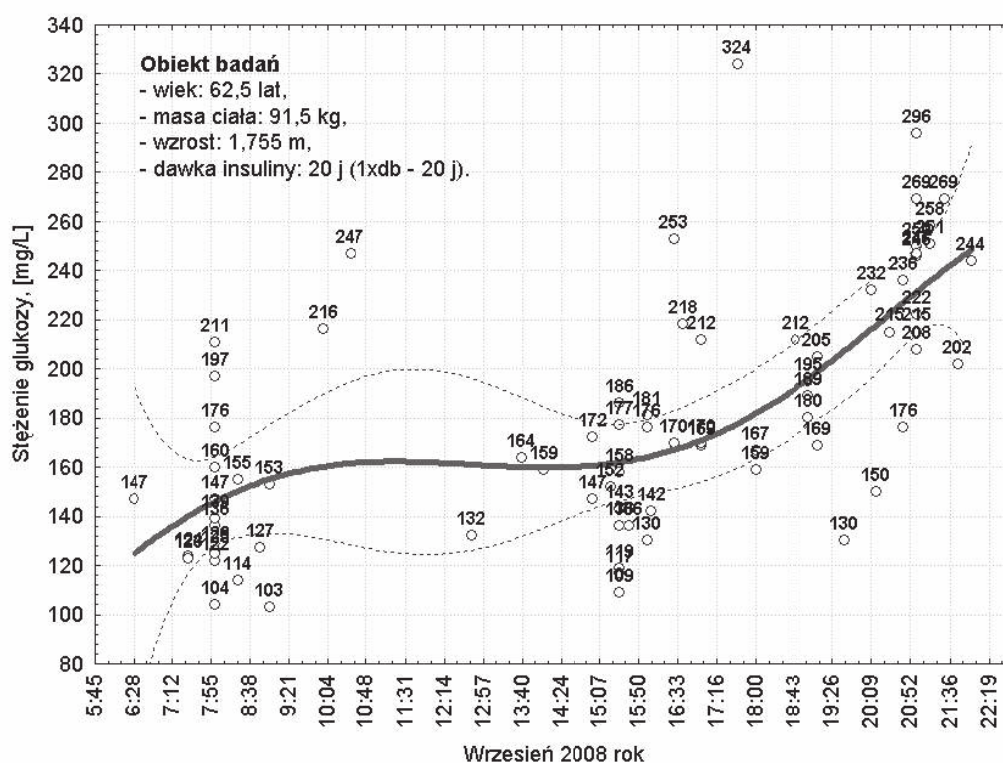
Cukrzyca typu 1 wymaga przyjmowania insuliny z zewnątrz, czyli choroba nazywana jest cukrzycą insulinozależną, natomiast w przypadku cukrzycy typu drugiego trzustka wytwarza trochę własnej insuliny dlatego też nazwano ją cukrzycą insulinoniezależną. Jednak część osób chorych na cukrzycę typu 2 jest leczona insuliną, oznacza się cukrzycę po prostu jako typ 1 i 2, a drugi występuje znacznie częściej niż pierwszy [31].

Osoby chore na cukrzycę, powinny przestrzegać odpowiedniej diety, wdrożyć w życie wysiłek fizyczny, utrzymywać prawidłową masę ciała i przyjmować regularnie leki i insulinę jeśli jest taka konieczność [38, 39]. Wydawałoby się to takie proste, jednak tak nie jest. Jest to ogromny wysiłek i trud dla cukrzyka, który jedzenie do tej pory traktował jak przyrównując tabletkę



uspakajającą lub papierosa. Choremu jest bardzo ciężko, jest jak gdyby zagubione dziecko, pozbawione jedyne go przyjaciela, do którego wcześniej uciekało. Schudnięcie nie jest tak łatwe jak u zdrowego człowieka bowiem insulina oraz tabletki spowalniają ten proces. Pojawia się spory problem i codzienne stawianie czoła światu od nowa, ciągle pomiary glukozy, zastrzyki, ciężka dieta i wysiłek fizyczny a to wszystko nie przynosi niestety natychmiastowych oczekiwanych rezultatów. Chory wie, że nie może się poddać ponieważ powikłania są bardzo ciężkie.

Na wykresie – rys. 5 pokazano przykładowe wyniki badań własnych Autorki stężenia glukozy we krwi u osoby chorej na cukrzycę w interwale pomiarów trwających praktycznie w okresie 1 doby a ściśle od godzin porannych (od około 6.30 do około 7.30) do godzin wieczornych (od około 21.30 do około 22.30) w przeciągu 22 dni dokonując kilkakrotnych pomiarów w ciągu każdego dnia – punkty pomiarowe można odczytać dla określonej godziny odkładając dla tej godziny prostą prostopadłą do osi odciętych wykresu.



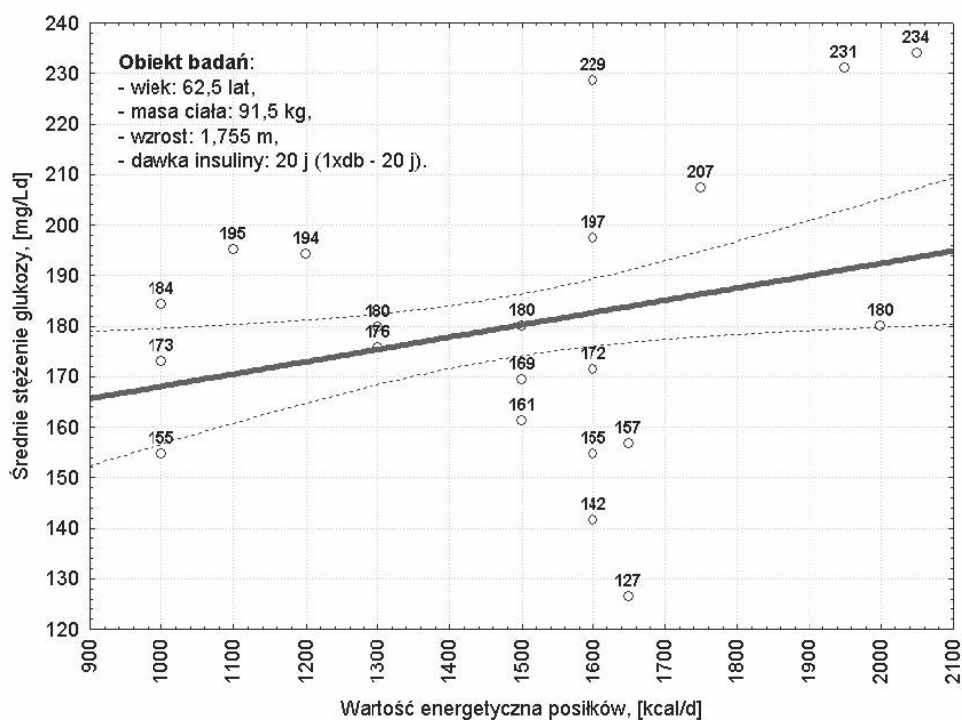
**Rys. 5.** Przebieg zmian stężenia glukozy w cyklu dobowym – 5 posiłków (dzień – suma 1500 50 cal/db) – pomiar aparatem ACCU-CHEK-Active (badania własne Autorki)

**Fig 5.** Changes of glucose concentration in day cycle – 5 meals (day – total 1500 50 cal/db) – measured with ACCU-CHEK-Active (author’s own measurements)

Odnośny wykres na rys. 5 został interpolowany przebiegiem krzywej z której widać, że poziom cukru we krwi utrzymywał się w miarę stabilnie od godzin wczesno porannych do późno popołudniowych (wczesno wieczorowych) po czym gwałtownie wzrastał osiągając w granicach godziny 22.00 wartość średnią około  $240 \div 250 \text{ mg/dm}^3$  stężenia glukozy we krwi.

Dlatego też wprowadzenie zastrzyku insuliny w granicach około 21.15 stawało się konieczne (20 j. działającej z opóźnieniem) – po czym w trakcie nocy poziom cukru obniżał się stopniowo do granicy średnio około  $145 \text{ mg/dm}^3$  w godzinach wczesno porannych.

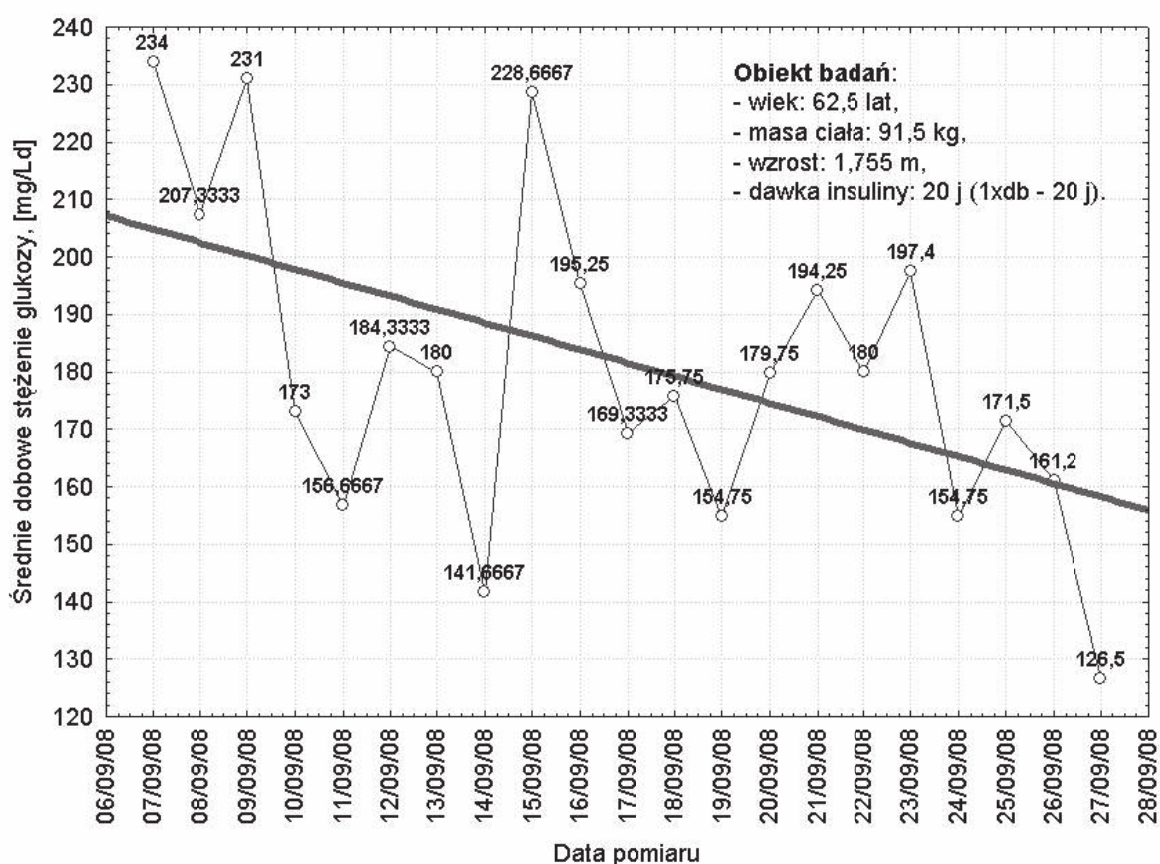
Oczywiście stężenie glukozy we krwi u osób chorych na cukrzycę ma bezpośredni związek z wartością energetyczną dziennego posiłku; tę zależność przedstawia wykres na rys. 6 – skąd łatwo zauważyć, że przy zmianie średniej wartości energetycznej dziennego posiłku od wynoszącej 900 kalorii do 2100 kalorii średni dobowy poziom cukru u osoby chorej wzrasta od około  $165 (175) \text{ mg/dm}^3$  do około aż średnio  $190 \text{ mg/dm}^3$  – przy określonych obserwacjach dla 5 posiłków dziennie (pierwsze śniadanie, drugie śniadanie, obiad, podwieczorek, kolacja) i przy założeniu jednokrotnej dawki insuliny 20 j. o godzinie 21.15.



**Rys. 6.** Wpływ zmian wartości energetycznej posiłków (kcal/dobę) na wzrost średniego stężenia glukozy we krwi – pomiar aparatem ACCU-CHEK-Active) badania własne Autorki

**Fig. 6.** Influence of energetic value of meals (kcal/day) on increase of mean glucose concentration in blond – measured with ACCU-CHEK-Active (author's own measurements)

Najgorszym efektem negatywnym działania cukrzycy (w szczególności na siatkówkę oka) są skoki czyli znaczne różnice poziomu cukru we krwi – co łączy się również ze zróżnicowanymi energetycznie posiłkami. Utrzymanie stabilnej diety jest niezwykle trudne, co obrazuje m.in. wykres na rys. 7, gdzie pokazano w okresie czasowym 22 dni jak skokowo zmienia się poziom cukru w odniesieniu do średniej wartości dobowej energetycznej posiłków spożywanym w tym okresie czasu – co miało zmierzać w konsekwencji do stabilizacji poziomu cukru na odpowiednio niskim poziomie; tendencja ta została zachowana (choć nieznacznie) bowiem wykres na rysunku 7 kompiluje z wykresem na rys. 5 oraz rys. 6, gdyż dotyczy tego samego obiektu badań.



**Rys. 7.** Obniżanie się wartości średniego dobowego stężenia glukozy we krwi (mg/L) w interwale czasu 22 db przy systematycznych 5 posiłkach na dobę – pomiar aparatem ACCU-CHEK-Active) badania własne Autorki

**Fig. 7.** Decrease of mean glucose concentration in blood in 22 days interval, 5 systematic meals per day – measured with ACCU-CHEK-Active (author’s own measurements)

Kolejnym trudnym problemem wynikającym z cukrzycy są choroby serca i układu naczyniowego [31, 38, 39].

Choroba sercowo-naczyniowa to przyczyna ok.75% zgonów u cukrzyków, niektóre przyczyny tej choroby łączą się z objawami cukrzycy, tj. [31]:

- wysoki poziom cukru we krwi,
- nadciśnienie,
- nadwaga,
- wysoki poziom lipidów we krwi.

#### Neuropatia cukrzycowa – uszkodzenie nerwów

20÷40% cukrzyków to ludzie u których pojawia się to powikłanie cukrzycy, a jego najczęstszą postacią jest symetryczna, obwodowa, czuciowa polineuropatia, w której zaburzenia czucia dotyczą stóp i rąk [38, 39]. Najbardziej powszechnym objawem są duże problemy ze stopami. (owrzodzenia stóp). Wszystkie infekcje skórne, które z powodu wysokiego poziomu cukru nie chcą się goić są groźne przede wszystkim właśnie na stopach. Z małej, pozornie niegroźnej ranki może pojawić się trudno gojące się owrzodzenie, z którego w ciężkich przypadkach może rozwinąć się zgorzel, wtedy konieczna jest nawet amputacja nogi. Dlatego dbanie o stopy, to dla cukrzyka życiowe wyzwanie.

#### Retinopatia cukrzycowa

Retinopatia cukrzycowa jest powikłaniem cukrzycy, które dotyczą zmian w siatkówce oka a zmiany te mogą doprowadzić do uszkodzenia wzroku a nawet pełnej ślepoty [31, 38, 39].

Istnieje wysokie ryzyko zachorowania w przypadku nienależycie kontrolowanego poziomu glukozy we krwi. Przeprowadzane są obecnie operacje lecz czasem kiedy cukrzyca sięje duże spustoszenia zmiany są już nieodwracalne, a chory może nawet stracić wzrok. Są to jednak na szczęście rzadkie przypadki. – ok 20%, natomiast ogólne prawdopodobieństwo powikłań wzroku występuje w ok 85% wszystkich przypadków chorych na cukrzycę [38, 39].

#### Nefropatia cukrzycowa

To uszkodzenie naczyń krwionośnych w nerkach, które prowadzi do trwałego uszkodzenia nerek. Choroba ta występuje częściej u mężczyzn i jest związana z nadciśnieniem. Aby niedopuszczyć do groźnych powikłań istotne jest utrzymywanie odpowiedniego poziomu cukru we krwi i ciśnienia. Najłżejszą postacią nefropatii cukrzycowej jest mikroalbuminuria, poważniejsza – proteiuria może być bardzo niebezpieczna. Tylko połowa cierpiących na nią ludzi żyje dłużej niż 4 lata [31, 38, 39].

Problemów i powikłań można by u cukrzyka wymieniać w nieskończoność bowiem praktycznie wszystkie części ciała i organy chorego goją się dużo gorzej niż u zdrowego i są zagrożone.

Istotnym problemem w cukrzycy jest utrzymywanie na stałym poziomie glukozy we krwi. Mimo diety i przyjmowania tabletek cukier może się wahać, albo za mocno „skakać” lub też znacznie spadać. Tutaj należy bardzo przestrzegać stałych godzin posiłków i znajomości tematu, ponieważ mało kto wie że np. sama ugotowana marchewka ma wysoki index glikemiczny i znaczne podnosi poziom glukozy we krwi. Udowodnione jest także że stres także znacznie podnosi poziom cukru we krwi, a wynika to z faktu, że w efekcie stresu dochodzi do nadmiernego wydzielania przez nadnercza adrenaliny, która jest hormonem hipertensyjnym ale równocześnie wywołuje efekt glikogenoletyczny tzn upłynnienie glikogenu głównie wątrobowego co w efekcie powoduje podniesienie poziomu glukozy we krwi [31, 38, 39].

Nefropatia cukrzycowa jest powikłaniem cukrzycy, które w początkowych okresach jest bezobjawowe do czasu wystąpienia schyłkowej niewydolności nerek [31].

Poziom cukru we krwi przed posiłkiem powinien wynosić  $90 \div 120$  mg/dl. Dwie godziny po posiłku nie powinien natomiast przekraczać 135 mg/dl [38, 39].

Jeżeli cukier we krwi jest niższy niż 60 mg/dl może wystąpić hipoglikemia czyli zbyt niskie stężenie cukru we krwi. Ciężka hipoglikemia może prowadzić do utraty przytomności, drgawek, śpiączki i zagrażać życiu. Hipoglikemia jest zespołem chorobowym polegającym na pobudzeniu układu współczulnego lub zaburzeniami funkcji Ośrodkowego Układu Nerwowego. W efekcie głębokiego niedoboru glukozy [38, 39].

W OUN spada aktywność ważnych ośrodków mózgowych [31].

Zespoły chorobowe wynikające z hiperglikemii dzielimy na: hipoglikemię polekową, hipoglikemię głodową i hipoglikemię reaktywną [31].

Do najważniejszych objawów tego stanu zalicza się pocenie, nadpobudliwość nerwową, drżenie kończyn, szybkie męczenie się, uczucie kołatania serca itp. [38, 39].

#### Objawy hipoglikemii [31, 38, 39]:

- pocenie się,
- szybkie bicie serca,
- drżenie rąk,
- nadmierne łaknienie,
- błądliwość skóry,
- trudności w koncentracji, nawet podwójne widzenie.

Aby przeciwdziałać hipoglikemii powinno się natychmiast podnieść poziom glukozy we krwi przez podanie glukagonu lub doustne bądź pozajelitowe (kroplówka), podanie węglowodanów [31].

Hiperglikemia natomiast może wystąpić wówczas kiedy w organizmie jest zbyt wysoki poziom cukru we krwi, czyli od 180 mg/dl [38, 39].

Objawy hiperglikemii [31]:

- nadmierne pragnienie,
- osłabienie, senność,
- oddawanie dużych ilości moczu,
- nudności,
- bóle brzucha i głowy,
- przyspieszenie tętna,
- zaróżowienie skóry,
- uczucie pieczenia w jamie ustnej.

Jeśli chory zaobserwuje powyższe objawy u siebie powinien natychmiast zmierzyć poziom cukru we krwi i acetonu w moczu. Wykrycie acetonu i wysokiego cukru może wskazywać wystąpienie kwasicy ketonowej [31]. Należy podać dodatkową dawkę insuliny, krótko działającej. Hiperglikemia jest bardzo niebezpieczna dla chorego, ponieważ prowadzi do odwodnienia i utraty ważnych substancji, dlatego należy również uzupełniać niedobory wody i soli mineralnych [31].

Leczenie cukrzycy wymaga samodyscypliny, nie bez znaczenia jest też wsparcie bliskiej osoby, leczenie nie jest łatwe, lecz jeśli osoba chora zastosuje się do wszystkich zaleceń lekarza, wówczas może żyć równie długo jak zdrowy człowiek.

### **2.3. Choroby nowotworowe (epidemiologia)**

Nowotworem nazywamy złośliwą przemianę komórek których cechą jest utrata mechanizmów kontrolnych co w efekcie prowadzi do rozregulowania wzrostu i różnicowania się komórek oraz pojawienie się zdolności do miejscowej inwazji tkanek oraz tworzenia przerzutów [31].

Najbardziej znaczący wpływ na zapadalność i śmiertelność wywołaną przez nowotwory ma wiek chorego. Szczyt zapadalności na niektóre nowotwory np. raki prostaty, okrężnicy itp. to wiek między 60 a 80 rokiem życia, a np. ostra białaczka limfoblastyczna występuje głównie od urodzenia do 10 roku życia [31].

Daje się też zauważyć pewne zróżnicowanie geograficzne zapadalności na niektóre nowotwory, co jest zapewne związane ze specyfiką obyczajową, sposobem odżywiania, używkami itp.

Pewną rolę odgrywają również czynniki rodzinne, np. zespoły polipowatości, zespoły niedoborów immunologicznych itp.

Istnieje cała grupa wrodzonych stanów przednowotworowych jak np. nerwiakowłókniakowatość, zwyrodnienia barwników skóry czy też zespoły niedoborów immunologicznych jak np. agammaglobulinemia [31].

Bardzo istotne znaczenie w powstawaniu nowotworów odgrywają czynniki fizyczne jak np. promieniowanie jonizujące (białaczka) i ultrafioletowe (raki skóry) [11÷16].

Czynniki kancerogenne (rakotwórcze) to czynniki, które mogą spowodować powstanie nowotworów. Mają one zdolność do specyficznego oddziaływania i modyfikowania materiału genetycznego komórki. Zewnętrzne czynniki można podzielić na grupy w zależności od ich typu i miejsca występowania. Są to 3 różne typy czynników zewnętrznych [31]:

1. czynniki infekcyjne,
2. chemiczne,
3. fizyczne (np. promieniowanie).

Do czynników infekcyjnych należą np. onkowirusy związane z nowotworami złośliwymi, występującymi u człowieka, takie jak jonizujące wirusy typu papillom wywołujące raka szyjki macicy, cytomegalowirusy wywołujące mięsak Kaposiego i wiele innych.

Do czynników infekcyjnych zaliczamy też niektóre pasożyty np. schistosoma, haematobium, cyklonorchis schinezia, wywołująca raka trzustki i dróg moczowych. związane z rakiem pęcherza moczowego.

Czynniki chemiczne (np. arsen i azbest – rak płuc, aminy aromatyczne – rak pęcherza, benzen – białaczka, chronian\_rak płuc, chlorek winylu – nowotwór wątroby) [10÷16, 18, 33, 36].

Ryzyko powstania nowotworu może zwiększać się w zależności prowadzenia określonego trybu życia. Tutaj, szczególną uwagę należy zwrócić na palenie papierosów, także bierne, które polega na przebywaniu w otoczeniu osoby palącej i wdychania dymu, oraz nieodpowiedniego odżywiania się. Istotne jest to co powinno się jeść (np. warzywa, owoce) i to czego powinniśmy unikać (czyli nadmiaru soli, alkoholu lub też nasyconych tłuszczów zwierzęcych) [31]. Nieprawidłowy tryb życia to również za mało ruchu i ćwiczeń fizycznych. Są również czynniki związane z rozrodem człowieka, które mają wpływ na powstawanie nowotworów. Stwierdzono np. że kobiety wcześniej zaczynające miesiączkować i późno zachodzące w ciążę, są narażone na ryzyko zachorowania na raka piersi. Mniejsze ryzyko jest u kobiet, które urodziły więcej dzieci.

Bardzo duże znaczenie mają również czynniki rakotwórcze, które związane są z zanieczyszczeniami środowiska. Zwykle te czynniki współdziałają w powstawaniu nowotworu ze sobą ale i z pewnymi cechami wewnętrznymi organizmu – np. genetyką.

Rozwój technologii, szczególnie w tzw. przemyśle ciężkim (energetyka, koksownictwo, hutnictwo, chemia, przetwórstwo drewna itp.) powodują skażenie środowiska, gleby (ziemi), wody (powstają ścieki) oraz powietrza (spaliny do atmosfery). Szczególnie to ostatnie zanieczyszczenie powietrza jest groźne dla ludzi. Wraz ze spalinami wydostają się do atmosfery szczególnie toksyczne związki w postaci gazowej, a mianowicie głównie węglowodory, dwutlenek siarki, chlorowódz, fluorowodorów, tlenek i dwutlenek węgla, tlenki azotu, metale ciężkie, głównie w postaci pyłów (tlenki metali, siarczki metali oraz sadza) [33].

W grupie węglowodorów uchodzących w spalinach do atmosfery znajdują się – przede wszystkim węglowodory pierścieniowe, aromatyczne, zbudowane na bazie benzenu ( $C_6H_6$ ), chlorowane węglowodory tzw. chlorowco aryle, pochodne kwasu octowego, acetonu, aldehydu mrówkowego oraz największe znane obecnie trucizny polichlorowane dibenzodioksyny i polichlorowane dibenzofurany (związki budowane na bazie dwóch pierścieni benzenowych połączonych jednym lub dwoma mostkami tlenowymi i dodatkowo nafaszerowane chlorem) [33]. Związki te mają szczególne negatywne działanie przyspieszające rozwój chorób nowotworowych. Podobnie niebezpieczne są tlenki azotu, które nie są bezpośrednio toksyczne, ale mają tę niedobłą właściwość, że potrafią łączyć się z rodnikami węglowodorowymi, tworząc związki tzw. nadtelniki acetylu; te związki mają już także wysokie właściwości kancerogenne [36]. Natomiast dwutlenek węgla, chociaż także bezpośrednio nie jest toksyczny (w przeciwieństwie do trucizny jakim jest tlenek węgla tzw. czad), to jednak gromadzi się w troposferze i zwiększa „ekran” bowiem stanowi około 50% jego składu będący barierą i powodem powstawania tzw. efektu cieplarnianego (zmiany klimatyczne na ziemi, katastrofy, tornada itd. itd.) [33].

Oczywiście poważne niebezpieczeństwo stanowią także metale ciężkie, głównie wówczas gdy przedostają się do atmosfery w formie aktywnej np. gazowej – co dotyczy przede wszystkim par rtęci oraz metali z grupy tzw. półłotnej tj. kadm, antymon oraz ołów. Metale tworzą jednak głównie pyły (siarczki, tlenki) razem z sadzą i jak wykazały badania ponad 90% wychodzących z paleniska piecy przemysłowych (energetyki, hutnictwa, koksownictwa itd.) polichlorowanych dibenzodioksyn i polichlorowanych dibenzofuranów okłuduje się właśnie na pyłach. Dlatego najlepszą metodą ich neutralizacji jest solidyfikacja, czyli zestalanie w postaci kostek betonowych [33].

Nowotwór (łac. neoplasma) to grupa chorób, w których komórki organizmu dzielą się w sposób niekontrolowany przez organizm, a nowo powstałe komórki nowotworowe nie różnicują się w typowe komórki tkanki [31]. Utrata kontroli nad podziałami jest związana z mutacjami genów, które kodują białka uczestniczące w cyklu komórkowym: protoonkogenami i antyonkogenami. Te mutacje powodują, że komórka wcale lub w niewłaściwy sposób reaguje na



sygnały z organizmu. Powstanie nowotworu złośliwego wymaga kilku mutacji stąd też długi i najczęściej bezobjawowy okres rozwoju choroby. U osób obciążonych skłonnością do nowotworów część mutacji jest dziedziczona [31].

Etapy kancerogenezy [31]:

1. działanie czynników kancerogennych,
2. mutacja,
3. intensywne mitozy zmienionych komórek,
4. przerastanie zdrowych tkanek,
5. angiogeneza,
6. migracja,
7. tworzenie przerzutów.

Rodzaje nowotworów [31]:

- nowotwór łagodny,
- nowotwór złośliwy,
- nowotwór anaplastyczny,
- mięsak,
- rak,
- potworniak,
- nowotwór miejscowo złośliwy.

Diagnostyka [31]:

- badania histopatologiczne (rozmaży nabłonka szyjki macicy),
- tomografia komputerowa,
- rezonans magnetyczny,
- pozytonowa tomografia emisyjna PET-CT,
- mammografia,
- tomografia emisyjna pojedynczego fotonu.

Leczenie [31]:

- chemioterapia,
- radioterapia,
- leczenie chirurgiczne,
- immunoterapia,
- hipotermia miejscowa.

### Palenie a nowotwory złośliwe

Najpoważniejsze zagrożenia związane z nałogiem palenia tytoniu to różnego rodzaju schorzenia nowotworowe

Wśród tysięcy różnych substancji wchłanianych przez organizm podczas palenia papierosów jest co najmniej kilkadziesiąt, które są karcynogenami. Mają zdolność wywoływania mutacji w komórkach więc indukują powstawanie nowotworów. Są to przede wszystkim substancje promieniotwórcze, smołopodobne, pireny, benzopireny, oraz inne mutageny. Działają bezpośrednio na komórki i uszkadzają ich materiał genetyczny [31].

Substancje rakotwórcze zawarte w tytoniu mogą powodować, raka języka, warg i krtani. Połykane ze śliną produkty spalania tytoniu, zwłaszcza frakcje smołopodobne mogą także indukować przemiany nowotworowe [31].

Istnieje również ryzyko wystąpienia raka trzustki, który to należy do nowotworów o najwyższej śmiertelności.

Udowodniony jest również związek między paleniem papierosów a występowaniem raka pęcherza, moczowego, raka piersi i raka szyjki macicy. Przede wszystkim, co nie ulega wątpliwości – raka płuc [31].

## **4. Podsumowanie**

W przedstawionych powyżej rozważaniach Autorka chciała najpierw wykazać, że ochrona zdrowia człowieka jako jednostki a następnie jako społeczności pozostaje w ścisłym związku z ochroną środowiska (ekologia) i jest jego integralną częścią. Ochrona środowiska to profilaktyka, inżynieria środowiska to diagnoza i poprawa jakości środowiska a do tego są potrzebne środki i zabezpieczenia finansowe, czyli ekonomia środowiska oraz potrzebne jest dobre przyjazne prawo dot. ochrony środowiska (przepisy – ustawy, rozporządzenia, kontrole, kary). Mamy więc analogię co do profilaktyki i leczenia człowieka w medycynie.

Wszystko powyższe układa się w pewną zwartą całość w odniesieniu do rozwoju zrównoważonego – jako droga do dobrobytu człowieka, mając cały czas na uwadze jego zdrowie jako jednostki i jako społeczności w parametrycznej korelacji z ochroną środowiska (ekologia).

Niestety pęd do dobrobytu zarówno jednostki jak i społeczności naraża na choroby, których bazą jest słaba odporność psychiczna (różna dla różnych osób) – u podstaw słabej psychiki leży mała odporność nerwowa na sytuacje stresowe. To z kolei obniża odporność organizmu na choroby – szczególnie te które stają się plagą społeczną a które powyżej opisano (bulimia, cukrzyca i choroby nowotworowe); te dwie pierwsze także w oparciu o własne czasem wieloletnie badania i obserwacje Autorki opisane od strony psychologicznej.

## Literatura

1. **Aronson E., Wilson T.D., Akert R.M.:** *Psychologia Społeczna*. Wydawnictwo Zysk i S-ka, Poznań, 2006.
2. **Bullock J., Boyle J., Wang M.B.:** *Fizjologia*. Medyczne Wydawnictwo Urban and Partner, Wrocław 2004.
3. **Górska I.:** *Materiały badań własnych – niepublikowane*. Lata 2004-2006. Szpital Miejski Kołobrzeg (6 miesięcy, obserwacja 8 osób), Szpital Kliniczny Warszawa (25 miesięcy, obserwacja 8 osób), Szpital Kliniczny Szczecin (3 miesiące, obserwacja 3 osób), Szpital kliniczny Kraków (2 tygodnie, obserwacja 4 osób).
4. **Hall C.S., Lindzen G., Campell J.B.:** *Teorie osobowości*. Wydanie Nowe, Wydawnictwo PWN Warszawa, 2006.
5. **Harwas – Napierała B., Trempała J.:** *Psychologia rozwoju człowieka. Charakterystyka okresów życia człowieka (2)*. Wydawnictwo PWN Warszawa, 2000.
6. **Herd J.:** *Zrównoważony kapitalizm; kwestia etyki i moralności*. Problemy Ekorozwoju, Vol. 3, No. 1, 2008.
7. **Hull Zb.:** *Filozoficzne i społeczne uwarunkowania zrównoważonego rozwoju*. Problemy Ekorozwoju, Vol. 3, No. 1, 2008.
8. **Józefiak B., i wsp.:** *Anoreksja i bulimia psychiczna*, Wydawnictwo Uniwersytet Jagielloński, Kraków, 1999.
9. **Kąkol P.T.:** *Biologia*. Kompendium Wydawnictwo Świat Książki. Warszawa 2007.
10. **Kaczmarek L., Siepak J., Walna B.:** Redakcja Materiałów sesji naukowej nt.: *Chemizm i oddziaływanie kwaśnych deszczy na środowisko przyrodnicze*. Wydawnictwo Uniwersytetu Adama Mickiewicza w Poznaniu. Stacja Ekologiczna w Jeziorach 10.06, 1996.
11. **Konecki J., Samochocka J., Czauderna M., Wolna M.:** *The incorporation of selenium and ytterbium into some organs of mice determined by neutron activation analysis*. Journal of Radioanalytical and nuclear Chemistry, Articles 91/2 1985.
12. **Konecki J., Czuba J., Gabrys M., Głowacka J., Shani S., Sheller M., Czauderna W., Król:** *Trace Elements in Propolis and in its Ethanolic Extract (EEP) as determined by Neutron*. Actavacion Analysis, Z. Naturforschung 44c, 1989.
13. **Konecki J., Czauderna M., Głowacka M.,** *Studies on the interaction between Se, Te, Cd, As and the distribution of Fe, Co, Rb, and Hg in mice by instrumental neutron activation analysis*. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Articles, vol.109, No. 1, 1987.
14. **Konecki J., Czauderna M., Wolna M.:** *Variation of Se, Zn, Co, Fe and Rb Distribution in Rats after Injection with Selenium or Sulfur Compounds*. Int. J. Appl. Radiat. Isot. Vol.35, No. 12, 1984.
15. **Konecki J., Samochocka K., Czauderna M., Kalicki A., Wolna M.:** *The Incorporation of Selenium and Ytterbium Into the Eyes of Mice*. Technical note, Int.J.Appl.Radiat.Isot. Vol.35.No.12, 1984.
16. **Konecki J., Samochocka K., Czauderna M., Wolna M.:** *The Incorporation of Yb and Se into the Brains of Rats and their Effect on the Zn Level*. Technical note Int. j. Appl.Radiat. Isot, Vol. 35 No. 12 1984.
17. **Kratochvil S.:** *Podstawy psychoterapii*. Wydawnictwo Zysk i S-ka, Poznań 2002.

18. **Malej J.:** *Ochrona środowiska – wybrane zagadnienia*. Wydawnictwo Bałtyckiej Wyższej Szkoły Humanistycznej, Koszalin, 2006.
19. **Michalak T., Orłowski J., Pędziszczak-Michalak E., Marcinkowski K.:** *Analysis of Rescue Measures in Selected Industrial Plants Using Toxic Chemical Compounds in Poznań*. Annual Set The Environment Protection Volume 10. Year 2008.
20. **Paczuski R.:** *Prawo Ochrony Środowiska*. Oficyna Wydawnicza Branta, Bydgoszcz, 1994.
21. **Pawłowski A.:** *Rozwój zrównoważony. Idea, Filozofia, Praktyka*. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, Vol. 51, rok 2008.
22. **Pawłowski A., Dołęga J.M., Czartoszewski J.W., Skowroński A.:** *Człowiek-technika-ekofilozofia*. Ochrona środowiska społeczno-przyrodniczego w filozofii i ekologii. Wydawnictwo Uniwersytetu Kardynała Stefana Wyszyńskiego, Warszawa 2001.
23. **Pawłowski A.:** *Rola nauk społecznych i filozofii w kształtowaniu koncepcji zrównoważonego rozwoju*. Problemy Ekorozwoju Vol. 3, No. 1, 2008.
24. **Piontek B.:** *Teoretyczny model rozwoju zrównoważonego i trwałego*. Rocznik Ochrony Środowiska, Tom. 2, rok 2000.
25. **Piontek Fr.:** *Metodyka oceny efektywności wydatkowania ekologicznych funduszy celowych*. Rocznik Ochrony Środowiska. Tom. 1, 1999.
26. **Piontek Fr.:** *Znaczenie narzędzi ekonomiczno-prawnych i rozwiązań organizacyjnych dla wdrożenia rozwoju zrównoważonego*. Rocznik Ochrony Środowiska Tom. 2, 2000.
27. **Piontek Fr., Piontek B.:** *Najlepsze dostępne techniki (BAT) i mnożnik cztery dla zapewnienia ochrony środowiska*. Rocznik Ochrony Środowiska Tom. 4, 2002.
28. **Piontek Fr., Piontek B.:** *Wzrost gospodarczy a zrównoważony rozwój-środowisko, mierniki, efektywność, współzależność i strategie wdrożenia*. Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej. Seria Inżynierii Środowiska Nr. 15/1999.
29. **Piontek Fr.:** *Koncepcja mnożnika cztery wyzwaniem dla ekonomii i techniki*. Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej. Seria Inżynierii Środowiska Nr. 20/2001.
30. **Przetarnik-Gierowska M., Tyszkowa M.:** *Psychologia rozwoju człowieka. Zagadnienia ogólne (1)*. Wydawnictwo PWN, Warszawa, 2004.
31. Praca zbiorowa. *MSD – Manual. Podręcznik diagnostyki i terapii*. Wyd. Urban – Parten, Wrocław 1995.
32. Praca zbiorowa pod redakcją prof. F. Piontka *Ekonomia a rozwój zrównoważony. Teoria i kształcenie*. Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Tom 1 oraz Tom 2. Białystok 2001.
33. **Piecuch T.:** *Termiczna utylizacja odpadów – wdrażać czy nie?* Monografia Komisji Ekosfery PAN-Gdańsk-Szczecin, 1999.
34. **Radziszewski E.:** *Prawo Ochrony Środowiska-Przepisy i Komentarze*. Wydawnictwo Prawnicze Lexis Nexis Warszawa, 2003.
35. **Radecki W.:** *Odpowiedzialność prawa w ochronie środowiska*. Wydawnictwo Difin, Warszawa, 2002.

36. **Rejmer P.:** *Podstawy ekotoksykologii*. wyd. Ekoinżynieria. Lublin 1997.
37. **Fox-Spencer R.:** *Cukrzyca typu 2*. CSV Medical Publitacons LTD Wydawnictwo Helion, Gliwice 2006.
38. **Tatoń J., Czech A., Bernas M., Szczeklik-Kumala Z.:** *Elementarz leczenia cukrzycy*. wyd. Tarchomińskie Zakłady Farmaceutyczne. POL FA Sp.ak-C/TC, Warszawa 1997.

## **Psychical Immunity and Chronic Diseases on the Nervous Background Limited by the Quality of Human Life Environment**

### **Abstract**

Huge, practically uncontrolled, dynamic development of new technologies created mainly in widely understood technology is possible thanks to accumulated capital (banks), and simultaneously is a main factor of both human development as well as unfortunately it also is connected with negative effects regarding destruction of the environment.

That is why for the last several years many publication in the world and also in Poland are dedicated to so-called sustainable development, in which Polish scientists' research has important role [21÷29, 32].

The authoress shows in the paper, that in introduced considerations protection of human health as an individual ant then as the community is in the exact relationship with the environment protection (ecology) and is its integral piece. The environment protection is prophylaxis, environment engineering is a diagnosis and improvement of the environment quality and that requires financial funds and protections – that is economy of the environment and the good friendly law concerning the environment protection is necessary (regulations - laws, decrees, controls, fines). So there is analogy to prophylaxis and treatment of human being in medicine.

All mentioned above creates certain compact entirety in the reference to sustainable development – as the road to the human prosperity, all the time considering his health as an individual and as a community in parametric correlation with the environment protection (ecology).

Unfortunately the drive for prosperity both of an individual and a community exposes on diseases, which are based on the weak psychical immunity (various for various people) - weak psyche is based on small nervous resistance in stress situations. This, in the turn, reduces the immunity of the organism on diseases - particularly those which become the social plague and which were described (bulimia, diabetes and cancer diseases); first two also on the basis of own sometimes many years' investigations and observations of Authoresses, described from the psychological side.

## Własności filtracyjne zawiesiny po wirówkach DECANTER po dodaniu flokulantu Magnafloc 919

*Michał Palica, Andrzej Gierczycki, Marcin Lemanowicz  
Politechnika Śląska, Gliwice*

### 1. Wprowadzenie

Konkluzją artykułów [1] i [2] było stwierdzenie, że każdą zawiesinę poddaną odwadnianiu należy traktować indywidualnie, zaś przyśpieszenia filtracji ciśnieniowej można spodziewać się po dodaniu do zawiesiny stosownie dobranego dla niej flokulantu w odpowiedniej dawce. Dla zawiesiny flotokonzentratu kierowanej na wirówki *DECANTER* pochodzącej z jednej kopalni *Jastrzębskiej Spółki Węglowej* firma *Allied Colloids* dobrała flokulant *Magnafloc 336* ([3÷5]) natomiast dane prac [1] i [2] dotyczą innej kopalni tej samej spółki, w której do flotokonzentratu dodaje się *Magnafloc 919*. Nie analizowano przy tym problemu dodawania do zrzutowych zawiesin po wirówkach innych flokulantów niż tych, jakie stosuje się dla flotokonzentratu w obydwóch kopalniach.

W związku z tym dane pracy [1] i [2] dotyczą zawiesiny rzutowej z jednej kopalni dla stosowanego w niej flokulantu, natomiast dane [3÷5] z drugiej.

W pracy [2] zaobserwowano ciekawy efekt – dodatek flokulantu *Magnafloc 919* do zawiesiny zrzutowej powoduje przy tych samych parametrach ruchowych wirówki laboratoryjnej zwiększenie końcowej wilgotności osadu po wirowaniu, więc pogorszenie efektu filtracji wirowej. Ponieważ zwykle po filtracji ciśnieniowej z towarzyszącą kompresją osadu uzyskuje się placki o niższej wilgotności m.in. prace Piecucha [10÷23], zdecydowano się określić parametry filtracyjne badanych zawiesin zawierające różne dodatki flokulantu *Magnafloc 919*, a następnie porównać wyniki tych badań z wartościami wynikającymi z modelowania procesu. Modelowanie to prowadzono zgodnie ze sposobem zaproponowanym przez Sørensen, Moldrupa i Hansena [6] i rozwiniętym w pracy [7], przy czym do opisu zmian porowatości osadu z ciśnieniem zdecy-

dowano się wykorzystać zależność Tillera i Leu [8]. Można tu wspomnieć, że teoretycznymi modelami filtracji zajmowali się m. in. Žužikow [9] oraz Piecuch [19,20,21] ale modele te nie obejmowały strefy kompresji osadów. Praktyczne aspekty wykorzystania filtracji ciśnieniowej w przemyśle wydobywczym podano m. in. w [10, 11, 13, 15, 17, 18, 22, 23].

Ponieważ teoretyczne równanie różniczkowe filtracji i tworzenia się osadu ma postać:

$$\frac{dV}{d\tau} = \frac{F\Delta P}{\alpha_m \eta \left[ \frac{W}{F} + r \right]}, \quad (1)$$

gdzie:

$$\alpha_m = \frac{128}{id^4 \pi \rho_s} \left[ \frac{m}{kg} \right]. \quad (2)$$

Przyjmuje się dla niego laminarny przepływ filtratu przez osad charakteryzującym się dynamicznym współczynnikiem lepkości  $\eta$ , zastępczym obłożeniem tkaniny  $r$  i stałą opisującą utworzony placek  $\alpha$ . Stała ta zawiera w sobie średnicę zastępczą umownych kołowych kanalików  $d$  oraz ilość kanalików  $i$  oraz gęstość ciała stałego  $\rho_s$ , przyjmowaną jako równą gęstości wilgotnego osadu. Wielkości  $d$  oraz  $i$  zależą przede wszystkim od uziarnienia osadu, w związku z tym jedyną wielkością opisującą własności zawiesiny poddanej rozdzielaniu jest rozkład ziarnowy. Zwykle uziarnienie wynika z przebiegu procesów technologicznych, ale można je modyfikować dodatkami flokulantu. Zasadnicze równanie filtracji z tworzeniem osadu ściśliwego prowadzonej przy stałym ciśnieniu w postaci scałkowanej przyjmuje formę:

$$\frac{\tau}{V/F} = K_1 \frac{V}{F} + C_1, \quad (3)$$

gdzie:

$$K_1 = \frac{\alpha'_m \eta u_a}{2\Delta P^{1-s_s}}, \quad (4)$$

$$C_1 = \frac{\alpha'_m \eta r}{\Delta P^{1-s_s}}, \quad (5)$$

przy czym masowy opór osadu opisany jest równaniem Sperry'ego

$$\alpha_m = \alpha'_m \Delta P^{s_s}, \quad (6)$$

w którym  $s_s$  jest tzw. współczynnikiem ściśliwości osadu. Warto tu zaznaczyć, że równanie (6) nie spełnia fizykalnego warunku granicznego dla  $\Delta P = 0$ , ale ze względu na prostotę jest powszechnie akceptowane w literaturze dot. filtracji. Przekształcenie równania (3) do formy zamieszczonej w [3] daje:

$$\frac{V}{F} = K \frac{\tau}{V/F} + C, \quad (7)$$

gdzie:

$$K = \frac{2\Delta P^{1-s_s}}{\alpha'_m \eta C_A}, \quad (8)$$

$$C = -\frac{2r}{C_A}, \quad (9)$$

zaś  $C_A$  jest koncentracją masową ciała stałego w zawiesinie:

$$C_A = u_z \rho_z \quad (10)$$

Ponieważ

$$K \sim \frac{1}{\alpha'_m} \sim d^4, \quad (11)$$

zatem wzrost średnicy kanalików (związany z wielkością ziarna) w istotnym stopniu wpływa na stałą kinetyczną filtracji  $K$ . Jak wspomniano, pośrednio zmianę stałej  $K$  można uzyskać modyfikując zawiesinę dodatkiem flokulantu.

## 2. Cel i zakres badań

W prezentowanych badaniach do zawiesiny zrzutowej po wirówkach *DECANTER*, w których odwadniano flotokonzentrat węgla koksującego jednej z kopalń Jastrzębskiej Spółki Węglowej, dodawano flokulant *Magnafloc 919* w ilości  $10 \div 80$  g/l Mg suchego produktu (w formie odpowiednio spreparowanego żelu). Udział masy ciała stałego w zawiesinie zrzutowej wynosił  $u_z \approx 0,077 \left[ \frac{kg}{kg} \right]$  zaś średnia gęstość zawiesiny  $\rho_z \approx 1018 \left[ \frac{kg}{m^3} \right]$ . Przyjęto

przewodzenie testów filtracji ciśnieniowej dla dawek 10, 20, 30, 40, 60, 80 [g/l Mg], przy czym zalecaną przez firmę *Allied Colloids* dawką stosowaną w praktyce dla flotokonzentratu jest dawka 30 [g/l Mg]. Dawki przygotowywano zgodnie z procedurą opisaną w [1], zaś dawka 30 [g/l Mg] jest zbliżona do zalecanej w [24]. Zakres ciśnień filtracji zawierał się w granicach  $\Delta P \approx 0,13 \div 1,64$  [MPa],



a każda seria badań dla poszczególnych dodatków flokulantu obejmowała 5÷8 kompletnych testów (wraz ze strefą kompresji).

Ponadto w fazie badań wstępnych przetestowano kilka tkanin przyjmując za najlepszą tkaninę stosowaną w praktyce, tzn. *PT 912*. Bliższe informacje na temat doboru tkaniny znajdują się w [1].

Celem badań było ustalenie czy dodatek flokulantu *Magnafloc 919* w ilości 30 [g/l Mg] jest właściwy i jaki wpływ ma ten flokulant na skład ziarnowy ciała stałego, właściwości sedymentacyjne i tzw. parametry filtracyjne, w tym na współczynnik ściśliwości osadu, porowatość, opór właściwy, przepuszczalność i opór tkaniny.

### 3. Wyniki badań

Analizy ziarnowe, wykonane przy użyciu laserowego analizatora *ANALYSETTE 22* firmy *FRITSCH* dotyczyły 3 pojemników, których zawartość, zwłaszcza po dodaniu flokulantu, mieszano tak aby nie spowodować destrukcji utworzonych agregatów. Należy w tym miejscu zaznaczyć, że oprócz flokulantu, jako czynnika powodującego zmianę składu ziarnowego, zwiększeniu średniej średnicy ziaren sprzyja czas przechowywania zawiesiny w pojemnikach. Jak jednak stwierdzono eksperymentalnie w [1] wpływ czasu deponowania na skład ziarnowy jest mniej istotny od wpływu dodatku flokulantu. W tabeli 1 zamieszczono wybrane dane z analiz ziarnowych zawiesiny pierwotnej i zawierającej dodatki 10, 20, 40 i 80 g/l Mg suchego produktu. Jak wynika z tabeli 1 największą zmianę składu ziarnowego (w kierunku wzrostu średniej średnicy arytmetycznej) obserwuje się w zakresie dodatku flokulantu 20÷40 g/l Mg suchego produktu. Skłania to do stwierdzenia, że stosowany w kopalni dodatek *Magnafloc 919* w ilości 30 g/l Mg jest właściwy. Nadmierny dodatek niewiele wnosi, mniejszy jest niewystarczający. Niestety, ze względów technicznych nie wykonano analizy ziarnowej dla dodatku 30 g/l Mg.

Dodatek flokulantu powoduje również zmianę przebiegu charakterystyk sedymentacyjnych [16]. Na podstawie przedstawionego w [1] wykresu można wnioskować o czasie krytycznym sedymentacji i o możliwościach odbioru cieczy klarownej do recyrkulacji. Otóż sedymentacja ciała stałego zachodzi stosunkowo wolno i niezależnie od dodatku flokulantu można przyjąć, że czas krytyczny jest mniejszy niż ok. 1500 min (25 godz.). Czas ten i strumień zrzutu stanowi o pojemności ewentualnego osadnika, z którego kierowano by szlam posedymentacyjny do flotownika przy zamianie obecnie stosowanej technologii. Okazuje się, że taka sedymentacja zawiesiny zrzutowej pozwala ponad 3-krotnie zmniejszyć strumień zawrotu kierowany do flotownika, a w konsekwencji do wirówek *DECANTER*. Pozwala to również na zamknięcie obiegu

wodno–mułowego i uzupełnianie strat jedynie o ciecz zawartą w wilgotnym cieple stałym odwirowanym z wirówek.

**Tabela 1.** Wybrane dane z analiz ziarnowych wg [15]

**Tabela 1.** Selected data from grain size analysis [15]

Parametr	Zawiesina pierwotna	Zawiesina z dod. 10 g/l Mg	Zawiesina z dod. 20 g/l Mg	Zawiesina z dod. 40 g/l Mg	Zawiesina z dod. 80 g/l Mg
Ilość ziarna [%]					
< 1,0 μm	2,06	1,56	1,31	0,17	0,57
< 3,0 μm	16,75	11,88	6,11	1,24	2,42
< 5,0 μm	30,15	24,55	13,79	3,69	5,77
< 7,0 μm	46,30	37,95	22,42	8,01	10,02
< 10 μm	61,33	57,11	35,57	18,74	18,87
< 20 μm	90,32	92,80	70,88	65,01	60,10
< 30 μm	99,05	100,00	88,92	91,08	87,75
< 40 μm	100,00	100,00	96,41	99,17	98,05
< 50 μm	100,00	100,00	99,24	100,00	99,99
< 100 μm	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Śr. arytmetyczna średnica ziarna [μm]	9,494	9,787	15,766	17,557	18,424
Powierzchnia jednostkowa [m <sup>2</sup> /cm <sup>3</sup> ]	1,41	1,12	0,84	0,48	0,56

Dodatek flokulantu wpływa ponadto na wilgotność osadów uzyskiwanych podczas filtracji ciśnieniowej z towarzyszącą kompresją osadów. W tabeli 2 zestawiono stałe i wykładniki równania

$$w = \exp[A\Delta P^B] + D \quad (12)$$

Dla zawiesiny bez i z dodatkiem flokulantu *Magnafloc 919* przy użyciu tkaniny *PT 912*, przy czym w ostatnim wierszu tabeli 2 zamieszczono obliczoną wilgotność osadu dla  $\Delta P = 1 \text{ MPa}$ .

Należy tu zaznaczyć, że dobór stałych i wykładnika funkcji (12) ma charakter rachunkowy i wynika z wyrównywania danych doświadczalnych. Stąd przy logicznej konsekwencji wzrostu wilgotności osadu z dodatkiem flokulantu występują pewne odstępstwa od tej reguły (np. dla dodatku *60 g/l Mg* w stosunku do *40 g/l Mg*). Odstępstwa te są jednak niewielkie.

**Tabela 2.** Stałe i wykładniki równania (12)

**Table 2.** Constants and exponents of eq. (12)

Wielkość	Zawiesi- na zrzu- towa pierwotna	Zaw. z dod. 10 g/l Mg	Zaw. z dod. 20 g/l Mg	Zaw. z dod. 30 g/l Mg	Zaw. z dod. 40 g/l Mg	Zaw. z dod. 60 g/l Mg	Zaw. z dod. 80 g/l Mg
<i>A</i>	-3,598	-0,2139	-1,277	-3,795	-0,1002	-2,9346	-1,666
<i>B</i>	0,2102	0,1536	0,0821	0,2525	0,4134	0,1863	0,0994
<i>D</i>	0,3055	-0,4694	0,673	0,3199	-0,5526	0,2922	0,1651
<i>R</i> <sup>2</sup>	0,9216	0,9608	0,9952	0,9966	0,9563	0,9667	0,9128
w dla $\Delta P = 1 \text{ MPa}$	0,3329	0,3380	0,3424	0,3424	0,3520	0,3454	0,3541

W kolejnej tabeli 3 pokazano obliczone na podstawie indywidualnych korelacji (dla poszczególnych dodatków flokulantu przy ciśnieniu 1 MPa) wartości porowatości osadu, oporu właściwego osadu oraz współczynników ściśliwości wg Sperry'ego oraz Tillera – Leu [8]. Odpowiednie zależności służące do obliczeń  $\alpha$  wg [8] znajdują się w [28,29].

**Tabela 3.** Parametry filtracyjne zawiesin i osadów dla  $\Delta P = 1 \text{ MPa}$

**Table 3.** Filtration parameters of suspensions and deposits for  $\Delta P = 1 \text{ MPa}$

Wielkość	Zawiesina zrzu- towa pierwotna	Zaw. z dod. 10 g/l Mg	Zaw. z dod. 20 g/l Mg	Zaw. z dod. 30 g/l Mg	Zaw. z dod. 40 g/l Mg	Zaw. z dod. 60 g/l Mg	Zaw. z dod. 80 g/l Mg
$\varepsilon$	0,3650	0,3861	0,4101	0,4020	0,4275	0,4209	0,4286
$\alpha \cdot 10^{-13} \left[ \frac{1}{m^2} \right]$	3,118	3,613	2,285	1,796	2,239	2,554	3,450
$s_s$	0,2710	0,2944	0,3184	0,2840	0,2833	0,2763	0,2948
$s_{T-L}$	0,3120	0,3699	0,3797	0,2984	0,3588	0,3463	0,4199

Dane z tabeli 3 wskazują na pewną tendencję zmian  $\varepsilon$  i  $s_{T-L}$  mianowicie z dodatkiem flokulantu obserwuje się wzrost  $\varepsilon$  i  $s_{T-L}$ . Tendencja ta jest zrozumiała – uzyskane flokuły sprzyjają większej porowatości, ale równocześnie możliwa się staje większa kompresja osadu. Do obserwacji tej nie stosują się te parametry dla dodatku 30 g/l Mg. Można sądzić, że ma to związek z błędami pomiarowymi (zawiesinę z dodatkiem 30 g/l Mg mierzono w pierwszej kolejności, kiedy to sprawdzano przyjętą metodykę).

W kolejnej tabeli 4 zamieszczono rezultaty testów filtracji ciśnieniowej (stałych  $K$  i  $K'$ ), prowadzonych przy różnych  $\Delta P$  dla zadanych dodatków flokulantu.



Tabela 4. cd.

Tabela 4. cont.

Lp.	Zawiesina z dodatkiem flok. 40 g/1 Mg			Zawiesina z dodatkiem flok. 60 g/1 Mg			Zawiesina z dodatkiem flok. 80 g/1 Mg		
	$\rho_z = 1024,62$ [kg/m <sup>3</sup> ]	$u_z = 0,076$ [kg/kg]	$u_s = 0,0063$ [kg/kg]	$\rho_z = 1024,62$ [kg/m <sup>3</sup> ]	$u_z = 0,077$ [kg/kg]	$u_s = 0,0067$ [kg/kg]	$\rho_z = 1024,62$ [kg/m <sup>3</sup> ]	$u_z = 0,079$ [kg/kg]	$u_s = 0,0069$ [kg/kg]
	$\Delta P$ [MPa]	$K \cdot 10^5$ [m <sup>2</sup> /s]	$K' \cdot 10^3$ [kg/ms]	$\Delta P$ [MPa]	$K \cdot 10^5$ [m <sup>2</sup> /s]	$K' \cdot 10^3$ [kg/ms]	$\Delta P$ [MPa]	$K \cdot 10^5$ [m <sup>2</sup> /s]	$K' \cdot 10^3$ [kg/ms]
1	0,1276	1,727	1,344	0,1278	1,703	1,336	0,1221	1,722	1,388
2	0,2434	3,278	2,553	0,2511	2,446	1,919	0,2423	3,215	2,592
3	0,3221	3,536	2,754	0,3386	2,98	2,339	0,4385	4,938	3,981
4	0,4209	4,658	3,627	0,4424	3,877	3,043	0,595	6,039	4,869
5	0,6171	5,276	4,108	0,6282	5,35	4,199	0,8264	7,609	6,135
6	0,8465	6,44	5,015	0,8481	6,393	5,017	1,009	9,317	7,511
7	0,962	8,977	6,99	1,0092	7,239	5,681	1,1864	9,513	7,67
8	1,1655	9,406	7,324	1,1402	8,059	6,325	1,3238	9,721	7,838
9	1,5593	10,713	8,342	1,3889	8,349	6,552	1,5581	9,963	8,033
10				1,5367	9,828	7,713			

Dla każdej z zawiesin (bez i z dodatkiem *Magnafloc 919*) mierzono niezależnie  $\rho_z$ ,  $u_z$  oraz  $u_s$ , natomiast stałe  $K$  wyrównywano z prostoliniowego odcinka charakterystyki (3) metodą najmniejszych kwadratów. Nachylenia prostych pozwoliły wyznaczyć stałe kinetyczne filtracji  $K$  w poszczególnych testach, zbiór stałych  $K$  przeliczano na  $K'$  zgodnie z zależnością:

$$K' = K\rho_z u_z, \quad (13)$$

a zbiór ten służył do wyznaczenia współczynnika ściśliwości osadu  $s_s$ , jako że:

$$K' = A\Delta P^{1-s_s}, \quad (14)$$

stąd w układzie podwójnie logarytmicznym:

$$\log K' = \text{Log}A + (1 - s_s)\log\Delta P \quad (15)$$

Dane z wyrównania funkcji (15) znajdują się w materiałach źródłowych [28, 29].

W tabeli 5 zamieszczono obliczone przy użyciu  $s_s$  orientacyjne wartości stałych kinetycznych  $K'$  dla ciśnienia filtracji  $\Delta P = 1 \text{ MPa}$ .

**Tabela 5.** Obliczone wartości  $K'$  dla  $\Delta P = 1 \text{ MPa}$

**Tabela 5.** Calculated values of  $K'$  for  $\Delta P = 1 \text{ MPa}$

Zawiesina	Pierwotna	Z dod. 10 g/1 Mg	Z dod. 20 g/1 Mg	Z dod. 30 g/1 Mg	Z dod. 40 g/1 Mg	Z dod. 60 g/1 Mg	Z dod. 80 g/1 Mg
$K' \cdot 10^3$ [kg/ms]	4,446	4,644	4,965	4,982	5,806	5,700	6,799

Zgodnie z oczekiwaniem obserwuje się wzrost  $K'$  z dodatkiem flokulantu (niewielkie odstępstwa od te reguły mają związek z niedoskonałą metodyką pomiarową a zwłaszcza z możliwością rozbijania dużych flokuł podczas mieszania zawiesiny przed wlaniem jej do cylindra filtru ciśnieniowego).

Natomiast dodatek flokulantu praktycznie nie wpływa na takie parametry, jak gęstość zawiesiny, udział masowy ciała stałego w zawieszynie, gęstość filtratu, udział masowy soli w filtracie. Są to bowiem wielkości związane z zawiesiną lub filtratem, a dodatek flokulantu jest tak mały, że nie zmienia tych parametrów, które są niezbędne w modelowaniu procesu rozdziału. Modelowanie filtracji ciśnieniowej sposobem zaproponowanym w [6] i [28] przeprowadzono w [29] i wykazało ono bardzo dobrą zgodność danych obliczeniowych z pomiarowymi zarówno w strefie filtracji jak i kompresji osadów dla zawiesiny bez i z dodatkiem flokulantu *Magnafloc 919* w ilości 10÷80 g/1 Mg suchego produktu.

#### 4. Wnioski i podsumowanie

1. Badania eksperymentalne odwadniania zawiesiny zrzutowej po wirówkach *DECANTER* pozwoliły wyznaczyć tzw. parametry filtracyjne, niezbędne przy modelowaniu filtracji ciśnieniowej z towarzyszącą kompresją osadu. Dotyczyły one zarówno pewnych wielkości fizycznych (gęstości, udziałów masowych, wilgotności, porowatości, oporów przegrody), jak i kinetycznych (stałych filtracji  $K$  i  $K'$ ). Dane takie zebrano dla zawiesiny pierwotnej, czyli cieczy odprowadzanej z wirówek *DECANTER*, jak również dla zawiesin zawierających dodatek stosowanego dla flotokoncentratu flokulantu *Magnafloc 919* w zakresie  $10\div 80$  g/l Mg suchego produktu, przy praktycznej dla flotokoncentratu dawce 30 g/l Mg.
2. Stwierdzono, że dodawanie flokulantu wpływa na wzrost porowatości osadu pofiltracyjnego i współczynnik ściśliwości osadu liczonego zależnością Tillerera i Leu. Równocześnie w niewielkim stopniu dodatek ten powoduje wzrost wilgotności osadu po filtracji ciśnieniowej, co jest efektem niekorzystnym. Natomiast dodatek flokulantu podwyższa stałą kinetyczną  $K$  i  $K'$  w porównywalnych warunkach, zwiększa średnią arytmetyczną średnicę ziaren i przyspiesza sedymentację.
3. Stosowana przez służby ruchowe dawka 30 g/l Mg wydaje się być właściwa, podobnie jak używana tkanina *PT 912*.
4. Konkluzją badawczą pracy było stwierdzenie, że po filtracji ciśnieniowej z towarzyszącą kompresją osadu można oczekiwać niższej wilgotności osadu, niż po filtracji wirowej co też wynika z wcześniejszych prac Piecucha i Anielak [10,11,12,13,15], a obserwacja ta dotyczy zarówno pierwotnej zawiesiny zrzutowej, jak i zawierającej dodatek flokulantu.
5. Należy zaznaczyć, że o ile w zakresie  $10\div 30$  g/l Mg flokulantu, *Magnafloc 919* znacząco wpływa na zmianę własności filtracyjnych zawiesiny zrzutowej, to powyżej 30 g/l Mg wpływ ten staje się bardzo słaby, zatem stosowanie nadmiernego dodatku jest z technicznego punktu widzenia niecelowe.
6. Porównanie parametrów filtracyjnych dla zawiesiny zrzutowej bez i z dodatkiem flokulantu sugeruje też, że zmiana technologii odwadniania polegająca na wykorzystaniu osadnika dla zawiesiny zrzutowej, zawrotu cieczy klarownej i mieszaniu szlamu ze strumieniem flotokoncentratu nie powinno nastęrczać problemów eksploatacyjnych w procesie filtracji; zaletą takiego rozwiązania jest zamknięcie obiegu wodno – mułowego, ale wiąże się z większym obciążeniem wirówek *DECANTER* lub dodaniem do układu dodatkowej wirówki.

## Literatura

1. **Palica M., Salasowicz M., Spyrka W., Szczepańska J.:** *Zmiana właściwości filtracyjnych kopalnianej zawiesiny zrzutowej po dodaniu flokulantu MAGNAFLOC 919.* Karbo, (zgłoszenie publikacyjne), 2009.
2. **Palica M., Dolina A., Gierczycki A., Kolorz S.:** *Wpływ dodatku flokulantu MAGNAFLOC 919 na przebieg filtracji wirowej podekantacyjnej zawiesiny odpadowej.* Rocznik Ochrony Środowiska, T. 11, Koszalin 2009.
3. **Palica M., Grotek A., Gruca M., Niemirowski J.:** *Opis odwadniania zawiesiny zrzutowej po wirówce filtracyjno-sedymentacyjnej BIRDa modelem SORENSENA.* Rocznik Ochrony Środowiska, T. 9, s. 133, Koszalin 2007.
4. **Palica M., Dęciek K., Kurowski Ł., Niemirowski J.:** *Periodyczna filtracja wirowa zawiesiny po wirówkach BIRD'a, zawierającej dodatek flokulantu MAGNAFLOC 336.* Rocznik Ochrony Środowiska, T. 10, s. 275, Koszalin 2008.
5. **Palica M., Kocy G., Kurowski Ł., Pławecka A.:** *Wpływ zawartości flokulantu MAGNAFLOC 336 na przebieg filtracji ciśnieniowej kopalnianej zawiesiny zrzutowej po wirówkach BIRD'a.* Rocznik Ochrony Środowiska, T. 10, s. 301, Koszalin 2008.
6. **Sørensen P. B., Moldrup P., Hansen J.:** Chem. Eng. Sci., **51**, s. 967, 1996.
7. **Palica M., Kocurek J.:** *Wybrane zagadnienia teorii filtracji i kompresji osadów,* Wyd. Pol. Śl., Gliwice 2001.
8. **Tiller F. M., Leu W. F.:** J. Chinese Ins. Chem. Enf., **11**, s. 61, 1980.
9. **Żużikow W. A.:** *Filtracja. Teoria i praktyka rozdzielania zawiesin,* tłum. z j. ros., WWT, Warszawa, 1985.
10. **Anielak A.M., Piecuch T.:** *Analityczno-empiryczne kryterium filtracji ciśnieniowej i odśrodkowej zawiesiny poflotacyjnych odpadów rud miedzi.* Rudy i Metale Nieżelazne Nr 3/1984.
11. **Anielak A.M., Piecuch T.:** *Analityczno-empiryczne kryterium filtracji ciśnieniowej i odśrodkowej zawiesiny poflotacyjnych odpadów rud cynku i ołowiu.* Zeszyty Naukowe Archiwum Górnictwa PAN, Zeszyt Nr 3, Rok 1984.
12. **Anielak A.M., Piecuch T.:** *Vergleich der Entwässerung bei Druck und Zentrifugalfiltration mit Statistischen Modellen.* Vhemische Technik-Leipzig Nr 3/1987.
13. **Anielak A.M.:** *Analityczno-empiryczne kryterium filtracji ciśnieniowej i rotacyjnej.* Praca doktorska. Politechnika Śląska, promotor prof. dr hab. inż. Tadeusz Piecuch, 1983.
14. **Piecuch T., Anielak A.M.:** *Zentrifugalsedimentation der Flotatronssuspension von Kupferabfällen.* 16. Diskussionstagung Mechanische Flüssigkeitabtronnung. Magdeburg, Oktober 1979.
15. **Piecuch T., Anielak A.M.:** *Vielstufige Druckfiltration.* 17. Diskussionstagung Mechanische Flüssigkeitabtronnung. Drezno, Oktober 1980.
16. **Piecuch T., Sówka R., Smyk A.:** *Filtracja próżniowa zawiesin poflotacyjnych odpadów miedziowych z użyciem flokulantów.* Rudy i Metale Nieżelazne Nr 6/1976.
17. **Piecuch T.:** *Ciśnieniowa filtracja koncentratów zawiesinowych flotacyjnych miedzi.* Rudy i Metale Nieżelazne Nr 10/1978.



18. **Piecuch T.:** *Ciśnieniowa filtracja poflotacyjnych zawiesin odpadów miedzi.* Rudy i Metale Nieżelazne Nr 12/1978.
19. **Piecuch T.:** *Studium teoretyczne procesu filtracji grawitacyjnej.* Monografia Wydawnictwo Polskiego Towarzystwa Przyjaciół Nauk o Ziemi. Częstochowa, 1984.
20. **Piecuch T.:** *Analiza teoretyczna przepływu medium przez modelowe wirówki sito-  
we.* Wydawnictwo Polskiego Towarzystwa Nauk o Ziemi. Częstochowa 1984.
21. **Piecuch T.:** *Równanie czasu przepływu rotacyjnego ścieku przez wirówkę filtra-  
cyjną.* Zeszyty Naukowe Archiwum Ochrony Środowiska PAN. Zeszyt Nr 3÷4.
22. **Piecuch T., Opielka J.:** *Kontrola procesu pracy filtracyjnej typu ROW.* Zeszyty  
Naukowe AGH Seria Górnictwo, XI Krakowska Konferencja Przeróbki Kopalni,  
Kraków, materiały konferencyjne, 1976.
23. **Piecuch T., Opielka A.:** *Stan techniki w zakresie konstrukcji ciśnieniowej maszyn  
filtracyjnych.* Rudy i Metale Nieżelazne Nr 8/1976.
24. **Machej J., Trefter U.:** Inż. Ap. Chem., 3, 1970.
25. **Gierczycki A.:** *Powstawanie i rozpad agregatów ciała stałego zawieszono-  
go w cieczy,* Monografia habilitacyjna, Wyd. Pol. Śl., Gliwice 2005.
26. **Dolina A.:** *Testy filtracji wirowej zrzutu po sedymentacji zawiesin węglowych  
pochodzących z KWK Borynia.* Prace Kat. Inż. Chem. Proc., Pol. Śl., (do użytku  
wewn.). Gliwice 2008.
27. **Bandrowski J., Merta H., Ziolo J.:** *Sedymentacja. Zasady i projektowanie.* Wyd.  
Pol. Śl., Wyd. II, Gliwice 2001.
28. **Szczepańska J.:** *Testy filtracji ciśnieniowej zrzutu po sedymentacji zawiesin wę-  
glowych pochodzących z KWK Borynia.* Prace Kat. Inż. Chem. Proc., Pol. Śl., (do  
użytku wewn.), Gliwice 2008.
29. **Salasowicz M.:** *Modelowanie filtracji wybranych zawiesin zrzutowych z KWK  
Borynia na bazie parametrów filtracji.* Prace Kat. Inż. Chem. Proc., Pol. Śl., (do  
użytku wewn.), Gliwice 2008.

## Oznaczenia – Symbole

- A* – stała empiryczna równania (12) i (14)  
– *empirical constant in Eqs. (12) and (14)*
- B* – stała empiryczna równania (12)  
– *empirical constant in Eq. (12)*
- C* – stała filtracji, *m*  
– *filtration constant, m*
- C<sub>1</sub>* – stała filtracji w równaniu (3)  
– *filtration constant in Eq. (3)*
- C<sub>A</sub>* – koncentracja masowa ciała stałego w zawieszynie, [kg/m<sup>3</sup>]  
– *mass concentration of solid phase in suspension, [kg/m<sup>3</sup>]*
- D* – stała empiryczna równania (12)  
– *empirical constant in Eq. (12)*
- F* – powierzchnia filtracji, [m<sup>2</sup>]  
– *filtration area, [m<sup>2</sup>]*

- $K$  – stała kinetyczna filtracji w równaniu (7),  $[m^2/s]$   
– *filtration kinetic constant in Eq. (7),  $[m^2/s]$*
- $K_1$  – stała kinetyczna filtracji w równaniu (3),  $[s/m^2]$   
– *filtration kinetic constant in Eq. (3),  $[s/m^2]$*
- $K'$  – zmodyfikowana stała kinetyczna filtracji,  $[kg/ms]$   
– *modified kinetic constant of filtration,  $[kg/ms]$*
- $\Delta P$  – ciśnienie filtracji,  $[MPa]$   
– *pressure difference,  $[MPa]$*
- $W$  – obciążenie przegrody osadem,  $kg/m^2$ ,  $W = V u_A$ ,  $[kg]$   
– *amount of cake on the filter medium,  $kg/m^2$ ,  $W = V u_A$ ,  $[kg]$*
- $V$  – objętość filtratu  
– *filtrate volume*
- $d$  – średnia średnica kanalików między ziarnami osadu,  $[m]$   
– *mean diameter of channels between cake grains,  $[m]$*
- $i$  – ilość kanalików  
– *number of channels*
- $r$  – zastępcze obciążenie przegrody osadem,  $[kg/m^2]$   
– *equivalent amount of cake on the filter medium,  $[kg/m^2]$*
- $s_s$  – współczynnik ściśliwości osadu wg Sperry'ego  
– *cake compressibility coefficient acc. to Sperry*
- $s_{T-L}$  – współczynnik ściśliwości osadu wg Tillera i Leu  
– *cake compressibility coefficient acc. to Tiller and Leu*
- $u_A$  – zawartość ciała stałego odniesiona do objętości filtratu,  $[kg/m^3]$   
– *mass concentration of solid phase in filtrate,  $[kg/m^3]$*
- $u_S$  – udział masowy soli w filtracie,  $[kg/kg]$   
– *mass fraction of salt in filtrate,  $[kg/kg]$*
- $u_Z$  – udział masowy ciała stałego w zawieszynie,  $[kg/kg]$   
– *mass fraction of solid phase in suspension,  $[kg/kg]$*
- $w$  – wilgotność osadu,  $[kg/kg]$   
– *cake moisture content,  $[kg/kg]$*
- $\alpha$  – opór właściwy osadu,  $[1/m^2]$   
– *specific resistance of the cake,  $[1/m^2]$*
- $\alpha_m$  – współczynnik proporcjonalności w zależności (6),  $[m/(kgMPa^{S_s})]$   
– *proportionality coefficient in Eq. (6),  $[m/(kgMPa^{S_s})]$*
- $\varepsilon$  – porowatość osadu,  $[m^3/m^3]$   
– *cake porosity,  $[m^3/m^3]$*
- $\rho_s$  – gęstość ciała stałego,  $[kg/m^3]$   
– *solid phase density,  $[kg/m^3]$*
- $\rho_Z$  – gęstość zawiesiny,  $[kg/m^3]$   
– *suspension density,  $[kg/m^3]$*
- $\eta$  – dynamiczny współczynnik lepkości filtratu,  $[kg/ms]$   
– *filtrate dynamic viscosity coefficient,  $[kg/ms]$*
- $\tau$  – czas filtracji,  $[s]$   
– *time of filtration,  $[s]$*

## Filtering Properties of Suspension from the *DECANTER* Centrifuge with Magnafloc 919 Flocculant Addition

### Abstract

The results of an experimental research on dewatering of dump suspension from the *DECANTER* centrifuge are presented in this paper. The suspension was taken from one of mines of the Jastrzębska Spółka Węglowa. This research allowed one to determine so called filtration parameters needed for the modeling of pressure filtration with cake compression. Some physical properties (density, mass fractions, moisture content, porosity, resistance of filter medium) as well as the kinetic constant coefficients ( $K$  and  $K'$ ) were concerned. The data was collected for the original suspension, i.e. liquid from the *DECANTER* centrifuge, and for the suspension with an addition of *Magnafloc 919*, flocculant used for flotoconcentrate, in the amount range between  $10\div 80$  g/l Mg of dry product, while the used dosage is 30 g/l Mg.

It was found that the addition of flocculant caused the increase of cake porosity and cake compressibility coefficient calculated according to the Tiller and Leu equation. Simultaneously, in small extends, the addition of flocculant resulted in increased cake's moisture content after the pressure filtration which is an unfavorable effect. On the other hand, it increased the constant kinetic coefficients  $K$  and  $K'$  in comparable conditions, enlarged mean arithmetic diameter of grains and accelerated the sedimentation process.

The dosage of 30 g/l Mg used by the maintenance personnel appears to be correct as well as the used filter cloth *PT 912*.

One of the most interesting conclusion from this work is that the cake moisture content was lower after the pressure filtration than after the centrifuge filtration – this observation applies to the original dump suspension as well as to the one with the addition of flocculant. It is worth to emphasize that in case of the flocculant addition between  $10\div 30$  g/l Mg, *Magnafloc 919* significantly influenced filtration properties of dump suspension. In case of the addition above 30 g/l Mg that influence became very weak, therefore the application of the excessive addition is pointless from the technical point of view.

The comparison of filtration parameters for dump suspension without and with the addition of flocculant suggests that there should not be any operating difficulties with the filtration process after a change of dewatering technology based on the usage of a settling tank for the dump suspension, recirculation of clear liquid and mixing of sludge with flotoconcentrate. One of advantages of this solution is the water – sludge circulation closure but it is connected with a greater *DECANTER* centrifuge load or with the addition of a supplementary centrifuge to the system.

## Występowanie substancji chloroorganicznych w wodzie po procesie utleniania oraz możliwości ich analizy

*Rafał Schmidt*

*Powiatowa Stacja Sanitarно-Epidemiologiczna, Koszalin*

### 1. Wstęp

W technologii wody wykorzystuje się różne metody jej oczyszczania m.in. adsorpcję, wymianę jonową, procesy membranowe i utlenianie chemiczne. Nie wszystkie jednak procesy usuwają z wody zanieczyszczenia. Na przykład chemiczne procesy mogą współstrącać substancje, zmieniać ich charakter lub tworzyć inne, mniej lub bardziej toksyczne. W wyniku utleniania i dezynfekcji wody zawierającej prekursorów organicznych powstają mikrozanieczyszczenia do których należą: trihalometany (THM), kwasy halogenooctowe, halogenoacetonitryle, halogenouracyle, MX i COHC [1, 2, 15]. Powstawanie tych związków zależy od jakości uzdatnianej wody, od rodzaju dezynfektanta i jego dawki, oraz od warunków prowadzenia procesu dezynfekcji. Trihalometany (THM) stanowią największą grupę związków powstających w wyniku procesów utleniania i dezynfekcji. Grupę tę tworzą chlorowcowe pochodne metanu o ogólnym wzorze  $CHX_3$ , w którym X oznacza atom chloru, bromu lub jodu oraz ich kombinacje [15]. W wodzie najczęściej spotykane są: chloroform  $CHCl_3$ , bromodichlorometan  $CHBrCl_2$ , chlorodibromometan  $CHBr_2Cl$  oraz bromoform  $CHBr_3$ . Obniżanie pH wody chlorowanej zmniejsza ilości powstających trihalometanów. Spośród tych czterech związków w największych stężeniach występuje chloroform – nawet do 300  $\mu\text{g/L}$  – norma 30  $\mu\text{g/L}$  wg polskiego prawodawstwa [4, 6].

MX, inaczej 3-chloro-4-dichlorometylo-5-hydrokso-2(5H)-furanon został po raz pierwszy zidentyfikowany w latach osiemdziesiątych w chlorowanych wodach [1, 2]. Jest to związek o niezwykle dużej aktywności mutagennej, odpowiedzialny jest on za około 15-57% [9, 10] aktywności mutagennej eks-

traktów ogólnych wody i 50-100% pochodnych substancji humusowych. Ze wzrostem pH reakcji chlorowania maleje stężenie MX, najczęściej powstaje przy pH 2. Stężenie MX rośnie ze wzrostem dawki Cl<sub>2</sub> i czasu reakcji [10, 11]. Prekursorami MX głównie są: kwas benzoesowy, aldehyd benzoesowy, kwasy aminowe, kwasy aromatyczne. Związki te są również prekursorami C<sub>6</sub>O<sub>3</sub>H<sub>3</sub>Cl<sub>3</sub> o nazwie 2- chloro-5-okso-3-heksen diacyl chlorku (COHC) o mutagenności podobnej do MX [11, 12]. Związek ten wykryto w wielu chlorowanych wodach powierzchniowych. Oprócz wyżej wymienionych związków analizuje się cały szereg połączeń chloro- i halogenoorganicznych będącymi typowymi zanieczyszczeniami antropogennymi środowiska. Najczęściej stosowaną metodą oznaczania THM jest ich ekstrakcja z zastosowaniem n-pentanu (ewentualnie heksanem, heptanem, eterem naftowym, metyloetylocykloheksanem lub 2,2,4-trimetylopentanem) [14]. Wyekstarhowane związki oznaczane są za pomocą GC, sprzężonego układu GC/GC oraz GC/MS. W wielu laboratoriach najczęściej stosowaną techniką analityczną jest GC z detektorem ECD. Zanieczyszczenia zawarte w rozpuszczalnikach mogą powodować znaczne problemy analityczne. Aby uniknąć interferencji konieczne jest analizowanie ekstraktów na kolumnach kapilarnych wysokiej rozdzielczości. W celu uzyskania odpowiedniej oznaczalności konieczne jest stosowanie kolumn o średnicach nie mniejszych niż 0,25 mm, umożliwiającą wprowadzenie optymalnej objętości próbki do kolumny.

Biorąc pod uwagę czynniki, które mogą wpływać na oznaczenie stężenia substancji chloroorganicznych w wodzie (pH, ekstrakcja i oczyszczanie) oraz na możliwość występowania interferentów przyjęto przebadanie rozdziału i odzysku dziesięciu substancji chloroorganicznych za pomocą chromatografu GC z użyciem kolumny kapilarnej wysokiej rozdzielczości w zmiennych warunkach separacji.

## 2. Badania własne

Badania wykonano zgodnie z polskimi normami, procedurami badawczymi i wytycznymi jednostek naukowo-badawczych. Do badań zastosowano standardy firmy FLUKA: dichloroetan, chloroform, 1,1,1 – trichloroetan, trichloroetylen, 1,3 dichloropropan, tetrachlorometan, dichlorobromometan, tetrachloroetylen, dibromochlorometan, tribromometan oraz rozpuszczalnik n-pentan i metanol o czystości do GC firmy Merck.

### Warunki prowadzenie procesu

Oznaczenia analityczne prowadzono chromatografem gazowym GC3400XT firmy VARIAN z dozownikiem split/splitless (podział 1:100) i z programowaniem temperatury. Do badań zastosowano kolumnę kapilarną

firmy Varian typu FactorFour Capillary Columns VF-624ms. Kolumna miała średnicę 0,25  $\mu\text{m}$  i długość 30m. Warunki rozdziału chromatograficznego były stałe: temperatura dozownika 150°C i detektora wychwyty elektronów ECD 240°C. Detektory wychwyty elektronów wymagają dodatkowego zasilania azotem lub mieszaniną argon/metan z szybkością przepływu 40÷60 mL/min. Sygnał detektora i poziom linii podstawowej zależy od obecności zanieczyszczeń, szczególnie tlenu. Zawartość tlenu i pary wodnej nie powinna przekraczać 1ppm. Początkowa temperatura kolumny wynosiła 35°C i narastała o 2°C co 2 minuty. Cykl ten trwał przez 20 minut, następnie przyrost temperatury wynosił 7°C co 2 minuty aż temperatura kolumny osiągnęła 180°C a następnie zmieniano warunki temperaturowe, które opisano pod rysunkami. Do badań zastosowano azot o czystości 5.0 firmy Meeser. Próbkę o objętości 2  $\mu\text{L}$  nastrzykiwano do dozownika, którego temperatura była stała i wynosiła 150°C.

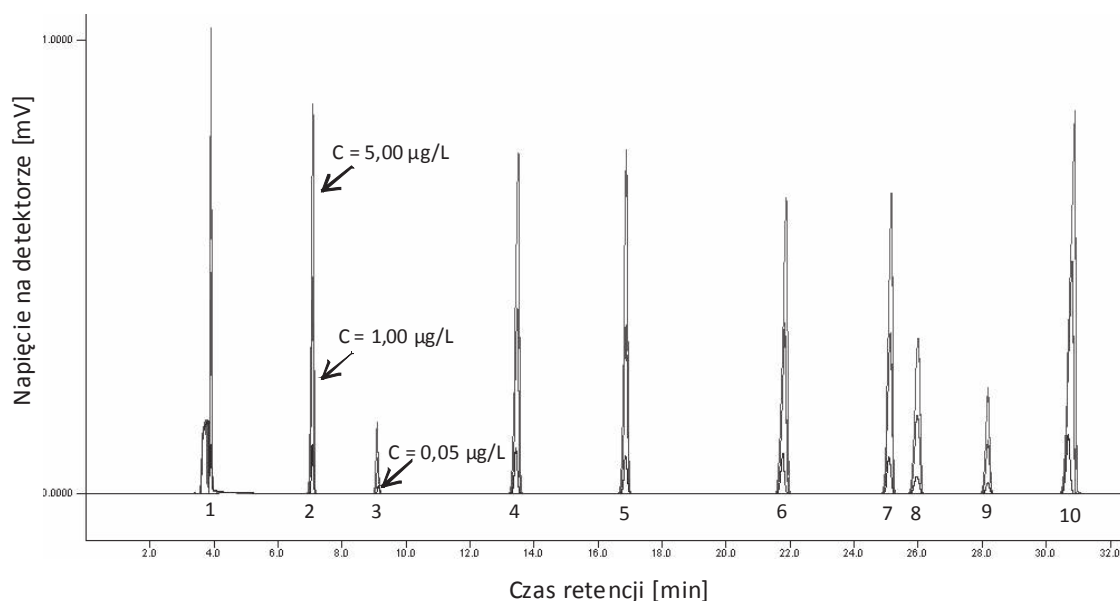
Dodatkowo przedstawiono wyniki badań powstawania substancji chloroorganicznych w wyniku utleniania kwasów humusowych podchlorynem sodu (I) i dioksydanem przedstawionych w pracach [1, 2], których autor niniejszej pracy jest współautorem.

### **3. Opis i analiza wyników badań**

Analiza chromatograficzna GC stwarza szereg trudności podczas optymalizacji i separacji analizowanych substancji. Do najczęściej występujących problemów należy: programowanie narostu temperatury kolumn, temperatura dozownika i temperatura detektora. Należy wówczas uwzględnić dodatkowe czynniki, które będą istotnie wpływały na czas retencji, selektywność rozdzielania analizowanych związków czy indeks retencji. Na rys. 1 pokazano krzywą kalibracji. Wykonano ją 5 punktową z 10 standardów.

Współczynnik korelacji wynosi od 0,998 do 0,999 (rys. 2), natomiast współczynnik zmienności dla wzorca o najniższym stężeniu 0,05  $\mu\text{g/L}$  wynosi 4,11%, dla najwyższego 5,00  $\mu\text{g/L}$  – 1,23%.

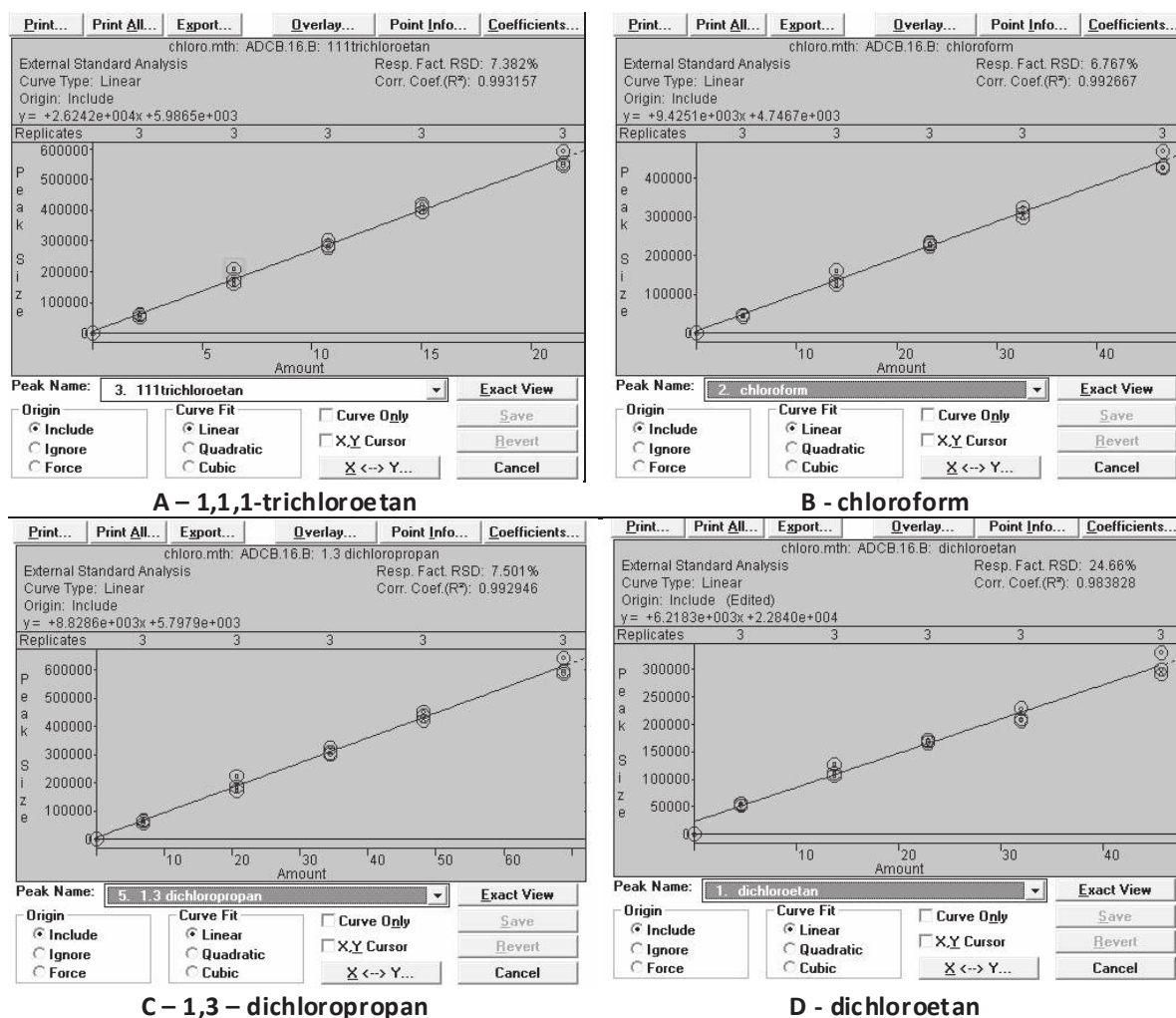
Z przedstawionego rys. 1 i 2 widać, że uzyskuje się bardzo dobry rozdział i wysoką sprawność zoptymalizowanego układu. Zgodnie z danymi producenta jest to kolumna specjalnego przeznaczenia – do rozdzielania substancji chloroorganicznych. Następnie zmieniano warunki narostu temperatury w kolumnie. Początkowa temperatura kolumny wynosiła 35°C i narastała o 1°C co 2 minuty. Cykl ten trwał przez 20 minut, następnie przyrost temperatury wynosił 5°C co 2 minuty aż temperatura kolumny osiągnęła 180°C. Otrzymane zależności przedstawiono na rys. 3. Rozdział związków chloroorganicznych jest znacznie gorszy w porównaniu do metody przedstawionej na rys. 1. Czas analizy wydłużył się o 30% a powierzchnia i wysokość pików roztworu o stałym stężeniu nie jest stabilna a różnica wynosi nawet 50%.



1 – dichloroetan, 2 – chloroform, 3 – 1,1,1 – trichloroetan, 4 – trichloroetylen, 5 – 1,3 dichloropropan, 6 – tetrachlorometan, 7 – dichlorobromometan, 8 – tetrachloroetylen, 9 – dobromochlorometan, 10 – tribromometan,

**Rys. 1.** Chromatogram separacji substancji chloroorganicznych – kolumna FactorFour Capillary Columns VF-624ms, długość 30 metrów, średnica zewnętrzna 0,25 mm. Początkowa temperatura kolumny wynosiła 35°C i narastała o 2°C co 2 minuty. Cykl ten trwał przez 20 minut, następnie przyrost temperatury wynosił 7°C co 2 minuty aż temperatura kolumny osiągnęła 180°C

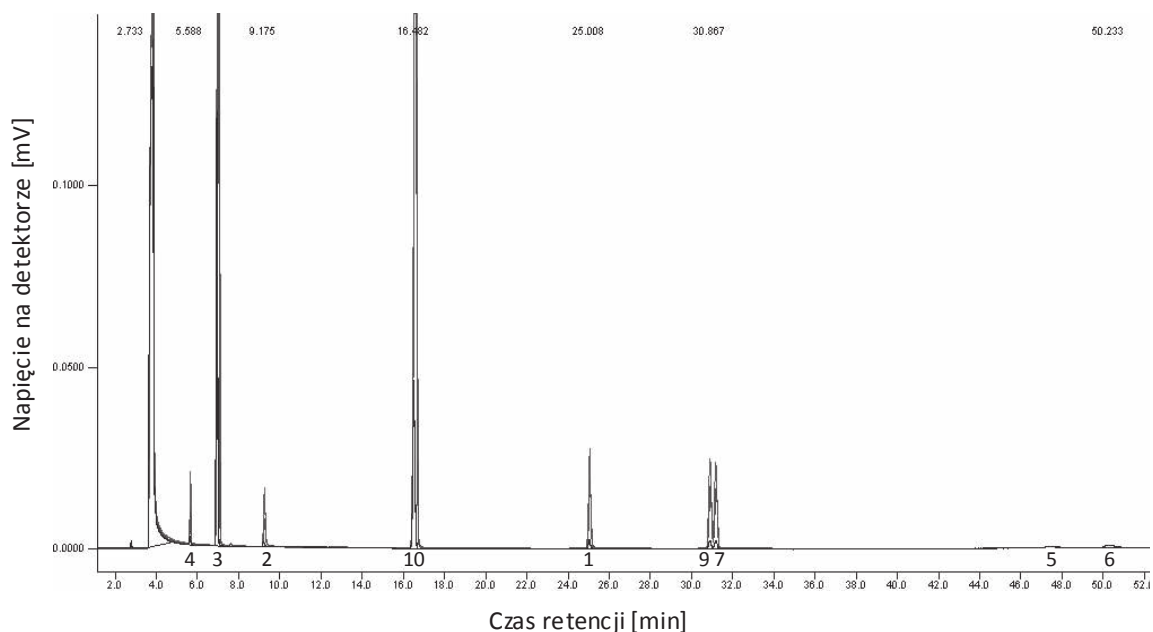
**Fig. 1.** The separation of chloroorganic substances – the column – Factor Four Capillary Columns VF624 ms (30 meters of length, with external diameter of 0.25 mm). The initial column temperature 35°C and was growing 2°C every 2 minutes. The duration of the cycle reached 20 minutes. After that the temperature growth rate was 7°C every 2 minutes until the temperature of the column reached 180°C



Rys. 2. Współczynnik kalibracji wybranych substancji chloroorganicznych oznaczanych na kolumnie FactorFour Capillary Columns VF-624ms, długość 30 metrów, średnica zewnętrzna 0,25 mm

Fig. 2. The coefficient of calibration of some chloroorganic substances determined using FactorFour Capillary Columns VF-624ms (30 meters of length and with external diameter of 0.25 mm)





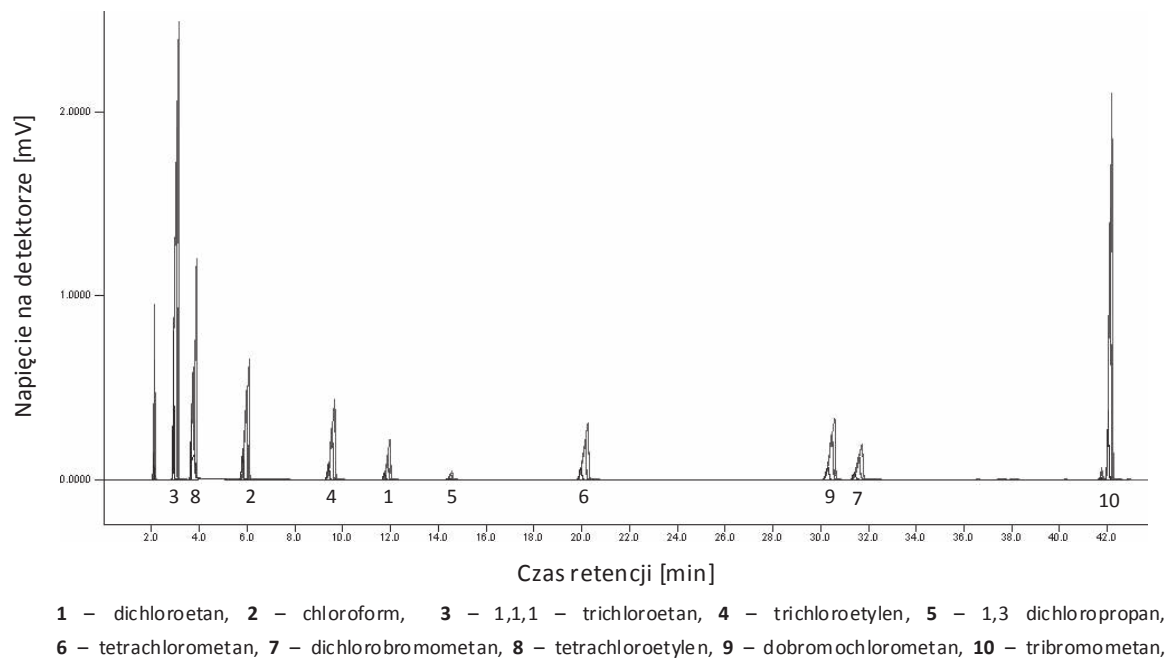
1 – dichloroetan, 2 – chloroform, 3 – 1,1,1 – trichloroetan, 4 – trichloroetylen, 5 – 1,3 dichloropropan, 6 – tetrachlorometan, 7 – dichlorobromometan, 8 – tetrachloroetylen, 9 – dobromochlorometan, 10 – tribromometan,

**Rys. 3.** Chromatogram separacji substancji chloroorganicznych – kolumna FactorFour Capillary Columns VF-624ms, 30 metrów, średnica zewnętrzna 0,25 mm. Początkowa temperatura kolumny wynosiła 35°C i narastała o 1°C co 2 minuty. Cykl ten trwał przez 20 minut, następnie przyrost temperatury wynosił 5°C co 2 minuty aż temperatura kolumny osiągnęła 180°C

**Fig. 3.** The separation of chloroorganic substances – the column – Factor Four Capillary Columns VF624 ms (30 meters of length, with external diameter of 0.25 mm). The initial column temperature 35°C and was growing 1°C every 2 minutes. The duration of the cycle reached 20 minutes. After that the temperature growth rate was 5°C every 2 minutes until the temperature of the column reached 180°C

Zastosowanie specjalnych procedur oczyszczania n-pentanu nie dało pożądaných rezultatów. Pik pochodzący od n-pentanu pokrywa się z pikiem od tetrachloroetyleny i oznaczenie tego związku w tych warunkach jest niemożliwe. Na zmianę kolejności elucji niektórych związków wpływa nie tylko zmiana warunków temperaturowych ale również i rodzaj zastosowanej kolumny. Wg [4, 9, 13] analizy można prowadzić również na kolumnach niepolarnych jeżeli nie jest wymagane oznaczenie lotnych związków chloroorganicznych. Może to być szczególnie przydatne w przypadku badania ścieków zanieczyszczonych trudno lotnymi związkami. Następną zmianą warunków pracy chromatografu gazowego przedstawiona na rys. 4. Zmiana ta również nie zapewniła dobrego rozdziału oznaczanych związków. Czas analizy wydłużył się o 25% a powierzchnia i wysokość pików zmalała o 50%. W związku z powyższym uzysku-

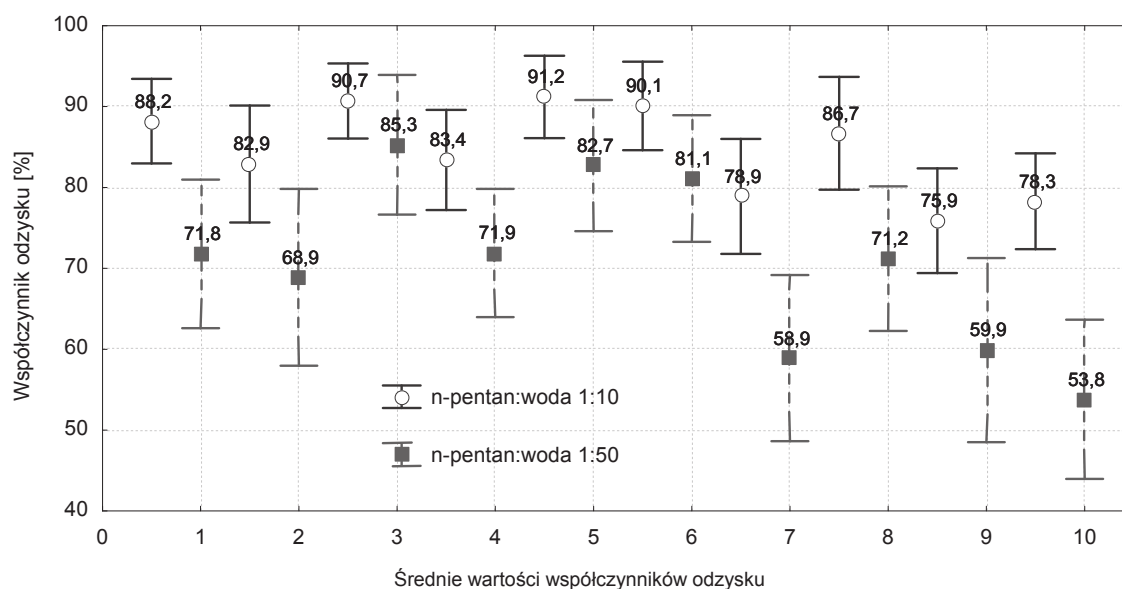
je się wyższą granicę oznaczania ilościowego i mniejsza powtarzalność, która wynosi dla wzorca 0,05 µg/L 13,45% a dla 5,00 µg/L 9,86 %.



**Rys. 4.** Chromatogram separacji substancji chloroorganicznych – kolumna FactorFour Capillary Columns VF-624ms, 30 metrów, średnica zewnętrzna 2,5 mm. Początkowa temperatura kolumny wynosiła 35°C i narastała o 2°C co 3 minuty. Cykl ten trwał przez 20 minut, następnie przyrost temperatury wynosił 7°C co 3 minuty aż temperatura kolumny osiągnęła 180°C

**Fig. 4.** The separation of chloroorganic substances – the column – Factor Four Capillary Columns VF624 ms (30 meters of length, with external diameter of 0,25 mm). The initial column temperature 35°C and was growing 2°C every 3 minutes. The duration of the cycle reached 20 minutes. After that the temperature growth rate was 7°C every 3 minutes until the temperature of the column reached 180°C

W większości metod analizy organicznych zanieczyszczeń wody stosowany jest etap wydzielenia oznaczanych związków z matrycy. Jego celem jest nie tylko oddzielenie go od wody lecz także soli nieorganicznych, rozpuszczonych wielkocząsteczkowych substancji organicznych oraz zanieczyszczeń mechanicznych. Ekstrakcja ciecz-ciecz jest najczęściej stosowaną techniką izolacji analitów ze środowiska wodnego. Do wydzielenia substancji chloroorganicznych najczęściej stosuje się n-pentan, rzadziej heksan. W badaniach odzysku używano wody dejonizowanej aby wyeliminować dodatkowe czynniki przeszkadzające. Wyniki badań przedstawiono na rys. 5 i w tabeli 1 i 2.



1 – dichloroetan, 2 – chloroform, 3 – 1,1,1 – trichloroetan, 4 – trichloroetylen,  
 5 – 1,3 dichloropropan, 6 – tetrachlorometan, 7 – dichlorobromometan, 8 – tetrachloroetylen,  
 9 – dobromochlorometan, 10 – tribromometan,

**Rys. 5.** Współczynnik odzysku substancji chloroorganicznych w zależności stosunku ekstrahenta do wody

**Fig. 5.** The recovery coefficient of chloroorganic substances against proportion of the extraction solvent to water

**Tabela 1.** Odzysk chlorowcopochodnych z wody dejonizowanej, n-pentan : woda 1:10  
**Table 1.** The recovery of halogens derivatives from deionised water, n-pentane:water 1:10

Nazwa związku	Stężenie [µg/L]	Ilość pomiarów	Odzysk [%]	Odchylenie standardowe [%]
dichloroetan,	30	10	88,2	5,22
chloroform,	15	10	82,9	7,23
1,1,1 – trichloroetan	30	10	90,7	4,65
trichloroetylen	30	10	83,4	6,19
1,3 dichloropropan	30	10	91,2	5,09
tetrachlorometan,	30	10	90,1	5,47
dichlorobromometan,	15	10	78,9	7,11
tetrachloroetylen	30	10	86,7	6,98
dobromochlorometan	15	10	75,9	6,48
tribromometan	15	10	78,3	5,92

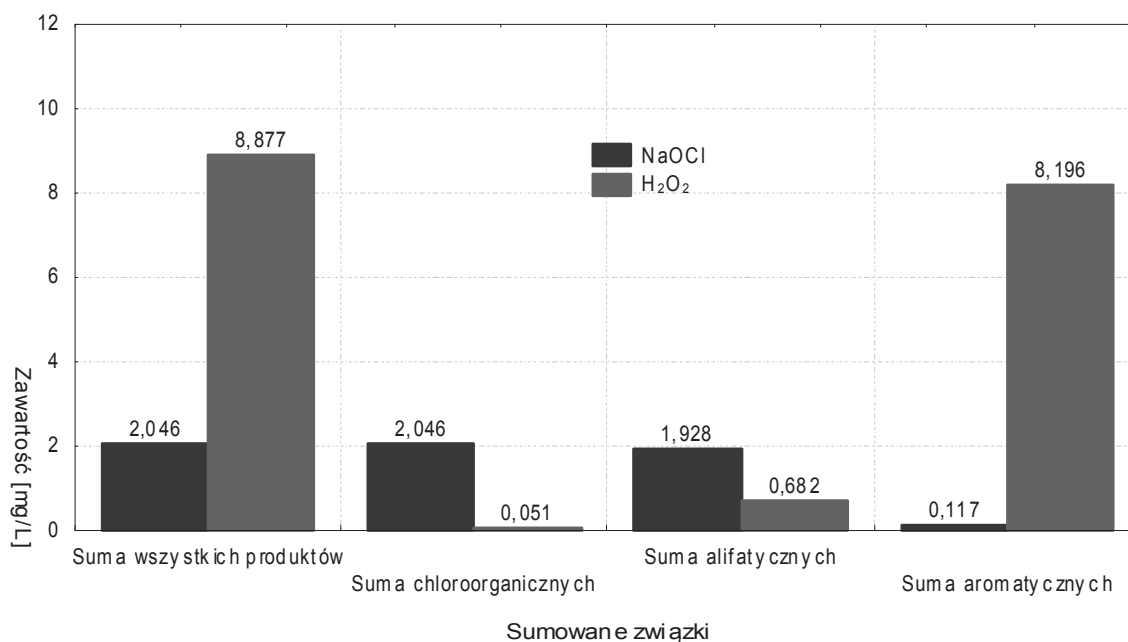
**Tabela 2.** Odzysk chlorowcopochodnych z wody dejonizowanej, n-pentan : woda 1:50  
**Table 2.** The recovery of halogens derivatives from deionised water, n-pentane:water 1:50

Nazwa związku	Stężenie [µg/L]	Ilość pomiarów	Odzysk [%]	Odchylenie standardowe [%]
dichloroetan,	30	10	71,8	9,18
chloroform,	15	10	68,9	10,92
1,1,1 – trichloroetan	30	10	85,3	8,64
trichloroetylen	30	10	71,9	7,94
1,3 dichloropropan	30	10	82,7	8,11
tetrachlorometan,	30	10	81,1	7,83
dichlorobromometan,	15	10	58,9	10,27
tetrachloroetylen	30	10	71,2	8,94
dobromochlorometan	15	10	59,9	11,38
tribromometan	15	10	53,8	9,85

Najlepsze wyniki odzysku uzyskano dla ekstrahenta n-pentanu w stosunku do wody 1 : 10. Średni odzysk wynosi 85% przy stężeniu początkowym 15 i 30 µg/L. Większy błąd pomiaru otrzymuje się przy mniejszym stężeniu i określany jest jako odchylenie standardowe. Do zalet zastosowanej metody można zaliczyć proste wykonanie, możliwość zastosowania dodatkowych etapów przygotowania próbki, analiza próbek wielofazowych z zawiesinami i osadami. Natomiast do wad słaba selektywność, pik rozpuszczalnika może utrudniać rozdział oraz konieczność użycia różnych rozpuszczalników.

Analizując rysunki 1÷4 można zauważyć, że najlepszą powtarzalność wyników, asymetrię pików i czas analizy uzyskano stosując kolumnę FactorFour Capillary Columns VF-624ms, długość 30 metrów, średnica zewnętrzna 0,25 mm a parametry pracy kolumny następujące: początkowa temperatura kolumny wynosiła 35°C i narastała o 2°C co 2 minuty do 20 minut, następnie przyrost temperatury wynosił 7°C co 2 minuty, aż temperatura kolumny osiągnęła 180°C. Metodę tę sprawdzono na próbkach rzeczywistych. W pracy [1, 2] autorzy przedstawili wyniki badań wpływu dawki i rodzaju utleniacza na ilość powstających substancji niebezpiecznych (węglowodory aromatyczne, octany, chloroorganiczne). Badane uboczne produkty utleniania podzielono na: substancje chloroorganiczne, alifatyczne i aromatyczne. Na rys. od 6 przedstawiono sumę wszystkich oznaczanych związków oraz sumy produktów należących do wymienionych grup substancji powstających przy dawce utleniacza 1:2. Suma stężeń wszystkich oznaczanych związków była ponad czterokrotnie większa przy utlenianiu dioksydanem. Zwiększając dawkę utleniacza uzyskano porównywalne wartości wszystkich substancji organicznych. Związki chloroorganiczne wykryto głównie w próbie utlenianej podchlorynem sodu. W próbie, w której

kwasy fulwowe poddawane były działaniu NaOCl, występowało więcej związków o budowie alifatycznej. Zatem w wyniku utleniania chlorynem (I) sodu powstawały głównie związki łańcuchowe, zawierające w swojej cząsteczce atom chloru, natomiast, gdy utleniaczem był H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, powstawały związki aromatyczne.



**Rys. 6.** Sumy zawartości oznaczanych produktów utleniania dla stosunku OWO:NaOCl (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) 1:2

**Fig. 6.** Sums of content of determined oxidation products for the proportion TOC:NaOCl (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) 1:2

Produktami utleniania chlorynem (I) sodu były: dichlorometan, trichlorometan (THM), 1,3-dichloropropan, tetrachloropropan, trichlorometan, 1,3-dichlorobenzen, dichloroetan, benzen, toluen, ksyleny, etylobenzen, octan propylu, propylobenzen. W porównaniu z próbą zawierającą mniejszą dawkę utleniacza, zawartości dichlorometanu, trichlorometanu, tetrachloroetanu, trichloroetanu, dichloroetan, 1,2-dichlorobenzen uległy zmniejszeniu. Powstające organiczne produkty utleniania dioksydanem kwasów fulwowych są bardziej toksyczne od produktów utleniania chlorynem (I) sodu. Stosując jako utleniacz dioksydant powstaje znacznie mniej związków chloroorganicznych w porównaniu do NaOCl. Możliwe, że związki te powstają w wyniku podstawienia chloru pochodzącego od NaOCl do form organicznych powstałych w wyniku utlenienia KF. Na powyższy proces ma wpływ dawka i rodzaj utleniacza oraz pH roztworu początkowego.

Produktami utleniania chlorynem (I) sodu są również: dichlorometan, trichlorometan (THM), 1,3 dichloropropan, tetrachloropropan, trichlorometan, 1,3-dichlorobenzen, dichloroetan, benzen, toluen, ksyleny, etylobenzen, octan propylu, propylobenzen.

Analiza próbek rzeczywistych wykazała wysoką powtarzalność i dokładność wykonanych analiz. Analiza ta wymagała dokładnego oczyszczenia próbki i porówniania trzech ekstrahentów z uwagi na duże stężenie substancji wielkocząsteczkowych (kwasów fulwowych).

#### **4. Wnioski**

- Przedstawiona metoda oznaczania substancji chloroorganicznych jest metodą powtarzalną i dokładną,
- Ekstrakcja n-pentanem ze środowiska wodnego substancji chloroorganicznych wynosi średnio 85%,
- Badania „trudnych” próbek rzeczywistych potwierdziły, że metoda ta jest selektywna,
- Oznaczenia ilościowe opisanych związków powinny być przeprowadzone z co najmniej dwóch kolumn o różnych właściwościach, szczególnie jeżeli analizowane są próbki o nieznanym składzie.

#### **Literatura**

1. **Anielak A.M., Grzegorzczuk M., Schmidt R.:** *Produkty procesu utleniania kwasów fulwowych chloranem (I) sodu i dioksydanem.* Przemysł chemiczny 87/6, 2008.
2. **Anielak A.M., Grzegorzczuk M., Schmidt R.:** *Wpływ chlorków na powstawanie substancji chloroorganicznych w procesie utleniania kwasów fulwowych.* Przemysł chemiczny 87/5, 2008.
3. **Vedat Uyak:** Environment International 32, 12-21, 2005.
4. **Villanueva C.M., Kogevinas M., Grimalt J.O.:** Water Research, 37, 953-958, 2003.
5. **Wan-Kuen Jo, Ki-Dong Kwon, Jong-In Dong, Yong Chung:** Science of the Total Environment 339 143-152, 2005.
6. **Mohamed A. El-Dib, Rizka K. Ali:** Wat. Res. Vol. 29, No 1, 375-378, 1995.
7. **Burcu Tokmak, Goksen Capar, Filiz B. Dilek, and Ulku Yetis:** Environmental Research 96, 345-352, 2004.
8. **Yeyong Yoon, Youshik Choi, Soonhang Cho, Dongsoo Lee:** The Science of the Total Environment 302, 157-166, 2003.
9. **Zou Huixian, Xu Xu, Hang Jinqi, Zhu Zhen:** Chemosphere, Vol. 30, No 12, 2219-2225, 1995.
10. **Zou Huixian, Lu Junhe, Chen Zhou, Yang Chengyong, Zhang Jinqi and Zhou Wen:** Wat Res. Vol. 34, No. 1, 225 229, 2000.

11. **Chen Zhuo, Yang Chengyong, Lu Junhe, Zou Huixian, Zhang Jinqi:** Chemosphere 45, 379-385, 2001.
12. **Junhe Lu, Huixian Zou, Zirui Yu, Xu Xu, Jinqi Hang:** Chemosphere 48, 29-33, 2002.
13. **Långvik V.A., Hormi O.:** Chemosphere 28, 1111-1117.
14. **Nawrocki J., Andrzejewski P., Kronberg L., Jeleń H.:** Journal of Chromatography A, 790, 242-247, 1997.
15. **Dojlido J.R.:** *Chemia wód powierzchniowych*. Wyd. Chemia i Środowisko, 1995.

## Occurrence of Chlororganic Substances in Water after Oxidation and their Analysis Capabilities

### Abstract

Chromatographic analysis GC makes several problems during optimisation and separation of analysed substances. Programming of temperature increase, temperature of feeder and temperature of detector are the most common problems. Than it is necessary to take into consideration other factors, which will have significant impact on retention time, selectivity of separation of analysed compounds or retention index.

The chosen results of the research into the influence of various oxidants on forms and quantity of the occurrence of THM, MX-THAT and the Purgeable Halogenoacetic acids in drinking water have been presented in this paper.

As a result of conducted research the influence of chemical composition of water, a dose and a sort of applied oxidant on the quantity of the formed chlororganic substances has been shown. It also has been shown that these substances are also formed as a result of oxidation with compounds not containing chlorine.

According to the form of the occurring chlororganic compounds and their concentration after hydrogen dioxide oxidation, various toxic compounds are possible to be formed. They are cancerogenic and mutagenic ones.

The concentration of by-products of oxidation depends on the presence and a sort of precursors, a sort of disinfectant, temperature, season, time of contact and reaction of solution. The kinds and quantity of oxidation by-products also depend on a kind of oxidant and the concentration of the catalyst. Such catalysts in natural waters are inorganic compounds. The capabilities of their quantification using gas chromatography have also been presented.

Analysis of real samples showed high repeatability and accuracy of conducted determinations. Such analysis required accurate sample purification and comparison of three extractants because of high concentration of high molecular substances (fulvic acids).

## Modelowanie zmian stężenia tlenu rozpuszczonego w wodach jezior

*Paweł Biedka, Lech Dzienis  
Politechnika Białostocka*

### 1. Wstęp

Stężenie tlenu rozpuszczonego w wodach powierzchniowych jest wypadkową procesów stanowiących źródło tlenu w wodzie oraz procesów powodujących jego zużycie. W wodach jezior podstawowym źródłem tlenu rozpuszczonego jest proces reaeracji i fotosyntezy, zużycie tlenu natomiast powodowane jest głównie przez mineralizację autochtonicznej lub allochtonicznej substancji organicznej. Stężenie tlenu w wodzie jeziora związane jest z jego stanem troficznym i wynikającą z niego jakością wody, stąd brane jest pod uwagę w systemach oceny jakości wód jezior. Ze względu na wpływ stężenia tlenu na uwalnianie krytycznych z punktu widzenia procesu eutrofizacji związków fosforu w naddennych warstwach wód jezior, szczególną uwagę zwraca się na zasoby tlenu rozpuszczonego w hypolimnionach zbiorników wodnych.

Jednym z narzędzi znajdujących zastosowanie w rozwiązywaniu problemów ochrony wód powierzchniowych przed zanieczyszczeniem jest modelowanie przemian zachodzących w wodach jezior i związanych z nimi zmian jakości wody. Model taki może zostać wykorzystany do przeprowadzenia prognoz jakości wody, przy uwzględnieniu zmian oddziałujących na jakość wód czynników, czy też zmian ich natężenia. W niniejszym artykule zaprezentowano model zmian stężenia tlenu rozpuszczonego w wodach wybranych jeziorach północno-wschodniej Polski, będący częścią opracowanego modelu eutrofizacji tych zbiorników.

### 2. Charakterystyka obiektów objętych badaniami

Omawiany model eutrofizacji dotyczy czterech połączonych ze sobą jezior leżących w bezpośrednim sąsiedztwie Augustowa.



Badaniami objęto: Rospudę Augustowską, Necko, Białe Augustowskie oraz Studzieniczne.

Zlewnia całkowita systemu jezior (892,18 km<sup>2</sup>) stanowi większą część powierzchni dorzecza rzeki Rospudy-Netty (746,08 km<sup>2</sup>) – największego ciek wodny w zlewni [1,2]. Do pozostałych dopływów zaliczyć należy rzekę Zelwiankę – dopływ do jeziora Necko, i Kanał Augustowski – dopływ do Jeziora Studzienicznego. Główne linie przepływu wody można uporządkować następująco:

- rzeka Rospuda (dopływ) – jezioro Rospuda Augustowska – jezioro Necko – rzeka Netta (odpływ),
- rzeka Zelwianka (dopływ) – jezioro Necko – rzeka Netta (odpływ),
- Kanał Augustowski (dopływ) – śluza Swoboda – jezioro Studzieniczne – śluza Przewież – jezioro Białe Augustowskie – kanał Klonownica – jezioro Necko – rzeka Netta (odpływ).

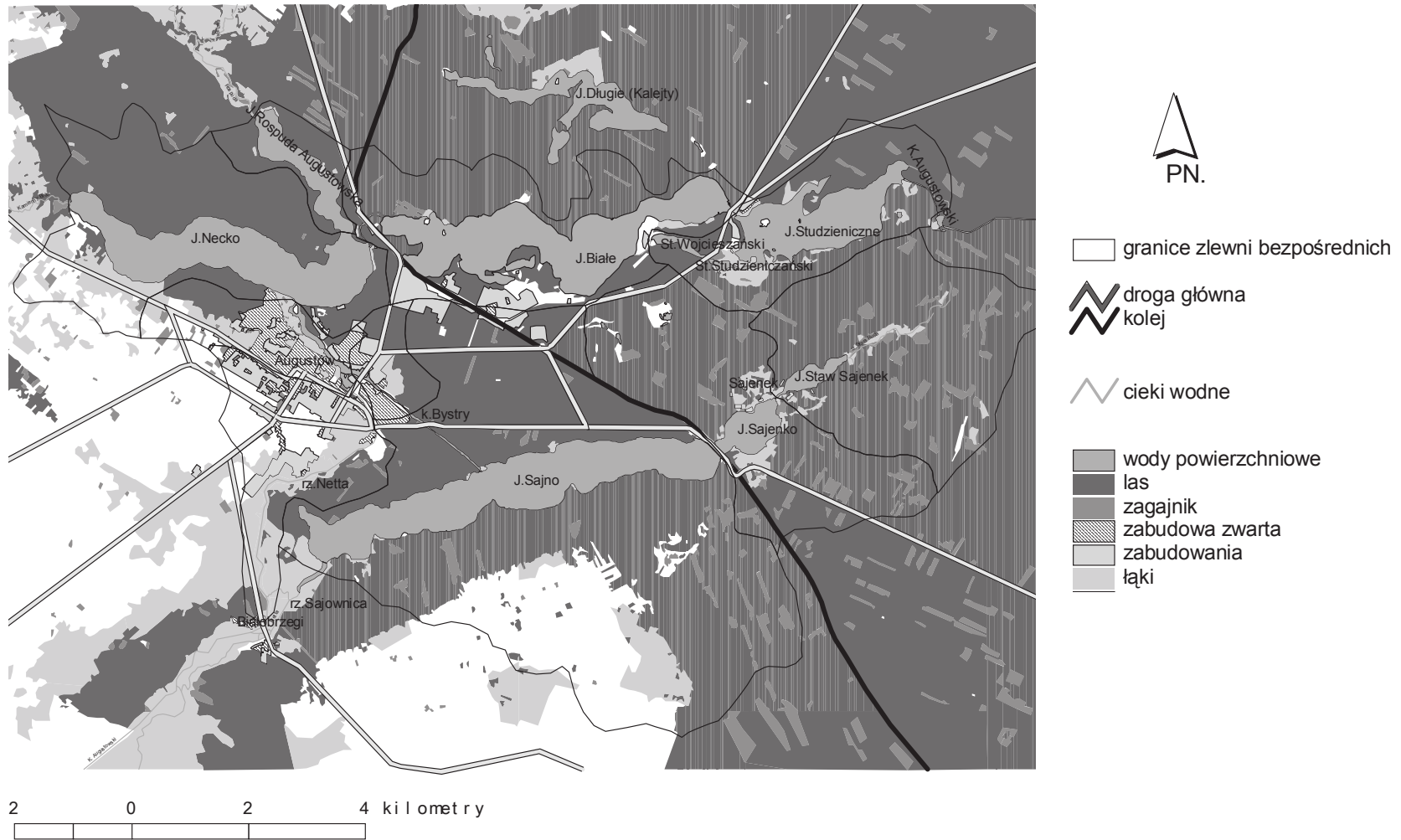
Procent wymiany wody w roku wyznaczony na podstawie przepływów cieków oszacowanych z wykorzystaniem jednostkowych odpływów ze zlewni wynosi: ok. 370% w jeziorze Necko, 2560% w jeziorze Rospuda oraz ok. 10% w jeziorze Białym i Studzienicznym [8].

Rzeka Rospuda jest największym ciek wodny w obszarze zlewni systemu jezior. Jej całkowita długość wynosi 61,9 km. Zlewnia rzeki Rospudy stanowi większą część zlewni systemu badanych jezior. Na całym obszarze dorzecza spotyka się obszary podmokłe, a często i bezodpływowe – zwłaszcza w dolnym biegu rzeki [1].

Rzeka Zelwianka (wraz z rzeką Kamienny Bród) jest niewielkim dopływem jeziora Necko. Zlewnia tego ciek ma charakter rolniczy. Jej powierzchnia wynosi 78,03 km<sup>2</sup> [2], z czego przeważającą część stanowią pola uprawne i łąki.

Kanał Augustowski przebiegający przez jeziora Studzieniczne, Białe i Necko, łączący dorzecze Wisły i Niemna, stanowi dopływ do jeziora Studzienicznego. Punkt szczytowy kanału znajduje się w okolicy ujścia wody z jeziora Serwy, w którym poziom zwierciadła wody wynosi 125,2 m n.p.m. [3]. Punkt ten znajduje się na dziale wodnym I rzędu, rozdzielającym dorzecza Wisły i Niemna w odległości 6,5 km (długość kanału) od ujścia do jeziora Studzienicznego, a różnica poziomów między punktem szczytowym a zwierciadłem wody w jeziorze wynosi 1,8 m. Przepływ wód regulowany jest śluzą Swoboda i odbywa się w kierunku jeziora Studzienicznego. Zlewnię fragmentu kanału między punktem szczytowym a jeziorem Studzienicznym stanowi zalesiony obszar Puszczy Augustowskiej.

Położenie jezior z zaznaczonymi granicami zlewni bezpośrednich przedstawiono na rysunku 1.



**Rys. 1.** Jeziora Augustowskie (opracowanie własne na podst. [1, 4])  
**Fig. 1.** Augustowskie Lakes

W stosowanym (w praktyce) do 2008 roku systemie oceny jakości wód jezior, wymienione zbiorniki zaliczono do II lub III klasy jakości oraz II lub III kategorii podatności na degradację. Wyniki klasyfikacji oraz kategoryzacji zamieszczono w tabeli 1.

**Tabela 1.** Klasy jakości wód i kategorie podatności jezior na degradację  
**Table 1.** Water quality classes and lakes categories of degradability

Rok badań	Rospuda Augustowska	Necko	Białe Augustowskie	Studzieniczne
klasa jakości wód				
1998 <sup>a)</sup>	II	II	II	II
1999 <sup>a)</sup>	III	III	II	II
2000 <sup>a)</sup>	poza klasą	III	II	II
2002 <sup>b)</sup>	II	II	II	II
kategoria podatności na degradację				
1998-2000 <sup>c)</sup>	III	II	II	II
2002 <sup>b)</sup>	III	II	II	II

a) [5,6], b) [7], c) [8]

### 3. Model eutrofizacji jezior

Model zmian jakości wód jezior zaimplementowany został w programie WASP (Water Analysis Simulation Program) opracowanym przez Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska (US EPA) [9, 10]. WASP jest dynamicznym wieloczołowym modelem, który może być użyty do analizowania różnorodnych problemów związanych z jakością wód powierzchniowych w stawach, strumieniach, jeziorach, zbiornikach zaporowych, rzekach, ujściach rzek oraz w morskich wodach przybrzeżnych.

Algorytmy użyte w programie do symulacji zmian jakości wody oparte są na rozwiązaniu równań uwzględniających zasadę zachowania masy każdego z rozważanych składników wód powierzchniowych, a także uwzględniają ich przemiany wynikające z procesów biologicznych, chemicznych i fizycznych zachodzących w wodach powierzchniowych. Zmiany jakości wody przejawiające się intensywnością procesu eutrofizacji w wyniku dostarczania do układu związków biogennych oraz w wyniku działania czynników zewnętrznych (np. temperatury, nasłonecznienia, itp.) symulowane są w module EUTRO, który jest integralną częścią programu WASP. Symulacje w module EUTRO mogą być wykonywane na kilku poziomach złożoności, a użytkownik może wybrać wszystkie dostępne bądź wybrane procesy zachodzące w modelowanym układzie. W module EUTRO istnieje możliwość symulowania ośmiu podstawowych zmiennych stanu zjawiska eutrofizacji, tj. ośmiu wskaźników związanych z jakością wody, takich jak:

- tlen rozpuszczony,
- biochemiczne zapotrzebowanie na tlen,
- chlorofil a,
- azot amonowy,
- azot azotanowy (V),
- azot organiczny,
- fosfor fosforanowy (V),
- fosfor organiczny.

Wyszczególnione zmienne stanu liczone są przy uwzględnieniu wielu zachodzących jednocześnie i powiązanych ze sobą procesów, które rozpatrywane są w modelu jako cztery podstawowe zjawiska:

- kinetyka rozwoju fitoplanktonu,
- obieg azotu,
- obieg fosforu,
- bilans tlenu rozpuszczonego.

Moduł EUTRO pozwala na prognozowanie przemian zmiennych stanu przy uwzględnieniu wszystkich zdefiniowanych w programie zależności, jak również pozwala na wybór niektórych zmiennych i procesów, kształtujących jakość wód powierzchniowych. Obliczenia kinetyki eutrofizacji mogą być wykonane na 3 podstawowych poziomach:

- model prostej eutrofizacji,
- model złożonej eutrofizacji (zaimplementowany w niniejszym opracowaniu),
- model złożonej eutrofizacji z uwzględnieniem modelowania przemian zachodzących w osadach dennych.

Poziom złożonej eutrofizacji umożliwia symulację wzrostu i śmiertelności fitoplanktonu przy jednoczesnym uwzględnieniu cyklu przemian azotu i fosforu. Dodatkowo na tym poziomie złożoności obliczenia obejmują bilans tlenu rozpuszczonego.

W programie WASP modelowane są wskaźniki jakości wody od momentu dopływu ze źródeł punktowych i obszarowych do momentu eksportu wskaźnika z układu w jego finalnej formie. W celu rozwiązania równań bilansu masowego w programie, użytkownik musi zdefiniować szereg danych wejściowych:

- podział modelu na segmenty,
- parametry transportu adwekcyjnego i dyspersyjnego,
- stężenie składników jakości wody na granicy modelu i środowiska zewnętrznego,

- punktowe i przestrzenne ładunki zanieczyszczeń,
- parametry i stałe kinetyki modelowanych przemian oraz funkcje czasowe,
- początkowe stężenie wskaźników jakości wody w modelowanym środowisku,
- parametry kontrolne symulacji i danych wyjściowych [9].

Kluczowym założeniem przyjmowanym podczas definicji modelu jest podział modelowanego środowiska na segmenty [9]. Podział ten zależy od celu jakiemu ma służyć symulacja. W przypadku prognozowania ogólnego procesu eutrofizacji wód jezior, podział na segmenty powinien uwzględniać możliwe do wyodrębnienia na podstawie zmiennych cech charakterystycznych części środowiska wodnego oraz zmienność natężenia procesów mających wpływ na jakość wody w tych częściach oraz ich zmienność w czasie. Podstawą różnicującą jakość wód w różnych częściach jeziora w tym samym czasie oraz różny kierunek przemian jakości wody w tych częściach w czasie jest stratyfikacja termiczna. W prezentowanym modelu środowisko wodne czterech jezior podzielono na dwa typy segmentów:

- segmenty typu powierzchniowego (epilimnion),
- segmenty typu podpowierzchniowego (hypolimnion).

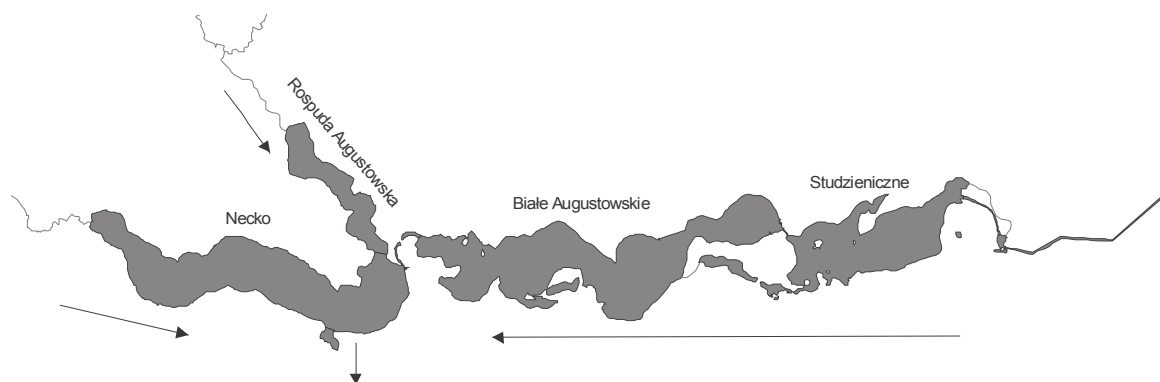
Łącznie wyróżniono 9 segmentów:

- segment 1. – jezioro Studzieniczne – epilimnion,
- segment 2. – jezioro Studzieniczne – hypolimnion,
- segment 3. – jezioro Białe Augustowskie – epilimnion,
- segment 4. – jezioro Białe Augustowskie – hypolimnion,
- segment 5. – jezioro Rospuda Augustowska – epilimnion,
- segment 6. – jezioro Rospuda Augustowska – hypolimnion,
- segment 7. – jezioro Necko-1 – epilimnion,
- segment 8. – jezioro Necko-2 – epilimnion,
- segment 9. – jezioro Necko – hypolimnion.

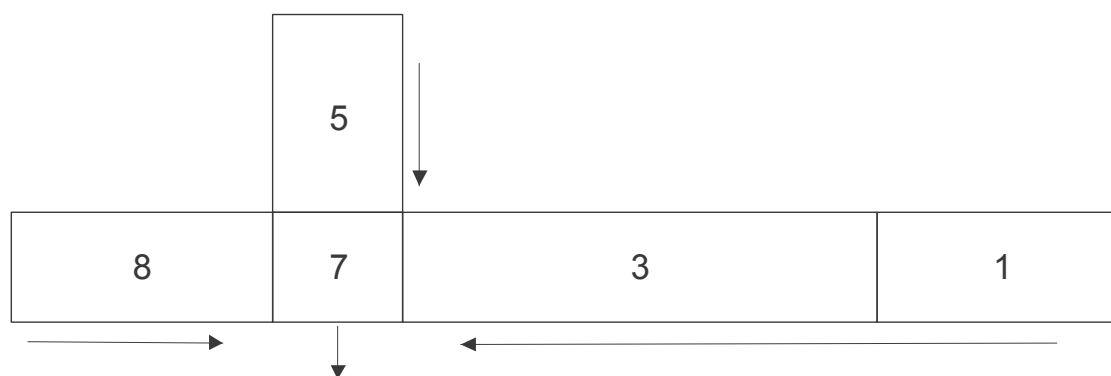
Na rysunku 2. przedstawiono modelowane jeziora, na rysunkach 3 i 4 – schemat podziału jezior na segmenty.

Podstawą do wyznaczenia zasięgu (głębokości) poszczególnych segmentów były profile termiczne wykonane na podstawie pomiarów temperatury w jeziorach na różnych głębokościach, wykonanych od maja 2006 do kwietnia 2007 r. Na tej podstawie wyznaczono średni zasięg występowania epilimnionu i hypolimnionu w czasie trwania letniej stratyfikacji termicznej. Wielkości morfometryczne segmentów, takie jak powierzchnia zwierciadła wody, powierzchnia wymiany pomiędzy segmentami oraz objętość segmentów wyznaczono przy

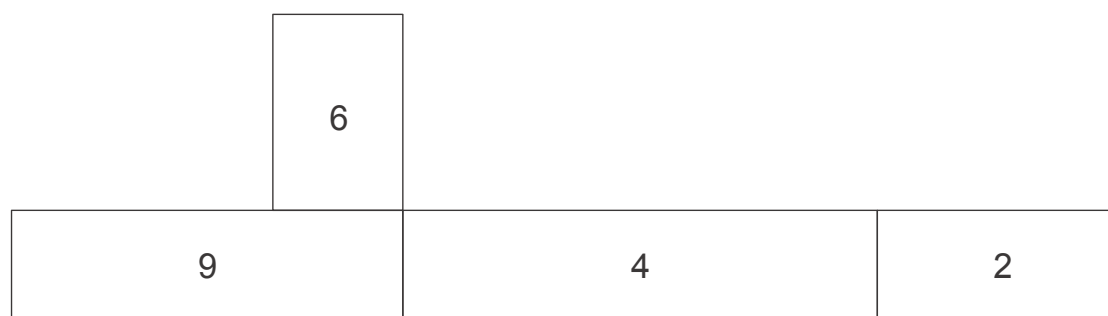
pomocy modelu numerycznego mis jezior w programie ArcView i dodatkach Spatial Analyst oraz 3D Analyst służących do analiz przestrzennych i trójwymiarowych na danych GIS.



**Rys. 2.** Układ modelowanych jezior z kierunkami przepływów adwekcyjnych  
**Fig. 2.** Advective flows in modeled lakes



**Rys. 3.** Schemat rozmieszczenia segmentów typu epilimnion, z kierunkami przepływów adwekcyjnych pomiędzy jeziorami  
**Fig. 3.** Epilimnion segments with advective flow directions



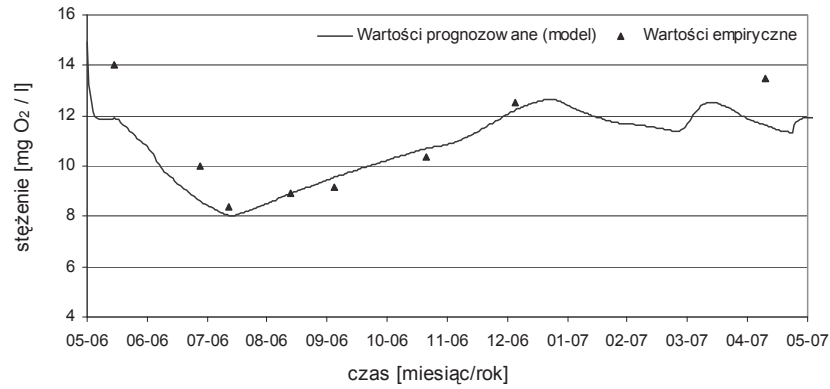
**Rys. 4.** Schemat rozmieszczenia segmentów typu hypolimnion  
**Fig. 4.** Hypolimnion segments

Prezentowany model eutrofizacji jezior uwzględnia następujące procesy opisane szczegółowo w podręczniku programu WASP [9, 10]:

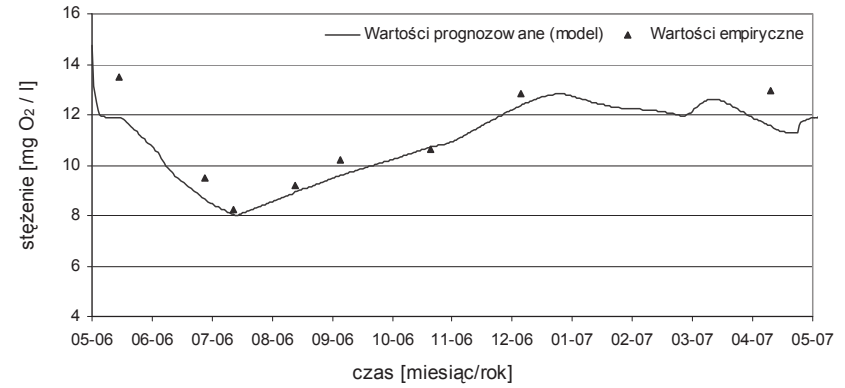
- cykl przemian związków fosforu, uwzględniający jego formę rozpuszczoną, organiczną i organiczną fitoplanktonową. Forma organiczna podzielona jest na rozpuszczoną i nie rozpuszczoną, fosfor nieorganiczny podzielony jest na rozpuszczony i sorbowany na cząstkach stałych zawiesiny;
- cykl przemian związków azotu, z uwzględnieniem azotu organicznego, azotu organicznego fitoplanktonowego, azotu amonowego i azotanowego (V);
- bilans tlenu rozpuszczonego, obejmujący procesy:
  - reaeracji [11],
  - biochemicznego utleniania substancji organicznej w toni wodnej (BZT),
  - nitryfikację, denitryfikację,
  - sedimentację,
  - rozwój i śmiertelność fitoplanktonu.
- interakcje segmentów podpowierzchniowych z osadami dennymi. Interakcje te zdefiniowano w postaci funkcji czasowych oszacowanych w procesie kalibracji modelu, uwzględniających zużycie tlenu oraz uwalnianie azotu amonowego i fosforu fosforanowego (V) w wyniku mineralizacji osadów dennych.

W kolejnej części artykułu przedstawiono wyniki przeprowadzonej symulacji zmian stężenia tlenu rozpuszczonego w rozpatrywanych jeziorach w podziale na warstwy epilimnionu i hypolimnionu. Symulacja uwzględnia możliwie najbardziej przybliżone do rzeczywistych ładunki zanieczyszczeń dopływających do jezior i przybliżone do rzeczywistych pozostałe czynniki wpływające na jakość wód. Model opracowano na podstawie danych empirycznych będących wynikiem przeprowadzonych badań własnych, danych dostępnych w publikowanych przez IMiGW [13] oraz WIOŚ [14] materiałach oraz na podstawie wartości uzyskanych w wyniku kalibracji modelu. Czas symulacji przebiegu zmian jakości wód jezior to okres jednego roku. Jako jego początek przyjęto 01.05.2006, koniec 30.04.2007. W tym czasie przeprowadzono badania wód jezior i dopływów obejmujące m.in. tlen rozpuszczony, podstawowe formy azotu i fosforu, chlorofil a i temperaturę. Próby wody pobierano w około comiesięcznych odstępach, wykluczając styczeń, luty i marzec, kiedy badań nie prowadzono z przyczyn technicznych. Dla wymienionego okresu symulacji oszacowano ponadto ładunki zanieczyszczeń ze zlewni bezpośrednich, na podstawie badań wód gruntowych pobieranych z piezometrów wykonanych w pobliżu linii brzegowej jezior oraz zebrano pozostałe dane (m.in. dotyczące warunków klimatycznych) stanowiące część parametrów symulacji.

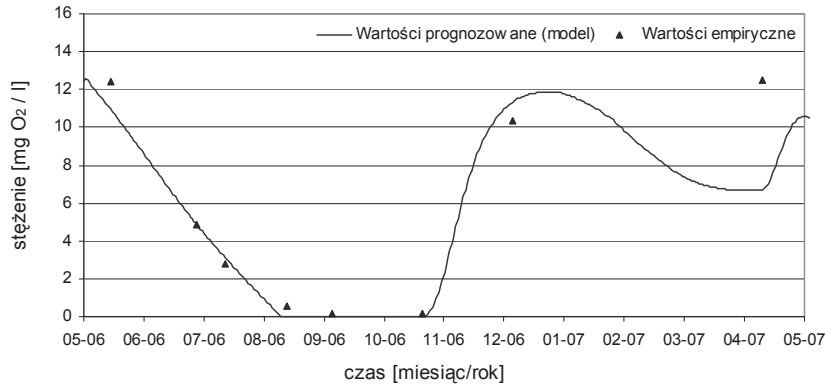
Prognozowane wartości stężenia tlenu rozpuszczonego generowane przez model wraz z wynikami badań empirycznych zestawiono na rysunkach 5÷12.



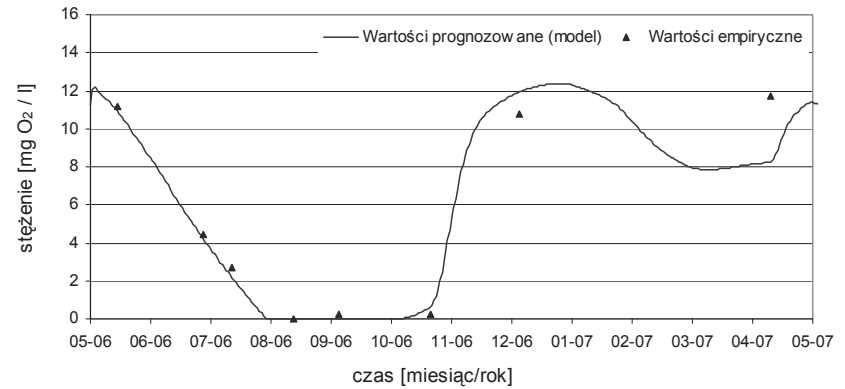
**Rys. 5.** Tlen rozpuszczony, j. Studzieniczne, epilimnion  
**Fig. 5.** Dissolved oxygen, Lake Studzieniczne, epilimnion



**Rys. 6.** Tlen rozpuszczony, j. Białe Augustowskie, epilimnion  
**Fig. 6.** Dissolved oxygen, Lake Białe Augustowskie, epilimnion

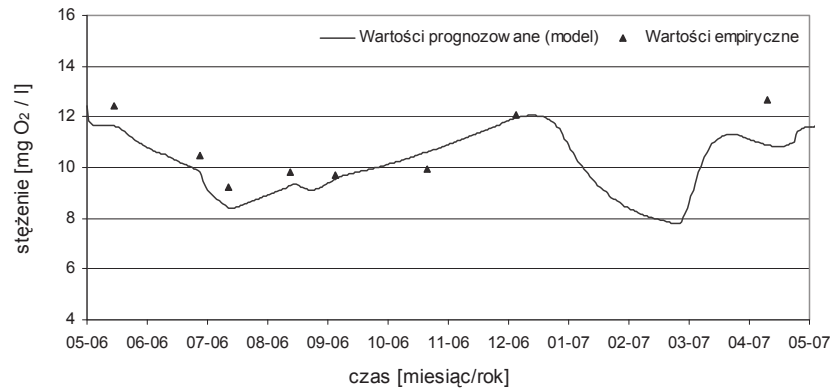


**Rys. 7.** Tlen rozpuszczony, j. Studzieniczne, hypolimnion  
**Fig. 7.** Dissolved oxygen, Lake Studzieniczne, hypolimnion

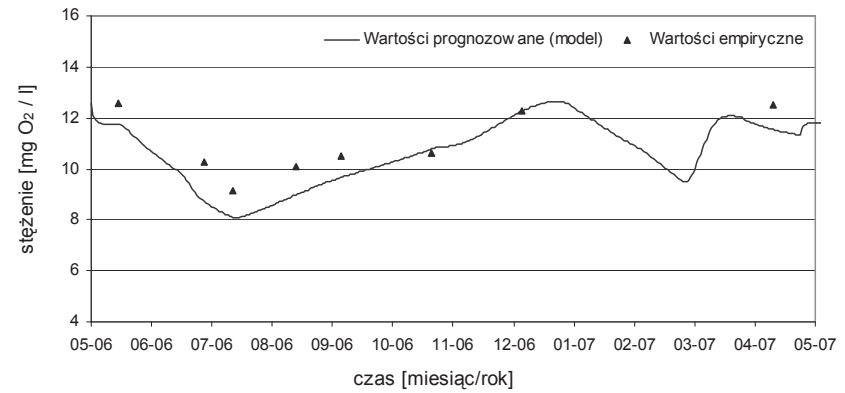


**Rys. 8.** Tlen rozpuszczony, j. Białe Augustowskie, hypolimnion  
**Fig. 8.** Dissolved oxygen, Lake Białe Augustowskie, epilimnion

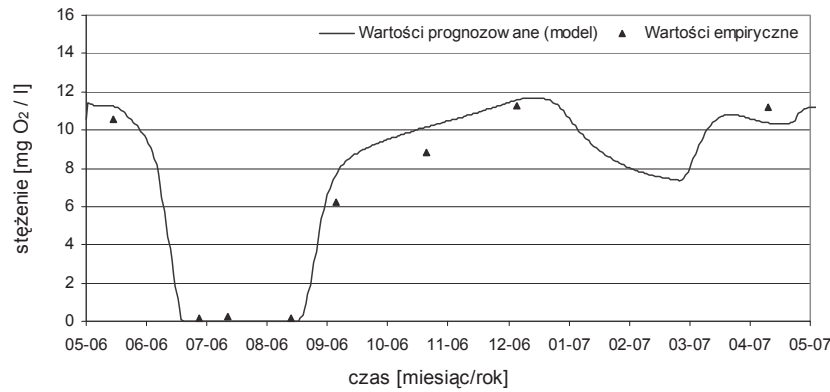




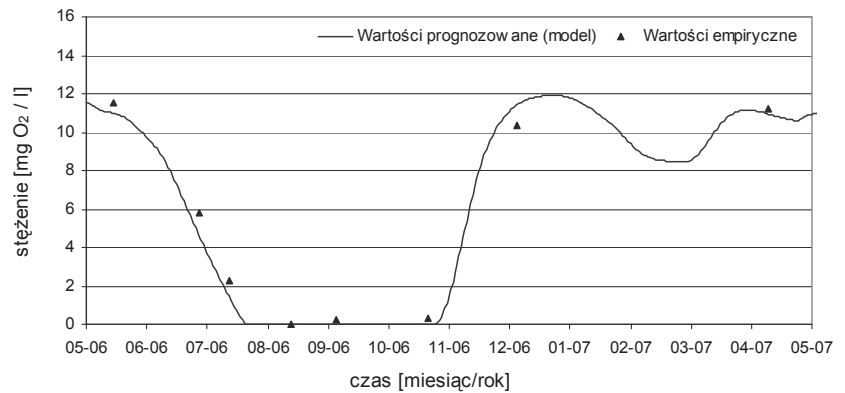
**Rys. 9.** Tlen rozpuszczony, j. Rospuda Augustowska, epilimnion  
**Fig. 9.** Dissolved oxygen, Lake Rospuda Augustowska, epilimnion



**Rys. 10.** Tlen rozpuszczony, j. Necko, epilimnion  
**Fig. 10.** Dissolved oxygen, Lake Necko, epilimnion



**Rys. 11.** Tlen rozpuszczony, j. Rospuda Augustowska, hypolimnion  
**Fig. 11.** Dissolved oxygen, Lake Rospuda Augustowska, hypolimnion



**Rys. 12.** Tlen rozpuszczony, j. Necko, hypolimnion  
**Fig. 12.** Dissolved oxygen, Lake Necko, hypolimnion

#### **4. Podsumowanie**

Analiza przedstawionych danych pozwala na stwierdzenie, iż możliwe jest utworzenie modelu zmian jakości wód jezior, który w przypadku m.in. stężenia tlenu rozpuszczonego pozostaje w istotnych zależnościach z wartościami empirycznymi uzyskanymi w wyniku badań jakości wód jezior. Zakładając, że prognozowane w modelu wartości są zgodne z rzeczywistymi, model taki daje możliwość uzyskania informacji na temat jakości wody zarówno w czasie pomiędzy wynikami badań otrzymywanych w monitoringu, jak również umożliwia prognozę zmian jakości wody przy uwzględnieniu takich samych czynników wpływających na jakość wody w przyszłości oraz zmian w przypadku symulowania zmienności tych czynników w czasie i w różnych częściach modelowanego środowiska.

Prognozowane stężenie tlenu rozpuszczonego w epilimnionach badanych jezior istotnie powiązane jest z wartościami mierzonymi w czasie prowadzonych badań empirycznych. Obniżenie stężenia tlenu w okresie letnim w każdym z jezior wynika z przewagi procesów w wyniku których tlen jest zużywany w stosunku do źródeł tlenu. Na uwagę zasługuje fakt, iż w okresie zimowym, wskutek wytwarzającej się pokrywy lodowej, stężenie tlenu w wodzie ulega obniżeniu. Jest to wynikiem braku reaeracji, znikomym wpływie fotosyntezy na stężenie tlenu i przewagi procesów mających wpływ na zużycie tlenu rozpuszczonego, wskutek mineralizacji substancji organicznej. W jeziorach Białym i Studzieniecznym deficyty tlenowe w okresie zimowym są zdecydowanie mniejsze niż w przypadku Necka czy Rospudy, czyli jezior o wyższej trofii i wyższej zawartości substancji organicznej i mniejszej objętości.

Stężenie tlenu w hypolimnionach badanych jezior w okresie letnim, po pewnym czasie od momentu wytworzenia stratyfikacji termicznej, osiąga zawsze wartości bliskie zeru, co potwierdzają obliczenia modelu. W wyniku wyczerpania zasobów tlenu rozpuszczonego w hypolimnionach wskutek mineralizacji substancji organicznej sedymentującej z segmentów powierzchniowych oraz substancji organicznej zawartej w osadach dennych i braku źródeł tlenu rozpuszczonego, już w pierwszych miesiącach stratyfikacji termicznej tworzą się warunki beztlenowe powodujące intensywne uwalnianie związków fosforu z osadów dennych.

Prognozowane stężenie tlenu rozpuszczonego w hypolimnionach jezior w większym stopniu odpowiada stężeniu rzeczywistemu. Modelowanie zjawisk zachodzących w hypolimnionach jezior jest obarczone mniejszym błędem niż w przypadku środowiska epilimnionów, ze względu na powstającą w okresie letnim stratyfikację, w wyniku której hypolimnion jest izolowany od czynników zewnętrznych, a jakość wód tej warstwy zależy od mniejszej liczby czynników, które są dodatkowo łatwiejsze do oszacowania.

## Literatura

1. *Podział hydrograficzny Polski, cz. I Zestawienia liczbowo-opisowe*, 1983; *cz. II – mapa 1:200000*; Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa, 1980.
2. *Atlas podziału hydrograficznego Polski, Cz. 2 : Zestawienia zlewni*. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa, 2005.
3. **Jańczak J.** (red.): *Atlas Jezior Polski, tom III*. IMiGW, Poznań, 1996.
4. *Mapy topograficzne Polski 1:50000, 225.1, 225.2, 225.3, 225.4*. Główny Geodeta Kraju, Warszawa, 2000.
5. **Skorbiłowicz E., Dzieńis L., Skorbiłowicz M., Biedka P.**: *Ocena stanu czystości wód jezior Pojezierza Augustowskiego*, [w] D. Wawrentowicz (red.) *"Gospodarka wodno-ściekowa w Euroregionie Niemen"*, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok, 1999.
6. Niepublikowane materiały Katedry Ochrony Środowiska, Politechnika Białostocka, 2000.
7. *Raport o stanie środowiska województwa podlaskiego w latach 2002 – 2003*. Inspekcja Ochrony Środowiska, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Białymstoku, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Białystok, 2004.
8. **Biedka P.**: *Ocena naturalnej podatności na degradację wybranych jezior Pojezierza Suwalsko Augustowskiego*. Zeszyty Naukowe Politechniki Białostockiej, Inżynieria Środowiska, Nr 16, Białystok, 2003.
9. **Wool T. A., Ambrose R. B. Martin J. L.**: *The Water Analysis Simulation Program, User Documentation for Version 6.0*. USEPA Region 4, Atlanta, 2001.
10. *Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) Version 7.1., Release Notes: 2/7/2006*, Watershed and Water Quality Modeling Technical Support Center US EPA, Office of Research Development National Exposure Research Laboratory Ecosystems Research Division, Athens, GA, 2006
11. **O'Connor D.J.**: *Wind Effects on Gas-Liquid Transfer Coefficients*. Journal of Environmental Engineering, Volume 109, Number 9, 731-752, 1983.
12. **Di Toro D. M., Connolly J. P.**: *Mathematical Models of Water Quality in Large Lakes, Part 2: Lake Erie*. EPA-600/3-80-065, 90-101, 1980.
13. **Grzesiak M., Domańska W.** (red.): *Ochrona Środowiska 2006. Informacje i opracowania statystyczne*. Zakład Wydawnictw Statystycznych, Warszawa, 2006.
14. *Informacja o stanie środowiska na terenie powiatów: suwalskiego grodzkiego i suwalskiego ziemskiego*. Inspekcja Ochrony Środowiska, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Białymstoku. Delegatura w Suwałkach, Suwałki, 2007.

## **Modelling of Dissolved Oxygen Changes in Water of Lakes**

### **Abstract**

In a paper a numerical eutrophication model was presented to show the dissolved oxygen concentration prognosis in four lakes situated in North-Eastern Poland. According to administrative division, lakes Necko, Rospuda Augustowska, Białe Augustowskie, and Studzieniczne are localized in Podlasie region, Augustów district, in a direct neighborhood of over 30 000-habitant Augustów town. The total catchment of lakes system covers a major part of river Rospuda-Netta catchment – the largest water flow within catchment area. Other tributaries are: river Zalewianka – lake Necko tributary and Augustowski Canal – lake Studzieniczne tributary.

Simulations of water quality changes in studied lakes were carried out for the single year: since May 1, 2006 till April 30, 2007 at the second level of eutrophication process complexity in a module EUTRO, i.e. intermediate eutrophication kinetics, considered as four interacting systems: phytoplankton kinetics, the phosphorus cycle, the nitrogen cycle, and the dissolved oxygen balance. That level makes possible to predict the ammonia, nitrates, organic nitrogen, orthophosphates, organic phosphorus, dissolved oxygen, carbon biochemical oxygen demand, and chlorophyll *a* concentrations. Determinations of lake and tributaries water were performed that same period.

Modeled aqueous environment of four lakes was divided into two segment types: surface (epilimnion) and subsurface (hypolimnion). Due to the exclusion of modeling the processes occurring in bottom sediments and descriptions of sediments influence on water quality in a form of time functions (e.g. functions of ammonia release from the bottom in mg NH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>day and orthophosphates in mg PO<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>day as well as utilization of oxygen for sediments mineralization mg O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>day), no segments of benthic-type were isolated.

Achieved results from model's calculations (since May 1, 2006 till April 30, 2007 in daily increment) were plotted on Fig 5. - 12. and compared with empirical studies made once a month in each segment. Analysis of data presented in figures revealed that there is possible to create a model, which in case of DO indicator, remains in statistically significant dependencies on empirical results from determinations of lake water. Assuming that values predicted in the model are consistent with real data, such model gives an opportunity to obtain information on water quality both in time between results from monitoring, and makes possible to predict changes of that quality taking into account the same factors affecting the water quality and changes during simulations of these quantities variations in time and different parts of modeled environment.



## Możliwości nieprzemysłowego wykorzystania odpadów z uwzględnieniem zasad obowiązujących w ochronie środowiska

*Czesława Rosik-Dulewska, Urszula Karwaczyńska,  
Tomasz Ciesielczuk, Katarzyna Głowala  
Uniwersytet Opolski*

### 1. Wstęp

Rozwój gospodarczy i ciągłe podnoszenie standardów życia powodują powstawanie ogromnej ilości odpadów wywołujących znamienne, negatywne skutki w naturalnym środowisku człowieka. Zarówno polityka międzynarodowa jak i działania podejmowane przez państwa na własnym terytorium coraz szerzej ukierunkowane są na opracowanie i wdrożenie takich mechanizmów działania, które pozwolą zmniejszyć ładunek zanieczyszczeń degradujących środowisko naturalne.

Polski przemysł energetyczny opierający się głównie na spalaniu węgla corocznie generuje miliony ton ubocznych produktów spalania (UPS). Każda tona spalonego węgla powoduje powstawanie ponad 280 kg odpadów stałych, w tym około 250 kg popiołów i żużli oraz 30 kg produktów odsiarczania spalin [7, 9]. W samych tylko krajach Unii Europejskiej w 2004 roku wytworzono 63 mln ton odpadów z energetycznego spalania paliw, z czego aż 68% stanowiły popioły lotne [11, 15].

Obecnie istnieje już wiele możliwości zagospodarowania popiołów lotnych, które dominuje nad unieszkodliwianiem ich poprzez składowanie, np. w latach 2003÷2008 w 90% były one gospodarczo wykorzystane [12, 16]. Mimo to nadal poszukuje się nowatorskich rozwiązań poszerzających zakres możliwości ich odzysku.

Innym problemem łączącym się z postępującym rozwojem cywilizacji są osady ściekowe pochodzące z oczyszczania ścieków komunalnych (przemysłowych także), których ilość wzrasta. Oczyszczanie ścieków z jednej strony

zapobiegnie zanieczyszczeniu gruntów i naturalnych cieków wodnych, z drugiej zaś spowoduje generowanie odpadów uciążliwych dla środowiska [5, 6].

Sposoby unieszkodliwiania i odzysku komunalnych osadów ściekowych muszą być opracowywane indywidualnie dla każdej oczyszczalni z uwzględnieniem charakterystyki powstającego osadu.

Przeróbka osadów ściekowych w każdej oczyszczalni ścieków powinna prowadzić do maksymalnego, ekonomicznie uzasadnionego zmniejszenia masy i objętości oraz pozbawienia ich szkodliwego wpływu na środowisko [1÷3]. Ponadto istnieje konieczność traktowania osadów ściekowych jako surowca o pewnej wartości nawozowej lub energetycznej, który umożliwi uzyskanie choćby częściowo zwrot poniesionych nakładów na budowę i eksploatację urządzeń do przeróbki osadów, sięgających nawet 50% ogólnych kosztów oczyszczalni [4, 8].

Ekologicznie i ekonomicznie uzasadnioną metodą postępowania jest ich przyrodnicze wykorzystanie. Niemniej jednak o postępie w gospodarce osadami ściekowymi zadecyduje kompleksowość działań w zakresie transformacji osadów ściekowych, systemów przyrodniczego ich wykorzystania oraz systemów monitoringu środowiska.

Osady ściekowe są trudne do zagospodarowania ze względu na ich ilość, ale także ze względu na ich skład chemiczny. Szczególna uciążliwość w ich wykorzystaniu wynika zazwyczaj z właściwości sanitarnych oraz z nadmiernej ilości metali ciężkich. Z tego względu wszelkie sposoby i metody trwałego oraz ich bezpiecznego unieszkodliwiania wydają się być uzasadnione [10].

W świetle powyższych faktów zarysowuje się poważny problem, którego rozwiązanie wydaje się być jednym z priorytetów w zakresie polityki ekologicznej. Nadmierna ilość omawianych odpadów determinuje do działania w zakresie tworzenia uregulowań prawnych oraz rozwiązań w zakresie zagospodarowania i unieszkodliwiania, z uwzględnieniem idei zrównoważonego rozwoju.

## 2. Metodyka badań

Materiałem wykorzystanym w pracach eksperymentalnych były granulaty popiołowo-osadowe (G) powstałe na bazie komunalnych osadów ściekowych (70%) pochodzących z Oczyszczalni Ścieków w Zabrze-Śródmieściu oraz popiołów lotnych z węgla brunatnego (30%) z Elektrowni Bełchatów. Właściwości osadów ściekowych i popiołów lotnych zostały zaprezentowane w tabeli 1 i 2. Mając na uwadze nawozowe wykorzystanie granulatu wzbogacono je w potas (który jest bardzo łatwo wymywany podczas procesu przeróbki osadów). W tym celu zastosowano ich modyfikacje solami (w pierwszym wariantcie) KCl (G+KCl) i (w drugim wariantcie)  $K_2SO_4$  (G+ $K_2SO_4$ ) w takich samych proporcjach w stosunku do granulatu, czyli 344 g/kg s.m.

**Tabela 1.** Właściwości osadów ściekowych z Oczyszczalni ścieków komunalnych Zabrze  
**Table 1.** Characteristic of sewage sludge from Municipal Sewage Treatment Plant Zabrze

Lp.	Oznaczany wskaźnik	Jednostka	Wartość oznaczenia
1.	Wilgotność	% wag.	86,00
2.	Substancje mineralne	% s.m.	58,13
3.	Substancje organiczne	% s.m.	41,87
4.	Cu	mg/kg s.m.	155,68
5.	Zn	mg/kg s.m.	3569,35
6.	Cd	mg/kg s.m.	3,09
7.	Ni	mg/kg s.m.	20,74
8.	Pb	mg/kg s.m.	187,07
9.	Cr	mg/kg s.m.	36,89
10.	Hg	mg/kg s.m.	1,99

**Tabela 2.** Właściwości popiołów lotnych z węgla brunatnego  
**Table 2.** Characteristic of fly ash from brown coal

Lp.	Oznaczany wskaźnik	Symbol	Jednostka	Wartość oznaczenia
				Bełchatów
1.	Zawartość popiołu	A <sup>a</sup>	%	98,2
2.	Straty prażenia	–	%	1,8
3.	Tlenek krzemu(IV)	SiO <sub>2</sub>	%	50,36
4.	Tlenek glinu	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	%	22,92
5.	Tlenek wapnia	CaO	%	12,88
6.	Tlenek żelaza(III)	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	%	4,48
7.	Tlenek siarki(VI)	SO <sub>3</sub>	%	4,03
8.	Tlenek magnezu	MgO	%	1,52
9.	Tlenek tytanu(IV)	TiO <sub>2</sub>	%	1,16
10.	Tlenek fosforu(V)	P <sub>4</sub> O <sub>10</sub> (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	%	0,26
11.	Tlenek potasu	K <sub>2</sub> O	%	0,21
12.	Tlenek sodu	Na <sub>2</sub> O	%	0,11
13.	Tlenek manganu (II i III)	Mn <sub>3</sub> O <sub>4</sub> (MnO·Mn <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	%	0,03

Osady ściekowe są alternatywą dla naturalnych nawozów organicznych, nie mniej jednak w porównaniu z tradycyjnymi organicznymi odpadami rolnymi (np. gnojowica, obornik) są bardziej zasobne w azot i fosfor, natomiast zawartość potasu jest w nich znacznie niższa.



W celu sprawdzenia mobilności zanieczyszczeń zawartych w granulatach popiołowo-osadowych, wyrażanej podatnością ich na wymywanie w wodzie, wykonano test wymywalności wg Rozporządzenia Rady Ministrów z dnia 21 grudnia 1999 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie opłat za składowanie odpadów (Dz.U. z 1999 r., Nr 110, poz. 1263 – obecnie zawieszony). Test wymywalności zgodnie z ww. Rozporządzeniem przewiduje jednostopniowe wymywanie. Czas trwania ekstrakcji wynosił 24 h, z czego 6 h to intensywne mieszanie, zaś 18 h – czas spoczynku próby.

Wyciągi wodne poddano analizie zgodnie z obowiązującymi Polskimi Normami na zawartość makro i mikroskaźników. Makroelementy oznaczano przy użyciu spektrofotometru firmy PHILIPS PU 8620, natomiast metale metodą absorpcyjnej spektroskopii atomowej (ASA) przy użyciu spektrometru PU 9100 X firmy UNICAM-PHILIPS.

Wyniki badań odniesiono do Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi (Dz. U. Nr 137, poz. 984).

### 3. Omówienie i dyskusja wyników

W celu określenia potencjalnego zagrożenia dla środowiska przeprowadzono jednostopniowy test wymywalności mieszanin popiołowo-osadowych (p:o=3:7). Wyciągi wodne (tabela 3) charakteryzują się: odczynem zasadowym, przy czym pH (8,4) jest najwyższe w granulach niemodyfikowanych, natomiast obniża się po dodaniu soli potasowych (do 8,25 przy modyfikacji KCl i do 7,04 przy modyfikacji K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) oraz wysoką przewodnością właściwą rosnącą wraz ze wzrastającym udziałem potasu, tj. najmniejszą dla wyciągu z granul bez modyfikacji – 1970 μS/cm, ponad 8-krotnie większą – 16280 μS/cm przy modyfikacji KCl i prawie 23-krotnie większą – 44800 μS/cm przy modyfikacji K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, w stosunku do granul niemodyfikowanych.

Zawartość azotu amonowego (rys. 1) waha się od 93,3 mg N<sub>NH<sub>4</sub></sub>/dm<sup>3</sup> w wyciągu z granul bez modyfikacji, poprzez 73,2 mg N<sub>NH<sub>4</sub></sub>/dm<sup>3</sup> przy modyfikacji KCl do 136,5 mg N<sub>NH<sub>4</sub></sub>/dm<sup>3</sup> przy modyfikacji K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> i w każdym przypadku przekracza zawartość dopuszczalną (10 mg N<sub>NH<sub>4</sub></sub>/dm<sup>3</sup>) wg [14].

Wysoka zawartość azotu azotynowego (rys. 1) dla wyciągu z granul bez modyfikacji (246 mg N<sub>NO<sub>2</sub></sub>/dm<sup>3</sup>), maleje 7-krotnie (do 35 mg N<sub>NO<sub>2</sub></sub>/dm<sup>3</sup>) przy modyfikacji KCl i 29-krotnie (do 8,4 mg N<sub>NO<sub>2</sub></sub>/dm<sup>3</sup>) przy modyfikacji K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, przekraczając jednak w każdym przypadku zawartość normowaną Rozporządzeniem [14] – 1 mg N<sub>NO<sub>2</sub></sub>/dm<sup>3</sup>.

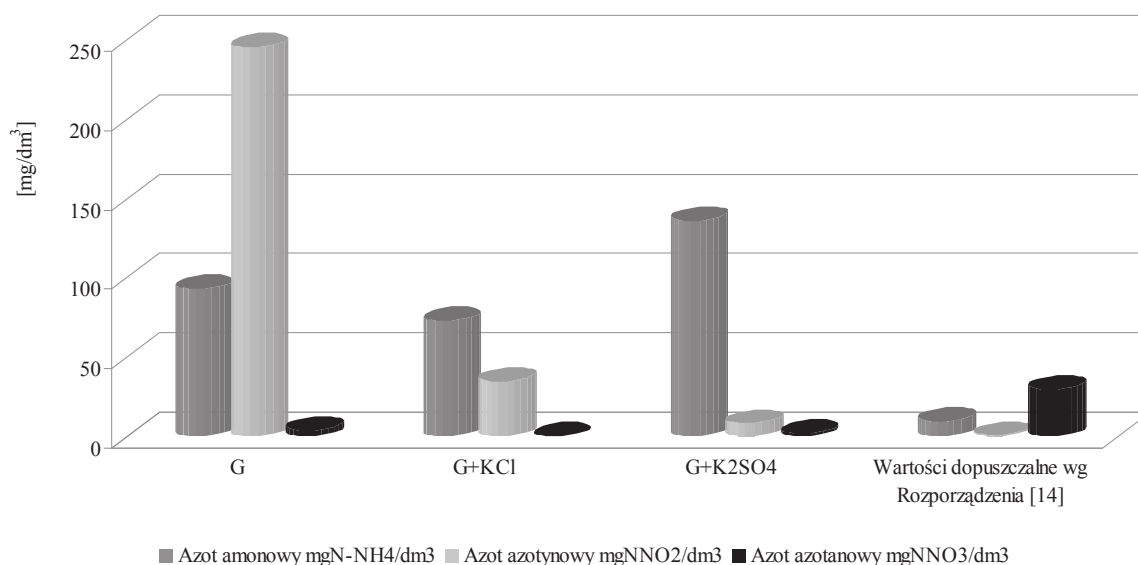
**Tabela 3.** Wyniki analiz chemicznych z wyciągów wodnych z testu jednostopniowego granulatów popiołowo-osadowych

**Table 3.** Analysis results of water leachates from one stage leaching test of ash-sludge granulates

Lp.	Oznaczany wskaźnik	Jednostka	Wartość oznaczenia			Wartości dop. wg Rozporządzenia [14]
			G	G+KCl	G+K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	
1.	Odczyn	–	8,40	8,25	7,24	6,5÷9
2.	Przewodność	μS/cm	1970	16280	44800	–
3.	Azot amonowy	mg NNH <sub>4</sub> /dm <sup>3</sup>	93,3	73,2	136,5	10
4.	Azot azotynowy	mg NNO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	246	35	8,4	1
5.	Azot azotanowy	mg NNO <sub>3</sub> /dm <sup>3</sup>	3,91	0,52	2,13	30
6.	o-fosforany	mg PO <sub>4</sub> /dm <sup>3</sup>	24,9	43,6	398	–
7.	ChZT <sub>KMnO<sub>4</sub></sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	253	6556	1094	–
8.	ChZT <sub>K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>4</sub></sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	590	149000	3993	125
9.	Chlorki	mg Cl/dm <sup>3</sup>	58	9900	237	1000
10.	Siarczany	mg SO <sub>4</sub> /dm <sup>3</sup>	864	913	10493	500
11.	Wapń	mg Ca/dm <sup>3</sup>	578	1102	390	–
12.	Magnez	mg Mg/dm <sup>3</sup>	226	850	136	–
13.	Potas	mg K/dm <sup>3</sup>	164	30075	4368	80
14.	Cu	mg Cu/dm <sup>3</sup>	0,06	0,08	0,795	0,1
15.	Zn	mg Zn/dm <sup>3</sup>	0,98	0,23	10,9	2
16.	Cd	mg Cd/dm <sup>3</sup>	<0,005	<0,005	<0,01	–
17.	Ni	mg Ni/dm <sup>3</sup>	0,035	0,035	0,465	0,5
18.	Pb	mg Pb/dm <sup>3</sup>	0,025	0,045	0,250	0,5
19.	Cr	mg Cr/dm <sup>3</sup>	<0,02	0,045	0,145	1

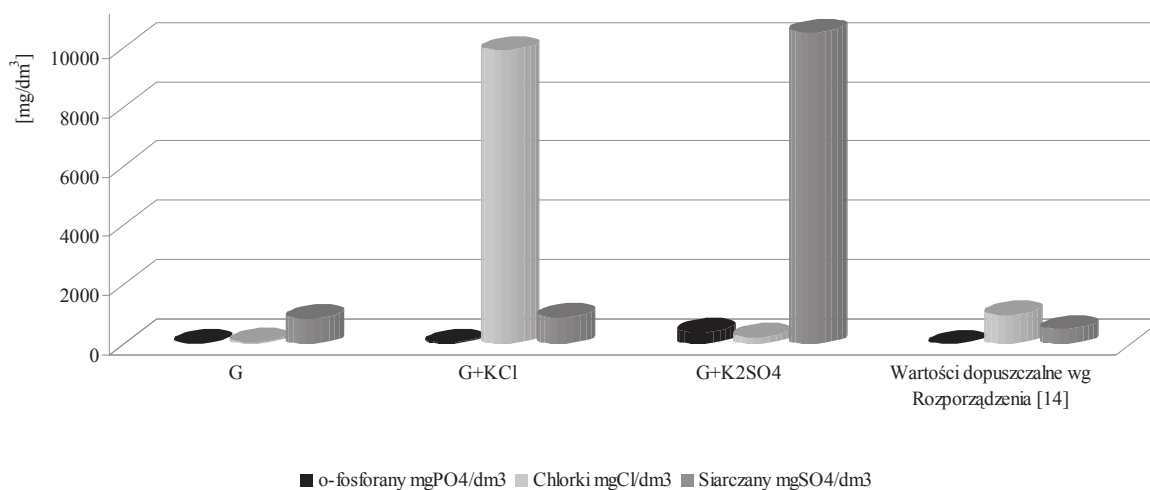
– wartości nie są normowane wg [14]

Zawartość azotu azotanowego (rys. 1) w eluatach jest stosunkowo niska w stosunku do normowanej (30 mg N<sub>NO<sub>3</sub></sub>/dm<sup>3</sup>) wg [14] i waha się od 3,91 mg N<sub>NO<sub>3</sub></sub>/dm<sup>3</sup> dla wyciągu z granul bez modyfikacji, poprzez 0,52 mg N<sub>NO<sub>3</sub></sub>/dm<sup>3</sup> przy modyfikacji KCl do 2,13 mg N<sub>NO<sub>3</sub></sub>/dm<sup>3</sup> przy modyfikacji K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>).



**Rys.1.** Formy azotu w granulatach popiołowo-osadowych  
**Fig.1.** Forms of nitrogen in ash-sludge granulates

Zawartość o-fosforanów (rys. 2) nie jest normowana Rozporządzeniem [14], ale wzrasta od 24,9 mg PO<sub>4</sub>/dm<sup>3</sup> w wyciągu z granul bez modyfikacji do 43,6 mg PO<sub>4</sub>/dm<sup>3</sup> i do 398 mg PO<sub>4</sub>/dm<sup>3</sup> w wyniku modyfikacji (kolejno) KCl i K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>.



**Rys. 2.** Zawartość orto-fosforanów, chlorków i siarczanów w granulatach popiołowo-osadowych  
**Fig. 2.** Content of ortho-phosphates, chlorides, sulphates in ash-sludge granulates

Zawartość chlorków (rys. 2) w dwóch eluatach jest stosunkowo niska w stosunku do zawartości normowanej Rozporządzeniem [14] tj. 1000 mg Cl/dm<sup>3</sup>,

(58 mg Cl/dm<sup>3</sup> dla wyciągu z granul bez modyfikacji i 237 mg Cl/dm<sup>3</sup> przy modyfikacji K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) natomiast bardzo wysoka – 9900 mg Cl/dm<sup>3</sup> przy modyfikacji KCl, co jest zrozumiałe.

Wysoka zawartość siarczanów (rys. 2) w wyciągu z granul bez modyfikacji (846 mg<sub>SO<sub>4</sub></sub>/dm<sup>3</sup>) oraz modyfikowanych KCl (914 mg SO<sub>4</sub>/dm<sup>3</sup>) wzrasta jeszcze w eluatach z granul po modyfikacji K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (do 10493 mg SO<sub>4</sub>/dm<sup>3</sup>), co również jest zrozumiałe. Stężenie siarczanów w wyciągu wodnym z granul niemodyfikowanych i modyfikowanych KCl przekracza prawie dwukrotnie dopuszczalną Rozporządzeniem [14] zawartość (500 mg/dm<sup>3</sup>) oraz 21 krotnie przy modyfikacji K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>.

Zawartość wapnia w eluatach z granul niemodyfikowanych jest ok. 2,6 razy większa od zawartości magnezu (tabela 3), przy modyfikacji KCl – 1,3 razy większa, a 2,9 razy większa przy modyfikacji K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>.

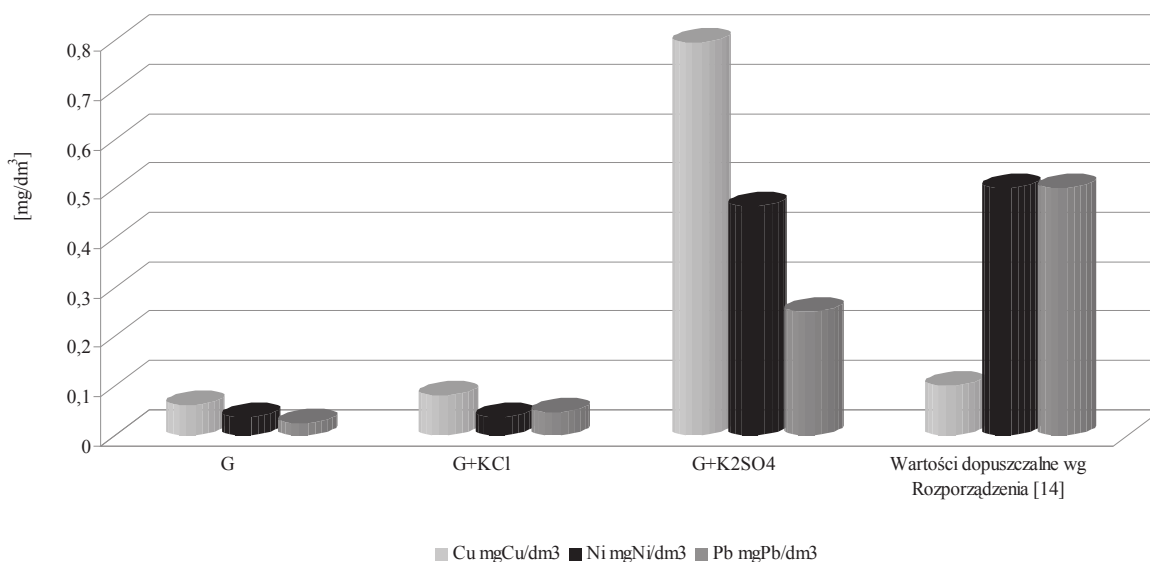
Zawartości wapnia i magnezu wahają się kolejno od 578 mg Ca/dm<sup>3</sup> i 226 mg Mg/dm<sup>3</sup> w wyciągu z granul bez modyfikacji, poprzez 1102 mg Ca/dm<sup>3</sup> i 850 mg Mg/dm<sup>3</sup> przy modyfikacji KCl do 389 mg Ca/dm<sup>3</sup> i 136 mg Mg/dm<sup>3</sup> przy modyfikacji K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Wskaźniki te nie są normowane Rozporządzeniem [14], a w warunkach gleb Polski bardzo pożądane.

Zawartości potasu (tabela 3) wzrastają od 164 mg K/dm<sup>3</sup> dla wyciągu z granul bez modyfikacji do 30075 mg K/dm<sup>3</sup> przy modyfikacji KCl i 4368 mg K/dm<sup>3</sup> przy modyfikacji K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Wskaźnik ten wg Rozporządzenia [14] (80 mg K/dm<sup>3</sup>) jest przekroczony od 2 razy (dla wyciągu z granul bez modyfikacji) do 55 razy (przy modyfikacji K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) i 376 razy (przy modyfikacji KCl). W związku z powyższym granulaty mogą być potencjalnym źródłem potasu łatwo dostępnego dla roślin.

Spośród oznaczonych mikroelementów (tabela 3) zawartości niklu, ołowiu i chromu we wszystkich eluatach nie przekraczały wartości normowanych Rozporządzeniem [14]. Mimo to obserwowano wzrost zawartości: niklu (od 0,035 mg Ni/dm<sup>3</sup> dla wyciągu z granul bez modyfikacji oraz przy modyfikacji KCl do 0,465 mg Ni/dm<sup>3</sup> przy modyfikacji K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), ołowiu (od 0,025 mg Pb/dm<sup>3</sup> dla wyciągu z granul bez modyfikacji, poprzez 0,045 mg Pb/dm<sup>3</sup> przy modyfikacji KCl do 0,25 mg Pb/dm<sup>3</sup> przy modyfikacji K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) i chromu (od 0,020 mg Cu/dm<sup>3</sup> dla wyciągu z granul bez modyfikacji, poprzez 0,045 mg Cu/dm<sup>3</sup> przy modyfikacji KCl do 0,145 mg Cu/dm<sup>3</sup> przy modyfikacji K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), w eluatach z granulatów modyfikowanych.

Podobną tendencję wykazuje kadm (tabela 3) – wskaźnik nie normowany Rozporządzeniem [14], którego zawartość w eluacie z granul modyfikowanych K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> jest 2-krotnie większa niż w wyciągu z granul bez modyfikacji oraz przy modyfikacji KCl.

Podobnie łąguje się miedź (rys. 3), której zawartość jest najniższa ( $0,06 \text{ mg Cu/dm}^3$ ) w wyciągu z granul bez modyfikacji, następnie wzrasta do  $0,08 \text{ mg Cu/dm}^3$  przy modyfikacji, KCl i do  $0,795 \text{ mg Cu/dm}^3$  przy modyfikacji  $\text{K}_2\text{SO}_4$ , w ostatnim przypadku jest to 8-o krotne przekroczenie wartości dopuszczalnej ( $0,1 \text{ mg}_{\text{Cu}}/\text{dm}^3$ ), Rozporządzeniem [14].



**Rys. 3.** Zawartość miedzi, niklu i ołowiu w granulatach popiołowo-osadowych  
**Fig. 3.** Content of copper, nickel and lead in ash-sludge granulates

Zawartość cynku (tabela 3) jest zmienna i waha się od  $0,975 \text{ mg Zn/dm}^3$  dla wyciągu z granul bez modyfikacji, poprzez  $0,23 \text{ mg Zn/dm}^3$  przy modyfikacji KCl do  $10,65 \text{ mg Zn/dm}^3$  przy modyfikacji  $\text{K}_2\text{SO}_4$ . Normowana Rozporządzeniem [14] zawartość cynku ( $2 \text{ mg Zn/dm}^3$ ) została 5-o krotnie przekroczona tylko w eluatach przy modyfikacji granulatów  $\text{K}_2\text{SO}_4$ .

Na podstawie wykonanych analiz wyciągów wodnych z granulatów obliczono ładunki wyługowanych zanieczyszczeń w  $\text{mg/kg s.m.}$  (tabela 4). Analizowane eluaty z granulatów charakteryzują się:

- wysokim ładunkiem wymywanego azotu amonowego ( $627 \div 1184 \text{ mg/kg s.m.}$ ) przy wysokim ładunku wymywanego azotynów (z granulatów niemodyfikowanych –  $1652 \text{ mg/kg s.m.}$ , malejącym do  $235 \text{ mg/kg s.m.}$  przy modyfikacji KCl i do  $73 \text{ mg/kg s.m.}$  przy modyfikacji  $\text{K}_2\text{SO}_4$ ) i proporcjonalnie stosunkowo niskim ładunkiem azotanów (wahającym się od  $26,3 \text{ mg/kg s.m.}$ , dla granulatów niemodyfikowanych, poprzez  $3,5 \text{ mg/kg s.m.}$  przy modyfikacji KCl, do  $18,5 \text{ mg/kg s.m.}$  przy modyfikacji  $\text{K}_2\text{SO}_4$ ).
- wzrastającą po modyfikacji granulatów, zawartością ładunków o-fosforanów od  $168 \text{ mg/kg s.m.}$ , z granulatów niemodyfikowanych, poprzez  $292 \text{ mg/kg s.m.}$  przy modyfikacji KCl i do  $3435 \text{ mg/kg s.m.}$  przy modyfikacji  $\text{K}_2\text{SO}_4$ .

Możliwości nieprzemysłowego wykorzystania odpadów z uwzględnieniem...

- bardzo wysokim ładunkiem wylugowanych siarczanów wzrastającym jeszcze w granulatach modyfikowanych (od 5812 mg/kg s.m. dla granulatów niemodyfikowanych, poprzez 6121 mg/kg s.m. przy modyfikacji KCl i do 91027 mg/kg s.m. przy modyfikacji K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>).
- wysokimi wartościami ładunków dla ChZT dwuchromianowego (od 3970 mg/kg s.m. z granulatów niemodyfikowanych, poprzez 998300 mg/kg s.m. przy modyfikacji KCl i do 34640 mg/kg s.m. przy modyfikacji K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>).

**Tabela 4.** Ładunki wymywanych zanieczyszczeń z testu jednostopniowego z granulatów popiołowo-osadowych [mg/kg s.m.]

**Table 4.** Loads of leached pollutants in one stage leaching test of ash-sludge granules [mg/kg dw]

Lp.	Oznaczany wskaźnik	Ładunki wymywanych wskaźników [mg/kg s.m.]		
		G	G+KCl	G+K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>
1.	Azot amonowy	627	490	1184
2.	Azot azotynowy	1652	235	73
3.	Azot azotanowy	26,3	3,5	18,5
4.	o-fosforany	168	292	3453
5.	ChZT $KMnO_4$	1699	43925	9491
6.	ChZT $K_2Cr_2O_7$	3970	998300	34640
7.	Chlorki	390	66330	2057
8.	Siarczany	5812	6121	91027
9.	Wapń	3887	7380	3373
10.	Magnez	1520	5695	1179
11.	Potas	1100	201503	37888
12.	Cu	0,4	0,54	6,90
13.	Zn	6,56	1,54	92,4
14.	Cd	0,034	0,034	0,087
15.	Ni	0,24	0,24	4,03
16.	Pb	0,17	0,30	2,17
17.	Cr	0,14	0,30	1,26

W przypadku takich wskaźników jak: o-fosforany, siarczany oraz potas, miedź, kadm, nikiel, ołów, chrom ładunki wzrastają w układzie: granulaty niemodyfikowane, modyfikowane KCl, modyfikowane K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Odwrotnie jest w przypadku azotu azotynowego.

W przypadku takich wskaźników jak: azot amonowy, azot azotanowy, chlorki, ChZTKMnO<sub>4</sub>, ChZTK<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> oraz wapń, magnez i cynk zaobserwowano zmienność ładunków wymywania z mieszanin popiołowo-osadowych niemodyfikowanych oraz w modyfikacji solami potasu.

#### 4. Wnioski

1. W wyciągach wodnych z omawianych granulatów popiołowo-osadowych odnotowano przekraczanie dopuszczalnej Rozporządzeniem dla ścieków odprowadzanych do wód i do ziemi [14], zawartości azotu amonowego, azotu azotynowego,  $\text{ChZTK}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ , siarczanów i potasu, oraz 10-o krotne przekroczenie zawartość chlorków, w eluacie z granulatu modyfikowanego KCl.
2. Metale ciężkie w wyciągach wodnych z dwóch granulatów tj. niemodyfikowanym i modyfikowanym KCl oznaczono na niskim poziomie nie przekraczającym wartości dopuszczalnych wg Rozporządzenia natomiast w granulacie modyfikowanym  $\text{K}_2\text{SO}_4$  oznaczono nastąpiło 5-o krotne przekroczenie dla cynku i 8-o krotne dla miedzi.
3. Test wymywalności wykazał, że największy ładunek znaczących wskaźników jest wymywany z granulatów popiołowo-osadowych modyfikowanych  $\text{K}_2\text{SO}_4$ , a najmniejszy z granulatów niemodyfikowanych.
4. Największy ładunek metali ciężkich oznaczono w eluatach z granulatów popiołowo-osadowych modyfikowanych  $\text{K}_2\text{SO}_4$ , na co prawdopodobnie ma wpływ obniżający się odczyn (7,24) w stosunku do eluatów niemodyfikowanych (8,40).
5. Dalsze badania prowadzone są w kierunku doboru składu granulatów, czyli odpowiedniej proporcji osadów ściekowych z oczyszczalni ścieków komunalnych i popiołów z węgla brunatnego, a także czynnikami korygującymi odczyn.
6. Analizując wyniki testu wymywalności wykazano potencjalne zagrożenie analizowanych granulatów popiołowo-osadowych w sytuacji zastosowania ich jako nawozu organiczno-mineralnego jednak wprowadzanie roślinności ograniczy zagrożenie związane z wymywaniem potencjalnych miogenów, które zostaną przez nie wykorzystane. Przeprowadzone w czasie rzeczywistym i symulowanym badania lizymetryczne pozwolą na poznanie tempa uwalniania omawianych makro- i mikroelementów, i na tej podstawie można będzie ustalić dawki w jakich granulaty będą mogły być stosowane, tak aby zapewnić ciągłość „dostawy” dla roślin i całkowicie zabezpieczyć środowisko gruntowo-wodne.

#### Literatura

1. **Bernacka J., Pawłowska L.:** *Przeróbka i zagospodarowanie osadów z miejskich oczyszczalni ścieków. Ocena sposobu oraz kierunki rozwiązań*, Wydawnictwo Instytutu Ochrony Środowiska, Warszawa 1996.
2. **Bernacka J., Pawłowska L.:** *Zagospodarowanie i wykorzystanie osadów z miejskich oczyszczalni ścieków. Wybrane problemy*. Wydawnictwo Instytutu Ochrony Środowiska, Warszawa 1994.

3. **Bień J.B.**: *Osady ściekowe – teoria i praktyka*, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2002.
4. **Bień J.B., Bień J.D., Matysiak B.**: *Gospodarka odpadami w oczyszczalniach ścieków*, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 1999.
5. **Bień J.B., Bień J.D., Wystalska K.**: *Problemy gospodarki osadowej w ochronie środowiska*, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 1998.
6. **Bień J.B., Bień J.D., Wystalska K., Matysiak B., Kuzior A.**: *Zagospodarowanie i utylizacja niektórych osadów ściekowych*. Mat. Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej pt. *Osady ściekowe odpady czy surowiec?*, Częstochowa 26-28 czerwca 1997. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 1997.
7. **Bolt A., Byczkowski M.**: *Zastosowanie popiołów do wzmacniania zdegradowanego podłoża*. Mat. IX Międzynarodowej Konferencji pt. *Popioły z energetyki*, Ustroń, 8-11 październik 2002.
8. **Budzińska K., Jurek A.**: *Parazytologiczna ocena osadów surowych i odkażonych wapnem palonym z wybranych oczyszczalni ścieków*, *Ekologia i Technika* 2 58-63, 2002.
9. **Chrzanowski Z., Sobiech A.**: *Doświadczenia „EKO-ZEC” Poznań w wykorzystaniu odpadów energetycznych w latach 1994-2001*. Mat. IV Międzynarodowego Forum Gospodarki Odpadami pt. *Systemy gospodarki odpadami*, Poznań-Piła, 27-30 maja 2001.
10. **Girczys J., Rećko K.**: *Możliwość termicznej utylizacji osadów ściekowych*. Mat. Krajowej Konferencji Naukowo-Technicznej pt. *Nowe technologie w uzdatnianiu wody, oczyszczaniu ścieków i gospodarce osadowej*, Częstochowa-Ustroń 25-26 lutego 1997, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 1997.
11. Główny Urząd Statystyczny, Departament Statystyki Rolnictwa i Środowiska. Zakład Wydawnictw Statystycznych 2005.
12. **Rosik-Dulewska Cz.**: *Higienizacja osadów ściekowych mineralnymi surowcami odpadowymi*. Materiały VI Ogólnopolskiego Sympozjum Naukowo-Technicznego w ramach 14 sekcji „Biotechnologia w ochronie środowiska”, I Krajowy Kongres Biotechnologii, Wrocław 23-24 września 1999.
13. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 sierpnia 2002 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz.U. Nr 134, poz. 1140).
14. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz.U.2006.Nr137poz 984).
15. **Skalmowski K. red.**: *Poradnik gospodarowania odpadami: podręcznik dla specjalistów i referentów ds. ochrony środowiska*, Wydawnictwo Verlag Dashöfer, Warszawa 2004.
16. **Sobczyk R.**: *Wykorzystanie popiołów lotnych do produkcji kompozytów mineralno-organicznych na bazie ubocznych produktów spalania węgla i osadów ściekowych*. Materiały IX Międzynarodowej Konferencji pt. *Popioły z energetyki*, Ustroń, 8-11 październik 2002.



## Possibilities of Non Industrial Re-Use of Waste According to Rules of Environment Protection

### Abstract

The aim of this work was to estimate mobility of pollutants contained in ash-sludge granulates, expressed by their possibilities of elution by water and by estimating their potential danger to the environment. Materials used in experimental research (one stage leaching tests) was ash-sludge granulates made of two different kinds of waste: fly ashes from brown coal (30%) from 'Bełchatów' Powerplant and communal sewage sludge (70%) from municipal sewage treatment plant in Zabrze (southern Poland). However sewage sludge are an alternative to organic fertilizers (e.g. manure) and nitrogen and phosphorus content is relatively high but potassium concentrations are much less. Tested sewage sludge were modified by various potassium salts, which would improve their fertilizing abilities because potassium is easy-leaching element during sewage treatment. In first part of sewages KCl and in second  $K_2SO_4$  were used both in load 344 g/kg d.m. Blank tests were carried on unmodified material. One stage leaching test were carried and equilibrium was reached after 24 hours. Water extracts (eluates) were analyzed for presence of nitrogen group compounds, phosphorus, chlorides, sulphates, magnesium, calcium and heavy metals. Also loads of particular compounds were calculated. On the basis of research (leaching test) there has been calculated a load of the pollution that were being washed out in mg/kg dry mass of used granulates. Eluates obtained in one-stage leaching tests had alkaline pH and high EC value which rise with potassium concentrations. In eluates from tested materials some parameters (e.g. ammonium, nitrites, COD, sulphates and potassium) exceed polish limits for sewages discharged to waters and grounds. Especially high were chlorides concentrations (10 times to high) due to KCl content. The highest heavy metals concentrations were observed in eluates from granulates modified by  $K_2SO_4$  due to lower pH value in comparison to unmodified material. In next step in this researches will be to find optimal balance between fly ash and sewage sludge and use compounds for pH corrections.

## 20 lat doświadczeń z eksploatacji oczyszczalni hydrofitowych w Polsce<sup>1</sup>

*Magdalena Gajewska, Hanna Obarska-Pempkowiak  
Politechnika Gdańska*

### 1. Wstęp

Ochrona zasobów wody w Polsce powoduje, że oczyszczanie ścieków w miejscu ich powstawania (u źródła) na obszarach niezurbanizowanych jest bardzo istotne. W tym celu, w okresie ostatnich dwudziestu lat, wprowadzane są oczyszczalnie hydrofitowe. Szacuje się, że liczba tych obiektów wynosi ponad 10 000 w Europie, a w Polsce ok. 1 000. Do zasiedlenia tych obiektów wykorzystywane są hydrofity (rośliny wodne i wodolubne) a w szczególności trzcina pospolita, rzadziej natomiast wiklina. Systemy hydrofitowe są stosowane najczęściej w drugim stopniu oczyszczania ścieków, chociaż jest wiele rozwiązań potwierdzających ich racjonalne zastosowanie w trzecim stopniu oczyszczania. Ścieki doprowadzane do złóż hydrofitowych są wstępnie oczyszczane, najczęściej w osadnikach gnilnych, osadnikach Imhoffa lub stawach.

Dotychczas udokumentowano, że najbardziej efektywne i stabilne działanie zapewniają Hybrydowe Systemy Hydrofitowe (HSH), a więc obiekty złożone z co najmniej dwóch filtrów vegetacyjnych ze zmiennym poziomym i pionowym przepływem ścieków [2÷5, 13]. W systemach hybrydowych złoża z poziomym przepływem ścieków typu HF-CW zapewniają one skuteczne usuwanie substancji organicznej, zawiesiny ogólnej oraz mogą tworzyć dogodne warunki do denitryfikacji. Natomiast w złożach z pionowym przepływem ścieków typu VF-CW tworzą się dogodne warunki do nitryfikacji. Efektywne na-

---

<sup>1</sup> Praca została wykonana ramach projektu badawczego finansowanego w ramach priorytetu „Badania naukowe” Mechanizmu Finansowego EOG i Norweskiego Mechanizmu Nr PL0271 i współfinansowanego przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego nr E033/P01/2008/02

tlenie powoduje również bardzo skuteczne usuwanie substancji organicznej wyrażonej w BZT<sub>5</sub> i ChZT.

W większość europejskich obiektów hydrofitowych została zaprojektowana do oczyszczania ścieków bytowych pochodzących z jednostek o liczbie mieszkańców mniejszej niż 500. Jednak zdecydowana większość z nich obsługuje zwykle niewielkie jednostki osadnicze (poniżej 50 mieszkańców), lub domy jednorodzinne. Jedynie niewielka liczba obiektów jest przeznaczona do obsługi osiedli liczących powyżej 1000 mieszkańców [2].

Powszechnym problemem, na który napotykają właściciele domów na obszarach nieurbanizowanych stanowią warunki terenowe, które nie pozwalają na założenie kanalizacji. W takich sytuacjach stosowane lokalne oczyszczanie ścieków są przykładem wielu kłopotów eksploatacyjnych. Dlatego niezbędne są rozwiązania tanie, proste oraz wydajne i niezawodne. Oczyszczalnie hydrofitowe mogą być stosowane jako takie rozwiązanie.

Celem niniejszej pracy jest ocena działania dotychczas monitorowanych obiektów w Polsce. W pracy przedstawiono wyniki skuteczności usuwania zanieczyszczeń oraz problemy pojawiające się podczas ich eksploatacji w okresie ostatnich 20 lat.

## 2. Doświadczenie z eksploatacji obiektów jednostopniowych

Od końca lat osiemdziesiątych w Polsce powstało kilkadziesiąt obiektów hydrofitowych w postaci złóż z poziomym przepływem ścieków zwanych w literaturze angielskiej jako *horizontal flow constructed wetlands* (HF-CW) wykorzystywanych w II stopniu oczyszczania ścieków bytowych. Systemy te różnią się wielkością, od 5 M (mieszkańców) - budowane jako systemy zagrodowe do 2000 M - dla osiedli wiejskich. Niestety większość z nich nie jest monitorowana w sposób wystarczający i dlatego trudno jest określić ich efektywność. Wiele z powstałych obiektów było zaprojektowane na „wyczucie” i niezgodnie z zasadami projektowania. Tylko nieliczne z nich były zaprojektowane zgodnie z zasadami stosowanymi w Wielkiej Brytanii i Danii. Niska skuteczność usuwania związków azotu w wielu obiektach kształtowała złą opinię o idei oczyszczania ścieków w złożach hydrofitowych. Złagodzenie wymogów, co do jakości ścieków oczyszczonych odprowadzanych z małych obiektów poniżej 2000 RLM (Równoważnej Liczby Mieszkańców) Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 20 listopada 2002 r. (Dz. U. Nr 212, poz. 1799) otworzyło perspektywy dla ponownego rozwoju oczyszczania ścieków w tych obiektach.

## 2.1 Obiekty przydomowe

Obiekty przydomowe zlokalizowane w okolicach Lublina i Ostrołęki, zostały zbudowane w ramach wspólnego projektu UNEP WHO i ówczesnego Ministerstwa Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa pt. „Sanitacja terenów wiejskich i poprawna gospodarka rolna”. Kolejne obiekty przyzagrodowe zostały wybudowane k. Ciechanowa, wg projektu Instytutu Mechanizacji i Elektryfikacji Rolnictwa z Warszawy, gdzie zostały wprowadzone pewne modyfikacje dotyczące sposobu rozprowadzania ścieków i wypełnienia złoża. Powierzchnia jednostkowa tych obiektów (obiekty: 1÷7) w rejonie Ostrołęki i Lublina wynosiła  $6,0 \text{ m}^2/\text{M}$  zaś w rejonie Ciechanowa (obiekty: I, II, III i IV) -  $4,5 \text{ m}^2/\text{M}$ . Charakterystyka tych obiektów wraz z ich monitoringiem została przeprowadzona m.in. przez Obarską-Pempkowiak i Gajewską [11], oraz Obarską-Pempkowiak i in. [10].

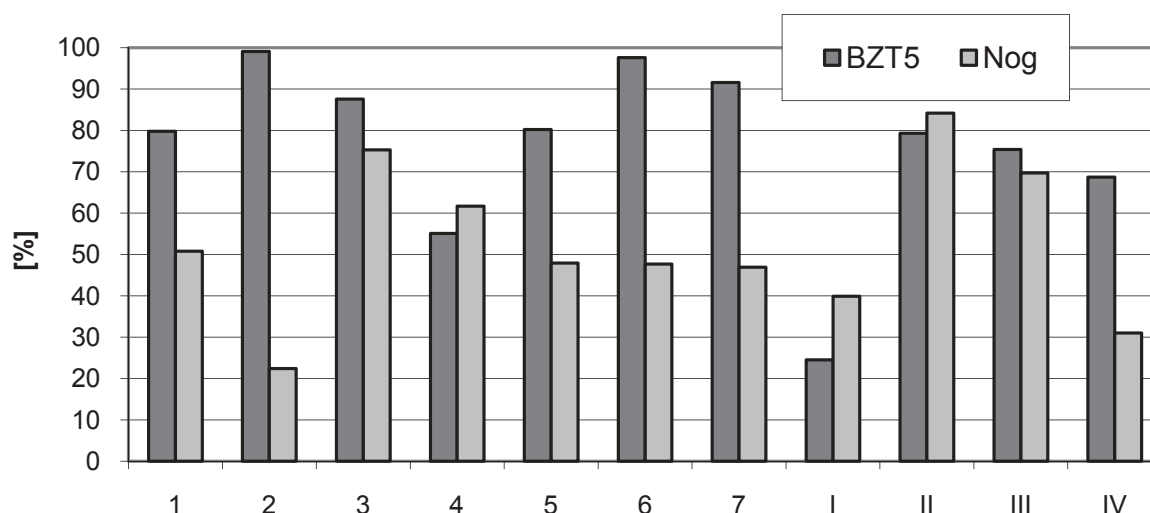
Wiele z analizowanych obiektów nie pracowało prawidłowo. Główną przyczyną była niewłaściwa eksploatacja osadników gnilnych, brak odpowiednich trójników umożliwiających przepływ ścieków bez tłuszczów i zawiesin do filtrów hydrofitowych. Dopływ tych zanieczyszczeń był przyczyną zmniejszenia przewodności hydraulicznej zastosowanych materiałów filtracyjnych. Powodowało to niekiedy zmianę charakteru tych obiektów ponieważ zamiast zapewniać podpowierzchniowy przepływ ścieków umożliwiały tylko powierzchniowy przepływ ścieków. Dla tych systemów obowiązują odmienne zasady projektowania, budowy i eksploatacji.

Uzyskane wyniki monitoringu w/w obiektów przyzagrodowych wykazały, że systemy hydrofitowe typu HF-CW stanowiące drugi stopień oczyszczenia ścieków zapewniały skuteczne usuwanie substancji organicznej wyrażonej w BZT<sub>5</sub> i ChZT oraz zawiesiny ogólnej. Efektywność usuwania BZT<sub>5</sub> wynosiła od 25,6 do 99,1%, średnio 62,4% w zakresie obciążeń od 11,2 do 115 kg O<sub>2</sub>/ha·d. Natomiast skuteczność usuwania azotu ogólnego w tych obiektach była niższa i wynosiła od 22,4 do 84,2%, średnio 44,5% w zakresie obciążeń od 8,5 do 34,0 kg O<sub>2</sub>/ha·d (tabela 1, rysunek 1).

Wydajność usuwania związków organicznych (BZT) oraz związków azotu (Nog) zmienia się w szerokim zakresie od 0,2 do 10,8 g BZT<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>d oraz od 0,2 do 1,1 g Nog/m<sup>2</sup>d. Średnie wartości tych wskaźników dla analizowanych obiektów wynoszą odpowiednio 3,5 g BZT<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>d i 0,8 g Nog/m<sup>2</sup>d i są zbliżone do danych podawanych w literaturze [1].

Do roku 2004 w Polsce nie stosowano w drugim stopniu oczyszczania jednostopniowych złóż hydrofitowych z pionowym przepływem ścieków, zwanych w literaturze angielskiej jako *vertical flow constructed wetlands* (VF-CW). Przeprowadzono tylko pilotowe badania, które zostały opisane przez Sorokę [16] i Kowalika i in. (2004). Średnia zdolność do usuwania substancji organicznej

wyrażonej w BZT<sub>5</sub> i N<sub>og</sub> w badaniach Soroki [16] wynosiła odpowiednio 97,4% i 41,6% podczas gdy u Kowalika i in. (2004) dla ścieków w II stopniu oczyszczania wynosiła 89,1% i 76,1%, zaś w III stopniu oczyszczania wynosiła 93,8% i 79,1%.



**Rys. 1.** Skuteczność usuwania substancji organicznej oraz azotu ogólnego w przydomowych oczyszczalniach hydrofitowych (opracowanie własne)

**Fig. 1.** Efficiency of organic matter and total nitrogen removal in household wetland sewage treatment plants (own research)

**Tabela 1.** Usuwanie substancji organicznej wyrażonej w BZT<sub>5</sub> oraz Nog z 1 m<sup>2</sup> przydomowych obiektów hydrofitowych (opracowanie własne)

**Table 1.** Removal of organic matter (BOD) and Nog on 1 m<sup>2</sup> of household wetland sewage treatment plants (own research)

Obiekty przyzagrodowe					
k. Ciechanowa	k. Lublina	k. Ostrołęki	k. Ciechanowa	k. Lublina	k. Ostrołęki
BZT <sub>5</sub> [g/m <sup>2</sup> d]			Nog [g/m <sup>2</sup> d]		
I – 0,7	1 – 4,2	5 – 1,9	I – 2,2	1 – 0,6	5 – 0,8
II – 3,4	2 – 8,2	6 – 2,7	II – 1,1	2 – 0,2	6 – 0,4
III – 2,3	3 – 10,8	7 – 0,2	III – 0,7	3 – 0,1	7 – 0,9
IV – 0,4	4 – 2,1		IV – 0,6	4 – 1,1	

Badania te potwierdziły wysoką zdolności jednostopniowych złóż pionowych do usuwania zanieczyszczeń ze ścieków i są one obecnie chętnie stosowane.

wane jako systemy zapewniające oczyszczanie ścieków bytowych w województwie podlaskim. Wg Wasiak [19] w Gminie Sokoły od 2004 roku powstało ponad 600 przydomowych oczyszczalni z zastosowaniem jednostopniowego złoża z pionowym przepływem ścieków. Obiekty te budowane są przez indywidualnych rolników na własnych działkach wg koncepcji i wytycznych zaproponowanych przez Instytut Ekologii Stosowanej. Koncepcja przewiduje dla jednej rodziny osadnik gnilny (o czasie zatrzymania ścieków 5 dni) i następnie złożo z pionowym przepływem ścieków (które okresowo jest zasilane ściekami za pomocą pompy). W przypadku, gdy wymagana jest denitryfikacja odpływu przewidziano staw denitryfikacyjny. Brzegi stawu są uszczelnione folią do pewnej wysokości co zapewnia swobodny odpływ nadmiaru ścieków do gruntu. Eksploatacja osadnika przewiduje usuwanie osadów raz na pół roku co umożliwia zasilanie części biologicznej małowartościowymi związkami substancji organicznej. Obiekty te pozostają w polu zainteresowań wielu ośrodków badawczych, jednak wyniki monitoringu nie są jednoznaczne. Wg badań prowadzonych przez Wierzbickiego (2007) średnie wartości charakterystycznych zanieczyszczeń nie przekraczały  $BZT_5 = 13 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ ,  $ChZT = 93 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ , zawiesina ogólna =  $42 \text{ mg}/\text{dm}^3$ . Natomiast wyniki badań uzyskane dla dwóch obiektów na terenie Gminy Sokoły w roku 2007 i 2008 przez Magrela [8] zestawiono w tabeli 2.

**Tabela 2.** Średnie wartości charakterystycznych zanieczyszczeń w ściekach surowych i oczyszczonych wraz ze skutecznością usuwania w gminie Sokoły, woj. podlaskie [8]

**Table 2.** Average values of characteristic pollutants in raw wastewater and treated wastewater together with efficiency of their removal in Sokoły commune, podlaskie province [8]

Obiekt	Parametr	Zaw.og	ChZT	BZT <sub>5</sub>	Pog	Nog	NH <sub>4</sub> -N
Jamił-kowski	dopływ [ $\text{mg}/\text{dm}^3$ ]	239,3	707,3	443,3	30,8	94,6	75,2
	odpływ [ $\text{mg}/\text{dm}^3$ ]	28,4	78,3	8,3	17,9	36,4	4,9
	<b>skuteczność [%]</b>	<b>88,1</b>	<b>88,9</b>	<b>98,1</b>	<b>41,9</b>	<b>61,5</b>	<b>93,5</b>
Stypół-kowski	dopływ [ $\text{mg}/\text{dm}^3$ ]	574,3	467,7	260,0	13,4	84,3	79,3
	odpływ [ $\text{mg}/\text{dm}^3$ ]	90,4	61,7	13,3	11,6	38,7	3,5
	<b>skuteczność [%]</b>	<b>84,3</b>	<b>86,8</b>	<b>94,9</b>	<b>13,4</b>	<b>54,1</b>	<b>95,6</b>

Obiekty te charakteryzowały się bardzo wysoką skutecznością usuwania zawiesiny ogólnej oraz substancji organicznej (ChZT i BZT) i w konsekwencji stężenia tych zanieczyszczeń spełniały wymagania obowiązującego Rozporządzenia z 24 lipca 2006. Natomiast skuteczności usuwania związków biogenych szczególnie fosforu ogólnego była niestabilna. Zaproponowany ciąg technolo-

giczny zapewniał bardzo dobre warunki do procesu nitryfikacji co potwierdzają bardzo niskie stężenia azotu amonowego odpływie z obu analizowanych obiektów. Jednak skuteczność usuwania azotu ogólnego była znacznie niższa w porównaniu do skuteczności usuwania azotu amonowego. W konsekwencji w odpływie z oczyszczalni dominującą formą azotu były azotany V co sugeruje, iż zaproponowany w koncepcji staw denitryfikacyjny nie do końca spełnia swoją funkcję (tabela 2).

## 2.2 Jednostopniowe obiekty lokalne

Na początku lat dziewięćdziesiątych powstały pierwsze w Polsce lokalne obiekty hydrofitowe w rejonie Gorzowa Wielkopolskiego (w Wawrowie, Gralowie, Małszynie i Rokitnie). Monitoring tych obiektów została opisany przez Sadecką [15], która m.in. wykazała, że systemy hydrofitowe typu HF-CW stanowiące drugi stopień oczyszczenia ścieków zapewniały skuteczne usuwanie substancji organicznej wyrażonej w BZT<sub>5</sub> i ChZT oraz zawiesiny ogólnej. Efektywność usuwania BZT<sub>5</sub> wynosiła od 45,6 do 78,7%, średnio 62,1% w zakresie obciążeń od 3,4 do 98 kg O<sub>2</sub>/ha·d. Natomiast skuteczność usuwania azotu ogólnego w tych obiektach była niższa i wynosiła od 24,2 do 44,7%, średnio 34,5% w zakresie obciążeń od 2,5 do 37,0 kg/ha·d.

Usuwanie substancji organicznej wyrażonej w BZT<sub>5</sub> oraz Nog z 1 m<sup>2</sup> złoza analizowanych obiektach przyzagrodowych i lokalnych podano w tabeli 3.

**Tabela 3.** Usuwanie substancji organicznej wyrażonej w BZT<sub>5</sub> oraz Nog z 1 m<sup>2</sup> w obiektach lokalnych [15]

**Table 3.** Removal of organic matter (BOD) and Nog on 1 m<sup>2</sup> of local plants [15]

Obiekty lokalne k. Gorzowa Wielkopolskiego	
BZT <sub>5</sub> [g/m <sup>2</sup> d]	Nog [g/m <sup>2</sup> d]
G – 6,5	G – 0,2
W – 1,0	W – 1,2
M – 0,1	M – 0,1
R – 4,5	R – 0,9

Wydajność usuwania związków organicznych (BZT) oraz związków azotu (Nog) w obiektach lokalnych zmienia się w zakresie od 0,1 do 6,5 g BZT<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>d oraz od 0,1 do 1,2 g Nog/m<sup>2</sup>d. Średnie wartości tych wskaźników dla obiektów przyzagrodowych były zbliżone do wartości wskaźników dla obiektów przydomowych i wynosiły odpowiednio 4,0 g BZT<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>d i 0,6 g Nog/m<sup>2</sup>d.

W okresie 7 lat obserwacji obiektów lokalnych wykazano m.in. sezonowe zmiany usuwania związków fosforu wyższe w sezonie wegetacyjnym i niższe w sezonie po wegetacyjnym (tabela 4). Wiele z tych obiektów nie pra-

cować prawidłowo. Główną przyczyną była niewłaściwa eksploatacja osadników gnilnych, brak odpowiednich trójników umożliwiających przepływ ścieków bez tłuszczów i zawiesin do filtrów hydrofitowych. Dopływ tych zanieczyszczeń był przyczyną zmniejszenia przewodności hydraulicznej tych obiektów. Powodowało to niekiedy zmianę ich charakteru z obiektów z podpowierzchniowym na obiekty z powierzchniowym przepływem ścieków, gdzie obowiązują odmienne zasady projektowania i eksploatacji. Powierzchnia jednostkowa tych obiektów wynosiła odpowiednio: w Wawrowie 2,7 m<sup>2</sup>/M, w Gralewie 3,0 m<sup>2</sup>/M, w Małyszynie 4,0 m<sup>2</sup>/M i w Rokitnie 6,1 m<sup>2</sup>/M.

**Tabela 4.** Sezonowa skuteczność usuwania zanieczyszczeń ze ścieków bytowych w obiektach lokalnych, % [15]

**Table 4.** Seasonal efficiency of pollutants removal from household wastewater in local plants, % [15]

Parametr	Oczyszczalnia ścieków							
	Wawrów		Gralewo		Małyszyn		Rokitno	
	jesień-zima	wiosna-lato	jesień-zima	wiosna-lato	jesień-zima	wiosna-lato	jesień-zima	wiosna-lato
ChZT	41,9	52,2	62,5	7,6	60,4	42,9	42,9	42,5
BZT <sub>5</sub>	52,2	68,1	67,6	30,5	71,4	45,2	52,2	56,1
Azot amonowy	19,4	42,0	38,3	3,0	35,8	21,5	19,4	33,2
Azot ogólny	18,6	37,4	31,5	37,8	35,2	41,6	18,6	27,6
Fosfor ogólny	0,2	13,6	1,5	40,6	20,6	26,3	0,2	11,4

Podobne zależności zostały wykazane dla stawu trzcinowego we Fromborku, gdzie średnia skuteczność usuwania fosforu w sezonie letnim wynosiła 10%, a w okresie zimy ok. 5% dla obiektu o powierzchni jednostkowej wynoszącej zaledwie 8,5 m<sup>2</sup>/M (zamiast co najmniej 20 m<sup>2</sup>/M) (Obarska-Pempkowiak 1991).

### 3. Doświadczenia z eksploatacji obiektów wielostopniowych

Badania prowadzono w pięciu lokalnych Hybrydowych Systemach Hydrofitowych (HSH), przeznaczonych do oczyszczania ścieków bytowych: w Darzłubiu w rejonie Pucka, w Wieszynie, Wiklinie i Sarbsku w rejonie Słupska oraz Schodnie k. Kościerzyny. Mieszkańcy tych wsi zaopatrywani są w wodę z wiejskiego wodociągu. Obiekty są zasilane ściekami pochodzącymi



od 15 do 750 mieszkańców. Biologiczne oczyszczanie ścieków jest poprzedzone usuwaniem zanieczyszczeń w osadnikach gnilnych. Charakterystykę analizowanych systemów HSH podano w tabeli 5.

**Tabela 5.** Charakterystyka analizowanych HSH  
**Table 5.** Characteristics of analysed Hybrid Hydrophyte Systems

Obiekt	Q[m <sup>3</sup> /d]	Konfiguracja	Pow [m <sup>2</sup> ]	Głębokość[m]	Obciążenie hydr, [mm/d]	Jedn.pow. [m <sup>2</sup> /M]
Darzłubie	56,7	HF-CW I	1 200	0,6	47,3	2,0
		Filtr kaskadowy	400		141,2	0,67
		HF-CW II	500	0,6	113,4	0,8
		VF-CW	250	1,0	226,8	0,4
		HF-CW III	1 000	0,6	56,7 16,9	1,7
		Σ 3 350			5,6	
Wiklino	18,6	HF I	1050	0,6	17,7	7,0
		VF	624	0,4	46,9	2,0
		HF II	540	0,6	34,4	3,4
			Σ 2 214		8,4	Σ 12,4
Wieszyno	24,5	HF I	600	0,6	40,8	3,0
		VF	300	0,6	81,7	1,5
		HF II	600	0,6	40,8	3,0
			Σ 1 500		16,3	Σ 7,5
Sarbsk*	29,7	HF	1610	0,6	18,5	8,5
		VF	520	0,5	38,6	2,6
			Σ 2 130		13,9	Σ 9,1
Schodno	2,2- 8,9	HF I	416	0,6	5,3-21,4	27,8-6,4
		VF I	307	0,45-0,6	7,2-28,9	20,5- 4,7
		HF II	432	0,6	5,1-20,6	28,8-6,6
		VF II	180	0,45- 0,6	12,2-49,4	12,0- 2,8
		Złoże wiklinowe	Σ 1 300		1,7-6,8	Σ 86,7-20

\*recykulacja

Porównanie średnich wartości stężeń charakterystycznych zanieczyszczeń w ściekach doprowadzanych i odprowadzanych dla analizowanych HSH podano odpowiednio w tabeli 6 .

Jakość ścieków doprowadzanych do analizowanych obiektów różniła się znacznie. Obiekt w Wieszynie zasilany był ściekami o najwyższych stężeniach zanieczyszczeń. Wysokie stężenie zawiesiny ogólnej oraz substancji organicznej w ściekach doprowadzanych do pierwszego złoża w tym obiekcie wskazuje na bardzo złą pracę osadnika gnilnego. Natomiast ścieki doprowadzane do oczyszczalni w Schodnie charakteryzowały się dużą zmiennością, co potwierdzają duże odchylenia standardowe (ok. 30%). Bardzo wysokie stężenia substancji organicznej doprowadzane do obiektów w Darzłubiu i Schodnie mo-

gą świadczyć, iż do ścieków przedostaje się np. gnojowica lub doprowadzane są ścieki z przemysłu spożywczego. Za wyjątkiem oczyszczalni w Darżlubiu 2/3 azotu doprowadzanego do pozostałych oczyszczalni hydrofitowych występowało w formie azotu amonowego, co może wskazywać na intensywny przebieg procesu amonifikacji w osadnikach wstępnych.

**Tabela 6.** Średnie wartości stężeń charakterystycznych zanieczyszczeń w ściekach doprowadzanych i oczyszczonych w analizowanych obiektów (opracowanie własne)

**Table 6.** Average values of concentrations of characteristic pollutants in the inflowing and outflowing wastewater in analysed objects (own research)

Parametr	Jednostka	Dopływ		Odpływ	
		Średnia	Zakres	Średnia	Zakres
Zawiesina og	mg/dm <sup>3</sup>	628,9	156,6÷1 269,5	65,8	36,3÷106,4
ChZT	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	778,7	687,6÷1 021,9	128,1	31,5÷210,5
BZT <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	438,5	265,2÷448,5	56,9	19,0÷96,6
Nog	mg/dm <sup>3</sup>	112,9	73,8÷176,3	46,1	21,7÷87,3
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	75,9	47,1÷87,3	30,2	6,0÷67,1
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	0,8	0,1÷1,3	4,3	0,3÷9,6
Norg	mg/dm <sup>3</sup>	35,5	16,2÷90,8	11,9	4,3÷22,5
Pog	mg/dm <sup>3</sup>	15,4	11,9÷20,1	8,2	3,5÷14,6

Jedynie ścieki odprowadzane z dwóch obiektów (z Wiklina i Sarbska) spełniały kryteria zgodnie z obowiązującym Rozporządzeniem z dnia 8 lipca 2004 oraz 24 lipca 2006. Pozostałe obiekty pomimo dość wysokiej skuteczności usuwania zanieczyszczeń nie zapewniały odpowiedniej jakości oczyszczonych ścieków, głównie z powodu niezadowalającej pracy osadników wstępnych. Znaczne stężenia zawiesiny ogólnej na dopływie do obiektów hydrofitowych potwierdzają nieprawidłowe działanie mechanicznej części oczyszczania.

Stężenia fosforu ogólnego doprowadzanego do obiektów zmieniały się w szerokim zakresie od 11,9 do 20,1 mg/dm<sup>3</sup>, a skuteczność usuwania tego pierwiastka nie przekraczała 78,0%.

Najwyższą skuteczność usuwania substancji organicznej wyrażonej w ChZT uzyskano dla obiektu w Wiklinie a najniższą w Darżlubiu. Zdolność analizowanych obiektów do usuwania substancji organicznej wyrażonej w ChZT i BZT opisano następującym szeregiem:

	Wiklino	>	Sarbsk	>	Wieszyno	>	Schodno	>	Darżlubie
ChZT	95,5%	>	84,7%	>	93,6%	>	79,8%	>	74,9%
	Wiklino	>	Sarbsk	>	Wieszyno	>	Darżlubie	>	Schodno
BZT	95,9%	>	95,1%	>	86,9%	>	82,1%	>	78,5%

Najwyższą skutecznością usuwania azotu ogólnego charakteryzował się obiekt w Wiklinie natomiast najniższą obiekt w Wieszynie. Uzyskane średnie efektywności usuwania  $N_{og}$  zestawiono następująco:

Wiklino > Darżlubie > Sarbsk > Schodno > Wieszyno  
 $N_{og}$  79,2% > 67,9% > 62,6% > 61,3% > 23,4%

Najwyższą skuteczność usuwania azotu zaobserwowano dla obiektu w Wiklinie (w którym kwatery VF-CW pracowały naprzemiennie, a ścieki podawane były do nich okresowo). Podobnie dla obiektu w Schodnie zaobserwowano wysoką skuteczność usuwania azotu pomimo bardzo wysokich stężeń tego pierwiastka doprowadzanych do obiektu. Skuteczność usuwania azotu dla czterech z pięciu analizowanych obiektów przekraczała 60% potwierdzając, iż zastosowana konfiguracja złóż naprzemiennych poziomych i pionowych sprzyja skutecznemu usuwaniu związków azotu.

HSH w Wieszynie charakteryzował się jedynie skutecznym usuwaniem substancji organicznej, natomiast skuteczność usuwania azotu ogólnego była niezadowalająca. W tabeli 7 podano średnie obciążenie ładunkiem substancji organicznej (BZT<sub>5</sub> i ChZT) i azotu ogólnego oraz wydajność ich usuwania z 1 m<sup>2</sup> dla analizowanych HSH.

**Tabela 7.** Średnie obciążenie oraz jednostkowa wydajność usuwania substancji organicznej oraz azotu w analizowanych HSH (opracowanie własne)

**Table 7.** Average loading and unit efficiency of organic matter and nitrogen removal in analysed HHS (own research)

Parametr	ChZT		BZT <sub>5</sub>		Nog	
	Obciążenie [g/m <sup>2</sup> d]	Wydajność [g/m <sup>2</sup> d]	Obciążenie [g/m <sup>2</sup> d]	Wydajność [g/m <sup>2</sup> d]	Obciążenie [g/m <sup>2</sup> d]	Wydajność [g/m <sup>2</sup> d]
Schodno	1,5-6,1	1,2-4,8	0,8-3,1	0,6-2,4	0,2-0,7	0,1-0,4
Darżlubie	14,2	10,6	6,8	5,6	3,0	2,0
Wieszyno	16,7	13,8	10,7	9,3	1,9	0,4
Wiklino	3,9	3,7	2,2	2,1	0,9	0,7
Sarbsk	9,6	9,0	5,9	5,6	1,0	0,65

Zakres stosowanych obciążeń w obiektach HSH był duży. Najmniej obciążony był obiekt w Schodnie podczas gdy obiekt w Wieszynie otrzymywał prawie 10krotnie wyższe obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń. Jednak w analizowanych obiektach nie zostały przekroczone maksymalne dopuszczalne obciążenia podawane w literaturze: dla ChZT = 25 g O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>d i dla Nog = 20 g/m<sup>2</sup>d [7, 13]. W porównaniu do analizowanych obiektów w Hiszpanii, w których obciążenie złóż HF-CW wynosiło od 0,8 do 23,0 g BZT<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>d, oraz dla złóż

VF-CW 12,8÷29,8 g BZT<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>d i dla takich obciążeń złoża te usuwały odpowiednio 80,0% i 95,0% ładunku BZT<sub>5</sub> [14]. W analizowanych obiektach obciążenie złóż substancją organiczną zmieniało się od 0,8 (Schodno) do 10,7 g BZT<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>d (Wieszyno) a skuteczność usuwania od 78,5 (Schodno) do 95,9% (Wiklino). Na podstawie analizy otrzymanych wyników stwierdzono, że najmniej obciążony obiekt (Schodno) nie zapewniał najwyższej skuteczności usuwania zanieczyszczeń. Jednocześnie w tym obiekcie różnice w skuteczności usuwania związków azotu i substancji organicznej były małe. Zastosowanie dużych ładunków obciążeń substancją organiczną w obiekcie w Wieszynie powodowało niską wydajność usuwania związków azotu, pomimo zadowalającego usuwania substancji organicznej. Najwyższą wydajność usuwania azotu ogólnego zaobserwowano dla obiektu w Darżlubiu pomimo wysokich obciążeń ładunkiem substancji organicznej. Jednostkowa wydajność przekraczała prawie trzykrotnie wartość 0,7 g Nog/m<sup>2</sup>d podaną dla obiektów pracujących w Dani [1]. Jednocześnie obiekt w Darżlubiu charakteryzował się podobnie jak obiekt w Schodnie małymi różnicami w skuteczności usuwania zanieczyszczeń. Na podstawie uzyskanych wyników stwierdzono, że efektywność usuwania zanieczyszczeń z 1 m<sup>2</sup> zmieniała się proporcjonalnie wraz z obciążeniem. Jednocześnie substancja organiczna w hybrydowych systemach hydrofitowych usuwana jest bardzo efektywnie w bardzo szerokim zakresie obciążeń i niezależnie od zastosowanej konfiguracji HSH, natomiast jednostkowa wydajność usuwania związków azotu jest bardziej uzależniona od zastosowanej konfiguracji niż od stosowanych wielkości obciążeń ładunkiem azotu.

## **Wnioski**

Na podstawie wieloletniego monitoringu oraz analizy uzyskanych rezultatów sformułowano następujące wnioski:

1. Technologiczne rozwiązanie składające się z osadnika gnilnego oraz złoża hydrofitowego z podpowierzchniowym przepływem ścieków może być zalecane do oczyszczania ścieków bytowych powstających na obszarach niezurbanizowanych.
2. Niewłaściwa eksploatacja osadników gnilnych oraz nieprawidłowe rozproszanie ścieków są przyczyną kolmatacji złóż i w konsekwencji spadku skuteczności usuwania zanieczyszczeń.
3. W przypadku pojedynczych gospodarstw zalecane są złoża z pionowym przepływem ścieków zasilane pulsacyjnie oraz dodatkowo z recyrkulacją ścieków do osadnika gnilnego.
4. Dotychczasowe doświadczenia z eksploatacji obiektów wykazały, że bardziej efektywne i stabilne w działaniu są obiekty kombinowane (tzw. hybrydowe) złożone ze złóż ze zmiennym przepływem ścieków. Obiekty tego typu są możliwe do zastosowania w warunkach lokalnych.

## Literatura

1. **Brix H., Arias C.A., Johansen N-H.:** *Experiments in a two-stage constructed wetland system: nitrification capacity and effects of recycling on nitrogen removal, Wetland-nutrient, metal and mass cycling.* (Ed.) J.Vymazal, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherland, 237-258, 2003.
2. **Cooper P.:** *A review of the design and performance of vertical flow and hybrid reed bed treatment systems.* In: 6<sup>th</sup> International Conference on Wetland System for Water Pollution Control, Brazil 1998, 229-242, 1998.
3. **Cooper P.:** *The performance of Vertical Flow Constructed Wetland systems with special reference to the significance of Oxygen Transfer and Hydraulic Loading Rates.* In: 9<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Avignon (France), 153-163, 2004.
4. **Gajewska M. Tuszyńska A. Obarska-Pempkowiak H.:** *Influence of Configuration of the Beds on Contaminations Removal in Hybrid Constructed Wetlands.* Polish Journal of Environmental Studies. Vol 13, 149-153, 2004.
5. **Kayser K., Kunst S., Fehr G., Voermanek H.:** *Nitrification in reed beds-capacity and potential control methods.* World water congress, published at the IWA, Berlin, Germany, October 2001: 126-138, 2001.
6. **Kayser K., Kunst S.:** *Processes in Vertical-flow reed beds – nitrification, oxygen transfer and soil clogging.* In: 9<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Avignon (France), 385-393, 2004.
7. **Langergraber G., Prandtstetten C., Pressl A., Rohrhofer R., Harbel R.:** *Removal efficiency of subsurface vertical flow constructed wetland for different organic loads.* In: 10<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control: 587-599, 2006.
8. **Magrel L.:** *Oczyszczalnie hydrofitowe w Gminie Sokoly woj. Podlaskie (w druku), 2008.*
9. **Müller V., Lützner K.:** *Kolmatacja oczyszczalni roślinnych.* Gaz, Woda i Technika Sanitarna 9/1999, 1999.
10. **Obarska-Pempkowiak H., Kowalik P., Gajewska M., Tuszyńska A.:** *Oczyszczalnie hydrofitowe – doświadczenia i perspektywy rozwoju. „Gospodarka wodno-ściekowa w regionach rolniczo- przemysłowych”. Zeszyty Naukowe Politechniki Białostockiej, 16, Wydawnictwo Politechniki Białostockiej, tom II: 192-202, 2003.*
11. **Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M.:** *Recent development in wastewater treatment in constructed wetlands in Poland.* Kluwer Academic Publishers B.V., The Netherlands (in press), 2003.
12. **Platzer C., Mauch K.:** *Evaluations concerning soil clogging in vertical flow reed beds-mechanisms, parameters, consequences and... solutions?* Proceedings of 5<sup>th</sup> International Conference on Wetland System for Water Pollution Control, Universitaet fuer Bandenkutur Wien and International Association on Water Quality, Vienna 1996 p. IV/2-11, 1996.

13. **Platzer C.:** *Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification.* Proceedings of 6<sup>th</sup> International Conference on Wetland System for Water Pollution Control, Brazil 1998, chapter 4- Design of Wetland Systems: 253-263, 1998.
14. **Puigagut J., Salvadó H., García J.:** *Effect of soluble and particulate organic compounds on microfauna the community in subsurface flow constructed wetlands.* Ecological Engineering, In Press Available online 29 December 2006, 2007.
15. **Sadecka Z.:** *Ocena efektywności pracy wybranych oczyszczalni hydrobotanicznych,* Ochrona Środowiska, 25 (1): 13-16, 2003.
16. **Soroko M.:** *Skuteczność usuwania substancji organicznej oraz związków biogenicznych w kilku oczyszczalniach hydrofitowych.* Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie t.lz.1(1): 173-186, 2001.
17. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 8 lipca 2004, w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz.U. Nr 168, poz.1763)
18. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006, w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz.U.nr 137 poz. 984)
19. **Wasiak A.:** *W Sokolach się udało.* Poradnik Rolnika 8/2008: 21-31, 2008.

## **20 Years of Experience of Hybrid Constructed Wetlands Exploitation in Poland**

### **Abstract**

In this paper are presented the experience with constructed wetlands systems in Poland applied for treatment of domestic wastewater. Based on achieved results of monitoring objects was found that one-stage system ensure effective removal of organic matter expressed by BOD<sub>5</sub> and COD and total suspended solids. The average efficiency of BOD<sub>5</sub> removal was 76.4% for the range of loads from 15.0 to 115.0 kg O<sub>2</sub>/ha·day. It was proved that improper operation of the septic tanks resulted in clogging of the beds and was the main reason removal efficiency decreasing.

In the last years vertical flow beds become more popular for individual household. However, the results of monitoring indicate high changes of pollutants efficiency removal. Operation monitoring of multistage (hybrid) constructed wetlands consisted of vegetation beds with horizontal and vertical flow of wastewater were found more effective and stable in comparison with one-stage objects. The average efficiency removal of BOD<sub>5</sub> was 86.7% in range of loads between 21÷123 kg O<sub>2</sub>/ha·day. While the average load of removed nitrogen was 7.8 kg O<sub>2</sub>/ha·day. A lot of investigated pilot and local communities HF-CW did not provide effective removal of ammonia nitrogen due to the

lack of conditions for nitrification and sorption. It was proved that only Hybrid Constructed Wetlands (HCW) provide efficient and stable either suspended solids and organic matter removal, in a wide loadings range: 1.5÷17.0 g COD/m<sup>2</sup>day, irrespectively to the configuration applied. Up till now only 10% of operating CW systems are with VF-CW, although vertical flow beds seems to be very promising solution in rural areas due to better efficiency removal and less unit areas demand.

## Odpylanie mokre w skruberze ze zderzającymi się strumieniami

*Bogumiła Wrzesińska, Sylwia Witman  
Politechnika Warszawska*

### 1. Wprowadzenie

W wielu procesach technologicznych związanych z ochroną atmosfery pojawia się problem oczyszczania gazów z zanieczyszczeń stałych. Znanych jest wiele metod separacji pyłu ze strumienia gazowego, wykorzystujących różne mechanizmy odpylania i aparaturę. Pyły wydzielane są z gazu w wyniku zderzenia cząstek z powierzchnią kolektora. Kolektorami mogą być powierzchnie płaskie, cylindryczne, kuliste oraz elementy o nieregularnych kształtach. Zderzenie cząstki z powierzchnią kolektora następuje w wyniku bezpośredniego zaczepienia, pod wpływem sił grawitacji, bezwładności, dyfuzyjnych lub elektrostatycznych [1].

Odpylanie gazów można realizować metodami suchymi lub mokrymi. Odpylanie suche prowadzone jest w odpylaczach grawitacyjnych (np. w komorach pyłowych), uderzeniowo-inercyjnych, odśrodkowych (np. w cyklonach, multicyklonach, odpylaczach wirowych), filtracyjnych (z filtrami tkaninowym, warstwowymi, włóknistymi, ziarnistymi) oraz elektrofiltrach.

Odpylanie mokre polega na wydzieleniu cząstek aerozolowych z zapyłonego gazu podczas kontaktu z cieczą. Faza ciekła spełnia tu rolę bezpośredniego kolektora. Strumień cieczy przepływający przez odpylacz (najczęściej tę rolę spełnia woda) niezależnie od tego czy jest w postaci kropeł, warstewek, czy strug usprawnia efekt wydzielenia, zwiększając tym samym sprawność odpylania. W skruberach natryskowych, strumieniowych, odśrodkowych, mechanicznych oraz Venturiego bazuje się na natrysku w postaci kropeł bądź strug. W skruberach z wypełnieniem odpylenie odbywa się na strugach lub warstewkach cieczy.



Odpylanie mokre jest jednym z bardziej efektywnych i często stosowanych procesów. Do jego zalet można zaliczyć:

- wysoką sprawność,
- nieskomplikowaną zwartą konstrukcją i co za tym idzie niewielki wydatek inwestycyjny na instalację,
- małe prawdopodobieństwo pożaru bądź eksplozji nawet podczas pracy z niebezpiecznymi materiałami,
- małe ryzyko wtórnego zapylenia bądź wydostania się cząstek aerozolu do środowiska,
- możliwość zmiany nawilżenia lub obniżenia temperatury gazu,
- niewielką zależność sprawności od wielkości urządzenia odpylającego,
- możliwość jednoczesnego prowadzenia procesów wymiany masy (np. absorpcji zanieczyszczeń gazowych).

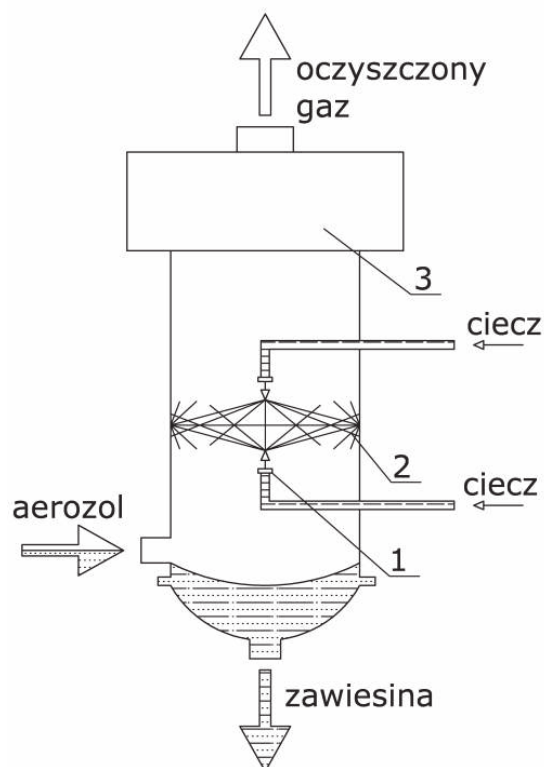
Główne wady odpylaczy mokrych związane z doprowadzeniem strumienia cieczy do aparatu to:

- konieczność prowadzenia gospodarki ściekowej, separacji lub utylizacji powstającej zawiesiny,
- zwiększone zużycie mocy związane z przetłaczaniem cieczy,
- konieczność stosowania materiałów odpornych na korozję,
- potrzeba separacji kropeł z gazów odlotowych.

## **2. Skruber ze zderzającymi się strugami**

Skruber zbudowany jest z cylindrycznej kolumny o średnicy 0,2 m i wysokości 0,5 m. Wlot strumienia gazu o rozmiarach 0,06 x 0,04 m jest umieszczony u dołu kolumny, stycznie w stosunku do ścianki bocznej. W górnej części aparatu umieszczona jest dodatkowa komora cylindryczna o zwiększonej średnicy, która spełnia funkcję odkraplacza zatrzymując porwane przez strumień gazu nieliczne kropelki cieczy. Schemat odpylacza mokrego ze zderzającymi się strumieniami cieczy przedstawiono na rys. 1.

W skruberze zainstalowane są współosiowo dwie dysze strumieniowe w odległości 0,2 m. Dysze generują strugi cieczy, które po zderzeniu pod kątem 180° tworzą warstwę kropeł, poruszających się w kierunku ścian aparatu. Po zderzeniu ze ścianką krople ulegają koalescencji i w postaci warstewki spływają na dno skrubera, jednak część kropeł ulega wtórnej atomizacji i porusza się w kierunku osi aparatu. Warstwa kropeł rozpylonych w całym przekroju korpusu aparatu tworzy strefę zraszania. Cząstki aerozolu zderzając się z kolektorami cieczowymi, w wyniku działania mechanizmu bezwładnościowego i efektu bezpośredniego zaczepienia, tworzą zawiesinę spływającą grawitacyjnie po ściankach aparatu [2, 3].



Rys. 1. Budowa skrubera

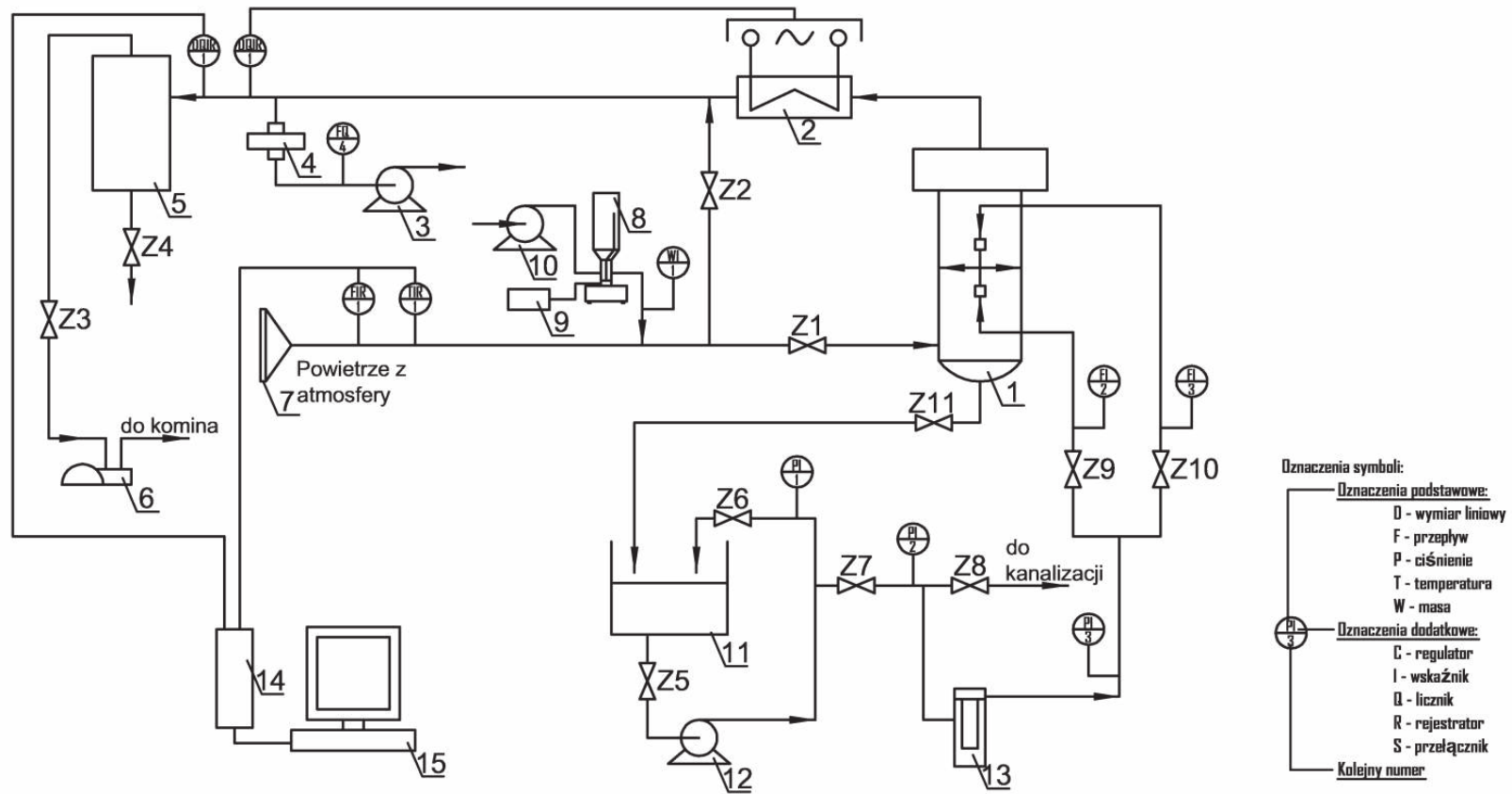
Fig. 1. Scrubber construction

Strumień aerozolu wprowadzany jest do skrubera przez wlot umiejscowiony stycznie do ściany aparatu. Taka konstrukcja pozwala na wykorzystanie energii gazu do generowania siły odśrodkowej i powstania promieniowej składowej prędkości cząstek pyłu. Zapyłony gaz wprowadzany jest w ruch wirowy, co ułatwia wydzielenie cząstek ciała stałego na skutek zderzenia ze ściankami aparatu. W skruberze można wyodrębnić 3 strefy oczyszczania gazu:

1. dolna część aparatu - strefa wstępnego wydzielania cząstek pyłu w wyniku zderzenia wirującego strumienia ze ściankami aparatu i kroplami wtórnymi,
2. środkowa część aparatu - strefa wydzielania cząstek pyłu na kroplach pierwotnych,
3. górna część aparatu - strefa wydzielania cząstek pyłu w wyniku zderzenia ze ściankami aparatu i kroplami wtórnymi (analogicznie do części dolnej). Strefa ta pełni również rolę odśrodkowego separatora kropeł porywanych strumieniem gazu.

### 3. Badania doświadczalne

Badania doświadczalne odpylania gazu przeprowadzono na stanowisku doświadczalnym, którego schemat budowy przedstawiono na rys. 2. Głównym elementem instalacji badawczej jest skruber ze zderzającymi się strumieniami cieczy (1).



**Rys. 2.** Schemat instalacji do badawczej; 1 – skruber, 2 – zagrzewacz, 3 – pompa zasysająca, 4 – filtr mierniczy, 5 – zbiornik, 6 – sprężarka, 7 – filtr powietrza, 8 – pojemnik dozownika pyłu, 9 – silnik z regulatorem prędkości mieszadła, 10 – pompa, 11 – zbiornik wody obiegowej, 12 – pompa, 13 – filtr wody, 14 – układ elektroniczny, 15 – komputer

**Fig. 2.** Scheme of the experimental set-up; 1 – scrubber, 2 – heater, 3 – pump, 4 – metering filter, 5 – tank, 6 – compressor, 7 – air filter, 8 – dust container, 9 – engine with the mixer speed governor, 10 – pump, 11 – water circulating tank, 12 – pump, 13 – water filter, 14 – electronic unit, 15 – PC computer

Obieg powietrza jest wymuszony przez sprężarkę (6). Powietrze zasysane jest z atmosfery i po oczyszczeniu na filtrze (7) oraz zapyleniu kierowane jest do skrubera (1). Po odpyleniu gaz przepływa przez zagrzewacz (2), gdzie następuje odparowanie niewydzielonych wcześniej kropeł cieczy. Następnie poprzez zbiornik buforowy (5) gaz zasysany jest przez sprężarkę. Możliwe jest również skierowanie zapyłonego gazu bezpośrednio do zbiornika (5) z pominięciem skrubera.

Pył jest dozowany do układu z pojemnika wykonanego z tworzywa sztucznego (8). Pojemnik jest zaopatrzony w mieszadło, którego prędkość obrotowa jest zadawana przez silnik krokowy z regulatorem obrotów (9). Pył z dozownika jest porywany strumieniem powietrza wymuszonym pompką membranową (10) i mieszany z głównym strumieniem gazu. Tak przygotowany aerozol jest kierowany do skrubera.

Woda krąży w obiegu zamkniętym. Woda ze zbiornika wody obiegowej (11) po filtracji na filtrze świecowym (13) jest dostarczana do skrubera przez pompę śrubową (12). Strumień cieczy rozdzielany jest na dwie strugi, które zasilają dysze w skruberze. Zawiesina zebrana w dolnej części odpylacza przez zamknięcie hydrauliczne spływa grawitacyjnie do zbiornika (11).

Na rys. 2 przedstawiono punkty, w których zainstalowano przyrządy kontrolno-pomiarowe. Najistotniejszym z punktu widzenia badania sprawności odpylania jest pomiar stężenia pyłu w powietrzu. Do jego określenia wykorzystano laserowy licznik cząstek IPS-WB firmy Kamika Instruments. Analizator składa się z: czujnika cząstek (DQIR-1), czujnika temperatury (TIR-1), zwężki pomiarowej (FIR-1), elektronicznego bloku pomiarowego (14) oraz komputera PC z odpowiednim oprogramowaniem (15). Pomiar polega na wykorzystaniu „dyfrakcji laserowej” dla najmniejszych cząstek oraz zmian strumienia promieniowania rozproszonego dla cząstek dużych. Strumień promieniowania laserowego w podczerwieni pozwala na identyfikację wielkości cząstek oraz precyzyjne określenie ich ilości. Analizator jest urządzeniem automatycznym pracującym on-line w zakresie średnic cząstek 0,5÷500 μm, klasyfikowanych w 256 klasach pomiarowych. Licznik cząstek wykorzystano do pomiaru stężenia pyłu zarówno strumieniu wlotowym do skrubera, jak i gazie odpylonym. Przełączanie miejsca poboru próbki do analizy odbywa się za pomocą zaworów Z-1 i Z-2.

Opcjonalnie pomiaru stężenia cząstek w strumieniu gazu można dokonać przy zastosowaniu układu pomiarowego składającego się z filtra mierniczego (4), pompy zasysającej (3) i gazomierza (FQ-4).

Pomiar sprawności odpylania polegał na porównaniu stężenia cząstek w gazie przed i po odpyleniu. Sprawność frakcyjną  $\eta_i$  obliczano wg zależności:

$$\eta_i = \left(1 - \frac{c_{i2}}{c_{i1}}\right) \cdot 100\% \quad (1)$$

gdzie:

$c_{i1}$  i  $c_{i2}$  – stężenie cząstek o średnicy  $d_i$  odpowiednio na wlocie i wylocie z odpylacza.

Sprawność ogólną wyznaczano z zależności:

$$\eta = x_i \eta_i \quad (2)$$

gdzie:

$x_i$  – ułamek zawartości frakcji o średnicy cząstek  $d_i$ .

#### 4. Wyniki badań

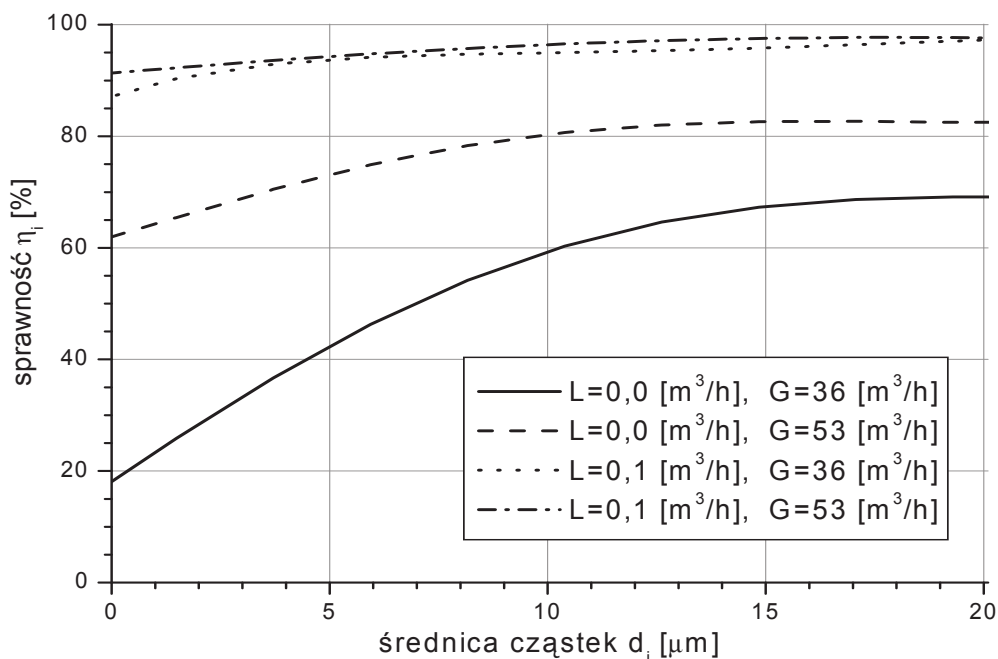
Badania doświadczalne odpylania przeprowadzono dla pyłu krzemionkowego SiO<sub>2</sub> SIPERNAT 350 (Degussa). Z obserwacji mikroskopowych wynika, że cząstki pyłu mają kształt zbliżony do kuli. Wyznaczono średnie średnice cząstek: arytmetyczną 8,1 μm, powierzchniową 9,4 μm, objętościową 10,7 μm, Sautera 13,8 μm i geometryczną 6,7 μm. Rozkład frakcyjny pyłu odniesiony do udziałów masowych odpowiada linii „wlot” na rys. 4. Badany pył krzemionkowy jest higroskopijny (wilgotność po ekspozycji na powietrzu wynosiła ok. 5,5%<sub>mas.</sub>), co utrudniało jego dozowanie do układu. W związku z tym przed rozpoczęciem badań pył suszono przez 2 h w temperaturze ok. 100°C. Aerosol poddawany odpylaniu był rozcieńczony, maksymalne stężenie pyłu nie przekraczało 0,02 g/m<sup>3</sup>. Można więc założyć brak oddziaływań pomiędzy cząstkami ciała stałego.

Badania odpylania przeprowadzono dla różnych przepływów gazu i cieczy temperaturze otoczenia 22÷25°C. Strumień gazu zmieniano w zakresie 36÷72 m<sup>3</sup>/h, co odpowiada prędkościom wlotowym do skrubera 4,2÷8,3 m/s i prędkościom odniesionym do przekroju całego aparatu 0,32÷0,64 m/s. W zastosowaniach przemysłowych korzystne jest stosowanie wyższych prędkości gazu, zarówno ze względu na wyższą sprawność odpylania, powodowaną głównie zwiększeniem siły odśrodkowej, jak i zmniejszenie gabarytów aparatów. Zakres prędkości stosowany w niniejszej pracy pozwalał na zobrazowanie działania obu mechanizmów odpylania tzn. osadzania pyłu na kroplach i osadzania odśrodkowego na ściankach skrubera. Poza tym przy dużych prędkościach gazu maleje dokładność pomiarów sprawności odpylania z powodu porywania kropeł z aparatu. Stosowanie większych prędkości wymaga stosowania skutecznych odkraplaczy. Strumień wody zmieniano od 0 (odpylanie suche) do 0,1 m<sup>3</sup>/h w przeliczeniu na jedną dyszę. Przykładowe wyniki badań przedstawiono na rys. 3÷5.

W przypadku odpylania suchego skrubier działa jak odpylacz wirowy odśrodkowy. Cząstki pyłu wydzielane są na ściankach aparatu w wyniku działania siły odśrodkowej. Z obserwacji wizualnych wynika, że strumień gazu wykonuje w aparacie ok. 2 wirów. Sprawność odpylania jest niewielka i w du-

żym stopniu zależy od prędkości gazu. Na rys. 3 porównano sprawności dla dwóch wielkości strumienia gazu 36 i 53 m<sup>3</sup>/h. Wpływ prędkości gazu na sprawność jest największy dla cząstek małych. Pomiary wykonano w aparacie o wstępnie zwilżonych ściankach, a czas pomiaru był krótki. Można więc założyć, że pył osadzony na ściankach nie był wtórnie unoszony z aparatu.

W przypadku odpylania mokrego wpływ prędkości gazu jest niewielki, szczególnie dla dużych strumieni wody, co wynika z innego mechanizmu odpylania. Cząstki pyłu usuwane są zarówno w wyniku zderzeń ze ściankami aparatu, jak i zderzeń z kroplami cieczy. Dodatkowo ścianki skrubera są stale obmywane wodą, co zapobiega wtórnemu zapyleniu. Na rys. 3 pokazano linie dla dużego przepływu cieczy, L=0,1 m<sup>3</sup>/h na jedną dyszę, i różnych przepływów gazu. Osiągane są sprawności rzędu 90% dla cząstek o średnicy d<sub>i</sub>=1 μm, aż do ponad 97% dla cząstek największych. Obie linie niemal się pokrywają, a więc prędkość gazu ma w tym przypadku niewielkie znaczenie.

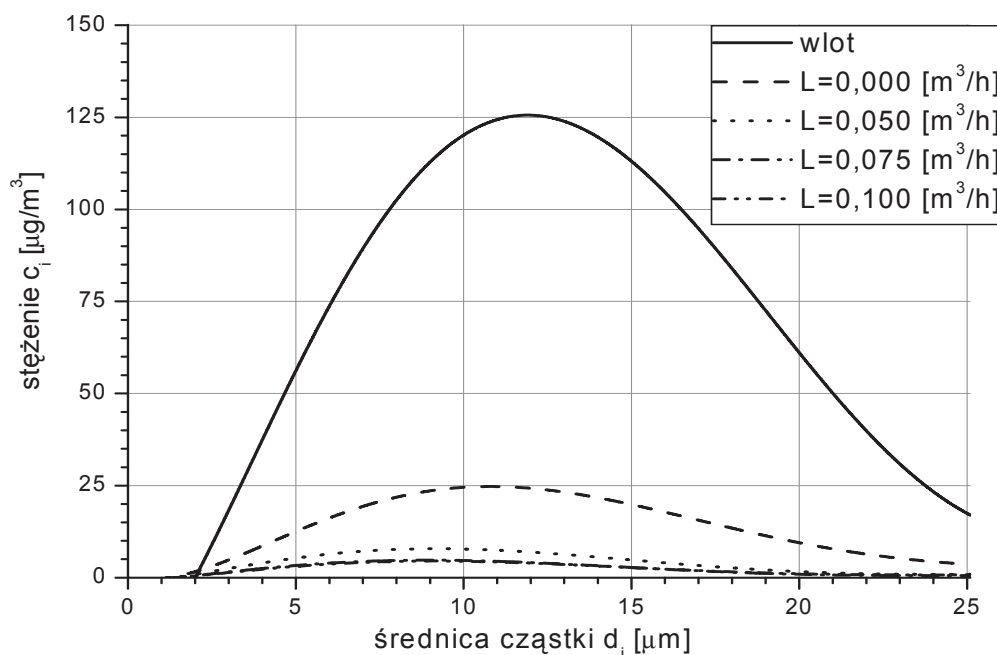


**Rys. 3.** Porównanie odpylania suchego i mokrego  
**Fig. 3.** Comparison of the dry and wet dust removal

Większy wpływ na sprawność odpylania ma ilość, rozmiar i prędkość kropeł cieczy. Wymienione parametry nie były badane doświadczalnie, ale z rozważań teoretycznych wynika, że dominujący wpływ na sprawność ma prędkość kropeł [4]. Porównanie wyników badań dla stałej prędkości gazu i różnych strumieni cieczy przedstawiono na rys. 4 i 5. Wzrost natężenia przepływu wody wypływającej z dysz prowadzi do zwiększenia prędkości i zmniejszenia rozmiarów generowa-

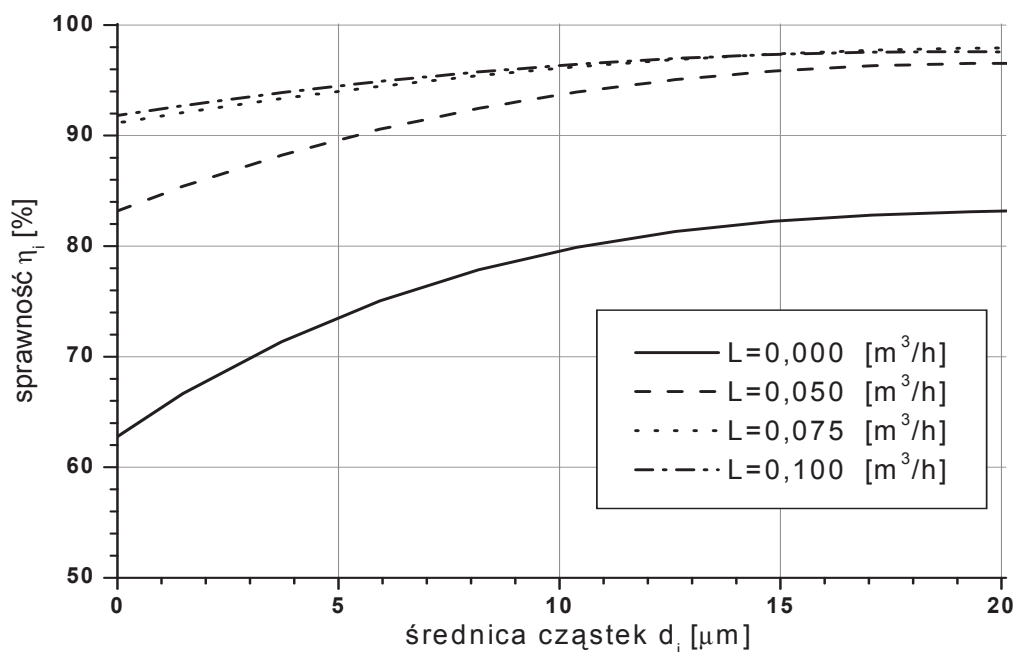
nych kropeł pierwotnych i wtórnych. Konsekwencją jest wzrost względnej prędkości cząstek pyłu i kolektorów cieczowych i lepsza sprawność odpylania.

Zwiększenie strumienia wody prowadzi do wzrostu sprawności, zwłaszcza dla cząstek małych, których skuteczność usuwania podczas odpylania suchego jest niewielka. Zraszanie gazu nawet małą ilością wody,  $L=0,05 \text{ m}^3/\text{h}$ , powoduje znaczący wzrost sprawności w stosunku do odpylania suchego.



**Rys. 4.** Rozkład wielkości cząstek w strumieniu wlotowym i wylotowym,  $G=53 \text{ m}^3/\text{h}$   
**Fig. 4.** Dust particle size distribution in inlet and outlet streams,  $G=53 \text{ m}^3/\text{h}$

Oszacowano również wielkość strumienia cieczy porywanej z aparatu. W badanym zakresie przepływów strumień ten w niewielkim stopniu zależał od prędkości gazu oraz cieczy i nie przekraczał wartości  $0,035 \text{ g}/\text{h}$ . Aby strumień porywanej wody nie zakłócał pomiarów stężenia pyłu przez licznik cząstek krople były usuwane z gazu przez odparowanie w zagrzewaczu (2) – rys. 2. Dla niewielkich przepływów gazu skuteczność odparowania była wyższa niż 95%. Dla przepływów gazu powyżej  $50 \text{ m}^3/\text{h}$ , ze względu na krótki czas przebywania w zagrzewaczu malała do ok. 50%.



Rys. 5. Zależność sprawności odpylania od strumienia cieczy,  $G=53 \text{ m}^3/\text{h}$

Fig. 5. Dust removal efficiency as a function liquid stream,  $G=53 \text{ m}^3/\text{h}$

## 5. Podsumowanie i wnioski

Odpylanie gazów w skruberze ze zderzającymi się strumieniami cieczy jest procesem efektywnym. Sprawność frakcyjna usuwania cząstek pyłu krzemionkowego osiągała wartości rzędu 92% dla cząstek o średnicy  $1 \mu\text{m}$  do ponad 95% dla cząstek powyżej  $10 \mu\text{m}$ .

Sprawność odpylania mokrego zależy głównie od wielkości strumieni cieczy zasilających dysze, a w mniejszym stopniu od szybkości gazu. Wysoka sprawność jest skutkiem zderzeń cząstek stałych z szybko poruszającymi się kroplami, które są generowane w wyniku zderzenia dwóch strumieni cieczy wypływających z naprzeciwległych dysz. Dodatkowo wykorzystano siłę odśrodkową do nadania cząstkom aerozolu prędkości promieniowej. Cząstki, które zderzyły się ze ściankami aparatu były zmywane wodą, co zapobiegało wtórnemu zapyleniu. Wirowy ruch strumienia gazu zwiększał sprawność odpylania, jak i skuteczność odkraplania w górnej części skrubera.



## Literatura

1. **Warych J.:** *Oczyszczanie przemysłowych gazów odlotowych*. WNT, Warszawa, 1994.
2. **Warych J., Batkowski B.:** *Procesy jednostkowe w środowisku zderzających się strumieni gazów*. Inż. Aparat. Chem., 29, 14-19, 1998.
3. **Kowalczyk D., Warych J.:** *Odpylanie gazu w skruberze odśrodkowym ze zraszaniem zderzeniowym*. Inż. Aparat. Chem., 1, 16-20, 2008.
4. **Batkowski B.:** *Odpylanie wirującego strumienia aerozolu w środowisku zderzających się strumieni cieczy*. Rozprawa doktorska, Politechnika Warszawska, 2002.

## Wet Dust Removal in a Scrubber with the Colliding Streams

### Abstract

Dust removal is an important problem in many technological processes and atmosphere protection. One of the methods of solid particle separation is the wet dedusting. The results of the experimental investigations of dust removal in a scrubber with colliding liquid streams are presented in this paper.

Two mechanisms of dust separation are considered. Thanks to the scrubber geometry, aerosol particles are casted off from the rotating air stream to the wet walls of cylindrical apparatus using centrifugal forces. Additionally the particles collides with the water droplets by reason of the inertial forces. The droplets are generated due to the collision of two liquid streams at an angle  $180^\circ$ .

The whirling movement of gas and the liquid spraying were used to eliminate silica dust from the air stream. The scrubber construction, experimental set-up, methods of measurement and results are described.

The effect of air and liquid flow rates on the aerosol removal effectiveness was studied. It was determined that, the wet dust removal efficiencies ranged from ca. 92% for  $1\mu\text{m}$  particles to above 95% for  $10\mu\text{m}$  particles. The removal efficiency depends mainly on the water flow rate. The dry separation efficiency depends strongly on the gas flow rate. It was possible to remove 60% of the small particles and ca. 80% of the biggest particles.

Efficiency of wet dust removal depends mainly on the size of streams of liquid feeding nozzles, an in smaller degree on gas velocity. High efficiency is a result of collisions of solid particles with water drops moving quickly, which are generated during collision of two streams of liquid flowing out from nozzles placed opposite each other. Additionally centrifugal force was used for imparting aerosol particles radial velocity. Particles which collided with the walls of the device were washed by water. This prevented secondary dusting. Whirling movement of gas stream increased dedusting efficiency, and efficiency of water drops removal in the upper part of the scrubber.

## Zmiany uwilgotnienia gleb polderu Nielegowo w okresach wegetacyjnych lat 2005 do 2007

*Czesław Przybyła, Paweł Kozaczyk, Iwona Sielska,  
Jerzy Bykowski, Karol Mroziak  
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

### 1. Wstęp

Zasoby wodne Wielkopolski są stosunkowo niewielkie. Nawet w latach przeciętnych i mokrych w środkowej części dorzecza Warty, występują niedobory wody w okresie wegetacyjnym, w którym suma opadów waha się od 240 do 290 mm, a w latach suchych nie przekracza połowy tej wartości [2, 7]. Wielkopolska jest obszarem o największych deficytach wody w Polsce, które dodatkowo ulegają stopniowemu pogłębianiu, gdy średnie roczne opady atmosferyczne z wielolecia są niższe lub zbliżone do 500 mm. [5].

Bilans wodny kształtowany jest przede wszystkim przez warunki meteorologiczne, głównie zaś przez ilość i rozkład opadów atmosferycznych oraz ewapotranspirację rzeczywistą. Woda glebowa jest dynamicznym składnikiem gleby, ulegającym zmianom w cyklu rocznym. Zmiany te są uzależnione od dopływu wody do gleby, jej krążenia w obrębie gleby oraz odpływu wody poza profil glebowy. Istotnym czynnikiem gospodarki wodnej gleb jest także poziom występowania zwierciadła wód gruntowych oraz ich wpływ na uwilgotnienie wierzchnich warstw gleby [8, 6]. Gospodarka wodna gleb decyduje zarówno o ilości wody dostępnej dla roślin w sezonie wegetacyjnym jak również o ilości wody infiltrującej przez glebę do wód gruntowych [3, 4]. Zlewnia Kościańskiego Kanału Obry, do której należy Rów Wonieść, obejmuje obszar na styku strefy brzegowej zlodowacenia bałtyckiego z płaskimi równinami morenowymi z okresu zlodowacenia środkowopolskiego [1]. Większe zróżnicowanie hipsometryczne jest rezultatem silnego rozmycia denno morenowej równiny zlodowacenia środkowopolskiego przez wody roztopowe. Utwory czwartorzędowe mają miąższość od około 20 m do ponad 80 m i reprezentowane są przez gliny

zwałowe tych zlodowaceń oraz osady fluwioglacjalne i interglacjalne. Celem pracy była ocena wpływu warunków meteorologicznych na zmiany zapasów wody w analizowanych glebach na polderze Nielegowo w okresach wegetacji lat 2005 do 2007.

## 2. Materiał i metody badań

Badany obszar ten znajduje się w dolinie Kościańskiego Kanału Obry, około 60 km od Poznania w kierunku południowo – zachodnim

Dla realizacji postawionego celu wykonano pomiary opadów atmosferycznych i temperatur powietrza, rozpoznano warunki glebowe oraz ich właściwości fizyczne, chemiczne i wodne jak również przeprowadzono pomiary codziennych wielkości opadów deszczomierzem Hellmana umieszczonym na wysokości 1 metra nad powierzchnią terenu.

W badaniach laboratoryjnych określono skład oraz uziarnienie macierzystych materiałów glebowych jak również ich podstawowe właściwości fizyczne, chemiczne i wodne. Oznaczono je w laboratorium Katedry Melioracji, Kształtowania Środowiska i Geodezji w Poznaniu ogólnie przyjętymi metodami:

- skład granulometryczny oznaczono metodą areometryczną Casagrandea w modyfikacji Pruszyńskiego,
- gęstość gleby suchej określono w cylindrach objętościowych o objętości  $V = 100 \text{ cm}^3$  w czterech powtórzeniach z każdego analizowanego poziomu,
- gęstość stałej fazy gleby (gęstość właściwą) oznaczono metodą piknometryczną,
- porowatość obliczono na podstawie gęstości fazy stałej (właściwej) i gęstości objętościowej gleby suchej,
- zawartość węgla wapnia ( $\text{CaCO}_3$ ) oznaczono aparatem Scheiblera (Drzymała i in. 1985),
- zawartość  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  oznaczono w kwaśnym wyciągu glebowym, metodą jodometryczną,
- zawartość substancji organicznej oznaczono metodą Tiurina,
- odczyn gleby (pH) oznaczono metodą potencjometryczną.

Terenowe pomiary fizyko-wodnych właściwości gleb obejmowały oznaczenie polowej pojemności wodnej i infiltracji wierzchnich warstw profili glebowych. Zawartość wody w glebie przy polowej pojemności wodnej określono na powierzchniach zalewowych o wymiarach 2 x 2 m, po swobodnym odcieku wody grawitacyjnej i przy odciętych parowaniu terenowym. Natomiast współczynniki infiltracji ustalonej w warstwie powierzchniowej oraz współ-

czynniki perkolacji na głębokości 35 cm wykonano przy pomocy podwójnych infiltrometrów cylindrycznych, przy stałej wysokości zalewu  $h = 10$  cm w trzech powtórzeniach na każdym poziomie oznaczenia. W typowych dla badanego obiektu profilach glebowych prowadzono pomiary stanów wody gruntowej. Prowadzone również były pomiary wilgotności gleby za pomocą sondy profilowej na głębokościach 10, 20, 30, 40, 60 i 100 cm.

W opracowaniu wybrano i zamieszczono wyniki pomiarów z dwóch stanowisk pomiarowych. Pierwsze znajdowało się bezpośrednio przy Rowie Wysokó (profil 1), drugie w odległości 400 m od wyżej wymienionego ciek (profil 2). Profil 1 to gleba murszasta gruntowo-glejowa o rzędnej terenu 70,03 m n.p.m., profil 2 to gleba murszasta o rzędnej terenu 70,71 m n.p.m. Analizę przeprowadzono dla okresów wegetacyjnych od 2005 do 2007 roku. Na obu badanych stanowiskach znajdowały się użytki zielone.

### **3. Wyniki i dyskusja**

W tabeli 1 przedstawiono niektóre właściwości fizyczne badanych gleb. W profilu 1 gęstość fazy stałej waha się od 2,58 [ $\text{Mg}\cdot\text{cm}^{-3}$ ] w poziomie Ap do 2,67 w poziomie G5ca, odpowiednio w profilu 2 wynosi ona od 2,49 w poziomie AMd do 2,65 w poziomie G2mn.

Na stanowisku 1 dominuje piasek przechodzący na głębokości 70 cm w piasek słabogliniasty, na stanowisku 2 odpowiednio na głębokości 40 cm piasek przechodzi w piasek gliniasty.

W tabeli 2 przedstawiono klimatyczny bilans wodny badanego terenu według posterunku opadowego Leszno- Strzyżewice.

Otrzymane wyniki Ps - ETR wskazują na przewagę opadów nad parowaniem, przy czym przewyższenie to szczególnie zaznacza się w miesiącach zimowych. W sezonie wegetacyjnym uwidacznia się jednak przewaga parowania rzeczywistego nad opadami. Wahała się ona od 3 mm w sierpniu do 20 mm w maju.

Rok hydrologiczny 2004/2005 z opadami atmosferycznymi wynoszącymi 535 mm pod względem opadów uznano za średni. Półrocze zimowe roku 2005 z opadami 243 mm zaliczono do średniego mokrego. Okres wegetacyjny tego roku z opadami 301 mm zaliczono do średniego

Suma opadów atmosferycznych w roku hydrologicznym 2005/2006 wynosiła 470 mm i była niższa o 58 mm od sumy średnich opadów z wielolecia. Opady z półrocza zimowego wynoszące 212 mm były niższe o 27 mm od opadów z wielolecia, natomiast w półroczu letnim wyniosły 258 mm i były niższe o 31 mm od opadu z tego okresu. W okresie wegetacyjnym rozpatrywanego roku suma opadów wynosiła 309 mm i była niższa o 10 mm od sumy średnich opadów z wielolecia z okresu wegetacji. Rok hydrologiczny pod

względem opadów zaliczono do średnio suchego, natomiast okres wegetacyjny do średniego.

**Tabela 1.** Niektóre właściwości fizyczne badanych gleb

**Table 1.** Some physical properties of investigated soils

Profil Profile	Poziom genet. Genetic horizon	Głębok. Depth. [cm]	Tekstura Texture	Gęstość fazy stałej Bulk density [Mg·cm <sup>-3</sup> ]	Węgiel orga- niczny Organic carbon [%]	Substancja orga- niczna Organic matter [%]
1	Ap	22	p	2,58	1,1	1,9
	A2	14	p	2,61	0,52	0,9
	A3	8	p	2,62	0,58	1,0
	G1	28	p	2,64	0,03	0,1
	G2	25	ps	2,64	0,05	0,1
	G3	6	ps	2,64	0,03	0,1
	G4	13	ps	2,66	0,03	0,1
	G5ca	4	gl	2,67	0,05	0,1
2	AMd	23	p	2,49	4,38	7,5
	AM2	11	p	2,49	3,58	6,2
	A/C	8	p	2,56	1,72	3,0
	C1	13	pg	2,63	0,33	0,6
	G1	10	pg	2,63	0,26	0,4
	G2 mn	15	p	2,64	0,12	0,2
		40	p	2,65	0,05	0,1

**Tabela 2.** Klimatyczne bilanse wodne badanego terenu według danych meteorologicznych posterunku Leszno-Strzyżewice

**Table 2.** Climatic water balance of investigated area according to Leszno- Strzyżewice meteorological station

EBW*	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Suma Sum XI-X
	[mm]												
Ps	36	42	34	31	38	36	45	62	85	70	44	34	557
ETR	12	13	14	19	33	44	65	70	88	62	34	27	481
Ps-ETR	24	29	16	12	5	-8	-20	-8	-3	8	10	7	76

\* Elementy bilansu wodnego, water balance components:

Ps – opad średni, mean precipitation [mm],

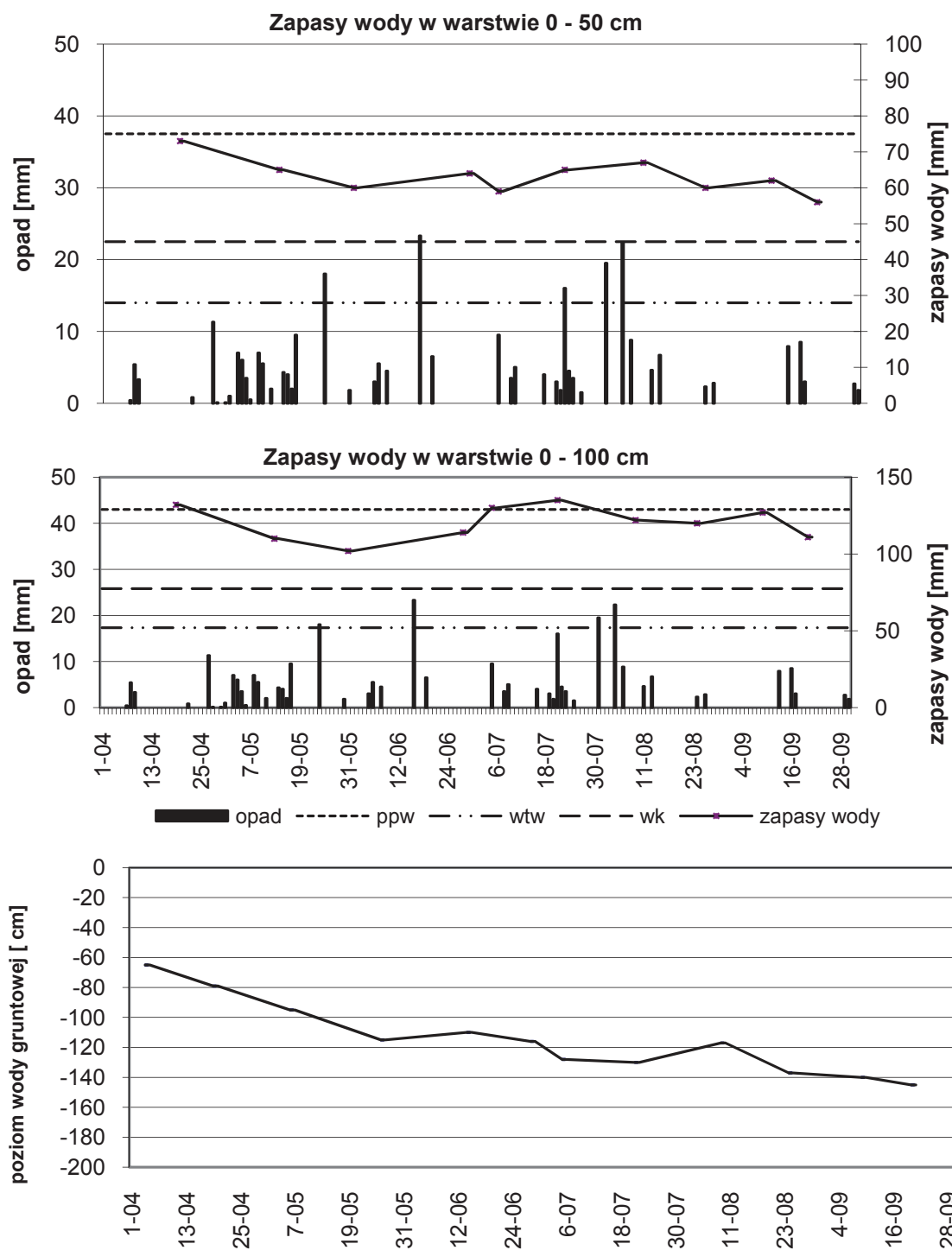
ETR – średnia ewapotranspiracja rzeczywista [mm] z lat 1979-2007, mean real evapotranspiration from 1979-2007.

Rok hydrologiczny 2006/2007 z opadami 548 mm zaliczono do średniego, a jego półrocze zimowe z opadami 243 do średnio mokrego. W okresie wegetacyjnym opady atmosferyczne wyniosły 293 mm i były niższe od średniego opadu w tym okresie o 30 mm. Zaliczono go pod względem opadów do średnio suchego. Charakteryzował się on dużą ilością okresów bezopadowym o długim czasie trwania. Wstąpiły one w kwietniu maju i czerwcu. Opady były rozłożone bardzo nierównomiernie.

Na rysunkach od 1 do 6 przedstawiono dla analizowanych okresów wegetacyjnych lat 2005 do 2007 zmiany zapasów wody w warstwach od 0-50 cm i 0-100 cm oraz wahania wód gruntowych na tle warunków meteorologicznych dla wybranych profili glebowych. Można zauważyć, że na stanowisku nr 1 (rys. 1) zapasy wody w warstwie 0-50 cm znajdowały się między połową pojemnością a wilgotnością krytyczną. W warstwie od 0-100 cm wilgotność przekraczała połowę pojemność wodną na początku okresu wegetacji oraz po wysokich opadach również w lipcu. Woda gruntowa wahała się od 60 do 145 cm poniżej powierzchni terenu. Na stanowisku nr 2 (rys. 2) w warstwie 0-50 cm wilgotność spadła poniżej wilgotności krytycznej w połowie czerwca i stan taki utrzymywał się do drugiej dekady lipca. W warstwie od 0-100 cm wilgotność przekroczyła połowę pojemność wodną w kwietniu i w końcowych dniach lipca. Woda gruntowa wahała się od 80-160 cm poniżej terenu.

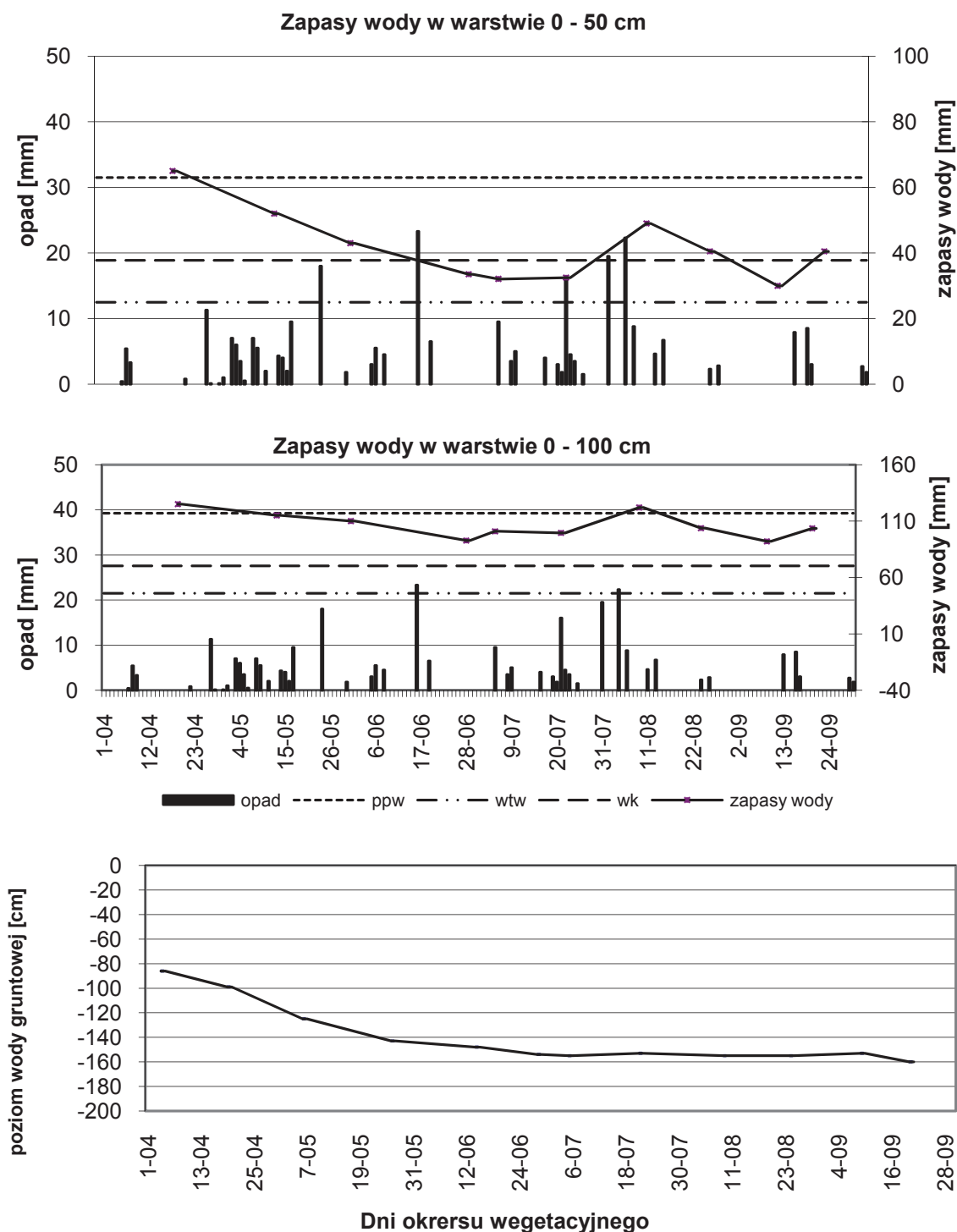
W okresie wegetacyjnym 2006 roku na stanowisku nr 1 (rys. 3) wilgotność zawierała się pomiędzy połową pojemnością wodną, a wilgotnością krytyczną. Jedynie w sierpniu przekroczyła połowę pojemność wodną o około 10 mm. W warstwie od 0-100 cm przez cały okres wegetacyjny znajdowała się pomiędzy PPW a WK. Woda gruntowa układała się na głębokości od 50 cm w pierwszej dekadzie kwietnia do 142 cm w trzeciej dekadzie września. Na stanowisku nr 2 (rys. 4) zaobserwowano niewielki spadek wilgotności poniżej wilgotności krytycznej w pierwszej dekadzie lipca natomiast po wysokich opadach sierpniowych wilgotność wzrosła do poziomu połowej pojemności wodnej. W warstwie od 0-100 cm wilgotność zawierała się przez cały okres wegetacji pomiędzy WTW a PPW. Zwierciadło wody gruntowej układało się na początku okresu wegetacyjnego na poziomie 110 cm, w lipcu obniżyło się do 160 cm by w końcu września osiągnąć wartość 146 cm poniżej powierzchni terenu.

W profilu nr 1 okresu wegetacyjnego roku 2007 (rys. 5) wilgotność zarówno w warstwie 0-50 cm jak i w warstwie 0-100 cm ze względu na równomiernie rozłożone opady w ciągu analizowanego okresu zawierała się między PPW a WK. Jedynie w pierwszej dekadzie lipca w warstwie 0-50 cm na skutek wysokich opadów zapasy wody przekraczały połowę pojemność wodną. Poziom wody gruntowej kształtował się od 75 cm w kwietniu do 110 cm w ostatnich dniach września poniżej powierzchni terenu. Na stanowisku drugim (rys. 6) zapasy wody układały się podobnie, natomiast woda gruntowa wahała się od 90 do 150 cm poniżej powierzchni terenu.



**Rys. 1.** Zapasy wody (mm) w warstwie gleby 0-50 i 0-100 cm oraz dynamika wody gruntowej na tle opadów atmosferycznych w profilu 1 w okresie wegetacyjnym 2005 roku

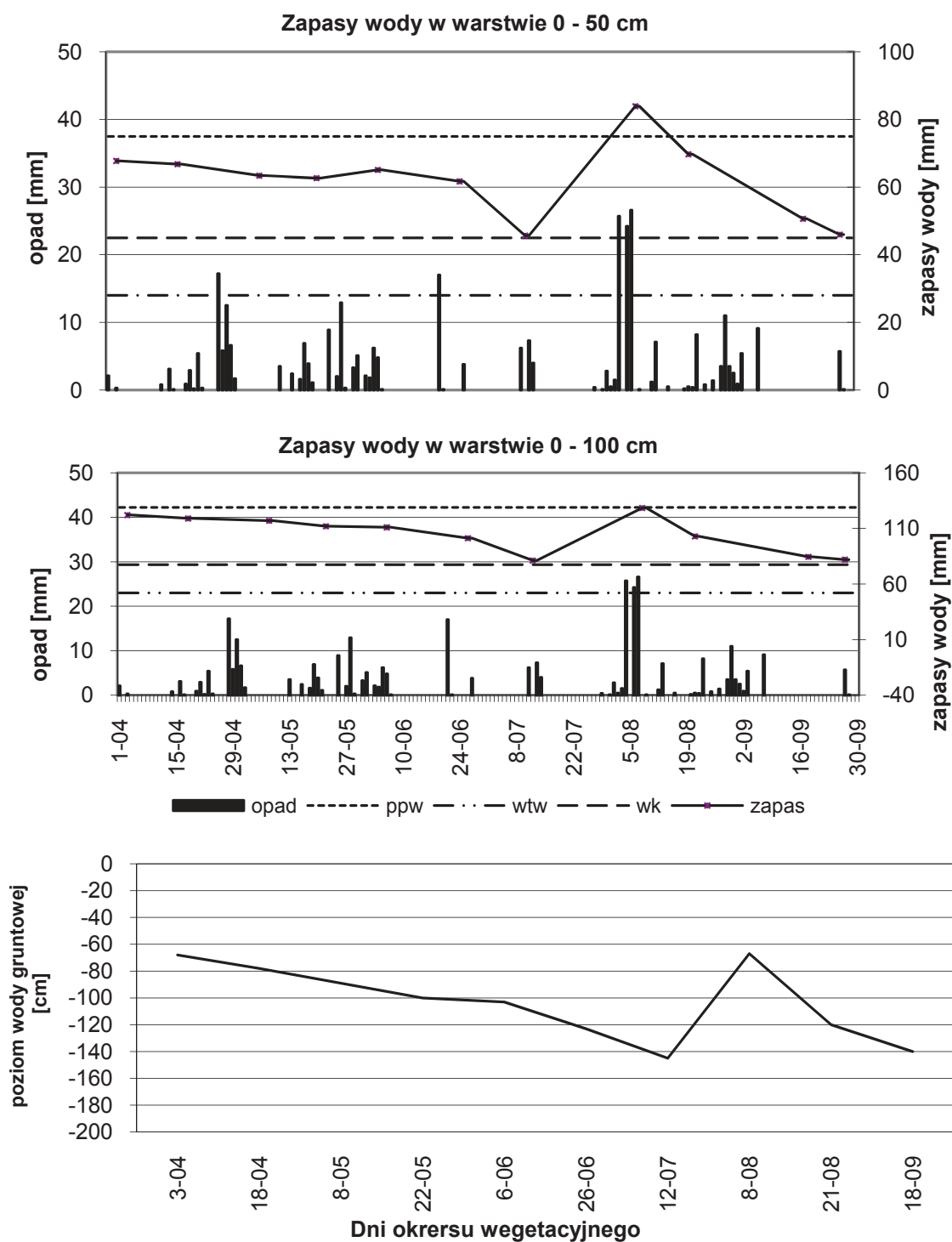
**Fig. 1.** Water reserves in 0-50 cm and 0-100 cm layers as well as groundwater level at site 1 against precipitation in vegetation period of 2005



**Rys. 2.** Zapasy wody (mm) w warstwie gleby 0-50 i 0-100 cm oraz dynamika wody gruntowej na tle opadów atmosferycznych w profilu 2 w okresie wegetacyjnym 2005 roku

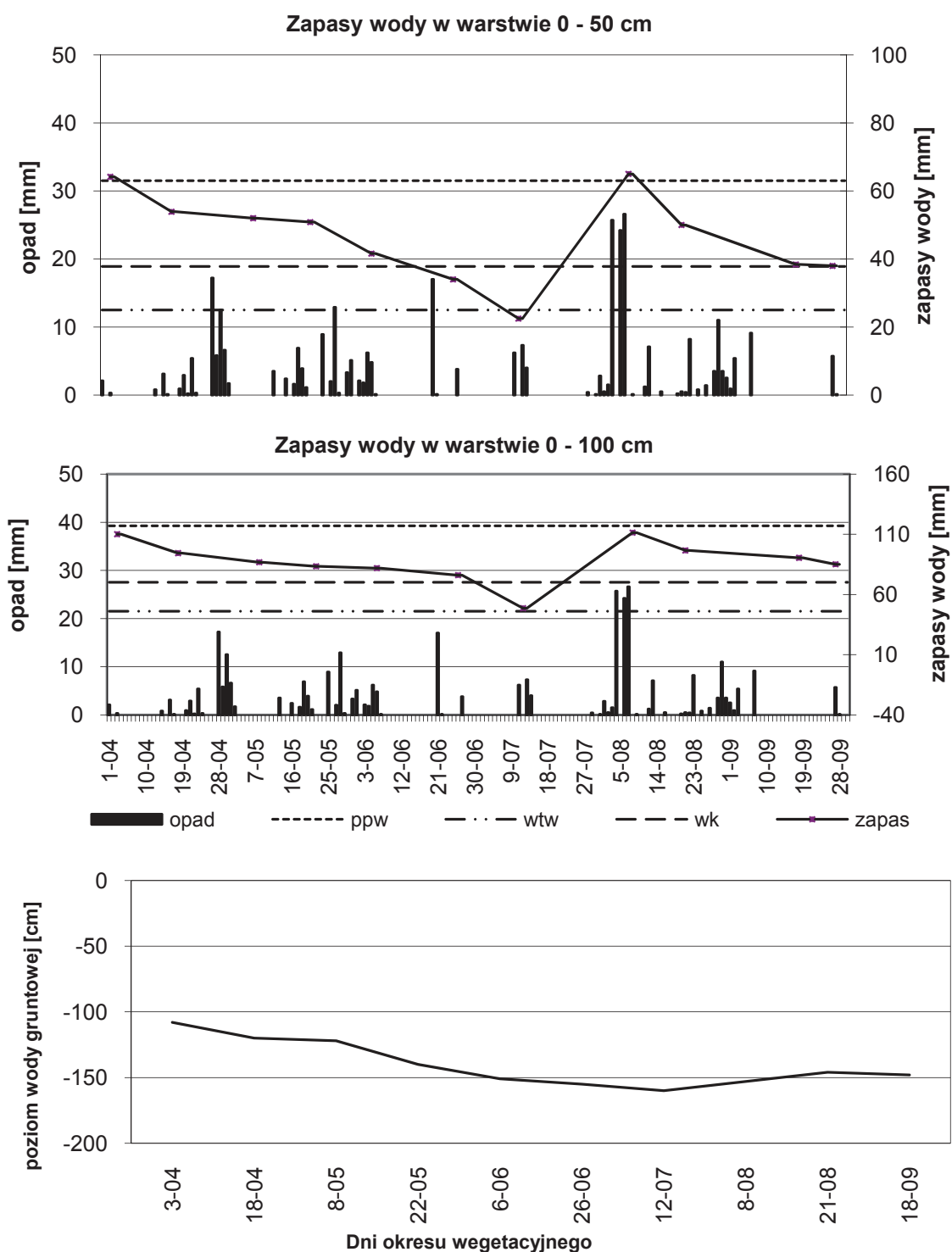
**Fig. 2.** Water reserves in 0-50 cm and 0-100 cm layers as well as groundwater level at site 2 against precipitation in vegetation period of 2005





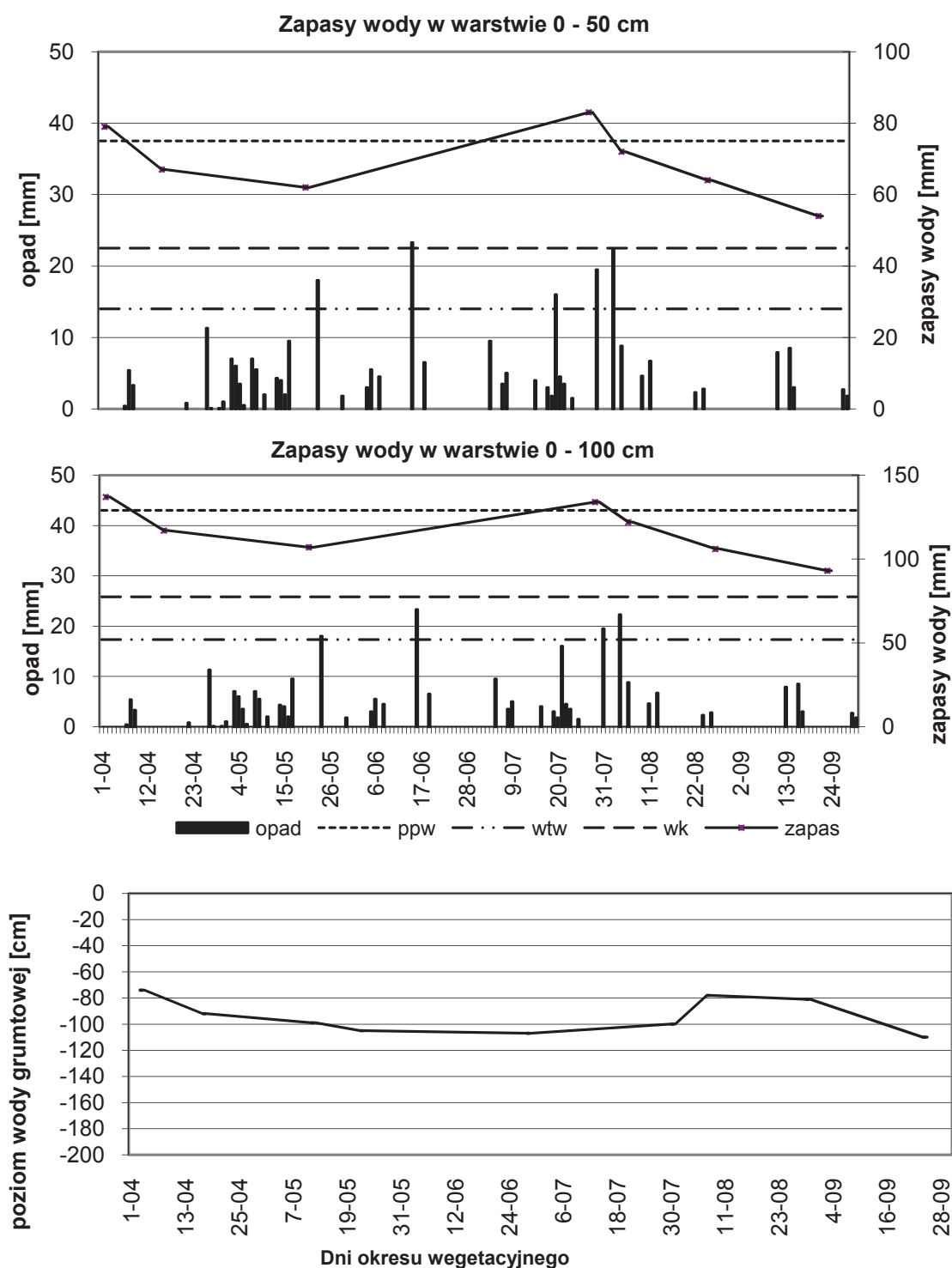
**Rys. 3.** Zapasy wody (mm) w warstwie gleby 0-50 i 0-100 cm oraz dynamika wody gruntowej na tle opadów atmosferycznych w profilu 1 w okresie wegetacyjnym 2006 roku

**Fig. 3.** Water reserves in 0-50 cm and 0-100 cm layers as well as groundwater level at site 1 against precipitation in vegetation period of 2006



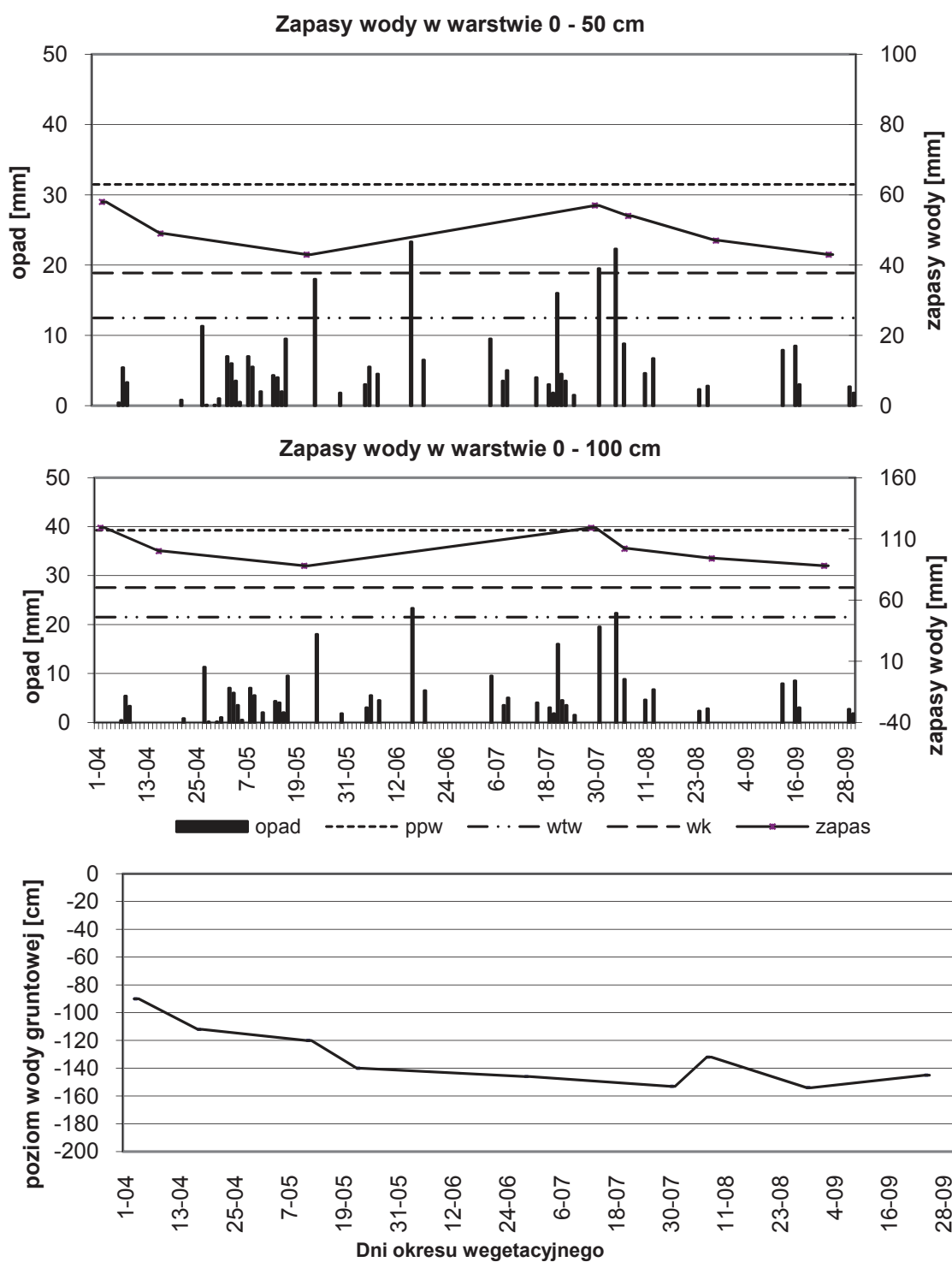
**Rys. 4.** Zapasy wody (mm) w warstwie gleby 0-50 i 0-100 cm oraz dynamika wody gruntowej na tle opadów atmosferycznych w profilu 2 w okresie wegetacyjnym 2006 roku

**Fig. 4.** Water reserves in 0-50 cm and 0-100 cm layers as well as groundwater level at site 2 against precipitation in vegetation period of 2006



**Rys. 5.** Zapasy wody (mm) w warstwie gleby 0-50 i 0-100 cm oraz dynamika wody gruntowej ma tle opadów atmosferycznych w profilu 1 w okresie wegetacyjnym 2007 roku

**Fig. 5.** Water reserves in 0-50 cm and 0-100 cm layers as well as groundwater level at site 1 against precipitation in vegetation period of 2007



**Rys. 6.** Zapasy wody (mm) w warstwie gleby 0-50 i 0-100 cm oraz dynamika wody gruntowej na tle opadów atmosferycznych w profilu 2 w okresie wegetacyjnym 2007 roku

**Fig. 6.** Water reserves in 0-50 cm and 0-100 cm layers as well as groundwater level at site 2 against precipitation in vegetation period of 2007

#### 4. Podsumowanie i wnioski

1. Okres wegetacyjny 2005 i 2006 roku z opadami wynoszącymi odpowiednio: 301 mm i 309 mm zaliczono pod względem opadów do średniego. Natomiast okres wegetacyjny 2007 roku z opadami mniejszymi od średniej z wielolecia o 30 mm zaliczono do średnio suchego.
2. Stwierdzono, że zapasy wody w analizowanych profilach glebowych zależą nie tylko od ilości opadu w okresie wegetacyjnym, ale przede wszystkim od jego rozkładu.
3. Na stanowisku 1 zapasy wody w warstwie 0-50 cm przez trzy letni okres badań utrzymywały się pomiędzy połową pojemnością wodną a wilgotnością krytyczną. Na stanowisku 2 wilgotność kilkakrotnie spadała poniżej wilgotności krytycznej, a w 2006 roku zbliżyła się do wilgotności trwałego więdnięcia.
4. Woda gruntowa na stanowisku 1, która układała się wysoko mogła mieć wpływ na zasilanie wodą tego profilu poprzez podsiąk kapilarny.

#### Literatura

1. **Kozaczyk P., Sielska I., Przybyła Cz., Bykowski J.:** *Ocena zdolności retencyjnych polderu Kościan – Wonieść*. Zesz. Nauk. AR w Krakowie, zesz. 28. Inż. Środ. 115-122, 2006.
2. **Kozaczyk P., Sielska I., Przybyła Cz.:** *Zmiany uwilgotnienia czynnej warstwie gleb znajdujących się w sadzie na Pojezierzu Poznańskim*. Zesz. Nauk. Wydz. Bud. i Inż. Środ. Pol. Koszalińskiej, nr 23, 167-180, 2007.
3. **Marcinek J., Wiślańska A.:** *Asocjacje czarnych ziem i gleb płowych falistej moreny dennej Równiny Kościańskiej*. Roczn. AR w Poznaniu nr. 149, 65-81, 1984.
4. **Marcinek J., Szychalski M., Komisarek J.:** *Dynamika wody w glebach autogenicznych i semihydrogenicznych w układzie toposekwencyjnym falistej moreny dennej Pojezierza Poznańskiego*. Roczn. AR w Poznaniu, CCLXVII, 131-145, 1994.
5. **Nyc K.:** *Sterowanie zasobami retencji gruntowej w dolinach rzek nizinnych*. Zesz. Nauk. AR Wrocław, 53, 1-62, 1985.
6. **Nyc K., Pokładek R., Janus E.:** *Kształtowanie się stanów wód gruntowych na zmeliorowanych glebach lekkich w warunkach wprowadzania ograniczonego odpływu*. Zesz. Nauk. AR Wrocław, Inżynieria Środowiska VI, nr 243, 61-71, 1994.
7. **Przybyła Cz., Kozaczyk P.:** *Bilanse wodne gleb deszczowanych pastwisk polowych w warunkach zróżnicowanego ukształtowania terenu AR Poznań cz. I*, 157-165, 1995.
8. **Szafrański Cz.:** *Gospodarka wodna gleb terenów bogato - rzeźbionych i potrzeby ich melioracji*. Roczniki AR w Poznaniu, rozprawy naukowe, 1993.

## **Changes of Water Content in Soils of Nielegowo Polder During Vegetation Periods of Years 2005 to 2007**

### **Abstract**

Weather conditions, especially rainfalls in Wielkopolska region, are characterized by wide variability of space and time. This region is especially exposed to atmospheric, hydrologic, and soil droughts, which may diminish crops.

This work presents an influence of weather conditions on changes in water retention dynamics in soil of regions: Nielegowo and Kościański Channel of Obra during vegetation period in 2005-2007. There have been analyzed the soil moisture, reflection of ground water profiles. Profile 1 (marsh ground) was located 15 meters from melioration ditch, and the profile 2 (marsh soil) was 400 m from the ditch mentioned above.

Periods of vegetation in 2005 and 2006 showed average rainfalls, however in the year 2007, the vegetation period was counted to average dry ones.

It was found that water retention in the analyzed soil profiles depended not only on the aggregation of rainfalls but also on their distribution.

On the profile 1 which was located in the region under influence of the melioration ditch, the water retention during three year period of experimentation, as well as in the 0-50 cm layer, as well as 0-100 cm, were located in the field water capacity and the critical water content. The mean level of ground water in the soil profile was 104 cm below surface layer and it exerted an influence on water content of this profile.

In the profile 2, which was located 400 m from melioration ditch water retention in the soil layer 0-50cm was falling multiple times below critical soil moisture. In vegetation period in 2006, retention was getting closer to moisture of permanent wilting point. Oscillation of ground water was between 83 cm (April 2005) and 155 cm (September 2005) below soil surface.



## **Pierwiastki promieniotwórcze w węglu oraz w produktach odpadowych powstających podczas jego spalania**

*Tadeusz Olkusi*

*Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN, Kraków,  
Akademia Górniczo-Hutnicza, Kraków*

*Katarzyna Stala-Szlugaj*

*Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN, Kraków*

### **1. Wstęp**

Węgiel, będący podstawowym surowcem energetycznym Polski, przez kilkadziesiąt lat postrzegany był jako bogactwo narodowe. Jego wydobywanie, wzrastające z roku na rok, począwszy od końca II wojny światowej aż do przełomu lat siedemdziesiątych i osiemdziesiątych ubiegłego wieku, było powodem do dumy wszystkich bez wyjątku rządów. Wzrastało wydobywanie, zużycie oraz eksport. Obecnie sytuacja zmieniła się diametralnie. Węgiel postrzegany jest jako „brudna energia” w związku z czym nasilają się protesty ekologów mające na celu wyeliminowanie węgla jako surowca energetycznego i zastąpienie go innymi źródłami energii takimi jak chociażby energetyka wiatrowa, słoneczna, czy też energia geotermiczna. Powodem takiej postawy nie jest sam proces wydobywania powodujący pewne szkodliwe skutki nazywane potocznie szkodami górniczymi, lecz proces spalania. Właśnie podczas spalania węgla dochodzi do emisji do atmosfery pyłów i gazów zawierających takie szkodliwe substancje jak tlenki siarki, tlenki azotu, pary rtęci, chlor, fluor oraz metale ciężkie. Poza tlenkami azotu, powstającymi głównie z powietrza atmosferycznego, inne substancje znajdują się w węglu i podczas jego spalania przechodzą do gazów spalinyowych bądź też do popiołu i żużla.

Węgiel zbudowany jest głównie z właściwej substancji organicznej, pewnej ilości wody, substancji mineralnej i pierwiastków śladowych [1, 6, 9].



Niektóre pierwiastki śladowe mają naturalną radioaktywność. Do tych pierwiastków radioaktywnych zalicza się: uran (U), tor (Th) i ich liczne produkty rozkładu wliczając w to rad (Ra) i radon (Rn). Choć te pierwiastki są chemicznie mniej toksyczne niż inne składniki węgla (takie jak arsen, selen lub rtęć), to problem jednak istnieje z uwagi na ryzyko promieniowania. Aby przewidzieć migrację pierwiastków radioaktywnych w trakcie procesu wykorzystywania węgla, konieczne jest określenie koncentracji, dystrybucji i form występowania pierwiastków radioaktywnych w węglu i w popiele lotnym. Michalik [3] podaje, że na aktywność właściwą naturalnych izotopów promieniotwórczych w węglu wpływa zarówno ilość zanieczyszczeń, jak i skład mineralny. Handlowe sortymenty węgla zawierają nie tylko zanieczyszczenia mineralne, ale również zanieczyszczenia wprowadzone w trakcie urabiania, a nie usunięte w procesach przeróbki i wzbogacania. Z badań petrograficznych wynika, że głównym źródłem promieniotwórczości w węglu kamiennym oraz skałach przywęglowych są skupienia wtórnych fosforanów, detrytyczny monacyt, cyrkon, ksenotym i uranotoryt.

## 2. Pierwiastki promieniotwórcze

Pierwiastki promieniotwórcze – tzw. radionuklidy – z punktu widzenia pochodzenia, dzielą się na dwie grupy. Pierwszą grupę stanowią pierwiastki radioaktywne utworzone w okresie formowania się systemu słonecznego. Charakteryzują się one długimi okresami połowicznego zaniku, porównywalnymi do czasu istnienia Ziemi, wynoszącego około  $5 \cdot 10^9$  lat. Do grupy tej zaliczane są także pierwiastki promieniotwórcze pochodzące od pierwiastków, które zapoczątkowują tzw. naturalne szeregi promieniotwórcze. Drugą grupę radionuklidów naturalnych stanowią izotopy promieniotwórcze, powstałe w wyniku reakcji jądrowych zachodzących między cząstkami promieniowania kosmicznego, a jądrami niektórych pierwiastków znajdujących się w powietrzu. W ten sposób powstają: wodór  $^3\text{H}$  (tryt), beryl  $^7\text{Be}$ , węgiel  $^{14}\text{C}$ . Pierwiastki promieniotwórcze naturalne z obu grup są wszechobecne w środowisku Ziemi. Dzieje się tak ze względu na bardzo długi okres półtrwania pierwszych członów szeregów promieniotwórczych ( $^{235}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  – pierwotne izotopy promieniotwórcze) i ciągły proces powstawania izotopów wtórnych. Ciekawostką stanowią izotopy promieniotwórcze, nazwane geologicznie trwałymi. Ich okres połowicznego zaniku wynosi ponad  $10^{12}$  lat. Przykładem może tu być ind  $^{115}\text{In}$  ( $T_{1/2}=6 \cdot 10^{14}$  lat), którego po 4 miliardach lat pozostanie w litosferze 99,9995% [4].

Z punktu widzenia zawartości w węglu, szczególną uwagę należy zwrócić na rad i radon. Rad występuje w przyrodzie wspólnie z uranem, gdyż dwa jego izotopy  $^{223}\text{Ra}$  i  $^{226}\text{Ra}$  wchodzi w skład szeregów promieniotwórczych pochodzących od  $^{238}\text{U}$  lub  $^{235}\text{U}$  [5]. Rad jest pierwiastkiem należącym do IIb grupy

układu okresowego. Produktami rozpadu szeregów uranowych są radioaktywne izotopy radu:  $^{223}\text{Ra}$ ,  $^{224}\text{Ra}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  i  $^{228}\text{Ra}$ . Najczęściej występującym w biosferze oraz najbardziej stabilnym izotopem radu jest  $^{226}\text{Ra}$ . Jego okres połowicznego zaniku wynosi 1622 lata. Zawartość  $^{226}\text{Ra}$  w skałach waha się w granicach  $0,6\div 1,1$  ng/kg (co odpowiada stężeniu  $10^{-6}$  ppm) a glebach – 0,8 ng/kg. Względna koncentracja Ra zachodzi w wodzie morskiej oraz w młodych utworach osadowych. Występowanie tego radioizotopu w roślinach waha się w granicach od 0,03 do 1,6 ng/kg. W glebach kationy radu głównie są związane z frakcją ilastą oraz wodorotlenkami Fe i Mg. Natomiast największą mobilność Ra odnotowuje się w glebach kwaśnych. Zwiększona zawartość radioizotopu  $^{226}\text{Ra}$  w powierzchniowych poziomach gleb spowodowana jest wpływami działalności antropogenicznej. Głównymi źródłami zanieczyszczeń tego pierwiastka są niektóre nawozy fosforowe i potasowe, spalanie węgla oraz przemysł cementowy [2].

Radon należy do grupy gazów szlachetnych. Pomimo, że jest pierwiastkiem chemicznie nieaktywnym, udało się otrzymać kilka jego związków chemicznych, np. fluorek ( $\text{RnF}_2$ ). Radon –  $^{222}\text{Rn}$  – stanowi produkt rozpadu alfa naturalnych izotopów radu. Izotop ten towarzyszy uranowi lub torowi jako jeden z produktów ich rozpadu promieniotwórczego. W związku z tym, że jest on gazem, to znajduje się wszędzie, tzn. w glebie, w minerałach, w powietrzu i w wodzie. Poszczególne izotopy radonu mają nazwy pochodzące od szeregu promieniotwórczego, w którym powstały. I tak na przykład: toron posiada nazwę od toru  $^{232}\text{Th}$ , aktynon – od uranu  $^{235}\text{U}$  (z szeregu uranowo-aktynowego). Spośród wszystkich izotopów promieniotwórczych radonu alfapromieniotwórczy  $^{222}\text{Rn}$  ma najdłuższy okres półtrwania (około 4 dni) [4].

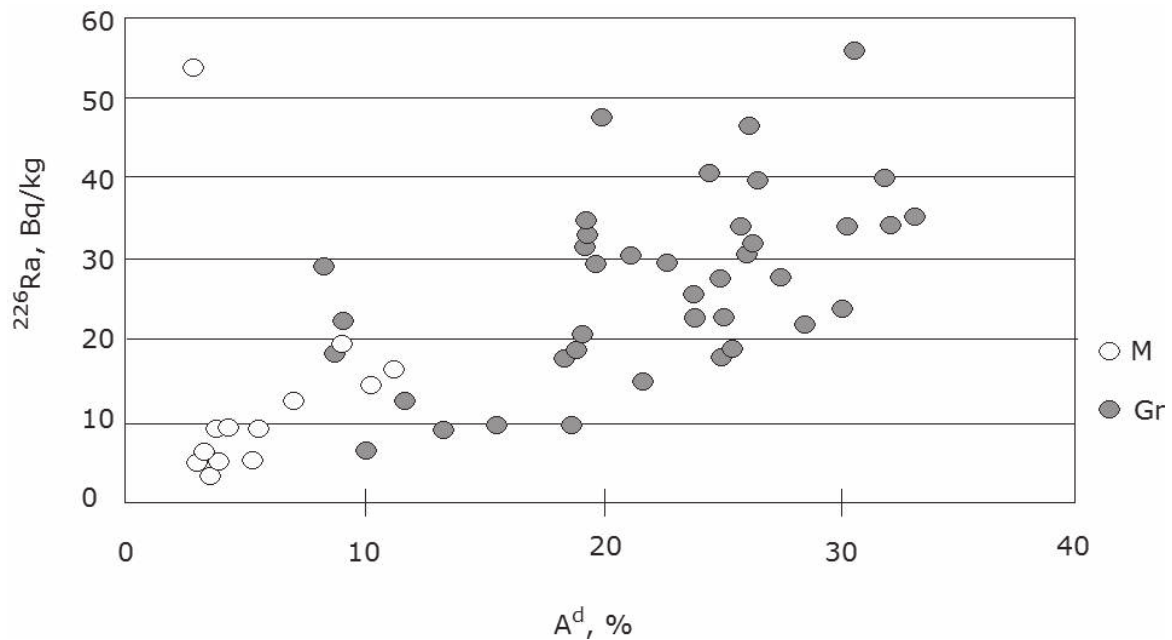
### **3. Promieniotwórczość naturalna w węglu**

Wśród pierwiastków promieniotwórczych występujących w węglach Górnośląskiego Zagłębia Węglowego, należy wyróżnić, przede wszystkim naturalne radionuklidy dwóch szeregów: uranowego z izotopem macierzystym  $^{238}\text{U}$  i torowego z izotopem macierzystym  $^{232}\text{Th}$  [8]. W skład tych szeregów wchodzi między innymi izotopy radu  $^{226}\text{Ra}$  (z rodziny uranowej) i  $^{228}\text{Ra}$  (z rodziny torowej). Średnia ich aktywność w węglach w Górnośląskim Zagłębiu Węglowym wynosi odpowiednio dla pierwszego izotopu 18 Bq/kg, a dla drugiego 11 Bq/kg. Na całym obszarze GZW rozkład stężeń  $^{226}\text{Ra}$  i  $^{228}\text{Ra}$  nie jest równomierny. W niektórych częściach Zagłębia odnotowuje się stężenia izotopów radu znacznie przewyższające wartości średnie.

Michalik [3] poddał badaniom zarówno węgiel kamienny z GZW jak i skały towarzyszące jego pokładom. Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdził, że zawierają one pewne ilości naturalnych izotopów promieniotwórczych.

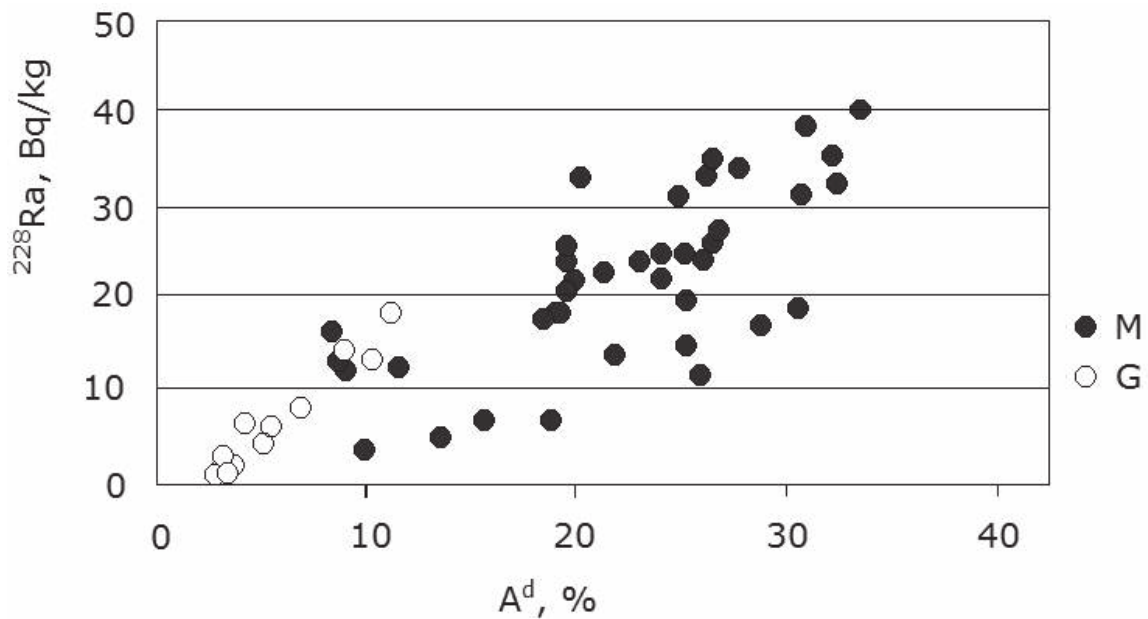
czych. Stężenia izotopów promieniotwórczych obserwowane w skałach przywęglowych są kilkakrotnie wyższe od wartości odnotowanych w węglu. Aktywność właściwa izotopów promieniotwórczych jest różna w różnych pokładach i zależna od budowy geologicznej. Na aktywność właściwą duży wpływ ma skład mineralny oraz ilość zanieczyszczeń. Handlowe sortymenty węgla zawierają zanieczyszczenia mineralne oraz zanieczyszczenia wprowadzone w trakcie urabiania, a nie usunięte w procesach przeróbki i wzbogacania (karbońskie skały ilaste, pochodzące z partii spągowych i stropowych pokładów węglowych, oraz tzw. przerosty skały płonnej lub wkładki substancji ilastych, które podczas eksploatacji pokładu węglowego przechodzą do urobku). Z badań petrograficznych wynika, że głównym źródłem promieniotwórczości w węglu kamiennym oraz skałach przywęglowych są skupienia wtórnych fosforanów, detrytyczny monacyt ( $\text{CePO}_4$ ), cyrkon ( $\text{ZrSiO}_4$ ), ksenotym ( $\text{YPO}_4$ ) i uranotoryt ( $\text{Th,U}[\text{SiO}_4]$ ). Dla skał przywęglowych pochodzących z powierzchniowych składowisk aktywność właściwa naturalnych izotopów promieniotwórczych zmieniała się w granicach  $44 \div 88$  Bq/kg dla  $^{226}\text{Ra}$ ,  $41 \div 78$  Bq/kg dla  $^{228}\text{Ra}$  oraz  $339 \div 767$  Bq/kg dla  $^{40}\text{K}$ . Dla łupków i ilowców wartości te przedstawiały się następująco:  $51 \div 120$  Bq/kg dla  $^{226}\text{Ra}$ ,  $59 \div 117$  Bq/kg dla  $^{228}\text{Ra}$  oraz  $393 \div 1070$  Bq/kg dla  $^{40}\text{K}$  [3].

Próbki handlowych sortymentów węgla analizowane były w ramach kontroli jakości węgla przez Zakład Oceny Jakości Paliw Stałych Głównego Instytutu Górniczo-Geologicznego. Próbki te pochodziły z siedmiu kopalń Górnośląskiego Zagłębia Węglowego – 12 próbek sortymentów grubych i średnich (orzeczek i groszek) oraz 39 próbek miałów [8]. Promieniotwórczość naturalną badanych węgli scharakteryzowano na podstawie zawartości izotopów promieniotwórczych:  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  i  $^{40}\text{K}$  w sortymentach grubych i średnich oraz w miałach. W sortymentach grubych i średnich stwierdzono regularny wzrost zawartości wszystkich izotopów (tj.  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  i  $^{40}\text{K}$ ) w miarę wzrostu zawartości popiołu. Dla miałów korelacja uwidaczniała się wyraźnie jedynie w przypadku izotopu  $^{40}\text{K}$ , a współczynnik korelacji dla tej zależności wynosił  $r = 0,88$ . Zmiany zawartości poszczególnych izotopów promieniotwórczych w zależności od zawartości popiołu przedstawiono na rysunkach 1÷3.



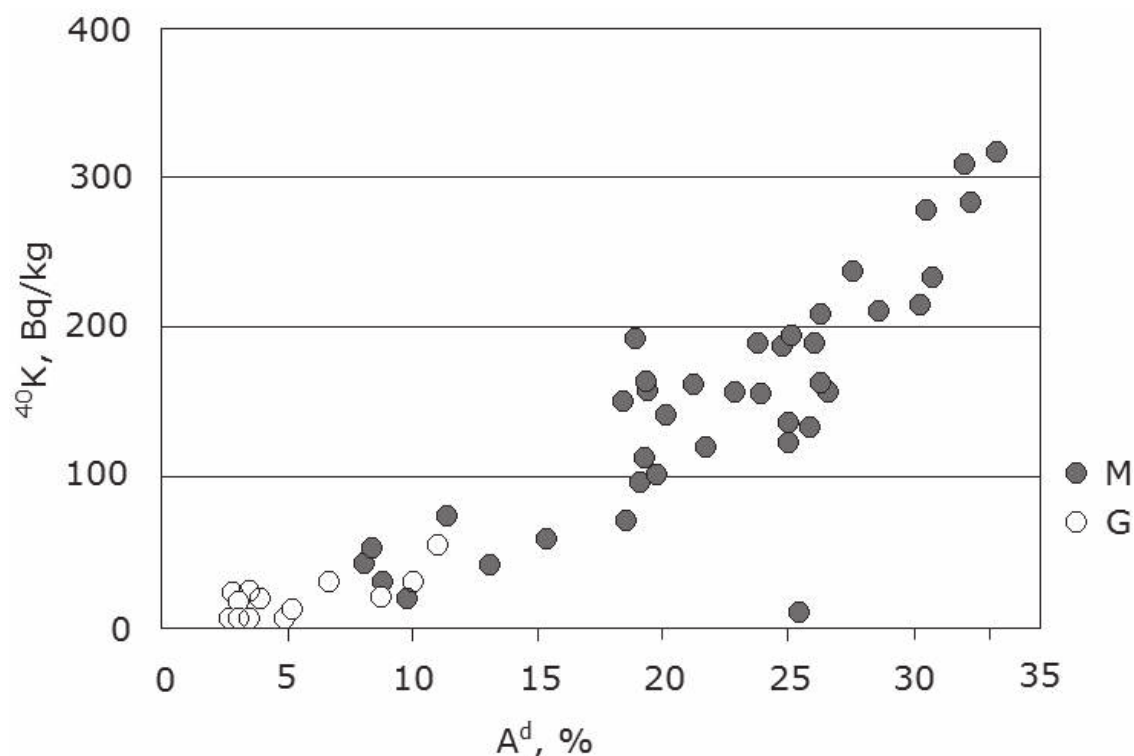
**Rys. 1.** Zależność  $^{226}\text{Ra}$  od zawartości popiołu w stanie suchym  $A^d$  [8]; Gr – sortyment gruby i średni, M – miały

**Fig. 1.** Dependence of  $^{226}\text{Ra}$  on the ash content in the dry state  $A^d$  [8]; coal size: Gr – coarse and average, M – fine



**Rys. 2.** Zależność  $^{228}\text{Ra}$  od zawartości popiołu w stanie suchym  $A^d$  [8]; Gr – sortyment gruby i średni, M – miały

**Fig. 2.** Dependence of  $^{228}\text{Ra}$  on the ash content in the dry state  $A^d$  [8]; coal size: Gr – coarse and average, M – fine



**Rys. 3.** Zależność  $^{40}\text{K}$  od zawartości popiołu w stanie suchym  $A^d$  [8]; Gr – sortyment gruby i średni, M – miły

**Fig. 3.** Dependence of  $^{40}\text{K}$  on the ash content in the dry state  $A^d$  [8]; coal size: Gr – coarse and average, M – fine

Stwierdzono również, że w sortymentach grubych i średnich wraz ze wzrostem zawartości macerałów grupy wityrynytu zwiększa się stężenie izotopów promieniotwórczych. Wystąpiła także zależność między naturalną promieniotwórczością węgla a składem chemicznym substancji mineralnej. Zależność ta była oceniana na podstawie składu chemicznego otrzymanego z niej popiołu. W miarę wzrostu zawartości  $\text{SiO}_2$  w popiele wzrastała zawartość poszczególnych radionuklidów w węglu. Wzrastała również zawartość izotopów promieniotwórczych wraz ze wzrostem zawartości  $\text{Al}_2\text{O}_3$  w popiele. Odwrotną zależność stwierdzono dla  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ,  $\text{CaO}$  i  $\text{MgO}$ . Mianowicie w miarę wzrostu zawartości tych składników w popiele, malała zawartość izotopów promieniotwórczych w węglu. Takie tendencje były widoczne dla wszystkich badanych węgli. Szczególnie zaś wyraźne były w przypadku sortymentów grubych i średnich.

W związku z tym, że we wszystkich frakcjach węgla wraz ze wzrostem macerałów grupy wityrynytu zwiększało się stężenie izotopów promieniotwórczych, Róg [8] przebadala jeszcze miął surowy. Miął ten cechował się tym, że w jego budowie petrograficznej przeważały materiały grupy wityrynytu i równocześnie węgiel ten wykazywał się dużą zawartością popiołu. Na podstawie

przeprowadzonych badań Róg wykazała, że zawartość radionuklidów różnicuje się w zależności od sortymentu węgla. Występujące w mialach maksymalne zawartości poszczególnych izotopów są znacznie większe aniżeli w sortymentach grubych i średnich. Najprawdopodobniej wiąże się to z większą zawartością popiołu w mialach. Poza tym wraz ze wzrostem izotopów promieniotwórczych, popiołu i karbominerytu we frakcjach wzrasta zawartość  $\text{SiO}_2$  i  $\text{K}_2\text{O}$ , a maleje –  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  i  $\text{CaO}$ ,  $\text{Na}_2\text{O}$ ,  $\text{SO}_3$  i  $\text{P}_2\text{O}_5$ .

#### **4. Izotopy promieniotwórcze w stałych odpadach spalania węgla**

Proces spalania węgla prowadzi do powstawania odpadów, w których koncentracja naturalnych izotopów promieniotwórczych wzrosła na skutek procesów technologicznych. Utlenianiu do postaci gazowej w trakcie spalania praktycznie ulega węgiel, natomiast wszystkie izotopy promieniotwórcze, łącznie z większością zanieczyszczeń, pozostają w stałych produktach spalania. Stałe odpady, powstałe w trakcie spalania, charakteryzują się podwyższoną, w stosunku do materiały wejściowego, zawartością naturalnych izotopów promieniotwórczych. W zależności, w jakiej temperaturze zachodzi spalanie węgla, może dojść do naruszenia znacznego stanu równowagi promieniotwórczej oraz segregacji izotopów w poszczególnych frakcjach i rodzajach produktów spalania. Temperatury topnienia i wrzenia izotopów macierzystych szeregów promieniotwórczych uranu i toru (odpowiednio  $1132$  i  $3818^\circ\text{C}$  oraz  $1750$  i  $4780^\circ\text{C}$ ) są wyższe od temperatur spalania węgla [3].

W naturalnych szeregach promieniotwórczych występują izotopy metali, których temperatura wrzenia jest znacznie niższa. Można do nich zaliczyć izotopy polonu, bizmutu, talu. Kondensacja par tych izotopów na cząstkach pyłów lotnych, prowadzi do zróżnicowania ich zawartości w różnych frakcjach stałych odpadów spalania. W niekorzystnych warunkach izotopy te w postaci lotnej mogą być również uwalniane do atmosfery i na skutek opadu powodować skażenia gleby w strefie oddziaływania komina [3].

W Laboratorium Radiometrii GIG zbadano kilkaset próbek popiołów i żużli dostarczonych przez elektrownie i przedsiębiorstwa zajmujące się zagospodarowaniem odpadów. Z przeprowadzonych badań wynika, że niespełna 27% badanych próbek pochodziło z popiołów, które w według obowiązującego prawa, mogłyby być użyte do produkcji materiałów budowlanych. Natomiast prawie 69% nie nadaje się do tego celu a ponad 4% nie powinno być nawet użyte w częściach naziemnych obiektów budowlanych na terenach nieprzeznaczonych do zabudowy oraz do niwelacji tychże terenów [3].

Ratajczak i in. dokonali analizy popiołów lotnych pochodzących ze spalania węgla kamiennego, zróżnicowanych pod względem technologii uzyskania (z odsiarczaniem i bez odsiarczania). Stwierdzili, że w przebadanych próbach

popiołów lotnych pochodzących ze spalania węgla kamiennych bez odsiarczania spalin, występują nieco podwyższone zawartości aktynowców: od 21,0 do 25,1 ppm Th i od 7,6 do 13,7 ppm U. Niska zawartość pierwiastków promieniotwórczych w odpadach paleniskowych pozwala na szerszy zakres ich wykorzystania na przykład do produkcji materiałów budowlanych. W przypadku stosowania odpadów do podsadzki wyrobisk górniczych, zawartość pierwiastków promieniotwórczych nie odgrywa istotnej roli [7].

## 5. Podsumowanie

- W sortymentach grubych i średnich wraz ze wzrostem zawartości macerałów grupy wityritu zwiększa się stężenie izotopów promieniotwórczych.
- Istnieje zależność między naturalną promieniotwórczością węgla a składem chemicznym substancji mineralnej. W miarę wzrostu zawartości SiO<sub>2</sub> w popiele wzrastała zawartość poszczególnych radionuklidów w węglu. Wzrasta również zawartość izotopów promieniotwórczych wraz ze wzrostem zawartości Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> w popiele.
- Odwrotną zależność stwierdzono dla Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, CaO i MgO. W miarę wzrostu zawartości tych składników w popiele, maleje zawartość izotopów promieniotwórczych w węglu. Takie tendencje były widoczne dla wszystkich badanych węgli. Szczególnie zaś wyraźne były w przypadku sortymentów grubych i średnich.
- Zawartość radionuklidów różnicuje się w zależności od sortymentu węgla. Występujące w miałach maksymalne zawartości poszczególnych izotopów są znacznie większe aniżeli w sortymentach grubych i średnich. Najprawdopodobniej wiąże się to z większą zawartością popiołu w miałach.
- W popiołach lotnych pochodzących ze spalania węgla kamiennych z odsiarczaniem spalin zawartość pierwiastków śladowych jest zdecydowanie mniejsza niż w popiołach uzyskanych w procesie spalania węgla bez odsiarczania spalin.

## Literatura:

1. **Aleksa H., Dyduch F., Wierzchowski K.:** *Chlor i rtęć w węglu i możliwości ich obniżenia metodami przeróbki mechanicznej*. Kwartalnik AGH Górnictwo i Geoinżynieria, Kraków rok 31, z. 3/1: 35-48, 2007.
2. **Kabata-Pendias A., Pendias H.:** *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. PWN. Warszawa, 1999.
3. **Michalik B.:** *Naturalna promieniotwórczość w węglu kamiennym i stałych produktach jego spalania*. Karbo nr 1: 2-12, 2006.

4. **Niewęgłowska-Mazurkiewicz A.:** *Ziemskie promieniowanie naturalne (promieniowanie skorupy ziemskiej, odpadów kopalnianych, materiałów budowlanych – intensywność, zawartość w różnych materiałach, szkodliwość).* (<http://www.if.pw.edu.pl>)  
[http://www.if.pw.edu.pl/~pluta/pl/dyd/mfj/zal03/nieweglowska/PRACA-FJ\(wstep,historia,definicje\).htm](http://www.if.pw.edu.pl/~pluta/pl/dyd/mfj/zal03/nieweglowska/PRACA-FJ(wstep,historia,definicje).htm).
5. **Polański A.:** *Geochemia i surowce mineralne.* Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa: 1-443, 1988.
6. *Radioactive Elements In Coal and Fly Ash: Abundance, Forms, and Environmental Significance.* USGS Science for Changing World. Central Region Energy Resources Team. Fact Sheet FS-163-97. October, 1997  
(<http://greenwood.cr.usgs.gov>).
7. **Ratajczak T., Gawel A., Górniak K., Muszyński M., Szydłak T., Wyszomirski P.:** *Charakterystyka popiołów lotnych ze spalania niektórych węgla kamiennych i brunatnych.* [W]: Masy popiołowo-mineralne i ich wykorzystanie w górnictwie węglowym. PTMin Prace Specjalne, z. 13: 9-34, 1999.
8. **Róg L.:** *Promieniotwórczość naturalna węgla kamiennych i frakcji gęstościowych węgla o zróżnicowanej budowie petrograficznej i chemicznej.* Prace Naukowe GIG. Górnictwo i Środowisko. Kwartalnik Rok 2005. Nr 3:81-101, 2005.
9. **Srogi K.:** *Pierwiastki śladowe w węglu.* Wiadomości Górnicze 2/2007: 87-96, 2007.

## **Radioactive Elements in Coal and Waste Products Generated During Coal Combustion**

### **Abstract**

All of the pollutants contained in coal serve to lower its use value. Speaking of pollutants, sulfur and ash content is what comes to mind most often. These pollutants, however, are widely known and the appropriate methods to counteract their damaging effects have already been developed. Conversely, much less has been said about the following pollutants: mercury, chlorine, fluorine, or the radioactive elements described in the following article. Their share in the total mass of coal is small, however, during the combustion process these elements end up in waste products that can pose a danger to living organisms.

The purpose of the following article is to show what kinds of radioactive elements can be found in coal, the factors conditioning their presence, as well as the distribution of such elements in the rocks that typically accompany coal deposits. The article also presents the issue of radioactive elements in solid coal combustion waste, as well as the possibility of utilizing such waste products to produce construction materials.

Based on the executed analysis it has been proved that increase of the content of macerals from vitrinite group results in the consequent increase of radioactive iso-



topes concentration within coarse and middle-grained materials. Relation between natural radioactivity of coals and chemical composition of the mineral substance has also been observed. Increase of  $\text{SiO}_2$  content in ash resulted with increase of the content of individual radionuclides in coal. Content of radioactive isotopes is also increased in result of the increase of  $\text{Al}_2\text{O}_3$  content in ash. The reverse relation has been observed for  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ,  $\text{CaO}$  and  $\text{MgO}$ . Increase of the content of the mentioned components in ash results in decrease of the content of radioactive isotopes in coal. Similar tendencies have been observed for all tested coals. The tendencies were particularly evident in case of coarse and middle-grained materials. Content of radionuclides depends on the coal type. The maximal contents of individual isotopes are considerably higher than was observed in coarse and middle-grained materials. It is probably related with higher content of ash in fine coals. Content of trace elements within volatile ashes obtained from combustion of hard coals with desulfurization of the combustion gases is distinctly lower than in case of ashes obtained in result of hard coal combustion without desulfurization.

## Usuwanie cynku z roztworów wodnych i ścieków z zastosowaniem immobilizowanej i nie immobilizowanej biomasy *Aspergillus niger*

*Ewa Karwowska, Maria Łebkowska,  
Leszek Pielach, Marek Apolinarski  
Politechnika Warszawska*

### 1. Wstęp

W ciągu ostatnich lat prowadzone są liczne badania nad wykorzystaniem materiałów pochodzenia biologicznego do usuwania metali ciężkich ze ścieków. Udowodniono, że metoda sorpcji metali ciężkich w biomacie może stanowić korzystną alternatywę dla tradycyjnych metod fizycznych i chemicznych, zwłaszcza w przypadku ścieków zawierających metale w stężeniu poniżej 100 mg/l [1, 10, 13].

Jako biosorbenty wykorzystywane są substancje pochodzenia zwierzęcego (chityna, chitozan), roślinnego (celuloza, odpady z przemysłu spożywczego, produkcji antybiotyków, substancje uzyskiwane z wodorostów morskich – alginiany i karrageniany) [1, 8÷11]. Najczęściej jednak w procesach biosorpcji stosuje się mikroorganizmy – bakterie, grzyby mikroskopowe oraz glony.

Proces biosorpcji jonów metali zachodzi bardzo szybko – praktycznie w ciągu pierwszych kilku minut kontaktu ścieków z biosorbentem [1, 3, 7], przy efektywności przekraczającej niejednokrotnie 90% [10]. Wysoka jest też wydajność wiązania metali w przeliczeniu na gram suchej masy biosorbenta, przykładowo, pleśnie *Mucor rouxii* akumulują ołów w ilości 769 mg Pb/g biomasy, bakterie *Bacillus firmus* usuwają ołów, miedź i cynk z roztworu w ilości odpowiednio 467 mg Pb/g, 381 mg Cu/g i 418 mg Zn/g biosorbentu, natomiast cyjanobakterie *Oscillatoria angustissima* wiążą cynk w ilości 640 mg Zn/g biomasy [1]. Grzyby z rodzaju *Cladosporium* wykazują zdolność do kumulacji do 100 mg Au/gram sorbentu, zaś bakterie *Bacillus licheniformis* – do 225 mg Pd/g biomasy [12]. Według Kapoor i Viraraghavan [5] pleśnie

*Aspergillus niger* wiąże złoto w ilości 170 mg/g natomiast uran – 215 mg/g. Wydajność wiązania cynku przez grzyby pleśniowe jest znacznie niższa i kształtuje się na poziomie 17,6 mg/g dla *Aspergillus oryzae*, 20 mg/g dla *Rhizopus arrhizus* i 23 mg/g w przypadku *Penicillium notatum* [5].

Usuwanie jonów metali przy udziale biomasy możliwe jest dzięki dwu rodzajom procesów: niezależnej od metabolizmu komórkowego biosorpcji oraz aktywnemu transportowi metali do wnętrza komórek. W pierwszym przypadku za wiązanie jonów metali odpowiedzialne są odpowiednie grupy funkcyjne (karboksylowe, hydroksylowe, aminowe, fosforanowe, sulfhydrylowe, tioeterowe, karbonylowe, imidazolowe, siarczanowe, sulfonianowe), występujące na powierzchni ściany komórkowej, błony komórkowej lub w obrębie wytwarzanych przez komórki egzopolimerów [10], zaś sam proces przyłączania jonów metali zachodzi dzięki zjawiskom wymiany jonowej, kompleksowania, chelatowania oraz oddziaływań o charakterze elektrostatycznym [12]. W drodze chemicznej modyfikacji biomasy możliwe jest wytworzenie dodatkowych grup karboksylowych lub etyldiaminowych [2], co zwiększa jej zdolności sorpcyjne.

W ramach aktywnego transportu jonów do wnętrza komórek wykorzystywane są często mechanizmy służące komórce do pobierania niezbędnych jej mikroelementów (specyficzne kanały błonowe i systemy transportowe wymagające nakładów energetycznych).

W dalszej kolejności metale mogą ulegać związaniu bądź przez specyficzne białka – tak zwane metalotioneiny, lub też w granulach polifosforanowych [2, 10]. Dodatkowymi mechanizmami mogącymi znaleźć zastosowanie w procesach eliminacji metali ciężkich ze ścieków są: strącanie metali w postaci nierozpuszczalnych związków w obrębie biomasy oraz przekształcanie w drodze procesów enzymatycznych przy udziale enzymów oksydoredukcyjnych drobnoustrojów [14]. Podawane są liczne przykłady uwarunkowań na poziomie molekularnym, umożliwiających oporność drobnoustrojów na toksyczne oddziaływanie jonów metali ciężkich [10].

Eliminacja metali ze ścieków możliwa jest również w przypadku obecności substancji toksycznych. Wykazano, iż komórki glonów i grzybów wiązały złoto z roztworu, w którym ten metal występował w postaci kompleksów cyjankowych [2]. W przypadku ścieków o wysokim stopniu toksyczności, w skrajnych warunkach temperatury oraz przy bardzo wysokich stężeniach metali stosuje się zazwyczaj biosorbent w postaci martwej biomasy [1]. W procesach usuwania jonów metali wykorzystywano między innymi martwą biomasę grzybów immobilizowaną w żelu poliakrylamidowym, alginianie, polisulfonianach i nośnikach nieorganicznych [6].

Grzyby pleśniowe, stosowane w licznych procesach fermentacyjnych prowadzonych na skalę przemysłową i zdolne do wzrostu z wykorzystaniem

substratów odpadowych, mogą stanowić tanie i łatwo dostępne źródło biomasy w procesach biosorpcji [4].

Celem pracy było porównanie efektywności eliminacji cynku z roztworów wodnych oraz ze ścieków syntetycznych z wykorzystaniem biomasy pleśni *Aspergillus niger*, zarówno bez immobilizacji jak i immobilizowanej na nośniku syntetycznym.

## **2. Metodyka badań**

Roztwory cynku uzyskiwano poprzez rozpuszczenie  $ZnCl_2$  cz.d.a. w wodzie wodociągowej lub ściekach syntetycznych wg Weinbergera (o składzie wg PN-87/C-04616/10), w celu uzyskania stężenia cynku w roztworze wodnym odpowiednio 20 mg/l i 40 mg/l, natomiast w ściekach – 30 mg/l.

Hodowlę pleśni *Aspergillus niger* prowadzono w podłożu płynnym zawierającym 40 g glukozy i 10 g peptonu w 1 l wody destylowanej, w warunkach wytrząsania przy 120 rpm, w temperaturze  $25\div 26^\circ C$ . Czas namnażania biomasy wynosił 4÷5 dni. Immobilizację biomasy prowadzono w ten sposób, że do podłoża oprócz zaszczepienia wprowadzano naważkę nośnika w postaci kształtek z tworzywa sztucznego. W ciągu 4÷5 dni następowało zasiedlenie nośnika biomasą.

Układ doświadczalny do badań nad biosorpcją w warunkach dynamicznych składał się ze szklanego reaktora przepływowego, wewnątrz którego zainstalowano koszyczki stalowe, wypełnione biomasą *Aspergillus niger* bez immobilizacji lub immobilizowaną na kształtkach.

Proces biosorpcji prowadzono, przez 3 lub 7 dni, w zależności od wariantu doświadczenia. Roztwór zawierający cynk dozowano w sposób ciągły za pomocą pompy perystaltycznej w górnej części reaktora, tak, aby omywał biomasę w koszyczkach. Obciążenie biomasy ładunkiem metalu kształtowało się na poziomie 26,90 mg/g s.m. d – 53,81 mg/g s.m. d w przypadku biomasy bez immobilizacji oraz 27,87 mg/g s.m. d – 55,76 mg/g s.m. d dla biomasy immobilizowanej. Zawartość w reaktorze biomasy nie immobilizowanej wynosiła 1,93 g natomiast immobilizowanej – 1,65 g. Parametry poszczególnych doświadczeń przedstawia tabela 1.

Próbki do analizy zawartości metalu pobierano raz dziennie z odpływu z reaktora. Oznaczenia wykonywano metodą atomowej spektrometrii absorpcyjnej.

**Tabela 1.** Parametry technologiczne procesu biosorpcji w poszczególnych wariantach doświadczeń; I – biomasa immobilizowana, NI – biomasa nie immobilizowana

**Table 1.** Technological parameters of biosorption process in individual variants of experiments; I – immobilised biomass, NI – non immobilised biomass

Wariant doświadczenia	Stężenie cynku w roztworze (mg/l)	Zawartość biomasy w reaktorze (g s.m.)		Obciążenie biomasy ładunkiem metalu (mg/g s.m.·d)		Całkowita ilość cynku wprowadzona do reaktora (mg)	Czas trwania doświadczenia (d)
		NI	I	NI	I		
Sorpccja z roztworu wodnego	20	1,93	1,65	26,90	27,87	363,41* (NI) 321,93* (I)	7
	40			53,81	55,76	311,56 (NI) 276,01 (I)	3
Sorpccja ze ścieków syntetycznych	30			37,99	39,37	219,97 (NI) 194,88 (I)	3

\* z czego w pierwszych trzech dniach eksperymentu wprowadzono do reaktora odpowiednio 155,75 mg Zn dla biomasy nie immobilizowanej oraz 137,97 mg Zn dla biomasy immobilizowanej.

### 3. Wyniki

Pierwszy etap badań dotyczył eliminacji cynku z roztworu wodnego o stężeniu 20 mg Zn/l, przy użyciu immobilizowanej i nie immobilizowanej biomasy *Aspergillus niger*. Uzyskaną wydajność eliminacji metalu z roztworu wodnego oraz ilość metalu związaną w biomacie w kolejnych dobach trwania eksperymentu przedstawiają tabele 2 i 3.

**Tabela 2.** Usuwanie cynku z roztworu wodnego o stężeniu 20 mg Zn/l, z wykorzystaniem nie immobilizowanej biomasy *Aspergillus Niger*  
**Table 2.** Zinc removal from water solution with concentration 20 mg Zn/l, with application of immobilised *Aspergillus Niger* biomass

Czas trwania doświadczenia (d)	Eliminacja metalu z roztworu (mg/d)	Ilość metalu związanego w biomacie (mg/g s.m. d)
1	20,13	12,20
2	25,39	15,39
3	21,22	12,86
4	21,29	12,96
5	27,93	16,93
6	24,65	14,94
7	20,19	12,24

Łącznie z 363,41 mg cynku doprowadzonego do reaktora, związaniu w biomacie nie immobilizowanej uległo 160,9 mg, co daje efektywność biosorpcji 44%. Całkowita ilość metalu zaadsorbowana w biomacie wynosiła 97,52 mg/g suchej masy biosorbenta.

Z 321,93 mg cynku wprowadzonego do reaktora, biosorpcji w biomacie immobilizowanej na kształtkach z tworzywa sztucznego uległo 199, 29 mg (efektywność biosorpcji 62%), przy całkowitej ilości metalu związanego w biomacie na poziomie 103,26 mg/g s.m.

W kolejnym etapie doświadczeń przeprowadzono biosorpcję cynku w biomacie w czterech równoległych wariantach, obejmujących usuwanie metalu z roztworu wodnego o stężeniu 40 mg/l oraz ze ścieków syntetycznych zawierających cynk w stężeniu 30 mg/l przez biomasę nie immobilizowaną lub immobilizowaną. Wyniki przedstawiono w tabelach 4÷7.

**Tabela 3.** Usuwanie cynku z roztworu wodnego o stężeniu 20 mg Zn/l, z wykorzystaniem immobilizowanej biomasy *Aspergillus niger*

**Table 3.** Zinc removal from water solution with concentration 20 mg Zn/l, with application of immobilised *Aspergillus Niger* biomass

Czas trwania doświadczenia (d)	Eliminacja metalu z roztworu (mg/d)	Ilość metalu związanego w biomacie (mg/g s.m. d)
1	28,56	14,80
2	25,18	13,05
3	26,67	13,81
4	28,74	14,89
5	30,05	15,57
6	30,70	15,91
7	29,39	15,23

**Tabela 4.** Eliminacja cynku z roztworu wodnego o stężeniu 40 mg Zn/l przy użyciu nie immobilizowanej biomasy *Aspergillus niger*

**Table 4.** Zinc removal from water solution with concentration 40 mg Zn/l, with application of not immobilised *Aspergillus Niger* biomass

Czas trwania doświadczenia (d)	Eliminacja metalu z roztworu (mg/d)	Ilość metalu związanego w biomacie (mg/g s.m. d)
1	27,27	16,53
2	35,53	21,53
3	32,69	19,81

**Tabela 5.** Eliminacja cynku z roztworu wodnego o stężeniu 40 mg Zn/l przy użyciu biomasy *Aspergillus niger* immobilizowanej na kształtkach z tworzywa sztucznego

**Table 5.** Zinc removal from water solution with concentration 40 mg Zn/l, with application of *Aspergillus Niger* biomass immobilised on plastic shapes

Czas trwania doświadczenia (d)	Eliminacja metalu z roztworu (mg/d)	Ilość metalu związanego w biomacie (mg/g s.m. d)
1	40,21	20,83
2	49,73	25,77
3	50,34	26,08

**Tabela 6.** Eliminacja cynku ze ścieków syntetycznych przy użyciu nie immobilizowanej biomasy *Aspergillus niger*

**Table 6.** Zinc removal from synthetic wastewater with application of immobilised *Aspergillus Niger* biomass

Czas trwania doświadczenia (d)	Eliminacja metalu z roztworu (mg/d)	Ilość metalu związanego w biomacie (mg/g s.m. d)
1	16,72	10,13
2	10,96	6,64
3	10,96	6,64

**Tabela 7.** Eliminacja cynku ze ścieków syntetycznych przy użyciu biomasy *Aspergillus niger* immobilizowanej na kształtkach z tworzywa sztucznego

**Table 7.** Zinc removal from synthetic wastewater with application of *Aspergillus Niger* biomass immobilised on plastic shapes

Czas trwania doświadczenia (d)	Eliminacja metalu z roztworu (mg/d)	Ilość metalu związanego w biomacie (mg/g s.m. d)
1	13,72	7,11
2	7,04	3,65
3	6,50	3,37

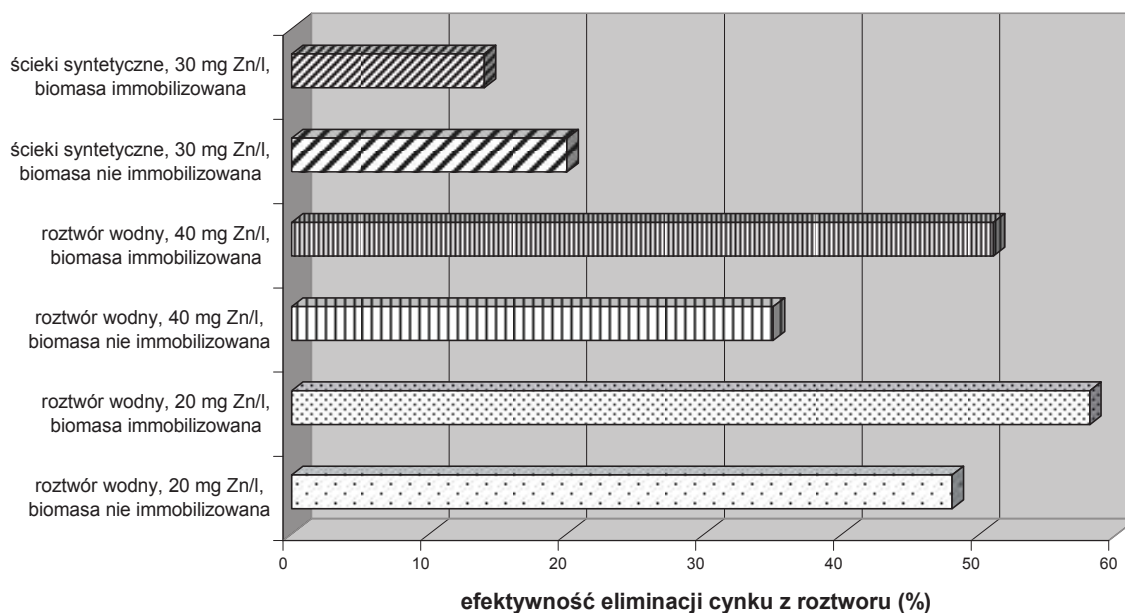
Wydajność eliminacji metalu z roztworu zawierającego 40 mg Zn/l przez nie immobilizowaną biomase pleśni wyniosła 35%, zaś ilość zaadsorbowanego w biomacie cynku – 57,87 mg/ g s.m.

W przypadku grzybni immobilizowanej całkowita efektywność eliminacji metalu wyniosła 51%, zaś ilość metalu związanego w biomacie kształtowała się na poziomie 72,68 mg/ g s.m.

Usuwanie cynku ze ścieków syntetycznych, zarówno w przypadku biomasy nie immobilizowanej jak i immobilizowanej przebiegało z niewielką wydajnością. Całkowita wydajność eliminacji metalu w pierwszym przypadku wyniosła 20%, przy ilości zaadsorbowanego metalu równej 23,41 mg/ g s.m., zaś dla biomasy immobilizowanej – odpowiednio 14% i 14,13 mg/ g s.m.

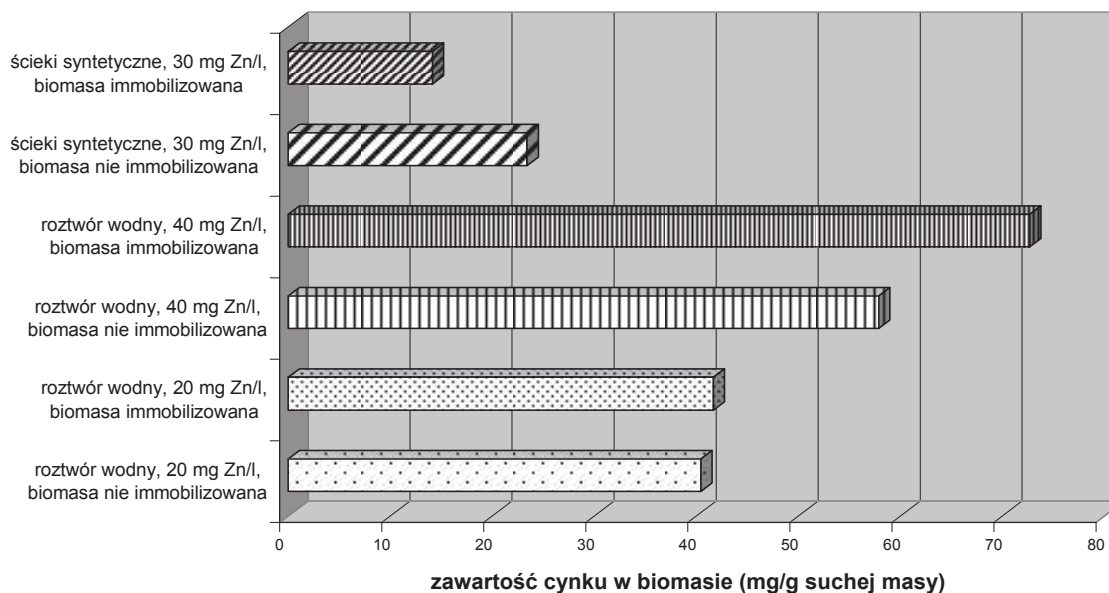
W celu porównania wszystkich przeprowadzonych wariantów doświadczeń dokonano zestawienia danych odnośnie efektywności usunięcia cynku z roztworu oraz poziomu akumulacji cynku w biomacie w ciągu 3 dni trwania procesu biosorpcji. W przypadku doświadczenia dotyczącego biosorpcji cynku z roztworu wodnego o stężeniu 20 mg/l wykorzystano dane z pierwszych trzech dni biosorpcji. Wyniki przedstawiają wykresy na rysunkach 1 i 2.





**Rys. 1.** Efektywność usunięcia cynku z roztworu w poszczególnych wariantach doświadczenia

**Fig. 1.** Efficiency of zinc removal from solution in individual variants of experiment



**Rys. 2.** Poziom akumulacji cynku w biomacie w poszczególnych wariantach doświadczenia

**Fig. 2.** Level of zinc accumulation in biomass in individual variants of experiment

Stwierdzono, że biomasa immobilizowana charakteryzowała się wyższą efektywnością eliminacji cynku z roztworu wodnego (o 10÷14%) w porównaniu z biomasą nie immobilizowaną; nie zaobserwowano tego zjawiska w przypadku biosorpcji cynku ze ścieków syntetycznych. Poziom akumulacji w biomasie metalu z roztworu wodnego jonów cynku był również wyższy dla biomasy immobilizowanej. Ilość cynku związanego w biomasie była wyższa o 17÷30% w przypadku zastosowania roztworu o wyższym stężeniu metalu (40 mg/l), jednakże efektywność eliminacji metalu była o 7÷13% wyższa z roztworu o stężeniu cynku 20 mg/l.

Uzyskane w niniejszych badaniach ilości cynku zaadsorbowanego w biomasie grzybów pleśniowych (około 10% s.m.) były nawet pięciokrotnie wyższe od cytowanych w piśmiennictwie dla różnych gatunków pleśni.

Biosorpcja metali z roztworów wodnych była znacznie bardziej efektywna, aniżeli ze ścieków syntetycznych imitujących ścieki miejskie. Przyczyną mogło być kompleksowanie jonów cynku ze składnikami ścieków i ich kumulacja na zawieszinach.

#### **4. Wnioski**

Na podstawie przeprowadzonych doświadczeń stwierdzono, że:

- Biomasa pleśni *Aspergillus niger* może stanowić efektywny biosorbent cynku z roztworów wodnych, pozwalając na związaną w biomasie metalu w ilości powyżej 100 mg/g s.m. przy wydajności eliminacji metalu z roztworu przekraczającej 60%.
- Immobilizacja biomasy na powierzchni kształtek z tworzywa sztucznego ułatwiała znacznie prowadzenie procesu, powodując równocześnie około 10% wzrost wydajności eliminacji cynku z roztworu wodnego
- Usuwanie cynku ze ścieków syntetycznych imitujących ścieki miejskie zachodziło ze znacznie niższą wydajnością niż z roztworów wodnych; efektywność eliminacji metalu nie przekraczała 20%. Potwierdza to tezę, iż metale zawarte w ściekach przemysłowych powinny być usuwane w miejscu powstawania ścieków, a nie po zmieszaniu ze ściekami miejskimi.

#### **Literatura**

1. **Ahluwalia S.S., Goyal D.:** *Microbial and plant derived biomass for removal of heavy metals from wastewater.* Bioresource Technology, 98, 2243-2257, 2007.
2. **Gadd G.M.:** *Bioremedial potential of microbial mechanisms of metal mobilization and immobilization.* Current Opinion in Biotechnology, 11, 271-279, 2000
3. **Hawari A.H., Mulligan C.N.:** *Biosorption of lead(II), cadmium(II), copper(II) and nickel(II) by anaerobic granular biomass.* Bioresource Technology, 97, 692-700, 2006.

4. **Kapoor A., Viraraghavan T., Cullimore D.R.:** *Removal of heavy metals using the fungus *Aspergillus niger**. *Bioresource Technology*, 70, 95-104, 1999.
5. **Kapoor A., Viraraghavan T.:** *Fungal biosorption – an alternative treatment option for heavy metal bearing wastewaters: a review*. *Bioresource Technology*, 53, 195-206, 1995.
6. **Kapoor A., Viraraghavan T.:** *Removal of heavy metals from aqueous solutions using immobilized fungal biomass in continuous mode*. *Water Research*, 32, 6, 1968-1977, 1998.
7. **Karwowska E.:** *Usuwanie wybranych metali ciężkich ze ścieków przy zastosowaniu osadu czynnego*. Praca doktorska. Politechnika Warszawska, 2000.
8. **Klimiuk E., Kuczajowska-Zadrozna M.:** *The effect of Poly(vinyl Alcohol) on Cadmium Adsorption and Desorption from Alginate Adsorbents*. *Polish Journal of Environmental Studies*, 11, 4, 375-384, 2002.
9. **Klimiuk E., Łebkowska M.:** *Biotechnologia w ochronie środowiska*. PWN, Warszawa, 2003.
10. **Łebkowska M., Karwowska E.:** *Usuwanie metali ciężkich ze ścieków przemysłowych i z osadów ściekowych*. Seria Wodociągi i Kanalizacja. Wydawnictwo PZiITS, Tom 10, Warszawa, 2003.
11. **Lister S.K., Line M.A.:** *Potential utilization of sewage sludge and paper mill waste for biosorption of metals from polluted waterways*. *Bioresource Technology*, 79, 35-39, 2001.
12. **Mack C., Wilhelmi B., Duncan J.R., Burgess J.E.:** *Biosorption of precious metals*. *Biotechnology Advances*, 25, 264-271, 2007.
13. **Senthilkumaar S., Bharathi S., Nithyanandhi D., Subburam V.:** *Biosorption of toxic heavy metals from aqueous solutions*. *Bioresource Technology*, 75, 163-165, 2000.
14. **Wong L.T.K., Henry J.G.:** *Bacterial leaching of heavy metals from anaerobically digested sludge*. W: *Biotreatment Systems*. CRC Press. ed. Donald Wise, 2, 126-169, 1986.

## **Zinc Removal from Solutions and Wastewater Using Immobilized and Non-immobilized *Aspergillus niger* Biomass**

### **Abstract**

Recent developments in the field of environmental biology include the experiments concerning the biomass application in heavy metals elimination from wastewater. An immobilization of the biosorbents appears as a promising technique to improve the process efficiency. An application of the biomass from fermentation industry allows to decrease costs of the process.

In this work the *Aspergillus niger* biomass was used as a zinc biosorbent. It was applied as a free mycelium and in form immobilized on plastic moulders. The zinc elimination effectiveness from water zinc solution and from synthetic wastewater as well as metal bioaccumulation level were estimated. The experiments were carried out in continuous flow reactor.

It was stated, that the zinc elimination efficiency was about 50-60% and the accumulation level exceeded 10% of the biosorbent dry weight. An immobilization of the biomass allowed to increase the bioaccumulation effect (by 30% during 3 days of the experiment), comparing with the non immobilized biosorbent. The zinc accumulation level was notably higher in case of immobilized *Aspergillus niger* mycelium. It was observed, that the zinc biosorption was 2-3 times more effective from water solution of the metal, comparing with its elimination from synthetic wastewater.



## **Przeżywalność *Salmonella* sp. w wodach powierzchniowych w zmiennych warunkach termicznych**

*Katarzyna Budzińska, Adam Brudnicki, Adam Traczykowski  
Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy, Bydgoszcz*

### **1. Wstęp**

Kwestia destruktywnych oddziaływań człowieka na ekosystemy wodne jest bardzo złożona i wielopłaszczyznowa. Woda ze względu na ogólną dostępność jest środowiskiem, które odgrywa bardzo ważną rolę w rozprzestrzenianiu się chorób. Najbardziej podatne na zanieczyszczenia bakteryjne są wody powierzchniowe, a najczęściej izolowane ze środowiska wodnego bakterie chorobotwórcze to patogeny pochodzenia jelitowego mogące dostawać się do wody wraz z kałem zwierząt, a także ściekami bytowo gospodarczymi [3]. Występowanie bakterii chorobotwórczych w wodach wykorzystywanych do celów rekreacyjnych jest szczególnie niebezpieczne ze względów epidemiologicznych. Dostęp do zainfekowanej wody podczas sezonu wypoczynkowego ma tysiące osób, co w połączeniu z wirulencją *Salmonella* sp. stwarza bardzo duże zagrożenie dla ludzi oraz kreuje doskonałe warunki dla szybko rozprzestrzeniającej się infekcji [2]. Szczególny niepokój z kilku przyczyn budzi wśród specjalistów zanieczyszczenie wód bakteriami z rodzaju *Salmonella*. Po pierwsze mimo, iż w zbiornikach wodnych istnieje bardzo mała liczba pałeczek z rodzaju *Salmonella* to przedostanie się bakterii wraz z wodą do przewodu pokarmowego może skutkować infekcją. Dzieje się tak ze względu na szybkie tempo przejścia wody przez żołądek do jelita, w rezultacie czego unika ona naturalnej bariery ochronnej. Po drugie w porównaniu z innymi bakteriami allochtonicznymi, *Salmonella* sp. charakteryzuje się bardzo wysokim współczynnikiem przeżywalności w ekosystemach wodnych; ponadto jest bardziej odporna na stresory środowiskowe oraz wahania warunków abiotycznych, co czyni ją wysoce niebezpieczną dla zdrowia ludzi [8]. Po trzecie istnieje potwierdzona badaniami korelacja po-

między stężeniem wskaźników zanieczyszczenia w wodzie, a realnym prawdopodobieństwem wystąpienia zaburzeń żołądkowych u kąpiących się [9]. Kolejnym problemem jest fakt stosowania ścieków, jako nawozu do użyźniania gleb znajdujących się nad ciekami wodnymi. Ich stosowanie, zwłaszcza w postaci nieoczyszczonej, wydaje się niewłaściwe ze względu na olbrzymi ładunek zanieczyszczeń mikrobiologicznych jaki ze sobą niosą. Zagrożeniem jest także brak efektywnych metod oczyszczania ścieków jeżeli liczba bakterii w ściekach sięga  $10^3 \div 10^5$  jtk/ml [10].

W Polsce 94% zakażeń pokarmowych to zakażenia powodowane przez pałeczki z rodzaju *Salmonella*. Dlatego bakterie te traktowane są jako bardzo niebezpieczne [11]. W 2006 roku zarejestrowano ogółem 865 zachorowań na salmonellozy (zapadalność 41,9 na 100 000), a więc o 524 przypadki mniej niż w 2005 roku. Jednak mimo spadku ogólnej liczby przypadków zachorowań wykazano, iż coraz więcej osób jest nosicielami tych drobnoustrojów. Biorąc pod uwagę kilka ostatnich dekad, salmonellozy stały się rosnącym problemem o bardziej środowiskowym charakterze w krajach wysoko uprzemysłowionych.

Wykrywanie pałeczek w środowisku wodnym jest ściśle skorelowane z ludzką lub zwierzęcą aktywnością w danym miejscu. Dzieje się tak dlatego, iż *Salmonella* sp. jest zdolna do zainfekowania bardzo dużej liczby różnych gatunków zwierząt, przy czym identyfikacja źródła środowiskowego zanieczyszczenia nie zawsze jest możliwa. Ponadto wysoki współczynnik przeżywalności, zarówno w wodzie, jak i innych środowiskach, zwiększa prawdopodobieństwo infekcji nowego gospodarza. Z tego powodu tak ważne jest prowadzenie badań nad przeżywalnością w środowiskach wodnych oraz odpowiedź na pytania z nią związane.

Celem pracy była ocena wpływu wybranych temperatur na przeżywalność pałeczek z rodzaju *Salmonella*, a także dynamika zmian ilościowych bakterii w czasie, w wodach kąpieliskowych wykorzystywanych na cele rekreacyjne, w warunkach laboratoryjnych.

## 2. Materiały i metody

Miejscem poboru prób do badań było Jezioro Borówno w gminie Dobrcz, w powiecie bydgoskim.

### 2.1. Charakterystyka Jeziora Borówno

- powierzchnia 43,2 ha,
- objętość 3305,6 tyś. m<sup>3</sup>,
- głębokość maksymalna 14,1 m,
- powierzchnia zlewni całkowitej 3,5 km<sup>2</sup>,
- powiat bydgoski,
- rodzaj zlewni bezodpływowa.

Zlewnia jeziora Borówno położona jest na obszarze bezodpływowym Wysoczyzny Świeckiej. Na obszerną sieć cieków zlewni składają się przede wszystkim śródpolne rowy melioracyjne, które mają w większości charakter okresowy i wykorzystywane są wiosną [14]. Misa jeziorna założona jest w utworach gliniastych. Jezioro posiada II kategorię odporności na degradację, co oznacza, że jest obiektem średnio odpornym na działanie czynników zewnętrznych [14]. Wśród najważniejszych czynników wpływających negatywnie można wymienić strukturę użytkowania zlewni, w której dominują użytki rolne, stanowiące aż 71%. Poważne znaczenie jako czynnik ułatwiający degradację ma także wskaźnik wydłużenia jeziora, którego niska wartość sprawia, iż istnieje niewielka zdolność do rozcieńczania zanieczyszczeń pochodzących z zewnątrz. Ponadto jezioro charakteryzuje się słabą stratyfikacją, co może wpływać na dostępność biogenów w strefie eufotycznej jeziora [14]. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska nie zewidencjonował zrzutów ścieków do jeziora. Dużym zagrożeniem dla stanu wód kąpieliskowych jeziora Borówno mogą być zbiorniki bezodpływowe położone na terenie ogródków działkowych na wschodnim brzegu jeziora, o które oparta jest gospodarka wodno-ściekowa na obszarze zlewni. Ogrody działkowe stanowią źródło silnej antropopresji, łącznie z ośrodkami wypoczynkowymi działającymi na zachodnim brzegu jeziora są potencjalnym źródłem zagrożeń. Szacuje się, iż w sezonie letnim nad brzegami jeziora wypoczywa w trakcie weekendu nawet ok. 6000 osób.

## **2.2. Procedura prowadzenia badań mikrobiologicznych**

Dwa szklane sterylne pojemniki o pojemności 5 litrów napełniono wodą z jeziora poprzez ich zanurzenie na średnią głębokość zanurzenia osoby pływającej (20÷30 cm). Następnie pojemniki przetransportowano do laboratorium. Przygotowano zawiesinę wprowadzając do ampułki zawierającej 5 ml sterylnej wody demineralizowanej namnożone na agarze BHI (Brain Heart Infusion) kolonie *Salmonella senftenberg*. Liczba komórek w 1ml szczepionki określona za pomocą densytometru optycznego wynosiła  $10^{10}$ . Zawiesinę wprowadzono do pojemników zawierających wodę z jeziora, całość dokładnie wymieszano i pozostawiono w temperaturze pokojowej na godzinę. Po tym czasie wykonano pierwsze oznaczenie liczby komórek *Salmonella* sp. w 1 ml badanej wody. Pojemniki z wodą umieszczono w temperaturach 4 i 20°C. Kolejne analizy wykonano po 1 tygodniu od rozpoczęcia eksperymentu, a następne w odstępach 14 dniowych. Całkowity okres badań obejmował 13 tygodni.

Oznaczenie liczby *Salmonella* sp. w pobieranych próbkach przeprowadzono metodą NPL. Izolację tych bakterii wykonano w czterech etapach. Pierwszy etap stanowiło przednamnażanie w zbuforowanej 1% wodzie peptonowej (inkubacja w temperaturze 37°C przez 24 godziny). Selektywne namnażanie



wykonano w płynnej pożywce wg Rappaporta z dodatkiem tetrationianu i zieleni malachitowej (inkubacja w temperaturze 41°C przez 48 h). Kolejnym etapem było przeniesienie hodowli na podłoże agarowe BPLA z zielenią brylantową, czerwienią fenolową i laktozą oraz na podłoże agarowe XLD z ksylozą, lizyną i dezoksyholanem. Inkubacja była przeprowadzona w temperaturze 37°C przez 24 h. Na podłożu BPLA typowe kolonie *Salmonella* sp. rosły w postaci bladoróżowych kolonii, które były otoczone charakterystycznym różowym zabarwieniem agaru. Natomiast na podłożu XLD typowe kolonie tych bakterii rosły w postaci drobnych kolonii z czarnym środkiem, wokół których występowała jasnoczerwona otoczka. Ostatnim etapem była identyfikacja, która polegała na zastosowaniu testów serologicznych (reakcje z surowicami) i biochemicznych (mikrotest API 20E). Wyniki badań przeżywalności pałeczek *Salmonella* sp. w wodzie zweryfikowano, a następnie poddano analizie statystycznej w oparciu o zmiany ilości badanych bakterii w czasie według wzoru:

$$\log (N) = ax + b \quad (1)$$

gdzie:

- N – liczba bakterii w danym czasie w wodzie,
- a – współczynnik kierunkowy, odpowiadający średniej zmianie liczby bakterii w postaci log na jeden tydzień,
- x – czas w tygodniach,
- b – wyraz wolny odpowiadający teoretycznie log liczby bakterii w czasie zerowym, zaangażowanych w dany proces.

Obliczono współczynniki: korelacji, determinacji i regresji oraz określono istotności różnic między badanymi cechami. Ponadto ustalono teoretyczny czas przeżycia, a także tempo eliminacji *Salmonella* sp. w wodzie na podstawie przebiegu krzywych regresji. Analizę uzyskanych wyników przeprowadzono za pomocą programu statystycznego Statistica 6.0.

### 3. Wyniki badań i ich omówienie

W porównaniu z innymi bakteriami *Salmonella* charakteryzuje się bardzo wysokim współczynnikiem przeżycia w środowiskach wodnych; potrafi przeżyć takie bakterie jak *Staphylococcus aureus* czy *Vibrio cholerae* (DiRita, 2001). Wszechobecność pałeczek.

W przeprowadzonym badaniu medium pałeczek z rodzaju *Salmonella* była woda z jeziora wykorzystywana w celach rekreacyjnych. Wyniki badań, które dotyczyły przeżywalności pałeczek *Salmonella* sp. w wodzie w poszczególnych temperaturach przedstawiono w tabeli 1.

**Tabela 1.** Liczba bakterii *Salmonella* sp. w wodzie w temperaturze 20 i 4°C

**Table 1.** Number of *Salmonella* sp. in water at 20 and 4°C

Tygodnie badań	Liczba <i>Salmonella</i> sp. w 20°C		Liczba <i>Salmonella</i> sp. w 4°C	
	(jtk/ml)	Log 10	(jtk/ml)	Log 10
1	$1,5 \cdot 10^7$	7,18	$9,5 \cdot 10^8$	8,98
3	$9,5 \cdot 10^7$	7,98	$9,5 \cdot 10^9$	9,98
5	$9,5 \cdot 10^6$	6,98	$20,0 \cdot 10^7$	8,3
7	$4,5 \cdot 10^3$	3,65	$20,0 \cdot 10^6$	7,3
9	$2,5 \cdot 10^4$	4,4	$9,5 \cdot 10^4$	4,98
11	$4,5 \cdot 10^2$	2,65	$9,5 \cdot 10^4$	4,98
13	–	–	$2,5 \cdot 10^3$	3,4

**Tabela 2.** Współczynniki regresji charakteryzujące dynamikę inaktywacji pałeczek *Salmonella* sp. w wodzie w temperaturze 4 i 20°C

**Table 2.** Indexes characterizing *Salmonella* sp. inactivation dynamics in water at 4 and 20°C

Temperatura wody	Współczynnik a	Współczynnik b	r <sup>2</sup>	Współczynnik korelacji	Max. czas przeżycia (dni)
4°C	-0,54±0,01	10,60±0,25	0,91	-0,95**	140
20°C	-0,62±0,01	9,04±0,36	0,87	-0,93**	91

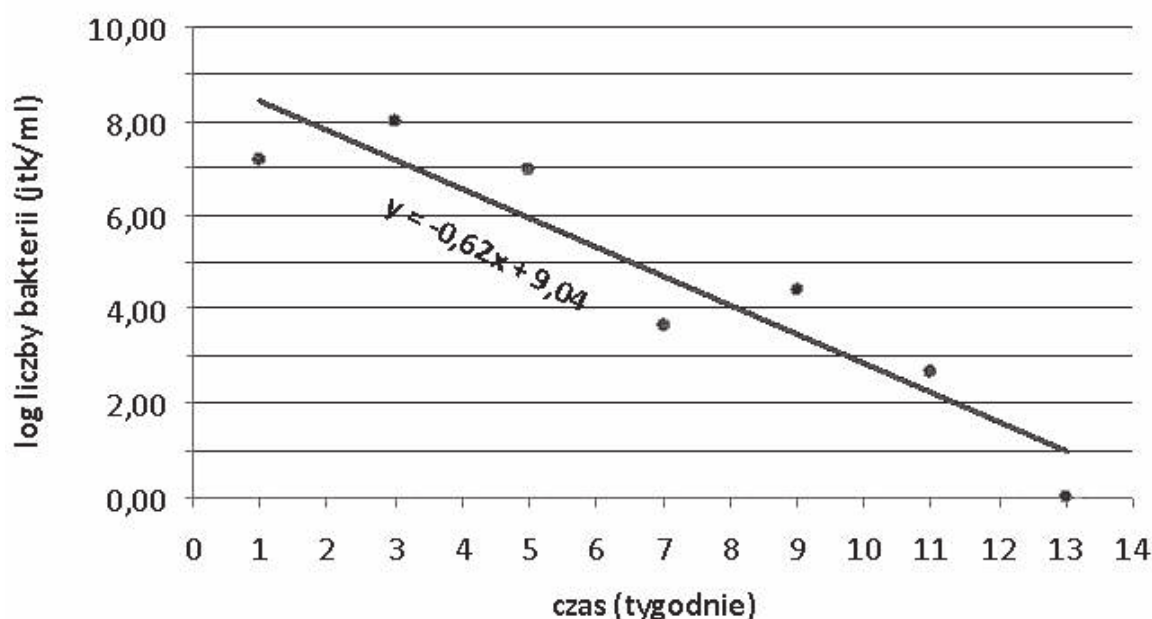
\*\* p<0,01

Jak podaje Gibson [5] pałeczki z rodzaju *Salmonella* w zanieczyszczonej wodzie mogą przeżyć ponad 4 miesiące. W wodzie wcześniej jałowionej bakterie te są w stanie przetrwać około 2 miesięcy. Warunkiem przeżycia w takim przypadku jest dostęp tlenu, którego brak skutkuje unicestwieniem drobnoustrojów w ciągu 4 dni [13]. Wyniki otrzymane w badaniach własnych potwierdzają badania Dragera [4] zgodnie, z którymi *Salmonella* w środowisku wodnym przeżywa od 3 do około 7 miesięcy [12]. W badaniach własnych tempo redukcji populacji bakterii, według analizy regresji wynosiło w 4°C 0,54 log/tydzień, natomiast w 20°C było wyższe i przyjmowało wartość 0,62 log/tydzień. W związku z powyższym sądzić można, iż niższa temperatura działa stabilizująco na wzrost pałeczek z rodzaju *Salmonella*.

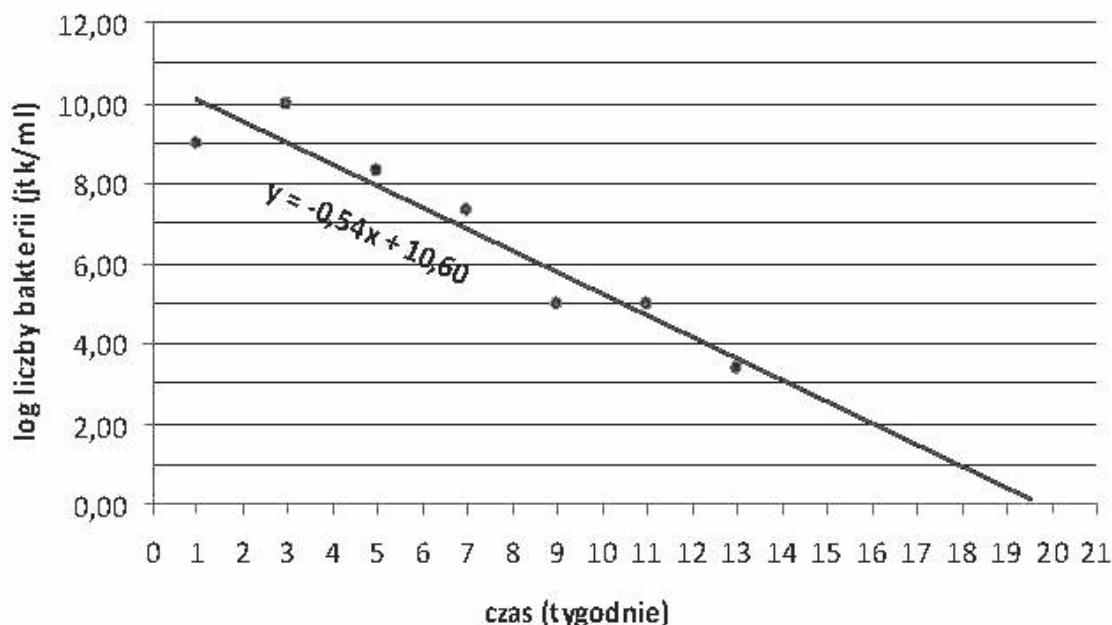
Podobne wyniki otrzymali podczas badań Chandran i Hatha [3], którzy zauważyli, iż pałeczki *S. typhimurium* dłużej przeżywają w niższych temperaturach. Fakt ten może być związany ze spadkiem tempa metabolizmu, jaki zachodzi właśnie w niskich temperaturach. Podczas własnych badań zaobserwowano chwilowe wzrosty liczebności wykrywanych bakterii w wodzie w temperaturze 4°C, podobnie jak i w temperaturze 20°C. W temperaturze 20°C stopni dostrze-

żono dwa skoki liczebności bakterii, natomiast w temperaturze 4°C jeden zasadniczy skok. Po zwiększeniu się liczby bakterii obserwowano ich gwałtowny spadek, zarówno w jednej, jak i drugiej temperaturze. Początkowe zwiększanie się liczby drobnoustrojów może być związane z obecnością w wodzie jeziornej biogenów. Sprawiało to, iż bakterie w tym czasie znalazły znakomite warunki do rozwoju i namnażania, stąd odnotowany początkowy wzrost ich liczby. Po okresie wzrostu zaobserwowano gwałtowny spadek liczby drobnoustrojów w temperaturze 4°C podczas 5 tygodnia badań, natomiast w temperaturze 20°C trwał on od 5 do 7 tygodnia badań. Spadek eliminacji mógł być wynikiem wyczerpania się składników pokarmowych, czego skutkiem mogło być wydłużenie okresu międzypodziałowego.

W 9 tygodniu zaobserwowano kolejny nieznaczny wzrost liczby drobnoustrojów w temperaturze 20°C, a także stagnację liczebności w temperaturze 4°C, co mogło być następstwem dostarczenia niewielkich ilości składników odżywczych przez komórki bakterii obumarłych na skutek szoku środowiskowego. Adaptacja oraz przetrwanie drobnoustrojów w środowisku zależy w ogromnym stopniu od interakcji zachodzących pomiędzy komórkami, w tym od współzawodnictwa [1], które pozwala przeżyć bakteriom o większych możliwościach regeneracji.



Rys. 1. Prosta regresji przeżywalności *Salmonella* sp. w wodzie w temperaturze 20°C  
 Fig. 1. Regression line of *Salmonella* sp. survival in water at 20°C



**Rys. 2.** Prosta regresji przeżywalności *Salmonella* sp. w wodzie w temperaturze 4°C  
**Fig. 2.** Regression line of *Salmonella* sp. survival in water at 4°C

Podczas badań zauważono, iż bakterie łączyły się w większe skupiska o konsystencji śluzu. Zauważono także sedymentowanie tych tworów na dno zbiorników, co może mieć znaczenia dla ich przeżycia w wodzie [6]. Maki i Hicks [7] próbowali uzyskać odpowiedź na pytanie czy łączenie się komórek pałeczek z rodzaju *Salmonella* w większe agregaty oraz ich łączenie się z wodnymi zawiesinami zwiększa czas ich przeżycia. Zaobserwowali oni, iż komórki bakterii, które łączą się z cząstkami zawiesin bardziej wydajnie wykorzystują biogeny a także są większe. Ponadto wykazali, że uszkodzone komórki pałeczek *Salmonella*, zbijając się w większe skupiska, zwiększały swoją możliwość przeżycia. Podczas aeracji wody w pojemnikach powstałe agregaty ulegały częściowemu rozbiciu, co mogło wpływać negatywnie na komórki. Mącenie wody może wpływać niekorzystnie na przeżycie drobnoustrojów w wodzie, ponieważ dłużej utrzymują się one w zbiornikach o wodzie stojącej. Ze względu na ruchy wody, rekreacyjne wykorzystanie zbiorników skutecznie utrudnia im przeżycie. Z drugiej jednak strony, okresowe mieszanie sprawia, iż z dna zbiorników unoszą się skumulowane substancje biogenne uwalniane w tym czasie do wyższych warstw, ponadto woda ulega napowietrzeniu, co sprzyja rozwojowi pałeczek z rodzaju *Salmonella*. Podobne warunki stwarzało mieszanie wody w pojemnikach, co mogło być jedną z przyczyn odnotowanych wzrostów liczby bakterii.

#### 4. Wnioski

1. Z przeprowadzonych badań wynika, że temperatura wody jest jednym z czynników mających decydujący wpływ na tempo eliminacji pałeczek z rodzaju *Salmonella*.
2. Ustalono, iż w wodzie jeziornej pałeczki te szybciej obumierają w temperaturze 20°C w porównaniu z temperaturą 4°C.
3. Obliczony z równań prostych regresji teoretyczny czas przeżycia badanych drobnoustrojów w wodzie wynosił 13 tygodni w temperaturze 20°C oraz 20 tygodni w temperaturze 4°C.
4. Długi czas przeżycia bakterii *Salmonella* w systemach wodnych oraz ogólna dostępność wody, stanowi potencjalne zagrożenie dla zdrowia ludzi i zwierząt.

#### Literatura

1. **Babynin E. V.:** *The effect of extracellular metabolites on the frequency of thy revertants in Salmonella typhimurium populations.* Mikrobiologiya, 75, 4, 521-524, 2006.
2. **Brookes J. D., Antenucci J., Hipsey M., Burch M. D., Ashbolt N. J., Ferguson C.:** *Fate and transport of pathogens in lakes and reservoirs.* Environment International, 30, 5, 741-759, 2004.
3. **Chandran A., Hatha A. A. M.:** *Relative survival of Escherichia coli and Salmonella typhimurium in a tropical estuary.* Water Research, Oxford, 39, 1397-1403, 2005.
4. **Drager H.:** *Salmonellose.* Akademie-Verlag, Berlin, 1971.
5. **Gibson E. A.:** *Reviews of the progress of the dairy science: Salmonella infection in cattle.* Journal of Dairy Research, 32, 97-134, 1965.
6. **Janakiraman A., Leff L.G.:** *Comparison of Survival of Different Species of Bacteria in Freshwater Microcosms.* Journal of Freshwater Ecology, 14, 2, 233-240, 1999.
7. **Maki R. P., Hicks R. E.:** *Salmonella typhimurium survival and viability is unaltered by suspended particles in freshwater.* Journal of Environmental Quality 31, 1702-1709, 2002.
8. **Mollie D., Groisman W., Groisman E. A.:** *Role of nonhost environments in the lifestyles of Salmonella and Escherichia coli.* Appl. Environ. Microbiol., July, 69, 7, 3687-3694, 2003.
9. **Olańczuk-Neyman K.:** *Mikrobiologiczne aspekty odprowadzania ścieków do przybrzeżnych wód morskich.* Inżynieria Morska i Geotechnika, 2, 55-62, 2003.
10. **Olszewska H., Paluszak Z., Szejniuk B.:** *Przeżywalność Salmonella enteritidis w warunkach laboratoryjnych w gnojowicy i ścieku komunalnym.* Roczn. Nauk. Zoot., 26, 3, 275-285, 1999.
11. **Paluszak Z., Bauza-Klaszewska J., Ligocka A.:** *Przeżywalność pałeczek Salmonella senftenberg W 775 w osadach pościekowych poddanych procesowi kompostowania.* Med. Wet, 59, 3, 239-241, 2003.

12. **Strzałkowski L., Kopczewski A.:** *Przeżywalność w ziemi i w wodzie pałeczek Salmonella izolowanych od lisów.* Med. Wet., 47, 9, 397-399, 1999.
13. **Truszczyński M.:** *Bakteriologia weterynaryjna.* WPRiL, Warszawa, 1984.
14. **WIOŚ Bydgoszcz** *Stan czystości Jeziora Borówno na podstawie badań 2002, 2003.*

## **Survival of *Salmonella* sp. in Surface Waters under Variable Thermal Conditions**

### **Abstract**

The majority of cases of salmonellosis reported in the journals are related with food. Nevertheless, a number of studies have investigated the incidence and survival of salmonella in rivers, coastal water and lakes. *Salmonella* is frequently isolated from water sources, which serve as bacterial reservoirs and may possibly aid transmission between hosts. *Salmonella* is constantly released into the environment from infected humans, farm animals, pets, and wildlife. Compared to other microorganisms, *Salmonella* sp. has high survival ratio in aquatic environments it outlives *Staphylococcus aureus* and even the waterborne *Vibrio cholerae* in surface waters and in heavily eutrophied river water. Nutrient lack, osmotic stress, visible light and temperature appear to be the abiotic factors that most negatively influence survival. The presence of *Salmonella* sp. in aquatic environments does not vary seasonally and is independent of water temperature. Due to its common accessibility, water is an environment which plays an essential role in spread of diseases. The aim of this study was to estimate the effect of selected temperatures on the survival rate of bacilli of the genus *Salmonella*, and the dynamics of quantitative changes of the bacteria in time in bathing waters used for recreation, tested under laboratory conditions. The samples for the study were collected from Borówno lake in the commune of Dobrcz, county Bydgoszcz. In the experiment it was stated that *Salmonella* bacilli survived longer in water at 4°C (20 weeks), as compared with 20°C (12 weeks). According to regression analysis, reduction rate of bacterial population in the present study at 4°C was 0.54 log, while at 20°C it was higher and amounted to 0.62 log. Therefore, it can be concluded that a lower temperature has a stabilizing effect on bacilli of the genus *Salmonella*.



## Analiza zagrożeń powodziowych w zlewni rzeki Piotrówki

*Włodzimierz Czamara*  
*Uniwersytet Przyrodniczy, Wrocław*

*Czesława Rosik-Dulewska*  
*Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN, Zabrze*

*Roman Lipka*  
*IMGW O/Wrocław, RSHM, Opole*

*Mirosław Wiatkowski*  
*Uniwersytet Opolski*

### 1. Wstęp

Zagrożenie powodziowe w Polsce występuje na powierzchni ponad 2 mln hektarów, obejmujących obszary dolinowe i przymorskie, stanowi to ok. 7% powierzchni kraju [1]. Na obszarze tym występują różne typy powodzi o różnym zakresie przestrzennym i czasie występowania. Najczęstszą przyczyną ich pojawiania się stanowią opady atmosferyczne, które w okresie (półroczach letnich) 1941÷2001 były przyczyną powstawania powodzi w 59% przypadkach. Ponadto w analizowanym okresie, w półroczach zimowych (od listopada do kwietnia), najczęściej pojawiały się powodzie sztormowe (13%), zatopowe (10%), roztopowe (8%), i roztopowo-opadowe (5%). Wystąpiły również awarie urządzeń wodnych, stanowiły one przyczynę 5% powodzi [15].

Powódź jest zjawiskiem przyrodniczym, występującym nieregularnie i na ogół ma gwałtowny przebieg [17]. Wyeliminowanie powodzi jest niemożliwe, gdyż nie można kontrolować takich zjawisk jak opad atmosferyczny, można natomiast ograniczyć wielkość strat spowodowanych powodzią [21]. Na zmniejszenie strat powodziowych można wpływać poprzez rozwiązania techniczne i nietechniczne. Ze względu na stosowane środki techniczne, ochronę przeciwpowodziową dzieli się na czynną i bierną [18, 22].



W ostatnich latach w zlewni rzeki Piotrówki obserwuje się wzrost częstotliwości występowania wezbrań powodziowych. Zwiększa się także ich zasięg, zalaniu ulegają nowe obszary, zwiększając tym samym negatywne skutki występujących powodzi. Przykładem jest powódź z lipca 1997 roku, w czasie której przepływ w profilu wodowskazowym Zebrzydowice, wyniósł  $Q = 53,2 \text{ m}^3/\text{s}$  [6] oraz powódź z 24 sierpnia 2005 r., podczas której według danych IMGW w Katowicach, osiągnięty został przepływ maksymalny  $Q_{\max} = 64,9 \text{ m}^3/\text{s}$  [5].

Aby zapobiegać powodziom i ograniczać skutki jakie one niosą, Parlament Europejski i Rada Unii Europejskiej w dniu 23 października 2007 r. przyjęły Dyrektywę 2007/60/WE, nazwaną również Dyrektywą Powodziową [7]. Ma ona na celu ograniczanie negatywnych konsekwencji zjawisk powodziowych dla zdrowia ludzkiego, środowiska, dziedzictwa kulturowego oraz działalności gospodarczej, poprzez ocenę ryzyka powodziowego i zarządzanie nim. Zgodnie z tą dyrektywą, do 2013 roku państwa członkowskie Unii Europejskiej muszą zapewnić objęcie planami zarządzania ryzykiem powodziowym wszystkie rzeki transgraniczne. Jedną z takich rzek jest Piotrówka. Jej źródła znajdują się na terenie Polski, a ujście w Republice Czeskiej. Stwarza ona zagrożenie powodziowe w obu krajach. Dlatego prowadzenie odpowiedniej profilaktyki powodziowej i ochrona przed ryzykiem wystąpienia powodzi, a także plany ograniczenia skutków powodzi są tak bardzo istotne w tej zlewni.

Celem pracy jest określenie zagrożenia powodziowego występującego na terenie zlewni poprzez wyznaczenie stref zalewowych, a także określenie możliwych do wykonania działań mających za zadanie ograniczenie ryzyka wystąpienia powodzi i zmniejszenia zakresu ich niekorzystnych skutków.

## 2. Metodyka pracy

Analizą objęto zlewnię rzeki Piotrówki od przekroju znajdującego się na granicy pomiędzy Polską a Republiką Czeską (km 14,300) do przekroju w km 37,700. Badany obszar stanowi 85% powierzchni zlewni rzeki Piotrówki, położonej na terytorium obydwu krajów.

Zasięg stref zagrożenia powodziowego rzeki Piotrówki wyznaczono na podstawie przepływu miarodajnego [14]. Podstawową granicę zalewu powodziowego Piotrówki, jako rzeki nieobwałowanej określono na podstawie przepływu maksymalnego rocznego o prawdopodobieństwie przewyższenia  $p = 1\%$  ( $Q_{\max 1\%}$ ). Drugą wyznaczoną strefę stanowi obszar zalewu odpowiadający przepływowi  $Q_{\max 0,04\%}$  o prawdopodobieństwie przewyższenia  $p = 0,04\%$ . Jest to maksymalny przepływ historyczny, który został osiągnięty w rzece Piotrówce 24 sierpnia 2005 r.

Strefy zagrożenia powodziowego wykreślono na mapach topograficznych przy zastosowaniu programu graficznego Corel Draw 12.0. Zasięg stref

wyznaczono określając położenie punktów o maksymalnej wysokości zwierciadła wody na przekrojach poprzecznych koryta rzeki Piotrówki, według metody podanej przez Radczuk i in. [18].

### 3. Charakterystyka zlewni rzeki Piotrówki

Obszar zlewni rzeki Piotrówki leży w północno-wschodniej części Kotliny Ostrawskiej, wchodzącej w skład Północnego Podkarpacia [10]. Od północno-zachodu graniczy z Niziną Śląską, od północy z Wyżyną Śląską, od wschodu z Kotliną Oświęcimską, a od południowego-wschodu z Pogórzem Zachodniobeskidzkim. Administracyjnie zlewnia położona jest w województwie śląskim na obszarze gmin Hażlach, Zebrzydowice i Pawłowice Śląskie, a także na terenie miast Jastrzębie Zdrój oraz Cieszyn. Lokalizację zlewni rzeki Piotrówki przedstawiono na rysunku 1.



**Rys. 1.** Lokalizacja zlewni rzeki Piotrówki  
**Fig. 1.** Location of Piotrówka river catchment

Zlewnia charakteryzuje się dużą gęstością sieci rzecznej, która powodowana jest ukształtowaniem terenu. Lewostronnymi dopływami Piotrówki są: Wschodnica i Kończycki Potok wraz ze swoim dopływem Kaczokiem – zaś prawostronnymi – Cisówka, Lutnia oraz największy dopływ – rzeka Pielgrzymówka. Dopływami Pielgrzymówki są lewostronne Jelonka i Pruchnianka oraz prawostronne Bzianka, Ruptawa i Golasowicki Potok. W zlewni znajduje się

dużo stawów hodowlanych: Muroń i Bagno wzdłuż dolnej Lutni, Młyńszczok, Kisielów, Płoso, Staw Młyński przy Pielgrzymówce, Staw Karpiowiec, Staw Kleszczowiec przy Bziance oraz kaskadowy system Stawów Olszynioków wzdłuż Ruptawy [11].

Zgodnie z podziałem Polski na regiony klimatyczne [23] obszar ten leży w obrębie regionu Śląsko-Krakowskiego. Do czynników wpływających na kształtowanie się powodzi w zlewni rzeki Piotrówki należy opad atmosferyczny. W porównaniu z pozostałą częścią obszaru Polski, zlewnia Piotrówki w skali roku przyjmuje więcej opadów. Według obserwacji prowadzonych w Bielsku-Białej i Raciborzu, w latach 1971÷2000, średnia roczna wysokość opadów wynosiła 800 mm, a średnie miesięczne wartości dla czerwca, lipca i sierpnia osiągały wysokości od 90 do 110 mm [2].

Dodatkowo pojawianiu się powodzi sprzyja ukształtowanie powierzchni zlewni, która charakteryzuje się dużymi deniwelacjami terenu. Maksymalna deniwelacja wynosi  $\Delta H = 176$  m przy topograficznej powierzchni zlewni  $A = 124,1$  km<sup>2</sup>. Szczególnie południową i północną zlewnię tworzą liczne i duże wzniesienia terenu przecinane dolinami, co przyspiesza spływ powierzchniowy.

Do czynników powodziogennych zaliczyć należy również obniżoną retencyjność, która powodowana jest niską lesistością zlewni. Procent lesistości wynosi jedynie ok.  $\lambda = 16,1\%$ , co stanowi wartość dużo niższą od średniej krajowej, wynoszącej ok. 28%.

Przebieg zjawisk hydrologicznych w zlewni Piotrówki jest zbliżony do tendencji obserwowanych w skali światowej, objawiającej się wzrostem częstotliwości pojawiania się powodzi [3, 9, 12, 20].

#### **4. Opis zjawisk powodziowych w zlewni rzeki Piotrówki**

Wysokie stany wód w zlewni rzeki Piotrówki występują najczęściej w dwóch okresach roku. Pierwszy występuje na przełomie zimy i wiosny (miesiące II÷III), kiedy to mają miejsce wezbrania roztopowe, połączone przeważnie z opadami deszczu. Drugi, występuje latem lub jesienią (miesiące VII÷IX) i to wówczas zjawiska powodziowe generowane są najczęściej występowaniem intensywnych opadów deszczu.

Przy opisie powodzi bardzo istotna jest także charakterystyka reżimu wodnego. W tabeli 1 przedstawiono przepływy maksymalne rzeki Piotrówki oraz odpowiadające im prawdopodobieństwo pojawienia się obliczone na podstawie danych hydrometrycznych z okresu 1951÷1997.

**Tabela 1.** Zestawienie przepływów maksymalnych rocznych o zadanym prawdopodobieństwie wystąpienia oraz stanów i przepływów maksymalnych w rzece Piotrówce, wodowskaz Zebrzydowice, okres 1951÷1997 [6]

**Table 1.** Comparison of annual flows of given flood probability, stages and maximum flows, Piotrówka river, Zebrzydowice water gauge, period 1951÷1997 [6]

Przeływ maksymalny o zadanym prawdopodobieństwie Q <sub>max,p</sub> % [m <sup>3</sup> /s] Maximum flow of a given flood probability Q <sub>max,p</sub> % [m <sup>3</sup> /s]							Lipiec 1997 July 1997		
50%	1%	0,5%	0,2%	0,1%	0,05%	0,01%	H[cm]	Q <sub>max</sub>	p%
17,7	45,3	49,6	55,0	59,1	63,1	72,3	374	53,2	0,3

Powódź z lipca 1997 roku, która wystąpiła na obszarze dorzecza Odry, była największym historycznym wezbraniem w dorzeczu Odry [13]. Rozmiary tej powodzi na Odrze i jej dopływach, głównie na Nysie Kłodzkiej były tak wielkie, że przy aktualnym technicznym stanie zabezpieczenia przed powodzią musiała nastąpić katastrofa [16]. Powódź ta oceniona została jako powódź tysiąclecia ( $p = 0,1\%$ ). Wówczas w zlewni rzeki Piotrówki wystąpiła powódź o kulminacji, której prawdopodobieństwo wystąpienia oszacowano na  $p = 0,3\%$ . Wysokość poziomu wody w profilu wodowskazowym Zebrzydowice wyniosła wówczas  $H = 374$  cm, przy przepływie  $Q = 53,2$  m<sup>3</sup>/s [6].

Bezpośrednią przyczyną wystąpienia tej powodzi były wysokie opady. Na posterunku opadowym w Mszanie, zlokalizowanym 11 km na północ od zlewni, średnie opady atmosferyczne w miesiącu lipcu, z wielolecia 1974÷1998, wyniosły 90 mm. Natomiast w okresie 4÷9 lipca 1997 r. zanotowano 231,9 mm opadu [8].

Największy przepływ maksymalny na wodowskazy Zebrzydowice zarejestrowany został podczas powodzi w 2005 roku (24.08.). Według danych IMGW w Katowicach przepływ osiągnął wówczas  $Q_{max} = 64,9$  m<sup>3</sup>/s [5]. Na tej podstawie obliczono wysokość stanu wody, która wyniosła  $H = 408$  cm. Według rozpatrywanych danych hydrologicznych z 47-letniego okresu obserwacji (1951÷1997), zjawisko to osiągnęło prawdopodobieństwo pojawienia się  $p = 0,04\%$ .

Ostatnie duże wezbranie w zlewni rzeki Piotrówki miało miejsce w dniu 07.09.2007 r. (rys. 2). Wówczas w km 15,300 stan wody na łacie wodowskazowej w Zebrzydowicach osiągnął poziom  $H = 313$  cm. Natomiast przepływ wynosił  $Q = 35,3$  m<sup>3</sup>/s. Porównując z danymi przedstawionymi w pracy Dubickiego, prawdopodobieństwo wystąpienia takiego przepływu oceniono na  $p = 18,7\%$  [6].



**Rys. 2.** Wezbranie na rzece Piotrówce dnia 07.09.2007 r.

**Fig. 2.** Flood tide on Piotrówka river on September 7<sup>th</sup> 2007

## 5. Aktualny stan ochrony przeciwpowodziowej

W zlewni rzeki Piotrówki brak jest skutecznego systemu ochrony przeciwpowodziowej. Przeciwpowodziową infrastrukturę techniczną, wybudowaną przez człowieka, stanowi jedynie częściowo zniszczony, 100 m odcinek wału na prawym brzegu rzeki (km 18,130÷18,230) w okolicy pałacu i kościoła w Zebrzydowicach (rys. 3). W pewnym stopniu funkcję przeciwpowodziową spełniają również niektóre wielkopowierzchniowe stawy hodowlane, które zlokalizowane są wzdłuż koryt Piotrówki i jej dopływów. Zasilane są one wodami tych rzek i zatrzymują znaczne jej ilości. Taka lokalizacja stawów umożliwia reten-



cjonowanie wody w czasie wezbrań. Ponadto koryto rzeki Piotrówki zostało uregulowane na odcinku od ujścia Pielgrzymówki w Zebrzydowicach do granicy państwa [8]. Ten przeciwpowodziowy zabieg hydrotechniczny powoduje obecnie szybsze odprowadzanie wody z dolnej części zlewni. Niekorzystne znaczenie tego przedsięwzięcia objawia się nasiloną erozją wglębłą.



**Rys. 3.** Wał przeciwpowodziowy, km 18,130÷18,230 biegu rzeki Piotrówki



**Fig. 3.** A dike in 18,130÷18,230 km of Piotrówka river



## 6. Strefy zalewowe

Strefy zalewowe rzeki Piotrówki wyznaczono na podstawie przepływu miarodajnego [4, 14]. Podstawową granicę zalewu powodziowego dla Piotrówki jako rzeki nieobwałowanej, wyznaczył przepływ maksymalny roczny o prawdopodobieństwie przewyższenia  $p = 1\%$  ( $Q_{\max 1\%}$ ), rys. 4 (zaznaczony jako ). Drugą wyznaczoną strefę – zaznaczoną  – stanowi obszar zalewu odpowiadający przepływowi  $Q_{\max 0,04\%}$ . Jest to największy przepływ historyczny, który wystąpił w rzece Piotrówce, 24 sierpnia 2005 r.

Na podstawie map topograficznych, ortofotomap i wizji terenowej obszaru objętego zalewem wodami powodziowymi, określono zabudowę zlokalizowaną w zasięgu poszczególnych stref zagrożenia powodziowego. W strefie zalewu przepływem  $Q_{\max 1\%}$  znajdują się 143 budynki mieszkalne i gospodarskie, 8 budynków usługowych oraz szkoła, hotel, budynek urzędu gminy, policji, a także kościół wraz z cmentarzem oraz pałac z XVII wieku, które stanowią zabytki kultury. Strefa określona na podstawie przepływu  $Q_{\max 0,04\%}$  obejmuje 49 dodatkowych zabudowań mieszkaniowych i gospodarczych [11].



**Rys. 4.** Strefy zagrożenia powodziowego;  – obszar zalany przy przepływie o prawdopodobieństwie wystąpienia  $p=1\%$ ,  – obszar zalany przy przepływie o prawdopodobieństwie wystąpienia  $p=0,04\%$

**Fig. 4.** Flood endangered zones;  – flooded area in the event of  $p=1\%$  flood probability,  – flooded area in the event of  $p=0,04\%$  flood probability

## 7. Propozycja działań mających na celu ochronę przed powodzią terenów zagrożonych falą wezbraniową

Na podstawie przeprowadzonych wizji lokalnych oraz analizy zagospodarowania strefy zalewowej stwierdzono, że największe ryzyko powodziowe występuje w dolnej części zlewni, na obszarze gminy Zebrzydowice. Dolina jest tu najgęściej zabudowana, zamieszkuje ją znaczna liczba osób, a budynki posadowione są również na terasach zalewowych rzeki (rys. 5). Wody ekstremalnych powodzi zajmują tu znaczne obszary co spowodowane jest morfologią terenu, gdyż dolina Piotrówki jest w tym miejscu najszersza i płaska.

W górnej części zlewni dolina Piotrówki jest znacznie węższa i wody powodziowe rozlewają się na zdecydowanie mniejszym obszarze. Ponadto zabudowania oraz infrastruktura występująca na tym terenie w większości zloka-

lizowane zostały poza zasięgiem wód powodziowych. Nie ma tu również budynków stanowiących zabytki kultury. Także objętość przepływu w tej części zlewni jest mniejsza niż w dolnej części zlewni, gdzie Piotrówka przejmuje wody swoich największych dopływów. Obszar górnej części zlewni, ma mniejsze znaczenie ekonomiczne oraz mniejszą wartość kulturową.



**Rys. 5.** Zagospodarowanie dolnej części zlewni rzeki Piotrówki, km 20,100

**Fig. 5.** Management in lower part of watershed in 20,100 km of Piotrówka river

Wszystkie te czynniki powodują, iż na obszarze górnej części zlewni Piotrówki ryzyko powodziowe można uznać za nieznaczne, natomiast należy zwrócić większą uwagę na ochronę przed powodzią obszaru dolnej części zlewni, leżące w administracyjnych granicach gminy Zebrzydowice.

W zlewni Piotrówki ochronę ludzi i mienia przed powodzią można realizować zgodnie z zaleceniami art. 80 prawa wodnego, w szczególności poprzez:

1. zachowanie i tworzenie wszelkich systemów retencji wód, np. przez budowę suchych zbiorników oraz polderów przeciwpowodziowych,
2. racjonalne użytkowanie budowli przeciwpowodziowych, a także sterowanie przepływami wód,
3. wprowadzenie systemu ostrzegania przed niebezpiecznymi zjawiskami zachodzącymi w atmosferze i hydrosferze,
4. sposoby zagospodarowania przestrzennego dolin rzecznych lub terenów zalewowych, powinny uwzględniać wymagania i zalecenia ochrony przed powodzią,
5. w miejscach zagrożonych zalaniem należy wybudować oraz utrzymywać wały przeciwpowodziowe [19].



Wszystkie te zalecenia, dotyczące ochrony przeciwpowodziowej, są możliwe do zrealizowania w zlewni rzeki Piotrówki.

Z uwagi na występujące w zlewni problemy związane z brakiem wody, wynikające z nierównomiernego rozkładu zasobów w czasie, należy również podjąć działania mające na celu kształtowanie zasobów wodnych zlewni z względem ich ilości. Objętość wody w zlewni, w roku przeciętnym, oszacowano na 11,63 mln m<sup>3</sup> rocznie [11]. Należy gospodarować nią poprzez realizowanie strategii opartej na retencjonowaniu wody. Zatrzymywanie wody w okresie jej nadmiaru oraz odprowadzanie w okresie trwania niżówek, pozwoli na wyrównanie odpływu ze zlewni. Takie działania mają pozytywny wpływ również na ochronę przeciwpowodziową oraz na zachowanie życia biologicznego w korycie rzeki.

Do działań mających na celu zmianę zagospodarowania zlewni i ochronę przeciwpowodziową terenów zagrożonych zalaniem należy zaliczyć:

- budowę wałów przeciwpowodziowych na odcinku ok. 5,9 km (km 14,300 do km 20,200 biegu rzeki) jako jeden ze sposobów technicznej ochrony doliny rzeki Piotrówki przed powodzią,
- odpowiednie zagospodarowanie przestrzenne terenów zagrożonych falą wezbraniową. W wyznaczonych strefach zagrożenia powodziowego należy zaniechać wprowadzania nowych inwestycji na obszary znajdujące się w zasięgu potencjalnych zalewów oraz odpowiednio użytkować te tereny,
- realizację programu małej retencji poprzez budowę małych zbiorników wodnych oraz zwiększanie zalesień i zadrzewień na nowych terenach, a ponadto poprzez zabiegi fitomelioracyjne i agromelioracyjne zwiększające retencję gleby,
- wprowadzenie lokalnego Systemu Ostrzegania Powodziowego w celu zwiększenia skuteczności ostrzegania przed powodzią,
- wprowadzenie zarządzania ryzykiem powodziowym, zgodnie z Dyrektywą Powodziową 2007/60/WE, mając na uwadze: zapobieganie, przygotowanie, ochronę, reagowanie kryzysowe, usuwanie skutków.

## 7. Podsumowanie

Powodzie są zjawiskami naturalnymi występującymi okresowo we wszystkich dolinach rzecznych. Skutkują stratami, szczególnie na zagospodarowanych obszarach zalewowych rzek. Wyeliminowanie powodzi jest niemożliwe, gdyż nie można kontrolować takich zjawisk jak opad atmosferyczny, można natomiast ograniczyć wielkość strat spowodowanych powodzią. Na zmniejszenie strat powodziowych można wpływać poprzez rozwiązania techniczne i nietechniczne.

W zlewni rzeki Piotrówki wezbrania są częstym zjawiskiem, które w ostatnim czasie przybierają na rozmiarze i sile. Swym zasięgiem obejmują one coraz większe tereny. Przykładem jest powódź, która nawiedziła dolinę rzeki Piotrówki 24 sierpnia 2005 r. Była to największa w ostatnim stuleciu powódź na tej rzece. Wówczas zanotowano przepływ  $Q_{\max} = 64,9 \text{ m}^3/\text{s}$ , przy stanie lustra wody  $H = 408 \text{ cm}$ . W związku z tym, że Piotrówka uchodzi do Republiki Czeskiej, stwarza tym samym zagrożenie powodziowe w obu krajach.

W pracy przeanalizowano różne warianty ochrony przeciwpowodziowej, które stanowią propozycję rozwiązań możliwych do zastosowania na obszarze doliny rzeki Piotrówki oraz zaproponowano kierunki działań mające na celu ochronę przed powodzią terenów najbardziej zagrożonych falą wezbraniową. Zaliczono do nich m.in.:

- a) budowę wałów przeciwpowodziowych,
- b) odpowiednie zagospodarowanie przestrzenne terenów zalewowych,
- c) realizację programu małej retencji, poprzez budowę małych zbiorników, zabiegi agromelioracyjne i zalesianie,
- d) wprowadzenie działającego lokalnie Systemu Ostrzegania Powodziowego w celu zwiększenia skuteczności ostrzegania przed powodzią,
- e) zastosowanie zarządzania ryzykiem powodziowym poprzez wprowadzenie mechanizmów zarządzania nim zgodnie z Dyrektywą Powodziową 2007/60/WE.

Żaden z proponowanych kierunków działań przeciwpowodziowych nie jest w stanie w 100% zabezpieczyć człowieka i jego majątku przed pojawieniem się powodzi lub przed ich negatywnymi konsekwencjami. Nie należy również sądzić, iż wysoki stopień ochrony przed powodzią zostanie osiągnięty poprzez wdrożenie wymienionych inicjatyw pojedynczo. Znaczną poprawę stanu ochrony przeciwpowodziowej na zagrożonych obszarach można uzyskać jedynie wtedy, gdy zastosowana zostanie możliwie najlepsza kombinacja proponowanych środków, obejmujących zarówno techniczne oraz nietechniczne środki ochrony przeciwpowodziowej.

Proces planowania i podejmowania decyzji w zakresie ochrony przeciwpowodziowej należy koordynować w jak najszerszym zakresie na terenie całej zlewni, gdyż w myśl dyrektywy powodziowej 2007/60/WE [7] „państwa członkowskie powinny [...] powstrzymać się od wprowadzania środków i podejmowania działań, które znacznie zwiększają ryzyko powodziowe w innych państwach członkowskich [...]”. Uzgodnione działanie na szczeblu międzynarodowym pomoże w wypracowaniu stosownego rozwiązania i przyczyni się do poprawy ogólnego poziomu ochrony przeciwpowodziowej w zlewni rzeki Piotrówki położonej na terenie Polski i Republiki Czeskiej.

## Literatura

1. **Arkuszewski A.:** *Dylemat – jak postępować, aby ograniczyć straty powodziowe.* Gosp. Wodna nr 5/1999.
2. *Atlas klimatu Polski.* Lorenc H. (red.), Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa 2005.
3. **Bultot F., Coopens A., Dupriez G.L., Gellens D., Meulenberghs F.:** *Repercussions of a CO<sub>2</sub> doubling on the water cycle and on the water balance – A case study for Belgium.* Journal Hydrol. 99 (3-4), 319-347, 1988.
4. **Czamara W.:** *Analiza zagrożeń powodziowych dla potrzeb planów reagowania kryzysowego.* [W:] Zarządzanie kryzysowe – ochrona przed powodzią (zagadnienia naukowe), Czamara W., Dubicki A., Wiatkowski M. (red.), Wyd. Uniwersytet Opolski, Opole, 29-40, 2008.
5. Dane Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Oddział w Katowicach, Katowice.
6. **Dubicki A., Słota H., Zieliński J.** (red.): *Dorzecze Odry. Monografia powodzi lipiec 1997.* Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa 1999.
7. Dyrektywa 2007/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2007 r. w sprawie oceny ryzyka powodziowego i zarządzania nim. Dz. U. L 228 z 6.11.2007, ss.27, 2007.
8. Ekspertyza hydrotechniczna obszaru gminy Zebrzydowice. Zakład Badawczo-Usługowy Intergeo Sp. z o.o., Sosnowiec 1999.
9. **Gellens D., Roulin E.:** *Streamflow response of Belgian catchments to IPCC climate change scenarios.* Journal Hydrol. 210 (1-4), 242-258, 1998
10. **Kondracki J.:** *Geografia regionalna Polski.* Wyd. Naukowe PWN, Warszawa 2002.
11. **Lipka R.:** *Ochrona przeciwpowodziowa i gospodarka wodna w zlewni rzeki Piotrkówki.* Praca magisterska wykonana w Uniwersytecie Opolskim, Katedra Ochrony Powierzchni Ziemi, Pracownia Hydrologii, Opole 2008.
12. **Middelkoop H., Parmet B.:** *Assessment of the impact of climate change on peak flows in the Netherlands – a matter of scale.* in: Proceedings of the second international conference on climate and water, edited by: Lemell'a R. and Helenius N., Helsinki University of Technology, Espoo, Finland, 20-33, 1998.
13. **Mikulski Z.:** *Gospodarka Wodna.* Wyd. Naukowe PWN, Warszawa 1998.
14. **Nachlik E., Kostecki S., Gądek W., Stochmal R.:** *Strefy zagrożenia powodziowego.* Wydawnictwo Profil, Biuro Koordynacji Projektu Banku Światowego, Wrocław 2000.
15. **Pierzgalski E., Żelazo J.:** *Uwarunkowania i kierunki ochrony przed powodzią.* Wiadomości Melioracyjne i Łącarskie 1/2008, Zagadnienia Inżynierii środowiska wiejskiego, nr 1 (416), 15-20, 2008.
16. **Radczyk L., Eliasiewicz R., Grünwald U., Dąbrowski R.:** *Przyczyny, przebieg i skutki powodzi z lipca 1997 w dorzeczu Odry.* Zeszyty Naukowe AR we Wrocławiu, Konferencje XXI, Nr 339, 7-25, 1999.
17. **Radczyk L., Żyszkowska W.:** *Sposoby wykorzystania stref zagrożenia powodziowego. Ograniczanie skutków powodzi w skali lokalnej.* Biuro Koordynacji Projektu Banku Światowego, Wydawnictwo Safege Ingenieurs Conseils, Wrocław 2001.

18. **Radczuk L., Szymkiewicz R., Jelowicki J., Żyszkowska W., Burn J. F.:** *Wyznaczanie stref zagrożenia powodziowego. Ograniczanie skutków powodzi w skali lokalnej.* Biuro Koordynacji Projektu Banku Światowego, Wydawnictwo Safege Ingenieurs Conseils, Wrocław 2001.
19. Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. Prawo wodne (Dz. U. z dnia 11 października 2001r.) z późniejszymi zmianami.
20. **Van Deursen W.:** MEUSEFLOW 2.1, Laagwaterstudies Maasstroomgebied. Report number RI-2988A, RIZA, Arnhem, The Netherlands, [www.carthago.nl/Publications/MeuseLaagwater.PDF](http://www.carthago.nl/Publications/MeuseLaagwater.PDF), 2000.
21. **Wiatkowski M., Głowacki M.:** *Problematyka ochrony przed powodzią w procesie planowania przestrzennego – na przykładzie województwa opolskiego.* [W:] *Gospodarka przestrzenna w regionie opolskim – Wybrane zagadnienia*, Dubel K., Drobek W. (red.). Śląsk Opolski Nr 3-4, Państwowy Instytut Naukowy Instytut Śląski w Opolu, Opole, 55-67, 2006.
22. **Wołoszyn J., Czamara W., Eliasiewicz R., Krężel J.:** *Regulacja rzek i potoków*, Wydawnictwo Akademii Rolniczej we Wrocławiu, Wrocław 1994.
23. **Woś A.:** *Klimat Polski.* Wyd. Naukowe PWN, Warszawa 1999.

## **Analysis of Flood Risk in Piotrówka River Catchment**

### **Abstract**

The flood risk in Poland is found on more than 2 millions hectare area (valley and coastal territory) that constitute about 7% of country area [1]. There are a various types of flooding that are characterized by diverse duration and spatial scope. The reason of flooding occurrence in 59% of cases are precipitation and this was a main reason of inundation in 1941 – 2001 season.

The dissertation concerns issues of flood protection in Piotrówka river catchment localized in south Poland. In the last few years the increase of flood incidence can be observed in the considered catchment area. The range of floods also increases and, as a result, larger areas get flooded, which makes consequences of each flood more severe. The instances are flood from July 1997 when the streamflow reached  $Q = 53.2 \text{ m}^3/\text{s}$  and from 24<sup>th</sup> August 2005 when the maximum historical flow of  $Q = 64.9 \text{ m}^3/\text{s}$  was reached. Due to the fact that Piotrówka flows to the Czech Republic, it causes flood risk for both countries.

In this paper the flood risk for Piotrówka river catchment has been identified by determining flooded areas and proposing a course of action to protect areas most vulnerable to a flood wave. Flood areas determined by the flow of the probability of occurrence of  $p = 1\%$  ( $Q_{\max 1\%}$ ) and maximal historical flow of the probability of occurrence of  $p = 0.04\%$  ( $Q_{\max 0.04\%}$ ) (that took place on 24<sup>th</sup> August 2005) have also been set.

According to methodic given by Radczuk and al. [2001] the range of the areas has been established by determining the location of points of the highest water level on

the cross-section of Piotrówka river channel. Flood area presented on topographic maps with the aid of Corel Draw 12.0 graphic program.

Different options of flood protection, constituting proposals of solutions for the valley of Piotrówka river have been analyzed. What has been proposed:

- building of dikes,
- appropriate land use planning in flooded area,
- realisation of pondage program by the building of small reservoirs, but also agromelioration and reforestation in basin,
- introducing the Local Flood Warning System in order to increase of efficacy to warn off from flooding,
- implementation of mechanism of flood risk management according to Directive 2007/60/EC on the assessment and management of flood risks.

These actions will enhance flood prevention and reduce negative consequences of inundation at the same time.

## Możliwości zagospodarowania popiołów po termicznym unieszkodliwianiu osadów ściekowych w aspekcie regulacji prawnych

*Andrzej Białowiec, Wojciech Janczukowicz,  
Miroslaw Krzemieniewski  
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*

### 1. Wstęp

W ostatnich latach na popularności zyskują termiczne metody unieszkodliwiania osadów ściekowych [14]. Wg prognoz określonych w Krajowym Planie Gospodarki Odpadami 2010 preferowaną metodą postępowania z osadami ściekowymi ma być unieszkodliwianie termiczne. KPGO 2010 zakłada, że ilość osadów przekształcanych termicznie w 2018 r. może wzrosnąć do 60% całkowitej masy osadów. Obecnie jednak łącznie ilość spalarni i obiektów oddawanych w końcowej fazie realizacji w Polsce wynosi osiem [2]. Spodziewać się należy w najbliższych latach kolejnych inwestycji w tym zakresie. W dziedzinie termicznej obróbki osadu ze względów technologicznych można wyróżnić dwa odmienne kierunki. Kierunek pierwszy to instalacja tylko do termicznego przekształcania w postaci spalania. Kierunek drugi natomiast to instalacja składająca się z dwóch elementów: oddzielnie suszenia osadów i następnie ich termicznego przekształcenia. Po procesach termicznych, oprócz emisji gazów do atmosfery, pozostają stałe pozostałości poprocesowe. Jednym z problemów zarysowujących się podczas spalania osadów ściekowych jest ryzyko emisji metali ciężkich. Głównie dotyczy to emisji poprzez popioły lotne obecne w gazach spalinowych. Zastosowanie efektywnych urządzeń do ograniczania emisji popiołów, powoduje z jednej strony ograniczenie emisji szkodliwych pierwiastków do atmosfery i dalej na otaczające tereny w wyniku opadu mokrego lub suchego. Przenosi również problem środowiskowy z emisji metali ciężkich do atmosfery na ich obecność w wychwyconym popiele. Powstają zatem pytania: Czy popioły lotne powinny być klasyfikowane jako odpady niebez-

pieczne? Jakie są możliwości ich zagospodarowania: odzysku i/lub unieszkodliwiania? Celem niniejszej pracy jest analiza możliwości zagospodarowania popiołów lotnych powstałych podczas termicznego unieszkodliwiania osadów ściekowych w aspekcie uwarunkowań prawnych, z uwzględnieniem ich właściwości fizycznych i chemicznych.

## **2. Metodyka**

### **2.1. Badania właściwości popiołów lotnych z termicznego unieszkodliwiania osadów ściekowych**

Proces klasyfikacji odpadu, oraz analiza możliwości zagospodarowania odpadu wymaga określenia jego właściwości fizykochemicznych. W tym celu przeprowadzono analizy właściwości fizykochemicznych dostępnych na rynku popiołów ze spalania osadów ściekowych. Popioły wybrane do badań pochodziły z dwóch źródeł: z Wiednia (Austria) oraz z Gdyni (Polska).

Popiół austriacki pozyskany był od firmy ASH DEC Umwelt AG, zajmującej się produkcją granulowanych nawozów mineralnych na bazie popiołów ze spalania osadów ściekowych. Popiół z Gdyni pochodził z Grupowej Oczyszczalni Ścieków „Dębogórze”, gdzie jako końcowy etap zagospodarowania osadów ściekowych wdrożono technologie spalania osadów ściekowych.

Proces spalania osadu odbywa się w instalacji, w której skład wchodzi:

- suszarka bębnowa,
- piec ze złożem fluidalnym,
- zespół wymienników ciepła,
- zespół urządzeń do oczyszczania spalin.

Wydajność spalarni wynosi około 80 ton osadu na dobę. Otrzymywany w wyniku spalania popiół składowany jest na terenie oczyszczalni na składowisku o powierzchni 25000 m<sup>2</sup>, zabezpieczonym przed zanieczyszczeniem wód podziemnych dwoma warstwami geomembrany, zraszany wodą dla uniknięcia pylenia oraz rekultywowany.

Zakres przeprowadzonych analiz zestawiono w tabeli 1. Próbki popiołów otrzymano od obsługi omawianych obiektów. Zostały one oznakowane literami A – (austriacki), G – (gdynski).

W celu określenia podatności popiołów na wymywanie substancji, przygotowano wyciągi wodne zgodnie z PN-97/Z-150009.

**Tabela 1.** Zakres przeprowadzonych analiz właściwości fizycznych i chemicznych popiołów ze spalania osadów ściekowych

**Table 1.** The range of performed analyses of chemical and physical properties of fly ash from thermal treatment of sewage sludge

Właściwości	Rodzaj analizy
Fizyko-chemiczne (właściwości nawozowe), obecność metali ciężkich	substancje organiczne (C), azot (N), fosfor (P), wapń (Ca), metale ciężkie (Zn, Cu, Cd, Pb, Ni, Cr, Hg), Odczyn w H <sub>2</sub> O.
Podatność na wymywanie substancji	odczyn, ogólny węgiel organiczny (OWO), azot (N), fosfor (P), wapń (Ca), metale ciężkie (Zn, Cu, Cd, Pb, Ni, Cr, Hg).

## 2.2. Metodyka klasyfikacji odpadu oraz możliwości jego zagospodarowania

Klasyfikację odpadu oraz analizę możliwości jego zagospodarowania przeprowadzono w oparciu o porównawczą analizę treści [1] aktów prawnych, mających zastosowanie do: klasyfikacji odpadu, możliwości odzysku i recyklingu (w tym poza instalacjami), możliwości unieszkodliwiania (poza instalacjami, deponowania na składowiskach odpowiedniego typu).

## 3. Wyniki

### 3.1. Właściwości fizyko-chemiczne popiołów z termicznego unieszkodliwiania osadów ściekowych

Różnice w uwodnieniu popiołów (austriacki – 0,22% w/w, gdyński – 32,18% w/w, wynikają z różnego sposobu zagospodarowania popiołów. W Austrii popiół bezpośrednio ze spalarni trafia do zakładu produkującego nawozy, bez magazynowania, czy składowania na wolnym powietrzu. Popiół gdyński natomiast jest składowany. W wyniku dostępu opadów atmosferycznych następuje wzrost wilgotności popiołu. Przeprowadzone analizy właściwości fizyko-chemicznych wykazały, wyraźnie alkaliczny charakter popiołów, szczególnie popiołu austriackiego. Oba popioły charakteryzowały się wysokim stopniem mineralizacji, zawartość węgla organicznego mieściła się w granicach od 0,13 do 0,16%. Popioły były ubogie w azot, (0,011%). Pierwiastkiem biogennym, o wysokiej zawartości w popiołach był fosfor, którego ilość w popiele austriackim przekraczała 5%, natomiast w gdyńskim była mniejsza i wyniosła 1,9%. Popioły bogate były również w metale alkaliczne Ca i Mg, których ilość mieściła się odpowiednio w zakresach (2,83 – 3,93%; 1,40 – 2,38%), przy czym wyższe wartości dotyczyły popiołu gdyńskiego (tabela 2). Analizy zawartości metali ciężkich wykazały stosunkowo duże różnice pomiędzy popiołami, choć ich stężenia oraz wzajemne proporcje mogą wynikać z typowej charakterystyki osad-



dów ściekowych. Popiół gdyński charakteryzował się wysoką ponad trzykrotnie wyższą niż austriacki zawartością Zn (7762 mg/kg s.m.). W przypadku pozostałych metali zależność była odwrotna, popiół austriacki zawierał więcej metali ciężkich, szczególnie chromu ponad 20-sto krotnie więcej (54,5 mg/kg s.m.) oraz rtęci 12-sto krotnie więcej jednak w zakresie niskich stężeń (0,074 mg/kg s.m.). Zanotowano podwyższone stężenie miedzi w popiele austriackim, na poziomie 702,7 mg/kg s.m. Stężenia Cd, Ni i Pb w obu popiołach były na podobnych poziomach (tabela 3).

**Tabela 2.** Właściwości nawozowe badanych popiołów ze spalania osadów ściekowych  
**Table 2.** Nutrition properties of fly ashes from sewage sludge thermal treatment

Oznakowanie próbki	% s.m.	pH-H <sub>2</sub> O	C %	% s.m.			
				N <sub>og</sub>	P <sub>og</sub>	Ca <sub>og</sub>	Mg <sub>og</sub>
Popiół A	99,78	8,96	0,16	0,011	5,29	2,83	1,40
Popiół G	67,82	7,91	0,13	0,011	1,86	3,93	2,38

**Tabela 3.** Zawartość metali ciężkich w badanych popiołach ze spalania osadów ściekowych

**Table 3.** Heavy metals content In fly ashes from sewage sludge thermal treatment

Oznakowanie próbki	mg/kg s.m.						
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg
Popiół A	2,37	54,5	702,7	111,8	259,2	2331,4	0,074
Popiół G	1,18	2,30	370	107	247	7762	0,006

Badania składu chemicznego wyciągów wodnych wykazały, stosunkowo niewielką podatność na wymywanie zanieczyszczeń z popiołów. Uzyskane wyciągi charakteryzowały się niewielką zawartością substancji rozpuszczonych wyrażonych jako sucha masa w zakresie od 0,25 do 0,38%. Stwierdzono tendencje do alkalizacji środowiska wodnego, przy czym popiół austriacki spowodował wzrost odczynu aż do wartości 11,29 pH, natomiast gdyński do wartości 8,55. Wymywanie składników nawozowych było na bardzo niskim poziomie. W przypadku obu badanych popiołów zawartość OWO, N, P i Ca była poniżej wartości wykrywalności (wg zastosowanej procedury analitycznej). Również stężenie Mg było małe (0,04% świeżej masy) (tabela 4).

**Tabela 4.** Właściwości nawozowe badanych wyciągów wodnych z popiołów ze spalania osadów ściekowych

**Table 4.** Nutrition properties of water extracts from fly ashes from sewage sludge thermal treatment

Oznakowanie próbki	% s.m.	pH-H <sub>2</sub> O	OWO %	% w świeżej masie			
				N <sub>og</sub>	P <sub>og</sub>	Ca <sub>og</sub>	Mg <sub>og</sub>
A	0,38	11,29	<0,01	<0,001	<0,02	<0,01	0,04
G	0,25	8,55	<0,01	<0,001	<0,02	<0,01	0,04

Wysokie wartości odczynu wskazywać mogą na dużą immobilizację metali ciężkich. Potwierdzają to małe stężenia badanych metali (tabela 5).

**Tabela 5.** Zawartość metali ciężkich w badanych wyciągach wodnych z popiołów ze spalania osadów ściekowych

**Table 5.** Heavy metals content in water extract from fly ashes from sewage sludge thermal treatment

Oznakowanie próbki	mg/dm <sup>3</sup>						
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg
A	0,022	0,065	0,001	<0,0005	0,004	0,110	<0,001
G	0,018	0,060	0,001	<0,0005	0,005	0,080	<0,001

### 3.2. Klasyfikacja oraz możliwości zagospodarowania popiołów lotnych z termicznego unieszkodliwiania osadów ściekowych

Według obowiązującego katalogu odpadów z Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 27 września 2001 r. w sprawie katalogu odpadów [8] popioły powstające podczas termicznego przekształcania osadów w instalacji spalania, w zależności od właściwości mogą być zakwalifikowane jako: popioły lotne zawierające substancje niebezpieczne – kod odpadu 19 01 13\*, lub też popioły lotne inne niż wymienione w 19 01 13\* – kod odpadu 19 01 14. Powstaje zatem pytanie: czy są to odpady niebezpieczne czy inne niż niebezpieczne? Artykuł 3 ustawy o odpadach z dnia 27 kwietnia 2001 r., definiuje odpady niebezpieczne jako odpady:

- należące do kategorii lub rodzajów odpadów określonych na liście A załącznika nr 2 do ustawy oraz posiadające co najmniej jedną z właściwości wymienionych w załączniku nr 4 do ustawy, lub

- należące do kategorii lub rodzajów odpadów określonych na liście B załącznika nr 2 do ustawy i zawierające którekolwiek ze składników wymienionych w załączniku nr 3 do ustawy oraz posiadające co najmniej jedną z właściwości wymienionych w załączniku nr 4 do ustawy.

Analizując listę B załącznika 2 do ustawy o odpadach, odnaleźć możemy kategorię “popioły lub żużle” odpowiadającą badanemu odpadowi powstałemu po spalaniu osadów ściekowych. Nie oznacza to jednak, iż jest on niebezpieczny. Spełnione muszą być dwa kolejne warunki: odpad musi zawierać którekolwiek ze składników wyliczonych w załączniku nr 3 i posiadać którąkolwiek z właściwości wyliczonych w załączniku nr 4 do ustawy o odpadach. Jak określa Werther i Ogada [18] głównym czynnikiem wpływającym na możliwość sklasyfikowania popiołów jako odpad niebezpieczny są metale ciężkie. W istocie, metale ciężkie takie jak Zn, Cr, Cd, Cu, Ni, Pb, Hg wymienione są w załączniku nr 3. Powstaje jednak pytanie, czy każde stężenie pierwiastka powoduje iż odpad jest niebezpieczny? Z pomocą przychodzi tu Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 maja 2004 r. w sprawie warunków, w których uznaje się, że odpady nie są niebezpieczne [9]. W załączniku 3 do wymienionego rozporządzenia określone są progowe stężenia, dla których uznaje się, iż odpad nie posiada składników. W przypadku metali ciężkich, w odniesieniu do Rozporządzenia Ministra Zdrowia z dnia 28 września 2005 r. w sprawie wykazu substancji niebezpiecznych wraz z ich klasyfikacją i oznakowaniem [13] oraz Rozporządzenia Ministra Zdrowia z dnia 2 września 2003 r. w sprawie kryteriów i sposobu klasyfikacji substancji i preparatów chemicznych [12] mogą one być sklasyfikowane jako substancje wysoce toksyczne (stężenie progowe 0,1%), toksyczne (stężenie progowe 3,0%) lub szkodliwe (stężenie progowe 25%). Stąd też, porównano określone w trakcie badań chemicznych procentowe zawartości metali ciężkich w odpadach (tabela 6) z wymienionymi wyżej stężeniami progowymi. Przedstawione wyniki wskazują, iż jedynie w przypadku cynku następuje przekroczenie stężenia progowego 0,1% dla substancji wysoce toksycznych. Jednak ze względu na to, iż związki cynku nie są sklasyfikowane jako substancje wysoce toksyczna, a jako szkodliwe, stad też nie ma podstaw aby uznać, iż badane popioły zawierały w myśl obowiązujących przepisów, wystarczające ilości metali ciężkich aby uznać je za odpady niebezpieczne. Ze względu na to, iż warunek ten jest niespełniony, nie spełniona jest również definicja odpadów niebezpiecznych z ustawy o odpadach odnosząca się do grupy odpadów wymienionych na liście B załącznika 2. W tym przypadku, odpad ten powinien być sklasyfikowany jako odpad inny niż niebezpieczny o kodzie 19 01 14.

**Tabela 6.** Procentowy udział zawartości metali ciężkich w popiołach ze spalania osadów ściekowych

**Table 6.** Percentage content of heavy metals in fly ash from sewage sludge thermal treatment

Badany metal	% udział metali ciężkich w popiołach	
	A	G
Cd	$2,4 \cdot 10^{-4}$	$1,2 \cdot 10^{-4}$
Cr	$54,5 \cdot 10^{-4}$	$2,3 \cdot 10^{-2}$
Cu	$7,0 \cdot 10^{-2}$	$3,7 \cdot 10^{-2}$
Ni	$1,1 \cdot 10^{-2}$	$1,1 \cdot 10^{-2}$
Pb	$2,3 \cdot 10^{-2}$	$2,5 \cdot 10^{-2}$
Zn	$2,3 \cdot 10^{-1}$	$7,8 \cdot 10^{-1}$
Hg	$7,4 \cdot 10^{-6}$	$6,0 \cdot 10^{-6}$

Poszukując sposobu zagospodarowania odpadów należy poruszać się w zgodzie z zasadami określonymi w ustawie o odpadach, która wskazuje, iż wytworzone odpady powinny być w jak największym stopniu poddane procesom odzysku, a w sytuacji gdy nie da się ich poddać odzyskowi spełniającego wymogi ochrony środowiska, powinny być one unieszkodliwiane. Analizę możliwych sposobów zagospodarowania rozpoczęto od przeglądu dozwolonych sposobów odzysku przewidzianych dla tego rodzaju odpadu. Z wymienionych w załączniku 5 do ustawy o odpadach, wypisano najbardziej prawdopodobne procesy odzysku. Są to:

- R10 – Rozprowadzanie na powierzchni ziemi w celu nawożenia lub ulepszenia gleby.
- R14 – Inne działania polegające na wykorzystaniu odpadów w całości lub części,
- R15 – Przetwarzanie odpadów, w celu ich przygotowania do odzysku, w tym do recyklingu.

W procesie R10 przewiduje się stosowanie substancji odpadowych, a więc takich które podlegają pod ustawę o odpadach, do zastosowania bezpośredniego, jako nawozy lub substancje poprawiające właściwości gleby. O możliwości zastosowania danego odpadu w celu nawożenia lub poprawy właściwości gleby decyduje Rozporządzenie Ministra środowiska z dnia 14 listopada 2007 r. w sprawie procesu odzysku R10 [11]. Badane popioły lotne charakteryzują się dobrymi właściwościami nawozowymi, szczególnie jeśli chodzi o zawartość fosforu oraz wapnia i magnezu (tabela 2). Mogłyby być zatem stosowane na glebach kwaśnych, ubogich w fosfor. Niestety, rozporządzenie w sprawie procesu odzysku R10 [11], nie przewiduje możliwości odzysku po-

popiołów lotnych o kodzie 19 01 14 poprzez rozprowadzanie na powierzchni ziemi. Możliwe jest jednak sporządzanie mieszanek komponentów różnego pochodzenia, w tym, odpadowego, w celu uzyskania ostatecznej mieszaniny spełniającej określone wymogi. Normą w tym zakresie jest Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 18 czerwca 2008 r. w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu [7]. Działania takie, podejmuje austriacka firma ASH DEC Umwelt AG, która na bazie popiołów lotnych pozostałych po termicznym przekształcaniu osadów ściekowych przygotowuje granulaty nawozowy posiadający wartość komercyjną. W tabeli 7 zestawiono zawartość metali ciężkich w popiołach, uzyskanym granulacie oraz wartości normowane. Przedstawione wartości wskazują, iż popiół nie spełnia normy, ze względu na zbyt wysoką zawartość ołowiu, przez co uzasadniony jest brak odpadu o kodzie 19 01 14 na liście odpadów dozwolonych do stosowania w celu rozprowadzania na powierzchni ziemi wymienionych w rozporządzeniu w sprawie procesu odzysku R10 [11]. Przygotowany jednak granulaty na bazie tego samego popiołu spełnia już wartości normatywne (tabela 7).

**Tabela 7.** Porównanie krytycznych parametrów występujących w popiele po przekształceniu termicznym i w granulacie „Ashdec” w porównaniu z polskimi normami prawnymi

**Table 7.** The comparison of the boundary parameters of fly ash from sewage sludge thermal treatment with the polish law limits

Normowane metale ciężkie	Zawartość metali w popiele po spalaniu osadów ściekowych [mg/kg s.m.]	Zawartość metali w granulacie powstałym na bazie popiołów [mg/kg s.m.]	Dozwolona zawartość metali w nawozach mineralnych w Polsce [mg/kg s.m.]*
Cd	2,37	1,3	50
Hg	0,074	< 0,1	2
Pb	259,2	11	140

\*[7]

Przygotowanie mieszanek nawozowych i substancji poprawiających właściwości gleby jest zatem dozwolonym procesem odzysku określanym przez ustawę o odpadach jako R15 – Przetwarzanie odpadów, w celu ich przygotowania do odzysku, w tym do recyklingu.

Na rynku nie zawsze występuje odpowiedni popyt na dany produkt, stąd też należy poszukiwać innych sposobów zagospodarowania odpadów. W związku z tym przeanalizowano kolejną możliwość odzysku tego odpadu, a więc proces R14 – Inne działania polegające na wykorzystaniu odpadów w całości lub części. Pod tym pojęciem, kryją się głównie procesy określone w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 21.03.2006 r. w sprawie odzy-

sku lub unieszkodliwiania odpadów poza instalacjami i urządzeniami [10]. Rozporządzenie wymienia następujące sposoby wykorzystania odpadów poza instalacjami, w których istnieje potencjalna możliwość zastosowania popiołów: wypełnianie terenów niekorzystnie przekształconych (zapadliska czy nieeksploatowane odkrywkowe wyrobiska...); utwardzanie powierzchni terenów; wykorzystanie w podziemnych technikach górniczych; wykorzystanie do zabezpieczenia przed erozją wodną i wietrzną powierzchni skarpy zamkniętego składowiska odpadów; rekultywacji biologicznej zamkniętego składowiska odpadów; budowa wałów, nasypów drogowych i kolejowych, podbudów dróg i autostrad. Niestety w żadnym z wymienionych przypadków rozporządzenie nie dopuszcza do wykorzystania odpadów popiołów lotnych o kodzie 19 01 14. Pozostaje więc poszukiwać innych sposobów odzysku omawianego odpadu.

Jednym z rozwiązań jest poddanie popiołów procesowi granulacji a następnie spiekania w temperaturze 1200÷1400°C, w celu uzyskania granulatu o strukturze keramzytu lub szkliva [15]. Prace w tym zakresie realizowane są głównie w Japonii, ale również krajowe ośrodki badawcze – Politechnika Warszawska, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie realizują badania w tym kierunku. Przygotowanie samego keramzytu z popiołów nie jest już ostatecznym rozwiązaniem. Konieczne jest określenie możliwości wykorzystania, uzyskanego produktu. W tym celu rozpoczęto prace nad wykorzystaniem granulatu z popiołów ze spalania osadów ściekowych jako wypełnienia w hydrofitowych systemach oczyszczania ścieków. Założono iż granulat, ze względu na swoje właściwości korzystnie wpłynie na efektywność usuwania niektórych zanieczyszczeń ze ścieków. Prace badawcze oparto na następujących hipotezach:

- zawartość metali alkalicznych (wapń, potas) powodować może wiązanie ze ścieków fosforu oraz metali ciężkich (poprzez strącanie chemiczne lub/i wymianę jonową), zapewni również immobilizację zaabsorbowanych metali ciężkich oraz fosforu,
- zawartość fosforu, powoduje, że wytworzony granulat stanowić może źródło związków nawozowych potrzebnych dla wzrostu roślin, (zastosowanie granulatu powodować może zatem poprawę warunków wzrostu roślin),
- alkaliczny charakter wytworzonego wypełnienia powodować może przejście jonów amonowych w gazowy amoniak, co zwiększy efektywność usuwania azotu ze ścieków.

Prace badawcze w wymienionym zakresie realizowane są w ramach szerokiego grantu zamawianego nr PBZ-MNiSW-1/3/2006.

W przypadku, gdy nie jest możliwe poddanie odpadów odzyskowi, powinny one zostać unieszkodliwione. W załączniku 6 do ustawy o odpadach

z wymienionych tam procesów unieszkodliwiania, w zasadzie, w dniu dzisiejszym, jedynie procesy składowania mogą mieć szansę realizacji. Mogą być to procesy określone jako:

- D1 Składowanie na składowiskach odpadów obojętnych
- D5 Składowanie na składowiskach odpadów niebezpiecznych lub na składowiskach odpadów innych niż niebezpieczne.

Aby odpowiedzieć czy popioły lotne, (odpad o kodzie 19 01 14) może być składowany, należy określić na jakiego typu składowisko może być kierowany. W Polsce wg podziału prawnego, wyróżnia się trzy rodzaje składowisk: składowiska odpadów obojętnych, odpadów niebezpiecznych i odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne. Pomocnym narzędziem może być tu Rozporządzenie Ministra Gospodarki i Pracy z dnia 7 września 2005 r. w sprawie kryteriów oraz procedur dopuszczania odpadów na składowiska odpadów danego typu [6]. Uzyskane wartości stężeń metali ciężkich w wyciągu wodnym z popiołów porównano z wartościami granicznymi, dla których odpady kierowane są na składowisko danego typu (tabela 8).

**Tabela 8.** Dopuszczalne graniczne wartości wymywania metali ciężkich decydujące o możliwości dopuszczania odpadów na dany typ składowisk

**Table 8.** Boundary values of heavy metals extraction limiting the permit ion of waste disposal on each kind of landfill

Składnik wyciągu wodnego	[mg/kg s.m.]				
	Składowisko odpadów obojętnych	Składowisko odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne	Składowisko odpadów niebezpiecznych	Popiół z Gdyni	Popiół z Austrii
Cd	0,04	1	5	0,2442	0,1998
Cr	0,5	10	70	7,215	0,666
Cu	2	50	100	0,0111	0,0111
Ni	0,4	10	40	<0,005	<0,005
Pb	0,5	10	50	0,0444	0,0555
Zn	4	50	200	1,221	0,888
Hg	0,01	0,2	2	<0,01	<0,01

Analiza porównawcza wykazała, iż prawie wszystkie wartości mieszczą się w granicznych wartościach wymywania dopuszczalnych na składowisku odpadów obojętnych, jedynie zawartość chromu i kadmu w wyciągach wodnych z popiołów przekracza dopuszczalne graniczne wartości wymywania dla składowisk odpadów obojętnych (tabela 8). Stężenia tych pierwiastków, jak

również pozostałych metali ciężkich są jednak mniejsze niż wartości graniczne stężeń dopuszczające na składowiska odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne. W związku z tym, badane popioły mogą być składowane na składowiskach odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne. Oznacza to jednak zwiększenie kosztów składowania (liczonych bez opłaty środowiskowej za umieszczenie odpadów na składowisku) ze względu na konieczność wyposażenia tego typu składowisk w kosztowne systemy zabezpieczeń i uszczelnienia dna oraz odprowadzenia i unieszkodliwiania odcieków.

Powstaje dodatkowe pytanie o technologię składowania, tj. czy mogą one być składowane nieselektywnie razem z innymi rodzajami odpadów, czy powinny być składowane selektywnie? W Rozporządzeniu Ministra Gospodarki z dnia 30 października 2002 r. w sprawie rodzajów odpadów, które mogą być składowane w sposób nieselektywny [5], określono, iż odpady popiołów lotnych o kodzie 19 01 14 mogą być składowane nieselektywnie, ale jedynie z innymi odpadami z grupy 19. Konieczne jest zatem budowanie składowisk odpadów, które będą nastawione jedynie na przyjmowanie odpadów z grupy 19, a więc odpady z instalacji i urządzeń służących zagospodarowaniu odpadów, z oczyszczalni ścieków oraz z uzdatniania wody pitnej i wody do celów przemysłowych.

## 5. Podsumowanie

Wykonane badania potwierdziły, cytowane w literaturze fachowej, dane dotyczące alkalicznego charakteru popiołów, wysokiej zawartości fosforu oraz metali alkalicznych w popiołach ze spalania osadów ściekowych. Pozostałe składniki nawozowe, takie jak węgiel i azot były na niskim poziomie. Stwierdzono również podwyższoną zawartość metali ciężkich, szczególnie w przypadku cynku.

Stwierdzono niską podatność popiołów ze spalania osadów ściekowych na wymywanie zanieczyszczeń. Wyciągi wodne charakteryzowały się wysokim odczynem. Skutkiem tego były niskie stężenia metali ciężkich w wyciągach wodnych.

Przeprowadzona analiza porównawcza właściwości fizykochemicznych popiołów ze spalania osadów ściekowych w odniesieniu do obowiązującego prawodawstwa, pozwoliła na: sklasyfikowanie omawianych odpadów jako odpady inne niż niebezpieczne, wykazała, iż tego typu popioły lotne nie mogą być wykorzystywane w środowisku bez wcześniejszego przetworzenia, popioły lotne z termicznego przetwarzania osadów ściekowych mogą być również składowane w sposób selektywny, jak również nie selektywny ale jedynie z innymi odpadami z 19 grupy katalogu odpadów.



Z uwagi na zasady ochrony środowiska i gospodarki odpadami, preferowanym sposobem zagospodarowania omawianych popiołów lotnych powinno być ich wykorzystanie do produkcji granulatów nawozowych lub też przygotowania spiekanych granulatów przeznaczonych do wykorzystania w innych celach, np. do oczyszczania ścieków w systemach hydrofitowych.

## **Literatura**

1. **Babbie E.:** *Badania społeczne w praktyce*. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa, 2005.
2. **Pająk T.:** *Spalanie osadów w atmosferze wzbogacanej w tlen*. Wodociągi-Kanalizacja nr 10(56), str. 46, 2008.
3. **Polska Norma:** *Odpady stałe. Przygotowanie wyciągu wodnego*. PN-97/Z-150009, 1997.
4. **Projekt Badawczy Zamawiany nr PBZ-MNiSW – 1/3/2006.:** *Nowoczesne technologie energetycznego wykorzystania biomasy i odpadów biodegradowalnych /BiOB/ – konwersja BiOB do energetycznych paliw gazowych*, 2006.
5. **Rozporządzeniu Ministra Gospodarki** z dnia 30 października 2002 r. w sprawie rodzajów odpadów, które mogą być składowane w sposób nieselektywny (Dz.U. nr 191; poz. 1595).
6. **Rozporządzenie Ministra Gospodarki i Pracy** z dnia 7 września 2005 r. w sprawie kryteriów oraz procedur dopuszczania odpadów na składowiska odpadów danego typu (Dz.U. nr 186; poz. 1552 i 1553)
7. **Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi** z dnia 18 czerwca 2008 r. w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu (Dz. U. z 7 lipca 2008 Nr 119 poz. 765)
8. **Rozporządzenia Ministra Środowiska** z dnia 27 września 2001 r. w sprawie katalogu odpadów (Dz. U. Nr 112 poz.1206).
9. **Rozporządzenie Ministra Środowiska** z dnia 13 maja 2004 r. w sprawie warunków, w których uznaje się, że odpady nie są niebezpieczne (Dz.U. nr 128 poz. 1347).
10. **Rozporządzeniu Ministra Środowiska** z dnia 21 marca 2006 r. w sprawie odzysku lub unieszkodliwiania odpadów poza instalacjami i urządzeniami (Dz.U. nr 49 poz.356).
11. **Rozporządzenie Ministra Środowiska** z dnia 14 listopada 2007 r. w sprawie procesu odzysku R10 (Dz.U. nr 228 poz. 1685).
12. **Rozporządzenie Ministra Zdrowia** z dnia 2 września 2003 r. w sprawie kryteriów i sposobu klasyfikacji substancji i preparatów chemicznych (Dz. U. Nr 171, poz. 1666)
13. **Rozporządzenie Ministra Zdrowia** z dnia 28 września 2005 r. w sprawie wykazu substancji niebezpiecznych wraz z ich klasyfikacją i oznakowaniem (Dz.U. nr 201, poz. 1674).
14. **Stasta P., Boran J., Bebar L, Stehlik P., Oral J.:** *Thermal processing of sewage sludge*. Applied Thermal Engineering 26, 1420-1426, 2006.

15. **Suzuki S, Tanaka M, Kaneko T.:** *Glass ceramic from sewage sludge*. J of Material Science; 32(7):1775-1780, 1997.
16. **Uchwała Rady Ministrów** nr 233 z dnia 29 grudnia 2006 r. w sprawie „Krajowego planu gospodarki odpadami 2010” (M.P. nr 90/2006 r., poz. 946).
17. **Ustawa** z dnia 27 kwietnia 2001 r. o odpadach (tekst jednolity z 2007 r., Dz. U. Nr 39, poz. 251).
18. **Wether J., Ogada T.:** *Sewage Sludge Combustion*. Progress in Energy and Combustion Science 25, 55-116, 1999.

## **Possibilities of Management of Waste Fly Ashes from Sewage Sludge Thermal Treatment in the Aspect of Legal Regulations**

### **Abstract**

In recent years, the thermal treatment of sewage sludge technology has become more popular. During thermal treatment of sewage sludge another kind of waste - fly ashes are produced. In paper the trial of his waste classification according to polish law has been conducted. The chemical and physical characteristic of two kinds of ashes has been done. Also, the research of pollutants mobility from ash during extraction into the water has been executed. Basic on waste properties, and also according to law limitation, the possibilities of fly ash management were assessed. Ash has alkaline reaction, contains also relatively high concentration of  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{P}_2\text{O}_5$  and heavy metals, especially in case of zinc. Executed research indicated low mobility of pollutants during extraction into water. The fly ashes were classified as non hazardous and non inert waste. Basic on the waste management hierarchy, the fly ash from sewage sludge incineration shouldn't lead just to landfilling, but to recovery. Despite of it, because of law limitations, fly ashes from sewage sludge thermal treatment can not to be used directly in the environment, without additional processing. The solution can be: production of fertilizers where one of the components is fly ash; production of light expanded granulates for reusing in environmental engineering – constructed wetlands for wastewater treatment, construction capture barriers for polluted ground water... And finally, as the worst solution, fly ashes might also be landfilled separately as well mixed with another waste from group 19 from waste catalogue.



# Badania procesu mokrego rozdrabniania mączki kamienia wapiennego oraz wpływu rozdrobnienia na efektywność odsiarczania spalin

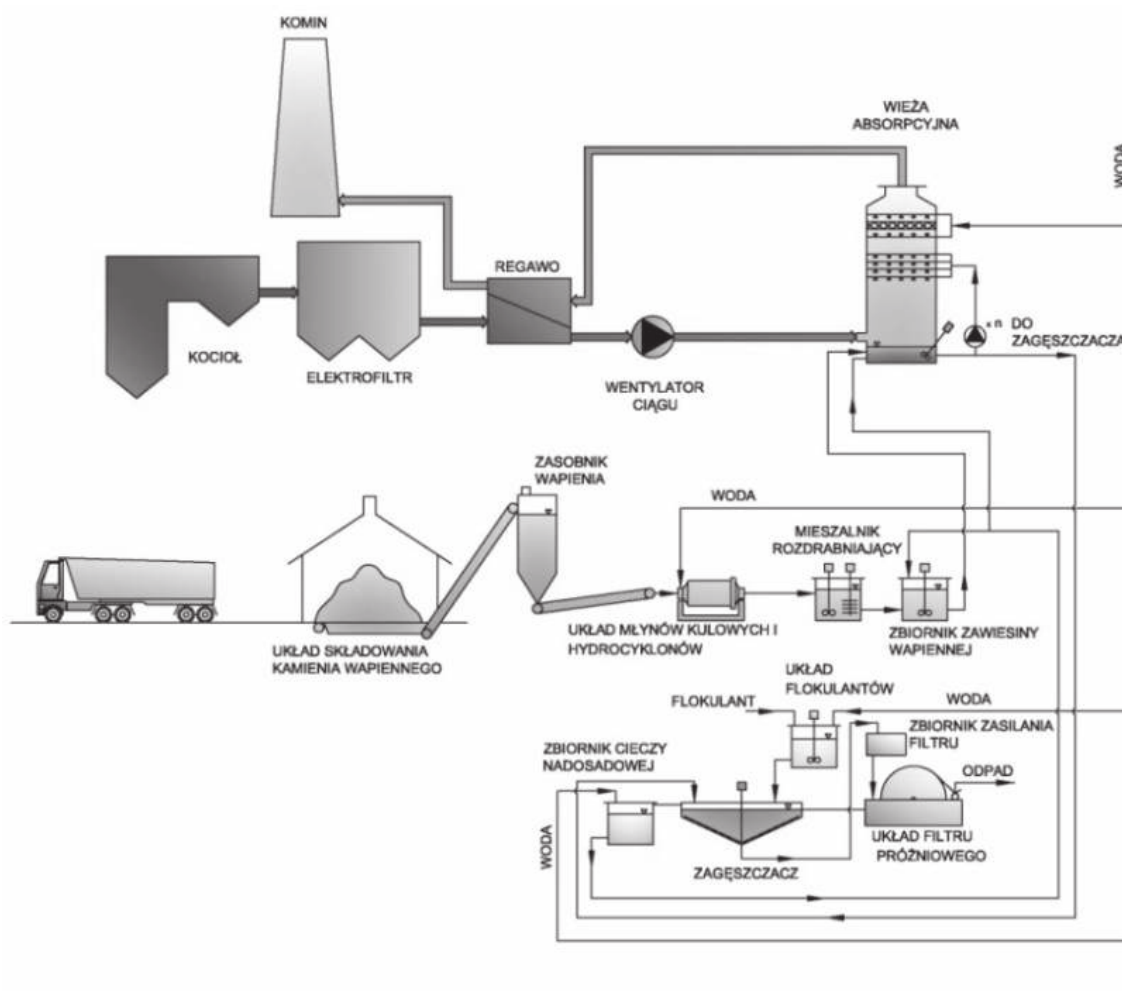
*Jan Hehlmann, Maciej Jodkowski  
Politechnika Śląska, Gliwice*

## 1. Wprowadzenie

Rozdrabnianie jest jedną z operacji jednostkowych często stosowanych w wielu gałęziach przemysłu chemicznego, przemysłu energetycznego, spożywczego, kosmetycznego, farmaceutycznego i innych. Ze względów procesowych cząstki są rozdrabniane do tysięcznych części milimetra, przy czym uzyskanie zdefiniowanego rozkładu ziarnowego surowca ma swe odzwierciedlenie w jakości otrzymanego produktu, w jego właściwościach, jak również wpływa na sposób prowadzenia procesu [1÷4].

Jednym z interesujących obszarów zastosowań procesu rozdrabniania są reakcje z użyciem stałego sorbentu. Znany jest korzystny wpływ rozdrobnienia sorbentu na stopień przereagowania. Przykładem może być proces mokrego odsiarczania spalin stosowany w przemyśle energetycznym. Metoda mokra polega na bezpośrednim kontakcie odpylonych spalin z zawiesiną sorbentu. W wyniku reakcji chemicznej powstaje półwodny siarczyn, który poddawany jest dalszej obróbce w celu uzyskania odpadu zbliżonego do naturalnego gipsu. Schemat przykładowej instalacji odsiarczania spalin przedstawia rys. 1. Sorbent w zależności od zastosowanej technologii dostarczany jest do instalacji odsiarczania spalin w postaci kamienia wapiennego lub jako gotowa mączka. Kamień wapienny mieli się w młynach kulowych uzyskując zawiesinę mączki kamienia wapiennego zawierającą ziarna sorbentu o średnicy  $d_z \in (32 \div 60) \mu\text{m}$ . Uzyskanie większego rozdrobnienia w zakresie średnic około  $1 \mu\text{m}$  powinno w sposób znaczący wpłynąć na przebieg procesu odsiarczania. Pozwala to wnioskować,

że dzięki temu możliwe będzie zmniejszenie gęstości zraszania oraz krotności cyrkulacji zawiesiny, a co za tym idzie, możliwe będzie zmniejszenie poboru energii na cele własne.

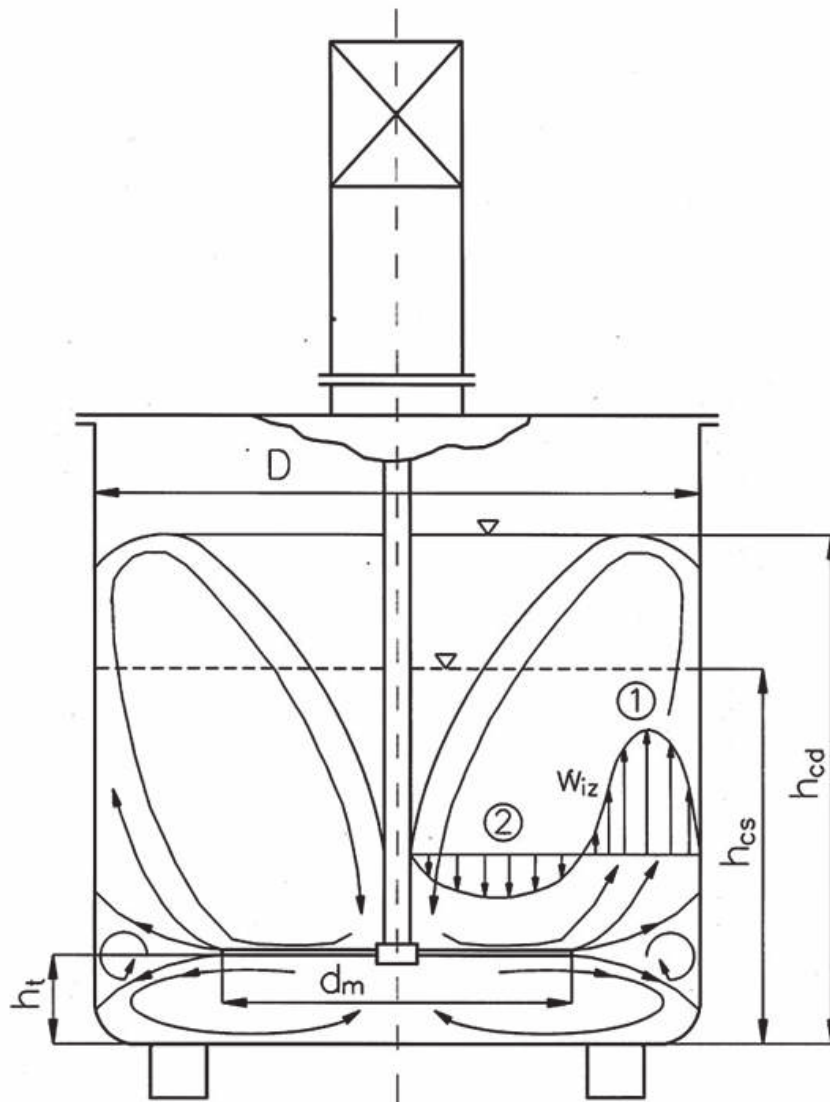


**Rys. 1.** Schemat mokrego odsiarczania spalin  
**Fig. 1.** The diagram of wet desulfurization

Urządzeniem znajdującym częste zastosowanie w procesach mikronizacji materiałów jest mieszalnik dyskowy zwany dissolverem, rys. 2.

Proces realizowany w mieszalniku rozdrabniającym ma naturę złożoną – jest to jednoczesne rozdrabnianie zaglomeryzowanych cząstek ciała stałego i mieszanie ośrodka dwufazowego. W mieszalniku rozdrabniającym z mieszadłem dyskowym stosowane moce silników są bardzo duże. Stosunek mocy efektywnej  $N_f$  do objętości roboczej  $V$  dla mieszalników rozdrabniających zawiera się w zakresie  $N_f/V = (20 \div 55) \text{ kW/m}^3$ . Jest to związane z koniecznością wytworzenia przez dysk charakterystycznego profilu cyrkulacyjnego o

dwóch konturach (rys. 2): głównym – górnym, decydującym o częstości kontaktu rozdrabnianych cząstek z dyskiem oraz dolnym, zabezpieczającym układ przed osiadaniem materiału na dnie zbiornika.



**Rys. 2.** Schemat mieszalnika rozdrabniającego z mieszadłem dyskowym;  $h_t$  – odległość tarczy od dna,  $d_m$  – średnica tarczy,  $h_{cs}$  – statyczna wysokość ośrodka,  $h_{cd}$  – wysokość dynamiczna ośrodka,  $D$  – średnica mieszalnika, 1 – kontur wznoszący, 2 – kontur zstępujący [4]

**Fig. 2.** The grinding mixer with flat disc agitator;  $h_t$  – distance between disc and bottom,  $d_m$  – disc diameter,  $h_{cs}$  – static head of medium,  $h_{cd}$  – dynamic head of medium,  $D$  – mixer diameter, 1 – rising contour, 2 – settling contour [4]

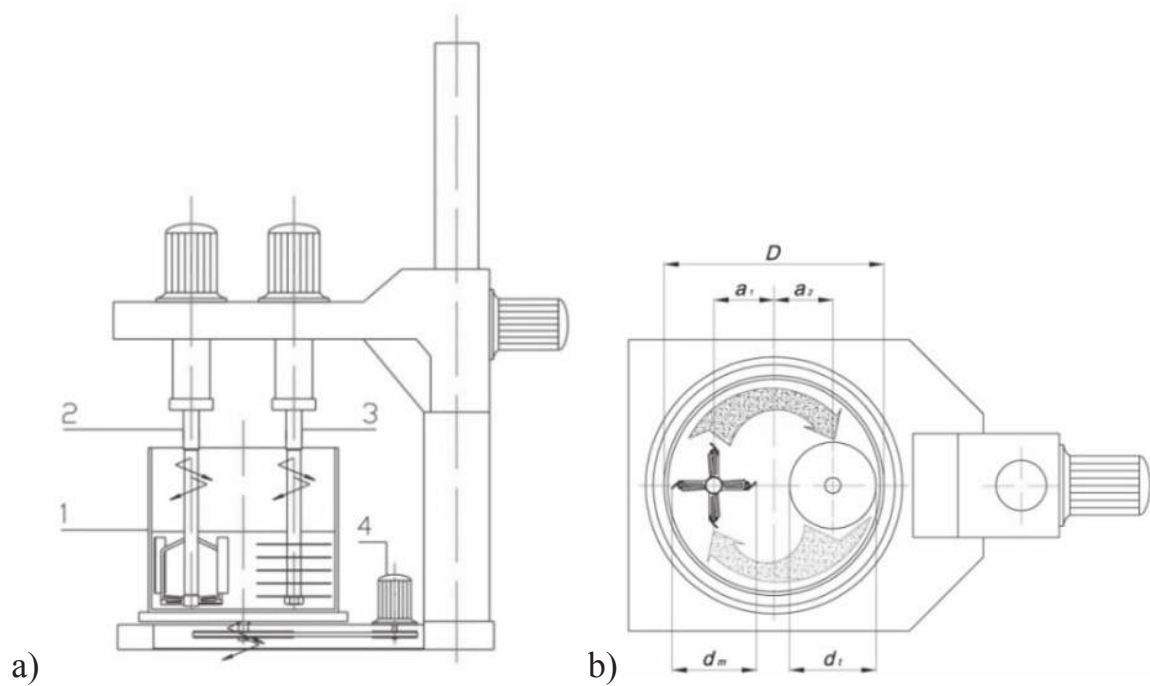
Z tego powodu mieszalnik ten posiada pewne ograniczenia. Jednym z nich są graniczne stężenia ciała stałego w zawieszynie wynoszące  $c \in (0,35 \div 0,55)$  kg/kg [5] oraz konieczność wprowadzania wąskich frakcji ziarnowych. Przed rozdrabnianiem zawieszyna posiada charakter płynu newtonowskiego. W trakcie trwania procesu rozdrabniania zawieszyna zmienia swą reologię i staje się płynem nienewtonowskim, przez co transport dużych ziaren przez kontur dolny jest utrudniony. Charakter tych zmian jest złożony i zależy od rodzaju rozdrabnianego materiału [6÷8, 11].

Nakład energii na proces rozdrobnienia jest znacznie mniejszy niż na pracę pompowania, związaną z wytworzeniem właściwych warunków hydrodynamicznych w mieszalniku. Dlatego też poszukuje się rozwiązań, które pozwoliłyby na obniżenie mocy stosowanych urządzeń, oraz poprawę wydajności z jednoczesnym uzyskaniem materiału o wąskim rozkładzie ziarnowym.

## **2. Mieszalnik rozdrabniający z mieszadłami umieszczonymi acentrycznie**

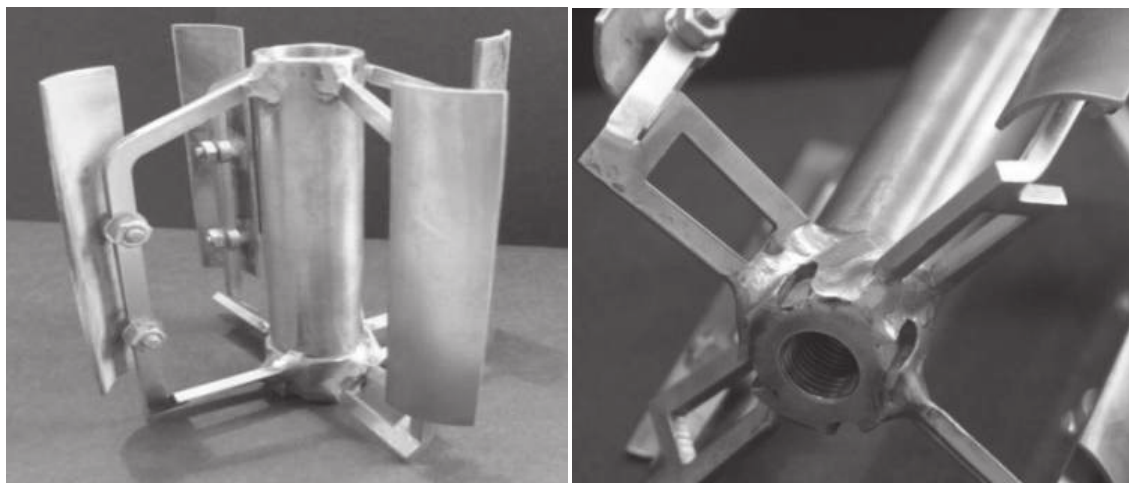
Badania procesu mokrego rozdrabniania materiałów ziarnistych prowadzono w hybrydowym mieszalniku rozdrabniającym, w którym zastosowano dwa, umieszczone acentrycznie mieszadła, rys. 3a [9÷11]. Hybrydowe mieszadło łopatkowe (2) wytwarza w mieszalniku cyrkulację ośrodka dwufazowego, natomiast mieszadło tarczowe (3) wytwarza naprężenia ścinające, powodujące rozdrobnienie cząstek stałych oraz upłynnienie ośrodka, rys. 3b. Ponadto, hybrydowe mieszadło łopatkowe wg rys. 4 ma w swej dolnej części ukośne łopatki, powodujące unoszenie zawiesziny ze strefy przydennej, eliminując zjawisko akumulacji osadu, które w klasycznych mieszalnikach rozdrabniających jest przyczyną występowania wtrąceń wąskich frakcji gruboziarnistych, obniżających właściwości użytkowe rozdrabnianych produktów, a szczególnie pigmentów. Dzięki takiemu innowacyjnemu rozwiązaniu osiąga się obniżenie jednostkowej mocy efektywnej, a także możliwe jest stosowanie wyższych stężeń rozdrabnianego materiału, nawet do 70% mas. Jako podstawowy materiał badawczy został użyty kamień wapienny.

Mieszalnik rozdrabniający z dwoma acentrycznymi mieszadłami jest przedmiotem zgłoszenia patentowego [9].



**Rys. 3.** Schemat ideowy mieszalnika z acentrycznymi mieszadłami: a) rozmieszczenie mieszadeł; b) profil cyrkulacyjny. 1 – mieszalnik; 2 – hybrydowe mieszadło łopatkowe; 3 – mieszadło dyskowe; 4 – napęd podstawy mieszalnika [9]

**Fig. 3.** The mixer with eccentric agitator: a) agitators arrangement, b) circulating profile. 1 – mixer, 2 – hybrid paddle agitator, 3 – disk agitator; 4 – drive of the mixer base [9]



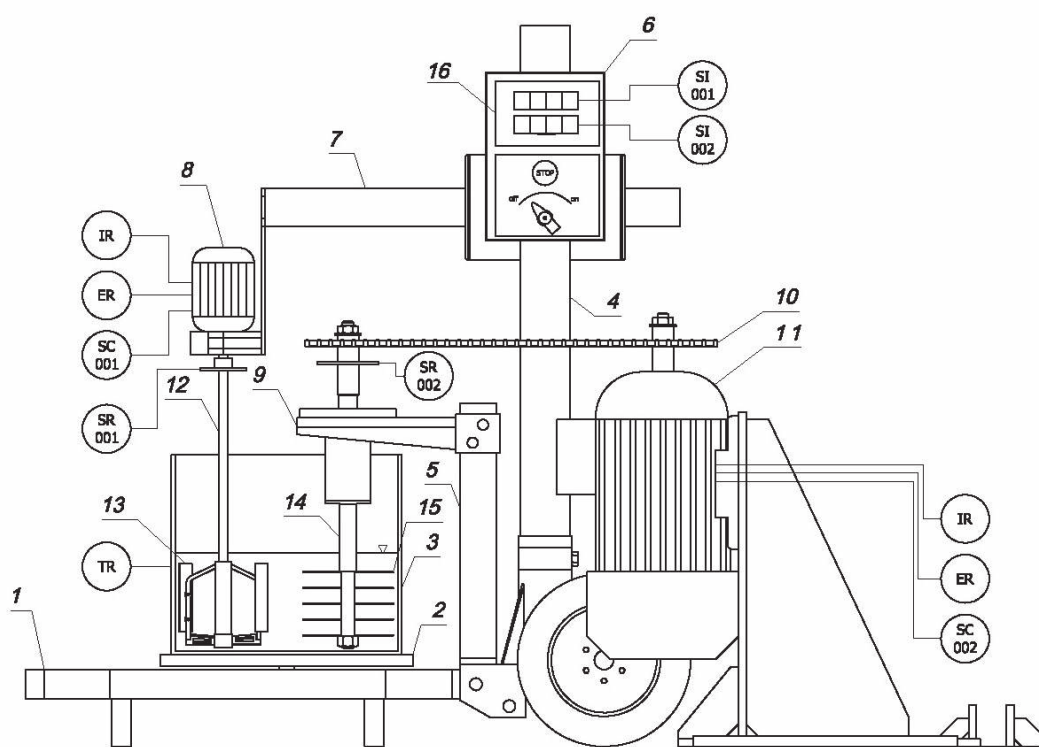
**Rys. 4.** Hybrydowe mieszadło łopatkowe [10]

**Fig. 4.** Hybrid paddle agitator [10]



### 3. Badania procesu mokrego rozdrabniania

Badania procesu mokrego rozdrabniania materiałów ziarnistych przeprowadzono dla układu sorbent węglanowy – woda. Układ taki odwzorowuje układy przemysłowe występujące w procesie odsiarczania spalin. Otrzymane w procesie mokrego rozdrabniania polidispersyjne próbki, poddawane były badaniom reaktywności oraz właściwościach reologicznych. Schemat stanowiska do mokrego rozdrabniania materiałów ziarnistych przedstawiono na rys. 5.



**Rys. 5.** Schemat stanowiska do mokrego rozdrabniania materiałów ziarnistych; 1 – podest, 2 – podstawa mocująca zbiornika, 3 – zbiornik, 4, 5 – belka pionowa, 6 – układ sterująco-pomiarowy, 7 – ramię mocujące, 8 – silnik, 9 – kolumna łożyskująca, 10 – przekładnia łańcuchowa, 11 – silnik, 12 – wał, 13 – hybrydowe mieszadło łopatkowe, 14 – wał, 15 – tarcze, 16 – cyfrowy wskaźnik obrotów

**Fig. 5.** A scheme of the test stand use for investigation of wet grinding process of grain materials; 1 – platform, 2 – rotary mount of tank, 3 – tank, 4, 5 – vertical support column, 6 – the control and measurement system, 7 – mouton arm, 8 – engine, 9 – bearing column, 10 – chain transmission, 11 – engine, 12 – shaft, 13 – hybrid paddle agitator, 14 – shaft, 15 – discs, 16 – electronic counters of rotations

### **3.1. Jednostkowa praca mokrego rozdrabniania**

Praca jednostkowa rozdrabniania wyrażana jest za pomocą równania różniczkowego:

$$dl_r = -C \frac{dd}{d^j}, \quad (1)$$

którego rozwiązanie ogólne wynika z przyjęcia założeń mechanizmu rozdrabniania; Rittingera –  $j=2$ , Bonda –  $j=1,5$  lub Kicka –  $j=1$ . Celem przeprowadzonych badań laboratoryjnych było wyznaczenie wartości stałej  $C$ .

W rezultacie przeprowadzonych badań wyznaczono wykładnik  $j$  i stałą  $C$  równania pracy jednostkowej (1). Proces mokrego rozdrabniania mączki kamienia wapiennego w mieszalniku z mieszadłami umieszczonymi acentrycznie najlepiej opisuje równanie według założeń Kicka ( $j=1$ ) z wartością stałej  $C_K=6175,87 \text{ m}^2/\text{s}^2$ :

$$l_{rtK} = 6175,87 \cdot \ln \left( \frac{d_{32p}}{d_{32k}} \right) \quad (2)$$

gdzie:

$d_{32p}$  – średnica Sautera początkowa rozdrabnianego materiału [m];  
 $d_{32k}$  – średnica Sautera końcowa rozdrabnianego materiału [m].

Równanie (2) posiada współczynnik determinacji  $R^2=0,9443$ , zaś jego średni błąd względny  $\delta=\pm 12,35\%$ . Baza danych obejmuje 181 punktów pomiarowych.

Oznacza to jednocześnie, iż rozdrabnianie ziaren przebiega proporcjonalnie do ich objętości, nie zaś ich powierzchni, jak by to miało miejsce w przypadku teorematu Rittingera czy też założeń teorematu Bonda, w którym rozdrabnianie jest zależne w pierwszej fazie procesu od szybkości propagacji szczeliny Griffith'a, dalej zaś uzależnione jest od objętości cząstek.

### **3.2. Współczynnik transmisji energii**

Badania współczynnika transmisji energii  $k$  przeprowadzono równocześnie z badaniami pracy jednostkowej. Po przyjęciu, że rozdrabnianie mączki kamienia wapiennego odbywa się zgodnie z teorematem Kicka, równanie mokrego rozdrabniania:

$$m_o \cdot dl_r = k \cdot F \cdot \Delta d_z \cdot d\theta \quad (3)$$

można przekształcić do następującej postaci:

$$k = \frac{-C \cdot m \int_{d_{zp}}^{d_{zk}} \frac{dd_z}{d_z(d_z - d_z^*)}}{F \int_{\theta_p}^{\theta_k} d\theta}, \text{ [W/m}^3\text{]} \quad (4)$$

Po scałkowaniu i podstawieniu za ogólną wartość średnicy cząstki  $d_z$ , wartości zastępczej średnicy  $d_{32}$  oraz stałej równania (2), uzyskuje się:

$$k = \frac{C_K \cdot m}{d_{32z}^* \cdot F(\theta_k - \theta_p)} \cdot \ln \frac{d_{32k}(d_{32p} - d_{32z}^*)}{d_{32p}(d_{32k} - d_{32z}^*)} \quad (5)$$

gdzie:

$C_k$  – stała Kick'a [ $\text{m}^2/\text{s}^2$ ];

$m$  – masa rozdrabnianego materiału [kg];

$d_{32z}^* = 0,5 \cdot 10^{-6}$  [m] – najmniejsza średnica Sautera uzyskana w trakcie długiego czasu rozdrabniania;

$F$  – powierzchnia elementu rozdrabniającego (tarczy) [m];

$\theta_p$  – czas początkowy rozdrabniania;

$\theta_k$  – czas końcowy rozdrabniania.

W wyniku przeprowadzonych badań eksperymentalnych oraz rachunku estymacyjnego, sformułowano równanie kryterialne współczynnika transmisji energii w postaci:

$$Rz = Re_t^{0,021} Fr_t^{-0,874} \left(\frac{D}{d_t}\right)^{2,937} \left(\frac{d_{32}}{d_t}\right)^{-0,660} \left(\frac{i}{i_0}\right)^{0,686} \quad (6)$$

gdzie:

$D$  – średnica mieszalnika,

$d_t$  – średnica tarczy;

$d_{32}$  – końcowa średnica Sautera rozdrabnianego materiału;

$i$  – liczba dysków;

$i_0 = 3$ .

Równanie to obowiązuje dla następującego zakresu zmienności liczb bezwymiarowych:  $Re_t \in \langle 24,987 \div 1472328,3 \rangle$ ,  $Fr_t \in \langle 30,581 \div 84,947 \rangle$ ,  $(D/d_t) \in \langle 1,70 \div 3,28 \rangle$ ,  $(d_{32}/d_t) \in \langle 7,733 \cdot 10^{-6} \div 5,924 \cdot 10^{-4} \rangle$ ,  $(i/i_0) \in \langle 0,333 \div 1,0 \rangle$ . Średni błąd względny równania (6) wynosi  $\delta = \pm 16,88 \%$ , przy czym zmierzone wartości modułu  $Rz_{obs.}$  zawierają się w przedziale  $\langle 28,01 \div 1007,52 \rangle$ .

#### **4. Badania reaktywności mączki kamienia wapiennego w zależności od średniej średnicy ziarna $d_{32}$**

Reaktywność jest jednym z najistotniejszych parametrów kinetycznych sorbentu. Parametr ten w procesie odsiarczania spalin rzutuje na przebieg procesu absorpcji z reakcją chemiczną, a także na rzeczywiste relacje prowadzenia tego procesu tj. ustalenia optymalnego stężenia sorbentu w zawieszynie, ustalenia optymalnego stosunku strumieni zawieszyny i gazu oraz niezbędnej wielkości strumienia recyrkulującego w absorberze.

Do przeprowadzenia badań reaktywności węglanu wapnia wymagana jest ilość odpowiadająca 40 mmol reaktywnego składnika. Techniczny sorbent stanowi mieszaninę składników mineralnych, toteż w celu obliczenia wymaganej do testu ilości kamienia wapiennego konieczna jest znajomość jego składu chemicznego, na podstawie którego obliczano wymaganą ilość kamienia suchego wapiennego wynoszącą 4,169 g.

Reaktywność zawieszyny kamienia wapiennego wyznaczano poprzez miareczkowanie próbki rozdrobnionego kamienia wapiennego zawierającej 40 mmol reaktywnego składnika, w obecności kwasu siarkowego. Ilość przereagowanego kwasu przy stabilizowanej wartości  $\text{pH} = 5,5$  przekładała się na wartość konwersji kamienia wapiennego, którą obliczano ze wzoru:

$$\alpha_{60} = \frac{V_{\text{H}_2\text{SO}_4} \cdot V_{\text{CaCO}_3} \cdot 100}{m_p} \quad (7)$$

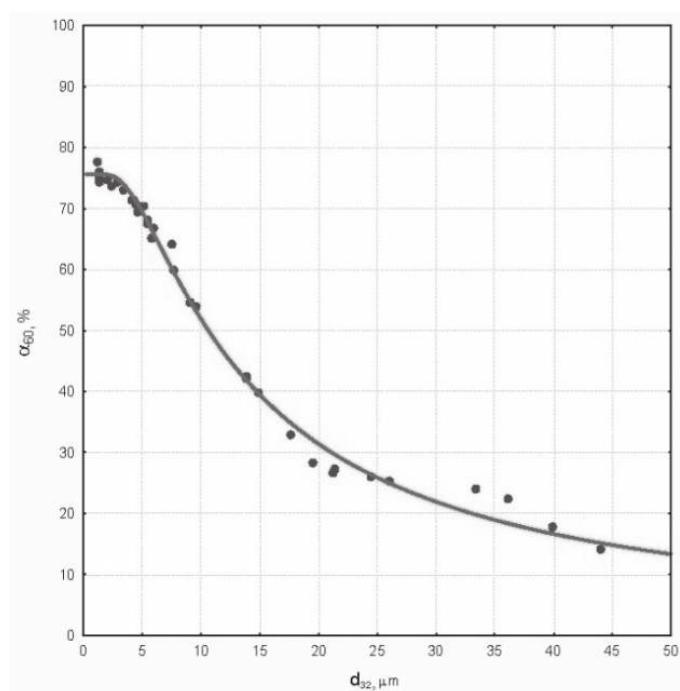
gdzie:

$V_{\text{H}_2\text{SO}_4}$  – objętość 1 molowego kwasu siarkowego VI, [ml],  
 $M_{\text{CaCO}_3} = 100,09$  mg/mmol – masa molowa węglanu wapnia,  
 $m_p$  – odważona próbka kamienia wapiennego [mg].

Temperatura reakcyjnego roztworu była stabilizowana na poziomie  $55^\circ\text{C}$ , przy intensywnym mieszaniu. Całkowity czas procesu  $\theta$  wynosił 60 minut. Warunki prowadzenia procesu, tj.:  $\text{pH} = 5,5$  oraz  $t = 55^\circ\text{C}$ , wynikają z konieczności odzwierciedlenia warunków przemysłowego procesu odsiarczania spalin.

W wyniku przeprowadzonych badań stwierdzono wpływ rozmiaru cząstki sorbentu na jego reaktywność – rys. 6. Wyniki badań opracowano w postaci matematycznej zależności (8). Błąd względny równania (8) wynosi  $\delta = \pm 3,51\%$ .

$$\alpha_{60} = 75,65[1 - \exp(-14,934 \cdot d_{32}^{-1,11})] \quad (8)$$



**Rys. 6.** Wpływ średnicy  $d_{32}$  sorbentu na stopień konwersji  $\alpha_{60}$   
**Fig. 6.** Influence of sorbent diameter  $d_{32}$  on conversion level  $\alpha_{60}$

#### 4. Podsumowanie

W trakcie badań uzyskano rozdrobnienie kamienia wapiennego wynoszące  $d_{0,32}/d_{32} = 44,08/1,26 = 35$ , w wyniku czego uzyskano 5,5-krotny wzrost reaktywności suspensji kamienia wapiennego.

Przeprowadzone badania potwierdzają wzrost reaktywności kamienia wapiennego wraz ze zmniejszającą się średnicą ziarna. Dzięki wzrostowi reaktywności sorbentu możliwe będzie zmniejszenie gęstości zraszania oraz krotności cyrkulacji zawiesiny w absorberze, a co za tym idzie, możliwe jest wyłączenie jednej z pomp cyrkulacyjnych. W instalacjach odsiarczania spalin, o wydajności  $2100000 \text{ Nm}^3/\text{h}$ , moc silnika pojedynczej pompy, o wydajności  $9050 \text{ m}^3/\text{h}$  wynosi  $1200 \text{ kW}$  natomiast średnie zużycie sorbentu w takiej instalacji, przypadające na 1 absorber wynosi ok.  $14400 \text{ kg/h}$ . Moc potrzebna na rozdrobnienie wymaganej ilości sorbentu do średnicy  $d_{32}=1,26 \mu\text{m}$  (około 35-krotne rozdrobnienie) wynosi około  $300 \text{ kW}$ . Zmodyfikowanie węzła przygotowania zawiesiny sorbentu wg rys. 1, przez zastosowanie hybrydowego mieszalnika rozdrabniającego z acentrycznymi mieszadłami, rys. 3, jako węzła mikronizacji po układzie młynów kulowych i hydrocyklonów, obniżyłoby zużycie energii o:  $1200 \text{ kW} - 300 \text{ kW} = 900 \text{ kW}$ . W skali rocznej oznacza to oszczędność ok.  $2500 \text{ Mg}$  standardowego węgla energetycznego ( $Q_w=21000 \text{ kJ/kg}$ ) o wartości rynkowej ok.  $500 \text{ tys. zł}$ , a także oszczędność w zakresie bieżących kosztów eksploatacyjnych pomp.

## Wykaz ważniejszych oznaczeń

$Rz = k/(d_t^2 \cdot n_t^3 \cdot \rho)$  – liczba charakteryzująca proces rozdrabniania  
– *number characterizing grinding process*

$Re = (n \cdot d^2 \cdot \rho)/\eta$  – liczba Reynoldsa mieszania  
– *Reynolds number of mixing*

$Fr = (d \cdot n^2)/g$  – liczba Froude'a mieszania  
– *Froude number of mixing*

$g$   $m^2/s$  – przyspieszenie siły ciężkości  
– *acceleration of gravity force*

$n_t$   $1/s$  – prędkość obrotowa tarczy  
– *disc rotary speed*

$\rho$   $kg/m^3$  – gęstość  
– *density*

$\eta$   $Pa \cdot s$  – dynamiczny współczynnik lepkości  
– *dynamic coefficient of viscosity*

## Literatura

1. **Koch R., Noworyta A.:** *Procesy mechaniczne w inżynierii chemicznej*. WNT, Warszawa, 1992.
2. **Stręk F.:** *Mieszanie i mieszalniki*. WNT, Warszawa 1971.
3. **Heim A.:** *Młyny perłkowe – przegląd prac naukowo-badawczych wykonanych w Politechnice Łódzkiej*. Zeszyty Naukowe Politechniki Łódzkiej, nr 730, 1995.
4. **Hehlmann J., Adamek R.:** *Dyspergowanie pigmentów w dissolverach*. Inżynieria i Aparatura Chemiczna, nr 2, 1999.
5. **Adamek R.:** *Badania procesu rozdrabniania cząstek pigment w mieszalniku z mieszadłem dyskowym*. Rozprawa doktorska, Gliwice, 2001.
6. **Pampuch R., Haberko K., Kordek M.:** *Nauka o procesach ceramicznych*. PWN, Warszawa, 1992.
7. **Mende S.:** *Zerkleinerung, Dispergierung und Stabilisierung im Nanometrbereich*. Nano-Symposium, Gliwice, 2005.
8. **BYK Chemie:** *Wetting and Dispersing Additives*, Wesel, 1999.
9. **Hehlmann J., Jodkowski M.:** *Sposób i urządzenie do mokrego rozdrabniania aglomeratów*. zgłoszenie patentowe P338962.
10. **Hehlmann J., Jodkowski M.:** *Rozdrabnianie pigmentu w mieszalniku z acentrycznymi mieszadłami*. Chemik, 25, 975-980, 2004.
11. **Hehlmann J., Jodkowski M.:** *A study on the initiation conditions of wet grinding process of grain materials, carried on by means of hybrid mixer*. Polish Journal of Chemical Technology, 8, 1, 19-26, 2006.

## Research on Lime Stone Wet Grinding Process and Influence of Grinding on Efficiency of Desulfurization Process

### Abstract

One of the interesting areas of uses wet grinding process are reactions with solid sorbent, e.g. as in case of wet process flue gas desulfurization where grinding level influence on sorbent reactivity. The results of researches of wet grinding process and influence of grinding level of lime stone on its reactivity in wet desulfurization process have been introduced in the article. The researches of wet grinding process in hybrid mixer with two eccentric agitators: disc and hybrid paddle agitator have been carried on.

Both of equations of energy transmission coefficient and of elementary work of wet grinding process of lime stone in mixer with two eccentric agitators which the best describes according to Kick's assumptions with constant  $C_K=6175,87 \text{ m}^2/\text{s}^2$  have been developed (1). Whereas the process of wet grinding has been described by equation which enable qualifying the indispensable time of wet grinding for set grinding level:

$$\theta_i = \frac{C_K \cdot m}{d_{32z}^* \cdot F \cdot k_i} \cdot \ln \frac{d_{32(i+1)}(d_{32i} - d_{32z}^*)}{d_{32i}(d_{32(i+1)} - d_{32z}^*)}$$

The energy transmission coefficient can be determinate from criterion equation:

$$Rz = Re_t^{0,021} Fr_t^{-0,874} \left(\frac{D}{d_t}\right)^{2,937} \left(\frac{d_{32}}{d_t}\right)^{-0,660} \left(\frac{i}{i_0}\right)^{0,686}$$

Size reductions amount of  $d_{032}/d_{32}=44,08/1,26=35$  bring about 5,5 times growth of lime stone suspension reactivity have been obtained during research. Thanks to growth of sorbent reactivity the decrease of thickness of spraying as well as circulation ratio of suspension in absorber in typical installation of desulfurization with capacity of  $2100000 \text{ Nm}^3/\text{h}$  is possibility to get. Such situation gives an opportunity to disconnect one of the circulation pump which allowed to save about 900kW energy and in the year about 2500 t of standard energetic carbon.

## Teoretyczne uwarunkowania rozwoju zrównoważonego

*Artur Pawłowski  
Politechnika Lubelska*

### 1. Wprowadzenie – raport WCED „Nasza wspólna przyszłość”

Rozwój zrównoważony to jedna z najbardziej frapujących idei, które przyniósł ze sobą koniec XX w. Powszechnie uznawana definicja tego rozwoju pochodzi z 1987 r. z raportu ONZ „Nasza Wspólna Przyszłość” („Our Common Future”). Publikacja była efektem prac powołanej w 1983 r. niezależnej Światowej Komisji d/s Środowiska i Rozwoju (World Commission on Environment and Development). Stanowiła ona próbę całościowego spojrzenia na problemy współczesnego świata. Przestrzegano przed powszechnie przyjętym wąskim rozumieniem pojęcia „rozwoju” (uwzględniającego tylko rozwój czysto ekonomiczny), a także przed równie wąskim podejściem do pojęcia „środowisko”. We współczesnym świecie – jak dobitnie w komentarzu z ramienia OECD podkreślał Donald J. Johnston – „środowisko nie jest sferą niezależną od ludzkich działań, ambicji i potrzeb” [3]. Współczesne sytuacje kryzysowe (w aspekcie środowiskowym, rozwojowym, rolniczym, społecznym, czy energetycznym) także nie są od siebie niezależne. To jest jeden kryzys globalny odnoszący się do podejścia człowieka wobec środowiska, którego nie da się już rozwiązać w ramach jurysdykcji poszczególnych krajów.

Cenną częścią raportu była próba podsumowania sukcesów i porażek człowieka w XX w., w oparciu o którą usiłowano zarysować wizję dalszego rozwoju ludzkości [19, 24].

Za kluczowe dla dyskusji kwestie wskazano na:

- stabilizację liczebności populacji ludzkiej, zaznaczając, że problemem nie jest sam przyrost demograficzny, ale ograniczenia wynikające z dostępnych surowców,



- zabezpieczenie żywności dla człowieka, podkreślono, że problemem jest dystrybucja, a nie globalna ilość pożywienia, która już teraz jest wystarczająca,
- powstrzymanie utraty gatunków i – szerzej – zasobów genetycznych, w szczególności odnośnie lasów tropikalnych i obszarów wymagających ochrony,
- kwestie energetyczne, główne tematy: oszczędność energii, poszukiwanie nowych jej źródeł, odejście od spalania paliw kopalnych (szczególnie w kontekście efektu cieplarnianego), odnawialne źródła energii, kontrowersje wokół energetyki jądrowej,
- kwestie przemysłowe, w tym oszczędność surowców,
- zagadnienia związane z ludzkim osadnictwem, w szczególności na obszarach miejskich. Jak oceniano (ta prognoza rzeczywiście się sprawdziła) – na początku XXI w. procent ludności mieszkającej w miastach po raz pierwszy w historii przewyższy odsetek ludności wiejskiej. Prowadzi to do powstania szeregu problemów środowiskowych, infrastrukturalnych i społecznych (czysta woda, aspekty sanitarne, dostępność leczenia, transportu, szkół, relacje międzyludzkie).

Wśród głównych zagrożeń wymieniono natomiast:

- spadek ilości obszarów nadających się pod uprawy rolnicze (główne przyczyny: erozja gleb i pustynnienie),
- nadmierny wyręb lasów, szczególnie w Ameryce Południowej i Azji,
- nadmierne spalanie paliw kopalnych i związane z tym zanieczyszczenia atmosfery (w aspekcie globalnym prowadzą one do nadmiernego efektu cieplarnianego, a regionalnie do powstawania kwaśnych deszczy, stanowiących zagrożenie nie tylko dla organizmów żywych, ale także dla zabytkowych obiektów kulturowych),
- zależność przemysłu od surowców naturalnych,
- nadmierna emisja gazów stanowiących zagrożenie dla warstwy ozonowej.

Bezpośrednio w odniesieniu do człowieka zwrócono także uwagę na:

- wzrost liczby głodujących,
- wzrost liczby analfabetów,
- wzrost liczby ludności nie mającej dostępu do czystej wody,
- wzrost liczby ludności nie mającej zdrowego i bezpiecznego mieszkania,
- wzrost liczby ludności nie mającej opału,
- zwiększanie się rozpiętości między narodami bogatymi i biednymi,
- wyścig zbrojeń.

Dostrzeżono również sukcesy:

- spadek umieralności niemowląt,
- przedłużenie przeciętnego wieku życia,
- wzrost liczby dorosłych, którzy potrafią czytać i pisać,
- wzrost odsetka dzieci uczęszczających do szkół,
- szybszy wzrost globalnej produkcji żywności niż liczby ludności.

Przedstawiony bilans sukcesów i porażek wypadł niejednoznacznie. W dyskusji duży nacisk położono na – często lekceważone – potrzeby krajów biednych. Zauważono, że mimo różnorodnych programów pomocowych, przepaść pomiędzy krajami bogatymi i biednymi nie tylko się nie zmniejsza, ale coraz bardziej się pogłębia. Wyrazem tego jest fakt, że choć wzrasta ilość ludzi potrafiących czytać i pisać, to zarazem wzrasta także nadal liczba analfabetów. Ponadto podkreślono, że kwestie ekonomiczne są ściśle związane z uwarunkowaniami środowiskowymi. Rozwój ekonomiczny wywiera negatywny wpływ na środowisko (choćby w aspekcie zużywania surowców), a zarazem degradacja środowiska może ograniczać rozwój ekonomiczny.

Drogą do rozwiązania naszkicowanych powyżej przenikających się problemów miała być wspomniana już koncepcja rozwoju zrównoważonego. W raporcie „Nasza wspólna przyszłość” rozwój zrównoważony określono jako taki, „który gwarantuje zaspokojenie potrzeb obecnych pokoleń, nie zagrażając zdolności przyszłych pokoleń do zaspokajania własnych potrzeb”<sup>1</sup>.

Mimo kilku zbliżonych propozycji i określeń to właśnie ten raport okazał się mieć charakter przełomowy. Jego wielkim osiągnięciem było powszechne przyjęcie koncepcji rozwoju zrównoważonego tak w sferze naukowej, jak i politycznej, a także wśród szerokich kręgów światowej opinii publicznej. Proponowana definicja (zwana zasadą rozwoju zrównoważonego) otrzymała wymiar normatywny i do niej nawiązywały wszystkie przyszłe strategie rozwojowe.

## **2. Problematyka rozwoju zrównoważonego**

Uszczegółowiając dyskusję, w dokumentach i strategiach ONZ wyróżnia się obecnie trzy płaszczyzny problematyczne rozwoju zrównoważonego [1, 5]:

- ekologiczną,
- społeczną
- i ekonomiczną.

---

<sup>1</sup> W oryginale: „Sustainable development is development that meets the needs of the present without compromising the possibilities of future generations to meet their own needs”.

W czasopiśmie „Problemy Ekorozwoju” nr 1/2006 [13÷15] zaproponowałem rozszerzenie listy o kilka innych grup problematycznych. Dyskutując wielowymiarowość rozwoju zrównoważonego wskazałem wtedy na następujące aspekty:

- płaszczyznę etyczną (kwestia odpowiedzialności człowieka za przyrodę),
- płaszczyznę ekologiczną (ochrona przyrody naturalnej i przetworzonej przez człowieka, w tym aspekcie mieści się także planowanie przestrzenne),
- płaszczyznę społeczną (nie tylko środowisko przyrodnicze, ale także społeczne może ulec degradacji),
- płaszczyznę ekonomiczną (podatki, subsydia i inne instrumenty ekonomiczne),
- płaszczyznę techniczną (nowe technologie, oszczędność surowców),
- płaszczyznę prawną (prawo ochrony środowiska),
- płaszczyznę polityczną (formułowanie strategii rozwoju zrównoważonego, ich wdrażanie i kontrola).

W „Problemach Ekorozwoju” nr 1/2009 [17, 16] zaproponowałem następnie hierarchizację wymienionych płaszczyzn (por. tabela 1).

**Tabela 1.** Hierarchia płaszczyzn zrównoważonego rozwoju, opracowanie własne  
**Table 1.** The hierarchy of dimensions on which sustainable can be addressed, author's own work

<b>Poziom I</b>		Płaszczyzna etyczna	
<b>Poziom II</b>	Płaszczyzna ekologiczna	Płaszczyzna społeczna	Płaszczyzna ekonomiczna
<b>Poziom III</b>	Płaszczyzna techniczna	Płaszczyzna prawna	Płaszczyzna polityczna

Poziom pierwszy, będący podstawą dla pozostałych, to refleksja etyczna. Jest to wszak całkowicie odmienna sytuacja, jeżeli człowiek podejmuje jakieś decyzje, ponieważ wynikają one z jego własnych przekonań i przyjmowanego systemu wartości, a zupełnie inna, gdy decyzja uwarunkowana jest jedynie nakazami i zakazami obowiązującego systemu prawnego. To właśnie etyczne uzasadnienie ważnych pytań: jakie wartości należy przyjąć, czy też: dlaczego należy postępować tak, a nie inaczej – stanowi „fundament” całej dyskusji.

Poziom drugi to traktowane równorzędnie kwestie ekologiczne, społeczne i ekonomiczne.

Poziom trzeci wypełnia analiza zagadnień szczegółowych: technicznych, prawnych i politycznych.

Tradycyjna dyskusja wokół rozwoju zrównoważonego koncentruje się na poziomie drugim. Bez zakorzenienia w etyce (poziom pierwszy) będzie ona jednak niepełna. Natomiast bez poziomu trzeciego naszej uwadze mogą umknąć konkretne rozwiązania praktyczne.

Podkreślić należy, że wymienione płaszczyzny, mimo hierarchicznej struktury, przenikają się, przez co często nie sposób wskazać na problemy charakterystyczne tylko dla jednej z nich. Nawet w przypadku zaspokajania niematerialnych potrzeb człowieka, nie unikniemy związku ze środowiskiem. Wynika to z biologicznych zasad funkcjonowaniem ludzkiego ciała, które potrzebuje pożywienia i choćby w tym wymiarze wchodzi w nieustanne interakcje z otoczeniem [7].

### **3. Rozwój zrównoważony jako moment przełomowy w dziejach ludzkości**

Przedstawiona propozycja hierarchizacji pozwala spojrzeć na problematykę rozwoju zrównoważonego w nowym świetle. Tak szeroki proponowany zakres problematyczny, a także związany z nim równie rozległy horyzont zmian, które w ramach poszczególnych płaszczyzn i konkretnych przyjmowanych strategii są postulowane [16], pozwalają na sformułowanie następującego postulatu: w przypadku rzeczywistego wprowadzenia w życie, rozwój zrównoważony stanie się rewolucją porównywalną do dotychczas wymienianych w dziejach ludzkości momentów przełomowych, także często określanych jako rewolucje.

Kluczowym punktem odniesienia jest tu zmiana odnosząca się tak do relacji człowiek – przyroda, jak i człowiek – człowiek. Najczęściej [2, 8, 18], wskazuje się na etapy łowiectwa i zbieractwa oraz rewolucje rolniczą, naukową i przemysłową (por. tabela 2). Uważam, że listę tę należy uzupełnić o rewolucję rozwoju zrównoważonego, która odnosi się do czasu obecnego.

Czy jednak faktycznie ta nowa rewolucja już się rozpoczęła? A może współczesne problemy środowiskowe to nadal elementy rewolucji przemysłowej?<sup>2</sup> Nie można także wykluczyć, że kolejny etap w rozwoju ludzkości przebiegać będzie w całkowicie innym, niezrównoważonym kierunku.

---

<sup>2</sup> Nie ma przy tym zgody ile cywilizacji do tej pory ukształtowało się na Ziemi. Np. A. J. Toynbee wyróżnia 21 znaczących cywilizacji: egipska, Andów, chińska, minojska, sumeryjska, Majów, Jukatano, Meksyku, hetycka, Bliskiego Wschodu, babilońska, irańska, arabska, nowochińska, koreańsko-japońska, indyjska, hinduska, helleńska, bizantyjsko-prawosławna, rosyjsko-prawosławna i zachodnioeuropejska. Por. A. Toynbee, *Cywilizacja w czasie próby*, Przedświt, Warszawa 1988, s. 98.

**Tabela 2.** Przełomowe etapy w procesie rozwoju ludzkości, opracowanie własne  
**Table 2.** Key stages in humankind's development, author's own work

Nazwa etapu	Czas, do którego się odnosi
Okres łowiectwa i zbieractwa	Górny paleolit
Rewolucja rolnicza	Początek ok. 9000 lat temu w Azji, w Europie ok. 4000 lat później.
Rewolucja naukowa	1543 r. – symboliczny początek, wydanie dzieła M. Kopernika „O obrotach sfer niebieskich”. 1687 r. – rozwinięcie, publikacja I. Newtona „Zasady matematyczne filozofii przyrody.
Rewolucja przemysłowa	1765 r. – symboliczny początek: wynalezienie przez Wata maszyny parowej. Kolejny etap (1860-1914): rozpoczęcie wykorzystywania ropy naftowej (silnik spalinowy) i elektryczności.
Rewolucja rozwoju zrównoważonego	Trzy przełomowe daty: 1969 r., wystąpienie U'Thanta. 1987 r., definicja rozwoju zrównoważonego wprowadzona przez ONZ. 1992 r., Konferencja ONZ w Rio de Janeiro.

Problemem jest to, że obecny okres rozwoju nie został jeszcze jednoznacznie określony. Przemysł na pewno nadal odgrywa istotną rolę w kształtowaniu naszej cywilizacji, ale też pojawiło się szereg nowych zjawisk. Czy zmiany te noszą już znamiona kolejnej rewolucji? Niektórzy autorzy twierdzą, że tak, sugerując, że mamy obecnie do czynienia z rewolucją modernizacji, rozumianą jako przejście z typu społeczeństwa rolniczego, mieszkającego na wsi, do społeczeństwa typowo miejskiego i uprzemysłowionego. Proces ten nie byłby jednak możliwy bez uprzednich rewolucji naukowej i przemysłowej. Przyniosły one m.in. rozwój nowego rodzaju współczesnej infrastruktury miejskiej (wodociągi, zbiórka odpadów, transport ludzi i towarów, także żywności, rynek pracy, służba zdrowia), która zapewnia bezpieczne funkcjonowanie setkom tysięcy ludzi w jednym miejscu.

Czy przejście ludzi ze wsi do miast zasługuje na miano rewolucji? Na pewno negatywny wpływ człowieka na planetę Ziemia w większym stopniu odnosi się do środowisk miejskich niż wiejskich, dlatego ich masowy rozwój zwiększa stopień presji człowieka na środowisko. Nie zmienia jednak obecnego sposobu kształtowania się relacji człowiek-przyroda.

Nie brak też głosów, że mamy obecnie do czynienia z rewolucją informatyczną, związaną z powszechnym wykorzystywaniem Internetu, która ma być następnym krokiem po rewolucji przemysłowej [4, 9]. Faktycznie, Internet to niezwykle platforma pozwalająca zdobywać i upowszechniać informacje istotne, przyczyniające się do rozwoju społeczeństwa informatycznego [10, 11, 23]. Zarazem technologia ta wydaje się zmierzać w kierunku ślepego zaułka. W 2007 r. aż 95% wiadomości mailowych otrzymywanych przez użytkowników poczty elektronicznej to był tzw. spam, a więc materiały niechciane, zawierające nachalne reklamy (jeszcze w 2001 r. takich przesyłek było tylko 5% [20]). Co więcej, autorzy tych wiadomości podszywają się pod znane instytucje i witryny WWW. Poza tym Internet nie zmienił stosunku człowieka do przyrody, a pod wpływem coraz doskonalszych sposobów komunikowania się ludzie nie zmniejszyli swojej presji na środowisko. Technologie informatyczne są po prostu narzędziem, które może zostać wykorzystane w rewolucji o ogólniejszym charakterze (analogicznie: istotna modyfikacja maszyny parowej dokonanej przez Watta była tylko symbolem rewolucji przemysłowej).

Co w takim razie może przynieść pożądaną zmianę?

W moim przekonaniu może to być rozwój zrównoważony. Ten typ rozwoju nie został jeszcze wprawdzie wprowadzony, ale wiele współczesnych inicjatyw politycznych, prawnych i gospodarczych zmierza właśnie w tym kierunku. Bez wątpienia obecny wpływ człowieka na biosferę ma charakter globalny i wymaga globalnej, zrównoważonej odpowiedzi.

Ocenę rewolucji zrównoważonego rozwoju utrudnia jednak dość ograniczony horyzont czasowy, który jest dostępny [6]. Ponadto niewiele możemy powiedzieć o przyszłości, w każdej chwili mogą pojawić się czynniki całkowicie zmieniające dotychczasowy punkt widzenia. Tak jak atak terrorystyczny na Nowy Jork z 11 września 2001 r. rozwiął iluzję bezpieczeństwa współczesnego świata, tak też doświadczyć możemy niespodziewanych katastrof ekologicznych, spowodowanych zanieczyszczeniem środowiska przez człowieka (np. w aspekcie gwałtownych zmian klimatycznych). Równie dobrze możemy stać się świadkami nowych przełomowych odkryć naukowych i technicznych, np. odnoszących się do nowych, wydajnych źródeł energii, stanowiących alternatywę wobec topniejących zasobów paliw kopalnych.

Niezależnie od wysokiego poziomu niepewności związanego z przyszłością, należy także sięgać w przeszłość. Nie jest bowiem tajemnicą, że szereg współczesnych problemów środowiskowych swymi początkami sięga nawet w okres poprzedzający rewolucję przemysłową. Przykładem może być smog, kojarzony z zanieczyszczeniami środowiska w XX w. Tymczasem już w 1542 r., hiszpański żeglarz Juan Rodriguez Cabrillo obserwował wokół Los Angeles wysoką aż na 300 m warstwę mgły, utworzoną przez dym z ognisk palonych przez Indian [25].

#### 4. Zakończenie

Liczone w setkach lat uwarunkowania wielu procesów zachodzących w środowisku, w połączeniu z niesłychaną dynamiką zjawisk obserwowanych dzisiaj, utrudniają obiektywną ocenę obecnego momentu rozwoju ludzkości. To wyzwanie, którego rozwiązanie jest bardzo istotne na drodze do wprowadzenia rozwoju zrównoważonego. Czy przyszłość świata będzie zrównoważona? Czy *homo sapiens* ma szansę stać się *homo sustinens* [21]? Nie ma jednoznacznej odpowiedzi na te pytania. Niezależnie jednak, w jakim stopniu obecna sytuacja spełnia nasze oczekiwania (czy też jak bardzo od nich dobiega) w ciągu ledwie dwudziestu lat, które minęły od czasu publikacji raportu „Our Common Future”, wiele udało się osiągnąć. Nie tylko chodzi tu o imponującą liczbę podpisanych porozumień międzynarodowych (oprócz tych przyjmowanych na forum ONZ szczególnie warto podkreślić duże znaczenie wewnętrznych propozycji Unii Europejskiej, ze szczególnym uwzględnieniem Odnowionej Strategii Rozwoju Zrównoważonego UE z 2006 r.), ale także o coraz wyraźniejszą zmianę podejścia wielu polityków do kwestii przyszłości człowieka na Ziemi. Znaczenie więcej niż symboliczne ma wprowadzenie przez Polskę w 1997 r. idei zrównoważonego rozwoju do Konstytucji, stanowiącej najważniejszy akt prawa krajowego [16]. Rewolucja zrównoważonego rozwoju rozpoczęła się.

#### Literatura

1. **Borys T. Red.:** *Wskaźniki ekorozwoju*, Ekonomia i Środowisko, Białystok, 94-95, 1999.
2. **Campbell B.:** *Ekologia człowieka*, PWN, Warszawa, 140-229, 1995.
3. **Johnson D.J.:** *Sustainable Development: Our Common Future*, w: „OECD Observer” nr 8/2002, [http://www.oecdobserver.org/news/printpage.php/aid/1780/Sustainable\\_development:\\_Our\\_common\\_future.html](http://www.oecdobserver.org/news/printpage.php/aid/1780/Sustainable_development:_Our_common_future.html) [stan z 30 VI 2007 r.].
4. **Haliniak M.:** Zrównoważony rozwój a społeczeństwo informatyczne, w: red. Pawłowski A., *Filozoficzne, społeczne i ekonomiczne uwarunkowania zrównoważonego rozwoju*, *Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN vol. 26*, Komitet Inżynierii Środowiska, Lublin, 169-188, 2004.
5. **Red. Harris J.M., Wise T.A. Gallagher K.P., Goodwin N.R.:** *A Survey of Sustainable Development, Social and Economic Dimensions*, Island Press, Waszyngton, Covelo, Londyn 2001.
6. **Kołakowski L.:** *Cywilizacja na ławie oskarżonych*, Res Publica, Warszawa, s. 195, 1990.
7. **Littig B., Griesler E.:** *Social Sustainability: A Catchword Between Political Pragmatism and Social Theory*, w: *International Journal of Sustainable Development* vol. 8, nr 1-2/2005, 65-79, 2005.
8. **Malinowski A., Strzałko J.:** *Antropologia*, PWN, Warszawa, Poznań 1985.

9. **Michnowski L.:** *O potrzebie budowy informacyjnych podstaw trwałego rozwoju w polskiej, europejskiej i światowej społeczności*, w: red. Pawłowski A., *Filozoficzne i społeczne uwarunkowania zrównoważonego rozwoju, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN vol. 16*, Komitet Inżynierii Środowiska, Lublin, 107-120, 2003.
10. **Michnowski L.:** *Spółczesność przyszłości a trwały rozwój*, Komitet Prognoz Polska 2000 Plus przy prezydium PAN, Warszawa, 158-165, 2006.
11. **Michnowski L.:** *O potrzebie budowy informacyjnych podstaw trwałego rozwoju w polskiej, europejskiej i światowej społeczności*, red. Pawłowski A., *Filozoficzne i społeczne uwarunkowania zrównoważonego rozwoju, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, vol. 16*, Komitet Inżynierii Środowiska, Lublin, 107-119, 2003.
12. **Pawłowski A.:** *Introducing Sustainable Development – a Polish Perspective*, w: red. Pawłowski L., Dudzińska M.R., Pawłowski A., *Environmental Engineering Studies, Polish Research on the way to the EU*, Kluwer Academic/Plenum Press, Nowy Jork, Boston, Dordrecht, Londyn, Moskwa, 367-375, 2003.
13. **Pawłowski A.:** *Wielowymiarowość zrównoważonego rozwoju*, w: *Problemy Ekorozwoju* vol. 1, nr 1/2006, s. 23-32.
14. **Pawłowski A.:** *Bariery we wprowadzaniu zrównoważonego rozwoju*, w: *Problemy Ekorozwoju* vol. 2 nr 1/2007, 61-65, 2007.
15. **Pawłowski A.:** *How Many Dimensions Does Sustainable Development Have?*, w: *Sustainable Development* vol. 16 no 2/2008, Wiley-Blackwell, 81-90, 2008.
16. **Pawłowski A.:** *Rozwój zrównoważony, idea, filozofia, praktyka. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN vol. 51*, Komitet Inżynierii Środowiska, Lublin 2008.
17. **Pawłowski A.:** *Rewolucja rozwoju zrównoważonego*, w: *Problemy Ekorozwoju* vol. 4 no 1/2009, 65-76, 2009.
18. **Postman N.:** *Technopol*, PIW, Warszawa, s. 32, 1995.
19. **Prandecka B.:** *Ochrona środowiska i trwały rozwój jako przedmiot polityki globalnej i międzynarodowej*, w: red. Prandecka B. *Interdyscyplinarne podstawy ochrony środowiska przyrodniczego, kompendium do nauczania i studiowania*, Zakład Narodowy im. Ossolińskich, Wrocław, Warszawa, Kraków, 81-98, 1993.
20. *Prawie jak spam*. w: „PC Komputer Świat” nr 2/2008, s. 16, 2008.
21. **Sienenhuner B.:** *Homo Sustinens – Towards a New Conception of Humans for the Science of Sustainability*, w: *Ecological Economics* 32/2000, 15-25, 2000.
22. **A. Toynbee A.,** *Cywilizacja w czasie próby*, Przedświt, Warszawa, s. 98, 1988.
23. **Wątroba W.:** *Spółczesność informacji w globalizacyjnym kontekście*. w: red. Piontek F. *Kapitał ludzki w procesie globalizacji a w zrównoważonym rozwoju*, Akademia Techniczno-Humanistyczna w Bielsku-Białej, Wyższa Szkoła Ekonomii i Administracji w Bytomiu, Wisła, 130-142, 2002.
24. **WCED Bruntland Commission:** *Our Common Future*, Oxford University Press, Oxford 1987.
25. **Wojciechowski I.:** *Ekologia jako nauka stosowana w ochronie przyrody i ochronie środowiska*, w: red. Puszkarski T., Puszkarski L., *Współczesne kierunki ekologii, ekologia behawioralna*, UMCS, Lublin, 21-22, 1997.



## Theoretical Aspects of Sustainable Development Concept

### Abstract

Sustainable development concept is concentrated on the future of mankind, in the context of needs both present and future generations. Usually ecological, social and economic issues are described. In this paper I seek to expand the discussion, so as to include ethical (human's responsibility for nature), technical (e.g. cleaner production), legal (environmental law) and political aspects (formulating and implementation of strategies). Also hierarchical relationship between these issues were presented, where ethical issues are the base (level I), second level includes ecological, social and economic issues, and finally 3rd level is devoted to particular issues: technological, legal and political.

The author is convinced, that introducing sustainable development may achieve the status of a "Revolution", comparable with the agricultural, scientific and industrial revolutions.

Counted in hundreds of years of conditions of many processes taking place in the environment, in connection with the unheard-of dynamics of phenomena observed today, make difficult the objective opinion of the present moment of mankind development. This challenge which solution is very essential on the road to introduction of the sustainable development. Will the future of the world be balanced? Does *homo sapiens* have a chance to become *homo sustinens* [21]? There is no unambiguous answer to these questions. Independently however, in which measure present situation fulfils our expectation (or far is it from them) many has been reached within last twenty years which passed since publication of the report „Our Common Future”. It is not only about impressive number of international agreements signed (it is necessary to underline the large meaning of internal proposals of European Union, with special regard to Renewed Strategy of Sustainable Development of EU from 2006, apart from those accepted on the forum of UN), but also about more and more clear change of many politicians approach to the issue of human future on Earth. More than symbolic meaning has introduction by Poland in 1997 the idea of sustainable development to Constitution, making up the most important act of the national law [16]. The revolution of the sustainable development has begun.

# Membranowy proces wymiany anionów jako metoda zmiany składu jonowego wody

*Sylwia Kliber, Jacek A. Wiśniewski  
Politechnika Wroclawska*

## 1. Cel pracy

Celem pracy było określenie wpływu wybranych parametrów procesowych (ze szczególnym uwzględnieniem temperatury) na efektywność usuwania uciążliwych anionów (azotanów, siarczanów i wodorowęglanów) z roztworów wodnych w procesie dializy Donnana z membraną anionowymienną. Azotany są szkodliwe dla zdrowia człowieka, toteż ich stężenie jest ściśle normowane w wodzie do picia. Z kolei siarczany i wodorowęglany są jonami uciążliwymi ze względu na odsalanie wody, ponieważ mogą wytrącać się w postaci osadów:  $\text{CaSO}_4$  i  $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ , na powierzchni membran. Zatem wymiana tych anionów na jony obojętne (tj. chlorki) w procesie dializy Donnana pozwala na bardziej efektywne odsalanie wody słonawej metodą elektrodializy.

## 2. Wstęp

Dializa Donnana (DD) jest jonowymienną techniką membranową, która polega na wymianie jonów tego samego znaku pomiędzy dwoma roztworami rozdzielonymi membraną jonowymienną. Siłą napędową procesu jest gradient potencjałów chemicznych roztworów po obu stronach membrany. Membrana rozdziela dwa roztwory, różniące się zarówno składem jak i stężeniem: roztwór zasilający (nazywany także nadawą) i roztwór odbierający (nazywany również koncentratem). Koncentrat zawiera elektrolit o relatywnie wysokim stężeniu – zwykle jest to roztwór prostej soli lub kwasu o stężeniu od 0,1 do 1 mol/dm<sup>3</sup>. Natomiast roztwór zasilający cechuje się stężeniem znacznie niższym – zwykle od 0,001 do 0,1 mol/dm<sup>3</sup>. W wyniku dużej różnicy potencjałów chemicznych, obecne w roztworze odbierającym aniony lub kationy (w zależności od rodzaju

zastosowanej membrany) dyfundują do roztworu zasilającego w celu wyrównania stężeń. Dla zachowania elektroneutralności obu roztworów, zachodzi równoważny przepływ jonów tego samego znaku w kierunku przeciwnym – z nadawy do koncentratu. Proces wymiany jonów trwa tak długo, aż ustali się pomiędzy roztworami tzw. równowaga Donnana [10].

Dializę Donnana z membraną anionowymienną stosuje się obecnie do usuwania fluorków z wody [1, 2, 3]. Proces pozwala na przeprowadzenie skutecznej defluoryzacji, w wyniku której stężenie fluorków zostaje obniżone poniżej wartości dopuszczalnej ( $1,5 \text{ mg/dm}^3$ ).

Proces dializy Donnana znajduje także zastosowanie w bioreaktorze z membraną anionowymienną (IEMB). W wyniku tego zintegrowanego procesu zachodzi usuwanie azotanów z wody, a następnie ich redukcja (w biokomorze) do azotu gazowego. Dzięki obecności membrany, oczyszczana woda jest oddzielona fizycznie od biomasy, co pozwala na wyeliminowanie niebezpieczeństwa zanieczyszczenia wody przez mikroorganizmy [4, 8, 9].

Dializę Donnana można również zastosować do usuwania uciążliwych jonów z wody przed elektrodialitycznym odsalaniem. Proces ten umożliwia zastąpienie jonów, które powodują wytrącanie osadów w komorach koncentratu elektrodializera (np. siarczanów i wodorowęglanów) jonami neutralnymi (np. chlorkami) [6, 12]. W wyniku wstępnej wymiany anionów lub kationów, obserwuje się większą szybkość usuwania soli (do 20%) i mniejsze zużycie energii (do 3 razy) w procesie elektrodializy [11].

### 3. Metodyka badań

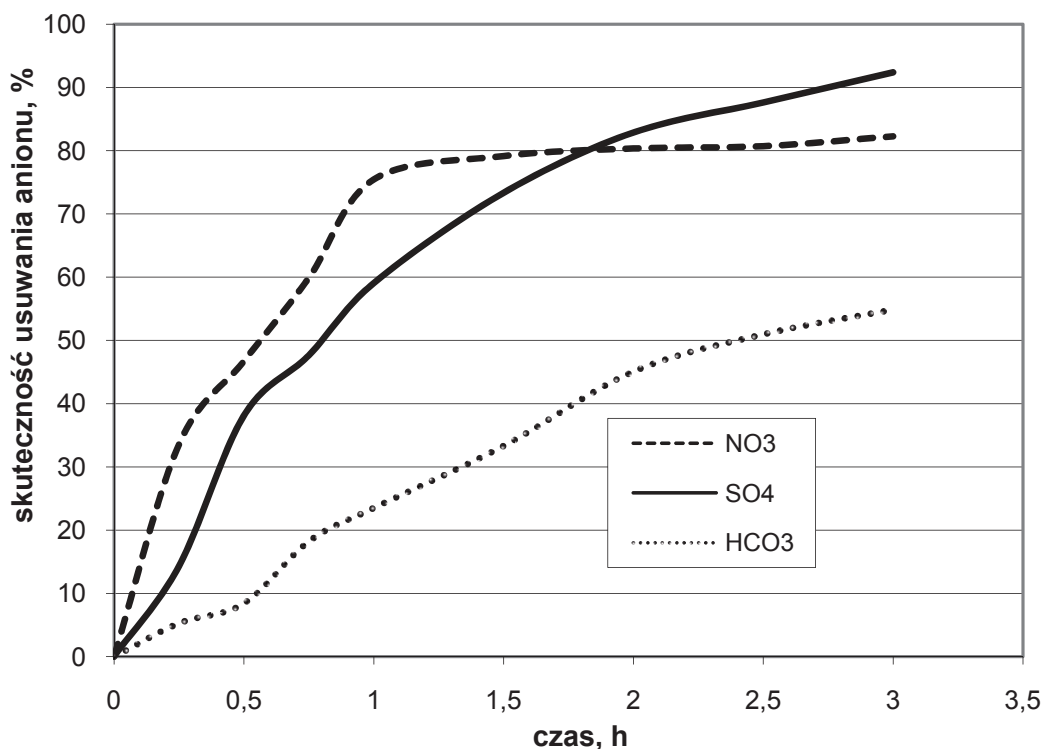
Procesy dializy Donnana prowadzono w laboratoryjnej instalacji do dializy (Goemasep 136) złożonej z 20 par komór z membranami anionowymiennymi typu Selemion AMV firmy Asahi Glass. Całkowita powierzchnia membran wynosiła  $0,1404 \text{ m}^2$ .

Badaniom poddano roztwory wieloskładnikowe (roztwory zasilające), które zawierały po 5 mM każdej z soli:  $\text{NaNO}_3$ ,  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{NaHCO}_3$  oraz  $\text{NaCl}$ . Roztworem odbierającym (czyli koncentratem) był roztwór  $\text{NaCl}$  o stężeniu 100, 300 lub 500 mM. Stosunek objętości roztworu zasilającego i odbierającego był stały i wynosił  $10 \text{ dm}^3 : 2,5 \text{ dm}^3$ . Badania prowadzono przy trzech temperaturach roztworów: 17, 27 i  $37^\circ\text{C}$ . Procesy prowadzono z recyrkulacją obu roztworów (tzw. *batch system*) do ustalenia się równowagi donnanowskiej, czyli do osiągnięcia stężenia równowagowego usuwanego anionu w roztworze oczyszczanym. W trakcie procesu mierzono stężenie anionów w roztworze zasilającym i odbierającym. Stężenie azotanów i siarczanów badano za pomocą spektrofotometru DREL 2000. Stężenie chlorków i wodorowęglanów określano poprzez miareczkowanie, odpowiednio, roztworem  $\text{AgNO}_3$  i roztworem  $\text{HCl}$ .

## 4. Wyniki badań i ich dyskusja

### 4.1. Wpływ rodzaju anionu na szybkość i skuteczność dializy Donnana

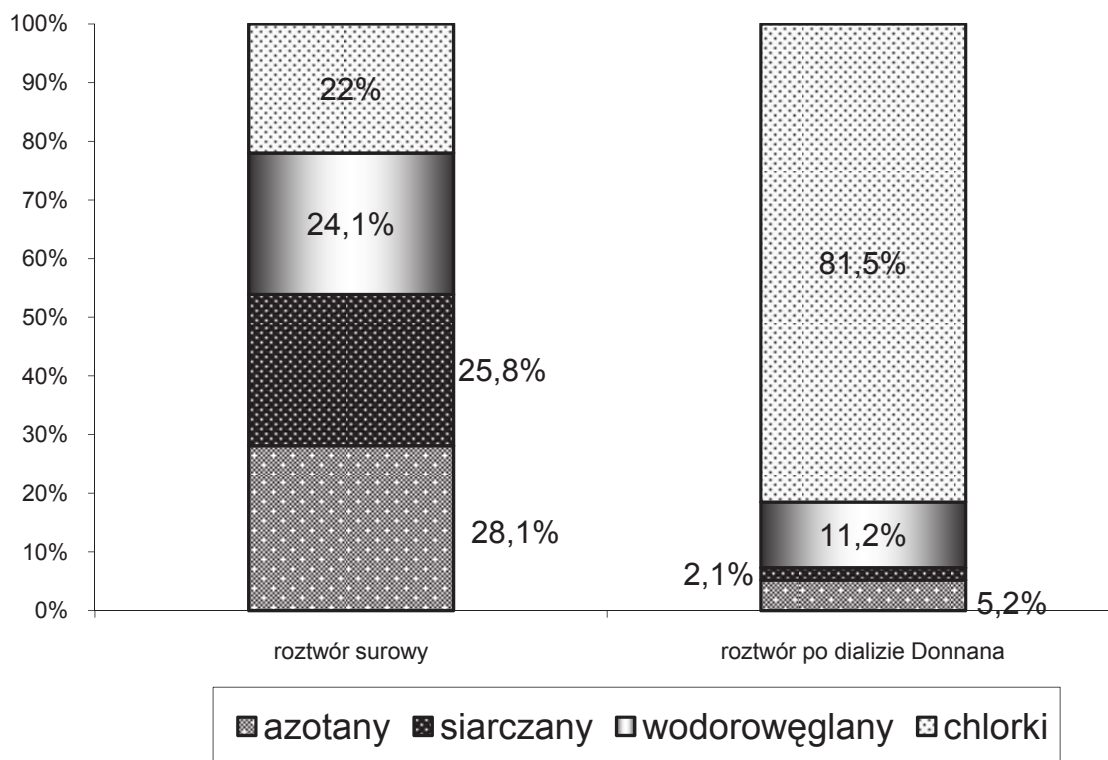
Analizując wyniki badań można zauważyć, iż rodzaj jonów ma istotny wpływ na szybkość i skuteczność ich usuwania z roztworu zasilającego do koncentratu. Rys. 1 i 2 prezentują efekty wymiany anionów w wieloskładnikowym roztworze zasilającym.



**Rys. 1.** Przebieg procesu usuwania azotanów, siarczanów i wodorowęglanów w czasie dializy Donnana z roztworu wieloskładnikowego ( $T = 27^{\circ}\text{C}$ ,  $C_{\text{NaCl}} = 300 \text{ mM}$ )

**Fig. 1.** Course of nitrate, sulphate and bicarbonates removal process during Donnan dialysis from multi component solution ( $T = 27^{\circ}\text{C}$ ,  $C_{\text{NaCl}} = 300 \text{ mM}$ )

Dane przedstawione na rys. 1 wskazują, że azotany są usuwane najszybciej z roztworu zasilającego, nieco wolniej – siarczany, natomiast z najmniejszą szybkością usuwane są wodorowęglany. Przyczyną tego zjawiska jest różnica w wymiarach jonów: promień zhydratyzowanego jonu  $\text{NO}_3^-$  wynosi  $0,349 \text{ nm}$ , promień jonu  $\text{SO}_4^{2-}$  –  $0,380 \text{ nm}$ , natomiast promień jonu  $\text{HCO}_3^-$  jest największy i przekracza  $0,394 \text{ nm}$  [5]. Z kolei, rys. 2 obrazuje skład jonowy roztworu surowego oraz roztworu po procesie dializy Donnana z membraną anionowymienną.



**Rys. 2.** Skład jonowy roztworu surowego i roztworu po dializie Donnana z membraną anionowymienną ( $T = 27^{\circ}\text{C}$ ,  $C_{\text{NaCl}} = 300 \text{ mM}$ )

**Fig. 2.** Ionic composition of solutions: raw and after Donnan dialysis with anion-exchange membrane ( $T = 27^{\circ}\text{C}$ ,  $C_{\text{NaCl}} = 300 \text{ mM}$ )

Z danych przedstawionych na rys. 2 wynika, iż podczas dializy Donnana najczęściej usunięto z roztworu zasilającego siarczanów; udział molowy tych anionów zmniejszył się z 25,8% do 2,1% wszystkich anionów w roztworze. Nieco mniej usunięto azotanów, których udział w roztworze oczyszczanym zmniejszył się z 28,1% do 5,2%. Natomiast najniższą skutecznością charakteryzuje się proces usuwania wodorowęglanów; ich udział uległ zmniejszeniu z 24,1% do 11,2%. Zarówno rys. 1 jak i rys. 2 pokazują, że najwyższą skuteczność usuwania osiągnięto w przypadku siarczanów, co wiąże się z najniższym stężeniem równowagowym tego jonu w roztworze zasilającym.

Efekt najbardziej skutecznego usuwania siarczanów podczas dializy Donnana można tłumaczyć zwiększonym działaniem sił elektrostatycznego przyciągania jonów dwuwartościowych ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) i grup jonowych o ładunku dodatnim, znajdujących się wewnątrz matrycy membrany [7]. Siły te są większe, niż w przypadku jonów jednowartościowych. W efekcie, jony dwuwartościowe są łatwiej przenoszone przez membranę – pomimo, iż jony te są większe od jonów azotanów.

## 4.2. Wpływ stężenia soli w koncentracji na efekty dializy Donnana

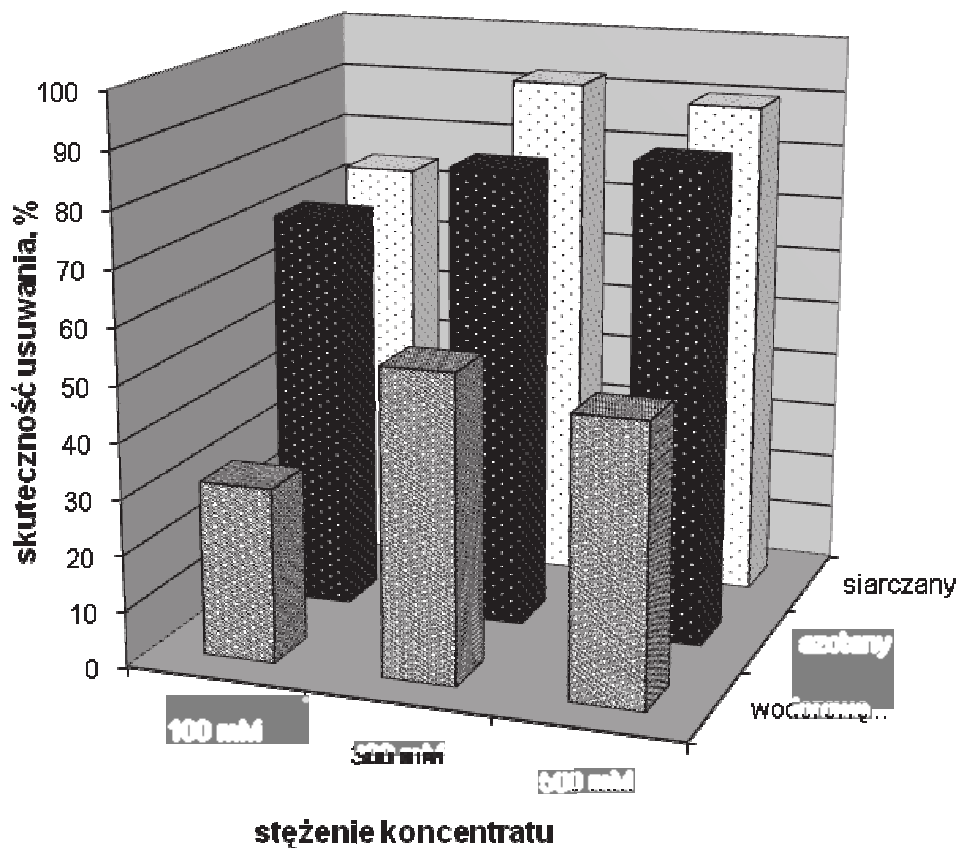
Zaobserwowano, że wzrost stężenia soli (NaCl) w koncentracji przyspiesza wymianę jonów między roztworem zasilającym a odbierającym. Zjawisko to spowodowane jest wzrostem stężenia jonów napędowych ( $\text{Cl}^-$ ), co oznacza zwiększenie gradientu stężenia tych jonów pomiędzy roztworami. W efekcie, rośnie strumień jonów chlorkowych dyfundujących do roztworu zasilającego. Jednocześnie, w celu zachowania elektroneutralności obu roztworów, występuje odpowiednio wysoki strumień usuwanych anionów w kierunku przeciwnym, z roztworu zasilającego do odbiornika (tabela 1).

**Tabela 1.** Średni strumień jonów z wieloskładnikowego roztworu zasilającego przy różnych stężeniach NaCl w koncentracji ( $T = 17^\circ\text{C}$ )

**Table 1.** Mean ion flux from multi component input solution at various concentrations of NaCl in concentrate ( $T = 17^\circ\text{C}$ )

	Stężenie NaCl w koncentracji (mM)		
	100	300	500
$J_{\dot{s}r}^{\text{NO}_3^-}$ mol/m <sup>2</sup> ·h	0,107	0,139	0,146
$J_{\dot{s}r}^{\text{SO}_4^{2-}}$ mol/m <sup>2</sup> ·h	0,117	0,142	0,144
$J_{\dot{s}r}^{\text{HCO}_3^-}$ mol/m <sup>2</sup> ·h	0,049	0,060	0,070

Na rys. 3 przedstawiono skuteczność usuwania badanych anionów: azotanów, siarczanów oraz wodorowęglanów przy różnych stężeniach chlorku sodu w roztworze odbierającym. Największe różnice pod względem efektywności procesu są widoczne przy stężeniach koncentratu 100 i 300 mM NaCl. Stosując jako koncentrat roztwór o wyższym stężeniu soli (300 mM), powoduje się przyspieszenie procesu wymiany jonów oraz uzyskuje się wyższą skuteczność ich usuwania. Natomiast różnice w efektywności procesu prowadzonego przy użyciu roztworu odbierającego o stężeniu 300 lub 500 mM NaCl, zacierają się i są nieznaczne. Dlatego stosowanie koncentratu o stężeniu 500 mM NaCl należy uznać za nieuzasadnione, gdyż podobne efekty można uzyskać stosując roztwór o mniejszym stężeniu – 300 mM NaCl. Ponadto, koszty przygotowania roztworu odbierającego o stężeniu 500 mM są istotnie wyższe, co wpływa na niepożądane podwyższenie kosztów procesu.



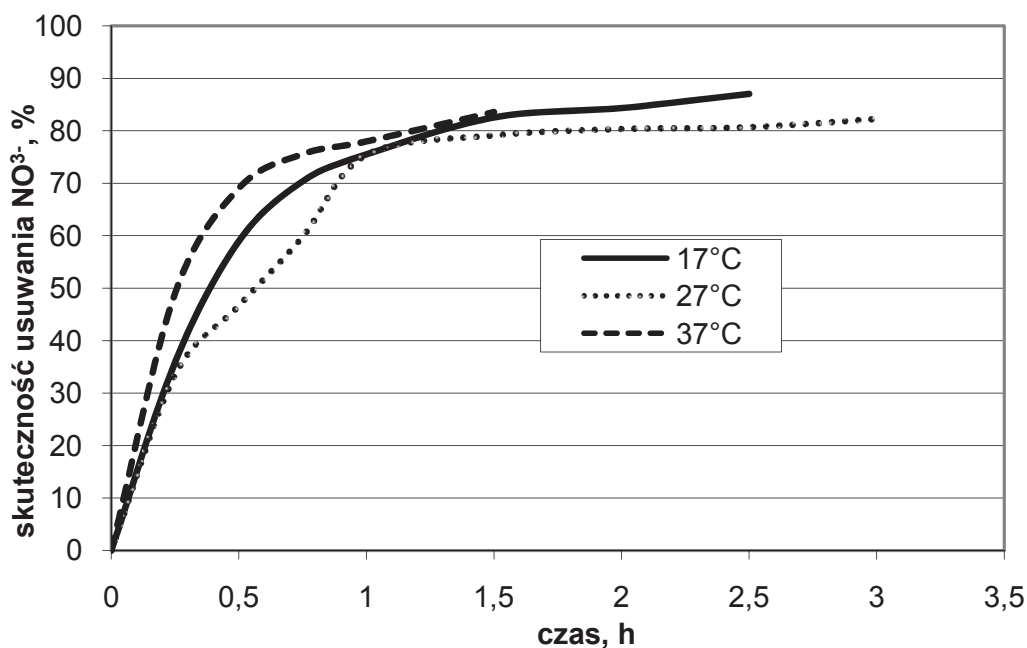
**Rys. 3.** Skuteczność usuwania anionów z roztworu wieloskładnikowego ( $T = 27^{\circ}\text{C}$ ) przy różnych stężeniach soli w koncentracie

**Fig. 2.** Efficiency of anions removal from multi component solution ( $T = 27^{\circ}\text{C}$ ) at different salt concentrations in concentrate

#### 4.3. Wpływ temperatury na szybkość i skuteczność usuwania jonów z roztworu w procesie dializy Donnana

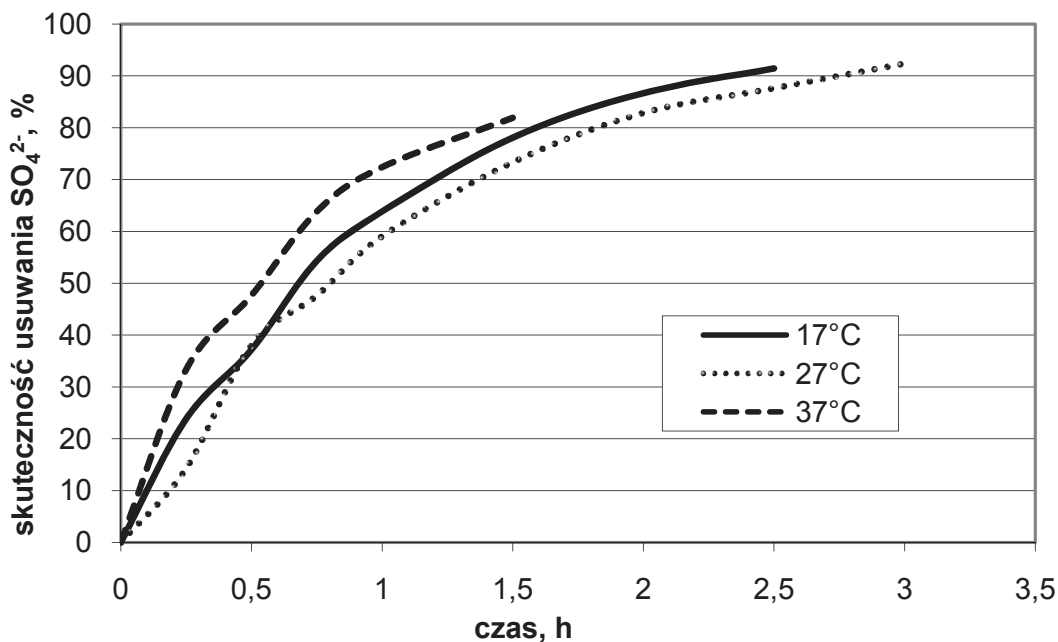
Na kolejnych rysunkach przedstawiono wpływ temperatury na efektywność usuwania anionów z wieloskładnikowego roztworu zasilającego: azotanów (rys. 4), siarczanów (rys. 5) oraz wodorowęglanów (rys. 6), przy stężeniu soli w koncentracie równym 300 mM NaCl.

Oceniając wpływ rosnącej temperatury roztworów na wymianę anionów można zauważyć, że skuteczność usuwania azotanów i siarczanów z roztworu zasilającego zmienia się w niewielkim zakresie: skuteczność usuwania azotanów wynosi od 82 do 87%, a siarczanów – od 82 do 92%. Jednocześnie należy zwrócić uwagę, że wzrost temperatury roztworów ma istotny wpływ na szybkość usuwania azotanów i siarczanów.



Rys. 4. Skuteczność usuwania azotanów z wieloskładnikowego roztworu zasilającego w różnych temperaturach procesu ( $C_{\text{NaCl}} = 300 \text{ mM}$ )

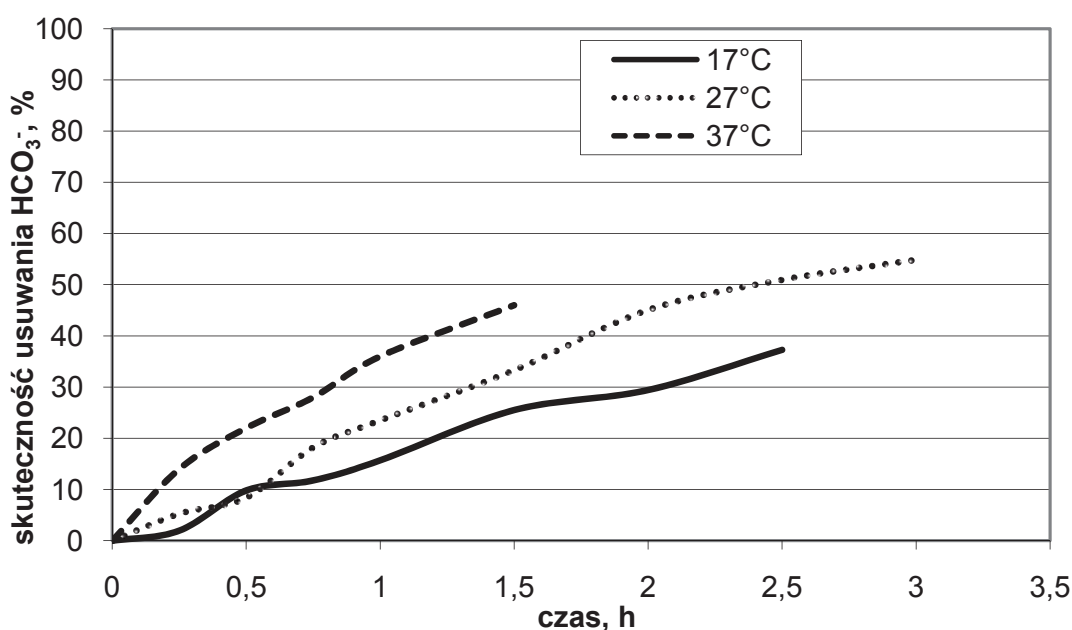
Fig. 4. Efficiency of nitrates removal from multi component input solution at various temperatures of process ( $C_{\text{NaCl}} = 300 \text{ mM}$ )



Rys. 5. Skuteczność usuwania siarczanów z wieloskładnikowego roztworu zasilającego w różnych temperaturach procesu ( $C_{\text{NaCl}} = 300 \text{ mM}$ )

Fig. 5. Efficiency of sulphates removal from multi component input solution at various temperatures of process ( $C_{\text{NaCl}} = 300 \text{ mM}$ )





**Rys. 6.** Skuteczność usuwania wodorowęglanów z wieloskładnikowego roztworu zasilającego w różnych temperaturach procesu ( $C_{\text{NaCl}} = 300 \text{ mM}$ )

**Fig. 6.** Efficiency of bicarbonates removal from multi component input solution at various temperatures of process ( $C_{\text{NaCl}} = 300 \text{ mM}$ )

W tabeli 2 przedstawiono średnie strumienie anionów usuwanych z oczyszczanego roztworu.

**Tabela 2.** Średnie strumienie jonów usuwanych z wieloskładnikowego roztworu zasilającego w różnych temperaturach

**Table 2.** Mean ion flux removed from multi component input solution at various temperatures

	Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )		
	17	27	37
$J_{\text{sr}}^{\text{NO}_3^-} \text{ mol/m}^2\cdot\text{h}$	0,139	0,117	0,223
$J_{\text{sr}}^{\text{SO}_4^{2-}} \text{ mol/m}^2\cdot\text{h}$	0,142	0,120	0,213
$J_{\text{sr}}^{\text{HCO}_3^-} \text{ mol/m}^2\cdot\text{h}$	0,059	0,069	0,114

Średni strumień azotanów wzrasta z  $0,139 \text{ mol/m}^2\cdot\text{h}$  (w  $17^{\circ}\text{C}$ ) do  $0,223 \text{ mol/m}^2\cdot\text{h}$  (w  $37^{\circ}\text{C}$ ), a średni strumień siarczanów, odpowiednio – z  $0,142$  do  $0,213 \text{ mol/m}^2\cdot\text{h}$ . Zatem wzrost temperatury roztworów powoduje szybszy transport anionów, co w efekcie powoduje skrócenie czasu procesu: z ok.  $2,5 \div 3 \text{ h}$  do  $1,5 \text{ h}$ .

Proces wymiany wodorowęglanów przebiega nieco inaczej. Ze względu na duży rozmiar tego jonu, ruchliwość wodorowęglanów w membranie anionowymiennej jest relatywnie mała. Według Strathmanna [7], szybkość dyfuzji jonów przez membranę jest proporcjonalna do ich stężenia i mobilności. Z kolei mobilność jonów jest powiązana z wielkością jonów. Zatem, przy usuwaniu jonów o dużym rozmiarze np. wodorowęglanów, ich ruchliwość w membranie jest relatywnie mała i taka też jest szybkość transportu tych jonów przez membranę. Analizując dane przedstawione na rys. 6 można zaobserwować, że w niskiej temperaturze procesu (17°C), skuteczność usuwania wodorowęglanów jest mniejsza, niż w przypadku azotanów i siarczanów (rys. 4, 5). To oznacza, iż gradient stężenia wodorowęglanów pomiędzy roztworem zasilającym a odbierającym jest relatywnie niski. Z tego powodu, wraz ze wzrostem temperatury roztworów, wodorowęglany są łatwiej przenoszone przeciw swojemu gradientowi stężenia. Ponadto, rosnąca temperatura roztworu zwiększa mobilność tych jonów. W wyniku powyższych zjawisk, stężenie wodorowęglanów w membranie rośnie, co powoduje wzrost średniego strumienia tego jonu: z 0,059 mol/m<sup>2</sup>·h (w 17°C) do 0,114 mol/m<sup>2</sup>·h (w 37°C) (tabela 2). W rezultacie, stężenie wodorowęglanów w roztworze zasilającym ustala się na niższym poziomie, a skuteczność usuwania tego jonu rośnie, odpowiednio, z 37% do 46%.

Należy podkreślić, że zwiększenie strumienia anionów przez membranę oznacza skrócenie czasu procesu (w układzie porcjowym) lub zmniejszenie wymaganej powierzchni membran (w układzie o działaniu ciągłym).

## **5. Wnioski**

- Strumień anionu usuwanego z roztworu zasilającego w procesie dializy Donnana (który wpływa na czas trwania procesu) zależy od rozmiaru jonu. Biorąc pod uwagę szybkość przenoszenia, badane aniony można uszeregować w następującej kolejności: NO<sub>3</sub><sup>-</sup> > SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> > HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Azotany, jako jony najmniejsze, usuwane są najszybciej, nieco wolniej usuwane są siarczany, natomiast z najmniejszą szybkością usuwane są wodorowęglany (charakteryzują się one największym rozmiarem spośród trzech badanych jonów).
- Stężenie równowagowe anionu w roztworze zasilającym (które określa skuteczność usuwania) zależy od ładunku i rozmiaru jonu. Biorąc pod uwagę skuteczność usuwania, badane aniony mogą być uszeregowane następująco: SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> > NO<sub>3</sub><sup>-</sup> > HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Oznacza to, że z roztworu zasilającego najskuteczniej są usuwane siarczany, gdyż jako jony dwuwartościowe przyciągane są z większą siłą przez grupy jonowe membrany, niż jony jednowartościowe. W przypadku jonów jednowartościowych znaczenie ma rozmiar jonu, zatem azotany, jako jony mniejsze, łatwiej i skuteczniej dyfundują przez membranę, niż wodorowęglany.

- Stężenie soli (NaCl) w koncentracji ma znaczący wpływ na strumień anionów i skuteczność ich usuwania z roztworu zasilającego. Wraz ze wzrostem stężenia soli w roztworze odbierającym, strumień usuwanych anionów rośnie, co w efekcie wpływa na skrócenie czasu niezbędnego do osiągnięcia równowagi. Ponadto stężenie równowagowe usuwanego jonu w oczyszczanej wodzie ustala się na niższym poziomie. W rezultacie, skuteczność procesu rośnie. Stężenie soli w koncentracji równe 300 mM, można uznać za stężenie optymalne, które pozwala uzyskać zadowalającą skuteczność usuwania anionów.
- Wzrost temperatury roztworów (zasilającego i odbierającego) nie wpływa znacząco na skuteczność usuwania azotanów i siarczanów z roztworu zasilającego. Natomiast parametr ten ma istotny wpływ na szybkość usuwania anionów. Im wyższa jest temperatura roztworów, tym wymiana jonów jest szybsza, a stężenie równowagowe usuwanego jonu w roztworze zasilającym jest osiągane w krótszym czasie. W procesie dializy Donnana uzyskano wzrost średniego strumienia azotanów i siarczanów z roztworu zasilającego o około 50÷60%, przy zmianie temperatury z 17 do 37°C. W przypadku wodorowęglanów, zarówno szybkość jak i skuteczność usuwania tego jonu rośnie wraz z temperaturą procesu. Przy zmianie temperatury z 17 do 37°C, średni strumień wodorowęglanów rośnie o ponad 90%, zaś skuteczność usuwania tego jonu wzrasta z 37 do 46%.

## Literatura

1. **Garmes H., Persin F., Sandeaux J., Pourcelly G., Mountadar M.,** *Defluoridation of groundwater by a hybrid process combining adsorption and Donnan dialysis.* Desalination 145, 287-291, 2002.
2. **Hichour M., Persin F., Molenat J., Sandeaux J., Gavach C.,** *Fluoride removal from diluted solutions by Donnan dialysis with anion-exchange membranes.* Desalination 122, 53-62, 1999.
3. **Hichour M., Persin F., Sandeaux J., Gavach C.,** *Fluoride removal from waters by Donnan dialysis,* Separation and Purification Technology 18, 1-11, 2000.
4. **Matos C. T., Velizarov S., Crespo J. G., Reis M. A.,** *Simultaneous removal of perchlorate and nitrate from drinking water using the ion exchange membrane bioreactor concept.* Water Research 40, 231-240, 2006.
5. **Nightingale E.R.,** *Phenomenological theory of ion solvation. Effective radii of hydrated ions,* J. Phys. Chem., 63, 1381-1387, 1959.
6. **Różańska A., Wiśniewski J., Winnicki T.,** *Donnan dialysis with anion-exchange membranes in a water desalination system,* Desalination, 198, 236-246, 2006.
7. **Strathmann H.,** *Ion-exchange membrane separation processes.* Membrane Science and Technology Series, 9, Elsevier, Amsterdam 2004.
8. **Velizarov S., Reis M.A., Crespo J.G.,** *Integrated transport and reaction in an ion exchange membrane bioreactor.* Desalination 149, 205-210, 2002.
9. **Velizarov S., Matos C., Reis M., Crespo J.,** *Removal of inorganic charged micropollutants in an ion-exchange membrane bioreactor.* Desalination 178, 203-210, 2005.

10. **Wallace R.M.**, *Concentration and separation of ions by Donnan membrane equilibrium*. J. Phys. Chem., 6(4), 423-431, 1967.
11. **Wiśniewski J.**, *Ion exchange by means of Donnan dialysis as a pretreatment process before electro dialysis*. Environment Protection Engineering, vol. 32, 2006.
12. **Wiśniewski J., Różańska A.**, *Donnan dialysis with anion-exchange membranes as a pretreatment step before electro dialytic desalination*. Desalination, 191, 210-218, 2006.

## **Membrane Process of Anion Exchange as a Method of Ion Composition Conversion in Water**

### **Abstract**

Qualification of influence of selected process parameters (with special regard of temperature) on efficiency of noxious anions (nitrates, sulphates and bicarbonates) removal from aqueous solutions in the process of Donnan dialysis with anion-exchange membrane was the aim of the work. Nitrates are harmful for human health, therefore their concentration is closely standardized in the drinking water. Sulphates and bicarbonates are noxious ions during desalination of water, because they can precipitate in the form of  $\text{CaSO}_4$  and  $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ , on surface of membranes. Therefore exchange of those anions on inactive ones (e.g. chlorides) during Donnan dialysis allows to desalinate salty water with application of electro dialysis more effectively.

Donnan dialysis (DD) is ion-exchange membrane technique which consists in exchange of ions with the same sign between two solutions divided by ion exchange membrane. Gradient of chemical potentials of solutions on two sides of membrane is the driving force of process.

Donnan dialysis with anion-exchange membrane is at present applied for removal of fluorides from water [1, 2, 3]. The process allows to conduct effective defluorisation. Fluorides concentration after the process is lower than admissible value ( $1.5 \text{ mg/dm}^3$ ).

Donnan dialysis process with the anion-exchange membrane (Selemion AMV) was applied for the removal of troublesome anions ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ) from water solutions. It was found that ions removed with the highest rate are nitrates, however sulphates are removed with the highest efficiency (91%). As a result of anion-exchange, advantageous conversion in the water ionic composition occurs: molar share of sulphates decreases from 25,8 to 2,1%, molar share of nitrates – from 28,1 to 5,2% and that of bicarbonates – from 24,1 to 11,2%. It was observed that the increase of NaCl concentration (from 100 to 300 mM) in the receiving solution caused the increase of removed anion flux as well as the process efficiency. Analyzing the effect of the solution temperature on the Donnan dialysis process it was found that with the higher temperature of the solutions, anion exchange was faster: average flux of nitrates and sulphates increased by 50-60% and that of bicarbonates increased by over 90% (with the increase of temperature from 17 to 37°C).



# Badania rozpoznawcze możliwości zastosowania fitoremediacji do ochrony terenów wokół mogilników pestycydowych<sup>1</sup>

*Katarzyna Ignatowicz  
Politechnika Białostocka*

## 1. Wstęp

Składowiska przeterminowanych i nieprzydatnych środków ochrony roślin stanowią największe zagrożenie środowiska naturalnego, jakie przyniosła chemizacja rolnictwa w Polsce. Mogilniki i stan jakości wód w ich okolicach stanowią od wielu lat jeden z najtrudniejszych problemów do rozwikłania, stwarzający ogromne niebezpieczeństwo dla człowieka jak również środowiska naturalnego. Jedną z przyczyn powstawania mogilników w Polsce była duża ilość nieprzydatnych środków ochrony roślin w latach 60-tych. Zjawisko to uległo nasileniu w latach 70-tych, gdy część środków uważanych za szkodliwe została wycofana z użytku. Pomysłem na rozwiązanie problemu nadmiaru nieużytecznych pestycydów były mogilniki nazywane również „bombami pestycydowymi”. Oprócz przeterminowanych środków ochrony roślin deponowano w nich odczynniki pochodzące ze szkolnych laboratoriów i przeterminowane leki [3]. Mogilniki budowano najczęściej z kręgów betonowych izolowanych smołą lub lepikiem, wykorzystywano również stare obiekty wojskowe takie jak bunkry i fortyfikacje wojskowe. Przy lokalizacji mogilników nie dokonywano rozpoznania hydrologicznego terenu, wybierano zwykle miejsca oddalone od miejscowości. Problemem tym zaczęto interesować się dopiero w latach 90-tych ubiegłego stulecia, kiedy to mogilniki zaczęto traktować jako obiekty niebezpieczne dla środowiska naturalnego z powodu ich nieuszczelności, czego efektem jest przenikanie prze-

---

<sup>1</sup> Praca powstała w ramach realizacji grantu G/WBiIS/22/07 oraz pracy własnej W/WBiIS/23/07 w Katedrze Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska Politechniki Białostockiej oraz w Katedrze Ochrony i Kształtowania Środowiska

terminowanych pestycydów do środowiska i jego skażenie. W związku z tym podjęto działania dotyczące inwentaryzacji mogilników. Według Państwowego Instytutu Geologicznego liczba mogilników w Polsce w 2003 roku wynosiła 284 [11]. Spośród 16 województw jedynie lubelskie i lubuskie uporały się z mogilnikami, zaś na Podlasiu zlokalizowanych jest 10 mogilników. Stan ich konstrukcji mogilników pogarsza się z roku na rok. Powoduje to duże zagrożenie i zanieczyszczenie środowiska naturalnego, a także może stanowić niebezpieczeństwo dla okolicznych mieszkańców, gdyż wydostające się do środowiska zanieczyszczenia są niezauważalne. Dochodzi do skażeń wód gruntowych i powierzchniowych, a także gleby w wyniku przenikania odpadów pestycydowych z nieszczelnych mogilników. Wycieki te po dotarciu do warstwy wodonośnej są przemieszczane zgodnie z kierunkiem wód podziemnych i mogą ulec przechwyceniu przez wody powierzchniowe. Z tego względu podejmowane są działania dotyczące likwidacji mogilników, które powinny być prowadzone w sposób rzetelny i zgodny z aktualną wiedzą. Każdy obiekt powinien być traktowany indywidualnie, dlatego przeprowadza się badania jakości wód naturalnych celu określenia skażenia i migracji pestycydów w jego okolicach. W przypadku korozji oraz uszkodzenia konstrukcji mogilników stały dopływ zanieczyszczeń do wód otwartych ma oraz będzie miał miejsce przez wiele lat [1, 3, 6, 10, 11].

**Tabela 1.** Zawartość zinwentaryzowanych mogilników w województwie Podlaskim  
**Table 1.** Contents of graveyards in Podlasie region.

Grupa chemiczna	Ilość subst. biologicznie czynnej w 96 mogilnikach [kg]	Procent w 96 mogilnikach [%]	Średnia kg na 1 mogilnik
Chloroorganiczne	128121,81	27,06	1334,60
Ditiokarbaminiany	62225,31	13,14	648,18
Fenoksyoctowe	51058,44	10,78	531,86
Fosforoorganiczne	45738,30	9,66	476,44
Nitrozwiązki	34849,94	7,36	363,02
Triazyny	3609,19	0,76	37,60

Opracowano na podstawie danych uzyskanych w Instytucie Ochrony Roślin w Poznaniu

Warto pamiętać, że nawet po likwidacji mogilnika skutki składowania substancji toksycznych będą widoczne przez wiele lat zarówno w glebie jak i wodzie. Stąd też, zachodzi konieczność szukania sposobów na ograniczenie migracji pestycydów w środowisku oraz wdrażania nowych pomysłów. W związku z tym, celowym wydało się przeprowadzenie badań nad zastosowaniem procesu sorpcji na wybranych materiałach naturalnych i odpadowych jako ekranu przenikania pestycydów oraz metali (będących składnikiem pestycydów) do środowiska w celu ograniczenia ich migracji z pozostałych mogilników

i magazynów [5, 7]. Dodatkowym zastosowanym elementem ograniczającym migrację zanieczyszczeń jest fitoremediacja na roślinach energetycznych. Sukces metody fitoekstrakcji zależy przede wszystkim od wyboru odpowiedniego gatunku rośliny [8, 14]. Pożądane cechy umożliwiające zastosowanie rośliny to szybki wzrost, wytwarzanie dużej biomasy w krótkim czasie, rozbudowany system korzeniowy, większa tolerancja na zanieczyszczenia, duża zdolność kumulacji toksyn szczególnie w częściach naziemnych, odporność na choroby, szkodniki i wahania pogodowe. Wszystkie podane cechy spełniają rośliny energetyczne, których przedstawicielem jest ślazowiec pensylwański (*Sida Hermaphrodita* Rusby). Gatunek ten nie ma specjalnych wymagań glebowych, w związku z czym jego uprawa może być zakładana na gruntach chemicznie zanieczyszczonych, w których produkcja roślin konsumpcyjnych nie jest pożądana. Ślazowiec wykorzystywany jest do celów energetycznych jako materiał opałowy, do produkcji płyt paździerzowych oraz kompostu.

Dodatkowym czynnikiem biorącym udział w degradacji pestycydów są grzyby glebowe. Istnieją co najmniej dwie przyczyny dużej aktywności grzybów glebowych. Pierwszą jest większa odporność na niektóre warunki wegetacji w porównaniu z innymi mikroorganizmami glebowymi, drugą zaś aktywność wytwarzanych przez nie enzymów w stosunku do znajdujących się w glebie związków organicznych. Do drobnoustrojów glebowych odznaczających się największą aktywnością w degradowaniu pestycydów można zaliczyć grzyby z rodzaju *Penicillium*, *Aspergillus*, *Fusarium* i *Trichoderma* [13].

Celem prowadzonych badań było określenie przydatności ślazowca pensylwańskiego do fitoremediacji podłoża sorpcyjnego (złożonego z gleby oraz osadu ściekowego poddanego kompostowaniu) zanieczyszczonego pestycydami, a także określenie składu mikologicznego podłoża. W przyszłości pozwoli to na zastosowanie ekranu sorpcyjnego wokół mogilnika, który ograniczy migrację pestycydów do środowiska, zaś posadzone na nim rośliny energetyczne poprzez fitoremediację oraz odpowiednie szczepionki grzybów wydłużą żywotność sorbenta, a także pozwolą zlikwidować skumulowane w częściach naziemnych pestycydy przez spalanie.

## **2. Materiały i metody**

Badania nad fitooczyszczaniem materiału sorpcyjnego prowadzono w warunkach doświadczenia wazonowego. Schemat doświadczenia obejmował 4 obiekty: wazon kontrolny oraz 3 inne, na które doprowadzano pestycydy. W badaniach wstępnych potwierdzono [7] przydatność mieszaniny gleby pobranej z okolic mogilnika oraz kompostu sokólskiego do wykonania ekranu sorpcyjnego wokół mogilnika. Kompost Sokólski jest nawozem organicznym o działaniu nawozowym zbliżonym do działania obornika. Zawiera składniki pokarmowe roślin oraz substancję organiczną. Właściwości fizyczne umożli-



wiają stosowanie nawozu na polu przy pomocy rozrzutników do obornika. Jest nawozem typowo przedsiewnym, wymagający po zastosowaniu wymieszania z glebą; najlepiej stosować pod pług. Może być stosowany:

- w rolnictwie, warzywnictwie
- ogrodach i na działkach
- w szklarniach
- przy zakładaniu skwerów, trawników, placów zieleni itp.
- do rekultywacji terenów zdewastowanych przez przemysł

Powstaje jako produkt uboczny na oczyszczalni ścieków w Sokółce z osadów ściekowych. Odwodniony osad z SBR kierowany jest do stacji przygotowania mieszanki kompostowej. W skład tej mieszanki wchodzi odwodniony osad oraz słoma lub trociny. Tak przygotowana mieszanka transportowana jest do kompostowni osadów, gdzie układana jest w przyzmy kompostowe. Po okresie kompostowania przyzmy są rozbierane i kompost jest transportowany do hal gdzie następuje jego dojrzewanie.



**Rys. 1.** Ślazioiec pensylwański w wazonie 2

**Fig. 1.** *Sida hermaphrodita* Rusby in container 2

W doświadczeniu w 4 wazonach o powierzchniach  $0,3 \text{ m}^2$  oraz objętości  $90 \text{ dm}^3$  wypełnionych w/w mieszaniną nasadzono ślazioiec. Sezon wegetacyjny trwał od wiosny 2007 do jesieni 2008 roku. Po okresie aklimatyzacji ro-

śliny na 3 poletka wprowadzano w sposób ciągły (imitujący dopływ powierzchniowy) mieszaninę czystych chemicznie pestycydów chloro- i fosforoorganicznych (aldrynę, chloroprofam, HCH, DDE, DDT, DDD, metoksychlor). W ciągu sezonu badawczego zaaplikowano po 5 mg każdej z substancji aktywnych na wazon. Po zbiorze plonów pobrano próbki gleby oraz części naziemnych jak i podziemnych rośliny. W próbkach określano zgodnie z obowiązującą metodyką stężenie pestycydów z wykorzystaniem chromatografu gazowego GC/MS/MS 4000 sprzężonego ze spektrofotometrem mas oraz chromatografu gazowego AGILENT6890 przy zastosowaniu kolumn ECD1 oraz NPD2. Ponadto po mineralizacji próbek według procedury EPA 3015 za pomocą mineralizatora mikrofalowego Mars 5 określono także stężenie metali metodą atomowej spektrofotometrii emisyjnej ze wzbudzaniem w plazmie indukcyjnie sprzężonej ICP-AES, przy czym rtęć oznaczano metodą atomowej spektrofotometrii absorpcyjnej w połączeniu z metodą zimnych par CV-AAS.

### 3. Dyskusja wyników

Uzyskane wyniki badań własnych potwierdzają obserwacje Borkowskiej [4] oraz Styka [12], że ślazowiec pensylwański jako gatunek wieloletni, wielostronnego użytkowania, cechuje się dużym potencjałem plonowania pomimo niewysokich wymagań glebowo-klimatycznych.

**Tabela 2.** Średnie stężenie pestycydów w ślazowcu pensylwańskim (*Sida Hermaphrodita*).

**Table 2.** Mean concentration of pesticides in Virginia mallow (*Sida Hermaphrodita*)

Pestycyd [mg/kg s.m.]	Limit detekcji	Wazon kontrolny			Wazon 1-3		
		Gleba	<i>Sida Hermaphrodita</i>		Gleba	<i>Sida Hermaphrodita</i>	
			łodyga	liście		łodyga	liście
Aldrine	0,001	0,0097	-	-	0,1623	-	-
Chloroprofam	0,005	0,0178	-	-	0,1031	-	-
HCH	0,001	0,0669	0,0004	0,0008	0,1289	0,0021	0,0019
DDE	0,001	0,1599	0,0018	0,0011	0,3891	0,0101	0,0026
DDT	0,005	0,1909	0,0024	0,0011	0,3488	0,0073	0,0019
DDD	0,002	0,2270	0,0038	0,0007	0,3763	0,0180	0,0013
Metoksychlor	0,001	0,1120	0,0032	-	0,2647	0,0150	-

Już rośliny w pierwszym roku eksperymentu (przesadzone jako kilkuletnie z plantacji) wykazały wysoki plon części naziemnych. Możliwość uzyskania wysokich plonów pozwala na zaproponowanie ślazowca jako jednego z gatunków roślin do rekultywacji terenów zdegradowanych chemicznie, a w tym przypadku do fitoremediacji pestycydów z bariery sorpcyjnej. Jak wykazał Antonie-

wicz i Jasiewicz [2] wysoki potencjał plonowania ślazuowca na glebie o zróżnicowanym zanieczyszczeniu metalami ciężkimi świadczy o dużej odporności i szybkiej adaptacji do warunków gleb zanieczyszczonych. Badania własne potwierdziły także spostrzeżenia Borkowskiej [4, 8], iż bujniejszy plon ślazuowca następuje na podłożu wzbogaconym osadem ściekowym po kompostowaniu niż na glebie mineralnej. Dotyczyło to zarówno wysokości roślin jak i biomasy plonu.

**Tabela 3.** Średnie stężenie metali ciężkich w ślazuowcu pensylwańskim.

**Table 3.** Mean concentration of heavy metals in Virginia mallow (*Sida Hermaphrodita*)

Metale [mg/kg s.m.]	Limit detekcji	Wazon kontrolny			Wazon 1-3		
		Gleba	<i>Sida Hermaphrodita</i>		Gleba	<i>Sida Hermaphrodita</i>	
			łodyga	liście		łodyga	liście
Cd	0,06	0,0789	-	0,143	<0,06	0,311	0,358
Cr	0,3	7,721	-	0,667	7,714	0,652	0,658
Cu	8,0	55,638	-	11,898	10,147	9,906	6,531
Ni	1,2	5,021	-	0,957	3,212	0,586	0,893
Pb	1,0	71,426	-	0,439	7,347	1,168	0,839
Zn	6,0	65,055	-	23,337	21,123	55,028	52,532
Hg	0,001	0,056	-	0,016	0,048	0,016	0,016

Oprócz wysokiego potencjału plonotwórczego ślazuowiec wykazuje dużą zdolność do pobierania pestycydów oraz metali ciężkich z podłoża. W pobranych próbkach podłoża stwierdzono kilkukrotnie większe stężenie zabsorbowanych pestycydów w glebie wymieszanej z kompostem sokólskim ( $0,10313 \div 0,38909$  mg/kg s.m.) niż w samej glebie ( $0,017805 \div 0,22702$  mg/kg s.m.). Podobną zależność stwierdzono w próbkach części naziemnych ślazuowca. Liście i łodygi rośliny uprawianej na podłożu sorpcyjnym gromadziły więcej pestycydów. Większe stężenia toksyn wykryto w łodygach (DDD  $0,0180$  mg/kg s.m.) niż w liściach (DDD  $0,0013$  mg/kg s.m.) ślazuowca niezależnie od podłoża, na którym był uprawiany. Ponadto w łodygach wykryto obecność metoksychloru, który już nie był pobierany i akumulowany przez liście zarówno w wazonach „sorpcyjnych” jak i kontrolnym. Ciekawym spostrzeżeniem jest fakt, iż ślazuowiec pobierał z wazonów zasilanych pestycydami tylko grupę insektycydów chloroorganicznych. Związki: aldryna, chloropropan oraz pirymikarb pozostały w podłożu sorpcyjnym.

Na podstawie przeprowadzonych badań mikologicznych wyizolowano 37 gatunków grzybów na podłożu sorpcyjnym (tabela 4). Wśród nich określono gatunki występujące w największej ilości (tabela 5). Uzyskano wyniki podobnie jak Wgner [13], który oznaczał grzyby występujące w odpadach pestycydowych. Za dominujące m. in. uznano gatunki: *Aspergillus*, *Penicillium* i *Trichoderma*, które są odpowiedzialne za degradację pestycydów w glebie.

**Tabela 4.** Grzyby wyizolowane z podłoża sorpcyjnego

**Table 4.** Fungi species in the sorption solum

Lp.	Gatunek grzyba	Frekwencja (liczba izolatów)
1	<i>Acremonium alabamense</i> Morgan - Jones	1
2	<i>Acremonium butyri</i> (von Beyma) W. Gams	3
3	<i>Acremonium blochii</i> (Matr.) W. Gams	6
4	<i>Acremonium hyalinum</i> (Sacc.) W. Gams	6
5	<i>Acremonium kiliense</i> Grütz	2
6	<i>Ajellomyces capsulatus</i> (Kwon-Chung) McGinnis & Katz	4
7	<i>Aphanoascus fulvescens</i> (Cooke) Apinis	2
8	<i>Arthoderma tuberculatum</i> Kuehn	2
9	<i>Aspergillus fumigatus</i> Fres.	8
10	<i>Chrysosporium pannorum</i> (Link) Hughes	4
11	<i>Cladosporium cladosporioides</i> (Fres.) de Vries	3
12	<i>Cylindrocarpon magnusianum</i> (Sacc.) Wollenw.	17
13	<i>Fusarium acuminatum</i> Ell. et Ev.	5
14	<i>Fusarium sacchari</i> (Butler) W. Gams	2
15	<i>Fusarium</i> sp.	2
16	<i>Gliomastix murorum</i> (Corda) Hughes	2
17	<i>Helicosporium vegetum</i> Nees	1
18	<i>Lecythophora mutabilis</i> (van Beyma) W. Gams & McGinnis	1
19	Nie zarodnikujący 1	1
20	<i>Oidiodendron tenuissimum</i> (Peck) Hughes	5
21	<i>Paecilomyce variotii</i> Bain.	1
22	<i>Penicillium daleae</i> Zaleski	4
23	<i>Penicillium decumbens</i> Thom	24
24	<i>Penicillium janthinellum</i> Biourge	1
25	<i>Penicillium lividum</i> Westling	4
26	<i>Penicillium montanense</i> Christensen & Backus	4
27	<i>Penicillium spinulosum</i> Thom	1
28	<i>Penicillium steckii</i> Zaleski	1
29	<i>Phialophora verrucosa</i> Medlar	5
30	<i>Phytothora cactorum</i> (leb. & Cohn) Schröt.	1
31	<i>Pseudeurotium ovale</i> Stolk	2
32	<i>Pseudallescheria boydii</i> (Shear) McGinnis	6
33	<i>Pythium De Barysnum</i> Hesse	1
34	<i>Pythium</i> sp.1	1
35	<i>Trichoderma koningii</i> Oudem.	23
36	<i>Trichophyton terrestre</i> Durie & Frey	3
37	<i>Wardomyces humicola</i> Henneb. & Barron	5
	Razem	164

**Tabela 5.** Dominacja gatunkowa grzybów o najwyższej frekwencji  
**Table 5.** Fungi species with the highest occurrence in the sorption solum

Gatunek grzyba	Dominacja gatunkowa %
<i>Aspergillus fumigatus</i> Fres.	5
<i>Chrysosporium pannorum</i> (Link) Hughes	2
<i>Cylindrocarpon magnusianum</i> (Sacc.) Wollenw.	10
<i>Oidiodendron tenuissimum</i> (Peck) Hughes	3
<i>Penicillium decumbens</i> Thom	15
<i>Penicillium lividum</i> Westling	2
<i>Trichoderma koningii</i> Oudem.	14
<i>Wardomyces humicola</i> Henneb. & Barron	3

#### 4. Podsumowanie

Uzyskane wyniki badań rozpoznawczych pozwalają przypuszczać, że ślázowiec może być wykorzystany do fitoremediacji gleb zanieczyszczonych pestycydami, a przede wszystkim do przedłużenia żywotności bariery sorpcyjnej wokół mogilnika. Bujniejszy plon ślázowca na podłożu wzbogaconym kompostem sokólskim niż na glebie mineralnej pozwala prognozować uzyskanie dużej biomasy przeznaczonej na cele energetyczne, a tym samym likwidację zakumulowanych pestycydów przez późniejsze spalanie. Badania te wymagają kontynuacji i przeprowadzenia eksperymentu w okolicy istniejącego mogilnika.

#### Literatura

1. **Anastasiadis P.:** *Zanieczyszczenie wód gruntowych w wyniku działalności rolniczej: podejście zintegrowane.* Rocznik Ochrona Środowiska tom 6, 19-31, 2004.
2. **Antonkiewicz J., Jasiewicz C., Losak T.:** *Using Sida Hermaphrodita Rusby for extraction of heavy metals from soil.* Acta Scientiarum Polonarum, Formatio Circumiectus 5 (1), 63-73, 2006.
3. **Biziuk M.:** *Pestycydy. Występowanie, oznaczanie i unieszkodliwianie.* WNT, Warszawa, 2001.
4. **Borkowska H., Wardzińska K.:** *Some Effects of Sida hermaphrodita R. Cultivation on Sewage Sludge.* Polish Journal of Environmental Studies, Vol. 12, No. 1, 119-12, 2003.
5. **Ignatowicz K., Skoczko I.:** Polish Journal of Environmental Studies, 11(4), 339, 2002.
6. **Ignatowicz K.:** *Evaluation of pesticide remains and heavy metals concentrations near burial ground.* Polish Journal of Environmental Studies 16(4), 177-181, 2007.
7. **Ignatowicz K.:** *Zastosowanie sorpcji na odpadowych materiałach naturalnych do ograniczenia migracji pestycydów z mogilników.* Przemysł Chemiczny, 2008.

8. **Keri L.D. Hendersona, Jason B. Beldenb, Shaohan Zhaoc, Joel R. Coatsa:** *Phytoremediation of Pesticide Wastes in Soil*
9. **Mietkiewski R. T.; Pell J. K.; Clark S. J.:** *Influence of Pesticide Use on the Natural Occurrence of Entomopathogenic Fungi in Arable Soils in the UK: Field and Laboratory Comparisons.* **S** Biocontrol Science and Technology, Volume 7, Number 4(12), 565-576, 1997.
10. **Rosik-Dulewska C., Karwaczyńska U., Ciesielczuk T.:** *Migracja WWA z nieuszczerelnionego składowiska odpadów do wód podziemnych.* Rocznik Ochrona Środowiska tom 9, 335-345, 2007.
11. **Stobiecki S.:** *Report of analysis of waters and soils in the vicinity of Wąsosz.* Plants Protection Institute. Poznań. 1999.
12. **Styk B.:** *Niektóre zagadnienia użytkowania, biologii i agrotechniki Sidy.* Postępy Nauk Rolniczych 3/84, 3-8, 1984.
13. **Wagner E.G., Dixon D.M.:** *Isolation of fungi from organochlorine pesticide waste.* Mycopathologia. Volume 75, Number 1/January, 61-63, 2004.
14. **Xia H, Ma X:** *Phytoremediation of ethion by water hyacinth (Eichhornia crassipes) from water.* Bioresource Technology Volume 97, Issue 8, May, 1050-1054, 2006.

## **Preliminary Research on Phytoremediation Application Possibility for Protection of Soil Near Pesticide Burials**

### **Abstract**

The aim of present research was to assess the usefulness of Virginia mallow to phytoremediation of sorption subsoil contaminated with pesticides. Studies upon purification of sorption material consisting of a soil and composting sewage sludge were conducted under pot experiment conditions. The study design included control pot along with 3 other ones polluted with pesticides. The vegetation season has lasted since spring 2007 till late autumn 2008. After acclimatization, the mixture of chloro and phosphoorganic pesticides was added into 3 experimental pots. After harvest, it was found that pesticide contents in sorption subsoil (from 0.1031 to 0.3891 mg/kg dm) were much higher than in control soil (from 0.0178 to 0.2270 mg/kg dm). Achieved results initially indicate that Virginia mallow can be used for reclamation of soils contaminated with pesticides, particularly for vitality prolongation of sorption barrier around the pesticide burial area. In future, it would allow for applying the sorption screen around pesticide burial area, which reduces pesticide migration into the environment, and grown energetic plants – through phytoremediation – would prolong the sorbent vitality and remove pesticides from above ground parts by means of combustion.

37 species of fungi were isolated on sorption solun on the basis of conducted mycological investigations. Species stepping out in the largest quantity were qualified among them (table 5). Obtained results were similar to Wagner's [13], who determined

fungi stepping out in waste pesticide. Predominant species were: *Aspergillus*, *Penicillium* and *Trichoderma*, species which are responsible for the degradation of pesticides in the soil.

Obtained results of identification investigations allow to suppose that Virginia mallow can be used for phytoremediation of soils contaminated with pesticides, and first of all for prolongation of vitality of sorptional barrier around burial. More luxuriant crop Virginia mallow on solum enriched with sokólski compost than on the mineral soil allows to prognose obtainment of the large biomass designed for energetic purposes, and the same liquidation of accumulated pesticides by later incineration. Such investigations require the continuation and the execution of the experiment in the neighbourhood of existing burial.

## Wentylacja i oczyszczanie powietrza w spawalnictwie

*Aleksander Grimitlin*  
*Asocjacja AVOK Nord-West, Rosja*

### 1. Wstęp

Głównym technologicznym celem wentylacji w pomieszczeniach produkcyjnych jest przestrzeganie sanitarnych wymagań stawianych jakości powietrza bezpośrednio na stanowisku roboczym. Wentylacja nawiewno-wywiewna w wielu przypadkach nie potrafi tego zapewnić. Charakterystycznym przykładem tego jest spawalnictwo.

Technologiczny proces spawania w małym stopniu nadaje się do automatyzacji, dlatego przeważa w nim praca ręczna. Przy takim rozwiązaniu spawacz znajduje się w bezpośrednim kontakcie z wydzielającymi się substancjami szkodliwymi dla zdrowia człowieka. Z badań statystycznych można wnioskować o gwałtownym wzroście zawodowej zachorowalności w spawalnictwie, na przykład liczba zachorowań zawodowych wśród elektrosprawaczy w ciągu ostatnich 15÷20 lat wzrosła prawie dwukrotnie. Według tego wskaźnika zawód spawacza przesuwają się na jedno z czołowych miejsc. Główną przyczyną rosnącej liczby zachorowań jest niedostateczna efektywność instalacji odciągów miejscowych lub ich brak.

Innym problemem, który się zaostrzył na początku 90 lat XX wieku i pozostaje aktualny do dziś, jest problem oszczędzania energii w systemach wentylacji produkcyjnych budynków. Udział zużycia energii na cele ogrzewania i wentylacji w przemyśle wynosi do 30% w bilansie cieplnym rozwiniętych krajów. Ten wskaźnik bilansu cieplnego spowodowany jest rosnącymi wymaganiami w zakresie intensywności wymiany powietrza w pomieszczeniach produkcyjnych. W pomieszczeniach mieszkalnych krotność wymiany powietrza wynosi na ogół 0,3÷0,5, w budynkach użyteczności publicznej (kina, teatry),



stanowi 3÷5. Natomiast w pomieszczeniach z technologią spawalniczą ta wartość sięga 10÷20.

Główną rezerwą zmniejszenia energochłonności instalacji wentylacyjnych jest obniżenie przepływów powietrza w instalacjach nawiewnych i wywiewnych z zachowaniem ich efektywności pod względem zapewnienia parametrów w strefie oddychania. Zatem zagadnienie „uzdrowienia” powietrza na stanowiskach roboczych przy pomocy wentylacji ma priorytetowe znaczenie gospodarcze i socjalne.

Jednym z rozwiązań zapewniających czystość powietrza na stanowisku roboczym jest pojawienie się samomocujących, giętkich przewodów z lejkiem zasysającym. Pozwala to maksymalnie przybliżyć się do źródła wydzielania się szkodliwych substancji, i umożliwia łatwe przesunięcie lejka w razie potrzeby. Szerszemu zastosowaniu omawianych urządzeń sprzyja:

- opracowanie nowych materiałów włókninowych, stosowanych podczas filtrowania powietrza wywiewanego i nawiewanego;
- opracowanie udoskonalonych paneli do rozdziału powietrza, pozwalających stwarzać strefy czystego powietrza na ustalonych stanowiskach roboczych.

Z kolei wysokoefektywne metody oczyszczania powietrza pozwalają szerzej stosować recyrkulację wywiewu w wentylowanych pomieszczeniach. Natomiast w wentylacji nawiewno-wywiewnej na większą skalę stosuje się doprowadzanie nawiewanego powietrza do strefy roboczej metodą „zatopienia”.

## **2. Opracowanie udoskonalonych odciągów miejscowych**

W procesie spawalniczym emitowane są substancje szkodliwe: tak zwany aerozol spawalniczy, fluorek wodoru, mangan, tlenek węgla i wiele innych. Źródło wydzielania się tych substancji (łuk spawalniczy) jest bardzo małe. Konwekcyjny strumień gazów nad wykonywanym szwem spawanym i całym nagrzanym wyrobem przechwytuje te substancje i niesie je ze sobą w górę. Temu procesowi towarzyszy intensywne mieszanie się z otaczającym powietrzem. W przypadku braku lokalnej wentylacji wywiewnej szkodliwe substancje nieuchronnie przechodzą przez strefę oddychania spawacza.

Powstający podczas spawania lub cięcia metali aerozol charakteryzuje się bardzo wysokim stopniem dyspersji: ponad 90% cząstek (wagowo) mają prędkość wznoszenia mniejszą niż 0,1 m/s. Dlatego też cząstki aerozolu nie osiadają, a łatwo unoszone są przez strumienie powietrza, prawie tak samo jak gazy.

Przy takim charakterze rozprzestrzeniania się szkodliwych substancji nie sposób zmniejszyć ich stężenie w strefie oddychania na roboczym stanowi-

sku spawacza lub skrawacza do dopuszczalnych wartości, stosując wyłącznie metody wentylacji nawiewno-wywiewnej. Osiągnąć to można tylko przy pomocy wyciągu miejscowego, czyli przechwytyjąc szkodliwe substancje bezpośrednio przy źródle ich powstawania. Im bliżej źródła będzie usytuowany wyciąg, tym mniejsza objętość odsysanego powietrza zapewni niezawodne przechwytywanie toksycznych substancji.

Konieczność maksymalnego zbliżenia zasysającego lejka do źródła szkodliwych substancji uzasadniona jest aerodynamiką zasysania: już na odległości jednej średnicy otworu (lejka) efekt zasysania staje się znikomy.

Wspomniane wyżej giętkie przewody pozwalają opracować udoskonalone konstrukcje wyciągów. Przystosowane są one do maksymalnego zbliżenia ku źródłom wydzielania się toksycznych substancji oraz łatwego przemieszczania i samodzielnego mocowania w dowolnym punkcie przestrzeni. Jedną z wiodących instytucji opracowujących i produkujących sprzęt tego rodzaju jest Naukowo-produkcyjne Przedsiębiorstwo „Ekojurus-Wento” (Sankt-Petersburg, Rosja), którego wyniki badań i doświadczenia licznych wdrożeń w kraju i zagranicą przedstawione są w niniejszym artykule.

Mobilność i łatwość mocowania leja ssącego zapewnia się dzięki istnieniu w konstrukcji ciernych sprzęgieł i przegubu. Konstrukcja produkowanych urządzeń pozwala wybierać sposób ich mocowania (dolny lub górny).

Rozmaitość przemysłowych technologii spawania, a także samych spawanych wyrobów wymagała opracowania dużej ilości różnych konstrukcji lokalnych urządzeń odciągowych. Te urządzenia można sklasyfikować w postaci następujących grup:

- obrotowo-unośne samomocujące urządzenia odciągowe;
- przenośne odciągi z uchwytami;
- odciągi miejscowe wbudowane do sprzętu spawalniczego;
- odciągi miejscowe wbudowane do osprzętu stanowisk roboczych, zautomatyzowanych i zmechanizowanych linii produkcyjnych;
- odciągi miejscowe obsługujące zrobotyzowane instalacje spawalnicze.

Obrotowo-unośne urządzenia odciągowe są najbardziej uniwersalne i stosowane mogą być w każdego rodzaju pracach spawalniczych, zarówno w warunkach stacjonarnych, jak i niestacjonarnych. Takie urządzenie ma lejek odciągowy, któremu może być nadane dowolne położenie w przestrzeni za pośrednictwem przegubów i cięgien. Przy pomocy giętkiego regulowanego rękawa odciąg podłącza się do magistralnego przewodu zcentralizowanej instalacji wywiewnej (rys. 1), bądź do indywidualnego agregatu wentylacyjnego, czy filtrująco-wentylacyjnego (rys. 2).



**Rys. 1.** Ssące ramię obrotowe w składzie zcentralizowanej instalacji wywiewnej  
**Fig. 1.** The rotary-lifting device as a part of the central exhaust system



**Rys. 2.** Urządzenie z ssącym ramieniem obrotowym i z autonomicznym blokiem filtrująco-wentylacyjnym  
**Fig. 2.** The rotary-lifting device with the self-contained filtering&ventilating unit

Wykorzystanie konsoli, węzłów teleskopowych i przegubów pozwala łatwo przemieszczać i ustalać odciąg w optymalnym położeniu. Jeden odciąg może obsługiwać strefę o promieniu do 8 m od miejsca jego podłączenia (np. do przewodu wywiewnego).

Ważnym parametrem charakteryzującym eksploatacyjne walory mobilnego urządzenia wentylacyjnego jest strefa efektywnego przechwytywania szkodliwych substancji, czyli odległość od środka lejka zasysającego, na której efektywność ta wynosi nie mniej niż 80% bez dodatkowego przemieszczenia odciagu w przestrzeni.

W sposób doświadczalny ustalono, iż odległość ta nie powinna przekraczać 300 mm, natomiast minimalna wysokość usytuowania odciagu nad wyrobem, wynikająca z technologii robót spawalniczych, wynosi 400 mm.

W trakcie wykonania robót spawalniczych w trudnodostępnych miejscach (cysterny, zbiorniki z wąskim wjazdem itp.), a także w przypadku spawania konstrukcji o dużych gabarytach optymalnym rozwiązaniem jest stosowanie ssawek z uchwytami magnesowymi.

Urządzenie „Sprut” (rys. 3) składa się z pojedynczej lub podwójnej belki konsolowej, na której umocowany jest giętki rękaw ze ssawką.



**Rys. 3.** Odsysacz z uchwytem magnesowym na belce konsolowej

**Fig. 3.** The device with the magnetic holder on a console beam

W pełni autonomiczne urządzenie „Łań” (rys. 4) składa się z wentylatora, giętkiego rękawa i ssawki, którą można mocować na powierzchni metalowej przy pomocy magnesu bezpośrednio w pobliżu źródła wydzielania się substancji szkodliwych.

W technologii spawania wstępny rozkrój metali wykonuje się przy pomocy maszyn do przecinania gazowego, tlenowego lub plazmowego. W trakcie dalszej obróbki wyrobów wykorzystuje się również przecinanie ręczne.

Procesom termicznego cięcia metali towarzyszy wydzielanie się drobno zdyspergowanych pyłów i gazów. Cząstki o rozmiarze poniżej 5  $\mu\text{m}$  stanowią ok. 98%. Ilość wydzielających się substancji szkodliwych i ich skład zależy od

gatunku przecinanego metalu oraz trybu przecinania i podawane są w literaturze poradniczej.



**Rys. 4.** Odsysacz przestawny z uchwytem magnetycznym i autonomicznym wentylatorem

**Fig. 4.** The device with the magnetic holder and the self-contained fan

Rozprzestrzenianie się powstającego aerozolu podczas przecinania wyznacza strumień gazowy, który chwyta i unosi go ze znaczną prędkością. Te warunki należy uwzględniać dobierając optymalny sposób lokalizowania szkodliwych substancji.

Podczas cięcia blach metalowych na specjalnych stołach zasadniczy schemat przechwytywania aerozolu polega na odsysaniu zanieczyszczonego powietrza z pod przecinanej blachy. Przy takim schemacie pod stołem do ręcznego przecinania znajduje się dość pojemny zbiornik oddzielający pyły w postaci skrzynki podzielonej na sekcje o długości  $1,0\pm 1,5$  m. W ścianie każdej sekcji znajduje się kratka, przez którą wewnątrz sekcji połączone jest z odgałęzieniem magistrali wyciągowej, ułożonej wzdłuż stołu i podłączonej do wentylatora. Każde odgałęzienie wyposaża się w przepustnicę w celu regulacji objętości odsysanego powietrza.

Dla przecięcia maszynowego na liniach produkcji potokowej opracowano szereg konstrukcji odciągów miejscowych, których włączenie roboczych sekcji wykonuje się automatycznie, synchronicznie z ruchem urządzenia i palnika do cięcia.

Optymalną objętość powietrza odsysanego z  $1\text{ m}^2$  powierzchni ramy do rozkroju ustalono na podstawie badań doświadczalnych. Zalecane są następujące wartości:  $2500\text{ m}^3/(\text{h}\cdot\text{m}^2)$  – przy cięciu gazowym, oraz  $4000\text{ m}^3/(\text{h}\cdot\text{m}^2)$  – przy cięciu plazmowym.

Urządzenia odciągów miejscowych mogą być stosowane nie tylko w spawalnictwie, lecz także w technologii wentylowania stanowisk do lutowania. Specjalnie do takich zadań opracowano stołowy wyciąg typu „Gnom” z przepływem odsysanego powietrza  $150\pm 180\text{ m}^3/\text{h}$ .

### 3. Oczyszczanie powietrza

Zaostrzenie przepisów sanitarnych w zakresie emisji szkodliwych substancji do atmosfery, w tym pochodzących z procesów spawalniczych, wymaga zastosowania efektywnych sposobów oczyszczania. Wymieniony wyżej nadzwyczajnie mały rozmiar cząstek aerozolu spawalniczego uwarunkowuje konieczność zastosowania filtrów elektrostatycznych.

Zasada ich działania polega na elektrostatycznym osadzaniu naładowanych cząstek na specjalnych kasetach pod napięciem ok. 6 kV. Ładowanie cząstek odbywa się w trakcie przepływu oczyszczanego strumienia powietrza przez kasetę ładującą pod napięciem ok. 12 kV. W celu uniemożliwienia przedostania się do wnętrza grubych cząstek (np. zgorzelin) na wlocie do urządzenia znajduje się wstępny filtr w postaci siatki metalowej o rozmiarze oczka 0,8 mm. Natomiast na wylocie znajduje się filtr wykluczający masowy wyrzut zgromadzonych cząstek do atmosfery.

Filtry elektrostatyczne mogą być wyposażone w dodatkową kasetę z sorbentem-katalizatorem do oczyszczania powietrza z gazowej fazy aerozolu spawalniczego (rys. 5). Urządzenia mają wbudowany wibrator pozwalający wykonywać okresowe oczyszczanie płyt kaset do osadzania, co wydłuża termin efektywnej pracy filtra bez wymiany kaset. Opracowano zarówno stacjonarne urządzenia, jak i mobilne, które można łatwo przemieszczać w pomieszczeniu (zob. rys. 2).



**Rys. 5.** Filtr elektrostatyczny  
**Fig. 5.** The electrostatic filter

W ostatnich czasach opracowano i produkuje się także mechaniczne filtry, w których oczyszczanie od aerozolu zachodzi w cylindrycznych gofrowanych elementach.

Natomiast oczyszczanie odsysanego powietrza od aerozólów ołowiu, cyny, cynku i innych drobno zdyspergowanych zanieczyszczeń, w technologiach lutowania można wykonywać przy pomocy produkowanych seryjnie filtrów do stanowisk lutowania FPA (rys. 6).

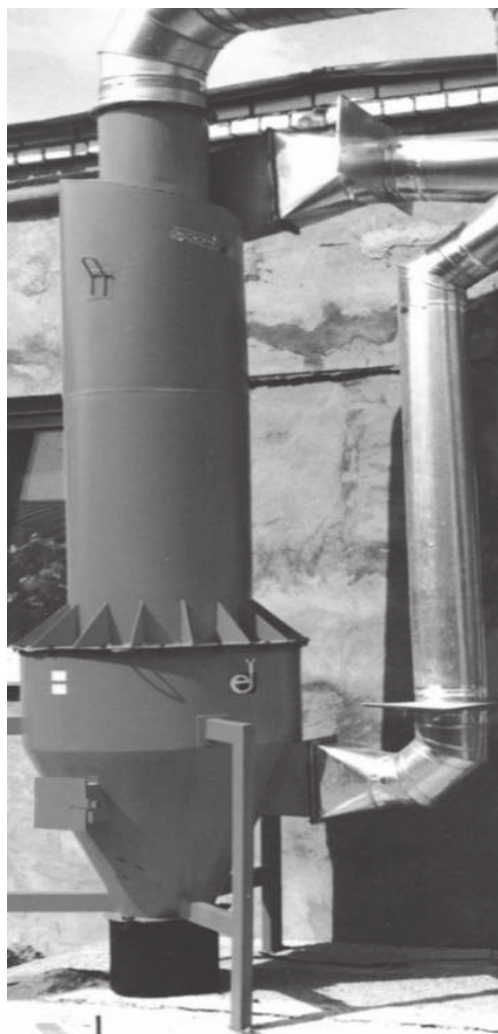


**Rys. 6.** Filtr FPA do wentylowania stanowisk lutowniczych  
**Fig. 6.** Filter FPA for ventilating of the soldering station

Żeby zapewnić optymalną eksploatację elektrostatycznych filtrów wymagane jest początkowe stężenie aerozolu spawalniczego nieprzekraczające z reguły  $150 \text{ mg/m}^3$ , co na ogół odpowiada parametrom spawania ręcznego.

Jednak nierzadko początkowe stężenie zanieczyszczeń kilkakrotnie przewyższa ten wskaźnik. W tym przypadku należy zastosować wstępny stopień oczyszczania w postaci cyklonu z odśrodkowym zawirowanym strumieniem (rys. 7).

Dwustopniowe oczyszczanie powietrza stosuje się w plazmowych technologiach przecięcia metali, a także w przypadku wykorzystania lokalnej wentylacji odciągowej od spawalniczych agregatów o dużej wydajności, na przykład przy stykowym spawaniu szyn w szynowo-spawalniczych liniach produkcji potokowej.



**Rys. 7.** Wirowy odpylacz cyklonowy dla dwustopniowych systemów oczyszczania  
**Fig. 7.** The vortex cyclonic unit for two-level air-cleaning systems

#### 4. Optymalizacja rozdziału powietrza w pomieszczeniach

Optymalna organizacja nawiewu zamyka potrójne zagadnienie wentylacji. Jeśli urządzenia do odciągania zanieczyszczonego powietrza odprowadzają go na zewnątrz, to potrzebne jest uzupełnienie tej ilości powietrza nawiewem, z podgrzaniem w zimnym okresie roku. Zauważmy, iż powietrze powinno być nawiewane z małą prędkością, która by zapewniła jego ruch w strefie roboczej z prędkością nie większą niż 0,3 m/s.

Taki rozdział powietrza może być osiągnięty przy pomocy niskopiędkościowych urządzeń nawiewnych typu VV (rys. 8). Ich konstrukcja stanowi połączenie znanego przyściennego płaskiego rozdzielacza powietrza z przewodem perforowanym. Wykończenie powierzchni rozdzielacza i jego wygląd pozwala wykorzystywać go nie tylko w instalacjach pomieszczeń produkcyjnych,



lecz także w foyer, restauracjach, poczekalniach dworców i portów lotniczych i w wielu innych rozwiązaniach projektowych.



**Rys. 8.** Urządzenie do dopływu powietrza działające na zasadzie „zatapiania”  
**Fig. 8.** Supply air outlet, working by “a flooding” principle

Rozdzielacze powietrza VV przystosowane są do realizacji zasady „wypierającej” wentylacji, której istota polega na zatopieniu strefy przebywania ludzi świeżym nawiewanym powietrzem.

Wykorzystanie przedstawionych w artykule technologicznych rozwiązań optymalnego wentylowania pomieszczeń, a także sprzętu wentylacyjnego służącego do ich skutecznej realizacji w przemyśle będzie sprzyjać rozwiązywaniu problemów ekologicznych, higienicznych jak i ekonomicznych. Problemy te stawiają wysokie wymagania, mobilizując specjalistów branży grzewczo-wentylacyjnej, inwestorów, projektantów oraz specjalistów w wykonawstwie i eksploatacji.

## 5. Wnioski

Jak wiadomo, głównym technologicznym celem wentylacji w pomieszczeniach produkcyjnych jest przestrzeganie sanitarnych wymagań stawianych jakości powietrza bezpośrednio na stanowisku roboczym. Ale wentylacja na-

wiewno-wywiewna w wielu przypadkach nie potrafi tego zapewnić, czego charakterystycznym przykładem tego jest spawalnictwo. Badania statystyczne świadczą o gwałtownym wzroście zawodowej zachorowalności w spawalnictwie.

Jednym z wysokoefektywnych rozwiązań w tym zakresie jest zastosowania samomocujących, giętkich przewodów z lejkiem zasysającym. Pozwala to maksymalnie przybliżyć się do źródła wydzielania się szkodliwych substancji, i umożliwia łatwe przesunięcie lejka w razie potrzeby. Wyniki wieloletnich badań i wdrażania tego typu rozwiązań udowadniają możliwość skutecznego i stałego zapewnienia czystości powietrza na stanowisku roboczym.

Poza doskonaleniem odciągów miejscowych przedstawiono również opracowania w zakresie oczyszczania powietrza i optymalizacji rozdziału powietrza w pomieszczeniach wentylowanych.

## **Ventilation and Air Clearing in Welding Engineering**

### **Abstract**

The main technological aim of ventilation in production rooms is keeping sanitary requirements for air quality directly at working stand. Intake and uptake ventilation in many cases is not able to assure this. Welding is a characteristic example of that.

The technological process of welding in the small degree is suitable to automation, that is why the hand work is still applied in most cases. Welder is in direct contact with harmful substances for human health emitted in such solution. Statistical analysis proves violent growth of professional morbidity in welding technology, for example the number professional illnesses among electro-welders during last 15÷20 years grew up almost twice. According to this coefficient profession of welder moves on one of front places. The main cause of the growing number of illnesses is insufficient efficiency of installation of local hoods or their lack.

Application of self-mounting, flexible conductors with a funnel suction is one of highly efficient solutions in this range. It allows maximally get closer to source of harmful substances emission, and easily shift of funnel to a new place of welding. Results of long term investigations and application of such type of solutions prove possibility of effective and constant assurance of cleanness of the air on the working stand.

Solutions in the range of air cleaning and optimization of air separation in ventilated enclosures were also introduced apart from improvement of local hoods.

Utilization of introduced in the paper technological solutions of optimal enclosures ventilation, and also ventilation equipment used for their effective realization in the industry will favour solving ecological, hygienic problems and economic problems. These problems place high requirements, mobilizing experts of heating and ventilation branch, investors, designers and experts in contraction and exploitation.



## Mikroflora rekultywowanych zbiorników wodnych na przykładzie Jeziora Rudnickiego Wielkiego

*Krzysztof Berleć, Anita Jurek,  
Magdalena Michalska, Adam Traczykowski  
Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy, Bydgoszcz*

### 1. Wstęp

Gwałtowny rozwój cywilizacji wyrażający się rozwojem przemysłu, motoryzacji i urbanizacji niesie, obok pozytywnych skutków, również wiele zagrożeń dla człowieka. Jednym z nich jest postępująca degradacja środowiska naturalnego, zwłaszcza ekosystemów wodnych. Szczególnie niebezpiecznym zjawiskiem jest niedobór wody słodkiej, której zasoby w postaci wód powierzchniowych, stanowią główne źródło zaopatrzenia w wodę dla przemysłu, rolnictwa i gospodarki komunalnej [5].

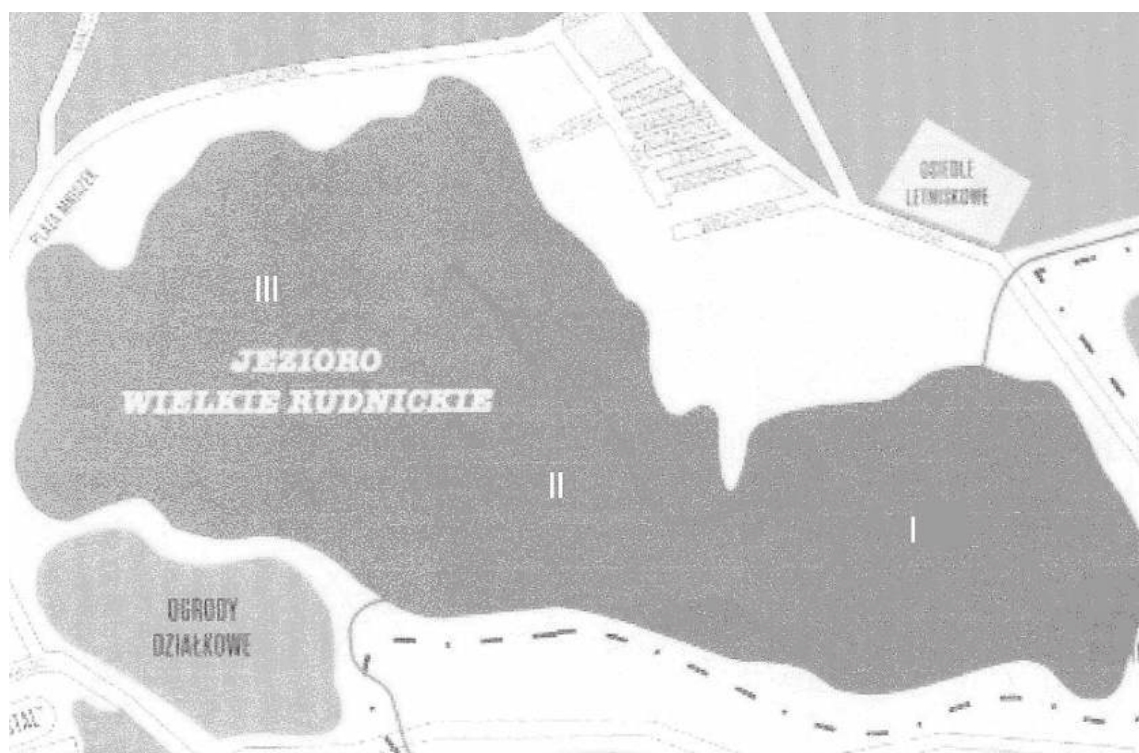
Funkcjonowanie układu ekologicznego jezioro – zlewnia opiera się na nieprzerwanym transporcie różnorodnych form materii ze zlewni i ich akumulacji w zbiorniku. Stąd skład oraz jakość wód powierzchniowych zależą w głównej mierze od charakteru obszaru lądowego otoczenia jeziora, czyli zlewni bezpośredniej i pośredniej. Główną rolę w nadmiernym ich obciążeniu odgrywają ścieki bytowo-gospodarcze i przemysłowe [19]. Zmiany zachodzące w środowisku naturalnym w wyniku gospodarczej działalności człowieka w odniesieniu do ekosystemów wodnych odbijają się na jakości wody. Znajduje to wyraz w zmianie fizyko-chemicznych wskaźników wody, a także w zmianach składu gatunkowego i liczebności organizmów [1]. Duże ilości organicznych i nieorganicznych składników pokarmowych sprzyjają masowemu rozwojowi bakterii i grzybów, pod wpływem zaś substancji trujących rozwój mikroflory może ulec częściowemu lub całkowitemu zahamowaniu [13]. Następstwem zanieczyszczenia wody związkami biogennymi, pochodzącymi głównie z rolnictwa jest niekorzystne zjawisko eutrofizacji. Wzrost użyźnienia wody wpływa bo-

wiem na powstawanie zakwitów glonów oraz intensywny wzrost i rozwój różnych bakterii heterotroficznych – saprofitycznych i patogennych. Stanowi to z kolei poważny problem ekologiczny i epidemiologiczny. Stan mikrobiologiczny i sanitarny wód powierzchniowych, przede wszystkim śródlądowych jest często ponadnormatywny i nie spełnia wymogów użyteczności w codziennym życiu człowieka [5].

Celem pracy była ocena stanu sanitarno-higienicznego rekultywowanego Jeziora Rudnickiego Wielkiego na podstawie wybranych wskaźników bakteriologicznego zanieczyszczenia wody.

## 2. Materiał i metodyka badań

Obiektem badań było Jezioro Rudnickie Wielkie położone w Kotlinie Grudziądzkiej, w dorzeczu rzeki Wisły, w województwie kujawsko-pomorskim, około 3 km na południe od miasta Grudziądz (rys. 1). Jezioro Rudnickie Wielkie ze względu na pochodzenie misy jeziornej klasyfikowane jest jako wytopiskowe [20]. Jest to jezioro przepływowe, magazynujące średnio 6,7 mln m<sup>3</sup> wody. Posiada dopływ w postaci rzeki Maruszy w części wschodniej oraz odpływ – rzekę Rudniczanekę w części południowo-zachodniej. Zlewnia Jeziora Rudnickiego Wielkiego jest typowym obszarem rolniczym [21].



**Rys. 1.** Jezioro Rudnickie Wielkie; I, II, III – miejsca poboru prób

**Fig. 1.** Rudnickie Wielkie Lake; I, II, III – sampling stations

Próby wody analizowano siedmiokrotnie w okresie od maja do października 2006 roku.

Wodę pobierano w trzech miejscach rozmieszczonych równomiernie w stosunku do linii brzegowej z głębokości 1m, do sterylnych butelek o pojemności 1000 ml (rys. 1). Napełniano je do pojemności około 700 ml i przewożono w temperaturze  $5\pm 1^{\circ}\text{C}$  do laboratorium. Dodatkowo oznaczano wybrane wskaźniki fizyko-chemiczne wody – temperaturę i pH.

W badanej wodzie oznaczono ogólną liczbę bakterii mezofilnych i psychrofilnych, NPL bakterii grupy *coli* i paciorkowców kałowych oraz obecność drobnoustrojów z rodzaju *Salmonella*. Analizę mikrobiologiczną wykonano w ciągu 5 godzin od momentu pobrania próby.

W celu określenia liczebności bakterii mezofilnych i psychrofilnych zastosowano agar odżywczy, który po posiewie inkubowano w temperaturze odpowiednio  $37^{\circ}\text{C}$  i  $22^{\circ}\text{C}$  przez 24÷48 godzin. Metoda oznaczania najbardziej prawdopodobnej liczby paciorkowców kałowych (D-streptokoków) w badanej wodzie polegała na posianiu odpowiednich objętości próbek wody na pożywce płynnej namnażająco-selektywnej (bulion dla paciorkowców wzbogacający), która umożliwia selektywne wzbogacanie i izolację paciorkowców z różnych materiałów, szczególnie zanieczyszczonych drobnoustrojami towarzyszącymi. Obecny w pożywce azydek i siarczan (IV) hamują rozwój gram-ujemnych bakterii towarzyszących, a gram dodatnie są lekko hamowane niskimi stężeniami fioletu krystalicznego, natomiast paciorkowce nie ulegają działaniu tego związku w takim stężeniu. Wykonane w ten sposób posiewy inkubowano w temperaturze  $37^{\circ}\text{C}$  przez 48 godzin. Ze wszystkich dodatnich i wątpliwych hodowli w probówkach z pożywką namnażająco-selektywną z badania wstępnego wykonano posiewy na pożywkę stałą – agar z kanamycyną, eskuliną i azydkiem, na płytkach Petriego. Hodowlę prowadzono w temperaturze  $37^{\circ}\text{C}$  przez 24 godziny. Końcowej identyfikacji wyizolowanych szczepów dokonano przy użyciu testów serologicznych i biochemicznych. Liczbę bakterii oznaczono za pomocą metody NPL dla zestawu trzyprobówkowego, korzystając z tablic Mc Crady'ego.

Pałeczki *Salmonella* wykrywano stosując dwa podłoża płynne: zbuforowaną wodę peptonową (nieselektywne namnażanie) oraz pożywkę z zielenią malachitową i chlorkiem magnezu. Wstępną identyfikację wykonano wykorzystując dwa podłoża stałe: BPL (z zielenią brylantową, czerwienią fenolową i laktozą) oraz XLD (z ksylozą, laktozą i dezoksychohanem).

Bakterie grupy *coli* rozpoznawano w etapie wstępnym na bulionie laktozowym z purpurą bromokrezolową, w kolejnym etapie wykorzystano stałe podłoże wybiórcze – tergitol-7-agar (z laktozą, błękitem bromotymolowym, heptadecylo siarczanem sodowym i chlorkiem 2,3,5-trifenylotetrazoliowym).

Pomiaru pH wody oraz temperatury dokonano w miejscu poboru próbek zgodnie z normami zawartymi w „Wykazie norm z zakresu analityki wody i ścieków” [23].

### 3. Omówienie wyników

Ocenę bakteriologicznej jakości wód przeprowadza się na podstawie oznaczeń liczebności i składu jakościowego określonych grup bakterii wskaźnikowych. Badając średnią liczebność bakterii mezofilnych w Jeziorze Rudnickim Wielkim stwierdzono, że jest ona różna w zależności od miejsca poboru próbek wody, ale przede wszystkim zależna od pory roku (tab. 1).

**Tabela 1.** Ogólna liczba bakterii mezofilnych w 1 ml wody

**Table 1.** Total number of mesophilic bacteria in 1 ml of water

Termin badania		Ogólna liczba bakterii mezofilnych [jtk/ml]		
		Stanowisko I	Stanowisko II	Stanowisko III
Maj		$7,91 \cdot 10^4$	$2,14 \cdot 10^4$	$1,12 \cdot 10^5$
Czerwiec	1 dekada	$5,54 \cdot 10^4$	$1,34 \cdot 10^5$	$4,95 \cdot 10^4$
	3 dekada	$2,09 \cdot 10^4$	$5,14 \cdot 10^4$	$1,54 \cdot 10^4$
Lipiec		$0,27 \cdot 10^4$	$1,81 \cdot 10^4$	$3,27 \cdot 10^4$
Sierpień		$7,00 \cdot 10^4$	$3,45 \cdot 10^4$	$7,32 \cdot 10^4$
Wrzesień		$5,77 \cdot 10^4$	$7,95 \cdot 10^4$	$3,23 \cdot 10^4$
Październik		$6,68 \cdot 10^4$	$5,27 \cdot 10^4$	$1,08 \cdot 10^5$
$\bar{x}$		$5,04 \cdot 10^4$	$5,59 \cdot 10^4$	$6,03 \cdot 10^4$

Średnia liczba drobnoustrojów mezofilnych była najniższa na stanowisku I ( $5,04 \cdot 10^4$  jtk/ml) i nieznacznie wzrastała wraz z odległością od miejsca, w którym do jeziora wpada rzeka Marusza (stanowisko III –  $6,03 \cdot 10^4$  jtk/ml).

W przeciwieństwie do bakterii mezofilnych średnia liczba drobnoustrojów psychrofilnych malała w miarę oddalania się do rzeki Maruszy. Ich maksymalną liczebność w Jeziorze Rudnickim Wielkim stwierdzono w maju na stanowisku I ( $4,89 \cdot 10^5$  jtk/ml). Także najwyższa średnia ogólnej liczby bakterii w 22°C została odnotowana na stanowisku I ( $1,51 \cdot 10^5$  jtk/ml) (tab. 2), co może wiązać się z morfometrią jeziora, a tym samym z większym stopniem mieszania się wód jeziora z wodami wpływającymi rzeką Maruszą.

Bardzo istotnym wskaźnikiem stanu sanitarnego wód powierzchniowych są bakterie z grupy coli, których ponadnormatywne wartości w Jeziorze Rudnickim Wielkim odnotowano kilkunastokrotnie (liczba badanych drobnoustrojów zawierała się w przedziale od  $4,0 \cdot 10^1$  do  $9,0 \cdot 10^3$  jtk/ml).

**Tabela 2.** Ogólna liczba bakterii psychrofilnych w 1 ml wody

**Table 2.** Total number of psychrophilic bacteria in 1 ml of water

Termin badania		Ogólna liczba bakterii psychrofilnych [jtk/ml]		
		Stanowisko 1	Stanowisko II	Stanowisko III
Maj		$4,89 \cdot 10^5$	$3,31 \cdot 10^5$	$2,41 \cdot 10^5$
Czerwiec	1 dekada	$2,43 \cdot 10^5$	$1,55 \cdot 10^5$	$8,72 \cdot 10^4$
	3 dekada	$8,36 \cdot 10^4$	$1,15 \cdot 10^5$	$3,72 \cdot 10^4$
Lipiec		$4,81 \cdot 10^4$	$4,32 \cdot 10^4$	$1,08 \cdot 10^5$
Sierpień		$5,36 \cdot 10^4$	$6,95 \cdot 10^4$	$7,64 \cdot 10^4$
Wrzesień		$5,59 \cdot 10^4$	$1,27 \cdot 10^5$	$6,77 \cdot 10^4$
Październik		$8,27 \cdot 10^4$	$6,68 \cdot 10^4$	$1,12 \cdot 10^5$
$\bar{x}$		$1,51 \cdot 10^5$	$1,29 \cdot 10^5$	$1,04 \cdot 10^5$

**Tabela 3.** Liczba bakterii z grupy *coli* w 100 ml wody

**Table 3.** Number of *coli* form bacteria in 100 ml of water

Termin badania		Bakterie z grupy <i>coli</i> [jtk/100 ml]		
		Stanowisko I	Stanowisko II	Stanowisko III
Maj		$9,0 \cdot 10^1$	$2,5 \cdot 10^3$	$4,5 \cdot 10^3$
Czerwiec	1 dekada	$7,0 \cdot 10^1$	$2,0 \cdot 10^2$	$2,5 \cdot 10^3$
	3 dekada	$1,1 \cdot 10^3$	$1,4 \cdot 10^3$	$1,1 \cdot 10^3$
Lipiec		$4,0 \cdot 10^3$	$2,5 \cdot 10^3$	$7,5 \cdot 10^3$
Sierpień		$1,4 \cdot 10^3$	$9,0 \cdot 10^3$	$1,4 \cdot 10^3$
Wrzesień		$1,5 \cdot 10^2$	$9,5 \cdot 10^2$	$9,0 \cdot 10^1$
Październik		$1,5 \cdot 10^2$	$1,5 \cdot 10^2$	$4,0 \cdot 10^1$
$\bar{x}$		$6,9 \cdot 10^3$	$1,6 \cdot 10^4$	$1,7 \cdot 10^4$

W wodzie Jeziora Rudnickiego Wielkiego oznaczono również ilość paciorkowców kałowych. W większości badań paciorkowce nie były wykrywane. Jedynie pojedyncze próbki wody zawierały nieznaczne ilości tych bakterii tj. na stanowisku I:  $9,0 \cdot 10^1$  jtk/100 ml w sierpniu, na stanowisku II  $4,0 \cdot 10^1$  jtk/100 ml w czerwcu (3 dekada), na stanowisku III  $4,0 \cdot 10^1$  jtk/100 ml w czerwcu (3 dekada) i  $9,0 \cdot 10^1$  jtk/100 ml w sierpniu.

Temperatura wody badanego jeziora nie odbiegała od wartości charakterystycznych dla wód powierzchniowych w tej szerokości geograficznej. Na wszystkich stanowiskach kształtowała się na poziomie od  $10^\circ\text{C}$  do  $23^\circ\text{C}$  z małymi odchyleniami rzędu  $0,5 \div 1^\circ\text{C}$ .

Najwyższe pH (8,46) oznaczono w sierpniu na stanowisku I, a najniższe (7,55) na stanowisku II w maju (tab. 4). Różnice w wartościach pH w poszczególnych miesiącach i miejscach poboru prób charakteryzowały się małą zmiennością, w pewnym stopniu związaną ze zmianami temperatury, zawartością tlenu, więc nie miały wpływu na zmniejszenie lub zwiększenie liczebności drobnoustrojów.



**Tabela 4.** Wartości pH wody Jeziora Rudnickiego Wielkiego

**Table 4.** pH values of water of Rudnickie Wielkie Lake

Termin badania		Wartość pH		
		Stanowisko I	Stanowisko II	Stanowisko III
Maj		7,71	7,55	7,8
Czerwiec	1 dekada	7,79	7,57	7,75
	3 dekada	8,1	7,91	7,91
Lipiec		8,1	7,92	8,04
Sierpień		8,46	8,43	8,37
Wrzesień		8,07	7,96	8,02
Październik		7,83	7,78	7,79
$\bar{x}$		8,01	7,87	7,95

#### 4. Dyskusja

Nagły wzrost ilości bakterii, w tym potencjalnie chorobotwórczych, w wodzie kąpieliskowej sygnalizuje pogorszenie się jakości i konieczność natychmiastowego podjęcia działań naprawczych. Stosunek liczbowy ogólnej liczby bakterii w 22°C do ogólnej liczby bakterii w 37°C pozwala w przybliżeniu rozróżnić wody czyste (stosunek wyższy od 10:1) [12].

W trakcie prowadzonych badań obserwowano niekiedy znaczne wahania liczby badanych drobnoustrojów, co było prawdopodobnie spowodowane dostarczeniem do jeziora dużej ilości ścieków komunalnych z pobliskich działek letniskowych lub też spływami powierzchniowymi z rolniczo użytkowanej części zlewni bezpośredniej. Inaczej niż w badaniach własnych kształtował się rozkład bakterii mezofilnych w zaporowym zbiorniku Maziarnia, w którym najwyższe wartości odnotowano przy wpływie rzeki Łęg ( $8,0 \cdot 10^3$  jtk/ml), a najniższe przy jej wypływie ( $4,0 \cdot 10^2$  jtk/ml) [6]. Ten nieznaczny spadek liczby bakterii mógł być efektem działania rozcieńczającego wód jeziora, do którego wpływa rzeka niosąca duży ładunek zanieczyszczeń z odległych części zlewni. Szybkie ubywanie drobnoustrojów można wytłumaczyć również preferencjami pokarmowymi drapieżców wodnych, co do wielkości komórek bakterii. Odżywiający się bakteriami wiciowce i orzęski trzykrotnie szybciej wybierają większe komórki bakteryjne niż tego samego gatunku komórki o mniejszych rozmiarach [8]. W przeprowadzonych przez Nadgórską i wsp. [11] badaniach nad przeżywalnością szczepów *E.coli* K12 J62-1 i *E.coli* K12 J62-1 R1 w wodzie zbiornika Dzierżno Duże obserwowano szybsze zanikanie bakterii w próbkach wody sączonej niż w próbkach wody sterylnej, pozbawionej zarówno drapieżników jak i flory autochtonicznej. Jest to prawdopodobnie wynikiem obecności w używanej wodzie dużej ilości bakteriofagów charakterystycznych dla obu szczepów *E.coli* K12, których obecność znacznie zmniejsza liczebność bakterii.

Wytłumaczeniem tego zjawiska może być fakt, że bakteriofagi atakują tylko żywe i aktywne komórki. Istnieje również możliwość zmiany bądź utraty receptorów komórek bakterii, niezbędnych do fagowej adsorpcji [18]. Przyczyną wyższej ogólnej liczby bakterii mezofilnych przy wypływie rzeki mogła być obecność w wodzie Jeziora Rudnickiego Wielkiego bakterii gram-ujemnych i przetrwalnikujących. Próbkę pobierano z powierzchni wody, gdzie prawdopodobnie było więcej pałeczek gram-ujemnych, a także bakterie przetrwalnikujące mogły znaleźć w tym miejscu dobre warunki do wzrostu. Pałeczki gram-ujemne (*Pseudomonas aeruginosa*) są mniej wrażliwe na zanieczyszczenia występujące w wodzie i ich czas przeżywania jest dłuższy niż większości bakterii patogenych. Znaczna ich liczba w ściekach wiąże się ze zdolnością namnażania w środowisku wodnym o wysokiej wartości troficznej [16]. Inaczej kształtował się rozkład bakterii mezofilnych w badanym przez Kosteckiego i wsp. [8] antropogenicznym zbiorniku Dzierżno Duże, gdzie największą liczbę bakterii ( $2,0 \cdot 10^5$  jtk/ml) stwierdzono na stanowisku I przy wpływie rzeki Kłodnicy, niosącej duży ładunek ścieków bytowych i przemysłowych. Na stanowisku II oddalonym o 1 km od I-go, ilość bakterii mezofilnych była aż 10-krotnie niższa, co może być związane z rozproszeniem zanieczyszczeń, podobnie jak to obserwowano w zbiorniku Maziarnia.

Hippe i Zamorska [6] badając wody zaporowego zbiornika Maziarnia na rzece Łęg również stwierdzili zmniejszanie się liczby bakterii psychrofilnych w miarę oddalania się od wpływu rzeki do zbiornika. Na stanowisku I przy ujściu rzeki do zbiornika ogólna liczba bakterii w 22°C wynosiła  $1,13 \cdot 10^4$  jtk/ml i spadała aż do kolejnego dopływu rzeki, gdzie liczebność bakterii psychrofilnych wzrosła do  $1,46 \cdot 10^4$  jtk/ml. Podobne zjawisko zaobserwowali Smyła i wsp. [14], którzy przy ujściu rzeki Kłodnicy do zbiornika Dzierżno Duże stwierdzili nieznaczny spadek liczby tej grupy bakterii (z  $2,4 \cdot 10^3$  jtk/ml przy wpływie do jeziora do  $2,5 \cdot 10^2$  jtk/ml w miarę oddalania się w kierunku środka zbiornika) w tym laseczek przetrwalnikujących redukujących siarczynę z rodzaju *Clostridium*. W porównaniu z innymi wskaźnikami, laseczki *Clostridium* wykazują znacznie dłuższą przeżywalność w środowisku wodnym, dlatego też nie zanotowano znacznego zmniejszenia się ich liczebności, a czasem wzrost wraz z odległością od źródła zanieczyszczenia. Te same badania pokazały, że liczebność pałeczek gram-ujemnych ulegała znacznemu zmniejszeniu wzdłuż linii nurtu, przy czym w próbkach powierzchniowych było ich więcej niż w wodzie przydennej.

Podobne wyniki otrzymał Kostecki i wsp. [8], badając wody antropogenicznego zbiornika wodnego Dzierżno Duże. Na podstawie wyników badań stwierdzono, że najwyższe liczebności bakterii psychrofilnych oraz badanych wskaźników sanitarnych (miano *coli*, indeks *coli*, NPL paciorkowców kało-

wych i NPL *Clostridium*) otrzymano na stanowisku I u ujścia rzeki Kłodnicy. Liczebność bakterii oznaczanych na agarze odżywcym w temperaturze 22°C przy wpływie rzeki Kłodnicy wynosiła średnio  $6,0 \cdot 10^4$  jtk/ml, malejąc do kilku tysięcy wraz z oddalaniem się od rzeki. Z badań przeprowadzonych przez Górniak i Świąteckiego [4] na wodach Jeziora Hańcza także wynika, że znaczny wpływ na stan sanitarno-bakteriologiczny ma rzeka Czarna Hańcza, jako potencjalne źródło zanieczyszczenia jeziora, ponieważ przy wpływie ogólna liczba bakterii była wyższa ( $3,81 \cdot 10^6$  jtk/ml) niż przy wypływie ( $3,07 \cdot 10^6$  jtk/ml). Podobne zjawisko miało miejsce w Jeziorze Długim w Olsztynie, gdzie stwierdzono bardzo silny ( $10^6 \div 10^8$  jtk/ml) rozwój bakterioplanktonu, będący najprawdopodobniej konsekwencją niekontrolowanego dopływu ścieków [2]. Ilość bakterii psychrofilnych w badanym Jeziorze Rudnickim Wielkim na stanowisku III przy ujściu rzeki była również najmniejsza ( $1,04 \cdot 10^5$  jtk/ml), odwrotnie niż bakterii mezofilnych, co może być spowodowane samooczyszczaniem się wód, czyli naturalnym zjawiskiem likwidacji zanieczyszczeń, które dostały się do wody, zachodzącym w wyniku kompleksowego działania procesów fizycznych, fizyko-chemicznych, chemicznych, biochemicznych i biologicznych [9]. Podobnie wyniki kształtowały się przy wypływie z zaporowego zbiornika Maziarnia rzeki Łęg, gdzie ogólna liczba bakterii w 22°C spadła z  $1,13 \cdot 10^4$  jtk/ml do  $5,2 \cdot 10^3$  jtk/ml [8]. Również Gotkowska-Płachta i wsp. [3] badając wody Jeziora Hańcza, stwierdzili znacznie wyższe liczby oznaczanych drobnoustrojów mezofilnych i psychrofilnych w miejscu dopływu cieków wodnych, aniżeli w części środkowej jeziora.

Biorąc pod uwagę zmienność sezonową liczebności bakterii psychrofilnych i mezofilnych w Jeziorze Rudnickim Wielkim można stwierdzić, że wraz z nadejściem wiosny i co z tym związane wzrostem temperatury odnotowywano zwiększającą się liczbę drobnoustrojów zarówno na stanowisku I jak i II. Wahania poziomu ilościowego poszczególnych grup bakterii są powodowane naturalnymi zmianami sezonowymi i okresowymi dopływami do wody odpowiednich dla tych bakterii substratów pokarmowych (spływy powierzchniowe, opadające i gnijące liście drzew, obumarłe organizmy roślinne i zwierzęce). Nie bez znaczenia są też różnice w szybkości przepływu, które determinują limit czasowy dla wykorzystania substratu przez bakterie, syntezę ich biomasy i uwielokrotnienie liczebności [15].

Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Zdrowia z dnia 16 października 2002 roku w sprawie wymagań, jakim powinna odpowiadać woda w kąpieliskach, liczba bakterii grupy *coli* nie powinna przekraczać dopuszczalnej wartości do 10000 w 100 ml wody [22]. W badanym przez Korzeniewską i Gotkowską-Płachtę [7] Jeziorze Wigry, podobnie jak w badaniach własnych, zaobserwowano dużą rozpiętość wyników dotyczących tych bakterii: od  $3 \cdot 10^0$  jtk/100 ml

do  $1,4 \cdot 10^3$  jtk/100 ml. W Jeziorze Hańcza badanym przez Gotkowską-Płachtę i wsp. [3] otrzymano zbliżone wyniki: od  $2,0 \cdot 10^0$  jtk/100 ml do  $1,4 \cdot 10^3$  jtk/100 ml w różnych miejscach. W zbiorniku Maziarnia liczba bakterii grupy *coli*, w zależności od miejsca poboru próbek wahała się od  $7,0 \cdot 10^1$  do  $7,0 \cdot 10^3$  jtk/100 ml. Największe wartości otrzymano przy ujściu rzeki Łęg do zbiornika [6]. W badaniach liczebności bakterii z grupy *coli* w wodzie Jeziora Dzierżno Duże wysokie wartości stwierdzono na stanowisku I przy ujściu rzeki Kłodnicy ( $2,5 \cdot 10^6$  jtk/100 ml), natomiast kilometr dalej były one o jeden rząd wielkości niższe. Na stanowiskach III-VI (stanowiska na głębockach) stwierdzono zbliżone wartości wynoszące około  $5,0 \cdot 10^3 \div 6,0 \cdot 10^3$  jtk/100 ml. Na dalszych stanowiskach, w miarę oddalania się od dopływu zanieczyszczeń liczba bakterii z grupy *coli* spadła do  $2,0 \cdot 10^3$  jtk/100 ml. Obserwowano również sezonowe wahania liczebności tej grupy drobnoustrojów. Maksimum wystąpiło w sierpniu na większości stanowisk i pojedynczo we wrześniu i październiku [8]. W Jeziorze Rudnickim Wielkim nie zaobserwowano znaczącego wpływu dopływającej rzeki Maruszy na liczbę bakterii z grupy *coli*. Ich w miarę wyrównana liczebność została odnotowana na wszystkich stanowiskach badawczych. Sezonowość występowania związana prawdopodobnie z czynnikiem antropogennym jakim jest turystyka i rekreacja, najsilniej zaznaczyła się w miesiącach letnich. Również średnia dla wszystkich badanych stanowisk była zbliżona i kształtowała się na poziomie od  $6,9 \cdot 10^3$  jtk/100 ml do  $1,6 \cdot 10^4$  jtk/100 ml.

W Jeziorze Rudnickim Wielkim na częstość występowania i ilość paciorkowców kałowych rzeka Marusza nie miała większego wpływu. Porównując otrzymane wyniki można zauważyć zależność między wysoką liczbą bakterii z grupy *coli*, a obecnością w wodzie paciorkowców kałowych w tych samych miesiącach. Znacznie liczniej drobnoustroje te występowały w zbiorniku Dzierżno Duże, gdzie podczas prowadzonych badań najwyższą wartość ( $1,0 \cdot 10^4$  jtk/100 ml) odnotowano przy dopływie rzeki Kłodnicy [8]. W Jeziorze Hańcza natomiast, ilość paciorkowców wahała się w przeciągu miesiąca na stanowiskach w pobliżu dopływu rzeki Czarnej Hańczy, od  $3 \cdot 10^0$  jtk/100 ml do  $1,4 \cdot 10^4$  jtk/100 ml [3].

W wodzie Jeziora Rudnickiego Wielkiego nie wykryto bakterii z rodzaju *Salmonella*. Pałeczki te dostają się do środowiska wydalane przez ludzi chorych i nosicieli. Występują w ściekach i wodach powierzchniowych w znacznie mniejszych ilościach niż pozostałe drobnoustroje, z tego względu znacznie trudniej jest je wykryć, niż występujące masowo bakterie saprofityczne, czy wskaźnikowe [14].

Na ilość i przeżywalność mikroorganizmów w środowisku wpływa wiele czynników, jak np. zawartość substancji odżywczych, czynniki, abiotyczne (obecność zanieczyszczeń) i biotyczne oraz właściwości chemiczne i fizyczne

[11]. W badaniach własnych, oprócz wymienionych wyżej czynników duży wpływ miała również godzina poboru próbek wody. W nocy i w godzinach południowych aktywność i ilość drobnoustrojów w wodzie jest dużo wyższa, niż w ciągu dnia. Przyczyną takiego rozkładu może być wzrost temperatury warstwy powierzchniowej [17].

Bakterie mogą rozwijać się jedynie przy odpowiednim stężeniu jonów wodorowych. Dla większości drobnoustrojów najlepszy jest odczyn obojętny, ale znoszą również jego wahania w kierunku słabo-zasadowym lub słabokwaśnym. Tylko nieliczne bakterie rozwijają się przy dużo niższym odczynie. Na wahania pH w małym zakresie miały prawdopodobnie wpływ podstawowe procesy zachodzące w wodzie takie jak: amonifikacja, denitryfikacja, czy redukcja siarczanów. Odczyn wody zależy również od rodzaju wprowadzanych ścieków i przebiegu procesów samooczyszczania [10].

#### 4. Wnioski

1. Przeprowadzone badania stanu sanitarno-higienicznego wody Jeziora Rudnickiego Wielkiego wskazują na jej znaczne zanieczyszczenie bakteriologiczne, szczególnie bakteriami z grupy coli.
2. Rozmieszczenie badanych mikroorganizmów w toni wodnej uzależnione jest od miejsca wpływu wód rzecznych i ilości rozcieńczającej je wody.
3. Na liczbę drobnoustrojów wpływ mógł mieć rolniczy i rekreacyjny sposób użytkowania zlewni oraz sezonowy, niekontrolowany dopływ ścieków pochodzących z ośrodków wypoczynkowych.
4. Na podstawie badań własnych stwierdzono sporadyczne występowanie małych ilości paciorkowców kałowych, nie wykryto natomiast pałeczek z rodzaju *Salmonella*.

#### Literatura

1. **Deryło A., Kostecki M., Szumilan P.:** *Badania hydrobiologiczne zbiornika zaprowadzonego w Przeczycach.* Arch. Ochr. Środ. 26, 3, 2000.
2. **Gawrońska H., Lossow K., Grochowska J.:** *Rekultywacja Jeziora Długiego w Olsztynie.* SPW. "Edycja", Olsztyn, 2005.
3. **Gotkowska-Plachta A., Korzeniewska E., Niewolak S.,** 2005: *Pollution degree and sanitary state indicator bacteria as the indicators of the purity of Lake Hańcza waters.* Arch. Ochr. Środ., 31, 2.
4. **Górniak D., Świątecki A.:** *Mikroorganizmy wodne Jeziora Hańcza. Funkcjonowanie i ochrona ekosystemów wodnych na obszarach chronionych.* WIRS, Olsztyn, 1999.
5. **Guz K., Doroszkiewicz W.:** *Kontrola i ocena jakości wody w ochronie środowiska i zdrowia publicznego.* Ekol. i Tech., 11, 4, 2003.

6. **Hippe Z. S., Zamorska J.:** *Analiza wody: paradygmaty i kontrowersje z pozycji ochrony środowiska naturalnego.* Arch. Ochr. Środ., 27, 3, 2001.
7. **Korzeniewska E., Gotkowska-Płachta A.:** *Pionowe rozmieszczenie drobnoustrojów wskaźnikowych oraz stosunki termiczno-tlenowe w wodzie pelagialu i profundalu Jeziora Wigry.* Arch. Ochr. Środ., 30, 3, 2004.
8. **Kostecki M., Smyła A., Starczyńska A.:** *Ocena stanu sanitarnego wody antropogenicznego zbiornika wodnego Dzierżno Duże.* Arch. Ochr. Środ., 26, 4, 2000.
9. **Maciak F.:** *Ochrona i rekultywacja środowiska.* Wyd. SGGW, Warszawa, 2003.
10. **Madajczak G.:** *Aktywacja apoptozy makrofagów przez pałeczki Salmonella.* Post. Mikrobiol., 45, 1, 2006.
11. **Nadgórska A., Smyła A., Kostecki M.:** *Przeżywalność szczepu Escherichia coli K12 J62-1 w wodzie zbiornika Dzierżno Duże.* Arch. Ochr. Środ., 28, 4, 2002.
12. **Niewolak S.:** *Ocena stopnia zanieczyszczenia i stanu sanitarno-bakteriologicznego wód powierzchniowych i podziemnych na obszarze Wigierskiego Parku Narodowego w latach 1994-1996. Funkcjonowanie i ochrona ekosystemów wodnych na obszarach chronionych.* WIRS, Olszty, 1999.
13. **Rheinheimer G.:** *Mikrobiologia wód.* PWRiL, Warszawa, 1987.
14. **Smyła A., Głowacka K., Kostecki M.:** *Bakterie wskaźnikowe stanu sanitarnego i potencjalnie chorobotwórcze w wodzie zbiornika zaporowego Dzierżno Duże (województwo śląskie).* Arch. Ochr. Środ., 28, 2, 2002.
15. **Starzecka A.:** *Bakteriologiczna charakterystyka wód zlewni górnego biegu Wisły.* Post. Mikrobiol., 36, 1, 1997.
16. **Szlachta R., Wasilewska M., Krogulska B.:** *Zastosowanie podłoża Chapmana i Baird-Parkera do izolacji gronkowców z wody basenów kąpielowych.* Roczn. PZH, 49, 1998.
17. **Walczak M., Donderski W.:** *Dynamism of changes of bacterioneuston number and activity.* Acta Universitatis Nicolai Copernici. Prace Limnologiczne. Wyd. UMK Toruń, 25, 113, 2005.
18. **Wcisło R., Chróst R.J.:** *Survival of Escherichia coli in Freshwater.* Polish Journal of Environmental Studies, 9, 3, 2000.
19. **Wiśniewski G.:** *Zlewnia rzeki Maruszy – główne źródło biogenów Jeziora Rudnickiego Wielkiego w Grudziądzu.* Materiały konferencyjne nt.: „Ochrona i rekultywacja jezior”, Przysiek, 2000.
20. **Wojtczak H.:** *Warunki termiczno-tlenowe w rekultywowanym Jeziorze Rudnickim Wielkim w latach 1983-1991.* III Krajowa Konferencja Naukowo-Techniczna nt. „Ochrona jezior ze szczególnym uwzględnieniem metod rekultywacji”, Toruń, 15 października. Wyd. PZiTS, Oddział Toruń, 1993.
21. *Inspekcja Ochrony Środowiska, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Bydgoszczy: Jezioro Rudnickie Wielkie – Rekultywacja i ochrona a jakość wód.* Toruń, 2001.
22. *Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 16 października 2002 roku w sprawie wymagań, jakim powinna odpowiadać woda w kąpieliskach ( Dz. U. Nr 183, poz. 1530).*
23. *Wykaz norm z zakresu analityki wody i ścieków.* Instytut Gospodarki Przestrzennej i Komunalnej – Zespół Normalizacji, Warszawa 1993.

## **Micro Flora of Reclaimed Water Reservoirs on the Example of Rudnickie Wielkie Lake**

### **Abstract**

Functioning of the lake – basin ecological system is based on continuous transport of various forms of matter from the basin and their accumulation in the water body. Hence the composition and quality of surface waters depend mainly on the character of the area of land surrounding the lake, that is the direct and indirect basin. Household and industrial wastes play a main role in their overloading.

Changes occurring in the natural environment as a result of human economic activities towards water ecosystems affect water quality. This is expressed in changes in physico-chemical water quality indicators as well as in the species composition and number of organisms including bacteria and fungi. Water pollution with biogenic compounds, mainly of agricultural origin, results in the unfavourable phenomenon of eutrophication. An increase in water fertility, in turn, influences occurring algal blooms and the intensive growth of different heterotrophic bacteria – both saprophytic and pathogenic. This poses a serious ecological and epidemiological hazard.

Nowadays, a high level of surface water eutrophy is a global problem. Changes caused by people and harmful for them sometimes reach catastrophic proportions. Effects of rapid eutrophication force us to look for ways of slowing down, inhibiting, and even turning back this unfavourable process.

The aim of the study was to estimate the sanitary state of Lake Rudnickie Wielkie on the basis of indices of bacteriological water pollution.

## **Przebieg stanów i zapasów wody w zlewni śródleśnego oczka wodnego w średnim roku hydrologicznym**

*Mariusz Korytowski, Czesław Szafranski  
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

### **1. Wstęp**

Badania dotyczące małych zbiorników wodnych w lasach, odgrywających w kształtowaniu gospodarki wodnej terenów leśnych niezwykle istotną rolę, prowadzone są w ostatnich latach na coraz szerszą skalę. Wielu autorów podkreśla duże znaczenie śródleśnych oczek wodnych, będących elementem małej retencji, w kształtowaniu zasobów wodnych przyległych siedlisk, zwłaszcza w okresach posusznych, w których zretencjonowane w tych zbiornikach wody zasilają wody gruntowe terenów przyległych [4, 5]. Zasilanie to jest ważnym elementem gospodarki wodnej zlewni leśnych, która w dużej mierze może decydować o trwałości lasu. Według Rozwałki i Wiśniewskiego [10] aby zwiększyć korzystny wpływ lasu na bilans wodny kraju, poza zwiększeniem lesistości, należy w lasach odbudować małą retencję. Według tych autorów zwiększenie zdolności retencyjnych terenów leśnych możliwe jest przez właściwe gospodarowanie zasobami wodnymi w małych zlewniach, z śródleśnymi oczkami wodnymi.

Jednym z wielu dokumentów mówiących o konieczności ochrony i odbudowy małych zbiorników wodnych na terenach leśnych jest Polityka Leśna Państwa [9]. W aneksie 2 tego dokumentu stwierdzono, że w ramach programu ochrony ekosystemów leśnych należy pozostawić w stanie zbliżonym do naturalnego, lub odtworzyć śródleśne zbiorniki wodne. Dlatego też konieczne są dalsze badania i analizy gospodarki wodnej w mikrozewniach leśnych z śródleśnymi oczkami wodnymi, które przyczynią się zarówno do ochrony samych oczek, jak i zasobów wodnych w ekosystemach leśnych ich zlewni.



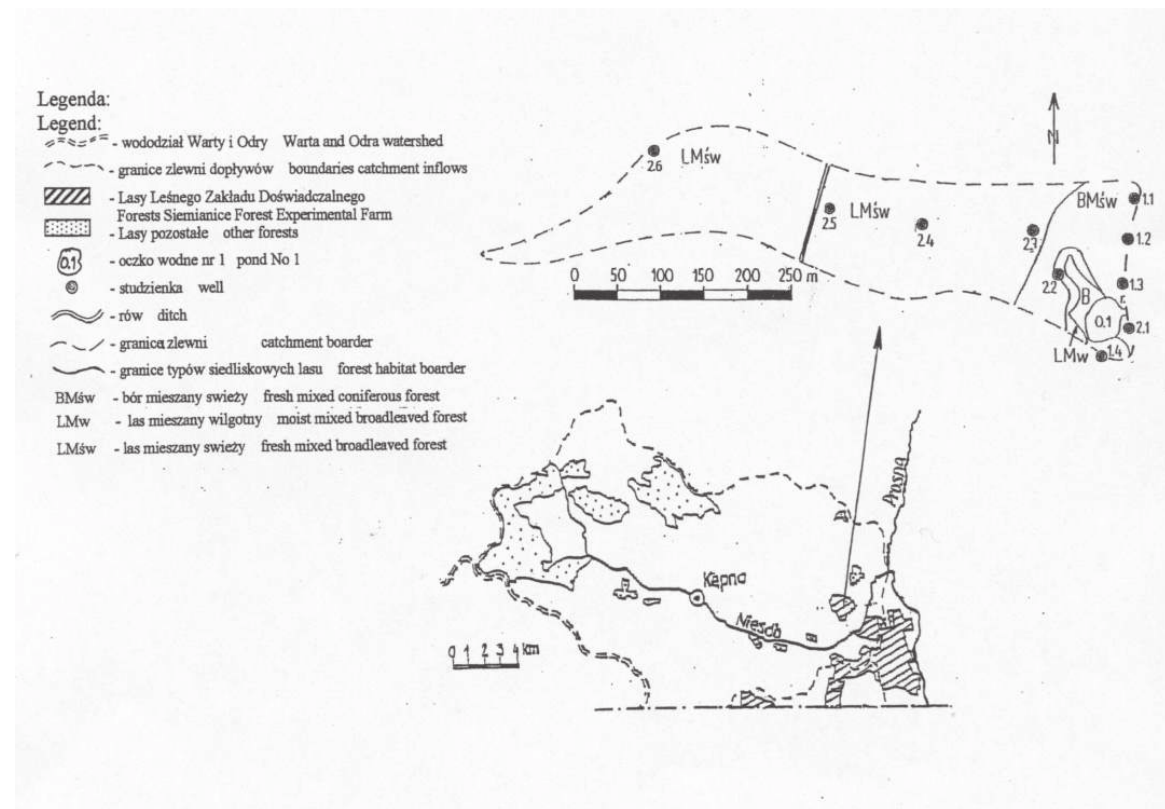
Celem pracy było określenie zmian stanów i zapasów wody w zlewni śródlęsnego oczka wodnego w średnim, pod względem sumy opadów, roku hydrologicznym.

## 2. Materiał i metody

Badania prowadzono w zlewni śródlęsnego oczka wodnego nr 1 usytuowanej w leśnictwie Wielisławice, na terenie Leśnego Zakładu Doświadczalnego Siemianice. Leśnictwo Wielisławice leży w zlewni Niesobu-lewobrzeżnego dopływu Prosny (rys. 1). Analizowana zlewnia jest w 100% zlewnia leśną, w której przeważają siedliska świeże a dominującym gatunkiem drzewostanu jest sosna. Podstawowym typem gleb w zlewni oczka nr 1 są gleby bielcowo-rdzawe a dominującym gatunkiem jest piasek słabogliniasty. Powierzchnia badanego oczka wynosi 0,13 ha, przy średniej jego głębokości 1,0 m. Do analizy wybrano średni pod względem opadów rok hydrologiczny 2006/2007 ze względu na to, że lata zbliżone do średnich występują na obszarze Wielkopolski stosunkowo często, średnio jeden raz na około 3 lata. Warunki meteorologiczne w omawianym roku hydrologicznym, na tle danych z wielolecia 1974-2006, scharakteryzowano na podstawie uzyskanych wyników pomiarów z własnego posterunku opadowego i obserwacji prowadzonych w stacji meteorologicznej Leśnego Zakładu Doświadczalnego Siemianice. Charakterystykę wilgotnościową dla omawianego roku hydrologicznego 2006/2007 przeprowadzono według krzywych prawdopodobieństwa metodą decyli Dębskiego [1].

Stany wód gruntowych w omawianym roku hydrologicznym mierzono w 10 studzienkach usytuowanych w dwóch przekrojach przechodzących przez reprezentatywne siedliska. W przekroju pierwszym zlokalizowane są cztery studzienki (1.1-1.4), a w przekroju drugim sześć studzienek, od 2.1 do 2.6 (rys. 1). Natomiast stany wody w oczku nr 1 mierzono za pomocą zainstalowanej w nim łaty wodowskazowej. Pomiarów stanów wód dokonywano jeden raz na dwa tygodnie. Uwilgotnienie wierzchnich warstw badanych gleb określono na początku i końcu każdego półrocza hydrologicznego, na podstawie pomiarów w mikro-zlewni analogu. Zlewnia ta jest usytuowana również na terenie Leśnego Zakładu Doświadczalnego Siemianice, w której warunki glebowe i siedliskowe są zbliżone do warunków w omawianej zlewni. Do oznaczeń wilgotności metodą suszarkowo-wagową pobierano próbki gleby o nienaruszonej strukturze, w trzech powtórzeniach z każdego poziomu genetycznego profili glebowych, wykonywanych w pobliżu studzienek do pomiaru wód gruntowych. Zmiany retencji wody w badanym oczku nr 1 określono na podstawie zmian stanów wody w tym oczku. Natomiast zmiany retencji w siedliskach leśnych, w zlewni oczka, określono na podstawie zmian wilgotności w warstwie 0-100 cm oraz zmian wilgotności w warstwie od 100 cm do najniższego poło-

żenia zwierciadła wód gruntowych w profilach usytuowanych w tych siedliskach. Zasięgi typów siedliskowych lasu w zlewni omawianego oczka określono na podstawie operatu glebowo – siedliskowego [6].



Rys.1. Lokalizacja śródleśnego oczka wodnego nr 1 na terenie Leśnego Zakładu Doświadczalnego Siemianice

Fig.1. Location of forest pond No 1 at Siemianice Forest Experimental Farm

Zmiany retencji w siedliskach leśnych obliczono jako średnie arytmetyczne ze zmian retencji w profilach usytuowanych w tych siedliskach. Natomiast średnie zmiany retencji glebowej w zlewni obliczono jako średnią arytmetyczną ze zmian retencji w poszczególnych siedliskach leśnych. Analizę zmian stanów i retencji wody w omawianej zlewni przeprowadzono dla studzienek usytuowanych najbliżej oczka nr 1. Studzienki 1.4 i 2.2 usytuowane są w siedlisku lasu mieszanego wilgotnego a studzienki 2.1 i 1.3 w borze mieszanym świeżym.

### 3. Wyniki badań

Analizowany rok hydrologiczny był rokiem średnim, w którym suma opadów wyniosła 580 mm i była większa od średniej z wielolecia o 20 mm

(tabela 1). Prawdopodobieństwo wystąpienia takiej sumy opadów, łącznie z wyższymi wynosi 45% czyli jeden raz na około 3 lata. Natomiast średnia temperatura powietrza wyniosła w omawianym roku 10,7°C i była wyższa od średniej o 1,7°C.

Półrocze zimowe tego roku było mokre i ciepłe, gdyż suma opadów wyniosła w tym półroczu 262 mm i była wyższa od średniej z wielolecia o 52 mm, przy średniej temperaturze powietrza wynoszącej 5,5°C. Największa miesięczna suma opadów w tym półroczu, wynosząca 69 mm, wystąpiła w styczniu, a najmniejsza (2 mm) w kwietniu.

Natomiast półrocze letnie omawianego roku było średniosuche. Suma opadów w tym półroczu była niższa od średniej z wielolecia o 32 mm, przy zbliżonej do średniej temperaturze powietrza. Największa miesięczna suma opadów wystąpiła w tym półroczu w lipcu i wyniosła 95 mm, a najniższa, wynosząca 15 mm, w październiku.

**Tabela 1.** Sumy opadów atmosferycznych w zimowym i letnim półroczu hydrologicznym oraz w roku 2006/2007 oraz średnie półroczne i roczna temperatura powietrza i ich odchylenia od średniej z wielolecia 1974÷2006 dla stacji meteorologicznej Leśnego Zakładu Doświadczalnego Siemianice

**Table 1.** Precipitation sums in winter and summer half-year as well as in 2006/2007 hydrological year and half-year and year average air temperature and their deviation from average of multiyear 1974÷2006 for meteorological station Siemianice Forest Experimental Farm

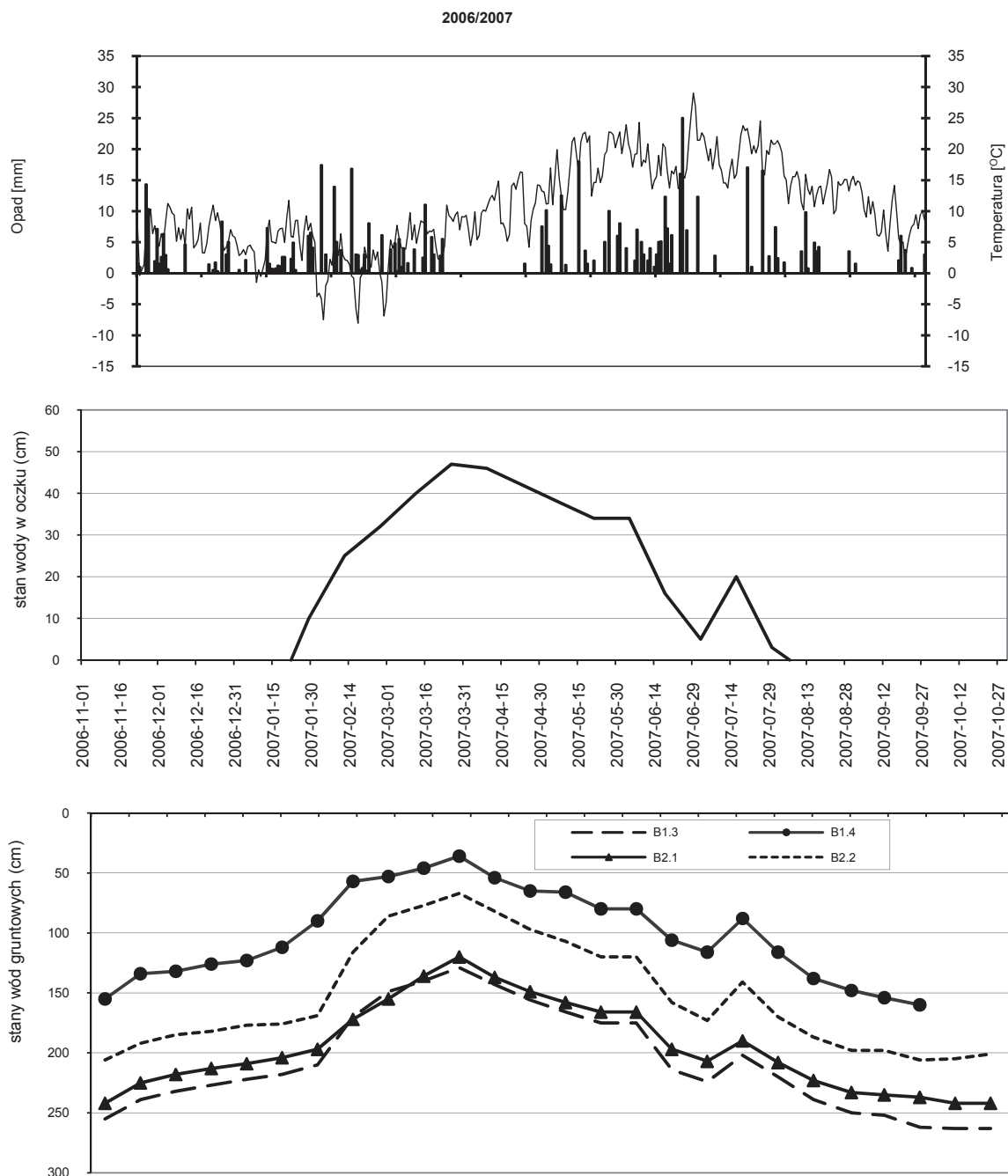
Wyszczególnienie	opad [mm]			temperatura [°C]		
	zima	lato	rok	zima	lato	rok
Średnia z wielolecia	210	350	<b>560</b>	2,4	15,5	<b>9,0</b>
Rok 2006/2007	262	318	<b>580</b>	5,5	15,7	<b>10,7</b>
odchylenie	52	-32	20	3,1	0,2	1,7

Od początku półrocza zimowego, aż do trzeciej dekady stycznia zwierciadło wody w oczku nr 1 nie występowało (rys. 2). Natomiast stany wód gruntowych w analizowanych studzienkach wahały się w tym okresie od 125 cm w studziencie 1.4, usytuowanej w siedlisku lasu mieszanego wilgotnego (LMw), do 229 cm poniżej powierzchni terenu, w studziencie 1.3, reprezentatywnej dla siedliska boru mieszanego świeżego (BMśw). Opady o łącznej sumie 40 mm, które wystąpiły pomiędzy 29 grudnia a 20 stycznia, spowodowały pojawienie się w omawianym śródleśnym oczku wodnym zwierciadła wody. W dniu 12 lutego stan wody w oczku wynosił 25 cm, a stany wód gruntowych w przyległych do oczka siedliskach leśnych wahały się od 57 cm w studziencie 1.4 do

172 cm w usytuowanej od północnej strony omawianego oczka studzienice 2.1. Stany wody w oczku nr 1 i wód gruntowych, w analizowanych studzienkach, wzrastały aż do 26 marca. Duży wpływ na kształtowanie się stanów wód w tym okresie miały opady, których suma wyniosła 74 mm. Maksymalny w tym półroczu stan wody w oczku wystąpił w dniu 26 marca i wyniósł 47 cm. W tym samym dniu wystąpiły również maksymalne stany wód gruntowych w przyległych do oczka siedliskach leśnych i wahały się od 36 cm w studzienice 1.4 do 129 cm w studzienice 1.3. W kwietniu, przy bardzo małej sumie opadów (2 mm) i wysokich temperaturach powietrza, stany wody w oczku i wód gruntowych, w terenie przyległym, opadały. Na końcu półrocza zimowego (30.04) stan wody w oczku kształtował się na poziomie 40 cm, a wody gruntowe, w omawianych studzienkach, osiągały wartości od 65 cm (studzienka 1.4) do 160 cm (studzienka 1.3).

Od początku średniosuchego półrocza letniego 2006/2007 stany wody w omawianym śródleśnym oczku wodnym nr 1 i wód gruntowych, w przyległych siedliskach leśnych, opadały. Stan ten trwał aż do końca czerwca (rys. 2). Zasadniczy wpływ na taką sytuację, pomimo wysokiej łącznej sumy opadów dla maja i czerwca (127 mm), miały wysokie w tych miesiącach temperatury powietrza i związane z nimi intensywne parowanie z powierzchni oczka, a także transpiracja drzewostanów. Potwierdziło to wyniki wcześniejszych badań dotyczących małych zbiorników wodnych, w których autorzy podkreślali duże wahania stanów wody w tych zbiornikach, w półroczach letnich, aż do sytuacji w której zwierciadło wody w oczku może całkowicie zanikać [2, 3, 7, 8].

W dniu 2 lipca stan wody w badanym oczku wyniósł 5 cm, a stany wód gruntowych osiągały wartości od 116 cm w studzienice 1.4 do 224 cm w studzienice 1.3. Opady dobowe, o łącznej sumie 80 mm, które wystąpiły od 1 do 15 lipca, spowodowały niewielki wzrost zwierciadła wody w oczku nr 1 i wód gruntowych w analizowanych studzienkach. W dniu 16 lipca stan wody w oczku wyniósł 20 cm, a stany wód gruntowych kształtowały się na poziomie od 88 cm (st. 1.4) do 202 cm (st. 1.3). Niekorzystny przebieg warunków meteorologicznych, jaki wystąpił od połowy lipca i trwał do 9 sierpnia, w którym to okresie suma opadów wyniosła zaledwie 15 mm, a średnia temperatura powietrza osiągnęła wartość 20°C, spowodował opadanie stanów wody w oczku nr 1 i wód gruntowych, w przyległych siedliskach leśnych.



**Rys. 2.** Stany wody w śródleśnym oczku wodnym nr 1 i stany wód gruntowych w studzienkach 1.3, 1.4 (bór mieszany świeży) oraz 2.1, 2.2 (las mieszany wilgotny), na tle sum opadów dobowych i średnich dobowych temperatur powietrza w roku hydrologicznym 2006/2007

**Fig. 2.** Water levels in pond No1 and groundwater levels in wells 1.3, 1.4 (fresh mixed coniferous forest) and 2.1, 2.2 (moist mixed broadleaved forest) against daily precipitation sums and average daily air temperatures in hydrological year 2006/2007

Od dnia 9 sierpnia do końca omawianego półrocza zwierciadło wody w śródleśnym oczku wodnym nr 1 nie występowało. Brak zwierciadła wody w oczku nr 1 i niekorzystny przebieg warunków meteorologicznych w tym okresie, miały istotny wpływ na kształtowanie się stanów wód gruntowych w terenie bezpośrednio przyległym do tego oczka. W studziencie 1.4, znajdującej się w odległości około 30 m od badanego oczka, od 24 września zwierciadło wody występowało bardzo nisko, poniżej głębokości jej zainstalowania. Również w pozostałych analizowanych studzienkach zwierciadło wody na końcu półrocza występowało nisko i kształtowało się na poziomie od 201 cm w studziencie 2.2 do 263 cm w studziencie 1.3 (rys. 2).

Przeprowadzone badania wykazały, że najwyżej w całym omawianym roku hydrologicznym stany wód gruntowych występowały w studzienkach 1.4 i 2.2, reprezentatywnych dla siedliska lasu mieszanego wilgotnego.

Analizując zmiany retencji w przyległych do oczka siedliskach leśnych można stwierdzić, że w mokrym półroczu zimowym, omawianego roku hydrologicznego, wystąpiły przyrosty retencji. W warstwie od 0-100 cm przyrosty wahały się od 58 mm w siedlisku boru mieszanego świeżego do 137 mm w siedlisku lasu mieszanego wilgotnego (tabela 2). Natomiast przyrosty retencji w warstwie od 100 cm do najniższego położenia zwierciadła wody gruntowej, w analizowanych siedliskach, były większe i kształtowały się na poziomie odpowiednio 245 mm i 140 mm. Suma zmian retencji w analizowanym półroczu zimowym wahała się od 277 mm w siedlisku lasu mieszanego wilgotnego do 303 mm w siedlisku boru mieszanego świeżego.

Natomiast w średniosuchym półroczu letnim wystąpiły ubytki retencji w przyległych do oczka nr 1 siedliskach leśnych, zarówno w warstwie 0-100 cm jak, i w głębszych warstwach. Ubytki retencji w warstwie 0-100 cm osiągały wartości od 61 mm w borze mieszanym świeżym do 122 mm w siedlisku lasu mieszanego wilgotnego. Natomiast ubytki retencji w warstwie od 100 cm do najniższego położenia zwierciadła wód gruntowych, w omawianych siedliskach, były większe i kształtowały się na poziomie od 158 mm w lesie mieszanym wilgotnym do 252 mm w lesie mieszanym świeżym. W omawianym półroczu letnim suma ubytków retencji wahała się w przyległych do oczka nr 1 siedliskach leśnych od 285 mm w siedlisku wilgotnym (LMw) do 312 mm w siedlisku świeżym (LMśw)

Przeprowadzone badania wykazały, że w średnim pod względem sumy opadów roku hydrologicznym 2006/2007, wystąpiły niewielkie ubytki retencji w omawianych siedliskach leśnych. W siedlisku świeżym (BMśw) ubytek wyniósł 9 mm, a w siedlisku wilgotnym (LMw) osiągnął wartość 3 mm.

**Tabela 2.** Zmiany zapasów wody (mm) w warstwie 0-100 cm i od 100 cm do najniższego poziomu wód gruntowych w badanych siedliskach w zlewni oczka nr 1, w półroczu zimowym, letnim i roku hydrologicznym 2006/2007

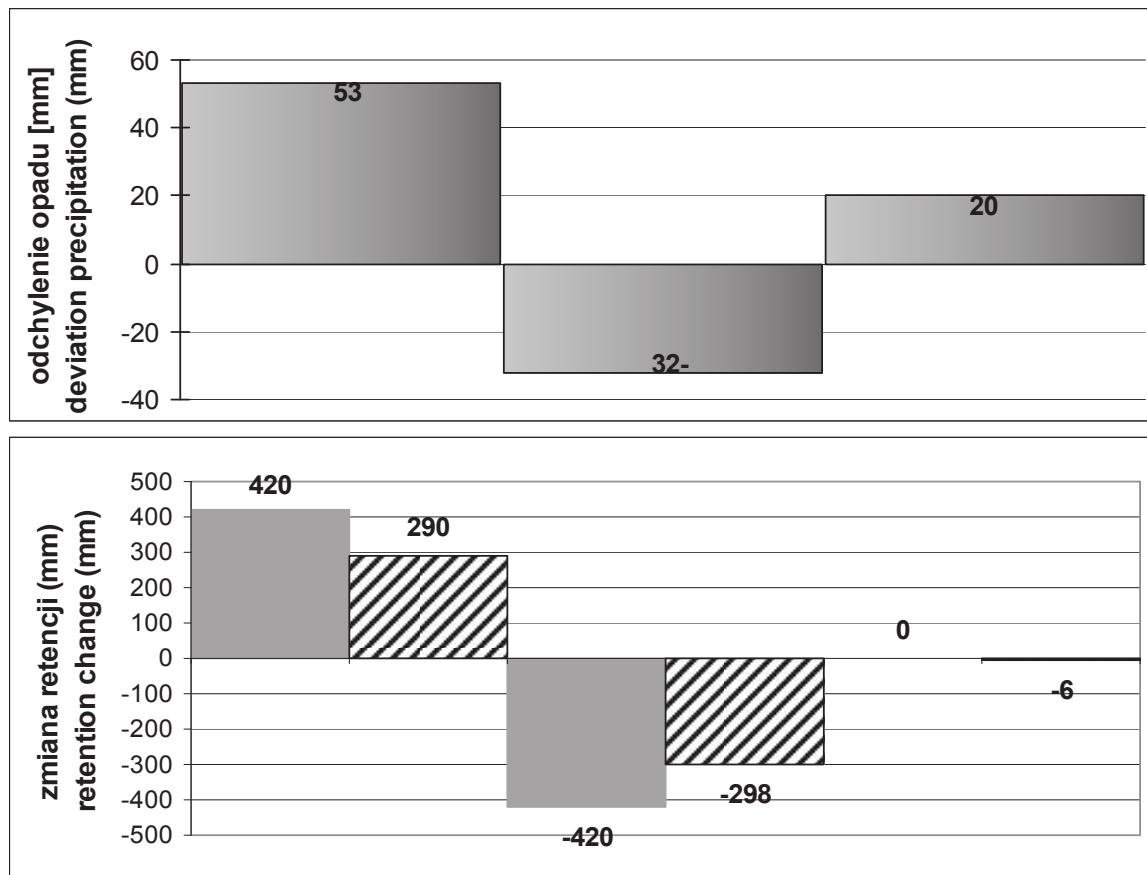
**Table 2.** Water storage changes (mm) in 0-100 cm layer and 100 cm to lowermost ground water level in investigated forest habitat in catchment pond No 1, in winter and summer half-year and in 2006/2007 hydrological year



Typ siedliskowy lasu	2006/2007				
	Okres	Zmiana retencji w warstwie [mm]		Suma zmian retencji [mm]	Roczna zmiana retencji [mm]
		0-100	od 100 cm do najniższego poziomu wody gruntowej		
BMśw	28.10.06-24.04.07	58	245	303	<b>-9</b>
	24.04.07-29.10.07	-60	-252	-312	
LMw	28.10.06-24.04.07	137	140	277	<b>-3</b>
	24.04.07-29.10.07	-122	-143	-285	



BMśw – bór mieszany świeży, LMw – las mieszany wilgotny

Analizując średnie zmiany retencji w przyległych do badanego oczka siedliskach leśnych i zmiany retencji w oczku można stwierdzić, że w zimowym i letnim półroczu hydrologicznym 2006/2007 zmiany retencji w oczku były zawsze większe. W mokrym półroczu zimowym, w którym suma opadów była wyższa od średniej z wielolecia o 53 mm, przyrost retencji w oczku wyniósł 420 mm, a średni przyrost retencji w przyległych do oczka siedliskach leśnych osiągnął wartość 290 mm (rys. 3).

Natomiast w półroczu letnim ubytek retencji w oczku nr 1 wyniósł dokładnie tyle ile zapas zgromadzony jeszcze w półroczu zimowym (420 mm). Ubytek retencji wody w oczku był w omawianym półroczu letnim o 122 mm większy niż ubytek retencji w terenie przyległym (298 mm). Biorąc pod uwagę całkowite roczne zmiany retencji można stwierdzić, że przy wyższej o 20 mm od średniej z wielolecia sumie opadów w omawianym roku, przyrost retencji w oczku, który wystąpił w półroczu zimowym został całkowicie zużyty na pokrycie niedoborów opadów i zwiększone parowanie w półroczu letnim. Natomiast w przyległych siedliskach leśnych stwierdzono niewielki ubytek retencji kształtujący się na średnim poziomie 6 mm.



**Rys. 3.** Zmiany zapasów wody w oczku nr 1  i średnie zmiany zapasów wody w siedliskach leśnych w zlewni oczka , na tle odchyleń od średniej z wielolecia sum opadów, w półroczu zimowym, letnim i roku hydrologicznym 2006/2007

**Fig. 3.** Water storage changes in pond No1  and average water storage changes in forest habitats in catchment of pond No 1  against deviation from multiyear average precipitation sums in winter and summer half-year and 2006/2007 hydrological year

#### 4. Wnioski

1. Wysokości i rozkłady opadów atmosferycznych oraz przebiegi temperatur powietrza w poszczególnych miesiącach półrocza zimowego i letniego decydowały, w omawianym roku hydrologicznym 2006/2007, o dynamice zmian stanów i zapasów wody w oczku i jego zlewni.
2. Najwyższe położenie zwierciadła wody w oczku i wód gruntowych w terenie do niego przyległym, wystąpiło w mokrym półroczu zimowym. Maksymalny stan wody w oczku wystąpił 26 marca i wyniósł 47 cm. Również maksymalne stany wód gruntowych w przyległych siedliskach leśnych wy-



- stąpiły w tym samym dniu co w oczku i wahały się od 36 cm w lesie mieszanym wilgotnym do 129 cm od powierzchni terenu w borze mieszanym świeżym.
3. Stwierdzono, że w średniosuchym półroczu letnim stany wody w oczku i wód gruntowych opadały. Intensywne parowanie z powierzchni oczka wywołane wysokimi temperaturami powietrza oraz niższą od średniej z wielolecia sumą opadów w tym półroczu spowodowały, że na początku sierpnia wystąpił zanik zwierciadła wody w oczku nr 1. Stany wód gruntowych w badanych siedliskach leśnych na końcu tego półrocza kształtowały się na poziomie od 201 cm do 263 cm od powierzchni terenu.
  4. W półroczu zimowym wystąpiły przyrosty retencji w przyległych do oczka siedliskach leśnych i wahały się od 277 mm w siedlisku lasu mieszanego wilgotnego do 303 mm w siedlisku boru mieszanego świeżego. Natomiast przyrost retencji w samym oczku wyniósł 420 mm.
  5. Uzyskane wyniki badań wykazały, że w średniosuchym półroczu letnim wystąpiły istotne ubytki retencji zarówno w glebach siedlisk leśnych przyległych do oczka, jak i w samym oczku. Ubytek retencji w oczku osiągnął wartość 420 mm, a ubytki retencji w przyległych siedliskach wahały się od 285 mm w lesie mieszanym wilgotnym do 312 mm w borze mieszanym świeżym.
  6. Badania potwierdziły także, że zmiany retencji w oczku w zimowym i letnim półroczu hydrologicznym omawianego roku były większe od zmian retencji w przyległych do oczka siedliskach średnio o 126 mm.

## Literatura

1. **Byczkowski A.:** *Hydrologia*. Wydawnictwo SGGW Warszawa, t.1, 1996.
2. **Drwal I., Lange W.:** *Niektóre limnologiczne odrębności oczek. Geneza i rozmieszczenie oczek*. Zesz. Nauk. Wydz. Biol. i Nauk o Ziemi. Geografia Nr 14, 69-83, 1985.
3. **Dynkowska I., Tlalka A.:** *Hydrografia*. PWN Warszawa, 1982.
4. **Fiedler M.:** *Zmienność amplitud stanów wody gruntowej w zlewni śródpolnego oczka wodnego*. IMiUZ w Falentach, t. 1, z. 2, 2001.
5. **Kosturkiewicz A., Szafrąński Cz., Korytowski M., Stasik R.:** *Bilanse wodne śródleśnych oczek wodnych*. Czasopismo Techniczne Inżynieria Środowiska, zeszyt 4-Ś, Kraków, 63-72, 2002.
6. *Operat glebowo-siedliskowy i fitosocjologiczny LZD Siemianice*. Zakład Usług Ekologicznych i Urzędzeniowo Leśnych, Poznań, 194ss, 1999.
7. **Pieńkowski P.:** *Przekształcenia oczek wodnych na przykładzie północnej części równiny wułtyńskiej*. Zesz. Nauk. AR Szczecin, Rolnictwo 63, 37-41, 1996.

8. **Pieńkowski P.:** *Analiza rozmieszczenia oczek wodnych oraz zmian w ich występowaniu na obszarze Polski północno-zachodniej*. Zesz. Nauk. AR Szczecin Nr 222, 122ss, 2003.
9. *Polityka leśna państwa*. Ministerstwo Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa, Warszawa, 1-29, 1997.
10. **Rozwałka Z., Wiśniewski S.:** *Lasy wodochronne w zagospodarowaniu przestrzennym kraju*. Międzynarodowa Konferencja Naukowa "Las i woda", Kraków, 96-10, 1998.

## **Changes of Water Levels and Water Storage in Forest Pond Catchment in Average Hydrological Year**

### **Abstract**

The paper presents the results of the researches in catchment of pond No1, located at Siemianice Experimental Forest Farm in Wielisławice Forestry. The catchment area of investigated ponds is 7,6ha, forestation 100%, and with dominating haplic regosol soils, is situated in a part of Niesób catchment – left-side tributary of Prosna River.

The results indicate that meteorological conditions course, especially amount and distribution of precipitation as well as air temperature have significant impact on groundwater levels and water storage changes in analyzed pond catchment in 2006/2007 hydrological year which was average according to precipitation sum. Obtained results confirmed that water storage changes in the forest pond No 1 were higher than retention changes in neighbouring forest habitats. Increase of water storage in the pond were of 420 mm, 277 mm in neighbouring moist mixed broadleaved forest and 303 mm in fresh mixed coniferous forest in winter half-year. Decrease of water storage in the pond and neighbouring forest habitats were observed in summer half-year with precipitation sum which was 32 mm lower than average one. The decrease of water storage in pond was 420 mm and in neighbouring area picked from 285 mm in moist habitat (LMw) to 312 mm in fresh habitat (BMśw).

According to computing and analyses it was indicated that water stored in the catchment in mid-wet half-year allowed to compensate water retention decrease which appeared in summer half-year. Therefore only small water storage of 6 mm was observed in 2006/2007 hydrological year.

Sums and distribution of atmospheric precipitation and changes of air temperature in individual months of winter and summer half-years of described hydrological year 2006/2007, had decisive impact on dynamics of water levels and water storage in forest pond and its catchment.



# Ograniczenie emisji odorów z wód popłucznych przemysłu cukrowniczego z wykorzystaniem zjawiska kawitacji hydrodynamicznej<sup>1</sup>

*Janusz Ozonek, Joanna Szulżyk-Cieplak, Jacek Czerwiński  
Politechnika Lubelska*

## 1. Wstęp

Obok substancji gazowych, które zagrażają człowiekowi wskutek toksycznego działania, występują substancje pogarszające komfort życia, choć często nie stanowią bezpośredniego zagrożenia zatruciem. Są to związki złowonne, uciążliwe dla człowieka nawet wtedy, kiedy występują w powietrzu w śladowych ilościach. Mogą wywoływać zmęczenie, senność, nadpobudliwość lub odczucie odrazy. Dezodoryzacja jest to usuwanie niepożądanego zapachu. Metody dezodoryzacji gazów odlotowych różnią się od typowych metod oczyszczania gazów. Celem dezodoryzacji nie jest usuwanie wszystkich zanieczyszczeń gazowych ale tylko tych zanieczyszczeń, które są odorantami.

W najbliższym czasie zaczną obowiązywać w Polsce przepisy prawne określające ilość odorantów pogarszających jakość powietrza zewnętrznego i częstość ich występowania [1, 2]. Zakłady przemysłowe emitujące gazy złowonne będą zmuszone do redukcji bądź też całkowitego wyeliminowania substancji odorowych.

Podczas projektowania instalacji oczyszczania gazów odlotowych ze związków złowonnych lub innych źródeł ich powstawania ważnym etapem jest przeanalizowanie źródła zanieczyszczenia w celu dokładnego określenia charakteru fizykochemicznego powstających odorów [3÷5].

W pracy przedstawiono badania związane z ograniczeniem uciążliwości zapachowej w zakładach przemysłu cukrowniczego, gdzie po zakończonej

---

<sup>1</sup> Praca wykonana w ramach projektu nr. PB 1029/H03/2006/31 finansowanego przez Komitet Badań Naukowych

kampanii wody popłuczne i technologiczne kierowane są na poletka osadcze. Zachodzące w trakcie klarowania wody procesy fermentacji związków organicznych powodują powstawanie związków odorowych uciążliwych dla bliższego otoczenia. W celu ograniczenia emisji odorów z wód popłucznych/technologicznych, wykorzystano zjawisko kawitacji hydrodynamicznej do rozkładu związków organicznych wpływających na powstawanie związków odorowych.

## 2. Charakterystyka i wykorzystanie zjawiska kawitacji hydrodynamicznej w inżynierii środowiska

Procesy kawitacji hydrodynamicznej znane są od lat, jednak zazwyczaj były postrzegane jako niekorzystne i wywierające negatywne oddziaływanie na maszyny i urządzenia. Kawitacja w znacznym stopniu ogranicza możliwości konstruowania maszyn i urządzeń hydraulicznych. W ostatnich latach podjęto próby wykorzystania procesu kawitacji hydrodynamicznej do praktycznych zastosowań. Z upływem czasu zaczęto wykorzystywać ją m.in. do intensyfikacji procesów technologicznych w przemyśle spożywczym i przetwórczym, w przemyśle farmaceutycznym, przemyśle chemicznym, oczyszczaniu wody i ścieków.

Kawitacja (łac. *cavitas, cavitatis* – pęcherz) jest to zespół zjawisk, podczas których następuje zamiana wody w parę wodną (pęcherz pary wodnej), spowodowana miejscowym zmniejszeniem się ciśnienia lub zwiększeniem temperatury, oraz implozja (czyli zapadanie się pęcherzyka). W literaturze przedmiotu istnieje dość dużo publikacji dotyczących zjawiska kawitacji akustycznej i wykorzystania towarzyszących procesów sonochemicznych w technologii oczyszczania wody i ścieków [6, 7]. Zastosowanie kawitacji hydrodynamicznej do eliminacji zanieczyszczeń zawartych w ściekach, szczególnie przemysłowych, stanowi natomiast nie do końca przebadany obszar.

Wspomaganiem procesu utleniania toluenu ( $C_6H_5CH_3$ ) przy użyciu wodnego roztworu nadmanganianu potasu ( $KMnO_4$ ), za pomocą kawitacji (akustycznej i hydrodynamicznej) zajmowali się Ambulgekar i Pandit [8]. Stwierdzili, znaczne przyspieszenie procesu utleniania toluenu w temperaturze otoczenia po zastosowaniu kawitacji. Efektywność energetyczna w przypadku zastosowania kawitacji hydrodynamicznej do procesów utleniania jest o wiele większa niż w przypadku wykorzystania kawitacji wzbudzanej za pomocą fal ultradźwiękowych.

Interesujące wyniki badań przedstawił A. Mołchanov. Celem jego pracy było sprawdzenie możliwości generowania ozonu w hydrodynamicznym ozonatorze kawitacyjnym i zastosowania go do utleniania zanieczyszczeń w ściekach i dezynfekcji wody w układzie cyrkulacyjnym [9].

Firma Magnum Water Technology Inc. z USA zastosowała kawitację w swym systemie CAV-OX do oczyszczania ścieków przemysłowych. Jest to system hybrydowy łączący kawitację hydrodynamiczną, promieniowanie UV oraz utlenianie nadtlenkiem wodoru. Za pomocą tej technologii można oczyszczać ścieki przemysłowe z takich związków jak: pentachlorofenol, benzen, toluen, etylobenzen, fenol oraz wiele innych zanieczyszczeń organicznych a wśród nieorganicznych cyjanki.

Doniesień literaturowych na temat zastosowania kawitacji hydrodynamicznej do usuwania zanieczyszczeń w wodzie i ściekach w polskiej literaturze jest niewiele. W zakresie uzdatniania wody prowadzone są badania nad wykorzystaniem kawitacji do intensyfikacji procesu ozonowania – pozwala to na zintensyfikowanie utleniania i eliminację domieszek zawartych w uzdatnianych wodach, przy jednoczesnym obniżeniu zużycia ozonu [9]. Mołchanov potwierdził iż w trakcie generowania zjawiska kawitacji hydrodynamicznej powstaje również ozon, który jest silnym utleniaczem.

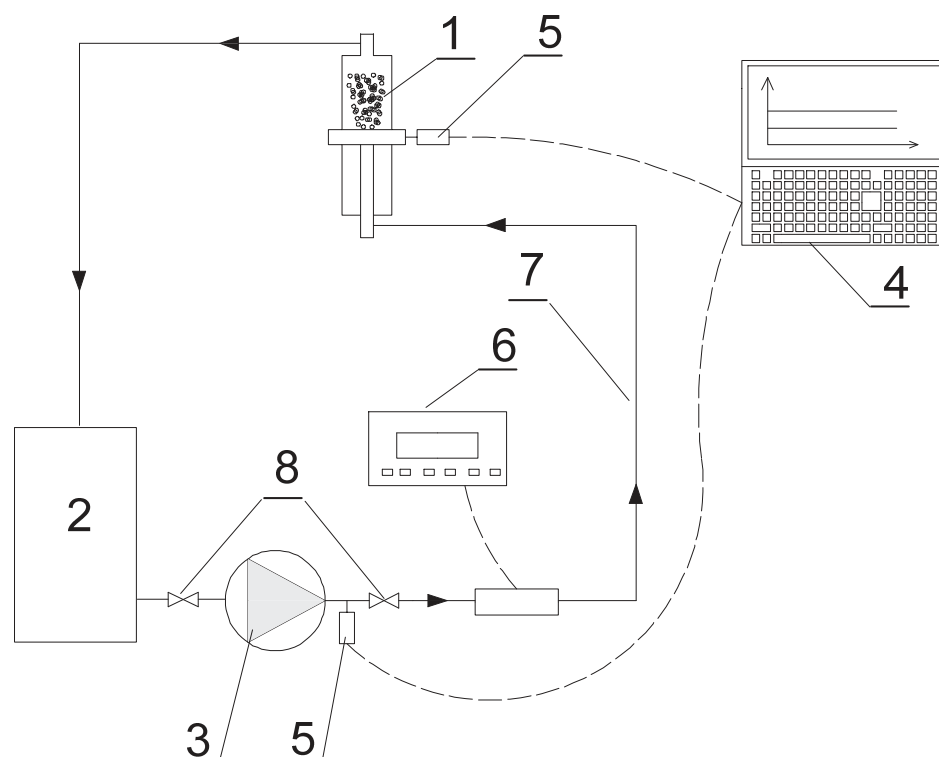
W badaniach zastosowano kawitator w postaci rury z przeszkodą stożkową. Podczas przepływu cieczy za przeszkodą tworzy się próżnia (kawerna), do doprowadzane jest również powietrze. Pod ciśnieniem w obiegu cyrkulacyjnym i wpływem turbulentnych strumieni kawerna przekształca się na drobne pęcherzyki kawitacyjne, w których występują m. in. wyładowania elektryczne, prowadzące do powstawania ozonu. Wytworzony w ten sposób ozon utlenia domieszki i dezynfekuje wodę oraz ścieki. Na podstawie przeprowadzonych badań potwierdzono, że po czasie cyrkulacji  $t = 2$  h w aparacie hydrodynamicznym spadek ChZT [ $\text{g O}_2/\text{m}^3$ ] w ściekach komunalnych z 590 do 365, w ściekach zaolejonych z 1200 do 230, zaś w ściekach pochodzących z mleczarni z 2250 do 900.

### **3. Część eksperymentalna**

#### **3.1. Stanowisko badawcze**

W badaniach eksperymentalnych nad wykorzystaniem zjawiska kawitacji jako wspomagającego przy utlenianiu i utylizacji substancji w wodach popłucznych zastosowano reaktor kawitacyjny, działający w oparciu o model hydrodynamiczny kawitacji mgłowej, uzyskiwanej w przewężeniu „przepływu Venturiego” tworzącego się w strefie za kryzą.

Schemat stanowiska laboratoryjnego do dezodoryzacji substancji złoonych przy produkcji cukru z wykorzystaniem zjawiska kawitacji hydrodynamicznej (rys. 1) składa się z następujących podstawowych elementów: komory kawitacyjnej (reaktor hydrokawitacyjny, fot. 1), układu doprowadzającego ciecz (wodę popłuczna), układu odprowadzającego skawitowaną ciecz, układu pomiarowego i rejestracji danych.



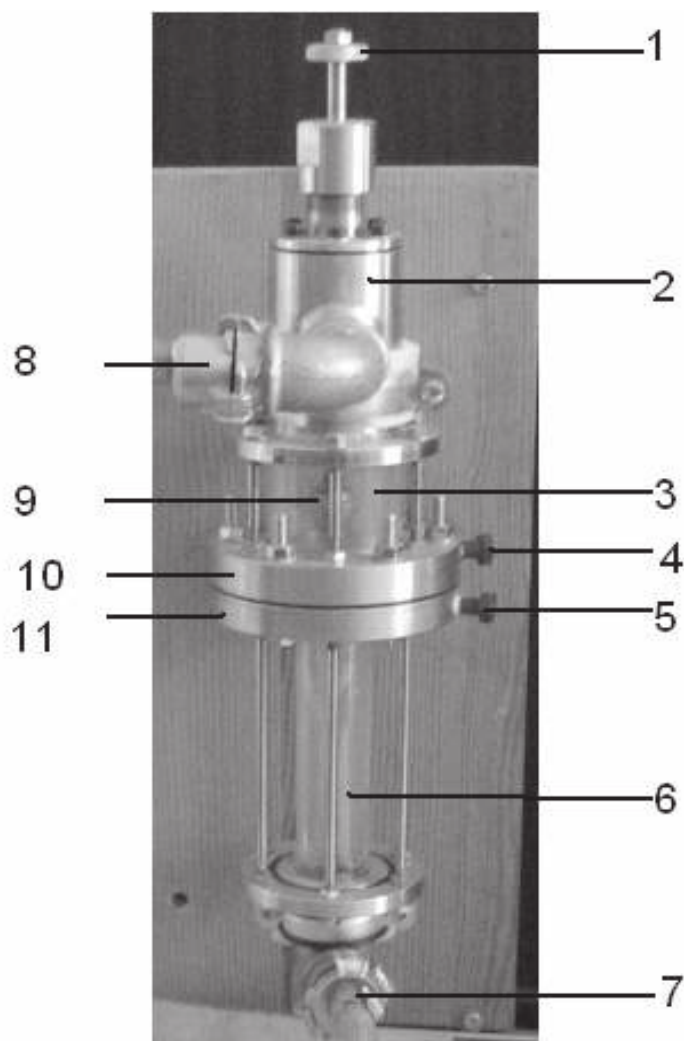
**Rys. 1.** Schemat stanowiska do dezodoryzacji z wykorzystaniem reaktora hydrokawitacyjnego; 1 – reaktor hydrokawitacyjny, 2 – zbiornik 30L, 3 – pompa membranowa Tamel Sg90S4, 4 – komputer z oprogramowaniem KELLER PROG30, 5 – czujnik ciśnienia i temperatury KELLER serii 35S, 6 – przepływomierz, 7 – przewód doprowadzający ciecz, 8 – zawór

**Fig. 1.** Laboratory test stand for deodorization with the use of hydrodynamic cavitation reactor; 1 – hydrodynamic cavitation reactor, 2 – tank 30L, 3 – membrane pump Tamel Sg90S4, 4 – computer with software KELLER PROG30, 5 – pressure and temperature sensor KELLER series 35S, 6 – flow meter, 7 – conduit of liquid inflow, 8 – valve

### 3.2. Sposób prowadzenia badań

Badaniom laboratoryjnym poddano wody popłuczne kierowane na poletkę osadcze w Cukrowni Lublin. Pobrane próbki wody w ilości  $10 \text{ dm}^3$  wlane do zbiornika (2) o pojemności  $30 \text{ dm}^3$ . Następnie została pobrana próbka związków odorowych nad powierzchnią wody wykorzystując technikę SPME. Włókno  $65 \mu\text{m}$  PDMS-DVB (najbardziej efektywne) umieszczono 20 cm nad powierzchnią cieczy w zbiorniku. Czas ekspozycji włókna 15 min. Po pobraniu próbki zbiornik zamknięto i w kolejnym etapie rozpoczęto proces kawitacji. Natężenie przepływu na przewodzie doprowadzającym (7) do kawitatora mierzono za pomocą przepływomierza ultradźwiękowego PORTAFLO<sup>TM</sup> 300 firmy MICRONICS LTD (6). Wody popłuczne w układzie kawitacji cyrkulo-

wały 30 min. Po tym czasie wyłączono pompę (3) i ponownie pobrano próbkę odorów na wysokości 20 cm nad powierzchnią cieczy do analizy wykorzystując również włókno 65  $\mu\text{m}$  PDMS-DVB o tych samych parametrach co próbka przed kawitacją. Obie próbki poddano analizie chromatograficznej.



**Fot. 1.** Reaktor hydrokawitacyjny; 1 – regulator przesłony tarczy, 2 – korpus, 3 – komora kawitacyjna, 4 – króciec doprowadzenia powietrza, 5 – króciec podłączenia czujnika ciśnienia, 6 – komora doprowadzająca medium, 7 – przewód doprowadzający, 8 – przewód odprowadzający, 9 – regulowana przesłona, 10 – obudowa wzbudnika kawitacji

**Photo 1.** Hydrodynamic cavitation reactor; 1 – screen disc controller, 2 – body, 3 – cavitation chamber, 4 – pipe connector of air inflow, 5 – pipe connector of pressure sensor, 6 – chamber of medium feeding, 7 – feeding pipe, 8 – offtake, 9 – controlled screen, 10 – casing of cavitation inductor



### **3.3. Badanie chromatograficzna związków odorotwórczych z Cukrowni Lublin S.A**

Isolację i wzbogacanie analitów wykonano z wykorzystaniem czterech włókien: 100  $\mu\text{m}$  PDMS, 7  $\mu\text{m}$  PDMS, DVB-CAR PDMS, 65  $\mu\text{m}$  PDMS-DVB, firmy Supelco [10]. Przy czym najbardziej efektywne okazało się włókno PMMS/DVB i było wykorzystywane w badaniach. Czas ekspozycji włókna 15 minut.

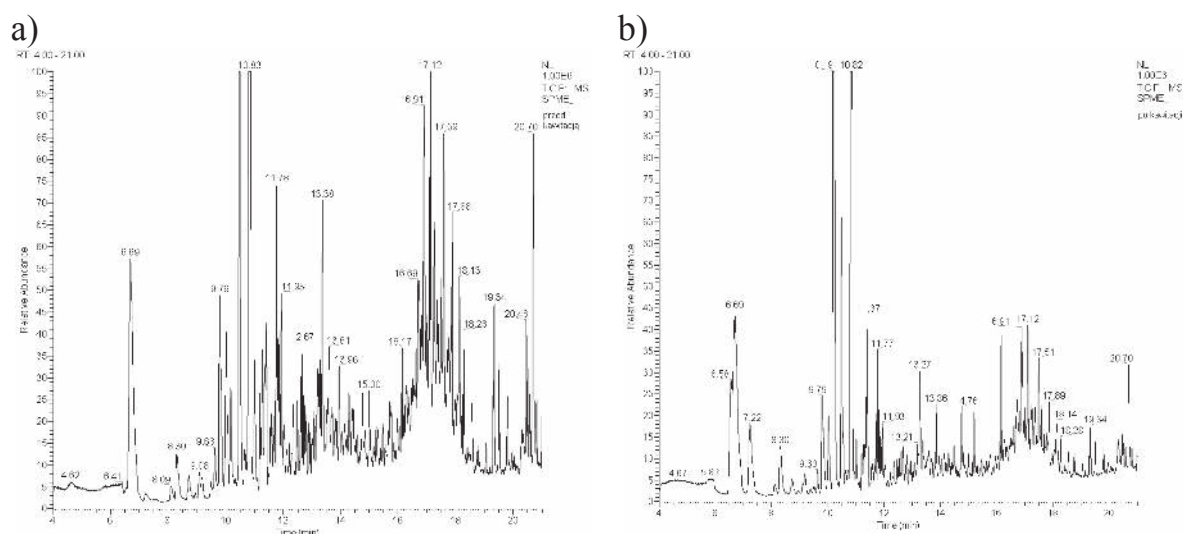
Właściwą analizę wykonano z wykorzystaniem chromatografu gazowego sprzężonego ze spektrometrem mas Trace Ultra – Polars Q (Thermo).

Parametry analizy:

- Czas desorpcji włókna 1 minuta w temperaturze dozownika tj 250°C;
- Dozownik PTV (Programable Temperature Vaporizer) pracujący w trybie stałotemperaturowym – czas otwarcia splitu 2 min;
- Gaz nośny hel o czystości – 99,9996 BIP (AirProducts);
- Prędkość liniowa gazu nośnego – 0,40 m/s – optymalnie dla średnicy kolumny;
- Kolumna RTx-5 MS Restek, 60 m x 0,25 mm pokryta faza stacjonarna PDMS 95% i 5% PDPHS o grubości 0,25  $\mu\text{m}$ ;
- Program temperaturowy pieca chromatografu: 60°C (1 min), narost 10°C/min do temperatury 300°C (10 min);
- Temperatura linii transferowej 250°C;
- Tryb pracy MS – Full scan monitoring w zakresie mas m/z 50÷350;
- Jonizacja – EI potencjał jonizacji 70 eV;
- Gaz kolizyjny – Hel @ 0,3 ml/min;
- Akwizycja danych – Excalibur v. 2.02;
- Biblioteka widm – NIST Library 2005/Wiley 07.

Rysunek 2 przedstawiono chromatogram całkowitego prądu jonowego z włókna 65  $\mu\text{m}$  PDMS-DVB firmy Supelco przed i po procesie kawitacji (30 min).

Na chromatogramie zostały przedstawione czasy retencji związków zawartych w powietrzu nad badaną cieczą pobraną z Cukrowni Lublin (oś pozioma) oraz wartości sygnału (oś pionowa). Detekcja związków chemicznych odbywa się na zasadzie przyporządkowania czasów retencji odpowiednim substancjom. Dane do identyfikacji są pobierane z biblioteki widm NIST 2005. Określenie stężeń poszczególnych substancji polega na zsumowaniu pola powierzchni piku reprezentującego określony związek. Spośród otrzymanych pików zidentyfikowano 11 związków, które wykazały właściwości rakotwórcze. Charakterystykę zidentyfikowanych związków zestawiono w tabeli 1.



**Rys. 2.** Wyniki analizy chromatograficznej próbek odorów: a) przed procesem kawitacji, b) po procesie kawitacji

**Fig. 2.** Total ion current chromatograph of the odours emission from washing waters from sugar industry a) before and b) after the hydrodynamic cavitation process

**Tabela 1.** Związki odorotwórcze zidentyfikowane w próbkach przed i po procesie kawitacji wód popłucznych

**Table 1.** Odorous compounds identified before and after the hydrodynamic cavitation process

Rt [min]	Nazwa	CAS	Zapach	Stężenie [ppb]	
				przed kawitacją	po 30 min.
6.58	disiarczekdimetylu	624-92-0	zgniłej cebuli, czosnek	412	231
6.69	toluen	108-88-3	aromatyczny	736	698
7.22	tetrachloroeten	127-18-4	słodkawy	542	419
8.11	Etylobenzen, ksyleny	100-41-4	słodkawy	234	230
8.72		108-38-3		229	216
		106-42-3		367	211
10.19	dimetylotrisiarczek	3658-80-8	zgniłej cebuli	240	130
10.55	p-menth-2-ene	13837-70-2	mięty	346	211
10.83	dichlorobenzen	106-46-7 95-50-1	słodkawy	564	532
10.87	Trans 3-careen-2-ol		owoce cytrusowe	2146	1349
11.91	epoksykaren	20053-58-1	cytrusowy	178	56
12.67	pulgeon		pleśniowy	613	124

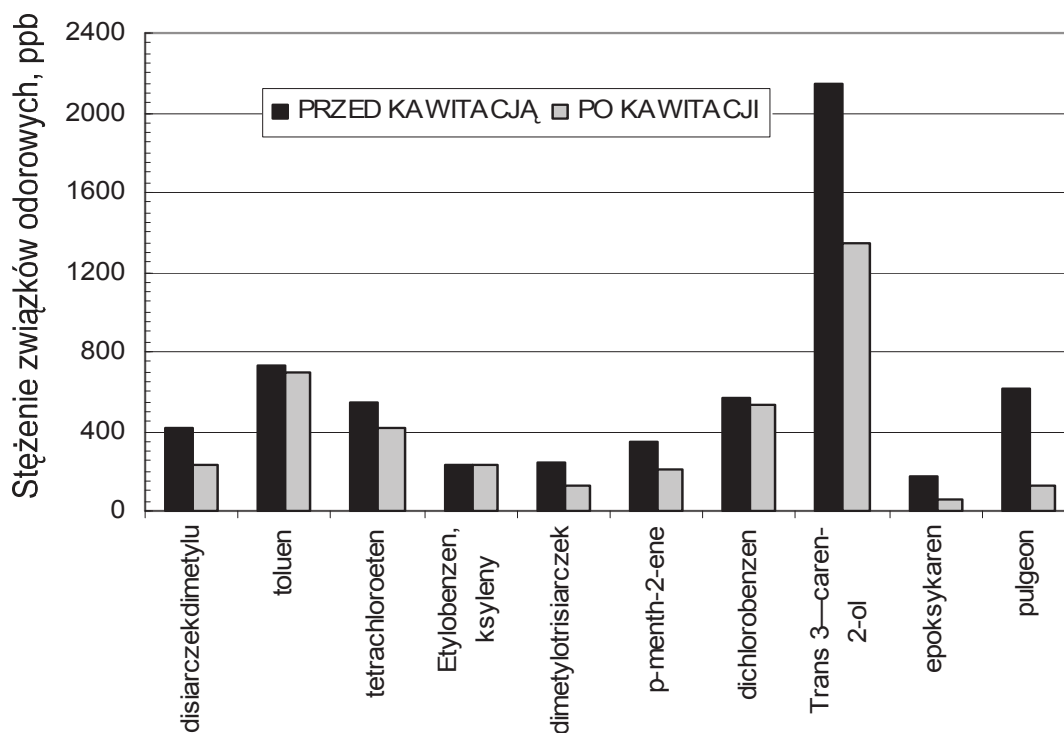
Rt – Czas retencji,

CAS – (*Chemical Abstracts Service*) numer identyfikacyjny związku chemicznego.

#### 4. Wyniki i dyskusja

Największy stopień degradacji/usunięcia uzyskano dla związków zawierających heteroatomy tj. tlenu i siarki (rys. 3). Natomiast najmniejszy stopień usunięcia zaobserwowano dla związków monoaromatycznych o mało rozbudowanych podstawnikach (dichlorobenzen, etylobenzen, toluen).

Podstawowym celem pracy było przygotowanie założeń do projektu instalacji do dezodoryzacji gazów złowonnych pochodzących z zakładu Cukrowni Lublin S.A zlokalizowanym w Lublinie. Wizja lokalna przeprowadzona na terenie zakładu umożliwiła stwierdzenie iż źródłem odorów są stawy o powierzchni 15 ha pełniące funkcję odstożników. W oparciu o przegląd literatury i zapoznanie się z dotychczas stosowanymi metodami dezodoryzacji gazów nie zdecydowano się na zastosowanie istniejących metod dezodoryzacji, gdyż żadna z nich nie nadawała się do dezodoryzacji gazów z tak dużej powierzchni. Dlatego też zaproponowano zastosowanie innowacyjnej techniki służącej do eliminacji związków odorowych. Technika ta polega na zastosowaniu właściwości zjawiska kawitacji hydrodynamicznej do rozkładu związków odorowych.



**Rys. 3.** Zestawienie stężeń związków złowonnych przed i po procesie kawitacji hydrodynamicznej

**Fig. 3.** Identified odorous compounds before and after the hydrodynamic cavitation process

Przedstawione rozwiązanie projektowe jest proste a urządzenia zastosowane w instalacji są łatwo dostępne na rynku. Najważniejszą częścią instalacji, reaktor hydrokawitacyjny może wykonać każda firma trudniąca się spawaniem i obróbką metali. Wykonanie instalacji nie powinno sprawić problemu firmom branży sanitarno-budowlanej. Koszty budowy instalacji mogą wydawać się wysokie (ok. 200 tys. zł), lecz w porównaniu do terenu jaki zanieczyszczają gazy złowonne wydają się być relatywnie niskie.

## Literatura

1. **Rutkowski J.D.:** *Unormowania formalno-prawne zapachowej jakości powietrza atmosferycznego*. Zeszyty komunalne, vol. 33, No 10, 72-76, 2005.
2. **Kośmider J., Mazur-Chrzanowska B., Wyszyński B.:** *Odory*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2002.
3. **Koniecznyński J.:** *Ochrona przed szkodliwymi gazami*. Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice 2004.
4. **Szklarczyk M.:** *Metody dezodoryzacji gazów w oczyszczalniach ścieków*. Zeszyty komunalne, vol. 170, No 11, 119-122, 2005.
5. **Płodzik A., Czarnowska K., Nowakowski W.:** *Ocena stopnia uciążliwości odorowej oczyszczalni ścieków „Czajka w Warszawie”*. Ochrona powietrza i problemy odpadów, vol. 42, No 3, 84-88, 2006.
6. **Gogate P.R., Tayal R.K., Pandit A.B.:** *Cavitation: A technology on the Horizon*. Current Science, vol. 91, 35-46, 2006.
7. **Wang X.K., Hang S.Y., Li S.P.:** *Decolorization of reactive brilliant red K-2BP in aqueous solution by using hydrodynamic cavitation*. Environmental Engineering Science, vol. 26, 53-59, 2009.
8. **Ambulgekar G., Samant S., Pandit A.:** *Oxidation of alkylarenes to the corresponding acids using aqueous potassium permanganate by hydrodynamic cavitation*. Ultrasonic Sonochemistry, 11, 191-196, 2004.
9. **Molchanov A.:** *Wykorzystanie ozonatorów kawitacyjnych do uzdatniania wody i oczyszczania ścieków*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna, 244, 2002.
10. **Lingshuang Cai, Jacek A. Koziel, Yin-Cheung Lo, Steven J. Hoff.:** *Characterization of volatile organic compounds and odorants associated with swine barn particulate matter using solid phase microextraction and gas chromatography – mass spectrometry – olfactometry*. Journal of Chromatography A, 1102, 60-72, 2006.

## **Reduction of Odour Emission from Wastewater from Sugar Industry with Application of Hydrodynamic Cavitation**

### **Abstract**

Elimination of odorous compounds constitutes an issue requiring individual approach to every single case. When designing a system for purification of effluent gases from malodorous compounds it is important to analyze the source of contamination in order to determine precisely the physicochemical character of arising odours.

The choice of efficient deodorization method depends on, among others, an emission, the qualitative composition of emitted odours and the required purification degree. In spite of the existing numerous techniques for reduction of odour nuisance none of them can be regarded as a general-purpose way of treatment. Highly efficient solutions are inherently connected with significant investment and exploitation expenses, whereas cheaper and less sophisticated methods do not often meet the required standards. This results in the necessity of searching for alternative techniques combining reasonable costs and acceptable performance. Non-conventional oxidation methods in liquid phase can be such a solution, in particular the hydrodynamic cavitation which is covered in this article.

The paper presents problems connected with odour nuisance reduction in sugar industry. After finishing the beet campaign waste and technological waters are directed to sludge drying beds. Fermentation processes of organic compounds occurring during the clarification of water cause the formation of malodorous compounds being burdensome to the surroundings.

In order to reduce the emission of odorants from waste and technological waters hydrodynamic cavitation was used which degraded organic compounds affecting the arising odours. Identification of odorous compounds emitted from sludge drying beds was obtained by means of gas chromatography.

On the basis of the conducted laboratory tests the assumptions to pilot-scale design of the system utilising hydrodynamic cavitation for reduction of odours emission from wastewaters from sugar industry were developed.

## Wpływ dodatku flokulantu Magnafloc 919 na przebieg filtracji wirowej podekantacyjnej zawiesiny odpadowej

*Michał Palica, Agata Dolina, Andrzej Gierczycki, Stanisław Kolorz  
Politechnika Śląska, Gliwice*

### 1. Wstęp

Niniejszy artykuł jest kontynuacją cyklu prac Palicy i współpracowników dotyczących separacji fazowej zawiesin zrzutowych po wirówkach DECANTER, na których odwadnia się flotokoncentraty węgla kamiennych [1÷12]. Wiele prac w tej problematyce począwszy od lat 70-tych prowadził Piecuch i współpracownicy [19÷32].

Generalna tendencja techniczna takich technologii sprowadza się do poszukiwania metod intensywnych i energooszczędnych. Stąd w praktyce odstąpiono (ewentualnie rezygnuje się) z filtrów próżniowych lub pras filtracyjnych na rzecz dekantacji wirowej, w tym wspomnianych wirówek DECANTER. Niestety wiąże się to zwykle z pojawieniem się pewnych problemów ruchowych, związanych z narastającą ilością bardzo drobnych ziaren w cieczy obiegowej. Po pewnym czasie zawiesinę taką trzeba odprowadzać z produkcji i wymieniać wodę obiegową, ponosząc nie tylko koszty wody i składowania uciążliwej zawiesiny odpadowej, ale również tracąc ciało stałe zawarte w zawieszynie, będące w ponad 81% węglem. Drugim mankamentem stosowania wirówek dekantacyjnych są ich wysokie koszty inwestycyjne, pomimo tego jednak coraz częściej spotyka się technologie oparte o dekantację wirową, bowiem jest ona jakościowo lepsza od porównywalnie odwadniania tych samych trudno filtrowalnych zawiesin w procesie filtracji wirowej [20, 25, 29].

Jak wynika z badań własnych, istnieje kilka sposobów rozwiązania separacji fazowej zrzutów po dekantacji flotokoncentratu, m.in. poprzez modyfikację składu ziarnowego (np. dzięki użyciu flokulantów lub poddaniu separacji zawiesin deponowanych), przez znaczące zmniejszenie strumieni poddawanych

separacji (np. dzięki klarowaniu takich zawiesin w odstojnikach, separacji szlamu i zawracanie cieczy klarownej do obiegu), wreszcie można użyć metod kombinowanych. Natomiast idea odwadniania wykorzystująca pole sił odśrodkowych pozwala znacząco przyspieszyć procesy rozdziału i użyć takiego sposobu dla dużych strumieni zawiesin.

## **2. Cel i zakres badań**

Głównym celem badań prowadzonych dla zawiesiny zrzutowej po wirówkach DECANTER pochodzącej z jednej z kopalń Jastrzębskiej Spółki Węglowej było stwierdzenie, jaką dawkę flokulantu Magnafloc 919 należy dodawać do zrzutu, co ewentualnie umożliwiłoby w tych samych warunkach uzyskanie mniejszej wilgotności osadu po ich wirowaniu w stosunku do zawiesiny bez dodatku flokulantu. Nadana do procesu filtracji odśrodkowej zawiesina miała uziarnienie w przedziale głównie około od 8 do 10 mikrometrów przy rozkładzie normalnym.

Przyjmuje się powszechnie, że poprawnie dodana dawka flokulantu powoduje tworzenie się aglomeratów ziaren zawiesiny, co ułatwia jej odwodnienie. Jednak kompleksy takie charakteryzują się małą wytrzymałością mechaniczną i mogą pod działaniem dużych sił odśrodkowych ulegać degradacji. Wówczas drobne fragmenty kompleksów mogą zawierać w sobie filtrat, a efektem wirowania byłoby uzyskanie osadu charakteryzującego się w danych warunkach większą wilgotnością, niż w przypadku, gdy wirowaniu poddana byłaby zawiesina bez flokulantu. Potwierdzeniem takiej obserwacji byłyby rezultaty badań filtracji ciśnieniowej, obejmującej zarówno strefę filtracji jak i kompresji osadu – podczas filtracji ciśnieniowej należałoby oczekiwać niższych wilgotności osadów, niż w czasie filtracji wirowej. Badania takie zostały dla tej samej zawiesiny i tego samego flokulantu omówione w [13] i wykazały, że podczas filtracji ciśnieniowej prowadzonej dla ciśnienia najczęściej spotykanego w praktyce (tzn. ok. 0,8÷1,0 MPa) można oczekiwać znacznie mniejszej wilgotności osadów, niż podczas filtracji wirowej prowadzonej dla  $a/g = 800\div 1200$  i czasów wirowania rzędu kilku-kilkunastu minut, a obserwacja ta dotyczy zawiesin bez i z dodatkiem flokulantu Magnafloc 919. Podobnie jak w poprzednich pracach badania takie prowadzono w skali laboratoryjnej na wirówce medycznej MPW 340 adaptowanej do badań periodycznej filtracji wirowej w zakresie uwielokrotnienia  $\Phi$  [14]

$$\Phi = a/g = 251,3\div 1786,8$$

i czasów wirowania

$$\tau = 4\div 30 \text{ min } (280\div 1800 \text{ s}).$$

Pominięto tu w badaniach odniesienie do czasu rozruchu wirówki czyli czasu dojścia do obrotów zadanych oraz czasu hamowania, czyli czasu dojścia do prędkości obrotowej równej zero [16, 18, 23].

Dolna granica parametrów wynikała z możliwości niepełnego odwodnienia zawiesiny, górna z maksymalnej liczby obrotów wirówki i realnych czasów, jakie mogłyby być użyte w praktyce. Warto tu wspomnieć, że szereg informacji dotyczących przebiegu separacji fazowej podczas sedymentacji wirowej oraz filtracji wirowej podaje Piecuch i współpracownicy [15÷19, 23÷29].

Wiele prac T. Piecucha dotyczy także filtracji, ale próżniowej (m.in. praca doktorska Politechnika Śląska 1972, oraz praca habilitacyjna Politechnika Śląska 1975) oraz filtracji grawitacyjnej tu nie cytowanej.

W niniejszej publikowanej pracy przewidziano badania filtracji wirowej zawiesiny bez dodatku flokulantu oraz zawierającej dodatek flokulantu stosowany przez służby ruchowe (30 g suchego flokulantu/1 Mg suchego produktu), dodatek dwukrotnie mniejszy (15 g/1 Mg) i dwukrotnie większy (60 g/1 Mg). Sposób przygotowania flokulantu omówiono w [13]. Należy tu stwierdzić, że dodatek flokulantu był faktycznie dodatkiem powtórzonym, jako że dodawany jest on do flotokonzentratu przed wirówkami DECANTER, jednak zawiesina odpadowa, zawierająca bardzo drobne cząstki ciała stałego, nawet jeśli zawiera pewną ilość flokulantu, to w postaci zdegradowanej i można przyjąć, że jego ilość w pierwotnej zawieszynie odpadowej jest pomijalna.

Każda z serii pomiarowych (dla zawiesiny bez oraz z dodatkiem flokulantu Magnafloc 919) obejmowała 6 wartości  $a/g$  i 7 wartości  $\tau$ , a więc 42 testy, przy czym na każdy z testów składały się 3÷4 oznaczenia wilgotności osadów. Wszystkie badania prowadzono zgodnie z wcześniej opisanymi procedurami (głównie metodą ważenia z suszeniem i piknometrycznie), oraz dodatkowo przeprowadzono szereg badań i analiz pomocniczych, w tym testy sedymentacyjne, analizy ziarnowe, pomiary pH zawiesin, zapopielenia ciała stałego, gęstości zawiesin i filtratu, zawartości soli w filtracie, itp., zaś wyniki te znajdują się w [13]. Zostały one zaczerpnięte z prac źródłowych [32÷34].

### **3. Wyniki badań i obliczeń**

Badania wirowania poprzedzono testami kilku tkanin filtracyjnych, (w tym stosowanej w praktyce przemysłowej tkaniny PT – 912), prowadzonymi na testowym filtrze ciśnieniowym. Przyjęto trzy wskaźniki uwzględniane w ocenie przydatności: stałą filtracji  $K$  (czym jest ona większa, tym lepiej przebiega filtracja), stałą  $C$  (im bliższa jest ona zera, tym mniejsze opory ma tkanina) oraz klarowność filtratu. Nie uwzględniano w ocenie łatwości zdejmowania osadu z tkaniny, bowiem osad utworzony z ziaren węgla, praktycznie niezależnie od ilości dodanego flokulantu, łatwo zdejmować z każdej przegrody o ile jest to flotacyjny koncentrat lub muł surowy nie zailony m.in. prace Piecucha T. [30, 31].



Traktuje o tym np. tzw. wskaźnik Dahlstroma (profesora z Uniwersytetu Utah) utworzony dla oceny podatności filtracyjnej zawiesin mułów węglowych [31].

Jakość procesu filtracji, która odnosi się do zawartości wilgoci w osadzie (im mniejsza tym lepiej), oraz zagęszczenia filtratu (im mniejsze tym lepiej) zależy m.in. właśnie od stosownego doboru wielkości oczek siatki filtracyjnej wobec filtrowanej zawiesiny [30]. Najprościej ujmuje to tzw. reguła wg Piecucha T. która brzmi następująco dla zawiesin surowców kopalnych powstających po procesie przeróbki mechanicznej kopalin, a mianowicie:

„Im gorszy jakościowo filtrat tym lepszy jakościowo osad”.

Wyjaśnienie tej reguły, a zarazem wyjaśnienie mechanizmu tego procesu przez Piecucha T. jest takie, iż dobierając siatkę filtracyjną o większych oczkach do filtratu przechodzi więcej cząstek stałych, najdrobniejszych, ilastych, a więc hydrofilnych, które w przypadku surowców kopalnych gdyby zostały zatrzymane w osadzie filtracyjnym podniosłyby jego zawartość w wilgoci. Tym samym im mniej jest tych ilów w placku filtracyjnym tym łatwiejsze jest jego odwadnianie, czyli odsączanie wody z por tego osadu. Równocześnie iły pozostawione w placku filtracyjnym jako substancja nieorganiczna w przypadku filtracji zawiesin węglowych obniżają wartość kaloryczną osadu, gdyż zwiększa się tym samym zawartość substancji mineralnej, która po spaleniu placka filtracyjnego stanowi tzw. popiół [31].

Powyższe wyniki badań opisał Piecuch równaniami analityczno-empirycznymi traktując w tym przypadku umiejętnie prowadzony proces filtracji jako quasi proces wzbogacania szlamów węglowych.

Wyniki testów prowadzonych przy  $\Delta P = 0,45$  MPa dla zawiesiny o udziale ciała stałego  $u_z = 0,080$  [kg/kg] zamieszczono w tabeli 1.

**Tabela 1.** Wyniki testów dla wybranych tkanin dla  $\Delta P = 0,45$  MPa

**Table 1.** Test results for selected filtration cloths at  $\Delta P = 0.45$  MPa

Tkanina	$w_k$ [kg/kg]	$u_f$ [kg/kg]	$h$ [m]	$K \cdot 10^5$ [m <sup>2</sup> /s]	$C \cdot 10^3$ [m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> ]	Klarowność filtratu
PT – 911	0,3430	0,0069	0,0080	7,329	-1,263	klarowny
PT – 912	0,3222	0,0064	0,0070	10,615	-3,977	klarowny
PT – 912s	0,3270	0,0064	0,0080	6,106	-6,850	klarowny
PT – 950s	0,3350	0,0067	0,0080	7,229	-5,094	b. mętny
ET – 2081	0,3180	0,0068	0,0085	11,675	-2,800	mętny

Jak wynika z danych tabeli 1, użycie tkaniny PT – 912 przez służby eksploatacyjne jest w pełni zasadne.

Testy filtracji ciśnieniowej, a zwłaszcza uzyskane na ich podstawie charakterystyki filtracji [15] wykazały również, że zawiesina odwadniana jest zgodnie z modelem filtracji osadowej [35] (bez blokowania porów osadu i po-

rów tkaniny). Wynika to prawdopodobnie z drobnego uziarnienia ciała stałego. Zbiorcze zestawienie wyników badań filtracji ciśnieniowej dla zawiesiny zrzutowej bez dodatku flokulantu pokazano w tabeli 2.

**Tabela 2.** Wyniki badań filtracji ciśnieniowej zawiesiny zrzutowej bez dodatku flokulantu (tkanina PT – 912,  $u_z = 0,079$ ,  $u_s = 0,0062$ ,  $\rho_z = 1015,96$  [kg/m<sup>3</sup>])

**Table 2.** Pressure filtration experimental results for dump suspension without flocculant (cloth PT – 912,  $u_z = 0.079$ ,  $u_s = 0.0062$ ,  $\rho_z = 1015.96$  [kg/m<sup>3</sup>])

Lp.	$\Delta P$ [MPa]	$w_k$ (po kompresji) [kg/kg]	$h$ [m]	$K \cdot 10^5$ [m <sup>2</sup> /s]	$K' \cdot 10^3$ [kg/(m <sup>3</sup> ·s)]	$C \cdot 10^3$ [m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> ]
1	0,2186	0,3847	0,0100	1,697	1,362	-0,535
2	0,2744	0,3596	0,0095	2,395	1,931	-1,006
3	0,4672	0,3557	0,0095	3,183	2,566	-1,247
4	0,6182	0,3503	0,0090	3,664	2,942	-0,666
5	0,8497	0,3323	0,0090	4,586	3,681	-0,949
6	0,9588	0,3311	0,0090	5,626	4,515	-1,610
7	1,2168	0,3287	0,0085	6,391	5,129	-1,207
8	1,3792	0,3286	0,0085	7,100	5,698	-1,390

przy czym

$$K' = u_z \cdot \rho_z \cdot K \quad (1)$$

Dane tabeli 2 pozwoliły wyznaczyć współczynnik ściśliwości osadu  $s_s$  wg Sperry'ego, bowiem

$$K' = A \cdot \Delta P^{1-s_s} \quad (2)$$

i  $(1 - s_s)$  jest nachyleniem prostej w układzie podwójnie logarytmicznym funkcji (2). Wynosi on  $s_s = 0,271$  i świadczy o średniej podatności osadu na kompresję. Jak stwierdzono w [15], dodatek flokulantu w zakresie 10÷80 g/1 Mg suchego osadu tylko w niewielkim stopniu wpływa na  $s_s$ , przy czym najwyższą wartość  $s_s$  uzyskano dla dodatku 20 g/1 Mg ( $s_s = 0,3184$ ). Dla pozostałych dodatków (10, 30, 40, 60 i 80 g/1 Mg) uzyskano  $s_s = 0,276 \div 0,295$ . Wydaje się, że nieco wyższa wartość  $s_s$  dla dodatku 20 g/1 Mg wynika z błędów pomiarowych, a nie ma związku z jakąś tendencją. Wyniki badań filtracji wirowej znajdują się w [34]. Korzystając z wcześniej prowadzonych prac, opracowano dla każdej z zawiesin funkcje:

$$w = f(a/g) = e^{A_1 \cdot (a/g)^{B_1}} + C_1 \quad \text{dla } \tau = \text{idem} \quad (3)$$

a następnie funkcje odwrócone:

$$w = f(\tau) = e^{A_2 \cdot \tau^{B_2}} + C_2 \quad \text{dla (a/g) = idem} \quad (4)$$

uzyskując w każdym przypadku wysokie współczynniki regresji  $R^2$  (prawie we wszystkich przypadkach  $R^2$  przekracza 0,98). Dlatego zaproponowano dla poszczególnych serii (zawiesin) funkcję trójparametrową opisującą wilgotność osadu w zależności od zmiennych ruchowych:

$$w = f(a/g, \tau) = e^{A \cdot (a/g)^B \cdot \tau^C} + D \quad (5)$$

Zestawienie stałych tej funkcji podano w tabeli 3.

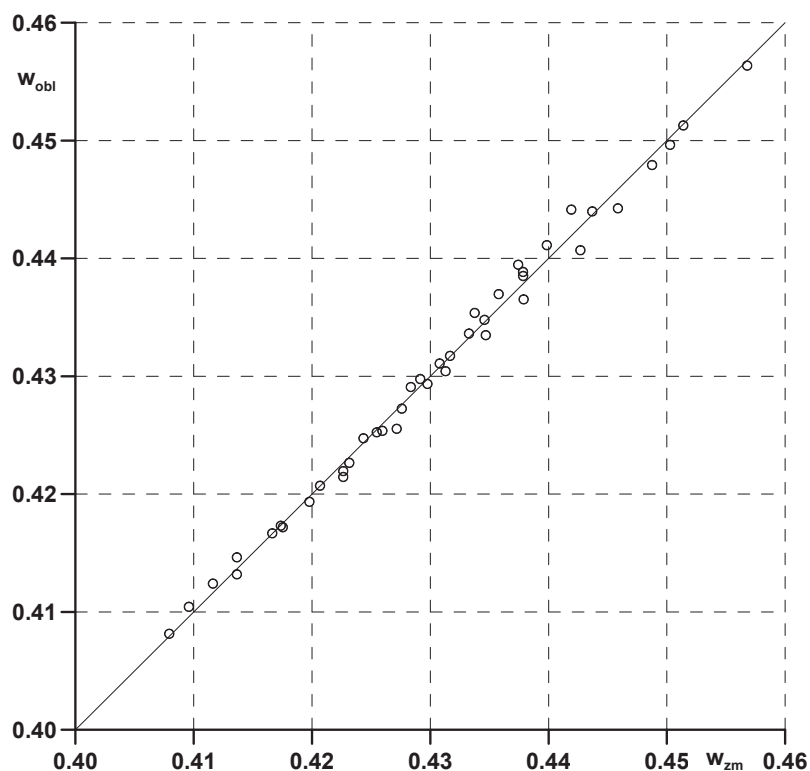
**Tabela 3.** Stałe funkcji (5) dla poszczególnych serii pomiarowych  
**Table 3.** Constants in Eq. (5) for different experimental runs

Zawiesina zrzutowa	A	B	C	D	$R^2$	Ilość punktów
bez dodatku flokulantu	-0,005142	0,2055	0,1969	-0,5135	0,9857	42
z dodatkiem 15 g/1 Mg	-0,038939	0,1183	0,0953	-0,4307	0,9879	42
z dodatkiem 30 g/1 Mg	-0,013156	0,2183	0,1762	-0,3909	0,9895	42
z dodatkiem 60 g/1 Mg	-0,035416	0,1153	0,0902	-0,4397	0,9835	42

Stosowalność równania (5) jest ograniczona dla zawiesiny użytej w badaniach o określonej charakterystyce technologicznej – co determinuje przede wszystkim wartość liczbowa stałej D.

Zgodność danych doświadczalnych z obliczonymi dla jednej z zawiesin pokazano na rys. 1. Mimo, iż do porównania  $w_{zm}$  i  $w_{obl}$  wybrano zawiesinę z najniższą wartością  $R^2$  (tabela 3), zgodność danych jest zaskakująco dobra, choć forma zależności (5) nie ma uzasadnienia teoretycznego, a jest typową funkcją eksperymentalną. Podobną funkcję (oczywiście z innymi stałymi) używano nie tylko dla zawiesin zrzutowych lub zawiesin flotokonzentratu węgla koksującego, ale też dla innych suspensji. Jak widać z rys. 2, najniższa wartość wilgotności (przy najwyższych a/g i  $\tau$ ) wynosiła nieco poniżej 41%, tymczasem z danych tabeli 1 i 2 dla testów filtracji ciśnieniowej wynika, że wilgotności osadów po ich kompresji są znacznie niższe. Podobny wykres jak rys. 1, sporządzony dla zawiesiny bez dodatku flokulantu, a poddanej filtracji wirowej wskazuje, że najniższa wartość wilgotności (dla a/g = 1786,8 i  $\tau$  = 30 min) wynosi  $w = 0,3876$ . Żeby ocenić wpływ dodatku flokulantu Magnafloc 919 na

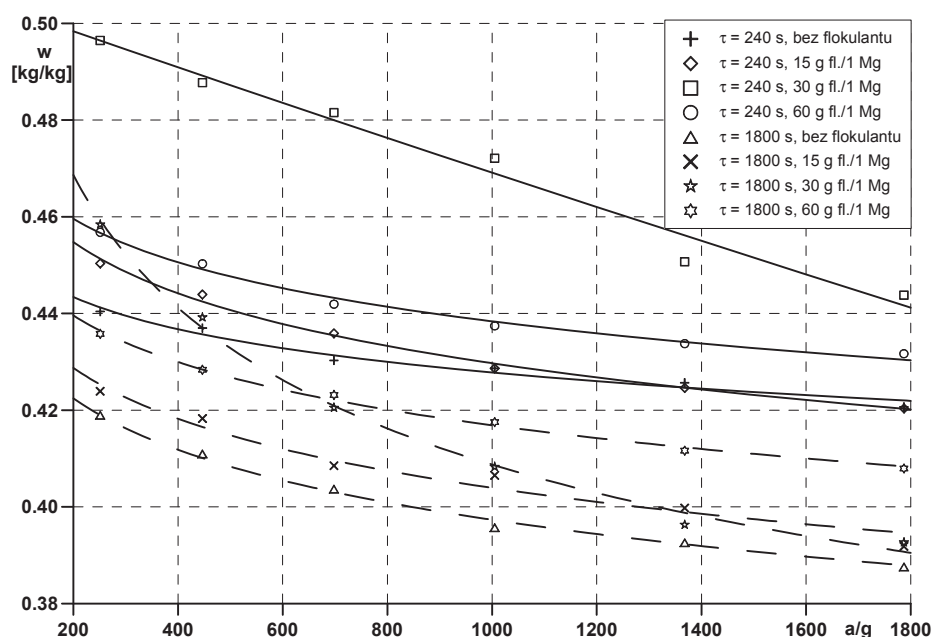
wilgotność przy tych samych parametrach ruchowych wirówki, sporządzono dwa kolejne wykresy (rys. 2 i 3) skonstruowane wg zależności (3) i (4).



**Rys. 1.** Porównanie  $w_{zm}$  z  $w_{obl}$  wg zależności (5) dla zawiesiny zrzutowej z dodatkiem flokulantu w ilości 60 g/l Mg suchego produktu

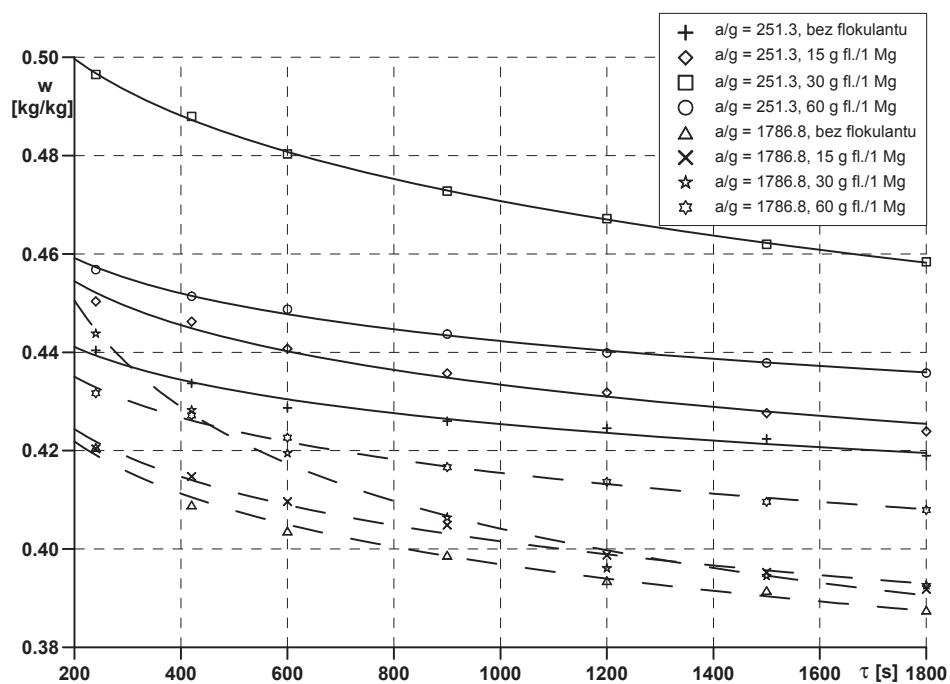
**Fig. 1.** Comparison between  $w_{zm}$  and  $w_{obl}$  according to Eq. (5) for dump suspension with flocculant dosage of 60 g/l Mg of dry product

Pierwszy z nich dotyczy wszystkich badanych zawiesin dla maksymalnego i minimalnego czasu wirowania, drugi dla minimalnej i maksymalnej wartości  $\Phi$ . Obydwa wykresy mają podobny charakter – ze wzrostem zmiennych niezależnych (czyli  $a/g$  i  $\tau$ ) wilgotność osadu maleje. Natomiast widoczny jest tu ciekawy efekt – najniższą wilgotność osadu uzyskuje się po wirowaniu zawiesiny pierwotnej. Dla funkcji (3) i (4) niewielkie dodatki flokulantu w nieznacznym stopniu przekładają się na wzrost wilgotności, przy dużych dodatkach obserwuje się znacznie większy wpływ parametrów ruchowych na wzrost wilgotności. Fizykalnie można taki efekt wyjaśnić zatrzymywaniem cieczy w przestrzeni międzyziarnowej usieciowionych flokuł, wymagającego podczas lepszego odwodnienia użycia znacznie większych sił odśrodkowych i dłuższych czasów wirowania, czego technicznie się nie stosuje. Ponieważ dodatek flokulantu sprzyja przyspieszeniu sedymentacji, pojawia się problem, czy należy dodawać w ogóle flokulant do zawiesin zrzutowych.



Rys. 2. Zależność  $w = f(a/g)$  dla  $\tau = 240$  [s] i  $\tau = 1800$  [s] przy różnych dodatkach flokulantu Magnafloc 919

Fig. 2. Dependence of  $w = f(a/g)$  for  $\tau = 240$  [s] and  $\tau = 1800$  [s] for various Magnafloc 919 flocculant doses



Rys. 3. Zależność  $w = f(\tau)$  dla  $a/g = 251,3$  i  $a/g = 1786,8$  przy różnych dodatkach flokulantu Magnafloc 919

Fig. 3. Dependence of  $w = f(\tau)$  for  $a/g = 251,3$  and  $a/g = 1786,8$  for various Magnafloc 919 flocculant doses

Gdyby stosować dla zawiesin zrzutowych dodatkowy odstojnik pozwalający radykalnie zmniejszyć ilość takich zrzutów i szlam po odstojnikach kierować do strumienia flotokonzentratu przed wirówkami DECANTER, użycie flokulantu Magnafloc 919 w ilości ok. 30 g/1 Mg suchego produktu byłoby w pełni uzasadnione. Gdyby jednak zawiesinę zrzutową kierować na specjalnie przeznaczone do odwadniania zrzutów wirówki dekantacyjne, uzyskanoby po użyciu flokulantu wyższe wilgotności osadów i taki zabieg dałby odwrotny do oczekiwanego skutek.

Wynika stąd, że odwadnianie zawiesin zrzutowych po wirówkach DECANTER jest zagadnieniem złożonym, wymagającym dla każdego rozwiązania indywidualnej analizy, bowiem zwykle dodatek flokulantu ułatwia sedymentację ziaren zawiesin, ale nie koniecznie odwadnianie osadu m.in. [30].

#### 4. Podsumowanie i wnioski końcowe

Przedstawione w artykule wyniki badań filtracji wirowej zawiesiny zrzutowej po wirówkach DECANTER pozwalają przedstawić ogólne wnioski:

1. Podczas filtracji ciśnieniowej z towarzyszącą kompresją osadu można oczekiwać niższych wilgotności osadu pofiltracyjnego, niż po filtracji wirowej. – co potwierdzają m.in. badania Anielak i Piecucha [16, 17, 23, 28].
2. Dodatek flokulantu do zawiesin zrzutowych powoduje, że przy tych samych parametrach ruchowych uzyskuje się wyższe wilgotności osadów po wirowaniu, niż dla zawiesiny pierwotnej.
3. Dodawanie flokulantu Magnafloc 919 jest niekorzystne pod względem jakości odwadniania osadu użytej do badań filtracji zawiesiny.
4. Ponieważ jednak flokulant Magnafloc 919 przyspiesza znacząco sedymentację, co udowodniono w [13], w wypadku zmiany obecnej technologii, polegającej na użyciu odstojnika dla zawiesiny zrzutowej, zawracaniu cieczy klarownej do obiegu technologicznego i kierowanie szlamu po odstojniku do flotokonzentratu, dodatek flokulantu Magnafloc 919 byłby uzasadniony.
5. Rezultaty badań wskazują ponadto, że dodawanie określonego flokulantu i jego dawka winne być analizowane indywidualnie dla każdej zawiesiny.

#### Literatura

1. **Palica M.:** *Mechanical dewatering of the flotation concentrate of coking coal.* Chem. Eng. Proc., 33, 141, 1994.
2. **Palica M., Thullie J., Kocurek J., Zacharski G.:** *Modelowanie procesu filtracji ciśnieniowej zawiesiny pogalwanicznej.* Inż. Chem. Proc., 25, 3/3 1443, 2004.
3. **Malirz D., Kocurek J., Palica M.:** *Modelowanie filtracji ciśnieniowej zawiesiny flotokonzentratu węglowego.* Karbo, 1, 39, 2006.
4. **Palica M., Ryż M., Niemiec M.:** *Filtracja wirowa flotokonzentratu węgla kamiennego.* Karbo, 2, 121, 2006.

5. **Palica M.:** *Filtrowalność flotokonzentratów węgla kamiennego pochodzących z różnych źródeł.* Karbo, **3**, 164, 2006.
6. **Palica M., Korcz Ł., Niemirowski J., Szeja W.:** *Filtracja wirowa zawiesiny zrzutowej po odwadnianiu flotokonzentratu na wirówkach BIRD'a.* Karbo, **1**, 57.
7. **Kocurek J., Palica M.:** *Rozdzielanie zawiesiny ciał stałych w cieczach na drodze filtracji z kompresją tworzonego osadu, cz. II.* Rocznik Ochrony Środowiska, **5**, 87, 2003.
8. **Palica M., Pudło W.:** *Modelowanie odwadniania zawiesiny flotokonzentratu węglowego na drodze filtracji ciśnieniowej.* Inż. Ap. Chem., **4**, 22, 2005.
9. **Palica M., Kocurek J., Szymczyk S.:** *Modelowanie rozdziału flotokonzentratu węgla kamiennego na bazie parametrów filtracyjnych.* Rocznik Ochrony Środowiska, **8**, 215, 2006.
10. **Palica M., Grotek A., Gruca M., Niemirowski J.:** *Opis odwadniania zawiesiny zrzutowej po wirówce filtracyjno-sedymentacyjnej BIRDa modelem SORENSENA.* Rocznik Ochrony Środowiska, **9**, 133, 2007.
11. **Palica M., Kocy G., Kurowski Ł., Plawecka A.:** *Wpływ zawartości flokulantu MAGNAFLOC 336 na przebieg filtracji ciśnieniowej kopalnianej zawiesiny zrzutowej po wirówkach BIRD'a.* Rocznik Ochrony Środowiska, **10**, 301, 2008.
12. **Palica M., Spyrka W.:** *Dobór dawki flokulantu MAGNAFLOC 336 do kopalnianej zawiesiny zrzutowej po wirówkach BIRD'a.* Karbo, **3**, 142, 2008.
13. **Palica M., Salasowicz M., Spyrka W., Szczepańska J.:** *Zmiana właściwości filtracyjnych kopalnianej zawiesiny zrzutowej po dodaniu flokulantu Magnafloc 919.* Karbo, (w druku), 2009.
14. **Koch R., Noworyta A.:** *Procesy mechaniczne w inżynierii chemicznej.* WNT, Warszawa 1992.
15. **Piecuch T.:** *Analiza teoretyczna przepływu medium przez modelowe wirówki sito-we.* Wydawnictwo Polskiego Towarzystwa Nauk o Ziemi, s. 100, 1984.
16. **Piecuch T., Anielak A.M:** *Analityczno-empiryczne kryterium filtracji ciśnieniowej i odśrodkowej zawiesiny poflotacyjnych odpadów cynku i ołowiu.* Zeszyty Naukowe Archiwum Górnictwa – PAN, Tom 29, z. 3, 405-422, 1984.
17. **Piecuch T.:** *Równanie czasu przepływu rotacyjnego ścieku przez wirówkę filtracyjną.* Zeszyty Naukowe Archiwum Ochrony Środowiska PAN, z. 3÷4, 27-45, 1985.
18. **Piecuch T., Anielak A.M:** *Vergleich der Entwässerung bei Druck und Zentrifugalfiltration mit Statistischen Modellen.* Chemische Technik – Leipzig 3, 101-103, 1987.
19. **Piecuch T., Piekarski J.:** *Analysis of centrifugal sedimentation process of post-production suspension from timber processing company using floccel type flocculant.* Environment Protection Engineering (EPE) nr 2/2002.
20. **Piecuch T., Piekarski J.:** *Badanie procesu filtracji ciśnieniowej zawiesiny poprodukcyjnej z zakładu przetwórstwa drewna Polspan-Kronospan.* Monografia Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, Vol. 11, rok 2003.
21. **Piecuch T.:** *Ciśnieniowa filtracja koncentratów zawiesinowych flotacyjnych miedzi.* Rudy i Metale Nieżelazne 10, 485-492, 1978.
22. **Piecuch T.:** *Ciśnieniowa filtracja poflotacyjnych zawiesin odpadów miedzi.* Rudy i Metale Nieżelazne 12, 639-644, 1978.

23. **Piecuch T., Anielak A.M:** *Analityczno-empiryczne kryterium filtracji ciśnieniowej i odśrodkowej zawiesiny poflotacyjnych odpadów rud miedzi.* Rudy i Metale Nieżelazne 3, 111-117, 1984.
24. **Piecuch T., Anielak A.M, Jasicki W.:** *Filtracja suspensji pochodzących z odpylaczy w wirówce filtracyjnej.* Zeszyty Naukowe Pol. Częstochowskiej 114, Nauki Podstawowe z. 21, 113-137, 1980.
25. **Piecuch T., Anielak A.M:** *Sedymentacja rotacyjna zawiesiny poflotacyjnych odpadów miedzi.* Zeszyty Naukowe Pol. Częstochowskiej, Nauki Podstawowe 22, 81-92, 1982.
26. **Piecuch T., Piekarski J.:** *Badania procesu sedymentacji odśrodkowej zawiesiny poprodukcyjnej Zakładu Przetwórstwa Drewna POLSPAN-KRONOSPAN.* Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej Seria Inżynierii Środowiska Nr 15, 323-346, 1998.
27. **Piecuch T., Anielak A.M:** *Zentrifugalsedimentation der Flotationssuspension von Kupferabfällen.* 16 Diskussionstagung Mechanische Flüssigkeitsabtronnung. Magdeburg. październik 1979.
28. **Piecuch T., Anielak A.M:** *Vielstufige Druckfiltration.* 17 Diskussionstagung Mechanische Flüssigkeitsabtronnung. Drezno, październik 1980.
29. **Piecuch T., Dąbrowski T.:** *Centrifugal dewatering of sediments from installation for pretreatment of wastewater from fish-processing plant.* Environment Protection Engineering, Vol. 33, 1/2007.
30. **Piecuch T., Nawrocki J., Sówka R.:** *Badania nad zastosowaniem różnych siatek filtracyjnych w procesie filtracji próżniowej zawiesin poflotacyjnych odpadów miedzianych.* Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej Nr 472, Seria Górnictwo Nr 74/1976.
31. **Piecuch T.:** *Analityczno-empiryczne metody procesu filtracji próżniowej zawiesin mułów węglowych.* Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej Nr 434, Seria Górnictwo Nr 67, (praca habilitacyjna) 1975.
32. **Szczepańska J.:** *Testy filtracji ciśnieniowej zrzutu po sedymentacji zawiesin węglowych pochodzących z KWK Borynia.* Prace Kat. Inż. Chem. Proc., Pol. Śl., (do użytku wewn.), Gliwice 2008.
33. **Salasowicz M.:** *Modelowanie filtracji wybranych zawiesin zrzutowych z KWK Borynia na bazie parametrów filtracji.* Prace Kat. Inż. Chem. Proc., Pol. Śl., (do użytku wewn.), Gliwice 2008.
34. **Dolina A.:** *Testy filtracji wirowej zrzutu po sedymentacji zawiesin węglowych pochodzących z KWK Borynia.* Prace Kat. Inż. Chem. Proc., Pol. Śl., (do użytku wewn.). Gliwice 2008.
35. **Żużikow W.A.:** *Filtracja. Teoria i praktyka rozdzielania zawiesin.* WNT, Warszawa, 1985.

## Spis symboli i oznaczeń

- A, A<sub>1</sub>, A<sub>2</sub>, B, B<sub>1</sub>, B<sub>2</sub>, C, C<sub>1</sub>, C<sub>2</sub>, D – stałe zależności empirycznych (3), (4) i (5)  
– constants in Eq. (3), (4) and (5)
- C – stała filtracji, m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>  
– filtration constant, m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>



K	– stała filtracji, $m^2/s$ – <i>filtration constant, <math>m^2/s</math></i>
K'	– zmodyfikowana stała filtracji, $kg/(m \cdot s)$ – <i>filtration constant, <math>kg/(m \cdot s)</math></i>
$\Delta P$	– różnica ciśnień, Pa – <i>pressure difference, Pa</i>
a	– przyspieszenie dośrodkowe, $m/s^2$ – <i>centripetal acceleration, <math>m/s^2</math></i>
g	– przyspieszenie ziemskie, $m/s^2$ – <i>acceleration due to gravity, <math>m/s^2</math></i>
h	– grubość osadu w filtracji wirowej, m – <i>cake thickness after centrifugal filtration, m</i>
$s_s$	– współczynnik ściśliwości wg Sperry'ego – <i>compressibility coefficient according to Sperry</i>
$u_f$	– udział masowy ciała stałego w filtracie, kg/kg – <i>mass concentration of solid phase in filtrate, kg/kg</i>
$u_s$	– udział masowy soli w filtracie, kg/kg – <i>salt mass fraction in filtrate, kg/kg</i>
$u_z$	– udział masowy ciała stałego w zawiesinie, kg/kg – <i>mass concentration of solid phase in suspension, kg/kg</i>
w	– wilgotność osadu pofiltracyjnego, kg/kg – <i>moisture content of post-filtration cake, kg/kg</i>
$\rho_z$	– gęstość zawiesiny, $kg/m^3$ – <i>density of suspension, <math>kg/m^3</math></i>
$\tau$	– czas filtracji, s, min – <i>filtration time, s, min</i>
$\Phi$	– współczynnik uwielokrotnienia – <i>multiplication coefficient</i>

## Influence of Magnafloc 919 Flocculant Dosage on Centrifugal Filtration of Post-Decantation Dump Suspension

### Abstract

In the paper experimental results dealing with centrifugal filtration of post-decantation dump suspension after the DECANter centrifuge and obtained in a coal mine of “Jastrzębska Spółka Węglowa”. Magnafloc-919 flocculant, used by operating service, was added to suspension. The suspension is characterized by very fine grain-size increasing during subsequent cycles, what leads, in consequence, to its replacement. This is connected not only with water and deposition costs but also with the losses of solid phase which is about 81% coal. In the mentioned coal mine 30 g of dry Magnafloc-919 flocculant per 1 Mg of dry product is added to flocculate.

lant is dosed in a form of 0.1% gel. Therefore it appears a question if during dewatering of dump suspension containing 7÷8% of solid phase (using e.g. centrifugal or pressure filtration) flocculant should be again added, and if an answer is positive – in what amount? As a measure of dewatering efficiency, the final moisture content in cake obtained during centrifugal filtration for defined parameters of the laboratory centrifuge (adapted to a filtration centrifuge) was assumed. The test were carried out in the range of multiplication coefficient  $\Phi = a/g = 251.3 \div 1786.8$  and centrifugal time  $\tau = 280 \div 1800$  s for dump suspension containing a base flocculant dose of 30 g/1 Mg, and doses of 15 and 60 g/1 Mg. Each experimental run consists of 6 values of  $\Phi$  and 7 of  $\tau$  (altogether 42x4 points). For each experimental run tri-parameter correlations in a form of  $w = f(a/g, \tau) = \exp[A(a/g)^b \tau^c] + D$  with regression coefficient  $R^2 > 0.983$  were elaborated. It should be noted that however the correlations quite well describe the process they have no theoretical bases. It was stated that the Magnaflog-919 flocculant dosage in the range 15÷60 g/1 Mg of dry product, for the same  $a/g$  and  $\tau$ , produced an increase of moisture content in cake after centrifugation in comparison with values obtained for dump suspension. This, rather unexpected effect, can be explained by disruption of large flocs during decantation in DECANTER centrifuges and deposition of filtrate in smaller fragments or newly created flocs, for which centrifugal forces were not sufficiently high to remove it from cake. It was proved by higher values of moisture content in cake after centrifugal filtration in comparison with pressure filtration with cake compression. It was also stated the a good usability of filter cloth PT 912 for filtration, while an additive of flocculant accelerated sedimentation. Taking these into account, it seems that dewatering of dump suspension should be carried on in two stages. In the first stage suspension (with 30 g of flocculant per 1 Mg) should be directed to a settling tank, clarified liquid from this apparatus should be used in recirculation. In the second stage post-sedimentation slurry should be directed to a mixing process unit with flotoconcentrate, situated before DECANTER centrifuges.



## Mobilny system usuwania odpadów mogilnikowych i szpitalnych

*Stanisław Biedugnis, Mariusz Smolarkiewicz,  
Politechnika Warszawska*

*Paweł Podwójci,  
Wydział Budownictwa, Mechaniki i Petrochemii, Płock,  
Politechnika Warszawska*

*Andrzej Czapczuk  
Politechnika Warszawska*

### 1. Wstęp

Specyficznym rodzajem składowisk odpadów są, mogilniki – doraźnie adaptowalne istniejące lub budowane zbiorniki do składowania wysoko uciążliwych substancji takich jak: przeterminowanych i wycofanych z eksploatacji środków ochrony roślin, odczynników chemicznych, odpadów weterynaryjnych i szpitalnych [5, 7]. Obecnie składowiska te stanowią realne zagrożenie dla środowiska naturalnego wynikające z ich dewastacji i rozszczelnienia. Wydostające się substancje chemiczne powodują skażenie gruntu, wód podziemnych oraz stanowią duże zagrożenie dla okolicznych mieszkańców. Mogilniki stanowią specyficzny relikw minionych lat, wymagający natychmiastowych działań neutralizujących [1÷3].

Szczególne zagrożenie dla życia i zdrowia ludzi wynika z rodzaju składowanych środków, które w większości są środkami starej generacji o wysokiej toksyczności i znacznej trwałości. Do oceny zagrożenia należy brać również odległe skutki zdrowotne takie jak zmiany genetyczne, wynikające z długotrwałego narażenia na stosunkowo niskie, ale jakże niebezpieczne, dawki tych substancji niebezpiecznych [2, 7]. Prof. Piecuch wskazuje, że jedynie bezpieczną metodą likwidacji między innymi pestycydów jest ich niszczenie w plazmie. Niestety wadą tego sposobu są ogromne koszty eksploatacyjne – zużycie energii [4, 6].

Obecnie występuje niebezpieczeństwo bezpośredniego kontaktu ludzi i zwierząt z truciznami znajdującymi się w źle zabezpieczonych lub zdewastowanych mogiłnikach. Największym zagrożeniem jest możliwość wystąpienia lokalnych i większych skażeń powodowanych przez rozprzestrzenianie się związków szkodliwych przez wody podziemne a w tym i ujęć wody pitnej.

## **2. Mobilny system unieszkodliwiania odpadów mogiłnikowych i szpitalnych**

Mobilny system unieszkodliwiania odpadów mogiłnikowych i szpitalnych, zgodnie z wizją autorów, winien zostać oparty o modułowy system platform kontenerowych posadowionych na samochodach. Węzłowymi elementami systemu, przedstawionymi na rysunku 1, powinien być moduł:

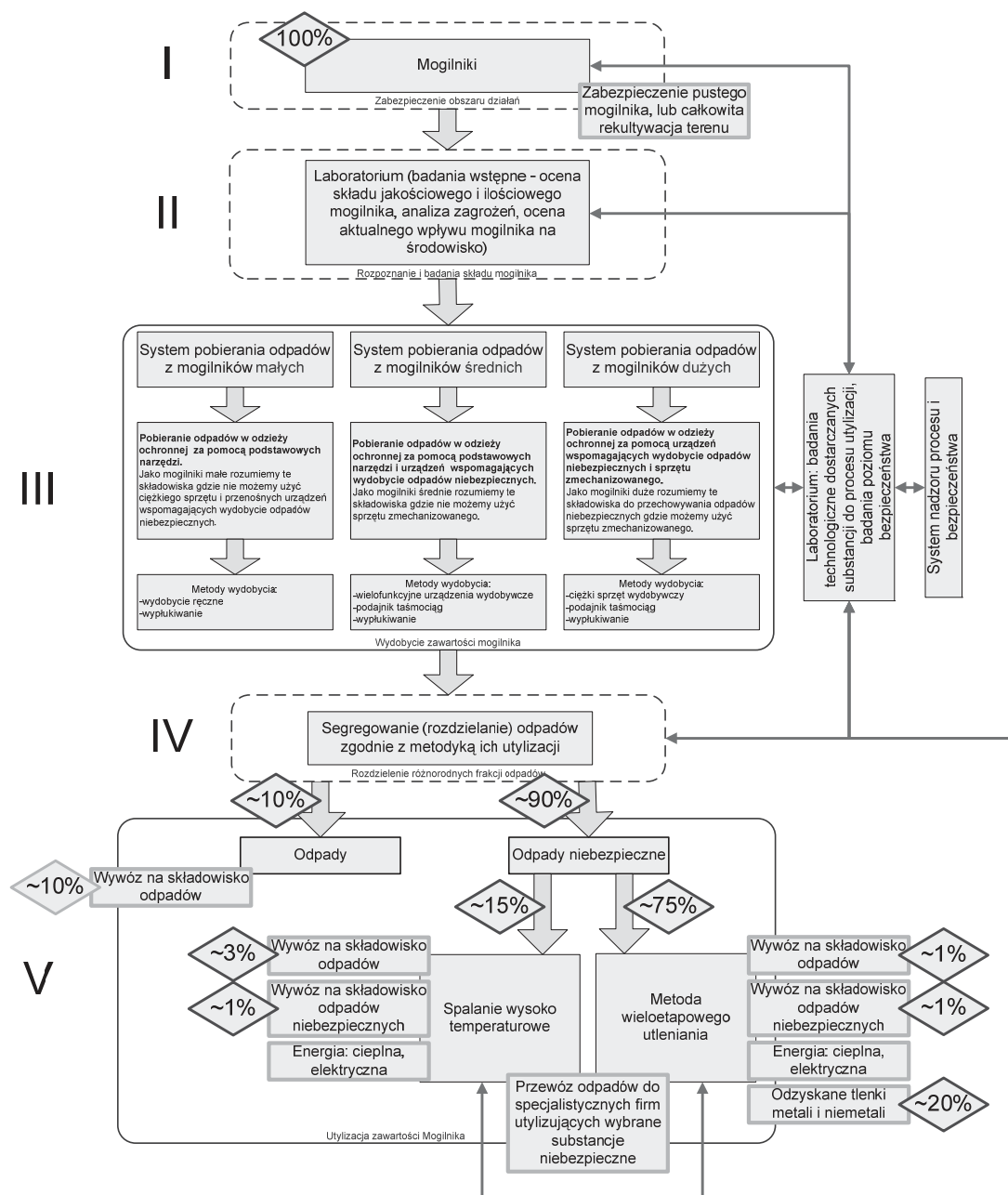
- wydobywania,
- spalania wysokotemperaturowego,
- wieloetapowego utleniania,
- zabezpieczeń oraz laboratorium.

Rysunek 2 przedstawia przykładowy schemat mobilnego systemu utylizacji odpadów mogiłnikowych i szpitalnych. Natomiast ideogram zawarty na rysunku 3 przedstawia sposób działania w pełni funkcjonującego systemu utylizacji odpadów mogiłnikowych i szpitalnych.

## **3. Podsumowanie**

Mobilny system usuwania odpadów mogiłnikowych i szpitalnych posiadać będzie wiele zalet: mobilność – odpady neutralizowane są na miejscu ich występowania, uniwersalność – zakłada się szerokie spektrum utylizacji odpadów mogiłnikowych i szpitalnych, modułowość – zwiększenie niezawodności i funkcjonalności systemu, elastyczność – umożliwiała dostosowanie systemu do występujących potrzeb utylizacji odpadów, ekologiczność – nie wprowadza zanieczyszczeń do środowiska, spełnia wszystkie wymogi prawne, skuteczność – neutralizacji podlega około 100% unieszkodliwianych substancji niebezpiecznych.

## Mobilny system usuwania odpadów mogilnikowych i szpitalnych

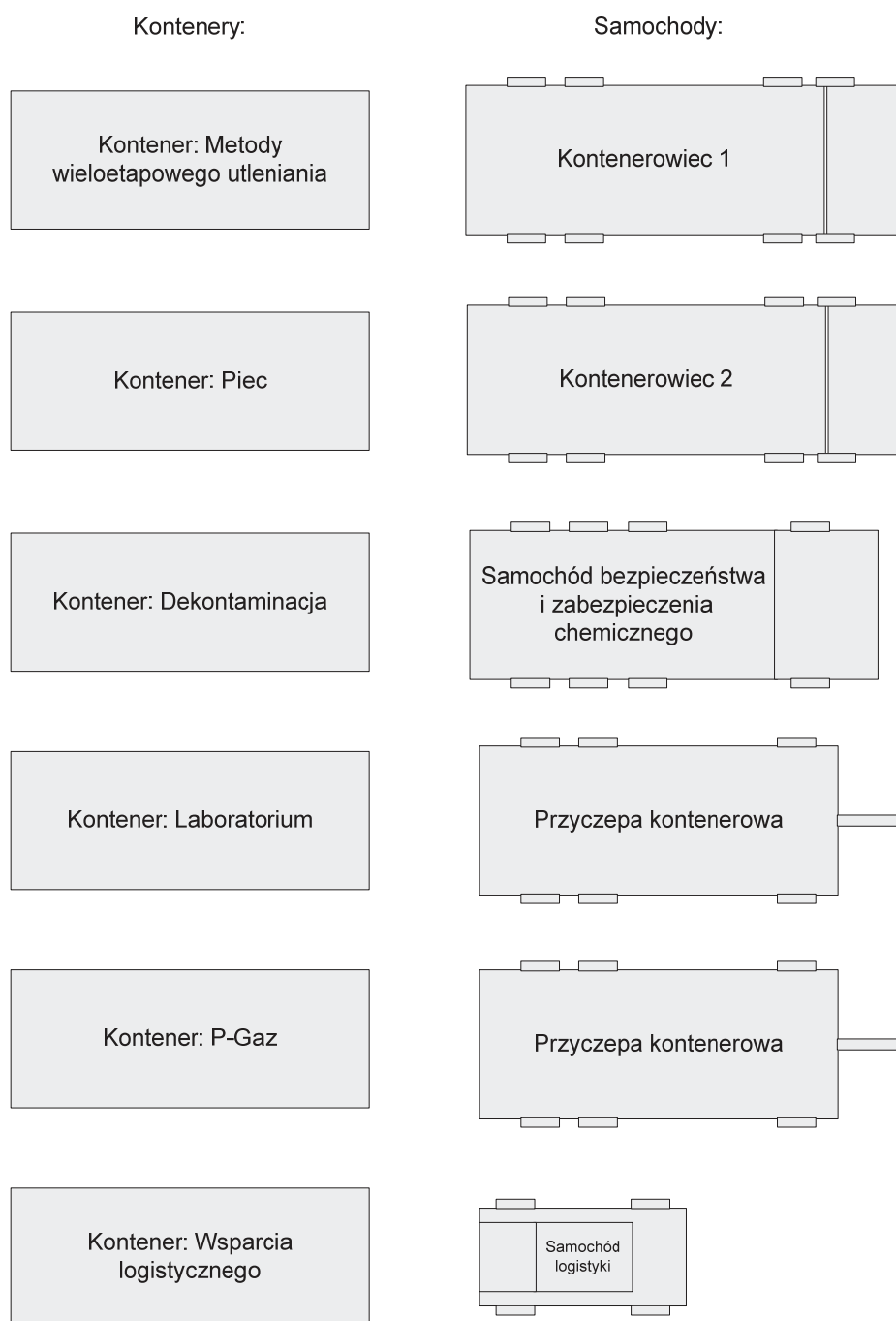


System wymaga dużych ilości wody należy rozważyć budowę własnej studni

Przedstawione wartości procentowe procesów powyższego schematu są wartościami przykładowymi i zależnymi od zawartości danego mogilnika.

**Rys. 1.** Schemat funkcjonalny działania mobilnego systemu utylizacji odpadów mogilnikowych i szpitalnych (Źródło: materiały własne)

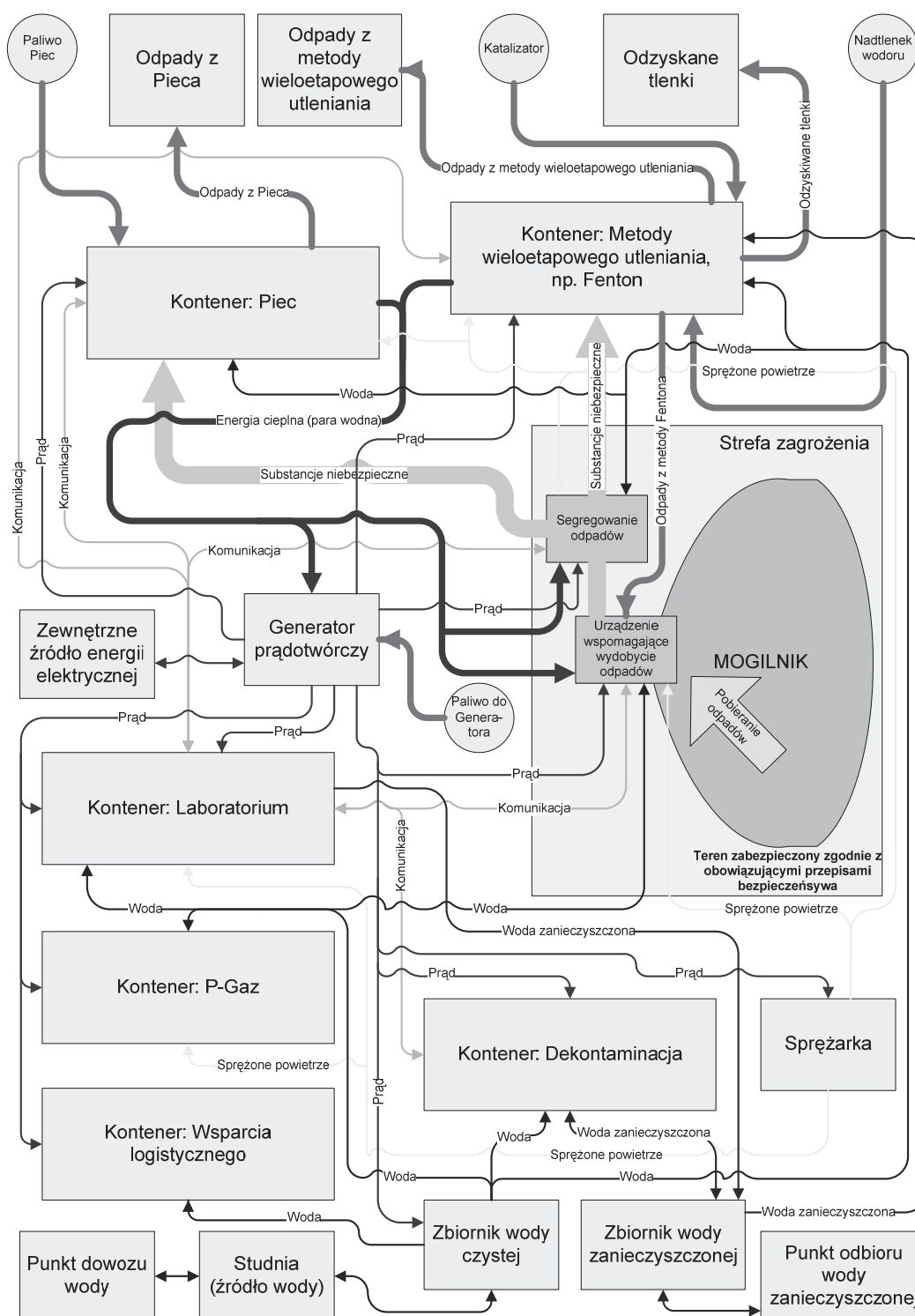
**Fig. 1.** Functional diagram of mobile installation for utilisation of hospital and burial waste work (own materials)



**Rys. 2.** Przykładowy schemat mobilnego systemu utylizacji odpadów mogilnikowych i szpitalnych (Źródło: materiały własne)

**Fig. 2.** Exmple diagram of mobile installation for utilisation of hospital and burial waste (own materials)

*Mobilny system usuwania odpadów mogilnikowych i szpitalnych*



**Rys. 3.** Diagram funkcjonowania przykładowego systemu unieszkodliwiania odpadów mogilnikowych i szpitalnych (Źródło: materiały własne)

**Fig. 3.** Diagram of mobile installation for utilisation of hospital and burial waste work (own materials)



## Literatura

1. **Annable M.D. (red.):** *Methods and techniques for cleaning-up contaminated sites*. cop. 2008.
2. **Ignatowicz K.:** *Określenie wielkości migracji pozostałości pestycydów i metali ciężkich z mogiłników do wód naturalnych*. Rocznik Ochrona Środowiska, Tom 9, 2007.
3. **Inyang H.I. (red.):** *Waste Containment Barrier Materials*. 2004.
4. **Piecuch T.:** *Zarys metod termicznej utylizacji odpadów*. Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej, 2006.
5. **Piecuch T., Dąbrowski T., Dąbrowski J., Lubierski M., Juraszka B., Kościelna-Siekana G., Jantos K.:** *Analiza pracy spalarni odpadów Szpitala Wojewódzkiego w Koszalinie – spaliny, ścieki, wtórny odpad*. Rocznik Ochrony Środowiska, Tom 5, 2003.
6. **Piecuch T., Juraszka B., Dąbek L.:** *Spalanie i piroliza oraz ochrona powietrza przed szkodliwymi składnikami spalin*. Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej, 2002.
7. **Skoczko I., Ignatowicz K.:** *Mogilniki i możliwości ich likwidacji*. Zeszyt Naukowy Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Politechnika Koszalińska, Seria Inżynieria Środowiska, Nr 23, 2007.

## Mobile Installation for Utilisation of Hospital and Burial Waste

### Abstract

Specific type of waste landfills are burials, used for storage of highly dangerous substances, such as: old and withdrawn from usage pesticides, chemical reagents, veterinary and hospital waste [5, 7]. Currently burials are real threat for the natural environment caused by their devastation and unsealing. Chemical substances liberated from burials cause contamination of soil, underground waters and are a big threat for people living in their neighbourhood.

Mobile installation for utilisation of hospital and burial waste, according to authors vision, should be based on modular system of container platforms transported by cars. Node elements of the installation, which are presented in figure 1, should be following modules: extraction, incineration in high temperature, multistage oxidation, protective equipment and laboratory.

Mobile installation for utilisation of hospital and burial waste will have many advantages: mobility – wastes are neutralised in the place of their production, versatility – wide spectrum of hospital and burial utilisation is assumed, modularity – increase of reliability and functionality of installation, flexibility – allows to adjust the installation to needs and demands of waste utilization in individual places, ecology – installation will not emit any contaminants into the environment, it fulfils all legal requirements, efficiency – 100% of dangerous substances is neutralised during process.

## Wpływ mineralnej karbonatyzacji na wymywalność zanieczyszczeń

*Alicja Uliasz-Bocheńczyk*

*Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN, Kraków*

*Zbigniew Piotrowski*

*Akademia Górniczo-Hutnicza, Kraków*

### 1. Wstęp

Problem redukcji emisji CO<sub>2</sub>, w celu zmniejszenia występowania efektu cieplarnianego jest obecnie jednym z najważniejszych do rozwiązania zagadnień ekologicznych.

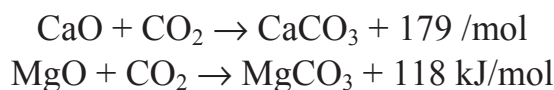
Sekwestracja CO<sub>2</sub> należy do metod ograniczenia antropogenicznej emisji CO<sub>2</sub>.

Mineralna karbonatyzacja jest jedną z metod sekwestracji ditlenku węgla, którą można zaliczyć do metod zaawansowanych, jak również do geologicznego składowania [21].

Mineralna karbonatyzacja jako metoda sekwestracji ditlenku węgla została zdefiniowana w IPCC Special Report on Carbon Dioxide Capture and Storage, part 7. Mineral Carbonation and Industrial uses of Carbon Dioxide jako reakcja CO<sub>2</sub> z tlenkami metali, w wyniku której tworzą się nierozpuszczalne węglany [10]:



Reakcja ta jest silnie egzotermiczna, a w przypadku dwóch podstawowych tlenków CaO i MgO wydziela się odpowiednio [11]:



Mineralna karbonatyzacja może być przeprowadzana przy zastosowaniu surowców mineralnych jak i odpadów mineralnych takich jak, np. popioły lotne ze spalania paliw kopalnych w energetyce, jak również popioły ze spalania odpadów.

## **2. Mineralna karbonatyzacja jako sposób na zmniejszenie wymywalności zanieczyszczeń chemicznych**

Mineralna karbonatyzacja, a dokładanie tzw. przyspieszona karbonatyzacja została zaproponowana nie tylko jako sposób na sekwestrację CO<sub>2</sub> czyli redukcję emisji, ale również jako metoda chemicznej stabilizacji popiołów lotnych, przez obniżenie wymywalności zanieczyszczeń, przeznaczonych głównie do składowania. Dotyczy to przede wszystkim popiołów lotnych ze spalania odpadów [5, 12, 13, 25].

W obydwu przypadkach czyli sekwestracji CO<sub>2</sub> oraz stabilizacji ważnym aspektem stosowania CO<sub>2</sub> jest jego wpływ na wymywalność zanieczyszczeń oraz zmianę np. pH.

Badania wymywalności substancji szkodliwych z popiołów lotnych stosowanych do sekwestracji CO<sub>2</sub> były prowadzone przez różnych autorów, przy zastosowaniu różnych warunków dla procesu karbonatyzacji (tabela 1).

Ponadto badania te przeprowadzono następującymi metodami: Japan Leaching Test 46 [18, 19], EN 12457-2 [3, 4], EN 12457-4 [1, 2], BS EN 12457:2002 [7, 12], EPTSW [8], NEN 7345 [20].

Wymywalność może wzrastać z powodu zwiększonej powierzchni reaktywnej jeżeli materiał do sekwestracji jest mielony przed poddaniem go procesowi karbonatyzacji. Na wymywalność mają wpływ warunki procesu i stopień karbonatyzacji. Dwa ważne procesy, które zachodzą podczas karbonatyzacji i zmniejszają wymywalność to obniżenie pH [7] i powstawanie węglanów. Przykładowo, ołów i cynk są wiązane (unieruchamiane) w nowo powstałych węglanach. Obniżenie pH do wartości 8÷9 powoduje minimalizację rozpuszczalności wielu tlenków metali [9].

Wpływ karbonatyzacji na wymywalność był badany przede wszystkim dla popiołów lotnych ze spalania odpadów komunalnych. Badano wymywalność przede wszystkim: Cd, Pb, Zn, Cr i Cu.

Wyniki badań przeprowadzone przez Li X. i in. (2007) [12] wykazały zwiększenie wymywalności Cd po karbonatyzacji. Obniżenie Cd z 0,012 mg/dm<sup>3</sup> do poziomu poniżej 4,6 µg/dm<sup>3</sup> stwierdził zespół Rendek i in. (2006) [15] oraz z poziomu 0,004 do 0,001 mg/kg, stwierdzili również w swoich badaniach Baccocchi i in. (2008) [3].

Wpływ mineralnej karbonatyzacji na wymywalność zanieczyszczeń

**Tabela 1.** Warunki przeprowadzania procesu karbonatyzacji przed badaniem wymywalności zanieczyszczeń według różnych autorów [5, 9 oraz opracowanie własne]

**Table 1.** Conditions of mineral carbonation process before leachability tests according to various authors [5, 9 and own research]

Rodzaj popiołu	Zawartość wody	Temp.	Ciśnienie	Czas	Gaz
Popioły ze spalania odpadów komunalnych (Cornelis i in. 2006)	6,4%	37°C	–	2, 6 godz. 1, 7 dni	20% obj. CO <sub>2</sub>
Popioły ze spalania odpadów komunalnych (Arickx 2006)	naturalna zawartość wilgoci	50°C	atmosferyczne	1, 2, 3, 6 godz. 1, 2, 3 dni 1, 2, 3, 4 tygodnie	10% obj. CO <sub>2</sub>
Popioły ze spalania odpadów komunalnych (Takahashi 2008)	0, 5, 10, 15, 20%	–	–	18 godz.	10% CO <sub>2</sub>
Popioły ze spalania odpadów komunalnych (Arickx 2008)	naturalna zawartość wilgoci	50°C	atmosferyczne	1, 2, 3, 6 godz. 1, 2, 3 dni 1, 2, 3, 4 tygodnie	10% obj. CO <sub>2</sub>
Popioły ze spalania odpadów szpitalnych (Baciocchi i in. 2008)	0,02; 0,1; 0, 0,2; 0,4; 0,6 l/kg	30, 40, 50, 60°C	1, 3, 5, 7 bar	10 min do 48 godz.	100 CO <sub>2</sub>
Popioły ze spalania odpadów komunalnych (Fernandez-Bertos i in. 2004)	stosunek popiół/woda – od 0 do 0,6	temp. otoczenia	3 bar	od 20 min. do 24 godz.	100%
Popioły ze spalania odpadów komunalnych (Rendek i in. 2006)	5–25% zawartości wilgoci	temp. otoczenia	2, 3, 5, 7, 11, 17 bar	0–180 min	100% CO <sub>2</sub>
Popioły ze spalania odpadów komunalnych (Van Gerven i in. 2005)	wilgotność 2,3; 6; 13; 25, 37; 50%	30, 37, 50°C	-	1, 2, 3 godz. 1, 2, 3, 6, 7 dni	0,03%, 10%, 20% CO <sub>2</sub>
Popioły ze spalania odpadów komunalnych (Meima i in. 2002)	stosunek woda/popiół=5	20°C	atmosferyczne	2,5 godz., 1 dzień, 3, 7 dni	–
Popioły ze spalania odpadów komunalnych (He i in. 2006)	stosunek woda/popiół =0,25 i 10	–	–	0, 8, 24, 48, 96, 144, 360, 720 godz.	CO <sub>2</sub> z otoczenia

**Tabela 1. cd.**  
**Tabela 1. cont.**

Rodzaj popiołu	Zawartość wody	Temp.	Ciśnienie	Czas	Gaz
Popioły ze spalania odpadów komunalnych (Ecke 2003)	50% wody	20°C lub 60°C	–	4 lub 40 dni	–
Popioły ze spalania odpadów komunalnych (Poletti, Pomi 2004)	woda nasycona CO <sub>2</sub>	temp. otoczenia	atmosferyczne	24, 48 godz.	100% CO <sub>2</sub>
Popioły ze spalania odpadów komunalnych (Todorovic, Ecke 2006)	naturalna zawartość wilgoci	temp. otoczenia	atmosferyczne	27, 49 dni	100% CO <sub>2</sub>
Popioły ze spalania odpadów komunalnych (Li in. 2007)	stosunek woda/popioł = 0,1÷0,8	–	3 bar	3 godz.	100% CO <sub>2</sub>

Zmniejszenie się wymywalności Pb po karbonatacji wykazały badania przeprowadzone przez Li X. i in. (2007) [12], Takahashi i in. 2008 (z 0,5 do 0,13 mg/dm<sup>3</sup>) [19] oraz Baciocchi i in. (2008) [3] z poziomu 392 mg/kg do 2,3 mg/kg. Zmniejszenie wymywalności Pb z 0,593 do 0,026 mg/dm<sup>3</sup> stwierdził również zespół Rendek i in. (2006) [15]. Stwierdzono również znaczącą immobilizację Pb w pracy Zhang i in. [25], co potwierdzili inni autorzy [5, 7, 20]. H. Ecke (2003) [6] zauważył, że wysoka koncentracja CO<sub>2</sub> (50% obj.) i jego długi czas oddziaływania (40 dni) są korzystne dla procesu karbonatacji i stabilizacji popiołów odnośnie Pb, a jego wymywalność była po karbonatacji około dwukrotnie mniejsza. Inne wyniki stwierdzono w badaniach prowadzonych przez Van Gerven i in. (2005) [24]. Z badań tych wynika, że karbonatacja nie wpłynęła na wymywalność Pb.

Badania przeprowadzone przez Zhang i in. (2008) wykazały, że karbonatacja spowodowała immobilizację Zn, co potwierdzili również inni autorzy [5, 7, 20]. H. Ecke (2003) [6] stwierdził, że tak jak w przypadku Pb, wysoka koncentracja CO<sub>2</sub> i jego długi czas oddziaływania są korzystne dla procesu karbonatacji i stabilizacji wymywalności Zn. Wymywalność Zn była po karbonatacji około dwukrotnie mniejsza [6]. Obniżenie wymywalności Zn (z poziomu 122 do 3,6 mg/kg), stwierdzili również w swoich badaniach Baciocchi i in. (2008) [3] oraz Takahashi i in. 2008 [19] z poziomu 0,34 do 0,09 mg/dm<sup>3</sup>. Z kolei inne wyniki otrzymano w wyniku badań prowadzonych przez Van Gerven i in. (2005) [24], którzy stwierdzili wzrost wymywalności Zn.

W przypadku wymywalności Cr, zespół Rendek i in. (2006) stwierdził [15] zmniejszenie wymywalności z 0,022 do 0,005 mg/dm<sup>3</sup>. Obniżenie wymywalności Cr z poziomu 1,73 do 1,2 mg/kg stwierdzili również w swoich badaniach Baciocchi i in. (2008) [3]. Inni autorzy [14, 24] stwierdzili zwiększenie

wymywalności Cr zaraz po karbonatyzacji, a następnie jej zmniejszenie. Van Gerven i in. (2005) [24] stwierdzili również wpływ temperatury na wymywalność Cr. Podwyższenie temperatury spowodowało zmniejszenie wymywalności Cr. Wzrost wymywalności Cr przedstawiono w pracy Zhang i in. (2008) [25].

Badano również wpływ karbonatyzacji na wymywalność Cu. Van Gerven i in. (2005) [24] stwierdził obniżenie wymywalności Cu z poziomu 3,3 mg/kg do wartości pomiędzy 1 a 2 mg/kg. Obniżenie wymywalności Cu potwierdziły również badania wykonane przez zespół Baciocchi i in. (2008) [3]. Stwierdzili oni obniżenie wymywalności Cu z poziomu 10,1 do 0,052 mg/kg. Badania przeprowadzone przez Arickx i in. (2008) [2] wykazały, że naturalna karbonatyzacja, podczas 3 miesięcy spowodowała obniżenie wymywalności Cu od 25% do 50%, podczas gdy przyspieszona karbonatyzacja spowodowała obniżenie wymywalności o około 90% już w okresie czterech tygodni, przy 60% w ciągu 24 godzin. Zhang i in. (2008) [25] stwierdzili brak wpływu karbonatyzacji na wymywanie Cu. Przeprowadzone badania wykazały, że wysoka zawartość CO<sub>2</sub> w powietrzu zmniejsza wymywalność Cu [24]. Van Gerven i in. (2005) [24] stwierdzili również wpływ temperatury na wymywalność Cu, która malała ze wzrostem temperatury.

Przeprowadzono również badania wymywalności Ni, Ba, As, Mo i Sb, Cl i SO<sub>4</sub>.

Nieznaczne obniżenie wymywalności Ni w wyniku mineralnej karbonatyzacji stwierdzili Zhang i in. (2008) [25].

Zmniejszenie wymywalności Ba z poziomu 3,7 do 0,93 mg/dm<sup>3</sup> stwierdzono w wyniku badań zaprezentowanych w pracy Takahashi i in. 2008 [19].

Obniżenie wymywalności As z poziomu 0,013 do 0,06 mg/kg stwierdzili w swoich badaniach Baciocchi i in. (2008) [3]. W pracy tej stwierdzono zwiększenie wymywalności Sb (z poziomu 0,1 do 2,24). Van Gerven i in. (2005) [24] stwierdzili również zmniejszenie wymywalności Sb w wyniku podwyższenia temperatury.

Obniżenie wymywalności Cl (z poziomu 237 690 mg/kg do 198 080 mg/kg), SO<sub>4</sub> (z poziomu 15 075 do 7650 mg/kg) stwierdzili w swoich badaniach Baciocchi i in. (2008) [3].

Z kolei w pracy Fernandez-Bertos i in. (2004) [7] stwierdzono zwiększenie wymywalności siarczanów oraz brak wpływu karbonatyzacji na wymywalność chlorków.

Zostały również przeprowadzone badania wpływu karbonatyzacji na pH odcieków. Badania przeprowadzone przez Zhang i in. (2008) wykazały, że karbonatyzacja spowodowała obniżenie pH odcieków co potwierdziły badania przeprowadzone przez Arickx i in. (2008). Autorzy [2] stwierdzili, że podczas naturalnej karbonatyzacji, pH roztworu uległo obniżeniu po 3 miesiącach z 12,1 do 10,7.

### 3. Badania wymywalności dla wybranych popiołów z energetyki zawodowej

Badania stężenia zanieczyszczeń w odciekach z zawiesin popiołowo-wodnych były przeprowadzone w celu określenia wpływu CO<sub>2</sub> na wymywalność zanieczyszczeń oraz dla stwierdzenia czy stężenia te spełniają wymagania przepisów dotyczących zastosowania ich w kopalniach podziemnych.

Do badań wymywalności wykorzystano zawiesiny popiołowo-wodne z popiołów lotnych ze spalania węgla kamiennego w kotłach konwencjonalnych z El. Jaworzno i Ec. Lublin oraz ze spalania węgla brunatnego z El. Bełchatów.

Popioły lotne ze spalania węgla kamiennego w kotłach konwencjonalnych z El. Jaworzno o następującym składzie chemicznym: SiO<sub>2</sub> – 47,86%, Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> – 7,65%, Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> – 28,76%, CaO – 4,94%, MgO – 2,55%, CaO<sub>w</sub>– 0%; popioły lotne ze spalania węgla kamiennego w kotłach konwencjonalnych z Ec. Lublin o następującym składzie chemicznym: SiO<sub>2</sub> – 58,46%, Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> – 3,99%, Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> – 14,00%, CaO – 5,31%, MgO – 3,00%, CaO<sub>w</sub>– 1,25%; popioły lotne ze spalania węgla brunatnego z El. Bełchatów o następującym składzie chemicznym: SiO<sub>2</sub> – 45,75%, Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> – 3,99%, Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> – 20,0%, CaO – 21,60%, MgO – 0,78%, CaO<sub>w</sub>– 1,10.

Badania wymywalności zanieczyszczeń były prowadzone po poddaniu zawiesin popiołowo-wodnych procesowi karbonatyzacji przy zastosowaniu 100% CO<sub>2</sub> (Uliasz-Bocheńczyk i in. 2007). Metodyka badań stopnia pochłaniania CO<sub>2</sub> przez zawiesiny popiołowo-wodne została opisana w publikacji Uliasz-Bocheńczyk i in. 2007.

Badania wymywalności zanieczyszczeń chemicznych wykonano zgodnie z normą PN-G-11011 „Materiały do podsadzki zestawionej i doszczelniania zrobów”.

Zawartość pierwiastków śladowych w roztworach wyciągów wodnych badano dwoma metodami: techniką ICP AES i techniką plazmowej spektrometrii masowej (ICPMS), charakteryzującą się wysoką czułością oznaczania i niskimi granicami wykrywalności i oznaczalności.

Badania wymywalności zanieczyszczeń chemicznych przeprowadzono w Katedrze Materiałów Budowlanych Wydziału Inżynierii Materiałowej i Ceramiki AGH.

Wyniki badań wymywalności zanieczyszczeń chemicznych z zawiesin popiołowo-wodnych zamieszczono w tabeli 2.

**Tabela 2.** Zawartości zanieczyszczeń chemicznych w odciekach z zawiesin popiołowo-wodnych „czystych“ i z wprowadzonym CO<sub>2</sub>, mg/dm<sup>3</sup> [22, 23]

**Table 2.** Contaminants concentrations in leachates from ash-water suspensions: „clean” and with introduced CO<sub>2</sub>, mg/dm<sup>3</sup> [22, 23]

Rodzaj zanieczyszczeń chemicznych	Zawiesina na bazie popiołu lotnego ze spalania węgla kamiennego z El. Jaworzno		Zawiesina na bazie popiołu lotnego ze spalania węgla kamiennego z Ec. Lublin		Zawiesina na bazie popiołu lotnego ze spalania węgla brunatnego z El. Bełchatów	
	bez CO <sub>2</sub>	z CO <sub>2</sub>	bez CO <sub>2</sub>	z CO <sub>2</sub>	bez CO <sub>2</sub>	z CO <sub>2</sub>
Zn	0,031	0,021	0,0069	0,013	0,0080	0,0056
Cu	0,00058	0,00029	0,00036	0,00032	0,00041	0,00037
Pb	0,00002	0,00003	0,00003	0,00002	0,00003	0,00004
Ni	0,00040	0,00041	0,00032	0,00028	0,00024	0,00013
As	0,0118	0,0068	0,00157	0,00092	0,00022	0,00034
Hg	0,0044	0,0029	0,00027	0,00029	0,00017	0,00020
Cd	0,0011	0,00042	0,00008	0,00009	0,00011	0,00017
Cr	0,039	0,016	0,0054	0,0028	0,0065	0,006
Cl-	7,1	3,5	97,0	106	1,8	0,0
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	455,9	285,7	97,6	207,0	132,8	92,0
ChZT mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	<5,0	<5,0	50,5	28,6	<5,0	<5,0
pH	10,2	10,8	11,3	6,9	8,1	11,2

Wprowadzenie CO<sub>2</sub> spowodowało zmniejszenie wymywalności Zn, Cu, Cr w przypadku wszystkich trzech popiołów. Wymywalność Pb wzrosła dla zawiesin o składach opartych na popiołach z El. Jaworzno i El. Bełchatów, a zmalała dla zawiesin na popiołach z Ec. Lublin. Obniżenie wymywalności Ni stwierdzono dla zawiesin z popiołów z El. Bełchatów i Ec. Lublin. Dla zawiesin z popiołów z El. Jaworzno wymywalność Ni wzrosła. Wymywalność As wzrosła dla zawiesin z popiołów lotnych ze spalania węgla brunatnego z El. Bełchatów, z kolei zmalała dla dwóch pozostałych popiołów. Z kolei wymywalność Hg, Cd, chlorków i siarczanów uległa zmniejszeniu dla zawiesin z popiołów z El. Jaworzno i El. Bełchatów, a wzrosła dla zawiesin z popiołów z Ec. Lublin. Stwierdzono również znaczny wpływ wprowadzenia CO<sub>2</sub> na wartość pH odcieków z badanych zawiesin popiołowo-wodnych. W przypadku zawiesin o składach opartych na popiołach ze spalania węgla kamiennego z El. Jaworzno oraz popiołów lotnych ze spalania węgla brunatnego z El. Bełchatów pH odcieków wzrosło, szczególnie w tym drugim przypadku. W odciekach z zawiesin o składzie opartym na popiołach z Ec. Lublin stwierdzono obniżenie pH.

Wyniki badań porównano z wielkościami najwyższych dopuszczalnych wielkości wskaźników zanieczyszczeń dla oczyszczonych ścieków przemysłowych ujętych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 29 listopada



2002 r. [16] w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz. U. 02.212.1799 z dnia 16 grudnia 2002 r.) – załącznik 3, wielkościami dopuszczalnej wymywalności zawartymi w normie – PN-G-11011 „Materiały do podsadzki zestalonej i doszczelniania zrobów”, ze względu na fakt, że popioły lotne są przede wszystkim gospodarczo wykorzystywane w górnictwie, oraz z wymaganiami jakim powinny odpowiadać kategorii jakości wody określone w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 27 listopada 2002 r. [17] w sprawie wymagań, jakim powinny odpowiadać wody powierzchniowe wykorzystywane do zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczoną do spożycia (Dz. U. 02.204.1728 z dnia 9 grudnia 2002 r.).

Uzyskane wyniki przekraczały najwyższe dopuszczalne wielkości wskaźników zanieczyszczeń określonych w Rozporządzeniu [16] dla pH (dopuszczalne 8,5 nie zostało przekroczone jedynie w przypadku zawiesin o składzie opartym na popiołach lotnych ze spalania węgla brunatnego z El. Bełchatów bez CO<sub>2</sub> oraz z Ec. Lublin z CO<sub>2</sub>). Pozostałe uzyskane stężenia zanieczyszczeń były poniżej dopuszczalnych przez normy.

Uzyskane wyniki stężeń zanieczyszczeń chemicznych nie przekraczają wielkości wymywalności określanych przez normę PN-G-11011.

Uzyskane wyniki wymywalności porównano również z wymaganiami jakim powinny odpowiadać kategorii jakości wody określone w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 27 listopada 2002 r. [17]. Uzyskane w wyniku badań wymywalności stężenia przekroczyły dopuszczalne wielkości jedynie w przypadku zawiesin na bazie popiołów lotnych ze spalania węgla kamiennego w przypadku rtęci (dopuszczalne 0,005 mg/dm<sup>3</sup>) i siarczanów (dopuszczalne 250 mg/dm<sup>3</sup>) oraz pH w przypadku większości zawiesin (dopuszczalne 8,5 nie zostało przekroczone jedynie w przypadku zawiesiny o składzie opartym na popiołach lotnych ze spalania węgla brunatnego z El. Bełchatów bez CO<sub>2</sub> oraz w przypadku zawiesiny z popiołów lotnych ze spalania węgla kamiennego z Ec. Lublin).

#### **4. Podsumowanie**

W artykule autorzy przedstawili wpływ CO<sub>2</sub> na zmniejszenie wymywalności zanieczyszczeń popiołów lotnych ze spalania odpadów komunalnych oraz własne wyniki dotyczące wymywalności zanieczyszczeń z zawiesin popiołowo-wodnych z elektrowni i elektrociepłowni zawodowych. Uzyskane wyniki pokazują, że zastosowanie karbonatyzacji wpływa na wymywalność zanieczyszczeń chemicznych oraz zmienia pH. Jest to zależne od zastosowanego popiołu. Jednak w przypadku wszystkich trzech zastosowanych popiołów uległa znacznemu zmniejszeniu wymywalność: Zn, Cu, Cr. Zwiększenie wymywalności nie spowodowało jednak w większości przypadków przekroczeń maksymalnych wielkości wymaganych przez normę PN-G-11011 „Materiały do podsadz-

ki zestalonej i doszczelniania zrobów”, Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 29 listopada 2002 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego oraz Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 27 listopada 2002 r. w sprawie wymagań, jakim powinny odpowiadać wody powierzchniowe wykorzystywane do zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczoną do spożycia. W Polsce do tej pory nie były prowadzone badania nad zastosowaniem karbonatyzacji jako sposobu na stabilizację wymywalności zanieczyszczeń chemicznych z popiołów lotnych ze spalania odpadów. Temat ten wydaje się autorom bardzo ważny ze względu na zwiększającą się ilość odpadów, które muszą być utylizowane termicznie. Tematyka będzie przedmiotem projektu badawczego.

## Literatura

1. **Arickx S., Van Gerven T., Vandecasteele C.:** *Accelerated carbonation for treatment of MSWI bottom ash.* Journal of Hazardous Materials B 137, 235-243, 2006.
2. **Arickx S., De Borger V., Van Gerven T., Vandecasteele C.:** *Effect of accelerated carbonation of MSWI bottom ash on the leaching mechanism of copper.* Proceedings of 2<sup>nd</sup> International Conference on Accelerated Carbonation for Environmental and Materials Engineering, Roma, 353-362, 2008.
3. **Bacocchi R., Costa G., Poletti A., Pomi R.:** *An insight into the effect of accelerated carbonation on metal release from incineration ash.* Proceedings of 2<sup>nd</sup> International Conference on Accelerated Carbonation for Environmental and Materials Engineering, Roma, 363-375, 2008.
4. **Cornelis G., Van Gerven T., Vandecasteele C.:** *Antimony leaching from uncarbonated and carbonated MSWI bottom ash.* Journal of Hazardous Materials B 137, 1284-1292, 2008.
5. **Costa G., Bacocchi R., Poletti A., Pomi R., Hills C.D., Carey P.J.:** *Current status and perspectives of accelerated carbonation process on municipal waste combustion residues.* Environmental Monit Assess, 135, 55-75, 2007.
6. **Ecke H.:** *Sequestration of metals in carbonated municipal waste incineration (MSWI) fly ash.* Waste Management 23, 631-640, 2003.
7. **Fernández-Bertos M., Li X., Simons S.J.R., Hills C.D., Carey P.J.:** *Investigation of accelerated carbonation for the stabilization of MSW incinerator ashes and the sequestration of CO<sub>2</sub>.* Green Chemistry 6(8), 428-436, 2004.
8. **He P.J., Cao Q.K., Shao L.M., Lee D.J.:** *Aging of air pollution control residues from municipal solid waste incinerator: Role of water content on metal carbonation.* Science of Total Environment 359, 26-37, 2006.
9. **Huijgen W.J.J., Comans R.N.J.:** *Mineral CO<sub>2</sub> sequestration by carbonation of industrial residues.* ECN. ECN-C-05-074, 2005, www.ecn.nl
10. **IPCC Special Report on Carbon Dioxide Capture and Storage, part 7. Mineral Carbonation and Industrial uses of Carbon Dioxide.** Coordinating Lead Author: Marco Mazzotti, 2005

11. **Lackner K.S., Wendt C.H., Butt D.P., Joyce L.E., Sharp D.H.:** *Carbon dioxide disposal in carbonate minerals*. Energy, vol. 20, no 11, 1153-1170, 1995.
12. **Li X., Fernández-Bertos M., Hills C.D., Carey P.J., Simons S.J.R.:** *Accelerated carbonation of municipal solid waste incineration fly ashes*. Waste Management 27, 1200-1206, 2007.
13. **Meima J.A., van der Weijden R.D., Eighmy T.T., Comans R.N.J.:** *Carbonation process in municipal solid waste incineration bottom ash and their effect on leaching of copper and molybdenum*. Applied Geochemistry 17, 1503-1513, 2002.
14. **Polettini A., Pomi R.:** *Leaching behaviour of incineration bottom ash by accelerated ageing*. Journal of Hazardous Materials B 113, 209-215, 2004.
15. **Rendek E., Ducom G., Germain P.:** *Carbon dioxide sequestration in municipal solid waste incinerator (MSWI) bottom ash*. Journal of Hazardous Materials B128, 73-79, 2006.
16. *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 27 listopada 2002 r. w sprawie wymagań, jakim powinny odpowiadać wody powierzchniowe wykorzystywane do zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczoną do spożycia (Dz. U. 02.204.1728 z dnia 9 grudnia 2002 r.) b.*
17. *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 29 listopada 2002 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz. U. 02.212.1799 z dnia 16 grudnia 2002 r.) a.*
18. **Saito E., Shimaoka T., Etoh J., Idemato S., Kano T.:** *Changes in the leaching behaviour of trace hazardous elements in coal ash due to the carbonation of ettringite*. Proceedings of 2<sup>nd</sup> International Conference on Accelerated Carbonation for Environmental and Materials Engineering, Roma, 375-387, 2008.
19. **Takahashi F., Shimaoka T., Saito K., Etoh J.:** *Effect of the sorption on lead immobilization of carbonated MSW incineration bottom ash*. Proceedings of 2<sup>nd</sup> International Conference on Accelerated Carbonation for Environmental and Materials Engineering, Roma, 343-352, 2008.
20. **Todorovic J., Ecke H.:** *Demobilization of critical contaminants in four typical waste-to-energy ashes by carbonation*. Waste Management 26, 430-441, 2006.
21. **Uliasz-Bocheńczyk A., Mokrzycki E., Piotrowski Z., Pomykała R.:** *Składowanie CO<sub>2</sub> z zawiesinami popiołowo-wodnymi pod ziemią*. Wyd. IGSMiE PAN, Kraków, 2007.
22. **Uliasz-Bocheńczyk A.:** *Zastosowanie popiołów lotnych ze spalania węgla kamiennego w kotłach wodnych do sekwestracji CO<sub>2</sub> na drodze mineralnej karbonatyzacji*. Rocznik Ochrony Środowiska 2008, t. 10, 567-574, 2008.
23. **Uliasz-Bocheńczyk A., Mokrzycki E.:** *CO<sub>2</sub> sequestration with the use of fly ash from hard coal and lignite combustion*. Slovak Geological Magazine 2009 (w druku).
24. **Van Gerven T., Van Keer E., Arickx S., Jaspers M., Wauters G., Vandecasteele C.:** *Carbonation of MSWI-bottom ash to decrease heavy metal leaching, in view of recycling*. Waste Management 25, 291-300, 2005.
25. **Zhang H., He P.J., Shao Li.M, Lee D.J.:** *Temporary stabilization of air pollution control residues using carbonation*. Waste Management 28, 509-517, 2008.

## **Impact of Mineral Carbonation on Pollutants Leachability**

### **Abstract**

Mineral sequestration is one of the methods of reducing the anthropogenic emission of CO<sub>2</sub>. Sequestration of CO<sub>2</sub> via mineral carbonation is an ecologically safe method, since the ongoing processes result in products that are thermodynamically stable and neutral to the environment, in the form of carbonates, while the process of mineral carbonation through CO<sub>2</sub> bonding in natural mineral resources and concrete is a phenomenon occurring in nature. At the same time, it may be used to reduce the leachability of impurities from waste. The employment of mineral carbonation in order to reduce the leachability of impurities from fly ash seems particularly interesting, as, at present, the ash is scarcely used in economy. Thus, CO<sub>2</sub> reduction may be limited as well as leachability of impurities from waste, partly solving the problem of its deposition. The literature on leachability of fly ash after its prior mineral carbonation has been reviewed in the paper. The conditions of performing the process of carbonation by different authors have also been presented. The authors have shown the findings on three selected fly ash types from Polish power industry prior to and after their carbonation. The process of carbonation was carried out at a research station assembled specially for this purpose. The impact of mineral carbonation use on leachability of impurities from ash-aqueous suspensions has been presented. In the paper, the findings on leachability of the following chemical impurities have been revealed: Zn, Cu, Pb, Ni, As, Hg, Cd, Cr, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>-2</sup> from ash-aqueous suspensions, with compositions based on fly ash from hard coal combustion in Jaworzno and Lublin heat and power plants, from lignite combustion in Bełchatów power plant, as well as pH and chemical oxygen demand (COD) in leachates from ash-aqueous suspensions. The insertion of CO<sub>2</sub> caused the reduction of leachability of Zn, Cu, Cr in case of all the three researched ash types. The obtained results have been compared with the requirements of PN-G-11011 standard 'Materials for solidified stowage and grouting of cavings' in the Regulation of Minister of Environment, 29th November 2002, on requirements to meet while entry to waters or soil of sewage, as well as on substances specifically harmful for the water environment and the Regulation of Minister of Environment, 27th November 2002, on conditions that surface waters employed as the source of drinking water are subject to. The findings on leachability only in certain cases do not meet the requirements of PN-G-11011 standard as well as the previously mentioned Regulations. The method of mineral carbonation is particularly interesting, since it may be used not only for CO<sub>2</sub> sequestration, but also for limiting the leachability of ash from waste incineration, which may soon become, due to its amounts caused by increasing waste mass, the waste difficult to manage and which, above all, will be landfilled.

This article is a preliminary publication signaling the idea of leaching stabilization by mineral carbonation.



## Badania wstępne nad upłynnianiem węgli brunatnych

*Anna Tokarska*  
*Politechnika Śląska, Gliwice*

### 1. Wstęp

W powszechnej świadomości Polska dysponuje bogatymi, wręcz nieograniczonymi zasobami złóż węgla kopalnych (kamiennych i brunatnych). Polska energetyka bazuje więc głównie na tych surowcach. Jest to model energetyczny odmienny od modeli innych krajów europejskich. Spala się rocznie ok. 40 mln Mg węgla kamiennego i ok. 60 mln Mg węgla brunatnego. Przy uwzględnieniu zawartości w tych węglach pierwiastka C i zawartości popiołu towarzyszy temu roczna emisja ok. 260 mln Mg CO<sub>2</sub>. Stąd też bardzo istotna staje się problematyka wprowadzania czystych technologii węglowych (CCT).

W ostatnim okresie wzrasta zainteresowanie energochemicznym przetwórstwem węgla, zwłaszcza węgla kamiennych poprzez ich zgazowanie lub bezpośrednio upłynnienie. Jak wykazane zostało w pracy [1], aby metody te były technologicznie uzasadnione należy przetwarzać w ciągu roku od kilku (w przypadku upłynniania), do kilkunastu (przy zgazowaniu) mln Mg węgla kamiennego rocznie. Tymczasem w roku 2008 zanotowano zapaść w wydobywaniu węgla kamiennego. Po raz pierwszy wydobywanie tego surowca było niższe od potrzeb, a import przewyższył eksport [2].

Wobec ograniczonych dyspozycyjnych zasobów węgla kamiennego perspektywnym surowcem do przetwórstwa wydaje się być węgiel brunatny, którego zasoby bilansowe w Polsce szacowane są na około 14 mld Mg [3].

Zagadnienie uzyskiwania z węgla brunatnych wtórnych uszlachetnionych paliw ciekłych i gazowych nie jest nowe. W okresie drugiej wojny światowej w Niemczech pracowało 21 zakładów produkujących paliwa ciekłe z węgla, z czego 8 bazowało na węglu brunatnym [4]. Z kolei w latach 80-tych ubiegłego wieku prowadzone były badania nad opracowaniem efektywnych metod zgazowania tego surowca [5].

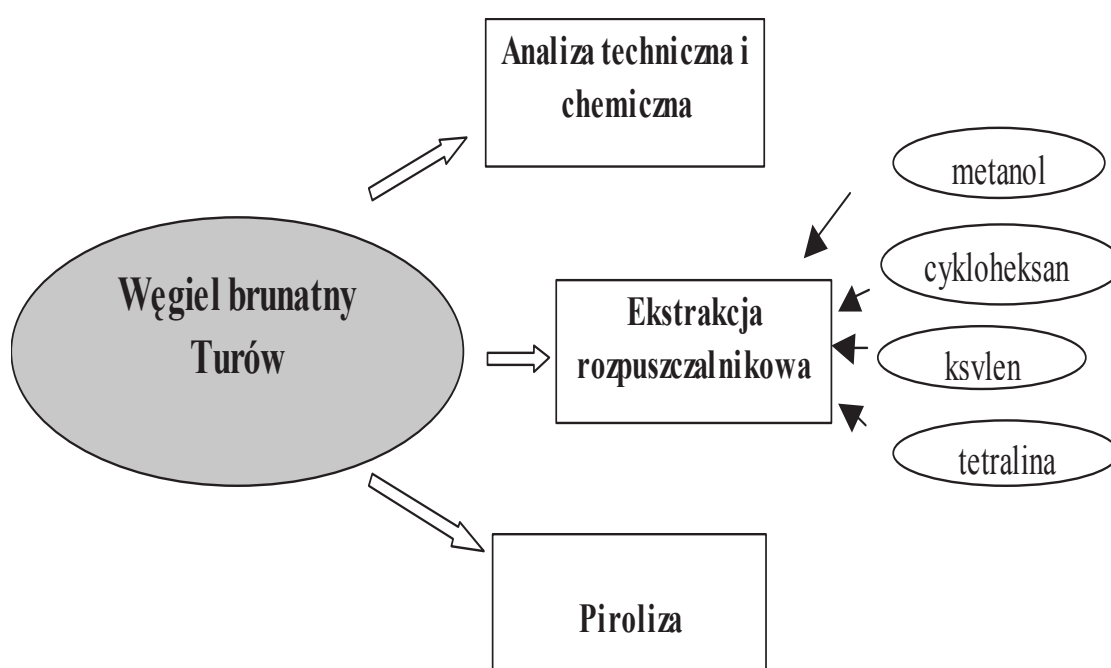
## 2. Badania własne

### 2.1. Cel badań

Celem przeprowadzonych badań była wstępna ocena przydatności krajowych węgli brunatnych z rejonu Turowa do procesów upłynniania. Zastosowano metodę ekstrakcji rozpuszczalnikowej oraz proces pirolizy. Oznaczono także dystrybucję wybranych pierwiastków śladowych zachodzącą w trakcie przeprowadzonych procesów.

### 2.2. Schemat badań

Schemat badań przedstawiono na rysunku 1.



Rys. 1. Schemat przeprowadzonych badań

Fig. 1. Scheme of investigations

### 2.3 Surowce do badań

Surowcami do badań były dwie próby węgla brunatnego pochodzącego z rejonu Turowa. Surowce poddano analizie technicznej i chemicznej. Analizę rozpoczęto od oznaczenia wilgotności w stanie roboczym. Zastosowane były dwie metody: metoda PN-ISO 589:2006 (suszenia) i metoda destylacji azeotropowej z ksylenem. Pozostałe analizy wykonano dla próbek analitycznych w stanie powietrzno-suchym. Wyniki analizy technicznej przedstawiono w tabeli 1, a skład elementarny badanych próbek w tabeli 2.

**Tabela 1.** Wyniki analizy technicznej badanych węgla

**Table 1.** The results of the technological analysis of raw coals

Rodzaj oznaczenia	Symbol	Próbka I	Próbka II
Wilgoć			
Stan roboczy			
met. suszenia	$W^r$ , % m/m	46,5	34,5
met. destylacji		46	40
Próbka analityczna			
met. suszenia	$W^a$ , % m/m	8,8	8
Popiół	$A^a$ , % m/m	5,6	27,3
Substancja organiczna węgla (SOW)	% m/m	85,6	64,7
Części lotne	$V^{daf}$ , % m/m	70,7	69,3

Jak widać z tabeli 1, badane próbki różnią się od siebie zawartością popiołu. Udział części lotnych w przeliczeniu na substancję na substancję organiczną węgla (SOW) jest bardzo zbliżony.

**Tabela 2.** Wyniki analizy elementarnej badanych węgla

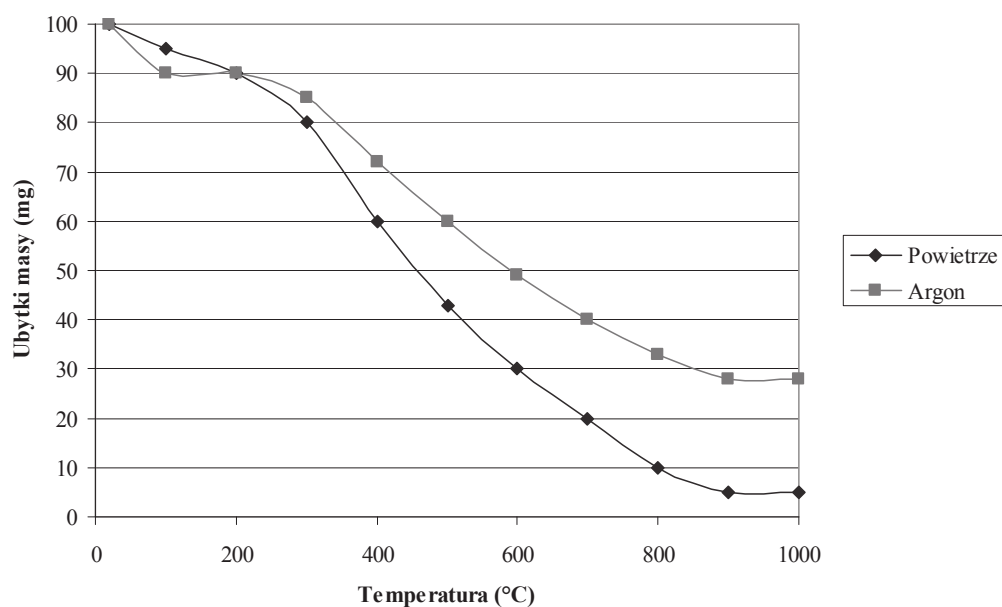
**Table 2.** The results of the elementary analysis of raw coals

Rodzaj oznaczenia	Symbol	Próbka I	Próbka II
Zawartość węgla	$C^{daf}$ , % m/m	71,3	67,7
Zawartość wodoru	$H^{daf}$ , % m/m	6,8	7
Stosunek atomowy H/C		1,15	1,24
Zawartość siarki	$S^{daf}$ , % m/m	0,15	0,4
Zawartość azotu	$N^{daf}$ , % m/m	0,7	0,7
Zawartość tlenu (z różnicy)	$O^{daf}$ , % m/m	21,05	24,2

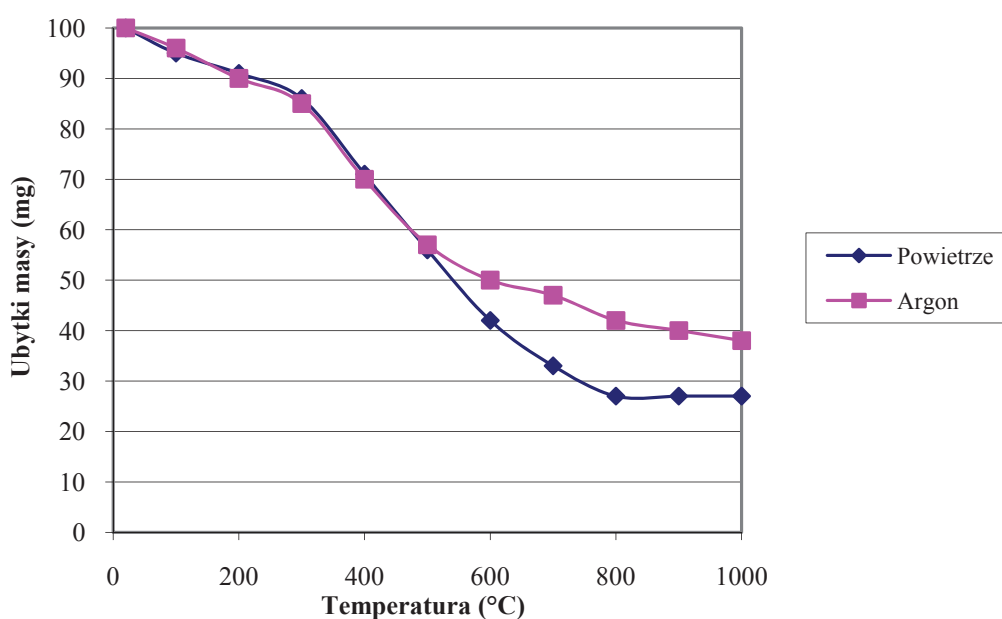
Skład pierwiastkowy substancji organicznej analizowanych węgla jest podobny. Próbka II charakteryzuje się nieco wyższym stosunkiem atomowym H/C niż próbka I, co świadczy o wyższym udziale struktur alifatycznych w substancji organicznej. W obu próbkach stwierdzono charakterystyczny dla węgla nisko uwęglonych wysoki udział tlenu.

Przeprowadzona została również analiza derywatograficzna badanych węgla. Określano ubytki masy podczas ogrzewania do temperatury 1000°C, z szybkością 10 K/min. Analizy przeprowadzono zarówno w powietrzu, jak i w obecności gazu obojętnego (argonu). Krzywe DTG przedstawiono na rysunkach 2 i 3.





**Rys. 2.** Krzywe DTG węgla brunatnego (próbka I)  
**Fig. 2.** DTG curves for brown coal (sample I)



**Rys. 3.** Krzywe DTG węgla brunatnego (próbka II)  
**Fig. 3.** DTG curves for brown coal (sample II)

Zaobserwowano, że w temperaturze około 100°C następował ubytek masy związany z odparowywaniem wilgoci, a powyżej 200°C rozpoczynał się rozkład substancji organicznej węgla, trwający do około 850°C w powietrzu i do około 950°C w argonie. Z krzywych DTG odczytano ubytki masy w poszczególnych zakresach temperatur. Przedstawiono je w tabeli 3.

**Tabela 3.** Ubytki masy próbek węgla podczas ogrzewania

**Table 3.** Coals mass decrements during heating

Wyszczególnienie	Próbka I	Próbka II
Atmosfera inertna (argonu) [% m/m]		
Utrata wilgoci	9	7
Rozkład substancji węglowej	68	57
Pozostałość	23	36
Atmosfera utleniająca (powietrza) [% m/m]		
Utrata wilgoci	8	9
Rozkład substancji węglowej	86	64
Pozostałość	6	27

Z porównania danych z tabel 1 i 3 wynika, że zawartości wilgoci, substancji organicznej i pozostałości (popiołu) oznaczone derywatograficznie w powietrzu i według znormalizowanych metod są **idealnie zgodne**. W trakcie ogrzewania w atmosferze argonu ubytki masy w zakresie temperatur 200÷950°C są niższe, przez co uzyskuje się więcej pozostałości.

#### **2.4 Próby ekstrakcji rozpuszczalnikowej**

W trakcie oznaczania zawartości wilgoci w węglach metodą destylacji azeotropowej z ksylenem, zaobserwowano zabarwienie roztworu, świadczące o tym, że część substancji węglowej rozpuszcza się w rozpuszczalniku. Stało się to podstawą do przeprowadzenia głębszych prób ekstrakcji. Zastosowano cztery rozpuszczalniki o różnym charakterze chemicznym i różniące się temperaturami wrzenia. Były to:

- metanol ( $t_{wrz} = 70^{\circ}C$ ),
- cykloheksan ( $t_{wrz} = 80^{\circ}C$ ),
- ksylen ( $t_{wrz} = 140^{\circ}C$ ),
- tetralina ( $t_{wrz} = 210^{\circ}C$ ).

Ekstrakcje prowadzone były pod ciśnieniem atmosferycznym w temperaturze wrzenia stosowanego rozpuszczalnika. Stosunek masowy rozpuszczalnik – węgiel wynosił 2 : 1, czas ekstrakcji 2 godziny. Po skończonej ekstrakcji roztwór ekstraktu odsączano i z przesączu oddestylowywano rozpuszczalnik. Pozostałość po destylacji stanowiła ekstrakt. Uzyski ekstraktów podawano w przeliczeniu na substancję organiczną węgla. Wyniki przedstawiono w tabeli 4.

Dla próbki I widać wyraźną zależność uzysku ekstraktu od temperatury wrzenia użytego rozpuszczalnika: im wyższa temperatura wrzenia, tym uzyskuje się więcej ekstraktu. Temperatury wrzenia metanolu i cykloheksanu różnią się zaledwie o 10°C, stąd też uzyski ekstraktów są zbliżone. Dla próbki II naj-

mniej efektywnym rozpuszczalnikiem jest ksylen. Ilość otrzymanego ekstraktu jest dwukrotnie niższa niż w przypadku metanolu i cykloheksanu i trzykrotnie niższa niż przy użyciu tetraliny.

**Tabela 4.** Uzyski ekstraktów z ekstrakcji rozpuszczalnikowej badanych węgli  
**Table 4.** Obtains of extracts from solvent extraction processes of raw materials

Rozpuszczalnik	Próbka I [% m/m]	Próbka II [% m/m]
Metanol	3,5	9,1
Cykloheksan	3,4	8
Ksylen	5,5	4,0
Tetralina	17,4	13,6

Ekstrakty ksylenowe otrzymane z obu węgli poddane zostały analizie elementarnej w zakresie zawartości węgla i wodoru. Otrzymano następujące wyniki:

**Ekstrakt z próbki I**

- C = 80,76% m/m,
- H = 9,81% m/m,
- stosunek atomowy H/C = 1,45.

**Ekstrakt z próbki II**

- C = 65,6% m/m,
- H = 7,6% m/m,
- stosunek atomowy H/C = 1,39.

Ekstrakty uzyskane przy pomocy ksylenu mają wyższy stosunek atomowy H/C od wyjściowych węgli (tabela 2), co świadczy, że łatwiej rozpuszczają się w rozpuszczalniku struktury bogatsze w wodór. Widać to zwłaszcza w przypadku próbki I

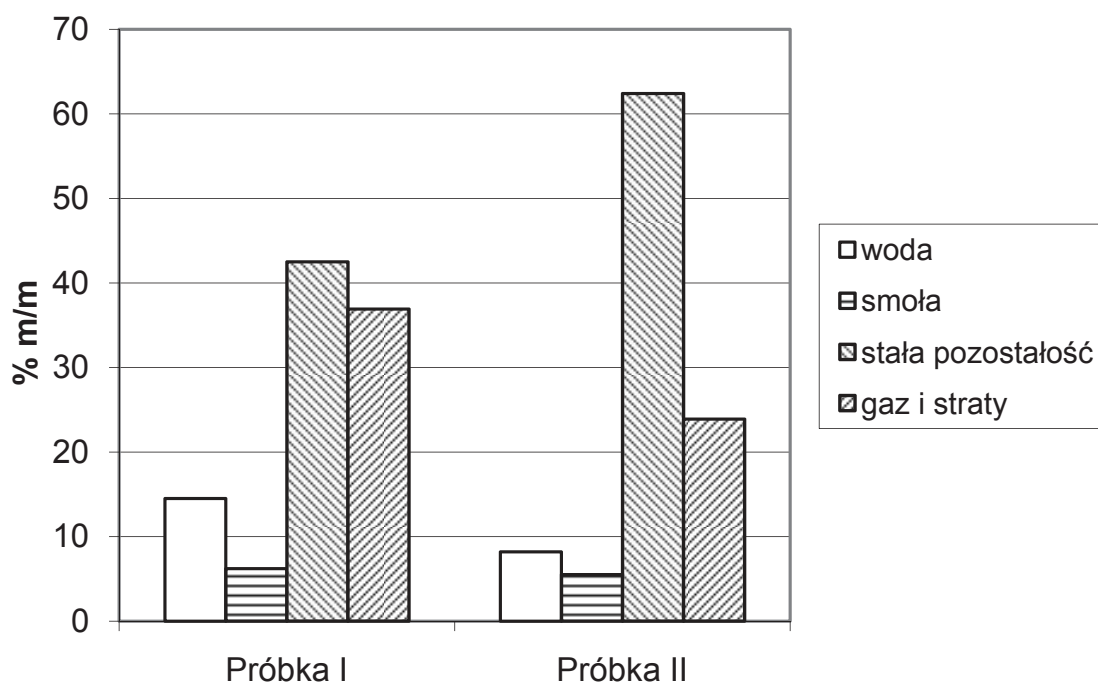
**2.4. Procesy pirolizy**

Bazując na wynikach analizy derywatograficznej przeprowadzono procesy pirolizy węgli w laboratoryjnej retortce Jenknera, Masa węgla poddawane-  
 go odgazowaniu wynosiła za każdym razem 1 kg, końcowa temperatura procesu 1000°C. Po zakończonym procesie ważono stałą pozostałość (półkoks) i produkty ciekłe. Ilość produktów gazowych obliczano z różnicy. Produkty ciekłe uzyskiwane były w postaci emulsji smołowo wodnych, które rozdzielano poprzez destylację azeotropową z ksylenem. Bilanse procesów pirolizy obu próbek węgli przedstawione zostały w tabeli 5 i na rysunku 3.

Tabela 5. Wydajności produktów pirolizy węgla brunatnych

Table 5. The yields of brown coals pyrolysis products.

Produkt	Próbka I [% m/m]	Próbka II [% m/m]
Woda	14,5	8,2
Smoła bezwodna	6,2	5,5
Stała pozostałość	42,5	62,4
Gaz i straty (z różnicy)	36,5	23,9



Rys. 3. Bilanse pirolizy węgla brunatnych

Fig. 3. Balances of brown coals pyrolysis

Jak widać z tabeli 5 i rysunku 3 w trakcie procesów odgazowuje od 37% m/m (próbka II) do 57% m/m (próbka I) masy węgla. W obu przypadkach głównie tworzą się produkty gazowe, uzyski smoł są natomiast zbliżone i wynoszą około 5,5÷6,5% m/m.

## 2.5 Dystrybucja pierwiastków śladowych

Istotnym etapem przeprowadzonych badań była próba określenia dystrybucji wybranych pierwiastków śladowych w procesach przetwórstwa węgla brunatnego. Do analizy wytypowano wyjściowy węgiel o wyższej zawartości popiołu (**próbka II**), produkt stały otrzymany po ekstrakcji tego węgla ksyle-

nem i pozostałość po jego pirolizie w laboratoryjnej retorcie Jenknera. W porozumieniu z Śląskim Uniwersytetem Medycznym analizowano zawartości następujących pierwiastków: Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb, Zn. Analiza przeprowadzona była w Zakładzie Chemii Nieorganicznej Politechniki Śląskiej, na optycznym spektrometrze emisyjnym ze wzbudzeniem za pomocą plazmy indukcyjnie sprzężonej (ICP\_AES) firmy Varian 710-ES. Wyniki oznaczeń przedstawiono w tabeli 6.

**Tabela 6.** Zawartość pierwiastków śladowych a wyjściowym węglu brunatnym i produktach jego przetworzenia

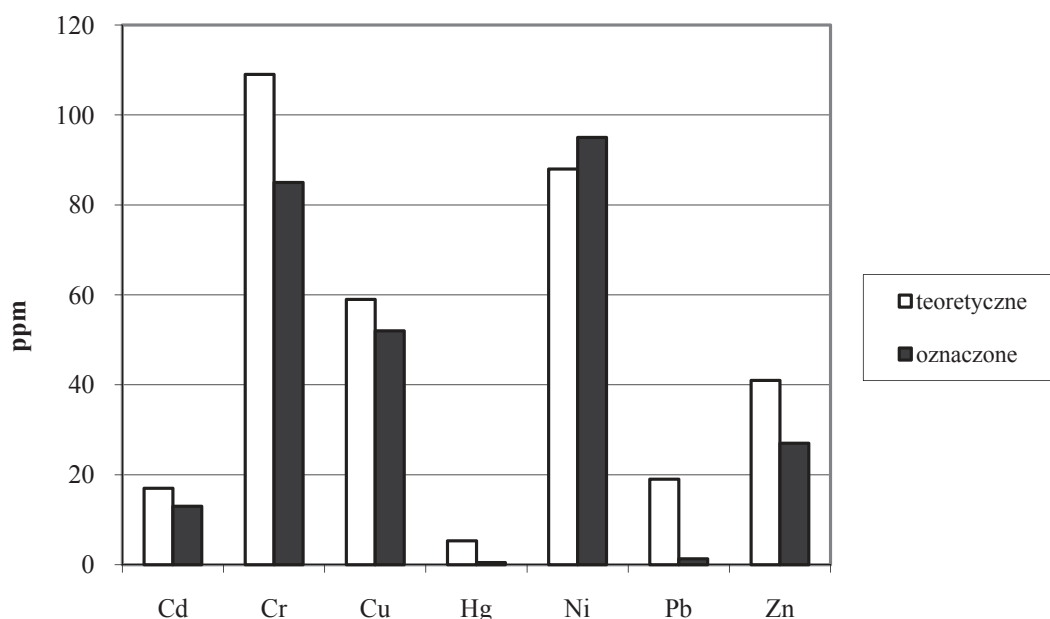
**Table 6.** The content of trace elements in raw brown coal and in the products its processing

Pierwiastek	Jednostka	Węgiel Turów (próbka II)	Produkt po ekstrakcji	Pozostałość po pirolizie
Kadm (Cd)	ppm	11	6,2	13
Chrom (Cr)	„	68	69	85
Miedź (Cu)	„	37	36	52
Żelazo (Fe)	„	3 140	4 450	7 200
Rtęć (Hg)	„	3,3	0,2	0,5
Nikiel (Ni)	„	55	61	95
Ołów (Pb)	„	12	13	1,3
Cynk (Zn)	„	26	21	27

Ekstrakcja węgla ksylenem przebiegała z niewielkim ubytkiem jego masy (około 5% m/m). Z analizy wynika, że udziały chromu, miedzi ołowiu i cynku nie uległy zmianie. Zmniejszeniu uległa zawartość kadmu i rtęci.

Inaczej rzecz się ma w przypadku odgazowania. Ubytek masy węgla wynosił 37,6% m/m, uzyskano 62,4% m/m stałej pozostałości. Na podstawie bilansu masowego pirolizy wyliczono teoretyczne udziały pierwiastków śladowych dla przypadku, gdyby pozostawałyby one całkowicie w stałej pozostałości. Różnice w wartościach teoretycznych i oznaczonych analitycznie przedstawione zostały na rysunku 4.

Jak widać z rysunku, można przyjąć, że kadm, miedź i nikiel, zawarte w wyjściowym węglu po procesie pirolizy pozostają w całości w stałym produkcie, a rtęć i ołów ulegają ewakuacji w około 90% m/m. Ewakuacji ulegają również chrom i cynk ale w znacznie mniejszym stopniu wynoszącym odpowiednio 22% m/m i 34% m/m. Na wykresie nie uwzględniono żelaza. Jego udział w analizowanych produktach przetworzenia węgla brunatnego przekraczał wartości wyliczone teoretycznie. O ile w przypadku produktu pirolizy fakt ten można sobie wytłumaczyć (piroliza przebiegała w stalowej retorcie), o tyle w przypadku ekstrakcji nie znaleziono uzasadnienia.



**Rys. 4.** Teoretyczna i oznaczona zawartość pierwiastków śladowych w pozostałości po pirolizie węgla brunatnego

**Fig. 4.** Theoretical and determined contents of trace elements in solid product after brown coal pyrolysis

### 3. Wnioski

1. Procesy ekstrakcji węgla brunatnego Turów metodami ekstrakcji rozpuszczalnikowej pozwalają na uzyskanie od kilku do kilkunastu % m/m ekstraktów. Wśród rozpuszczalników najbardziej efektywna okazała się tetralina.
2. Podczas odgazowania węgla do temperatury 1000°C ubytek masy węgla wynosił od 40÷60% m/m, a z tego ponad 60% m/m to produkty gazowe. Wydajność produktów ciekłych dla obu próbek węgla brunatnego była zbliżona i wynosiła 5÷6% m/m.
3. Analiza wykazała, że w trakcie procesu pirolizy, zawarte w badanym węglu brunatnym pierwiastki śladowe, takie jak: Cd, Cu i Ni pozostają praktycznie w stałej pozostałości. Pierwiastki takie jak Cr, Zn w niewielkim stopniu (około 30%) ulegają ewakuacji, natomiast Hg, i Cd i Pb prawie w całości przechodzą do lotnych produktów procesu.
4. Przeprowadzona seria badań miała charakter wstępny. Uzyskane ilości produktów ciekłych nie przekraczały kilkunastu procent, stąd też uzyskane wyniki mają znaczenie głównie poznawcze.

## Literatura

1. **Tokarska A.:** *Problematyka uzyskiwania frakcji paliwowych z węgla i odpadowych poliolefin.* Rocznik Ochrona Środowiska **10**, 533, 2008.
2. **Bąk Ł.:** *Polska bez węgla.* Wprost nr 40/2008.
3. **Grudziński Z., Lorenz U., Okulski T.:** *Stan górnictwa węgla brunatnego w Polsce w 2007 roku.* Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska. Seria: Inżynieria Środowiska nr 23, 339, 2007.
4. **Tengler S.:** *Współczesne metody chemicznej przeróbki węgla.* PWN, Warszawa 1981.
5. **Szuba J., Michalik L.:** *Karbochemia.* Wydawnictwo „Śląsk” 1983.

## Preliminary Studies on Brown Coals Liquefaction

### Abstract

In the last period interest in energetic and chemical transformation of coals is constantly increasing. Special attention is paid to hard coal processing with application of gasification or straight liquefaction.

Due to limited operational reserves of hard coal, the perspective raw material for processing seems to be brown coal. Its balance reserves in Poland are estimated to about 14 mld Mg [3].

Issues of obtainment of secondary, refined liquid and gaseous fuels from brown coal are not new.

The paper presents results of preliminary studies on obtaining the liquid products from brown coal. Two samples of brown coal from Turów area were used as raw materials for the studies. Technical, chemical and thermogravimetric analyses of the samples were carried out. The mass loss during heating up to 1000°C equaled 64-84% by weight.

The main investigations contain solvent extraction and pyrolysis. Four selective solvents: methanol, cyclohexane, xylene and tetraline were used for extraction process. The brown coal extraction were proceeded under atmospheric pressure and in temperature of boiling solvents. Tetraline was the most effective solvent for extraction. The yield of extract equaled 13-17% by weight.

Conversion degree of coal after pyrolysis was 37-43% by weight. 6% of liquid products was obtained.

There was also performed analysis of chemical elements distribution, which occurs during samples conversion. It was proved that Cd, Cu and Ni concentrate in solid residue, while Hg, Cd and Pb almost completely pass over to volatile products of the process.

Performed analysis was initial one. Obtained amounts of liquid products were not higher than ten to twenty percent. So obtained results have only research importance.

## Immobilizowane komórki glonów w ocenie toksyczności miedzi

*Alicja Kosakowska*  
*Instytut Oceanologii PAN, Sopot*

*Dorota Król*  
*Uniwersytet Gdański*

### 1. Wstęp

Testy toksykologiczne są szeroko stosowane do oceny oddziaływania związków chemicznych na organizmy żywe. Najczęściej w testach biologicznych związanych z badaniem środowiska wodnego, jako organizmów testowych używa się mikroorganizmów: bakterii, glonów i cyjanobakterii, ze względu na to, że w większości ekosystemów pełnią one istotną ekologiczną rolę i są stosunkowo czułe na toksykanty [34].

Standardy wykonania takich testów są szczegółowo opisane przez różne agencje ochrony środowiska w tym między innymi przez ISO (International Organization of Standardization) [14] i OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) [29].

Podstawą w testach glonowych są monospecyficzne komórki glonów, hodowane przez kilka pokoleń w określonym medium, zawierającym badaną substancję. Najczęściej w standaryzowanych testach toksykologicznych z użyciem glonów jako organizmów testowych używa się: zielenice, okrzemki oraz cyjanobakterie. Wskaźnikami stosowanymi do oceny toksycznego wpływu badanych substancji na mikroorganizmy są:

- EC<sub>x</sub> (*Effect Concentration*) – stężenie efektywne – stężenie substancji toksycznej, które w określonym czasie trwania badań powoduje x% (np.50%) zahamowanie procesu życiowego organizmu testowego w stosunku do kontroli;



- LOEC (*Lowest Observed Effect Concentration*) – najniższe stężenie substancji toksycznej, które w określonym czasie trwania badań, powoduje statystycznie istotne zmiany ( $p < 0,05$ ) w stosunku do kontroli;
- NOEC (*No Observed Effect Concentration*) – najwyższe stężenie substancji toksycznej, które w określonym czasie trwania badań, nie wywołuje statystycznie istotnych zmian ( $p < 0,05$ ) w stosunku do kontroli.

Alternatywą dla testów z zastosowaniem komórek wolnych są testy, w których wykorzystuje się komórki immobilizowane.

Związane z nośnikiem komórki glonów stosuje się zarówno w testach biologicznych przeprowadzanych w laboratorium [1], a od niedawna również w oznaczaniu toksyczności w warunkach *in situ* [7, 24, 25, 33].

Technika immobilizacji zwiększa użyteczność glonów w oznaczaniu toksyczności, ponieważ daje uproszczenie w manipulowaniu glonami. Pozwala ona również na wyeksponowanie glonów na toksyczne ścieki w warunkach naturalnych oraz znosi problemy z testowaniem barwnych roztworów i mętnych ścieków [5].

Immobilizacja jest procesem polegającym na unieruchomieniu komórek poprzez ich związanie z powierzchnią nośnika lub uwięzienie w jego wnętrzu [21]. Przy wykonywaniu immobilizacji ważne jest zwrócenie szczególnej uwagi na właściwy dobór zarówno nośnika jak i techniki jego wiązania z komórką roślinną. Nośnikami stosowanymi do unieruchamiania komórek mogą być naturalne polimery organiczne (celuloza, alginian, agaroza), syntetyczne polimery organiczne (żele poliakrylamidowe) oraz nośniki nieorganiczne (włókna szklane, perlit) [21]. Również wśród metod unieruchamiania komórek roślinnych można wyróżnić kilka głównych grup w zależności od rodzaju wiązania nośnika. Są nimi: wiązanie na powierzchni ciał stałych, zamykanie we wnętrzu cząstek nośnika, tworzenie dużych agregatów wielokomórkowych. Najlepiej poznana i opisana metoda immobilizacji polega na zamykaniu komórek roślinnych we wnętrzu nośników, którymi są żele polisacharydowe o charakterze słabych kwasów. Do tego rodzaju nośników zalicza się między innymi alginian sodu. Jest to sól sodowa kwasu alginowego, pozyskiwanego z morskich brunatnic z gatunku *Macrocystis pyrifera*. Należy on do nośników z grupy naturalnych polimerów organicznych.

Stężenie miedzi w formie rozpuszczonej w wodach Bałtyku szacowane jest na poziomie od  $0,14 \pm 0,83 \mu\text{g} \cdot \text{dm}^{-3}$  [30]. W związku z przedostawaniem się miedzi do środowiska morskiego głównie z wodami rzecznyymi, zwiększone ilości tego pierwiastka mogą występować w strefach przybrzeżnych. W Zatoce Gdańskiej stężenie miedzi wynosi od dziesiątych części mikrograma do  $8,3 \mu\text{g} \cdot \text{dm}^{-3}$  [16, 32]. Spowodowane jest to dostarczaniem dużego ładunku tego

metalu wraz z wodami Wisły i Redy jak również poprzez ścieki pochodzące zarówno z portu w Gdańsku i Gdyni.

Dostępność metalu dla glonów w wodach naturalnych jest regulowana głównie przez związki chelatowe (kwasy humusowe, fulwokwasy), które mają duże powinowactwo do jonów metali i w ten sposób redukują ich aktywność. Poprzez tworzenie z nimi kompleksów zatrzymują je w roztworze. W kulturach glonów jako chelator stosuje się cytryniany, EDTA i ekstrakty z gleby humusowej [16, 17].

Miedź jest pierwiastkiem niezbędnym glonom do ich prawidłowego funkcjonowania. Bierze ona, bowiem udział ważnych procesach życiowych takich jak fotosynteza i oddychanie komórkowe czy też metabolizm związków azotowych. Jednak po przekroczeniu stężeń fizjologicznych staje się ona toksyczna dla organizmu, powodując w nim liczne niekorzystne zmiany, które mogą prowadzić do obniżenia wydajności niektórych procesów życiowych lub nawet jego śmierci.

Celem niniejszej pracy była ocena potencjalnego zastosowania immobilizowanych komórek glonów w badaniach toksyczności metali ciężkich. Zbadano wpływ zmiennego stężenia miedzi na wzrost komórek w populacji zielenicy *Chlorella kessleri*. Dla celów porównawczych przeprowadzono eksperymenty z zastosowaniem hodowli płynnej *C.kessleri*.

## **2. Materiał i metody**

Materiał doświadczalny stanowiła jednokomórkowa akseniczna zielenica *Chlorella kessleri* H1901 pochodząca z Kolekcji Kultur w Pradze (CAUP) [31].

Do prowadzenia hodowli komórek *C. kessleri* stosowano dwa podłoża mineralne: BBM – przygotowanie inoculum [4] i podłoże ISO – hodowla właściwa [14].

W celu otrzymania inoculum komórek wolnych określoną objętość podłoża BBM pH  $7,3 \pm 0,2$  zaszczerpiono 7 dniową płynną hodowlą zielenicy. Próbki inkubowano przez okres 10 dni, w temperaturze  $24 \pm 1^\circ\text{C}$ , przy oświetleniu ciągłym o natężeniu  $54 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$  (Hansatech Quantithem Light Meter Thermometer Seria Nr Q TP1 2007). Inoculum stanowiły komórki znajdujące się w logarytmicznej fazie wzrostu.

Inoculum komórek immobilizowanych, w formie kulek, otrzymano stosując alginian jako nośnik do ich unieruchamiania. W tym celu przygotowano 3% (w/v) wodny roztwór alginianu sodu, do którego po dokładnej homogenizacji, odpowietrzeniu (próżnia i ultradźwięki) dodano inoculum komórek wolnych o stężeniu  $6 \cdot 10^6$  komórka $\cdot\text{cm}^{-3}$ . Następnie zawiesinę alginianu z komórkami glonów dodawano kroplami, za pomocą strzykawki z igłą do 1% (w/v) roztworu chlorku wapnia przy jednoczesnym mieszaniu całego układu na mieszadle ma-

gnetycznym. Uformowane kulki pozostawiono w wodnym roztworze  $\text{CaCl}_2$  na mieszadle przez około 30 minut w celu uzyskania całkowitej twardości alginianu. Po kilkukrotnym odmyciu wodą dejonizowaną kulki zawieszano w pożywce ISO i przechowywano w ciemności w temp.  $4^\circ\text{C}$  do czasu rozpoczęcia doświadczeń. Tak przygotowane komórki stanowiły inoculum do hodowli immobilizowanych [12, 24, 27].

Badania nad oddziaływaniem miedzi na komórki *Chlorella kessleri* przeprowadzono w dwóch typach hodowli tj. immobilizowanych oraz hodowlach płynnych. Zarówno dla komórek wolnych jak i związanych z nośnikiem eksperymenty prowadzono w 3 wariantach stężenia  $\text{Cu}$  (II) (każdy w 3 powtórzeniach). Kontrolę stanowiła hodowla zielenicy na podłożu ISO. Stężenie miedzi II w próbce kontrolnej było na poziomie  $5,87 \cdot 10^{-10} \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ . Zbadano oddziaływanie miedzi w stężeniach  $0,5 \cdot 10^{-6}$ ,  $5 \cdot 10^{-6}$  i  $50 \cdot 10^{-6} \text{ mol Cu} \cdot \text{dm}^{-3}$ .

Początkowe stężenie komórek wynosiło  $1,3 \pm 0,06 \cdot 10^5$  komórek w  $1 \text{ cm}^3$  hodowli płynnych lub  $1 \text{ cm}^3$  kulek z alginianu wapnia zawierających uwięzione komórki w przypadku hodowli immobilizowanych. Hodowlę prowadzono przez okres 7 dni, w temperaturze  $24 \pm 1^\circ\text{C}$ , przy oświetleniu ciągłym o natężeniu napromieniowania  $54 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ .

Jako kryterium oceny wpływu miedzi na populację *Chlorella kessleri* przyjęto: pomiar liczebności komórek w jednostce objętości hodowli.

Oznaczenie liczebności populacji w hodowlach immobilizowanych wymagało uwolnienia komórek znajdujących się w kulkach z alginianu wapnia. W tym celu do kulek pochodzących z danej próbki, dodano 6% roztwór cytrynianu sodu i pozostawiono je na około 30 minut, aż do momentu całkowitego rozpuszczenia się alginianu. Próbki kilkakrotnie wytrząsano na mikrowstrząsarce. Po rozpuszczeniu alginianu i uwolnieniu komórek, próbki odwirowano (do 2000 obr/min, 10 min). Supernatant zdekantowano, a osadzone komórki, po dwukrotnym przemyciu pożywką o pH 6,0, zawieszono w  $5 \text{ cm}^3$  świeżego podłoża. W tak otrzymanej zawieszynie oznaczano liczebność komórek.

Oznaczanie liczebności populacji komórek *Chlorella kessleri* przeprowadzono przy użyciu komory Bürkera, pod mikroskopem świetlnym.

Tempa wzrostu glonów wyznaczano stosując poniższy wzór [14]:

$$k = \ln (N_1 - N_0) / t_1 - t_0$$

gdzie:

$k$  – współczynnik tempa wzrostu [podział na dobę];

$N_0$  – początkowa liczebność populacji;

$N_1$  – końcowa liczebność populacji;

$t_1 - t_0$  – różnica czasu pomiędzy końcowym i początkowym oznaczeniem liczebności (doba)

Stężenie miedzi (II) w układzie doświadczalnym oznaczano metodą spektrofotometrii absorpcji atomowej (AAS). Oznaczanie miedzi prowadzono w Pracowni Biogeochemii Morza, Zakładu Chemii i Biochemii Morza, Instytutu Oceanologii Polskiej Akademii Nauk w Sopocie.

Oceny statystycznej wyników dokonano za pomocą testu F i testu t-Studenta, przyjmując poziom prawdopodobieństwa 95% [20]. Wyniki wyraźnie odbiegające od pozostałych mogące mieć istotny wpływ na wartość średniej i odchylenia standardowego odrzucono korzystając z testu Q-Dixona z prawdopodobieństwem 95% [35].

### 3. Wyniki

Zmiany liczebności wolnych i immobilizowanych komórek *Chlorella kessleri* po ekspozycji na działanie jonów Cu (II) ( $0,5 \cdot 10^{-6}$  mol·dm<sup>-3</sup>,  $5 \cdot 10^{-6}$  mol·dm<sup>-3</sup>,  $50 \cdot 10^{-6}$  mol·dm<sup>-3</sup>) przedstawiono na rys. 1A-B.

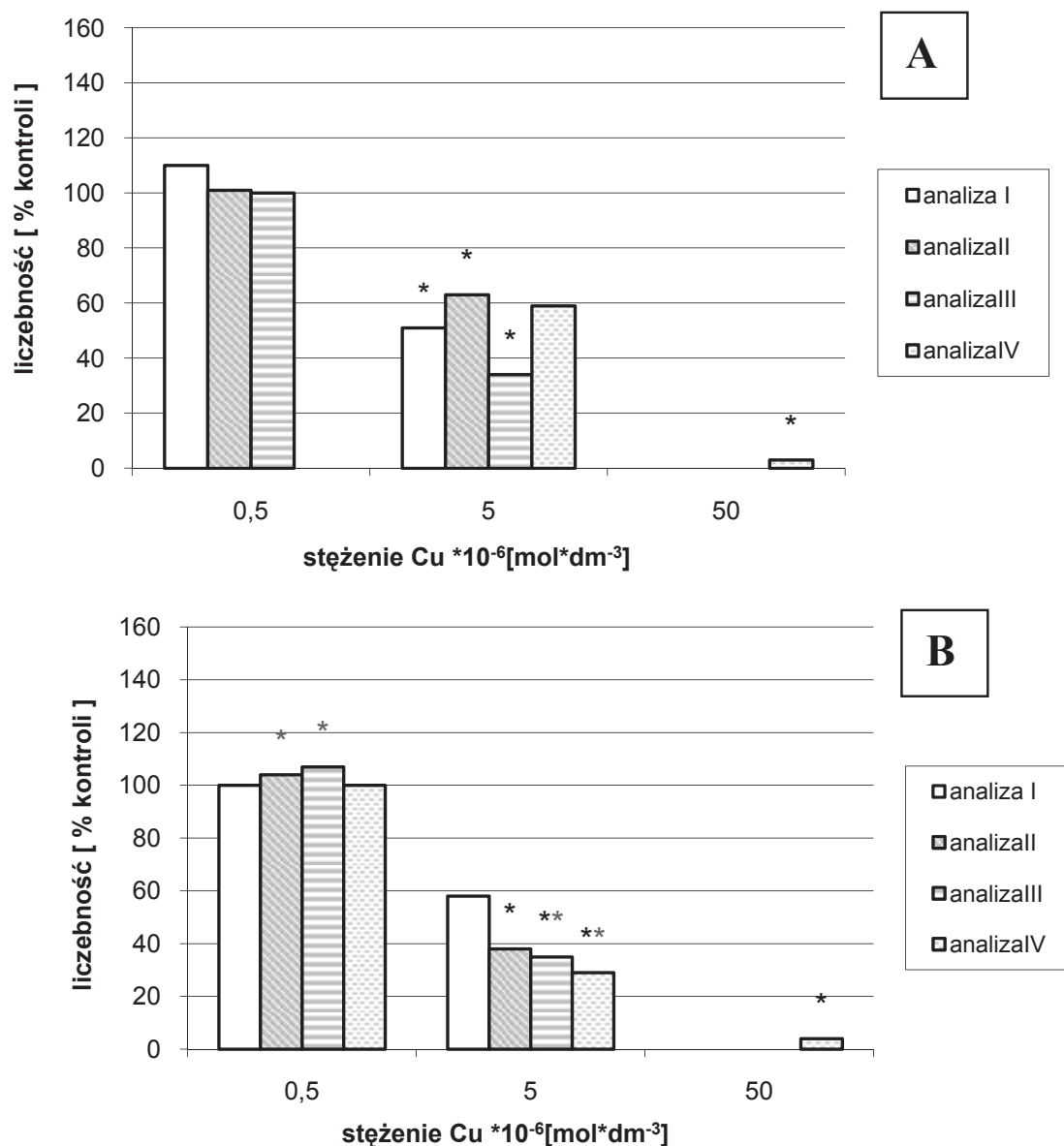
Efekty działania tego pierwiastka badano po 7 dniach prowadzenia hodowli. Kontrolę stanowiła hodowla, odpowiednio wolnych lub immobilizowanych komórek, inkubowanych na podłożu ISO.

#### a) komórki wolne

Wraz ze wzrostem stężenia metalu w podłożu obserwowano spadek liczebności komórek w hodowli płynnej. Przy najniższym z testowanych stężeń miedzi ( $0,5 \cdot 10^{-6}$  mol·dm<sup>-3</sup>) nie obserwowano statystycznie istotnych różnic w liczebności hodowli w porównaniu z próbą kontrolną. Poziom wzrostu utrzymywał się na poziomie kontroli (100-110%). Stężenie miedzi o rząd wielkości wyższe ( $5 \cdot 10^{-6}$  mol·dm<sup>-3</sup>) redukowało liczebność komórek o około 40÷65% w porównaniu do próby odniesienia. Natomiast najwyższe testowane stężenie Cu ( $50 \cdot 10^{-6}$  mol·dm<sup>-3</sup>) powodowało prawie całkowite zahamowanie wzrostu populacji utrzymując jej liczebność, na poziomie około 3% wariantu kontrolnego.

#### b) komórki immobilizowane

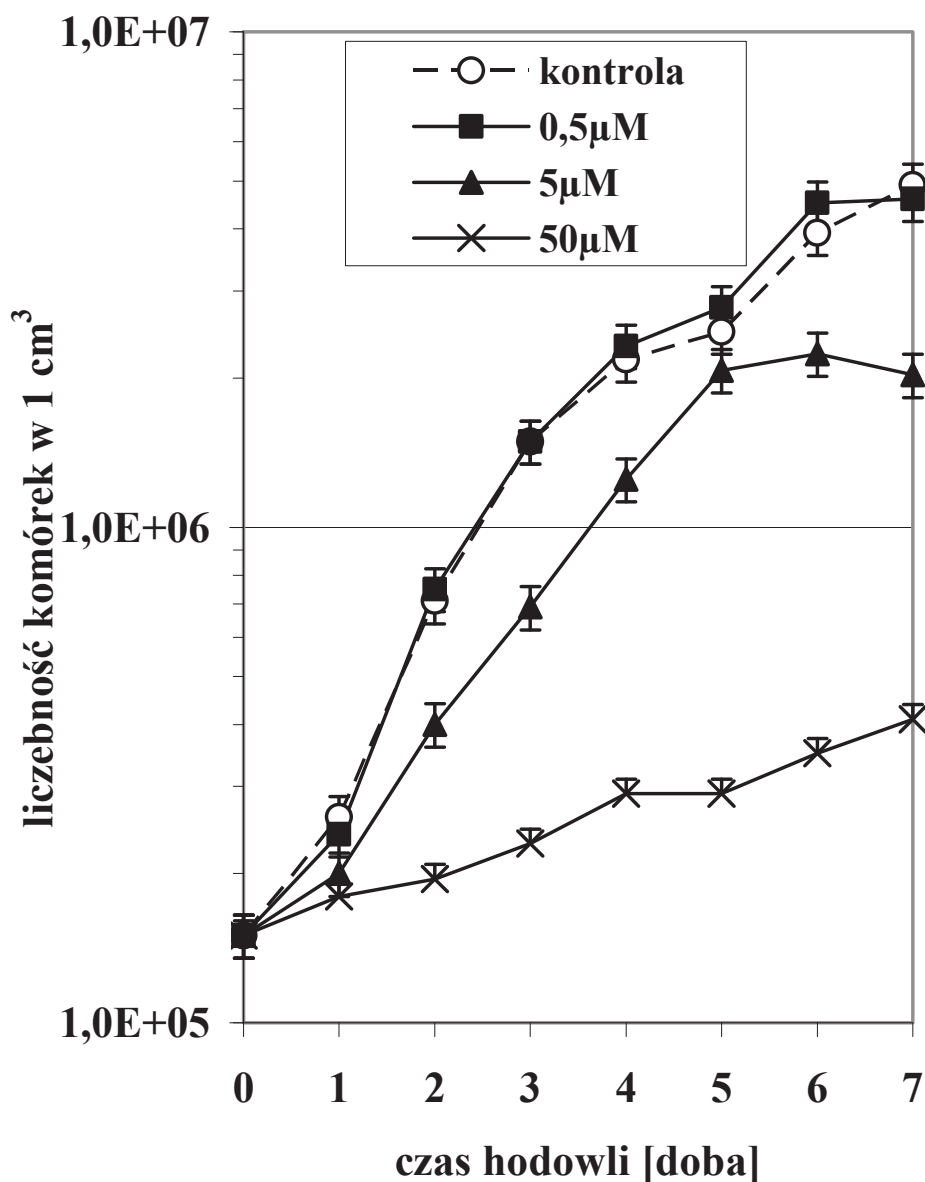
Stężenie miedzi  $0,5 \cdot 10^{-6}$  mol·dm<sup>-3</sup> w przypadku komórek immobilizowanych podobnie jak w przypadku komórek wolnych nie powodowało statystycznie istotnych zmian we wzroście, który utrzymywał się na poziomie 100÷110% w stosunku do kontroli. W pozostałych testowanych stężeniach miedzi obserwowano redukcję liczebności komórek. W wariancie doświadczenia gdzie do podłoża hodowlanego dodano Cu w stężeniu  $5 \cdot 10^{-6}$  mol·dm<sup>-3</sup>, wystąpiło hamowanie wzrostu hodowli o około 40÷70% w odniesieniu do wariantu kontrolnego. Z kolei stężenie 10-razy wyższe ( $50 \cdot 10^{-6}$  mol·dm<sup>-3</sup>), powodowało największy spadek liczebności. W tym przypadku wzrost był na poziomie kilku procent w odniesieniu do kontroli.



**Rys. 1A-B.** Liczebność A) wolnych i B) immobilizowanych komórek *Chlorella kessleri* inkubowanych na podłożu ISO w obecności zmiennego stężenia miedzi II; \* – różnice statystycznie istotne w odniesieniu do próby kontrolnej ( $P < 0,05$ ), \*\* – różnice statystycznie istotne w odniesieniu do próby z komórkami wolnymi ( $P < 0,05$ )

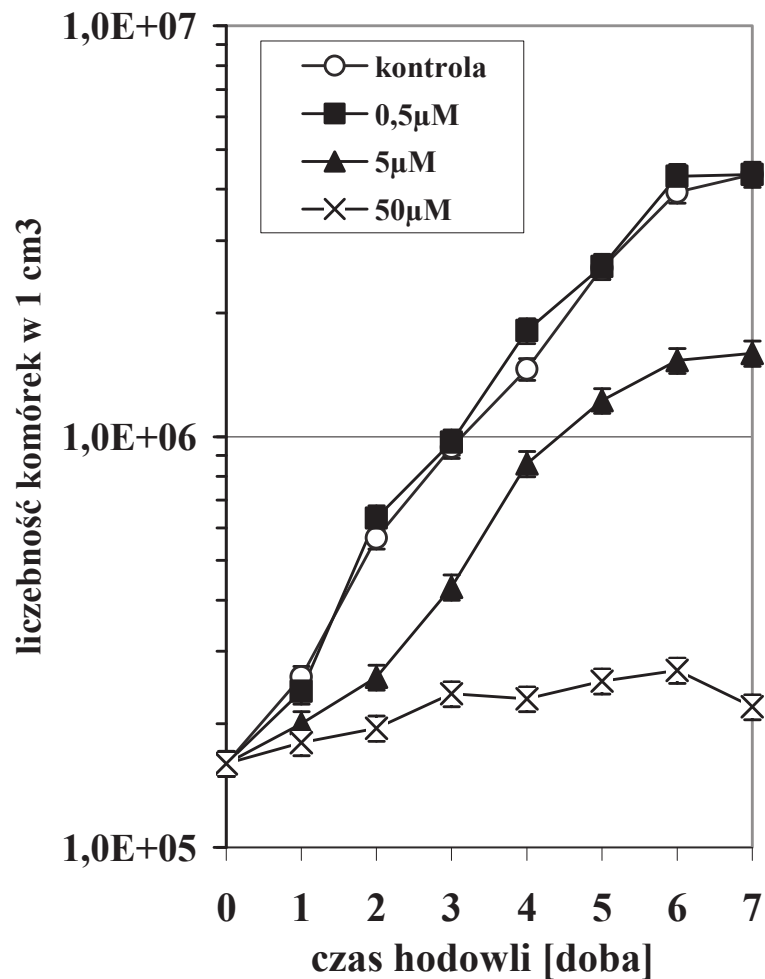
**Fig. 1A-B.** Density of *C.kessleri* A) free, B) immobilized cells incubated on ISO medium in the presence of different concentration of copper; \* – statistically significant differences to control at the significance level ( $P < 0,05$ ). Error bars mean standard deviation between of replicates

W kolejnym etapie pracy określono wpływ zmiennego stężenia miedzi (II) ( $0,5 \cdot 10^{-6} \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ ,  $5 \cdot 10^{-6} \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$  i  $50 \cdot 10^{-6} \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ ) na kinetykę wzrostu wolnych i immobilizowanych komórek *Chlorella kessleri*. Wyniki przedstawiono na rys. 2 A-B.



Rys. 2A. Krzywe wzrostu *Chlorella kessleri* wolnych komórek inkubowanych na podłożu ISO w obecności zmiennego stężenia miedziII

Fig. 2A. Growth curves for *C.kessleri* free cells incubated on ISO medium in the presence of different concentration of copper



**Rys. 2B.** Krzywe wzrostu *Chlorella kessleri* immobilizowanych komórek inkubowanych na podłożu ISO w obecności zmiennego stężenia miedziII  
**Fig. 2B.** Growth curves for *C.kessleri* immobilized cells incubated on ISO medium in the presence of different concentration of copper

a) komórki wolne

Najwyższe tempo wzrostu w trzecim dniu hodowli ( $k=0,76\div 0,77$ ) wykazywały komórki wolne zarówno w próbie kontrolnej jak i w najniższym testowanym stężeniu miedzi  $0,5\cdot 10^{-6}$  mol·dm<sup>-3</sup>. W kolejnych dniach hodowli tempo wzrostu sukcesywnie spadało w obydwu wariantach ( $k=0,49$ ). W przypadku działania miedzi w stężeniu  $5\cdot 10^{-6}$  mol·dm<sup>-3</sup> najwyższe tempo wzrostu występowało w trzecim i czwartym dniu analizy ( $k=0,51\div 0,53$ ), po czym w kolejnych dniach nieznacznie spadało ( $k=0,37$ ). Natomiast tempo wzrostu komórek w obecności miedzi w najwyższym z testowanych stężeń  $50\cdot 10^{-6}$  mol·dm<sup>-3</sup> utrzymywało się na podobnym poziomie ( $k=0,13\div 0,16$ ) przez 7-dniowy okres hodowli.

b) komórki immobilizowane

Tempo wzrostu komórek immobilizowanych w próbie kontrolnej przez cały czas trwania hodowli utrzymywało się na zbliżonym poziomie ( $k=0,46 \div 0,56$ ). W obecności miedzi w najniższym z badanych stężeń  $0,5 \cdot 10^{-6} \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ , w czwartym dniu hodowli wystąpiła stymulacja wzrostu komórek ( $k=0,81$ ). W kolejnych dniach obserwowano spadek tempa wzrostu do wartości  $k=0,47$  uzyskanej na końcu testu. Z kolei w obecności miedzi w stężeniu  $5 \cdot 10^{-6} \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$  obserwowano najpierw spadek tempa w czwartym dniu hodowli, po czym nastąpił jego ponowny wzrost do wartości  $k=0,26$ . Wartość współczynnika tempa wzrostu w najwyższym testowanym stężeniu metalu  $50 \cdot 10^{-6} \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$  obniżała się w kolejnych dniach hodowli.

#### 4. Dyskusja

Dane literaturowe wskazują, że miedź może w sposób istotny modyfikować przebieg procesów biochemicznych w organizmach wodnych, w tym w glonach i cyjanobakteriach. Efekt ten jest zależny od stężenia metalu jak i jego formy fizyko-chemicznej.

W licznych badaniach nad wpływem miedzi na mikroglony wykazano, ograniczenie ich wzrostu wraz ze wzrastającym stężeniem tego pierwiastka w podłożu hodowlanym. W badaniach przeprowadzonych przez Jouany i in. [15] na zielenicy *Chlorella vulgaris* miedź w stężeniach od  $3,5 \div 4,2 \cdot 10^{-6} \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ , powodowała spadek liczebności w stosunku do kontroli o 50%. Ten sam efektu tropikalnego gatunku *Chlorella sp.* w zależności od wartości pH został wywołany w niższych stężeniach tego pierwiastka  $0,6 \cdot 10^{-6} \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$  i  $0,2 \cdot 10^{-7} \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$  [11]. Badania własne przeprowadzone na *Chlorella vulgaris*, szczep izolowany z wód Zatoki Gdańskiej oraz cyjanobakterii *Anabena variabilis* wykazały, że miedź w stężeniu  $0,79 \cdot 10^{-6} \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$  powoduje zahamowanie wzrostu, odpowiednio o około 50% i 80% [18]. Bajguz [2] z kolei wykazał, że miedź w stężeniu  $1 \cdot 10^{-5} \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$  powodowała zahamowanie wzrostu komórek *Chlorella vulgaris* jedynie w około 30%. Natomiast do osiągnięcia 50% redukcji liczebności komórek tego gatunku niezbędne było 10-krotnie wyższe stężenie metalu rzędu około  $10^{-4} \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ . Inne badania wskazują, że w obecności miedzi w stężeniach  $3,6 \div 4,4 \cdot 10^{-6} \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ , powoduje również 50% zahamowanie wzrostu innej zielenicy *Scenedesmus quadricauda* [9, 10]. Jednak już w przypadku komórek gatunku *Scenedesmus subspicatus* do zahamowania wzrostu w 60÷70% niezbędne było wyższe stężenie miedzi mieszczące się w granicach  $1 \div 4,6 \cdot 10^{-5} \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$  [22]. Również badania przeprowadzone przez Nikookar i in. [28] na zielenicach *Dunaliella salina* i *Dunaliella tertiolecta* wykazały, że obecność miedzi w podłożu hodowlanym w stężeniu  $4,75 \cdot 10^{-6} \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$  powoduje już po 24 godzinach hamowanie wzrostu, odpowiednio o około 50% i 40%.



Porównywalne wyniki do danych literaturowych uzyskano w niniejszych badaniach, przeprowadzonych zarówno w hodowlach wolnych jak i immobilizowanych *Chlorella kessleri*. Dodatek miedzi w stężeniu  $0,5 \cdot 10^{-6} \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$  nie powodował statystycznie istotnych zmian we wzroście zielenicy w porównaniu do kontroli. Dopiero obecność miedzi w podłożu hodowlanym na poziomie  $5 \cdot 10^{-6} \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$  zmniejszyła liczebność komórek zarówno w hodowli płynnej jak i immobilizowanej, w stosunku do kontroli, odpowiednio o około  $40 \div 65\%$  i  $30 \div 65\%$ .

Na podobny wpływ miedzi na wzrost przy najniższym z testowanych stężeń tego pierwiastka ( $0,5 \cdot 10^{-6} \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ ), wskazują również badania przeprowadzone na dwóch gatunkach okrzemek. Okrzemka *Cyclotella maneghiniana* wykazywała maksimum swojej liczebności przy stężeniu miedzi w podłożu rzędu  $1,6 \cdot 10^{-7} \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$  [19], a w przypadku gatunku *Skeletonema costatum* nie obserwowano hamowania wzrostu jeszcze przy stężeniu  $3,0 \cdot 10^{-7} \text{ mol Cu} \cdot \text{dm}^{-3}$  [23].

W przeprowadzonych doświadczeniach ponad 90% zahamowanie wzrostu hodowli obserwowano w obecności Cu w stężeniu  $5 \cdot 10^{-5} \text{ mol Cu} \cdot \text{dm}^{-3}$ .

Z danych literaturowych wynika, że całkowite hamowanie wzrostu glonów może wystąpić w zależności od rodzaju organizmu przy znacznie niższej zawartości metalu w podłożu. Jak podaje Hutchinson i Stokes [13] wzrost *Selenastrum capricornutum* był ograniczony przy stężeniu miedzi  $4,7 \cdot 10^{-6} \text{ mol Cu} \cdot \text{dm}^{-3}$ . Z kolei całkowite zahamowanie wzrostu *Chlamydomonas eugametis* i *Chlorella vulgaris* obserwowano odpowiednio już przy stężeniu i  $1,4 \cdot 10^{-6} \text{ mol Cu} \cdot \text{dm}^{-3}$  i  $1,6 \cdot 10^{-6} \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ . Nieco wyższe stężenia miedzi skutkujące prawie całkowitym zahamowaniem wzrostu, nieprzekraczające jednak stężenia stosowanego w powyższych badaniach, podaje Nikookar i in. [28] dla zielenicy *Dunaliella salina*, w przypadku, której stężenie miedzi rzędu około  $10 \cdot 10^{-6} \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$  powodowało hamowanie wzrostu w około 80%. Podobny wynik uzyskano również dla okrzemki *Phaeodactylum tricornerutum*, w stężeniu  $15,7 \cdot 10^{-6} \text{ mol Cu} \cdot \text{dm}^{-3}$  [8].

Obserwowane zmniejszanie się liczby komórek wraz z rosnącym stężeniem miedzi w podłożu, mogło być wynikiem zmniejszenia szybkości podziałów komórkowych i uszkodzenia aparatu fotosyntetycznego, w wyniku wiązania  $\text{Cu}^{2+}$  z błonami chloroplastów i komórkowymi białkami. Jednocześnie przy najwyższym testowanym stężeniu miedzi mogło dojść do nieodwracalnych zniszczeń lamelli chloroplastowych co w konsekwencji najpierw hamowało fotosyntezę a następnie prowadziło do śmierci komórek [3, 6, 26].

Statystycznie istotne różnice pomiędzy hodowlą płynną i immobilizowaną występowały w połowie badanych przypadków zarówno w stężeniu miedzi  $0,5 \cdot 10^{-6} \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$  i  $5 \cdot 10^{-6} \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ .

## 5. Wnioski

Wyniki niniejszej pracy wskazują, że efekt działania miedzi na wzrost populacji *Chlorella kessleri* w hodowlach immobilizowanych jest podobny do odpowiedzi komórek testowanej zielenicy z hodowli płynnych.

Tak więc, istnieje potencjalna możliwość zastosowania immobilizowanych komórek glonów w oznaczaniu toksyczności miedzi

W dalszym etapie badań należy uwzględnić również właściwości wiązania metali ciężkich przez alginian.

## Literatura

1. **Abdel-Hamid M. I.:** *Development and application of a simple procedure for toxicity testing using immobilized algae.* Wat. Sci. Tech., 33(6): 129-138, 1996.
2. **Bajguz A.:** *Blockade of heavy metals accumulation in Chlorella vulgaris cells by 24 – epibrassinolide.* Plant Physiol. Biochem., 38:797-801, 2000.
3. **Baranowska-Morek A.:** *Roślinne mechanizmy tolerancji na toksyczne działanie metali ciężkich.* Kosmos, 52(2-3):283-298, 2003.
4. **Bischoff H., Bold D.:** *Physiological Studies IV.*[w:] George, A. E. (red), Culture centre of algae and protozoa. List of Strains 1976. Institute of Terrestrial Ecology, Natural Environment Research Council. 1963.
5. **Bozeman J., Koopman B., et al.:** *Toxicity testing using immobilized algae.* Aquat. Toxicol., 14:345-352, 1989.
6. **Cenedo-Maldonado A., Swader J. A.:** *The cupric ion as an indicator of photosynthetic electron transport in isolated chloroplasts.* Plant Physiol., 50:698, 1972.
7. **Chen Y.-C.:** *Immobilized microalga Scenedesmus quadricauda (Chlorophyta, Chlorococcales) for long-term storage and for application for water quality control in fish culture.* Aquaculture, 195:71-80, 2001.
8. **Cid A., Herrero C., et al.:** *Copper toxicity on the marine microalga Phaeodactylum tricornutum: effects on photosynthesis and related parameters.* Aquat. Toxicol., 31:165-174, 1995.
9. **Fargašová A.:** *Interactive effect of manganese, molybdenum, nickel, copper I and II, and vanadium on the freshwater alga Scenedesmus quadricauda.* Bull. Environ. Contam. Toxicol., 67:688-695, 2001.
10. **Fargašová A., Bumbálová A., i in.:** *Ecotoxicological effects and uptake of metals ( $Cu^+$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$ ,  $Mo^{6+}$ ,  $Ni^{2+}$ ,  $V^{5+}$ ) in freshwater alga Scenedesmus quadricauda.* Chemosphere, 38(5):1165-1173, 1999.
11. **Franklin N. M., Stauber J. L., i in.:** *pH – dependent toxicity of copper and uranium to a tropical freshwater alga (Chlorella sp.).* Aquat. Toxicol., 48:275-289, 2000.
12. **Hertzberg S., Jensen A.:** *Studies of alginate – immobilized marine microalgae.* Bot. Mar., 32: 267-273, 1989.
13. **Hutchinson T.C., Stokes P.M.:** *Heavy metal toxicity and algal bioassays.* in: Water Quality Parameters, Am. Soc. Test. Mater. Spec. Tech. Publ., 573:320, 1975.

14. **International Organization for Standardization:** *Water quality – algal growth inhibition test*. Draft International Standard ISO/DIS 8692, Geneva, Switzerland. 1987.
15. **Jouany J.M., Ferard J.F., et al.:** *Interest of dynamic tests in acute ecotoxicity assessment in algae*. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 7:216, 1983.
16. **Kabata Pendias A., Pendias H.:** *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. PWN, Warszawa. 1999.
17. **Kawecka B., Eloranta P.V.:** *Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych*. PWN, Warszawa, 1994.
18. **Kosakowska A., Falkowski L., et al.:** *Effect of amino acids on the toxicity of heavy metals to phytoplankton*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 40:532-538, 1988.
19. **Kowalewska G., Łotocka M., i in.:** *Formation of the copper-chlorophyll complexes in cells of phytoplankton from the Baltic Sea*. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 39:41-49, 1992.
20. **Łomnicki A.:** *Wprowadzenie do statystyki dla przyrodników*. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, 2003.
21. **Malepszy S., i in.:** *Biotechnologia roślin*. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, 2001.
22. **Ma M., Zhu W., et al.:** *Accumulation, assimilation and growth inhibition of copper on freshwater alga (*Scenedesmus subspicatus* 86.81 SAG) in the presence of EDTA and fulvic acid*. *Aquat. Toxicol.*, 63:221-228, 2003.
23. **Metaxas A.A., Lewis G.:** *Copper tolerance of *Skeletonema costatum* and *Nitzschia thermalis**. *Aquat. Toxicol.*, 19:265-280, 1991.
24. **Moreira dos Santos M., Moreno-Garrido I., et al.:** *An in situ bioassay for estuarine environments using the microalga *Phaeodactylum tricorutum**. *Environ. Toxic. Chem.*, 21(3):576-574, 2002.
25. **Moreira-Santos M., Soares A.M.V.M, et al.:** *An in situ bioassay for freshwater environments with the microalgae *Pseudokirchneriella subcapitata**. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 59:164-173, 2004.
26. **Morel F.M.M., Morel-Laurens M.M.L.:** *Trace metals and plankton in the oceans: Facts and speculations*. In: C. S. WONG; E. A. BOYLE; W. K. BRULAND; E.D. GOLDBERG (eds). *Trace metals in sea water*. Plenum Press, New York 841-869. 1983.
27. **Moreno-Garrido I., Codd G.A., et al.:** *Cu and Zn accumulation by calcium alginate immobilized marine microalgal cells of *Nannochloropsis gaditana* (*Eustigmatophyceae*)*. *Ciencias Marinas*, 28(1): 107-119, 2002.
28. **Nikookar K., Moradshahi A., et al.:** *Physiological responses of *Dunaliella salina* and *Dunaliella tertiolecta* to copper toxicity*. *Biomolecular Engineering*, 22:141-146, 2005.
29. **Organization for Economic Cooperation and Development (OECD):** *Test Guideline 201 (Alga, Growth Inhibition test)*. Update draft. OECD. Paris, France. 1984.
30. **Pempkowiak J., Chiffolleau J.-F., i in.:** *The vertical and horizontal distribution of selected trace metals in the Baltic Sea of Poland*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51: 115-125, 2000.

31. **Pliński M.:** *Glony Zatoki Gdańskiej. Klucz do oznaczania gatunków. Cz.V.* Uniwersytet Gdański, Gdańsk, 1980.
32. **Różańska Z.:** *Zasoby, zanieczyszczenia i ochrona wód morskich za szczególnym uwzględnieniem Bałtyku.* PWN. Warszawa. 1987.
33. **Twist H., Edwards A.C., et al.:** *A novel in situ biomonitoring using alginate immobilized algae (*Scenedesmus subspicatus*) for the assessment of eutrophication in flowing surface waters.* *Wat. Res.*, 31(8):2066-2076, 1997
34. **Weyers A., Sokull-Klüttgen B., i in.:** *Acute toxicity data: a comprehensive comparison of results of fish, daphnia, and algae tests with new substances notified in the European Union.* *Environ. Toxicol. Chem.*, 19: 1931-1933, 2000.
35. **Zgirski A., Gondko R.:** *Obliczenia biochemiczne.* PWN, Warszawa. 1981.

## **Immobilized Algae Cells in Assessment of Copper Toxicity**

### **Abstract**

Toxicological tests are widely applied for assessment of impact of chemical compounds on living organisms. Most often microorganisms such as bacteria, algae and cyanoabcteria are used as test organisms. They are used because of in most of the eco-systems they pay vary important ecological role and they are relatively sensitive to toxicants [34].

Microalgae are sensitive indicators of environmental change and, as the basis of most freshwater and marine ecosystems, are widely used in the assessment of risk and development of environmental regulations for metals.

Copper is a trace element essential for all living organisms. In plants, it participates in photosynthetic electron transport and also plays a role as a cofactor of several oxidizing enzymes. Several heavy metals are essential for living beings at very low concentrations, but at higher doses most of them are toxic for organisms belonging to different levels of the trophic chain.

We examined the influence of copper on the growth of green algae *Chlorella kessleri* H1901 CAUP. The effect of copperII was defined in concentration range from  $5 \cdot 10^{-7}$  to  $5 \cdot 10^{-5}$  mol·dm<sup>-3</sup> in ionic form. A comparative study on metal interaction in the free and alginate immobilized of algae cells was conducted. Cultures with free and immobilized cells were incubated for 7 days under conditions optimal for the growth of the test alga. Algal growth (cellular density) was used as toxicity response parameter.

The copper concentration inhibiting from 40 to 70% of algal growth of free and immobilized algal cells was  $5 \cdot 10^{-6}$  mol·dm<sup>-3</sup>. Both free and immobilized cultures showed similar response to Cu treatments.

Immobilization of microalgal cells in alginate beads could be a technique in order to monitor potential pollution (eg. heavy metals) of aquatic ecosystems.



## Transport cząstek koloidalnych z zaadsorbowanymi jonami arsenu przez mineralne złoża porowate

*Izabela Wróbel, Izabela Polowczyk, Zygmunt Sadowski  
Politechnika Wroclawska*

### 1. Wstęp

Obecność odpadów przemysłowych w środowisku naturalnym staje się coraz bardziej zauważalnym problemem w ochronie środowiska. Za główne źródło ich powstawania, uważa się przemysł wydobywczy i przetwórstwa kopalin. W wyniku prowadzenia procesów wzbogacania, bądź procesów hutniczych, powstają odpady deponowane na hałdach, które w znaczący sposób przyczyniają się do zanieczyszczeń wód gruntowych. Dzieje się tak w wyniku transportu trudno rozpuszczalnych zanieczyszczeń przez naturalny polimineralny ośrodek porowaty. Zjawisko to zostało zaliczone do głównych procesów mających istotny wpływ na zanieczyszczanie wód gruntowych [6, 12].

Dotychczasowe badania donoszą o istotnym udziale w procesie migracji części fazy stałej gleby, która może poruszać się pod wpływem zmiennych warunków geochemicznych. Ruchomymi komponentami gleby są powstające cząstki koloidalne, które za względu na mały rozmiar, obecność podwójnej warstwy elektrycznej oraz rozwiniętą powierzchnię właściwą, są efektywnymi sorbentami zanieczyszczeń [7, 8, 15].

Stwierdzono obecność wielu zarówno nieorganicznych, jak i organicznych koloidów w glebie i w wodach gruntowo glebowych. Należą do nich: glinokrzemiany i krzemiany, tlenki metali, wodorotlenki, węglany, fosforany, a także biokoloidy oraz makromolekularne fragmenty materii organicznej. Ich stężenie mieści się w granicy  $0,2 \div 1700$  ( $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ). Cząstki o rozdrobnieniu koloidalnym, których rozmiary mieszczą się w przedziale  $1 \div 1000$  nm, powstają w wyniku wietrzenia fizycznego i chemicznego. Głównym ich źródłem są minerały skałotwórcze, oraz przesycone roztwory jonów, z których cząstki kolo-

idalne tworzą się w procesie nukleacji. Organiczne cząstki koloidalne powstają z rozkładu materiału biologicznego. Dzieje się tak na skutek tworzenia dołów gnilnych, czy poprzez zasypywania wgłębień w terenie odpadami komunalnymi bez izolacji od otoczenia [2, 7, 11, 14].

Cząstki koloidalne, obecne w naturalnym ośrodku porowatym, są zazwyczaj nieruchome. Obniżenie siły jonowej, a co za tym idzie zwiększenie elektrostatycznego odpychania pomiędzy cząstkami koloidalnymi sprawia, że następuje migracja cząstek koloidalnych w głąb porowatego ośrodka. Mobilność cząstek koloidalnych obecnych zarówno w strefie stałej gleby, jak i warstwie wodonośnej, zależy od szeregu czynników fizykochemicznych. Są nimi: pH, stężenie jonów lub związków powierzchniowo czynnych, które mogą adsorbować się na powierzchni cząstek koloidalnych. Wyniki badań wskazują, że tworzenie układu dyspersyjnego w naturalnych porowatych ośrodkach jest ułatwione przy zwiększonym pH i niskiej sile jonowej. W środowisku naturalnym warunki te mogą ulegać zmianie w czasie i przestrzeni. Przyczyną tych wahań może być rozcieńczenie roztworów glebowych przez wody deszczowe, a także ich zatężenie przez odparowanie. Dodatkowo proces transportu powstałych cząstek koloidalnych jest zależny od warunków hydrodynamicznych, takich jak szybkość przepływu cieczy przez ośrodek porowaty. Wzrost szybkości przepływu powoduje większą mobilność cząstek koloidalnych [11, 14, 15].

Cząstki koloidalne, w odpowiednich warunkach hydrogeochemicznych, stanowią wysoce mobilne nośniki zanieczyszczeń. Na ich powierzchni mogą efektywnie sorbować się: jony metali ciężkich, związki organiczne, radionuklidy i inne substancje stanowiące potencjalne zagrożenie dla środowiska naturalnego. Niekiedy możliwe jest wstrzymanie transportu zanieczyszczeń, a tym samym zmniejszenie skażenia gleby i wód gruntowo glebowych. Dzieje się tak wtedy, gdy wielkość cząstki będących nośnikami zanieczyszczeń przewyższa wymiary porów. Wówczas następuje zapychanie warstwy filtracyjnej złoża, co skutkuje zmniejszeniem szybkości przepływającego płynu. Inhibicja transportu może być również wywołana przez zmniejszenie porowatości złoża, czy dużą koncentrację cząstek koloidalnych [7, 15, 16].

Głównym celem badań naukowych nad układami koloidalnymi ułatwiającymi transport zanieczyszczeń w naturalnym ośrodku porowatym, jest zrozumienie jak dany układ zachowuje się w naturalnych warstwach podpowierzchniowych. Większość badań nad cząstkami koloidalnymi ułatwiającymi transport zanieczyszczeń oparta jest na obliczeniach modelowych i eksperymentalnej weryfikacji. Eksperymenty przeprowadza się z wykorzystaniem kolumn z wypełnieniem. Migrację cząstek koloidalnych badano w obecności takich zanieczyszczeń jak: kationy metali alkalicznych, kationy metali przejściowych ( $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Co}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ), aniony tlenkowe, polarne i niepolarne związki organiczne [15].

Zanieczyszczenie wód naturalnych związkami arsenu ma miejsce w wielu częściach świata. Sprawia to, że problem skażenia terenu arsenem stał się obecnie problem na skalę globalną. Arsen, jako jeden z najbardziej toksycznych pierwiastków śladowych, obecny w wodzie pitnej, ma znaczący wpływ na zdrowie człowieka. Jako czynnik kancerogeny, negatywnie działa na m.in. skórę, wątrobę, płuca, czy układ nerwowy. Zanieczyszczenie wód naturalnych arsenem może wynikać z wysoce rozwiniętego przemysłu, chociażby górniczego czy hutniczego. Z drugiej strony, obecność w wodach arsenu pochodzenia naturalnego dodatkowo wpływa na zwiększenie ilości tego pierwiastka. Ponad 300 minerałów zawiera w swojej strukturze arsen. Obecność minerałów zawierających arsen potwierdzono w rudach miedzi, cynku, ołowiu i złota. Arsen może stanowić główny składnik niektórych rud, bądź jedynie śladowe domieszki do innych minerałów. Arsen występuje głównie w postaci tlenków arsenu (III) i arsenu (V). Ich zawartość uzależniona jest od potencjału redoks, pH. Stwierdzono, że arsen (III) jest najbardziej toksyczną i mobilną formą w środowisku naturalnym. Związki arsenu stanowiące odpad w procesach wyprężania rud oraz wytopu metali, mogą migrować przez warstwę gleby do wód gruntowo-glebowych. Stanowiąc to może potencjalne zagrożenie dla zdrowia i życia ludzi [1, 3÷5, 9, 10, 17].

W niniejszej pracy badano warunki fizykochemiczne transportu cząstek dwóch układów koloidalnych (syntetycznego hematytu oraz kaolinu pochodzenia naturalnego) przez warstwę porowatą, która zbudowana była z odpadów z przemysłu górniczego i hutniczego z obszaru Dolnego Śląska. Dodatkowo, zbadano transportu tych samych cząstek koloidalnych po zaadsorbowaniu na ich powierzchni jonów arsenowych.

## **2. Materiały i metody**

### **2.1 Materiał badawczy**

Badania transportu cząstek koloidalnych prowadzono dla dwóch układów. Pierwszym z nich był koloidalny hematyt ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), otrzymany syntetycznie [7]. Źródłem jonów żelaza (III) był 2 M roztwór chlorku żelaza (III), do którego dodano 6 M roztwór wodorotlenku sodu. Po dodaniu reagentów, całość mieszało przez 15 minut ( $1100 \text{ min}^{-1}$ ). Następnie ogrzewano w  $100^\circ\text{C}$  przez 74 godziny i dializowano w membranie celulozowej w obecności wody dejonizowanej. Wykonano dla powstałego koloidu rozkład wielkości ziaren (Malvern Mastersizer 2000), gdzie  $d(50)$  wynosi  $0,4 \mu\text{m}$ , a także pomiar całkowitej powierzchni właściwej przy użyciu adsorbenta polarnego –  $43,33 \text{ (m}^2\cdot\text{g}^{-1}\text{)}$ . Drugim badanym układem koloidalnym był materiał pochodzenia naturalnego – kaolin (kaolin KOS z Kopalni Surowców Mineralnych „Surmin – Kaolin” w Nowogrodźcu),



dla którego wyznaczono podobne parametry:  $d(50)$  wynosi  $1,2 \mu\text{m}$ , odczyn pH 5,6, całkowita powierzchnia właściwa  $22,00 (\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1})$  oraz zawartość kaolinu wynosi 79%, illitu 7%, kwarcu 13% i innych minerałów 1%.

Porowatym materiałem, na którym przeprowadzono doświadczenia transportu cząstek koloidalnych, były odpady przemysłu górniczno-hutniczego rejonu Dolnego Śląska. Są to pohutnicze odpady rud laterytowych niklu, pochodzące z Zakładów Górniczo-Hutniczych w Szklarach. Materiał ten został pobrany od strony południowej i zachodniej hałdy. Podział taki zastosowano ze względu na różnice we właściwościach fizykochemicznych materiału, które są skutkiem stosowania odmiennych procesów technologicznych w Zakładach Górniczo-Hutniczych w Szklarach. Trzecim materiałem był odpad pochodzący z kopalni w Złotym Stoku, który jest pozostałością po eksploatacji rud arsenu i złota. W celu określenia właściwości fizykochemicznych badanych materiałów wykonano analizy: gęstości własnej ( $\rho$ ), porowatości ( $n$ ), pH wodnej zawiesiny, zawartości węglanów ( $\text{XCO}_3$ ; metoda wagowa z użyciem roztworu kwasu solnego), wielkości rozkładu ziaren ( $d(50)$ ; Malvern Mastersizer 2000), całkowitej powierzchni właściwej ( $S$ ; metoda z użyciem adsorbenta polarnego), a także składu pierwiastkowego (metoda spektrometrii ICP-OES) dla frakcji  $40\text{--}1000 \mu\text{m}$ .

**Tabela 1** Charakterystyka porowatego materiału badawczego

**Tabel 1.** Characteristic of mineral porous bed

	Szklary		Złoty Stok
	południowe	zachodnie	
$\rho [\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}]$	3,05	2,86	2,86
$n [\%]$	48,5	48,4	38,6
pH	9,5÷10,6	11,0÷11,6	9,2÷9,6
$\text{XCO}_3 [\%]$	40,04	68,15	15,39
$d(50) [\text{mm}]$	500,0	203,7	220,1
$S [\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}]$	4,21	37,97	23,91
Ni [ppm]	1070	820	25
Mn [ppm]	910	1050	380
Fe [%]	5,98	8,07	6,16
Ca [%]	17,28	23,45	4,18
Mg [%]	8,74	5,75	7,56
As [%]	1,37	0,88	3,99

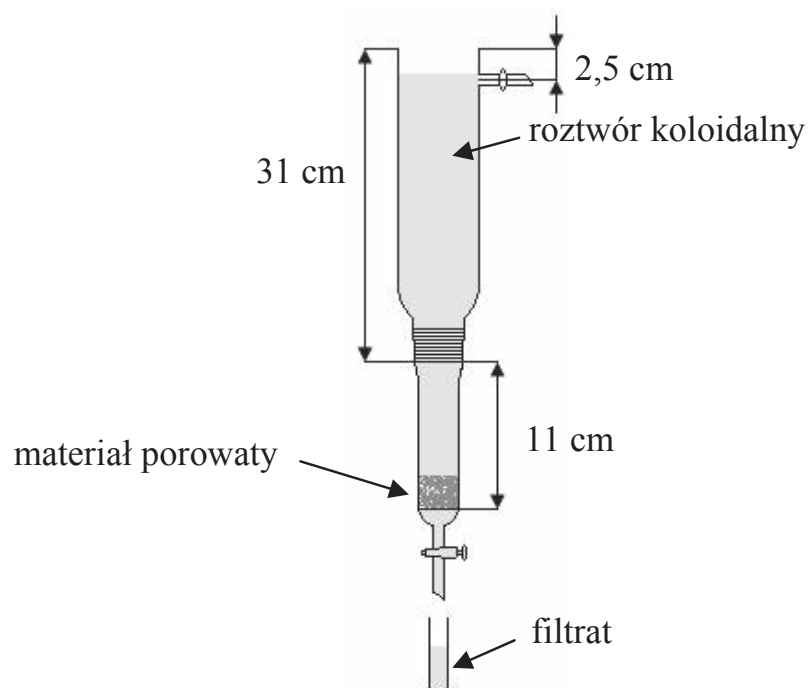
## **2.2. Adsorpcja arsenu na cząstkach koloidalnych**

Adsorpcje jonów arsenowych na cząstkach koloidalnego hematytu oraz kaolinu prowadzono używając wzorcowego roztworu arsenu o stężeniu  $1000 \text{ mg/dm}^3$ . Roztwór sporządzono przy użyciu  $\text{As}_2\text{O}_3$ , rozpuszczając w wodzie tlenek z dodatkiem 2 M roztworu NaOH, a następnie lekko zakwaszając 2 M roztworem HCl. Adsorpcję jonów arsenowych na hematycie przeprowadzono w zakresie stężeń jonów arsenowych  $50\div 340 \text{ ppm}$ , przy pH 10,2 w stosunku  $8,2\cdot 10^{-4} \text{ g}$  fazy stałej do  $25 \text{ cm}^3$  roztworu z jonami arsenowymi. Natomiast adsorpcję jonów arsenowych na kaolinie prowadzono w zakresie stężeń  $100\div 1000 \text{ ppm}$ , przy pH 10,3, w stosunku  $1 \text{ g}$  fazy stałej do  $25 \text{ cm}^3$  roztworu jonów arsenowych o określonym stężeniu. Czas wytrząsania roztworów z fazą stałą wynosiło 1 godzinę. Wykonano izotermie adsorpcji jonów arsenowych dla badanych układów koloidalnych, stosując do oznaczeń metodę z błękitem arsenomolibdenowym. Z przeprowadzonych badań adsorpcji stwierdzono, że maksymalna adsorpcja jonów arsenowych ma miejsce przy stężeniu  $0,6 \text{ g As}$  na  $1 \text{ g}$  hematytu i  $2 \text{ mg}$  na  $1 \text{ g}$  kaolinu i wyniosła odpowiednio:  $31,05 \text{ (mg}\cdot\text{m}^{-2})$  dla hematytu i  $0,18 \text{ (mg}\cdot\text{m}^{-2})$  dla kaolinu.

## **2.3. Badania transportu**

Przeprowadzono serię doświadczeń transportu cząstek koloidalnych hematytu oraz kaolinu, oraz tych samych cząstek po zaadsorbowaniu jonów arsenowych, przez mineralną warstwę porowatą. Pomiaru były prowadzone przy dwóch siłach jonowych:  $5\cdot 10^{-3} \text{ M KCl}$  oraz  $5\cdot 10^{-4} \text{ M KCl}$ , a także przy wartości pH, które odpowiadały wartościom pH wodnej zawiesinie materiału z hałdy.

Badanie transportu cząstek koloidalnych przez złożę hałdy prowadzono w szklanej pionowej kolumnie. Składała się ona z dwóch części: dolnej i górnej. W dolnej części ( $\phi = 29 \text{ mm}$ ) znajdował się szklany spiek z otworami ( $\phi = 2\div 3 \text{ mm}$ ), na który nałożono sącdek syntetyczny ( $\phi = 28 \text{ mm}$ ). Górna część ( $\phi = 46 \text{ mm}$ ) połączona była z dolną za pomocą szlif. Materiał stały umieszczono na dole kolumny, natomiast pozostałą objętość zajmował odpowiedni roztwór koloidalny, bądź roztwór koloidalny z zaadsorbowanymi jonami arsenu. W górnej części kolumny znajdował się otwór odprowadzający nadmiar koloidu, co pozwala na utrzymanie stałego poziomu cieczy podczas pomiaru. Ubywająca ciecz była uzupełniana poprzez pompę perystaltyczną, dostarczająca ciecz od góry. Schemat kolumny pomiarowej przedstawiono poniżej.



**Rys. 1.** Schemat kolumny do pomiaru transportu cząstek koloidalnych przez ośrodek porowaty

**Fig. 1.** Column with porous material for investigations

Do badań transportu użyto 16 g suchego materiału badawczego i po zwilżeniu wodą dejonizowaną, upakowano na sączku warstwę mineralną. Następnie wprowadzono wodę dejonizowaną do stałej wysokości, w celu ustalenia stałej prędkości przepływającego płynu. Po usunięciu wody, wprowadzano odpowiednio przygotowane roztwory koloidalne. Sporządzano koloidalny hematyt o stężeniu  $20,46 \text{ (mg}\cdot\text{dm}^{-3}\text{)}$ , w przypadku eksperymentu z zaadsorbowanymi jonami arsenu, stężenie jonów arsenowych wynosiło 0,6 g As na 1 g hematytu. W przypadku kaolinu, roztwór koloidalny przygotowano o stężeniu  $25,00 \text{ (mg}\cdot\text{dm}^{-3}\text{)}$ , prowadząc homogenizację zawiesiny (2 min;  $15000 \text{ min}^{-1}$ ). Dla układu kaolin–jony arsenowe stężenie arsenu wynosiło 2 mg na 1g kaolinu. pH roztworów koloidalnych było ustalone do wartości  $9,2\div 11,6$ , w zależności od użytego złoża mineralnego.

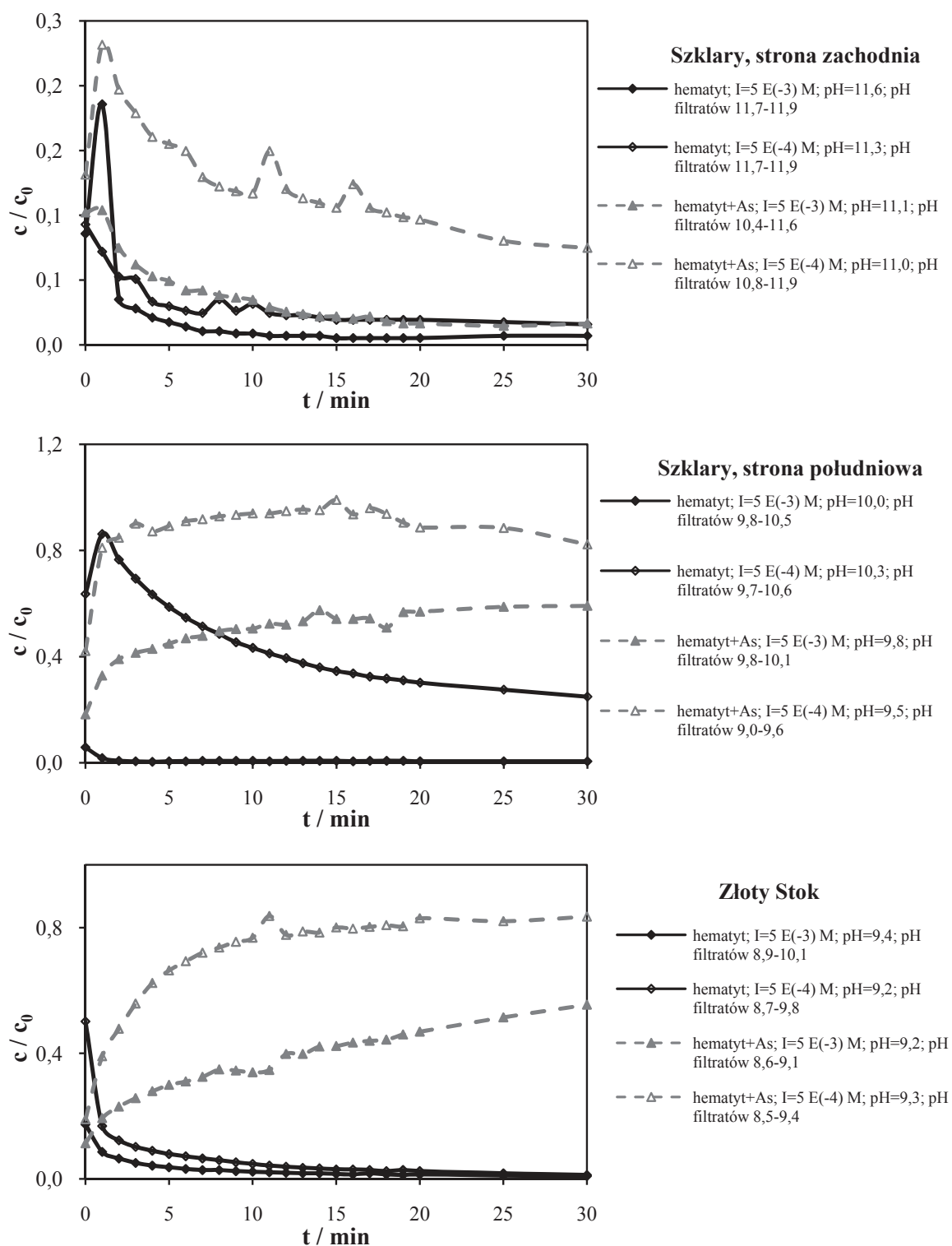
Pomiar trwał 30 minut. Filtryaty zbierano przez 20 minut co jedną minutę, a następnie co 5 minut. Otrzymane filtryaty analizowano spektrofotometrycznie przy odpowiednich długościach fali (hematyt  $\lambda = 430 \text{ nm}$ , hematyt z As  $\lambda = 450 \text{ nm}$ , kaolin  $\lambda = 335 \text{ nm}$ , kaolin z As  $\lambda = 335 \text{ nm}$ ) oraz mierzono pH roztworów.

### **3. Wyniki badań i ich omówienie**

Analizując zmiany stężenia cząstek hematytu i hematytu z zaadsorbowanymi jonami arsenu stwierdzono, że cząstki hematytu z zaadsorbowanymi jonami arsenu łatwiej migrowały w porównaniu do cząstek hematytu bez jonów arsenowych. Dla wszystkich badanych materiałów wypełniających, obserwuje się największą migrację dla warunków mniejszej siły jonowej ( $5 \cdot 10^{-4}$  M KCl). Zauważalne jest to zarówno w doświadczeniach z układem hematyt-As, jak i również z samy hematytem. W przypadku materiału pochodzącego ze Szklar (strona południowa) i Złotego Stoku, krzywe zmiany stężenia w czasie migracji mają charakterystyczny kształt (rys. 2). Dla przypadku hematyt-As następuje ciągły wzrost ilości przechodzących cząstek przez warstwę porowatą w czasie trwania doświadczenia. Odwrotne zjawisko miało miejsce przy badaniu transportu hematytu. W tym przypadku zaobserwowano spadek ilości cząstek w zbieranych filtratach. Świadczy to o zmianach właściwości cząstek hematytu zachodzących w wyniku adsorpcji arsenu. Zmiany te powodują, że migracji cząstek koloidalnych wraz z jonami arsenu jest intensywna. Analizując wykres dotyczący migracji w materiale ze Szklar z części zachodniej, stwierdzono, że kształt krzywych odbiega od wyżej omawianych przypadków. Związane jest to z innym mechanizmem występującym podczas migracji cząstek koloidalnych. Można to wyjaśnić odmiennymi właściwościami materiału, z którego zbudowane zostało złożo porowate (rys. 2).

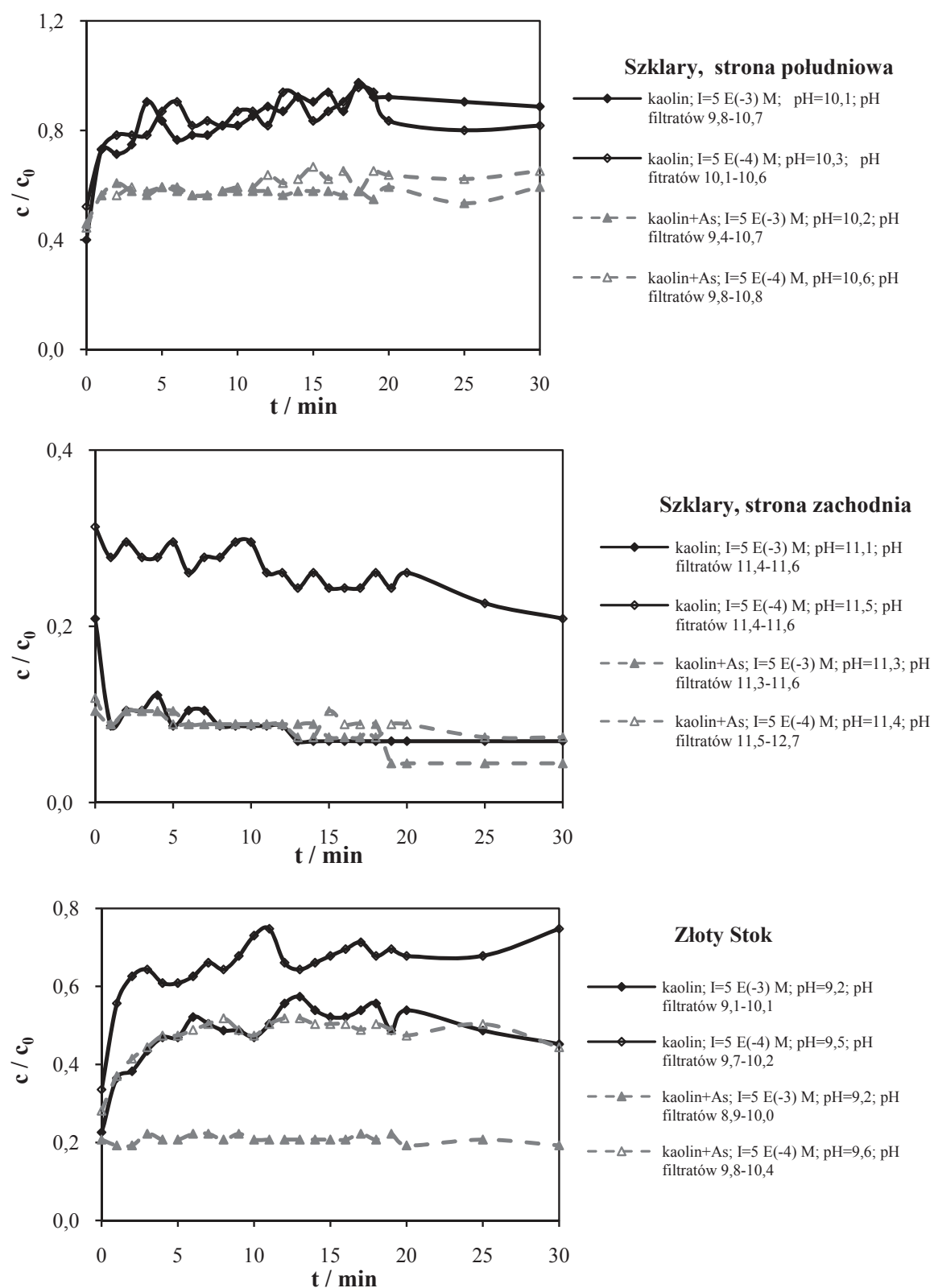
Przeprowadzono także eksperymenty, w których badano transport cząstek koloidalnych kaolinu, oraz cząstek kaolinu po adsorpcji jonów arsenowych (rys. 3). Analiza otrzymanych wyników pomiaru transportu koloidalnego kaolinu wskazuje na zjawisko, które było odwrotne do przypadku transportu koloidalnych cząstek hematytu. Zaobserwowano, że cząstki kaolinu migrowały lepiej, gdy nie miały zaadsorbowanych jonów arsenowych. Świadczy o tym większa ilość cząstek koloidalnych kaolinu w filtracie bez adsorpcji jonów arsenu w warunkach mniejszej siły jonowej ( $5 \cdot 10^{-4}$  M KCl). Jedynie dla złoża utworzonego z materiału pobranego ze Szklar od strony południowej, nie obserwuje się wyraźnych różnic pomiędzy badanymi siłami jonowymi. Zmiany te można tłumaczyć odmiennością właściwości powierzchniowych cząstek kaolinu bez i po adsorpcji jonów arsenu.

Na wykresach (rys. 2, rys. 3) przedstawiono wartości odczynu pH roztworów koloidalnych wprowadzanych do kolumny, a także zakres pH filtratów otrzymanych w trakcie prowadzenia doświadczeń transportu.



**Rys. 2.** Wykresy zmiany stężenia koloidalnego hematytu i hematytu z jonami arsenu w czasie

**Fig. 2.** The concentration of hematite and hematite+As ions as a function of migration time



**Rys. 3.** Wykresy zmiany stężenia koloidalnego kaolinu i kaolinu z jonami arsenu w czasie  
**Fig. 3.** The concentration of kaolin and kaolin + As ions as a function of migration time

#### 4. Wnioski

Z przeprowadzonych badań transportu cząstek koloidalnych hematytu i kaolinu, z użyciem pionowej kolumny z mineralnym wypełnieniem wynika, że badana mobilność jest uwarunkowana właściwościami fizykochemicznymi cząstek koloidalnych oraz materiałów tworzących warstwę porowatą. Badane koloidy, mogą wpływać na zanieczyszczenie wód gruntowo w rejonach składowania badanych odpadów przemysłowych. Z przeprowadzonych pomiarów wynika, że na proces transportu badanych cząstek koloidalnych wpływa obecność zaadsorbowanych jonów arsenowych. W przypadku koloidalnego hematytu jest to najbardziej zauważalne zjawisko, szczególnie dla ośrodka porowatego zbudowanego z materiałów pobranych od strony południowej hałdy w Szklarach i hałdy w Żółtym Stoku. Dodatkowo, obserwowany był wpływ siły jonowej na ilość przechodzących cząstek koloidalnych przez warstwę porowatego ośrodka mineralnego. W miarę zmniejszania się siły jonowej, zwiększa się grubość podwójnej warstwy elektrycznej na cząstkach koloidalnych. Wpływa to na zmniejszenie oddziaływań przyciągających pomiędzy cząstkami koloidu, a także pomiędzy cząstką koloidalną, a ziarnem złoża mineralnego. Odwrotny przypadek zauważalny jest przy badaniach transportu cząstek koloidalnych kaolinu. Adsorpcja jonów arsenowych przez cząstki kaolinu powoduje, że zmniejsza się ich mobilność. Ma to swoje pozytywne przełożenie na zahamowanie migracji jonów arsenu do wód podpowierzchniowych. Podobny skutek wywołuje zwiększenie siły jonowej.

#### Literatura

1. **Arienzo M., Adamo P., Chiarenzelli J., Bianco M. R., Martino A.:** *Retention of arsenic on hydrous ferric oxides generated by electrochemical peroxidation.* Chemosphere 48, 1009-1018, 2002.
2. **Baumann T., Werth C.J.:** *Visualization of colloid transport through heterogeneous porous media using magnetic resonance imaging.* Colloids Surfaces A, 265, 2-10, 2005.
3. **Benning L. G.:** *Arsenic sulphides: nucleation and growth from aqueous solution.* School of Earth Sciences, University of Leeds.
4. **Drewniak Ł., Skłodowska A.:** *Rola bakterii w biogeochemicznym cyklu arsenu.* Postępy Mikrobiologii, 46(3), 275-285, 2007.
5. **Gimenez J., Martinez M., Pablo J., Rovira M., Duro L.:** *Arsenic sorption onto natural hematite, magnetite and goethite.* J. Hazardous Materials, 141, 575-580, 2007.
6. **Johnson P.R., Sun N., Elimelech M.:** *Colloid Transport in Geochemically Heterogeneous Porous Media: Modeling and Measurements.* Environ. Sci. Technol., 30, 3284-3293, 1996.
7. **Kretzschmar R., Sticher H.:** *Colloid Transport in Natural Porous Media: Influence of Surface Chemistry and Flow Velocity.* Phys. Chem. Earth, 23(2), 133-139, 1998.
8. **Kuhnen F., Barmettler K., Bhattacharjee S., Elimelech M., Kretzschmar R.:** *Transport of Iron Oxide Colloids in Packed Quartz Sand Media: Monolayer and Multilayer Deposition.* J. Colloid Interface Science, 231, 32-41, 2000.

9. **Lenoble V., Bouras O., Deluchat V., Serpaud B., Bollinger J. C.:** *Arsenic Adsorption onto Pillared Clays and Iron Oxides*. *J. Colloid Interface Science* 255, 52-58, 2002.
10. **Lorenzen L., Deventer J. S. J., Landi W. M.:** *Factors affecting the mechanism of the adsorption of arsenic species on activated carbon*. *Minerals Engineering*, 8 (4/5), 557-569, 1995.
11. **Mohanty K.K., Hirasaki G.J.:** Editorial overview. *Transport in porous materials*. *Current Opinion in Colloid & Interface Science*, 6, 189-190, 2001.
12. **Rosik-Dulewska C.:** *Podstawy Gospodarki Odpadami*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 2002.
13. **Roy S.B., Dzombak D.A.:** *Colloid release and transport processes in natural and model porous media*. *Colloids Surfaces A*, 107, 245-262, 1996.
14. **Ryan J.N., Elimelech M.:** *Colloid mobilization and transport in groundwater*. *Colloids Surfaces A*, 107, 1-56, 1996.
15. **Sen T.K., Kilar K.C.:** *Review on subsurface colloids and colloid-associated contaminant transport in saturated porous media*. *Advances in Colloid and Interface Science*, 119, 71-96, 2006.
16. **Sen T.K., Mahajan S.P., Khilar K.C.:** *Colloid – Associated Contaminant Transport in Porous Media: 1. Experimental Studies*. *AIChE Journal*, 48(10), 2366-2374, 2002.
17. **Zhang F.-S., Itoh H.:** *Iron oxide-loaded slag for arsenic removal from aqueous system*. *Chemosphere*, 60, 319-325, 2005.

## **Transport of Colloidal Particles with Arsenic Ions Adsorbed on the Colloidal Surfaces Through Mineral Porous Bed**

### **Abstract**

The storage of insecure industrial waste, descended from mining and metallurgical industry, has an influence on the pollution of a ground and groundwater. It is a result of migration of toxic substances into the bed of soli. The weathering processes and hydrodynamic changes in soil causes the colloidal particles formation, which are effective contaminations carriers through mineral porous media. In this paper transport of colloidal particles: synthetic hematite and natural kaolin has been investigated. The porous medias were waste from both Szklary and Złoty Stok heaps. The aim of this work is to inspect the influence of arsenate ions on the behaviour of colloidal particles in porous bed. The investigations were conducted in two ionic strengths:  $5 \cdot 10^{-3}$  M KCl and  $5 \cdot 10^{-4}$  M KCl, at pH 9.2-11.6. Results showed that transport of colloidal hematite was facilitated, when arsenic ions were adsorbed onto the colloid particles. Additionally, the increase of mobility of hematite was caused by a decrease of ionic strength. In the case of kaolin transport, the results showed an increase of kaolin particles migration



without arsenic ions. These behaviour of colloidal kaolin particles into mineral bed is explained by different surface property of kaolin particles.

Results of examinations on colloidal particles of hematite and kaolin transport through column with mineral bed show, that examined mobility is conditioned with physico-chemical proprieties of colloidal particles and materials of porous bed. Studied colloids, can influence pollution of underground waters in the areas of storing of studied industrial wastes. Results of conducted measurements show, that the process of examined colloidal particles transport is influenced by presence of adsorbed arsenic ions. It is the most perceptible phenomenon in the case of the colloidal hematite, particularly for porous medium built from materials taken from the southern side of heap in Szklary and heap in Złot Stok. Additionally, influence of ion strength on quantity of transported colloidal particles through the layer of porous mineral medium was observed. When ion strength was decreasing, the thickness of the double electric layer increases on colloidal particles. It has impact on decrease of attracting interactions among particles of colloid, and also between colloidal particle and grain of mineral bed. The opposite case was noted during investigations on transportation of colloidal particles of kaolin. Adsorption of arsenic ions by particles of kaolin causes decrease of their mobility. This causes stopping of migration of arsenic ions to underground waters. The similar result is obtained when ion strength is enlarged.

## **Celowość stosowania nawodnień deszczownianych w zagospodarowaniu rolniczym gruntów pogórnich<sup>1</sup>**

*Piotr Stachowski  
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

### **1. Wstęp**

Efekty produkcyjne rolnictwa Wielkopolski, a także rekultywacji i zagospodarowania rolniczego terenów pogórnich po odkrywkowej działalności górnictwa odkrywkowego, w dużym stopniu zależą od warunków przyrodniczych, które dla tego regionu nie są najkorzystniejsze. Świadczy o tym nie tylko wartość użytkowo-rolnicza gleb charakteryzujących się niezbyt dużymi zdolnościami retencyjnymi, a przede wszystkim położenie w strefie najniższych i najmniejkorzystnie rozłożonych opadów atmosferycznych. Są to główne czynniki przyrodnicze, obok niewielkich zasobów wodnych wpływające na celowość stosowania nawodnień oraz określające potrzeby nawodnień w regionie Wielkopolski [7]. Nawet w latach przeciętnych i mokrych w środkowej części dorzecza Warty, w którym w okresie wegetacyjnym suma opadów wynosi od 240 do 290 mm, występują niedobory wody [6].

W latach suchych, w których opady w okresie wegetacyjnym są znacznie niższe (około 150 mm) niedobory wody dla uprawianych roślin są bardzo duże i mogą osiągnąć wartość nawet 250 mm.

Rozpoznanie zasobów wody jest szczególnie ważne na terenach pogórnich, gdzie występuje opadowo-retencyjny reżim wodny, w którym jedynym źródłem zaopatrzenia roślin w wodę są opady atmosferyczne. Zwierciadło wody gruntowej zalega bardzo głęboko i nie ma wpływu na uwilgotnienie wierzchnich warstw gruntów pogórnich [8]. W dotychczasowych badaniach, dotyczących

---

<sup>1</sup> Praca naukowa finansowana ze środków na naukę w latach 2006-09 jako projekt badawczy

rekultywacji i zagospodarowania terenów pogórnich, szczególną uwagę zwracano na wpływ rodzaju stosowanych zabiegów rekultywacyjnych, a przede wszystkim nawożenia mineralnego na poprawę chemizmu gruntów pogórnich i gleb rozwijających się z tej skały macierzystej. Ze względu na optymalizację zabiegów rekultywacyjnych, a w dalszym etapie dobór roślin uprawnych, konieczne stało się poznanie nie tylko właściwości fizycznych i wodnych gruntów pogórnich, lecz również wpływu warunków meteorologicznych na uprawiane na tych terenach rośliny.

## 2. Materiały i metody badań

Podstawą pracy są wyniki badań i obserwacji terenowych przeprowadzonych na 4 powierzchniach doświadczalnych o wielkości 0,32 ha każda, zlokalizowanych na zwałowisku wewnętrznym odkrywki „Kazimierz Północ” Kopalni Węgla Brunatnego „Konin”. Zwałowisko, na którym prowadzono badania, jest zrównane z rzędnymi otaczającego terenu i zalicza się do typu zwałowisk o wierzcholinie dostosowanej do poziomu terenów przyległych. Po zakończeniu rekultywacji technicznej w 1998 r. na badanych powierzchniach doświadczalnych rozpoczęto rekultywację rolniczą, a obecnie prowadzone jest zagospodarowanie rolnicze, poprzez uprawę w monokulturze lucerny oraz przemiennie pszenicy ozimej, jęczmienia jarego oraz rzepaku. Dla każdej powierzchni doświadczalnej – na podstawie wierceń do głębokości 3m, wykonanych w 3 transektach, przecinających wytypowane powierzchnie z zachodu na wschód, wyznaczono zasięg gruntów pogórnich o podobnej budowie wierzchnich warstw. W każdym zasięgu wykonano także odkrywki gleboznawcze, z których pobrano próbki do analiz laboratoryjnych. W profilach charakterystycznych w 70-80% dla badanych powierzchni wykonywano systematyczne, co 2 tygodnie, pomiary wilgotności gleby za pomocą sondy profilowej. W wierzchnich warstwach badanych profili glebowych pomierzono infiltrację (0-30 cm) i perkolację (30-60 cm) metodą podwójnych pierścieni, w 4 powtórzeniach dla każdego poziomu[3]. Skład granulometryczny oraz właściwości fizyczne, chemiczne i wodne badanych profili glebowych oznaczono w laboratorium Katedry Melioracji Kształtowania Środowiska i Geodezji UP w Poznaniu metodami powszechnie znanymi i stosowanymi w gleboznawstwie [3,4]:

- skład granulometryczny w badanych profilach glebowych oznaczono metodą areometryczną Casagrande’a w modyfikacji Prószyńskiego z podziałem materiału glebowego na grupy granulometryczne,
- gęstość stałej fazy gleby (właściwa) oznaczono piknometrem,
- porowatość (pełną pojemność wodną) obliczono na podstawie gęstości właściwej i objętościowej,
- zawartość węgla organicznego oznaczono metodą Tiurina, po czym przeliczono ją na zawartość próchnicy (M.O.) wg wzoru:  $M.O. = C_{org} \cdot 1,724$ ,

- gęstość objętościową określono na podstawie próbek objętościowych o nie-naruszonej strukturze, pobranych w 4 powtórzeniach z każdego poziomu cylindrami o pojemności  $V = 100 \text{ cm}^3$ .

Właściwości wodne określono na podstawie krzywych sorpcji wody (pF) i na ich podstawie ustalono: ilość wody łatwo dostępnej dla roślin ( $R_{WLD} = \Delta Ru$ ) jako 2/3 wartości różnicy między zawartością wody odpowiadającej połowej pojemności wodnej  $R_{PPW}$ , (pF = 2,0), a wilgotnością trwałego więdnięcia  $R_{WTW}$ , (pF = 4,2) [9].

Przebieg warunków meteorologicznych przeanalizowano na podstawie codziennych pomiarów opadów atmosferycznych na własnym posterunku opadowym oraz wyników codziennych pomiarów temperatury powietrza ze stacji meteorologicznej KWB „Konin” w Kleczewie. Parowanie terenowe dla analizowanych okresów wegetacyjnych obliczono metodą Penmana w modyfikacji Kędziory [2].

Celem pracy była ocena celowości stosowania nawodnień deszczownianych na zagospodarowanych rolniczo gruntach pogórnicych zwałowiska wewnętrznego odkrywki „Kazimierz Północ”, na tle zaliczanych do mokrych pod względem sumy opadów okresach wegetacyjnych: 2001 i 2006 roku.

### 3. Wyniki badań

Wierzchnie warstwy badanych profili gruntowych są zbudowane najczęściej z glin (tabela 1). W jednometrowej warstwie profilu nr 1, typowego dla powierzchni nr 1, przeważają gliny lekkie i średnie. W profilu nr 2 w warstwie do 30 cm występuje glina piaszczysta, przechodząca w glinę do 60 cm. W warstwie 60-100 cm tego profilu występuje glina lekka, a w warstwie 100-150 cm glina średnia. Profil typowy dla powierzchni nr 3 jest zbudowany z gliny lekkiej z wkładką gliny piaszczystej. W wierzchniej warstwie (0-60 cm) profilu nr 4 występuje glina lekka, która przechodzi w glinę piaszczystą. Gęstość fazy stałej gruntu badanych profili nie wykazuje zmian i osiąga w warstwie 0-30 cm średnią wartość  $2,68 \text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$ . Większe zróżnicowanie występuje natomiast w gęstości objętościowej. Średnia gęstość objętościowa w tej warstwie wynosi  $1,88 \text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$ , natomiast głębszych warstwach (30-60 cm) omawianych profili glebowych jest ona większa i osiąga średnią wartość  $1,91 \text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$ . Ma to związek z mniejszą zawartością materii organicznej i słabszą penetracją korzeni uprawianych roślin.

Na badanych powierzchniach doświadczalnych istnieje zróżnicowanie w zawartości materii organicznej, najmniejsza w warstwie 0-30 cm występuje w profilach nr 1 i nr 3 i wynosi średnio 0,30%. W dwóch pozostałych profilach jest ona znacznie większa i osiąga wartość od 0,59% (profil nr 4) do 0,76% (profil nr 2).

**Tabela 1.** Niektóre właściwości fizyczne, chemiczne i wodne badanych profili gruntów pogórnicznych

**Table 1.** Some physical, chemical and water properties of investigated soil profiles of postmining grounds

nr profilu, uprawa profile No, crop	Warstwa layer	Skład granulometryczny wg PN-R-04033:1998 Texture acc. to	Gęstość obj. Bulk density	Gęstość fazy stałej Specific gravity	Zawartość materii organicznej Organic Mater content	R <sub>PPW</sub> R <sub>WLD</sub>		Współczynnik infiltracji ustalonej i współczynnik perkolacji Vertical percolation	
						mm	mm	0-50 cm	0-30 cm
	cm		Mg·m <sup>-3</sup>	Mg·m <sup>-3</sup>	%	0-50 cm	0-30 cm	30-60 cm	
<b>1.</b> lucerna lucerne	0-30	<b>gl</b>	1,89	2,68	0,31	130	72	2,4 ·10 <sup>-5</sup>	0,02 ·10 <sup>-5</sup>
	30-60	<b>gl</b>	1,91	2,67	0,29				
	60-100	<b>gs</b>	1,96	2,66	0,41				
	100-150	<b>gs</b>	1,98	2,67	0,30				
<b>2.</b> pszenica ozima winter wheat	0-30	<b>gp</b>	1,87	2,67	0,76	133	70	3,4 ·10 <sup>-5</sup>	0,04 ·10 <sup>-5</sup>
	30-60	<b>g</b>	1,93	2,68	0,52				
	60-100	<b>gl</b>	1,95	2,68	0,64				
	100-150	<b>gs</b>	1,98	2,68	0,62				
<b>3.</b> jęczmień jary barley spring	0-30	<b>gl</b>	1,87	2,68	0,31	130	69	3,0 ·10 <sup>-5</sup>	0,13 ·10 <sup>-5</sup>
	30-60	<b>gp</b>	1,85	2,67	0,29				
	60-100	<b>gl</b>	1,88	2,67	0,41				
	100-150	<b>gs</b>	1,88	2,67	0,35				
<b>4.</b> rzepak rape	0-30	<b>gl</b>	1,87	2,67	0,59	116	59	2,6 ·10 <sup>-5</sup>	0,03 ·10 <sup>-5</sup>
	30-60	<b>gl</b>	1,89	2,67	0,53				
	60-100	<b>gp</b>	1,86	2,68	0,51				
	100-150	<b>gl</b>	1,89	2,67	0,49				

Objaśnienia: R<sub>PPW</sub> – stan retencji przy polowej pojemności wodnej,

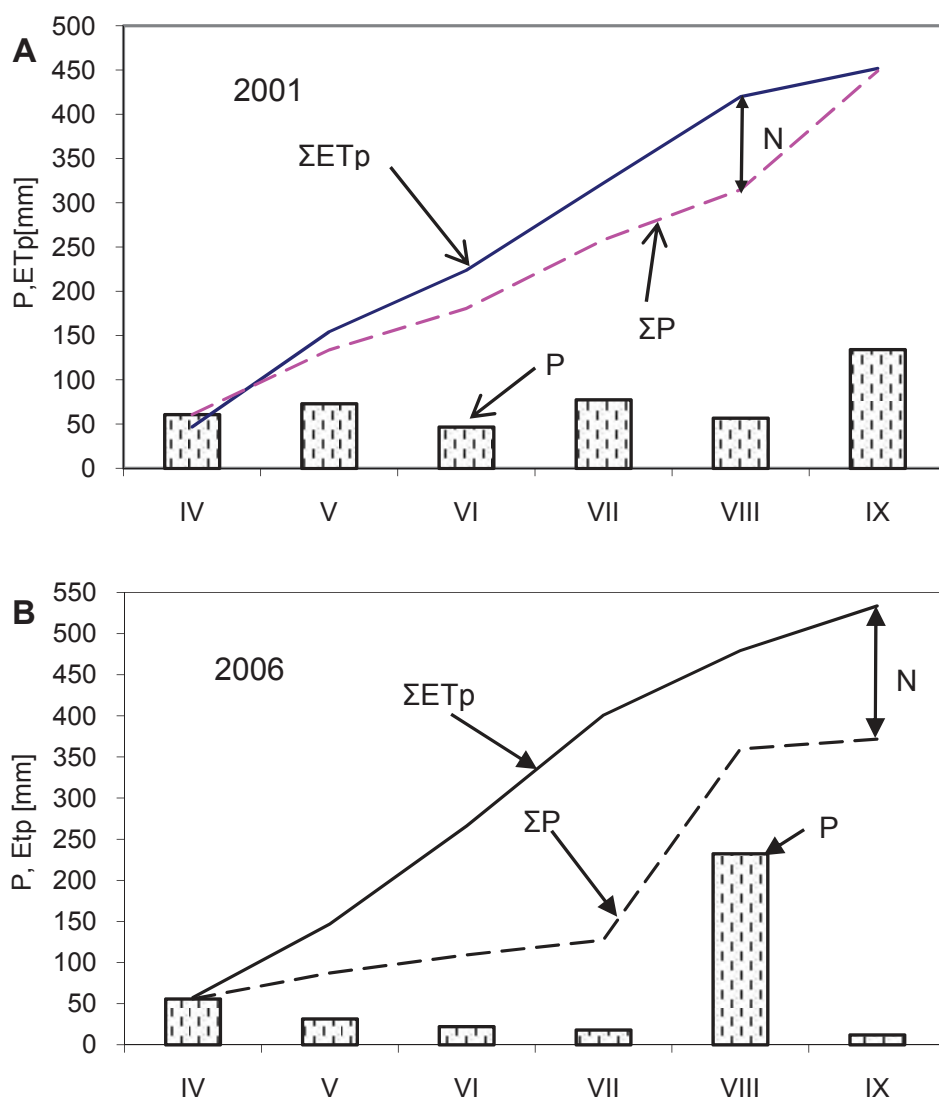
R<sub>WLD</sub> – potencjalna rezerwa retencji odpowiadająca wodzie łatwo dostępnej dla roślin,

Explanations: R<sub>PPW</sub> – water storage at field capacity,

R<sub>WLD</sub> – water storage at water easily accessible for plants

Małe zróżnicowanie w budowie badanych profili wpłynęło na niewielkie różnice we właściwościach wodnych analizowanych profili gruntów pogórnicznych. Stan retencji, odpowiadający polowej pojemności wodnej R<sub>PPW</sub> w warstwie 0-50 cm, wynosił średnio 127 mm, natomiast potencjalna rezerwa retencji, odpowiadająca wodzie łatwo dostępnej dla roślin R<sub>WLD</sub> wynosiła średnio 68 mm. Badania terenowe wykazały różnice w przepuszczalności wierzchnich

warstw analizowanych profili gruntów pogórnicych. W wierzchnich warstwach (0-30 cm), zbudowanych z glin piaszczystych i glin lekkich, współczynnik infiltracji ustalonej wynosił średnio  $2,9 \cdot 10^{-5} \text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ , natomiast współczynnik perkolacji w warstwie 30-60 cm był kilkakrotnie mniejszy i wynosił średnio  $0,06 \cdot 10^{-5} \text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ .



**Rys. 1.** Miesięczne sumy opadów (P), ich krzywe sumaryczne ( $\Sigma P$ ) oraz krzywe sumowania ewapotranspiracji potencjalnej ( $\Sigma ETp$ ) w okresach wegetacyjnych 2001 roku (A) i 2006 roku (B)

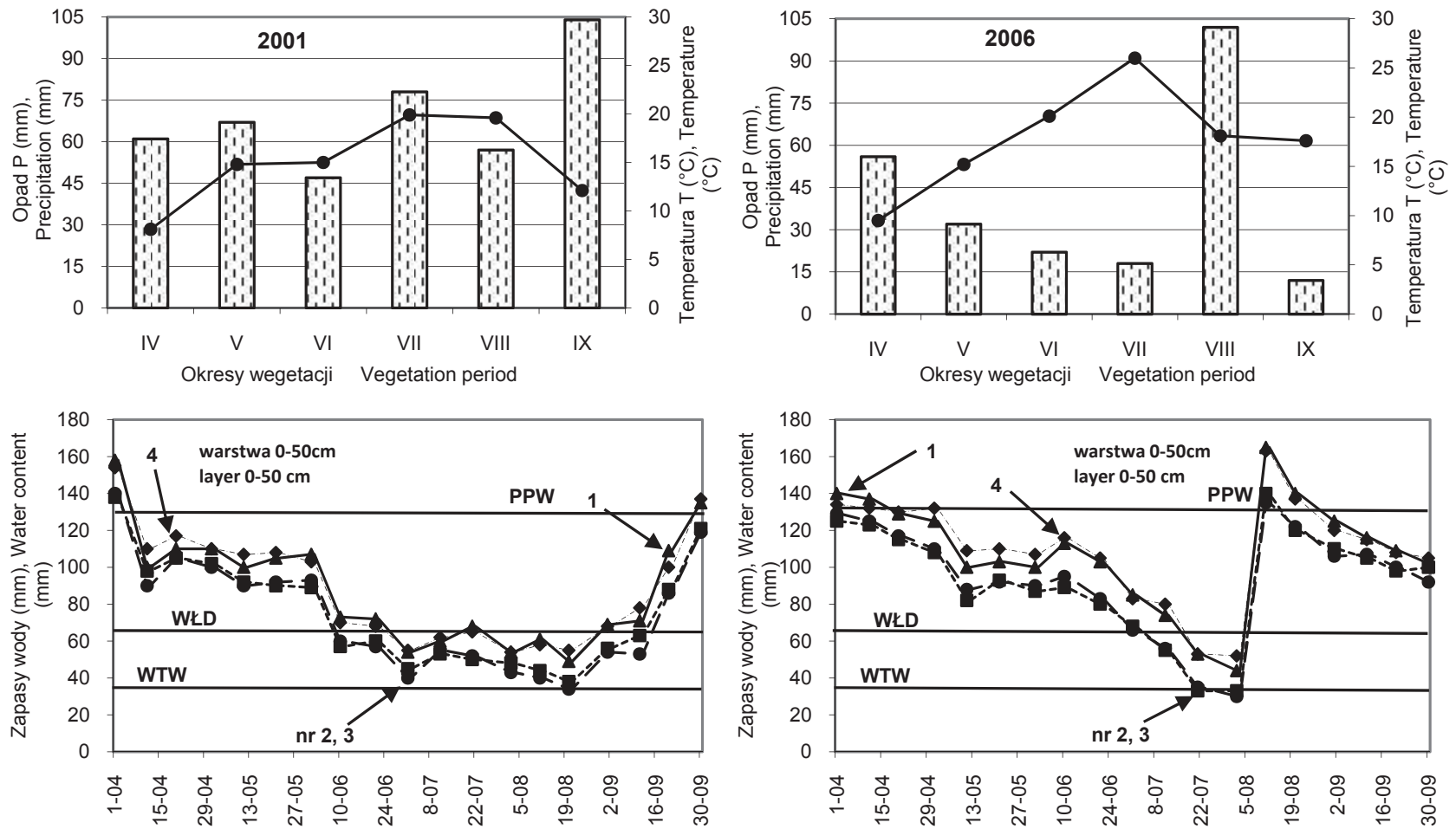
**Fig. 1.** Monthly sums of precipitations (P), their summarized curves ( $\Sigma P$ ), potential evapotranspiration ( $\Sigma ETp$ ) in vegetation periods of years 2001 (A) and 2006 (B)

Odzwierciedleniem potrzeb stosowania nawodnień w okresach wegetacyjnych 2001 i 2006 roku mogą być niedobory opadów (N), obliczone jako klimatyczne bilanse wodne z różnicy pomiędzy miesięcznymi sumami ewapotranspiracji potencjalnej ( $\Sigma ET_p$ ), a sumami opadów rzeczywistymi ( $\Sigma P$ ). Suma opadów w okresie wegetacyjnym 2001 roku wynosiła 443 mm i była wyższa o 123 mm od średniej z wielolecia. Jednak analiza krzywych sumowania wielkości ( $\Sigma ET_p$ ) i opadu rzeczywistego ( $\Sigma P$ ) wykazała, że w mokrym okresie wegetacyjnym 2001 roku występowała celowość uzupełniania braku wody w tym okresie. Potrzeba stosowania nawodnień wystąpiła już w maju, w którym niedobory opadów wynosiły 26 mm. Największe niedobory opadów w tym okresie przypadły w miesiącu sierpniu i wynosiły około 97 mm (rys. 1A). Wyniki obliczeń potwierdzają spostrzeżenia Owczarzaka i Mocka [5], że obszar byłego województwa konińskiego położony jest w strefie najbardziej niekorzystnej pod względem opadów atmosferycznych, o największym w Polsce ujemnym bilansie klimatycznym na poziomie około 120 mm opadu.

Na rys. 2 przedstawiono przebieg zapasów wody w warstwie 0-50 cm w analizowanych okresach wegetacyjnych na tle dobowych opadów i średnich dobowych temperatur powietrza w profilach gruntów pogórnicych typowych dla analizowanych powierzchni doświadczalnych.

W okresie wegetacyjnym 2006 roku niedobory opadów atmosferycznych wynosiły na koniec tego okresu 162 mm. Największe niedobory opadów przypadły na miesiąc lipiec i wynosiły 273 mm (rys. 1B).

Suma opadów w okresie wegetacyjnym 2001 roku (443 mm) była wyższa od średniej z wielolecia o 123 mm, z temperaturą powietrza niższą od średniej z wielolecia o 1,0°C. Okres wegetacyjny 2001r rozpoczął się przy wysokich zapasach wody w analizowanych profilach gruntów pogórnicych, zbliżonych do połowej pojemności wodnej (PPW) we wszystkich profilach. Po opadach w kwietniu i maju zbliżonych do średnich z wielolecia a przede wszystkim niższych temperaturach powietrza od średnich z wielolecia, zapasy wody kształtowały się optymalnie i mieściły się w granicach wilgotności odpowiadającej wodzie łatwo dostępnej dla roślin (WŁD), wynoszącej średnio dla 4 analizowanych profili ok. 63 mm. Pomimo, że sumy opadów w miesiącach czerwiec, lipiec i sierpień były zbliżone do średniej z wielolecia, lecz nierównomierny ich rozkład, przy temperaturach powietrza zbliżonych do średnich, spowodował spadek uwilgotnienia we wszystkich analizowanych profilach.



**Rys. 2.** Przebieg zapasów wody w warstwie 0-50 cm badanych profili gruntów pogórnicych, na tle miesięcznych sum opadów i średnich miesięcznych temperatur powietrza w okresach wegetacyjnych: 2001 i 2006 roku

**Fig. 2.** Water reserves changes in soil layer 0-50 cm of the investigated soil profiles of postmining grounds against monthly precipitation and air temperature during vegetation period of 2001 and 2006 years



Zapasy wody spadły poniżej wody łatwo dostępnej dla roślin (WŁD) i zbliżyły się w profilach nr 2 (pszenica) i nr 3 (jęczmień jary) w lipcu, natomiast w sierpniu w profilach nr 1 (lucerna) i nr 2 (pszenica) do granicy wody trudno dostępnej dla roślin (WTW) wynoszącej średnio dla analizowanych profili 25 mm. Wzrost zapasów wody w analizowanych profilach gruntów pogórnicych nastąpił dopiero pod koniec sierpnia i na początku września 2001 roku, po opadach wyższych o 86 mm (wrzesień) od średnich z wielolecia oraz niższych o 2,3°C od średnich z wielolecia temperaturze powietrza tym okresie.

Z przeprowadzonej analizy zmian uwilgotnienia wierzchnich warstw gruntów pogórnicych wynika, że w okresie wegetacyjnym 2001 r. charakteryzującym się, wyższą sumą opadów (o 123 mm) od średniej z wielolecia, nierównomierny ich rozkład spowodował pojawienie się okresowych niedoborów wilgoci, trwających od połowy czerwca do końca sierpnia. Największe wahania zapasów wody w okresie wegetacyjnym 2001 roku zaobserwowano w profilach, typowych dla uprawy zbóż (nr 2 i 3) Pojawiające się, w okresach największego zapotrzebowania na wodę roślin uprawnych na badanych powierzchniach, niedobory wody wskazują na potrzebę stosowania nawodnień deszczownianych.

Również okres wegetacyjny 2006 r., z sumą opadów wynoszącą 372 mm, wyższą o 52 mm od średniej z wielolecia, o temperaturze powietrza wyższej o 1,9°C od średniej z wielolecia, można zaliczyć do mokrego i bardzo ciepłego. Rozpoczął się od wysokich zapasów wody w warstwie od 0-50 cm w analizowanych profilach, które wynosiły średnio 135 mm i były zbliżone oraz nieznacznie przekroczyły połowę pojemność wodną. Wysokie zapasy wody w tym okresie, związane były z wyższymi od średnich sumami opadów w lutym i marcu 2006 roku. W pierwszej i drugiej dekadzie maja zaobserwowano obniżenie uwilgotnienia wierzchnich warstw gruntów pogórnicych, spowodowane było niską łączną sumą opadów dobowych w wysokości 12 mm i wyższymi temperaturami powietrza. Natomiast w trzeciej dekadzie maja i pierwszej dekadzie czerwca nastąpił niewielki wzrost uwilgotnienia warstw gruntów pogórnicych, spowodowany wystąpieniem w tym okresie opadu atmosferycznego o łącznej wysokości 34 mm.

W połowie czerwca zauważamy spadek uwilgotnienia, spowodowany niższą o 26 mm od średniej sumą opadów i wyższą temperaturą powietrza o 2,9°C od średniej z wielolecia. Podobnie w lipcu, który charakteryzował się sumą opadów (18 mm), niższą o 59 mm od średniej, przy temperaturze wyższej o 2,6°C od średniej z wielolecia. Pod koniec lipca zapasy wody przekroczyły stan uwilgotnienia odpowiadający dolnej granicy wody łatwo dostępnej, co spowodowało w okresie około 14 dni wystąpienie okresowych niedoborów wody we wszystkich badanych profilach. Natomiast pod koniec I dekady sierpnia odnotowano najwyższą sumę opadów w całym okresie wegetacyjnym, która

wyniosła 232 mm i przekroczyła o 171 mm średnią z wielolecia dla tego miesiąca. W skutek tego nastąpił gwałtowny wzrost zapasów wody we wszystkich analizowanych profilach. Zapasy wody przekroczyły połowę pojemność wodną średnio o 14 mm w analizowanej warstwie. We wrześniu przy niewielkich sumie opadów (12 mm) i temperaturze powietrza wyższej o 3°C, nastąpił ponowny spadek uwilgotnienia wierzchnich warstw gruntów pogórnicych we wszystkich badanych profilach (rys. 2).

Z przeprowadzonej analizy zmian uwilgotnienia wierzchnich warstw gruntów pogórnicych w okresie wegetacyjnym 2006 wynika, że niekorzystny rozkład opadów w tym okresie spowodował, że zapasy wody w półmetrowej warstwie tych gruntów spadły poniżej stanu retencji odpowiadającej ilości wody łatwo dostępnej dla roślin i pojawienie się okresowych niedoborów wilgoci. Niedobory wody rozpoczęły się w lipcu i trwały około 14 dni. W profilu nr 1 i 4, gdzie uprawiana była lucerna oraz rzepak, stwierdzono niedobory w wysokości średnio 23 mm. W profilu nr 2, typowym dla uprawy pszenicy ozimej wynosiły 19 mm. W profilu nr 3, typowym dla uprawy jęczmienia jarego niedobory wyniosły 21 mm (rys. 3).

W profilu nr 1 pod uprawą lucerny wielkość niedoborów wody w całym okresie wegetacyjnym wahały się średnio od 6 mm (wrzesień) do 34 mm w sierpniu. W profilu nr 2, typowym dla powierzchni pod uprawą pszenicy ozimej największe niedobory wody pojawiły się w lipcu i wynosiły średnio 36 mm i trwały ok. 30 dni. W profilu nr 3 pod uprawą jęczmienia jarego niedobory wody wahały się w granicach od 15 mm w czerwcu do 33 mm w sierpniu.

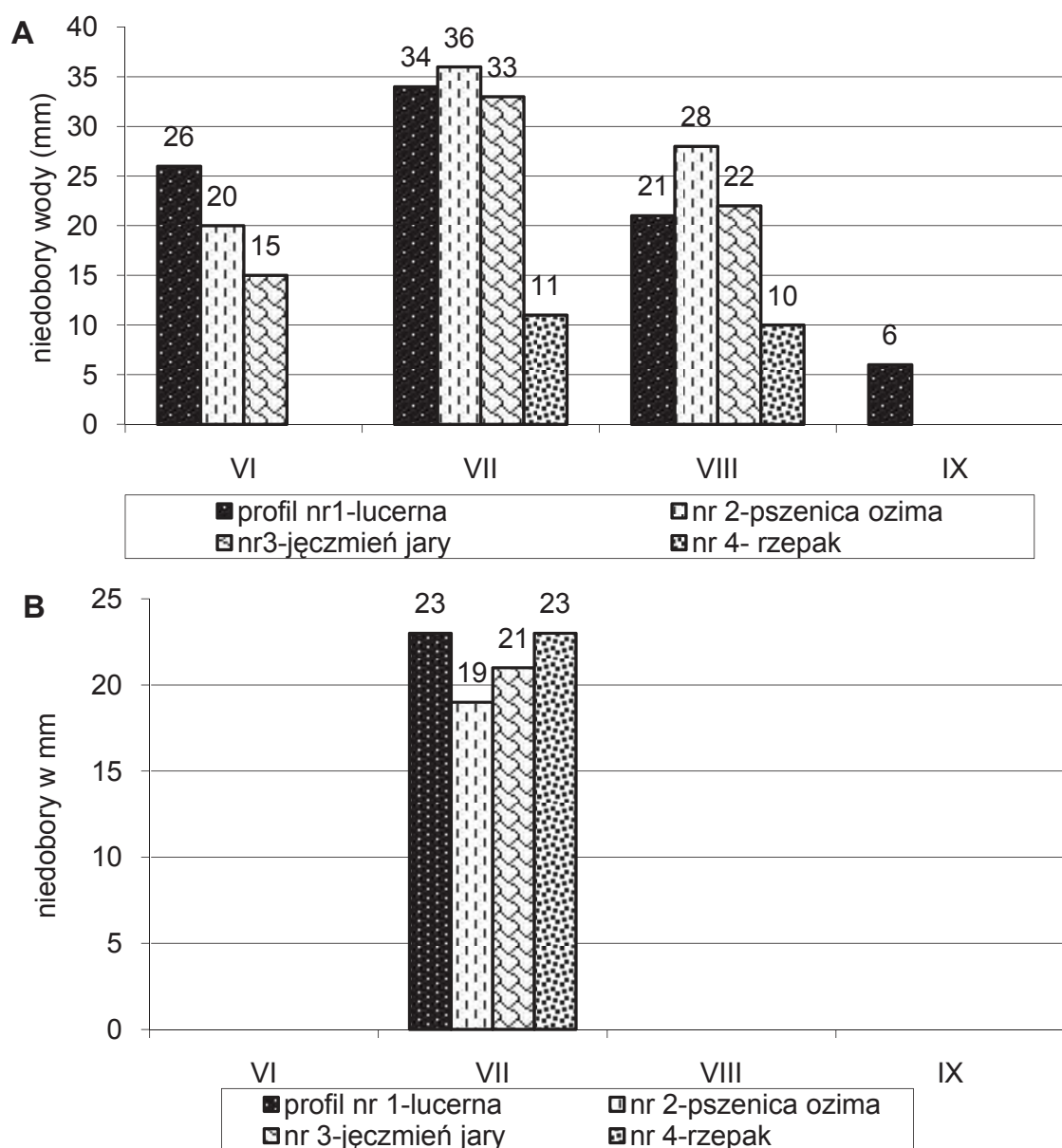
W ostatnim z analizowanych profili nr 4 pod uprawą rzepaku, niedobory wody były najmniejsze (średnio 10 mm) i trwały najkrócej.

Okresowe niedobory wilgoci, wpłynęły na wielkość plonów, uprawianych roślin, szczególnie zbóż. Plon jęczmienia jarego w 2006 roku, wyniósł zaledwie 4,2 dt·ha<sup>-1</sup> i był ośmiokrotnie niższy w stosunku do przeciętnie uzyskiwanego na gruntach pogórnicych w latach poprzednich.

Również plon lucerny (340 dt·ha<sup>-1</sup> zielonej masy) były niższe o 34% od uzyskiwanych w ostatnich latach. Plon pszenicy ozimej był niższy o 38% od średniego i wyniósł 21 dt·ha<sup>-1</sup>.

Z bilansu miesięcznych sum opadów atmosferycznych i miesięcznych potrzeb opadowych roślin uprawnych według Dzieżyca i in. [1] w okresie od kwietnia do lipca, wynika celowość nawodnień. W czerwcu 2001 roku, w którym deficyt opadów wynosił od 43 mm (profil nr 2) do 54 mm (profil nr 1), co odpowiada ponad dwukrotnej dawce polewowej nawodnień deszczownianych. W okresie wegetacji 2006 celowość stosowania nawodnień deszczownianych zachodziła w okresie od maja do lipca, w którym niedobory opadów wahały się średnio od 48 mm (zboża) do 78 mm (lucerna). Potrzeba zastosowania jednora-

zowej dawki polewowej w wysokości 20-30 mm dla zbóż i lucerny wystąpiła już w kwietniu. Natomiast w czerwcu wystąpiła konieczność zastosowania dwóch dawek nawodnieniowych. Największą potrzebę zastosowania nawodnień deszczownianych w uprawie lucerny stwierdzono w lipcu w wysokości trzech dawek nawodnieniowych.



**Rys. 3.** Średnie wielkość niedoborów wody w okresie wegetacyjnym 2001 roku (A) oraz w 2006r (B) na analizowanych powierzchniach doświadczalnych

**Fig. 3.** Mean water deficiency in vegetation periods of 2001 year (A) and 2006 year (B), in investigated experimental areas

#### 4. Wnioski

1. Przeprowadzone badania wykazały, że w okresach wegetacyjnych 2001 r. i 2006 roku, zaliczanych pod względem sumy opadów do mokrych, niekorzystny rozkład opadów i przebieg temperatur powietrza spowodował, że wierzchnie warstwy analizowanych gruntów pogórnicych wykazywały okresowe niedobory wilgoci. Najdłużej trwające niedobory wody wystąpiły w okresie wegetacyjnym 2001 r. na lucernie i trwały od czerwca do września.
2. Pojawiające się okresowe niedobory wilgoci, wpłynęły na wielkość plonów, uprawianych roślin, szczególnie zbóż. Plon jęczmienia jarego w 2006 roku, wyniósł zaledwie  $4,2 \text{ dt}\cdot\text{ha}^{-1}$  i był ośmiokrotnie niższy w stosunku do przeciętnie uzyskiwanego na gruntach pogórnicych w latach poprzednich. Również plon pszenicy ozimej był niższy o 38% od średniego i wyniósł  $21 \text{ dt}\cdot\text{ha}^{-1}$ .
3. Pojawiające się niedobory wody w analizowanych okresach wegetacyjnych wskazują na potrzebę stosowania nawodnień deszczownianych na gruntach pogórnicych, jako sposobu zwiększenia efektywności dotychczas stosowanych na nich zabiegów agrotechnicznych, ochrony ich zasobów wodnych oraz jako czynnik intensyfikujący i stabilizujący plonowanie. W okresie wegetacji 2006 r. potrzeba zastosowania jednorazowej dawki polewowej w wysokości 20-30 mm dla zbóż i lucerny wystąpiła już w kwietniu. Największa celowość stosowania nawodnień deszczownianych w tym okresie pojawiła się w lipcu na lucernie, w wysokości trzech dawek nawodnieniowych.

#### Literatura

1. **Dziężyc J., Nowak L., Panek K.:** *Dekadowe wskaźniki potrzeb opadowych roślin uprawnych w Polsce*. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. Warszawa: 314: 11-34, 1987.
2. **Kędziora A.:** *Podstawy agrometeorologii*. PWRiL Poznań, wyd.II, poprawione i rozszerzone. 1999.
3. **Mocek A., Drzymala S., Maszner P.:** *Geneza, analiza i klasyfikacja gleb*. Poznań Wydaw. AR s.416. 2000.
4. PN-R-04033: *Gleby i utwory mineralne – podział na frakcje i grupy granulometryczne*. Warszawa: Wydaw. Pol. Kom. Norm. 1998.
5. **Owczarzak W., Mocek A.:** *Wpływ opadów atmosferycznych na gospodarkę wodną gleb autogenicznych przyległych do odkrywek kopalni węgla brunatnego*. Oficyna Wyd. Uniwersytet Zielonogórski, Zesz. Nauk. 131:277-277, 2004.
6. **Stachowski P., Szafranski Cz.:** *Dynamika zmian uwilgotnienia wierzchnich warstw gleb wytworzonych z gruntów pogórnicych*. Roczn. AR Pozn. 317 Rol. 56, 367-375, 2000.
7. **Szafranski Cz.:** *Zasoby wodne Polski i ich ochrona*. W: *Zasoby przyrodnicze szansą zrównoważonego rozwoju*. Praca zbiorowa pod red. J. Nowackiego. Poznań Wydaw. AR, 67-75, 2007.

8. **Szafański Cz., Stachowski P.:** *Zmiany zasobów wody w wierzchnich warstwach rekultywowanych rolniczo gruntów pogórnicych.* Roczn. AR Pozn.294, Melior. Inż. Środ. 19, cz. 2, 211-221, 1998.
9. **Smedema L., Rycroft D.:** *Land drainage: planning and desing of agricultural drainage systems.* London: Basford Acad. Educat. Ltd. 29-34, 1983.

## Purposefulness of Spray Irrigation During Agricultural Cultivation of Postmining Grounds

### Abstract

This paper presents the results of field research and observations carried out from Autumn 2000 on four experimental areas, each of 0.32 ha in area, located at the inner waste heap of the "Kazimierz Północ" open pit KWB "Konin".

After the implementation of technical recultivation in 1998, agricultural recultivation was made and currently farming is ongoing in these areas with the cultivation of lucerne, winter wheat, spring barley and rape.

These analyses concerned the usefulness of irrigation on postmining grounds which were agriculturally recultivated during the wet vegetation periods in 2001 and 2006 by taking into consideration the quantity of water precipitation. It confirmed that dynamics of the moisture in the upper layers of postmining grounds depends mainly on the distribution and density of water precipitation.

The unfavorable distribution of daily precipitation during the vegetation periods caused the water reserves in the 0.5m upper layers to decrease under the water retention which was easily accessible to plants. This resulted in periodic water deficiency which influenced the crops of the plants cultivated, especially affected was corn.

The crop of spring barley in 2006 was only 4.2 dt·ha<sup>-1</sup> and was eight fold smaller than the average yield in the postmining grounds in previous years. The crop of lucerne (340 dt·ha<sup>-1</sup> of green mass) decreased by approximately 34% in comparison with previous years. The crop of winter wheat decreased about 38% from the average and was only 21 dt·ha<sup>-1</sup>.

Water deficiency occurred during the period of intensive water need to plants grown on these grounds and proved the purpose of irrigation. During the vegetation period in 2006 the need for irrigation occurred from May to July because the precipitation deficit was in the range from 15 mm in April to 68 mm in July. The necessity for a single irrigation dose of 20-30 mm for corn and lucerne already occurred in May. However, in June it was already necessary to apply two doses of irrigation.

## **Jednostkowe zużycie wody oraz straty pozorne w budownictwie wielorodzinnym na przykładzie Mazowieckiej Spółdzielni Mieszkaniowej w Płocku<sup>1</sup>**

*Paweł Podwójci, Grzegorz Serejko, Michał Wojciechowski  
Wydział Budownictwa, Mechaniki i Petrochemii, Płock,  
Politechnika Warszawska*

*Stanisław Biedugnis, Paulina Chojnacka,  
Mariusz Smolarkiewicz, Andrzej Czapczuk  
Politechnika Warszawska*

### **1. Wstęp**

Urządzeniem mierniczym służącym do rejestrowania ilości zużytej wody jest wodomierz i to od jego jakości oraz poprawności działania zależy w znaczącej mierze opłata czynszowa, jaką ponosi lokator. Wszelkiego rodzaju nieprawidłowości związane z funkcjonowaniem wodomierza oraz szeroko rozumianego pomiaru ilości zużytej wody, przekładają się na powiększenie różnicy pomiędzy wskazaniem wodomierzy głównych a sumą wskazań wodomierzy mieszkaniowych. Ta zaś różnica „wraca” do lokatora w postaci dodatkowych kosztów, często pod postacią dodatkowych opłat eksploatacyjnych. Można zatem powiedzieć, że prawidłowa gospodarka wodomierzowa i rozliczeniowa, prowadzona zarówno przez zarządcę nieruchomości jak i przedsiębiorstwo wodociągowe (ma to szczególne znaczenie w przypadku budownictwa wielorodzinnego), musi się opierać na odpowiednim doborze i rzetelności wskazań wodomierzy domowych i mieszkaniowych.

---

<sup>1</sup> Praca została wykonana w ramach pracy badawczej 503W/7701/0010/008

Autorzy artykułu (i nie tylko) od wielu lat zajmują się szeroko rozumianą problematyką zużycia wody w budownictwie wielorodzinnym [5, 8÷11]. W artykule tym, jako główny cel, postawili sobie za zadanie próbę wstępnej analizy wpływu wymiany wodomierzy mieszkaniowych na straty pozorne.

## 2. Badania własne

### 2.1. Charakterystyka danych źródłowych, metodyka badań

Dane źródłowe do analiz pochodziły z Mazowieckiej Spółdzielni Mieszkaniowej (MSM) w Płocku. Obejmowały okres od miesiąca stycznia 2003 r. do grudnia 2008 r. W skład danych wchodziły:

- odczyty wskazań wodomierzy mieszkaniowych dla wody zimnej i ciepłej,
- odczyty wskazań wodomierzy głównych,
- liczba osób zameldowanych w lokalu,
- parametry opisujące wodomierz i sposób jego montażu,
- powierzchnia lokalu.

Analizą objęto 131 budynków wielorodzinnych, w skład których wchodziły bloki zarówno cztero-, pięcio- i dwunastokondygnacyjne. Wszystkie mieszkania, administrowane przez MSM, spełniają założenia III klasy komfortu sanitarnego [4]. W każdym z lokali zamontowane są dwa wodomierze (odpowiednio: wody zimnej i ciepłej) lub cztery jeśli instalacja wodociągowa w mieszkaniu zasilana jest z czterech pionów. Łącznie dane obejmują 5049 lokali, w których zameldowanych jest około 13379 osób. Odczyty wodomierzy mieszkaniowych, jak i głównych dokonywane były jeden raz w miesiącu (w sporadycznych przypadkach raz na dwa miesiące z uwagi na nieobecność mieszkańców). Liczba osób zameldowanych w lokalu pochodziła z ksiąg meldunkowych. Inwentaryzacja „stanu” wodomierzy obejmowała spis zainstalowanych w mieszkaniu wodomierzy wraz z podaniem charakterystycznych parametrów opisujących wodomierz (producent, przepływ nominalny, sposób montażu oraz długość prostego odcinka przewodu przed i za wodomierzem) i obejmowała około 500 lokali (można je traktować jako próbkę reprezentatywną).

W części lokali, objętych analizą, na przestrzeni roku 2008 została dokonana planowa wymiana wodomierzy. Ze względu na ten fakt oraz brak możliwości technicznych wprowadzenia wszystkich danych dla wszystkich 131 budynków (koniec roku kalendarzowego, brak danych dotyczących zużycia wody w miesiącu grudniu), badania podzielono na 2 części:

- pierwsza – obejmującą wszystkie 131 budynków, która posłużyła autorom jako tło do określenia charakterystycznych współczynników opisujących zużycie wody w budownictwie wielorodzinnym;

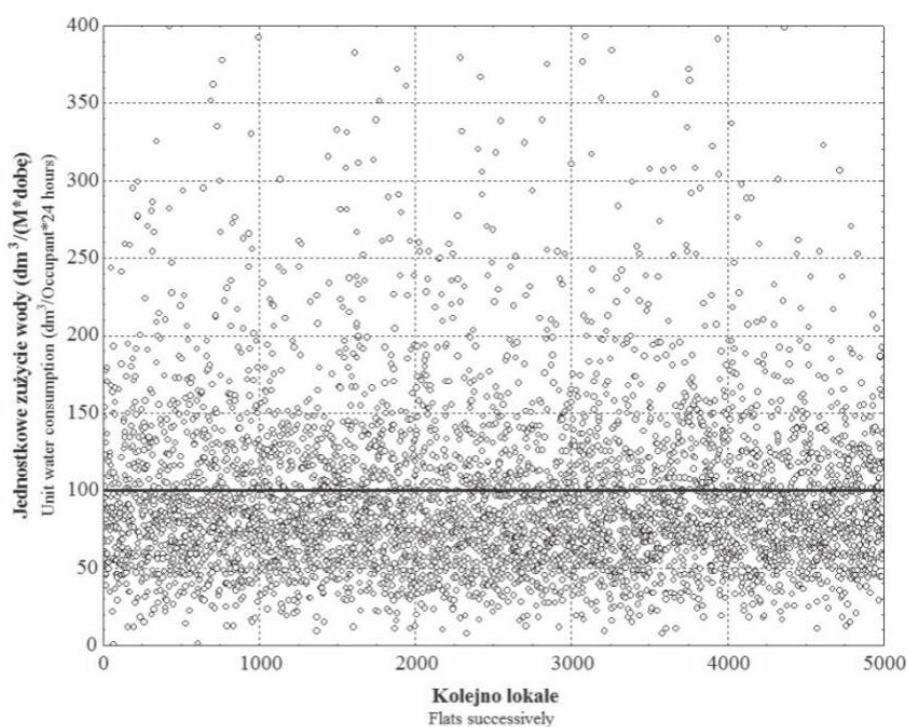
- drugą – obejmującą 6 wytypowanych budynków (266 lokali, 746 osób), dla których podjęto właściwą próbę określenia wpływu wymiany wodomierzy na „zużycie wody” oraz straty pozorne. Dla tych budynków autorzy posiadali pełen komplet danych potrzebnych do analiz.

W dalszych analizach umownie przyjęto, że dane przed wymianą wodomierzy oznaczano jako „2007”, zaś po wymianie jako „2008”. Tu także należy podkreślić, iż wymiana w tych 266 lokalach była rozłożona w czasie, niejednokrotnie nawet w ramach jednego bloku. Analizy procentowych zmian w zużyciu wody oraz współczynnika C/Z uwzględniają ten fakt.

## 2.2. Wyniki badań i dyskusja

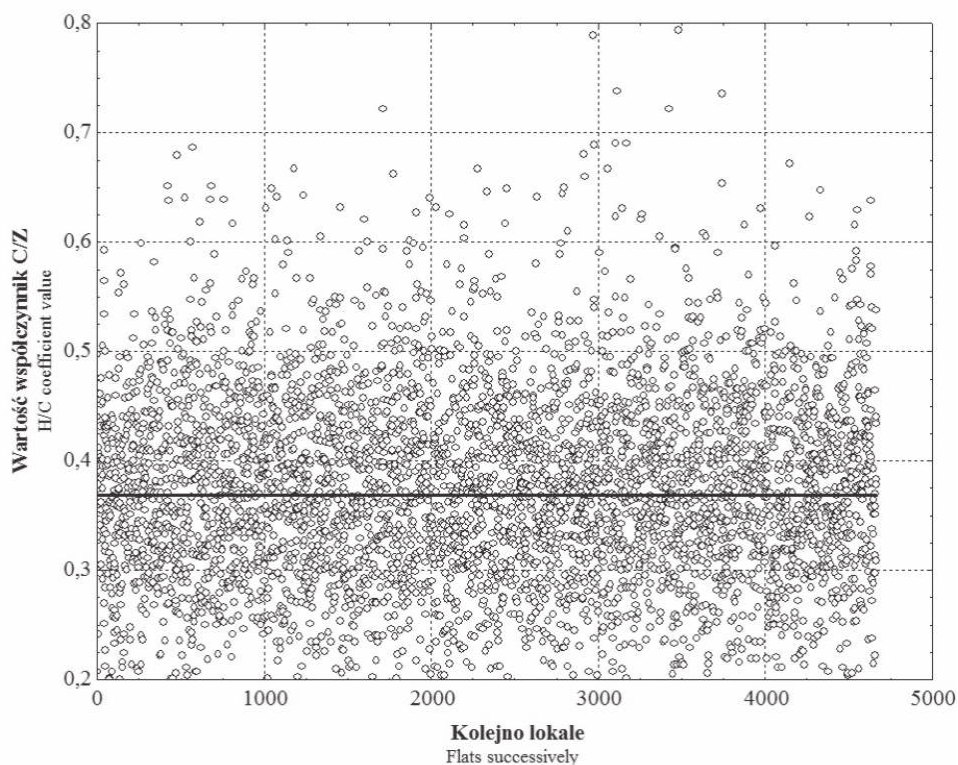
### Podstawowe parametry opisujące zużycie wody – I część badań

Na rysunku 1a przedstawiono jednostkowe zużycie wody w poszczególnych lokalach, zaś w tabeli 1 zestawiono syntetyczne wyniki obejmujące strukturę zamieszkania oraz statystyki opisowe jednostkowego zużycia wody oraz współczynnika C/Z (stosunek wody ciepłej do ogółem zużywanej).



**Rys. 1a** Jednostkowe zużycie wody w poszczególnych lokalach  
**Fig. 1a** Unit water consumption in individual flats





**Rys. 1b** Wartość współczynnika C/Z w poszczególnych lokalach  
**Fig. 1b** H/C coefficient value in individual flats

**Tabela 1.** Struktura zamieszkania oraz statystyki opisowe jednostkowego zużycia wody i współczynnika C/Z – 131 budynków

**Table 1.** The inhabitation structure and descriptive statistics of specific water consumption in researched 131 flats

	Struktura zamieszkania					
	1 osoba	2 osoby	3 osoby	4 osoby	5 osób	6 osób
	17,5%	21,3%	27,6%	24,1%	7,3%	1,6%
Jednostkowe zużycie wody oraz współczynnik c/z w zależności od liczby osób zameldowanych						
jed. zużycie [dm <sup>3</sup> /M·d]	133,4	99,9	87,1	78,6	67,5	54,1
wsp. C/Z	0,37	0,37	0,37	0,38	0,37	0,36
Statystyki opisowe zużycia wody [dm <sup>3</sup> /M·d]						
	Lokale	Średnia	Mediana	Minimum	Maks.	Odch.Std.
jed. zużycie [dm <sup>3</sup> /M·d]	5049	99,9	86,4	0,82	543,2	59,1
Statystyki opisowe współczynnika C/Z						
wsp. C/Z	5049	0,372	0,370	0,011	0,989	0,095

Analizując wyniki zawarte w tabeli 1 oraz uwzględniając wcześniejsze badania autorów [5, 8÷11], w zakresie analizy zużycia wody w budownictwie wielorodzinnym, można z całą stanowczością powiedzieć, iż jednostkowe zużycie wody uzależnione jest od liczby osób korzystających z wody w lokalu. Stąd określając, podając czy szacując wartość faktyczną tego zużycia należy uwzględniać strukturę zamieszkania. Analizując dodatkowo statystykę opisową (tabela 1) oraz histogram rozkładu (nie zamieszczony w artykule) można powiedzieć, że wartość średnia  $99,9 \text{ dm}^3/\text{Md}$  nie opisuje tak dobrze jednostkowego zużycia wody, jak wartość mediany wynosząca odpowiednio  $86,4 \text{ dm}^3/\text{Md}$ . Należy tu także zwrócić uwagę na fakt, iż wartości te są dużo niższe niż dane literaturowe obowiązujące np. przy projektowaniu [7].

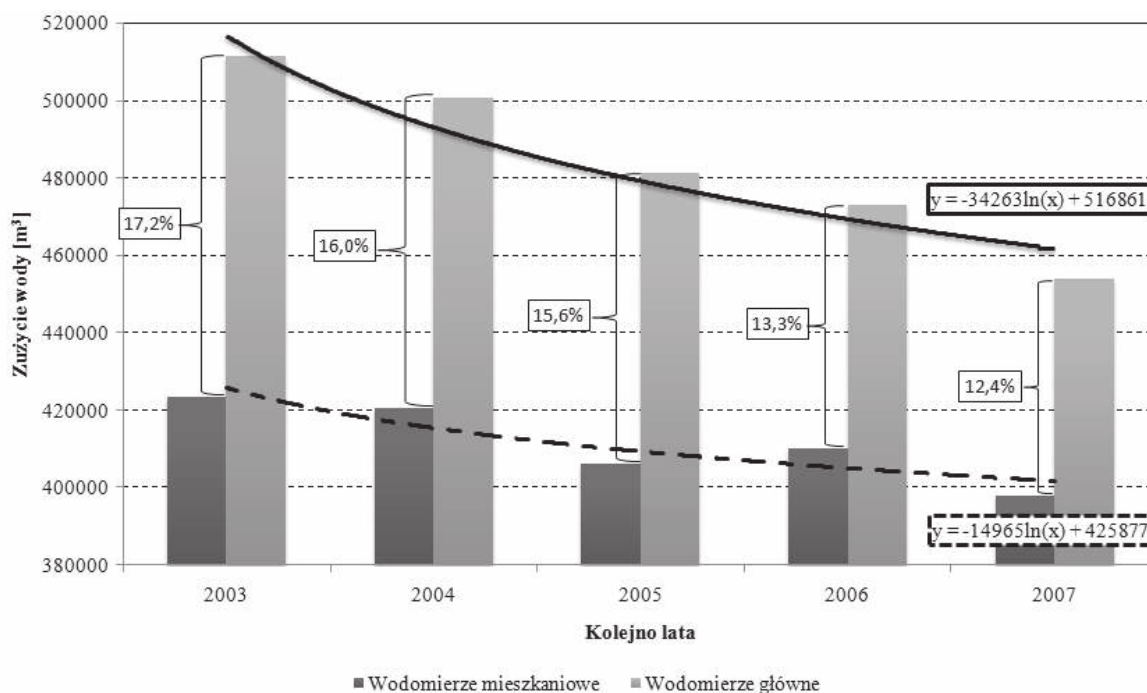
Na rys. 1b oraz w tabeli 1 zostały przedstawione wartości współczynnika  $C/Z$ , czyli stosunku ilości wody ciepłej zużywanej przez statystycznego mieszkańca w badanych lokalach do ogółu zużywanej wody. Wartość średnia  $C/Z$  wynosi 0,372 i można powiedzieć, że jest praktycznie niezależna od liczby osób zamieszkałych w lokalu, a jej wartość zbliżona jest to wartości podawanych w innych opracowaniach [3]. W tym przypadku wartość mediany 0,370 zbliżona jest do wartości średniej, o rozkładzie normalnym.

### **Rozbieżność między wskazaniami wodomierzy – II część badań**

Na rys. 2 przedstawiono sumaryczne zużycie wody wskazane przez wodomierze główne oraz wielkość zużycia zmierzonego przez wodomierze mieszkaniowe w latach 2003÷2007 (dla wszystkich 131 bloków). Ze względów technicznych, niezależnych od autorów artykułu, w chwili obecnej nie można dokonać tej analizy z uwzględnieniem roku 2008 – braki w danych udostępnionych przez Spółdzielnię.

Na podstawie rys. 2 można stwierdzić, iż suma wskazań ilości zużytej wody wskazanej przez wodomierze mieszkaniowe jest o około 12% mniejsza w stosunku do wartości pochodzącej z odczytu wodomierzy głównych. Od 2003 roku można jednocześnie zanotować spadek tych rozbieżności.

Autorzy artykułu nie potrafią jednak jednoznacznie powiedzieć co jest przyczyną, iż rozbieżności te z roku na rok stają się coraz mniejsze, choć patrząc na rys. 2 można spodziewać się, że wkrótce tendencja ta ulegnie spowolnieniu – odpowiednie przebiegi asymptotycznie dążą do określonych wartości. Chyba, że wystąpi jakaś inna przyczyna np. zostaną wymienione wodomierze na nowsze, a przede wszystkim lepsze z punktu widzenia dokładności pomiaru.



**Rys. 2.** Sumaryczne zużycie wody w badanych lokalach w latach 2003-2007  
**Fig. 2.** Total water consumption in researched flats in the years of 2003-2007

Na tym etapie analiz oraz uwzględniając wcześniejsze badania autorów [5, 8÷11] można jednak powiedzieć, iż w głównej mierze o przyczynach rozbieżności pomiędzy wskazaniem wodomierzy głównych a sumą wskazań wodomierzy mieszkaniowych decyduje niewłaściwy sposób montażu liczników [10÷11] oraz ich własności metrologiczne. Właśnie w II części badań podjęto próbę ustalenia czy wymiana wodomierzy (w tym planowa, związana z homologacją) spowodowała jakies zmiany w omawianych rozbieżnościach.

W tabeli 2 zestawiono syntetyczne wyniki obejmujące strukturę zamieszkania oraz statystyki opisowe jednostkowego zużycia wody i współczynnika C/Z dla wybranych budynków, tzn. tych w których została dokonana wymiana wodomierzy.

W stosunku do poprzednich analiz (tabela 1) wyraźnie można zauważyć, iż nastąpił wzrost jednostkowego zużycia wody, niezależnie od liczby osób zameldowanych w lokalu. Zmiana ta wahała się w granicach od +7 do +20% (średnia +12,5%). W przypadku współczynnika C/Z zmiana nie jest już tak jednoznaczna do określenia choć wartość średnia wyniosła prawie +5%. Nie stwierdzono statystycznej zależności pomiędzy procentową zmianą jednostkowego zużycia wody a współczynnikiem C/Z. Omawiane zależności zostały przedstawione na rysunkach 3 i 4.

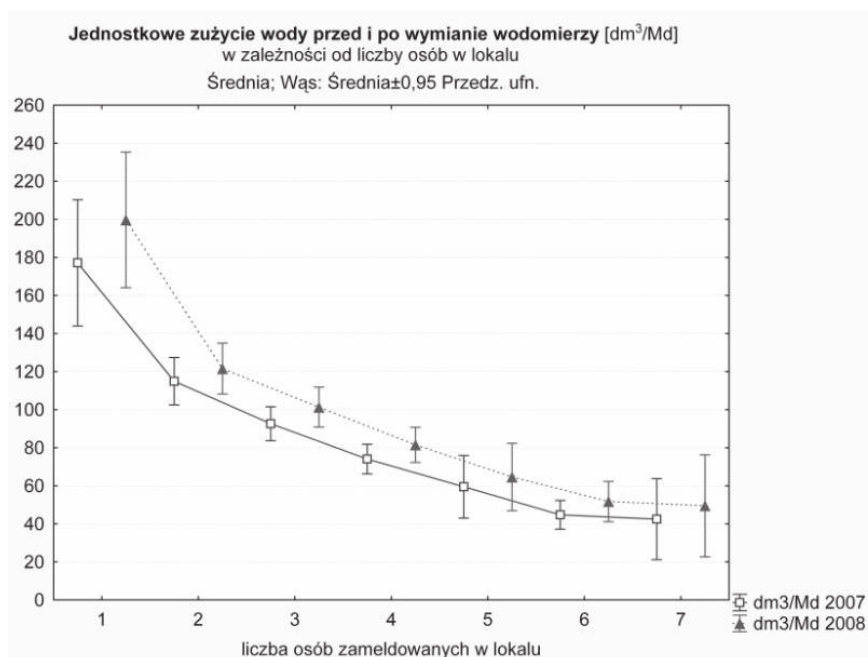
**Tabela 2.** Struktura zamieszkania oraz statystyki opisowe jednostkowego zużycia wody i współczynnika C/Z – 6 budynków

**Table 2.** The inhabitation structure and descriptive statistics of specific water consumption in researched 6 flats

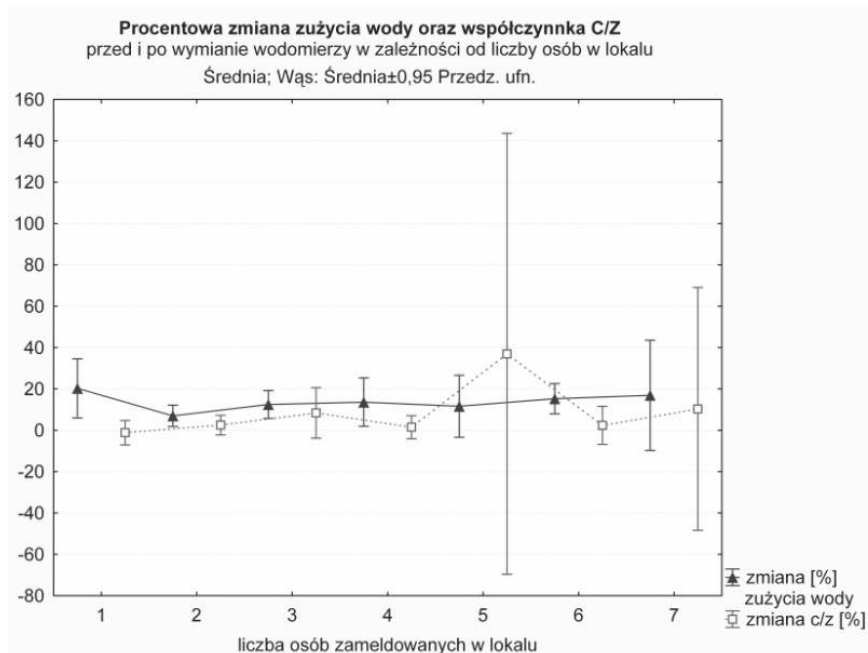
		Struktura zamieszkania							
		1 os.	2 os.	3 os.	4 os.	5 os.	6 os.	7 os.	
		15%	27%	32%	18%	4%	2%	2%	
		Jednostkowe zużycie wody oraz współczynnik C/Z w zależności od liczby osób zameldowanych							
		Rok*	1 os.	2 os.	3 os.	4 os.	5 os.	6 os.	7 os.
jed. zużycie wody [dm <sup>3</sup> /M·d]	2007	177,1	114,9	92,6	74,0	59,5	44,7	42,5	
	2008	199,7	121,6	101,3	81,5	64,7	51,7	49,5	
	ogół*	188,4	118,2	97,0	77,8	62,1	48,2	46,0	
wsp. C/Z	2007	0,357	0,341	0,352	0,340	0,280	0,356	0,400	
	2008	0,346	0,342	0,365	0,340	0,266	0,363	0,434	
	ogół	0,352	0,343	0,359	0,340	0,269	0,359	0,422	
		Statystyki opisowe zużycia wody [dm <sup>3</sup> /M·d]							
		Rok	Lokale	Średnia	Mediana	Minimum	Maksimum	Odch.Std.	
jed. zużycie wody [dm <sup>3</sup> /M·d]	2007	622	105,1	94,3	11,0	433	65,5		
	2008		114,9	97,2	12,9	498	72,7		
	ogół		110,0	95,4	12,0	460,5	67,2		
		Statystyki opisowe współczynnika C/Z							
wsp. C/Z	2007	622	0,346	0,353	0,000	0,582	0,104		
	2008		0,348	0,348	0,000	0,615	0,099		
	ogół		0,348	0,351	0,000	0,578	0,095		

„\*” – Rok – odpowiednio: 2007 – przed, 2008 – po wymianie wodomierzy, ogół – średnia wartość w analizowanym okresie

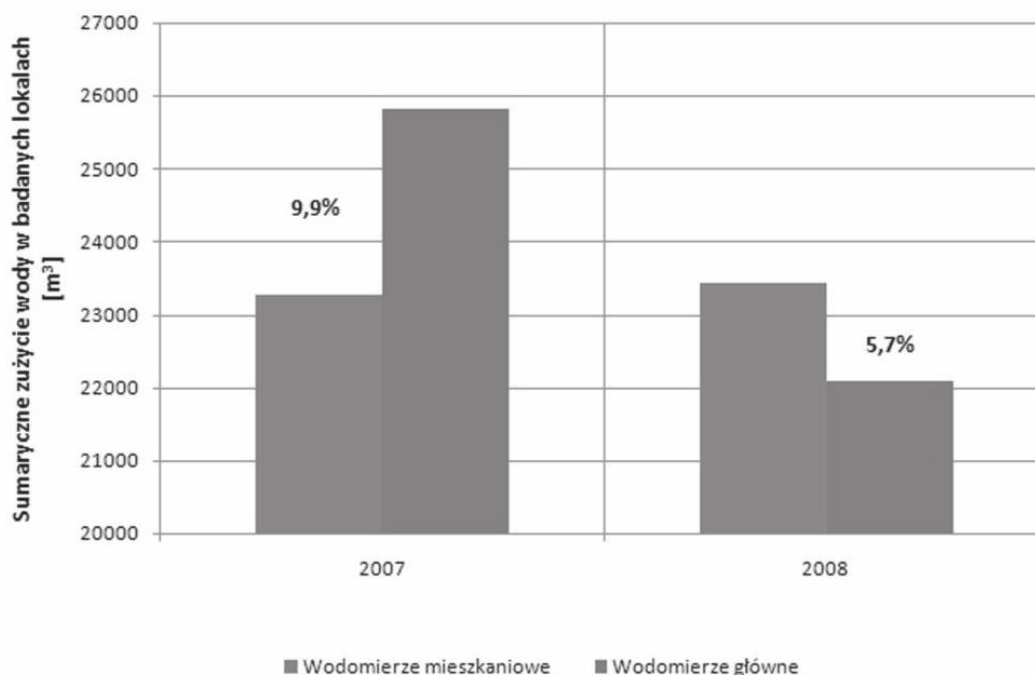
Chcąc odpowiedzieć sobie na pytanie: „Czy wymiana wodomierzy spowodowała jakieś zmiany w omawianych rozbieżnościach” autorzy artykułu porównali sumaryczne zużycie wody w poszczególnych lokalach, zarejestrowane przed wodomierze mieszkaniowe, z tym jakie zostało zmierzone przez wodomierz główny. Dane zestawiono dla roku 2007 i 2008. Wynik tego porównania został przedstawiony na rys. 5.



**Rys. 3.** Jednostkowe zużycie wody przed i po wymianie wodomierzy w zależności od liczby osób zameldowanych w lokalu  
**Fig. 3.** Unit water consumption in dependence of number of persons reported in researched flats



**Rys. 4.** Procentowa zmiana zużycia wody oraz współczynnika C/Z w zależności od liczby osób zameldowanych w lokalu  
**Fig. 4.** Percent change of water consumption and H/C coefficient in dependence of number of persons reported in researched flats



Rys. 5. Sumaryczne zużycie wody w badanych lokalach w latach 2007 i 2008

Fig. 5. Total water consumption in researched flats in the years of 2007 and 2008

Analizując rysunek 5 można powiedzieć, że rzeczona rozbieżność w 2007 roku, dla wybranych 6 bloków, była niższa niż średnia zarejestrowana w Spółdzielni. Wyniosła odpowiednio -9,9%, a nie -12,4% (rys. 2). Ponadto w roku 2008 nastąpił nie tylko spadek o kolejne punkty procentowe, ale wręcz odwrócenie „różnicy”. W tym rozpatrywanym roku wodomierze główne wskazały więcej zużytej wody niż zmierzyły to wodomierze mieszkaniowe (+5,7%). Przyczyną takiego stanu rzeczy może być właśnie wymiana wodomierzy (choć nie musi). Aby uzyskać jednoznaczną odpowiedź konieczne jest przeprowadzenie analiz dla pozostałych bloków (odnotowując bacznie czy była dokonana wymiana wodomierzy czy też nie) oraz czekanie na kolejne cykle badawcze.

### 3. Podsumowanie

Podsumowując, można powiedzieć, że wielce prawdopodobnym jest to, iż za rozbieżność pomiędzy sumą wskazań wodomierzy mieszkaniowych a wodomierzem głównym odpowiada wodomierz. Jego własności metrologiczne oraz sposób montażu.

Parametry opisujące zużycie wody w budownictwie wielorodzinnym ulegają niewielkim zmianom w stosunku do lat ubiegłych. Szczegółowe wnioski zostały przedstawione powyżej.

## Literatura

1. **Tuz P., Gwoździej-Mazur J.:** *Nieprawidłowości działania wodomierzy mieszkaniowych i domowych – identyfikacja i likwidacja przyczyn.* Instal 7-8. 2004.
2. **Koral W.:** *Badania porównawcze wodomierzy różnych średnic instalowanych szeregowo w budynku wielorodzinnym.* Instal 5-6. 2004.
3. **Tuz P., Królikowski A.:** *Wskazania wodomierzy domowych i mieszkaniowych – przyczyny rozbieżności I metody ich bilansowania.* GWiTS 2. 2005.
4. **Sosnowski T. i inni:** *Instalacje wodociągowe i kanalizacyjne.* Instalator Polski. Warszawa. 2002.
5. **Serejko G.:** *Analiza zużycia oraz strat wody w zabudowie wielorodzinnej na przykładzie Mazowieckiej Spółdzielni Mieszkaniowej w Płocku.* Praca dyplomowa wykonana pod kierunkiem P. Podwójciego. Politechnika Warszawska WBMiP. Płock. 2005.
6. **Kloss-Trębaczkiwicz, Osuch-Pajdzińska E.:** „Czy zużycie wody w gospodarstwach domowych nadal będzie spadać?”. I Konferencja Naukowo-Techniczna Instalacje wodociągowe i kanalizacyjne. Projektowanie – wykonanie – eksploatacja. Dębę. 2004.
7. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z 2002 roku w sprawie określenia przeciętnych norm zużycia wody (Dz. U. 2002 Nr 8. Poz. 70).
8. **Biedugnis S., Podwójci P., Serejko G., Smolarkiewicz M.:** *Analiza zużycia wody w zabudowie wielorodzinnej na przykładzie wybranych spółdzielni Mazowsza.* Zeszyty Naukowe Wydz. Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej nr 23, seria Inżynieria Środowiska. Koszalin. 2007.
9. **Biedugnis S., Podwójci P., Serejko G., Smolarkiewicz M.:** *The Analysis of Water Consumption and the Discrepancy Between the Indications of Main Water Meters and the Total of Residential Water Meters on the Example of Chosen Housing Associations from the Mazowsze Region.* Polish Journal of Environmental Studies, Vol. 16, No. 2A, Part II. Olsztyn. 2007.
10. **Chojnacka P.:** *Analiza zużycia i strat wody w budownictwie wielorodzinnym na przykładzie Mazowieckiej Spółdzielni Mieszkaniowej w Płocku w latach 2003-2007.* Praca dyplomowa wykonana pod kierunkiem P. Podwójciego. Politechnika Warszawska WBMiP. Płock. 2007.
11. **Zberowska I.:** *Analiza czynników mających wpływ na wartość jednostkowego zużycia wody w budownictwie wielorodzinnym.*, Praca dyplomowa wykonana pod kierunkiem P. Podwójciego. Politechnika Warszawska WIŚ. Warszawa. 2008.

## **Unit Water Consumption and Apparent Losses in the Multi-family Housing on the Example of Mazovian Housing Association in Płock**

### **Abstract**

A device used to measure the volume of water usage is a water meter and on its quality and working correctness depend the water rate which lodger is supposed to pay. All types of incorrectness connected with functioning of water meters and measurement of water consumption have an influence on the discrepancy between indications of main water meters and the sum of the indications of residential water meters in the multi-family housing. This discrepancy is visible for the lodger in the form of additional costs and additional exploitation fees. It can be stated that proper water meters economy and payments management, run not only by the property administrators but also by water meters companies, should be based on appropriate selection and integrity of measurement of water meters.

In the article, the authors have made an attempt to determine a real specific water consumption and elements which can have an influence on discrepancy between indications of main water meters and the sum of the indications of residential water meters in the multi-family housing basing on the data coming from the Mazovian Housing Association in Płock in the years of 2003-2008. The analysis covered 131 multi-family buildings (about 5049 flats in which approximately 13379 persons are registered).

The first part of researches (covered all 131 buildings) the authors used as a background to determine characteristic factors describing the water consumption in the multi-family housing. In the second part, covered 6 selected buildings (266 flats, 746 registered persons), the authors tried to determine the influence upon exchange of water meters on the water consumption and apparent water losses.

The main conclusion occurring from the researches is: "The incorrect installation methods of water meters and their metrological properties are mainly the decisive reasons of discussed discrepancies." Other parameters describing the water consumption in the multi-family housing undergo slight changes with relation to the previous years.





## Dynamika zmian mikroflory bakteryjnej w składowanych osadach ściekowych

*Katarzyna Budzińska, Anita Jurek, Magdalena Michalska,  
Krzysztof Berleć, Bożena Szejniuk  
Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy, Bydgoszcz*

### 1. Wstęp

Racjonalne wykorzystywanie osadów ściekowych obok trudności technicznych, stanowi ważny i niedostatecznie rozpoznany problem natury higienicznej. Należy pamiętać, że sanitarne właściwości osadów ściekowych mają charakter zmienny i są kształtowane przez wiele czynników, takich jak: standard życia i stan zdrowotny mieszkańców na danym terenie, rodzaj oczyszczalni ścieków oraz stosowane metody przeróbki osadów. Gospodarka osadowa znajduje się często na marginesie procesów oczyszczania ścieków. Niewielkie ilości osadów powstających w małych oczyszczalniach prowadzą często do pomijania lub bagatelizowania tego problemu przez projektantów i inwestorów [5, 9].

Osady ściekowe ze względu na skład fizyko-chemiczny, a szczególnie dużą zawartość substancji organicznej zasiedlone są przez mikrofaunę i mikroflorę tworząc swoistą biocenozę. W jej skład wchodzi wirusy, bakterie, grzyby, pasożytnicze bezkręgowce i ich jaja. Wśród nich występują zarówno mikroorganizmy patogenne, groźne dla człowieka, jak i saprofityczne, obojętne z sanitarnego punktu widzenia [7, 17, 18]. Marcinkowski [12] podaje, że w ściekach i osadach ściekowych najczęściej występują następujące gatunki bakterii: *Escherichia coli*, *Salmonella typhi*, *Clostridium botulinum*, *Vibrio cholerae*, *Mycobacterium tuberculosis*. W przypadku przyrodniczego wykorzystania osadów, bardzo ważna jest znajomość czasu przeżywalności organizmów chorobotwórczych. Konieczność prawidłowego, z punktu widzenia zagadnień sanitarno-higienicznych, unieszkodliwiania osadów przed wykorzystaniem do produkcji rolniczej sprawia, że badania biologicznych skażeń osadów poddanych procesom technologicznym stają się sprawą ważną i pilną.

Celem pracy była ocena składu ilościowego i gatunkowego bakterii patogennych lub względnie chorobotwórczych w czasie składowania komunalnych osadów ściekowych.

## 2. Materiał i metody

### 2.1. Pobieranie próbek do badań

Materiałem badawczym były komunalne osady ściekowe mechanicznie odwodnione na prasie hydraulicznej typu VSMI. Poddane badaniom osady ściekowe charakteryzowały się średnią zawartością suchej masy 17,45% wartością pH 6,6. Na poletku zdrenowanym o powierzchni 177 m<sup>2</sup> usypano z osadów luźną pryzmę o wymiarach 2x1,5x4 m. Próbkę składowanych osadów były pobierane po uprzednim zdjęciu wierzchniej warstwy o grubości 20 cm z wyznaczonych punktów do szklanych sterylnych pojemników. Masa próbki laboratoryjnej wynosiła 1000g. Pobrany materiał poddano analizom w odstępach miesięcznych analizy ilościowe i jakościowe bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* i innych pałeczek gram-ujemnych, paciorkowców oraz gronkowców i mikrokoków.

### 2.2. Analiza ilościowa bakterii

Ilościowego oznaczenia bakterii z wymienionych grup taksonomicznych dokonano metodą płytkową. Do kolb o pojemności 1000 ml odważono po 100 g osadów, następnie dolano po 900 ml płynu fizjologicznego (0,85% NaCl). Próby zostały poddane homogenizacji na wytrząsarce typu 358S przez 1 godzinę, przy obrotach 120/minutę. Z otrzymanego homogenatu wykonano rząd rozcieńczeń dziesiętnych od 10<sup>-1</sup> do 10<sup>-5</sup>. Z każdego przygotowanego rozcieńczenia wykonywano posiewy, rozprowadzając trójkątem bakteriologicznym 0,1 ml na odpowiednie podłoże stałe. Zastosowano następujące pożywki: agar Mac Conkeya, Chapmana, D–Docosel. Tak przygotowane posiewy inkubowano w temperaturze 37°C przez 24 godziny. Po upływie tego czasu policzono wyrosłe kolonie. Liczbę bakterii podano w 1g świeżej masy osadu stosując następujący wzór:

$$L = \frac{C}{(N_1 + 0,1 \cdot N_2) \cdot d} \cdot 10 \quad (1)$$

gdzie:

- C – suma kolonii na wszystkich liczonych płytkach,
- N<sub>1</sub> – liczba płytek w pierwszym liczonym rozcieńczeniu,
- N<sub>2</sub> – liczba płytek w drugim liczonym rozcieńczeniu,
- d – wskaźnik rozcieńczenia odpowiadający pierwszemu liczonemu rozcieńczeniu.

### 2.3. Identyfikacja gatunkowa bakterii

Rozpoznanie gatunkowe bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* i innych pałeczek gram-ujemnych, paciorkowców oraz gronkowców i mikrokoków dokonano za pomocą systemu API przy użyciu następujących mikrotestów: API 20 E, API 20 STREP i API STAPH.

### 2.4. Obliczenia statystyczne

Wyniki badań przeżywalności bakterii w składowanych osadach zweryfikowano, a następnie poddano analizie statystycznej w oparciu o zmiany ich liczby w czasie według wzoru:

$$\log(N) = ax + b \quad (2)$$

gdzie:

- N – liczba bakterii w danym czasie,
- a – współczynnik kierunkowy, odpowiadający średniej zmianie liczby bakterii w postaci log na jeden miesiąc,
- x – czas w miesiącach,
- b – wyraz wolny odpowiadający teoretycznie log liczby bakterii w czasie zerowym, zaangażowanych w dany proces.

Ustalono teoretyczny czas przeżycia, a także tempo eliminacji bakterii w osadach na podstawie przebiegu krzywych regresji.

## 3. Wyniki badań i ich omówienie

Obecność organizmów patogennych w osadach ściekowych jest jednym z istotnych elementów stwarzających zagrożenie sanitarne, który musi być brany pod uwagę przy rozważaniu dalszego sposobu postępowania z tym rodzajem odpadów. Do najczęściej oznaczanych rodzajów i gatunków bakterii należą: *Escherichia spp.*, *Salmonella spp.*, *Shigella spp.*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Clostridium perfringens*, *Bacillus anthracis*, *Listeria monocytogenes*, *Vibrio cholerae*, *Mycobacterium tuberculosis*, *Streptococcus pyogenes*, *Proteus vulgaris* [1, 19].

Analiza mikrobiologiczna wykazała w badanych osadach występowanie licznych bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* i innych pałeczek gram-ujemnych. Na początku doświadczenia liczba tych drobnoustrojów kształtowała się na poziomie  $6,6 \cdot 10^5$  jtk/g. W czasie trwania składowania średnia liczba pałeczek gram-ujemnych w osadach ulegała zmniejszeniu, przy czym przez pierwsze cztery miesiące badań eliminacja tych bakterii nie przekroczyła 1 log. Dalsze badania wykazały ciągłą zamieralność komórek enterobakterii, po trzech miesiącach składowania ich ilość obniżyła się o 2 jednostki logarytmiczne.

W końcowej fazie eksperymentu wykrywano w badanych osadach pałeczki gram-ujemne w liczbie  $6,6 \cdot 10^3$  jtk/g. Tempo eliminacji bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* w omawianych osadach podczas magazynowania wynosiło  $-0,36$  log/miesiąc. Obliczony z równań regresji teoretyczny czas przeżywania tych mikroorganizmów w osadach określono na 17,6 miesiąca (tabela 1, rys. 1). Analizowane osady cechowały się dużą różnorodnością składu gatunkowego mikroorganizmów, ponieważ w okresie prowadzenia badań wyizolowano 16 rodzajów pałeczek gram-ujemnych. Najczęściej identyfikowanymi gatunkami były: *Escherichia coli*, *Serratia odorifera*, *Citrobacter freundii*, *Enterobacter cloacae*, *Pseudomonas fluorescens*, *Klebsiella ozaenae*, *Proteus vulgaris*, (tabela 2). Podkreślić należy, że we wszystkich próbkach stwierdzono obecność pałeczek *Salmonella spp.* Larski i Truszczyński [10] uważają, że wszystkie serotypy *Salmonella* należy uznać za potencjalnie chorobotwórcze dla człowieka i zwierząt.

**Tabela 1.** Liczba bakterii w składowanych osadach ściekowych w okresie prowadzonych badań

**Table 1.** Number of bacteria from sewage sludge during the experimental period

Miesiące badań	Liczba bakterii (jtk/g)		
	<i>Enterobacteriaceae</i> i inne pałeczki gram-ujemne	Paciorkowce	Gronkowce i mikrokokki
IV	$6,6 \cdot 10^5$	$9,7 \cdot 10^5$	$1,6 \cdot 10^5$
V	$5,9 \cdot 10^5$	$2,5 \cdot 10^5$	$6,7 \cdot 10^4$
VI	$1,3 \cdot 10^5$	$3,2 \cdot 10^5$	$2,2 \cdot 10^4$
VII	$1,6 \cdot 10^5$	$2,1 \cdot 10^5$	$2,0 \cdot 10^4$
VIII	$2,4 \cdot 10^4$	$4,1 \cdot 10^4$	$1,6 \cdot 10^3$
IX	$6,3 \cdot 10^4$	$3,8 \cdot 10^4$	$1,3 \cdot 10^3$
X	$6,6 \cdot 10^3$	$3,3 \cdot 10^3$	$7,3 \cdot 10^2$

Według aktualnie obowiązującego stanu prawnego w Polsce [13] osady ściekowe mogą być stosowane w środowisku przyrodniczym pod warunkiem, że nie stwierdza się w nich obecności pałeczek z rodzaju *Salmonella*. Doniesienia naukowe wskazują jednak, że jest to niewystarczający wskaźnik sanitarny. Zaobserwowano, że w składowanych osadach ściekowych, w których nie występowały pałeczki *Salmonella* były izolowane inne bakterie patogenne. Sahls-tröm i wsp. [14] stwierdzili, że po dwóch miesiącach składowania osadów nie izolowano *Salmonella*, gdy tymczasem inne bakterie chorobotwórcze występowały licznie nawet po upływie jednego roku przetrzymywania tych odpadów. Podobne wyniki prezentują Berggren i wsp. [1]. Gibbs i wsp. [6] natomiast podają, że *Salmonella* w osadach ściekowych może przeżywać znacznie dłużej, nawet przez okres jednego roku. Kaźmierczuk i Kalisz [8] również wskazują na fakt, że *Salmonella* nie powinna być jedynym mikrobiologicznym wskaźnikiem

przydatności osadów do stosowania w rolnictwie. Autorzy twierdzą, że często pod nieobecność tych bakterii w osadach występują inne drobnoustroje chorobotwórcze, stwarzające poważne ryzyko z epidemiologicznego punktu widzenia. Proponują rozszerzenie kryteriów oceny jakości osadów do rolniczego wykorzystania o oznaczanie w nich bakterii hemolizujących.

Badania dotyczące enterobakterii w osadach komunalnych wskazują na liczne ich występowanie od  $2,7 \cdot 10^4$  jtk/g [5] do  $2,2 \cdot 10^7$  jtk/g [2, 3, 5]. Skład gatunkowy bakterii z tej grupy taksonomicznej wyizolowanych z osadów ściekowych był podobny do gatunków występujących w osadach z innych komunalnych oczyszczalni, jak i osadów z zakładów mięsnych, przetwórstwa owocowo-warzywnego [3, 4].

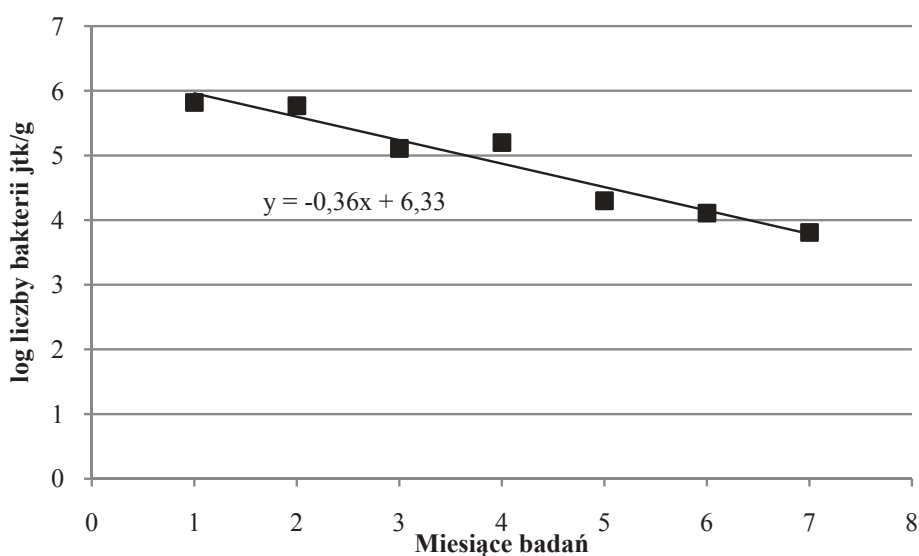
**Tabela 2.** Izolowane najczęściej gatunki bakterii w osadach ściekowych w okresie prowadzonych badań

**Table 2.** Bacteria species isolated most often from sewage sludge during the experimental period

<i>Enterobacteriaceae</i> i inne pałeczki gram-ujemne	Paciorkowce	Gronkowce i mikrokokki
<i>Escherichia coli</i> , <i>Citrobacter freundii</i> , <i>Enterobacter cloacae</i> , <i>Proteus vulgaris</i> , <i>Serratia odorifera</i> , <i>S.marcescens</i> , <i>S.liquefaciens</i> , <i>Pantoea spp</i> , <i>Shigella spp.</i> , <i>Salmonella spp</i> , <i>Klebsiella ozaenae</i> , <i>K.pneumoniae</i> , <i>K.oxytoca</i> , <i>Vibrio fluvialis</i> , <i>Yersinia enterocolitica</i> , <i>Pseudomonas aeruginosa</i> , <i>P.fluorescens</i> , <i>Aeromonas hydrophila</i>	<i>Enterococcus faecalis</i> , <i>E.faecium</i> , <i>E.durans</i> , <i>Streptococcus uberis</i> , <i>S.sanguis</i> , <i>S.salivarius</i> , <i>S.pneumoniae</i> , <i>S.pyogenes</i> , <i>Lactococcus lactis</i> , <i>Aerococcus viridans</i> , <i>Gemella haemolysans</i> , <i>G. morbillosum</i> , <i>Leuconostoc spp.</i> , <i>Listeria monocytogenes</i> ,	<i>Staphylococcus lentus</i> , <i>S.hominis</i> , <i>S. sciuri</i> , <i>S. xylosus</i> , <i>S. haemolyticus</i> , <i>S. simulans</i> , <i>S. aureus</i> , <i>S. epidermidis</i> , <i>S.warnerii</i> , <i>S. capitis</i> , <i>S.caprae</i> , <i>Micrococcus spp.</i>

W badaniach osadów ustalono liczbę paciorkowców na poziomie od  $9,7 \cdot 10^5$  na początku doświadczenia do  $3,3 \cdot 10^3$  jtk/g w końcowej jego fazie. W czasie składowania osadów zaobserwowano we wszystkich przypadkach sukcesywny spadek liczebności tych bakterii. Analiza regresji wykazała zamieralność komórek tych drobnoustrojów w tempie  $-0,36$  log/miesiąc. Wykazano również podobnie długi do enterobakterii okres przeżywania tych mikroorganizmów w środowisku osadów ściekowych (17,8 miesiąca) (tabela 1, rys. 2). Sahlström i wsp. [14] stwierdzili po rocznym okresie składowania osadów ściekowych obecność paciorkowców kałowych na poziomie 3,2 log. Podczas iden-

tyfikacji gatunkowej drobnoustrojów w osadach stwierdzono bardzo bogatą mikroflorę wśród, której dominującymi gatunkami były: *Enterococcus faecalis*, *E. faecium*, *Aerococcus viridans*, *Streptococcus sanguis* oraz *Gemella spp.*, *Leuconostoc spp.* (tabela 2). Stwierdzony skład gatunkowy paciorkowców w analizowanych osadach był podobny do identyfikowanych gatunków w innych doświadczeniach. Wśród paciorkowców oznaczanych w osadach możemy odnaleźć gatunki nie stanowiące zagrożenia dla zdrowia ludzi i zwierząt, jednak większość stanowią paciorkowce zaliczane według klasyfikacji Lancefielda do grupy D, nazywane paciorkowcami kałowymi [20].



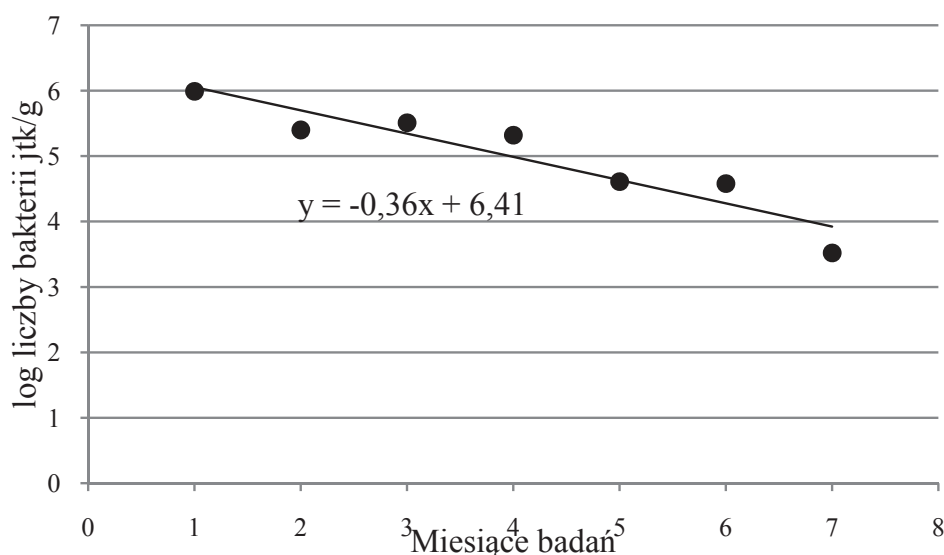
**Rys. 1.** Tempo eliminacji bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* z osadów ściekowych w okresie prowadzonych badań

**Fig. 1.** Elimination rate *Enterobacteriaceae* from sewage sludge during the experimental period

Bakterie z tej grupy bardzo często stają się istotnym czynnikiem powstawania chorób zakaźnych, w szczególności mogą być przyczyną zapalenia górnych dróg oddechowych, układu rozrodczego, a także ostrych i podostrych zakażeń przyrannych [15, 16]. Ziarniaki gram-dodatnie są jednymi z najczęstszych czynników etiologicznych chorób u ludzi i zwierząt, mogą uczestniczyć zarówno w zakażeniach pierwotnych, jak i wtórnych. Drobnoustroje te są zazwyczaj bardziej odporne na wzrost temperatury i lityczne działania różnych związków chemicznych niż bakterie gram – ujemne [20].

Bakteriami występującymi powszechnie w środowisku naturalnym (glebie, wodzie, powietrzu, ściekach, na roślinach) są gronkowce i mikrokokki. Gram-dodatnie ziarniaki bardzo licznie występowały w analizowanych osadach. Na początku doświadczenia drobnoustroje te stwierdzono w liczbie  $1,6 \cdot 10^5$  jtk

w 1 gramie osadów. Podobnie jak w przypadku enterobakterii i paciorkowców w okresie prowadzonych badań odnotowano zmniejszanie się populacji tych mikroorganizmów, przy czym w 7 miesiącu eksperymentu średnia ich liczba kształtowała się na poziomie  $7,3 \cdot 10^2$  jtk/g. Tempo eliminacji gronkowców i mikrokoków z osadów wynosiło 0,42 log/miesiąca (tabela 1, rys. 3). Czas przeżywalności tych drobnoustrojów w czasie składowania osadów ściekowych był znacznie krótszy w porównaniu do paciorkowców i pałeczek gram-ujemnych i wyniósł 13,8 miesiąca. Identyfikacja gatunkowa wykazała występowanie wielu izolatów należących do rodziny *Micrococcaceae* w badanym materiale. Drobnoustrojami identyfikowanymi najczęściej były: *Staphylococcus xylosum*, *S.lentus*, *S.hominis*, *S.caprae*, *S.epidermidis*, *S.aureus* oraz *Micrococcus spp.* (tabela 2).



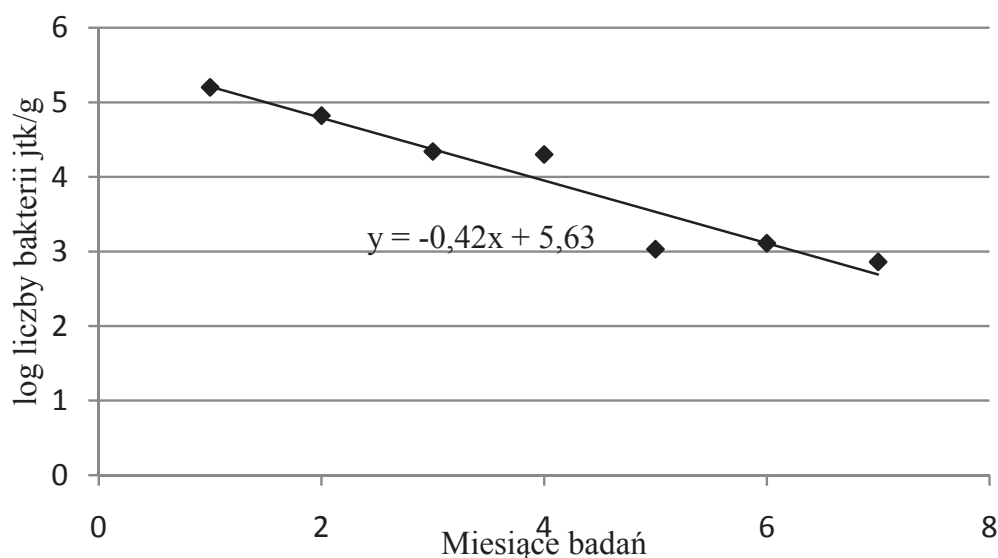
**Rys. 2.** Tempo eliminacji paciorkowców z osadów ściekowych w okresie prowadzonych badań

**Fig.2.** Elimination rate of streptococci from sewage sludge during the experimental period

Składowane osady ściekowe przechodzą przez szereg procesów biochemicznych, w których kluczową rolę odgrywają organizmy heterotroficzne mineralizujące masę osadu. Obniżająca się sukcesywnie baza pokarmowa w trakcie dojrzewania osadów staje się czynnikiem ograniczającym rozwój bakterii chorobotwórczych, prowadząc w konsekwencji do higienizacji osadów. Malej i Boguski [11] wskazują, że składowanie osadów w lagunach, to proces mało efektywny w niszczeniu organizmów chorobotwórczych, powoduje częściowe obniżenie wirusów, natomiast w odniesieniu do bakterii, grzybów i jaj pasożytniczych bezkręgowców proces ten nie jest skuteczny. Według tych autorów redukcja bakterii z rodzaju *Salmonella* następuje dopiero po okresie rocznego



magazynowania. W Polsce często stosowaną praktyką w małych oczyszczalniach ścieków jest miesięczny, czasami dwumiesięczny okres składowania osadów, a następnie ich przekazywanie do rolniczego wykorzystania. Niepokoi zwłaszcza fakt, że wyniki badań udostępnionych przez oczyszczalnie ścieków komunalnych prawie nigdy nie wykazują w osadach obecności bakterii *Salmonella*.



**Rys. 3.** Tempo eliminacji bakterii z rodzaju *Staphylococcus* i *Micrococcus* z osadów ściekowych w okresie prowadzonych badań

**Fig. 3.** Elimination rate of *Staphylococcus* and *Micrococcus* from sewage sludge during the experimental period

Wynika z tego, że składowanie, jako jedna z form przejściowego postępowania, może służyć poprawie stanu sanitarnego osadów. Efekt higienizacji zależy od czasu składowania, jak również od wrażliwości organizmów zasiedlających osad. Należy stwierdzić, iż składowanie osadów bez procesu higienizacji nie zapewnia eliminacji mikroorganizmów stanowiących wskaźniki oceny sanitarno-higienicznej. Wyłączne składowanie osadów nawet przez okres roku nie jest skutecznym sposobem usunięcia skażeń mikrobiologicznych, mogących stanowić zanieczyszczenia środowiska naturalnego. W związku z tym nasuwa się konieczność prowadzenia higienizacji osadów ściekowych poprzez ich wapnowanie lub kompostowanie.

#### 4. Wnioski

1. Ocena mikrobiologiczna osadów z oczyszczalni ścieków komunalnych wykazała występowanie w nich licznych bakterii patogennych i względnie chorobotwórczych.

2. Składowanie osadów ściekowych przyczynia się do obniżenia skażenia bakteriologicznego, jednak nie zapewnia dostatecznej ich higienizacji.

## Literatura

1. **Berggren I., Albiñ A., Johansson M.:** *The effect of the temperature on the survival of pathogenic bacteria and Ascaris suum in stored sewage sludge.* In: Sustainable organic waste management for environmental protection and food safety. Vol 2. Scientific paper RAMIRAN conference, Murcia, Spain 6-9,10, 2004.
2. **Budzińska K.:** *Mikrobiologiczna ocena osadów z oczyszczalni ścieków komunalnych.* Pr. Komis. Nauk Rol. i Biol. ser .B, 45, 33, 177-186, 1999a.
3. **Budzińska K.:** *Ocena sanitarno-higieniczna osadów ściekowych z oczyszczalni ścieków zakładów mięsnych.* Pr. Komis. Nauk Rol. i Biol. ser. B, 45, 33, 145-152, 1999b.
4. **Budzińska K.:** *Bacterial and Fungal Microflora Evaluation of Sludge from Municipal Sewage Treatment Plant.* Proceedings of the X<sup>TH</sup> International Congress on Animal Hygiene 2 – 6 July Maastricht, 2, 1029-1031, 2000.
5. **Budzińska K.:** *Bakteriologiczna ocena osadów surowych i składowanych na poletkach osadowych z oczyszczalni ścieków bytowych.* Ekologia i Technika. 9, 2, 56-63, 2001.
6. **Gibbs R.A., Hu C.J., Ho G.E., Phillips P.A., Unkovich I.:** *Regrowth of faecal coliforms and Salmonellae in stored biosolids and soil amended with biosolids.* Water Science and Technology 35 (11-12), 269-275, 1997.
7. **Estrada I.B., Aller A., Aller F., Gomez X., Moran A.:** *The survival of Escherichia coli faecal coliforms and enterobacteriaceae in general in soil treated with sludge from wastewater treatment plants.* Bioresource Technology. 93, 2004.
8. **Każmierczuk M, Kalisz L.:** *A propos al for extending biological criteria applied in sanitary control of sewage sludge intended for agricultural use.* Polish Journal of environmental studies, 17, 5, 721-727, 2008.
9. **Kosarewicz O., Firlus I., Uniejewska G.:** *Usuwanie mikroorganizmów chorobotwórczych w oczyszczalniach ścieków miejskich.* GWiTS, 8, 292-297, 1999.
10. **Larski Z., Truszczyński T.:** *Zarys mikrobiologii weterynaryjnej.* Rozdziały 56 i 57, poświęcone mikologii, opracował Wiśniewski J. Wydawnictwo ART. Olsztyn, 204-207, 521-525, 1992.
11. **Malej J., Boguski A.:** *Projekt koncepcyjny higienizacji odpadów i osadów ściekowych na miejskiej oczyszczalni w Sławnie.* Zesz. Nauk. Wydz. Budown. Inż. Środ. Politechnika Koszalińska, 15, 613-629, 1999.
12. **Marcinkowski T.:** *Alkaliczna stabilizacja komunalnych osadów ściekowych.* Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej 76, ser. 43, 6-7, 11, 23, 2004.
13. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 sierpnia 2002 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych. (Dz. U. Nr 134, poz. 1140).
14. **Sahlström L.A., Bagge E., Berggren I., Albiñ A.:** *Reduction of pathogenic microorganism after conventional treatment of sewage sludge.* ISAH 2005 – Warsaw, Poland, 2, 317-320, 2005.

15. **Strauch D.:** *Przeżywalność drobnoustrojów chorobotwórczych i pasożytów w wydalinach, nawozie i szlamie ściekowym.* Med. Wet., 49, 2, 59-60, 1993.
16. **Strauch D.:** *Przeżywalność drobnoustrojów chorobotwórczych i pasożytów w wydalinach, nawozie i szlamie ściekowym.* Med. Wet., 49, 3, 117-119, 1993.
17. **Sun Y.H., Luo Y.M., Wu L.H., Li Z.G., Song J., Christie P.:** *Survival of faecal coliforms and risks in soils treated with municipal sewage sludges.* Environmental Geochemistry and Health. 28, 97-10, 2006.
18. **Szejniuk B.:** *Mikrobiologiczne skażenie osadów ściekowych pochodzenia bytowego.* Pr. Komis. Nauk Rol. i Biol. ser. B, 53, 39, 215-219, 2004.
19. **Zamorska J.:** *Organizmy patogenne w osadach ściekowych.* Zesz. Nauk. Polskie Towarzystwo Gleboznawcze, Oddział w Rzeszowie, 9, 91-98, 2007.
20. **Zaremba M. L., Borowski J.:** *Mikrobiologia lekarska* Wyd. Lek. PZWL Warszawa, 1997.

## Dynamics of Changes in Bacterial Microflora of Stored Sewage Sludge

### Abstract

The subject of the study was mechanically dewatered municipal sewage sludge, which was subjected to deposition process. At the beginning of the experiment, the total number of bacteria from the family *Enterobacteriaceae* and other gram-negative bacilli, streptococci and staphylococci and micrococci was determined in the tested material. The number of gram-negative bacilli at the beginning of the experiment was equal  $6.6 \cdot 10^5$  cfu/g, while at final stage of research the number of isolated bacteria was on the level of  $6.6 \cdot 10^3$  cfu/g. The number of streptococci in researches of sewage sludge ranged from  $9.7 \cdot 10^5$  cfu/g (first month of experiment) to  $3.3 \cdot 10^3$  cfu/g (last month of experiment). Micrococci and staphylococci in initial stage of research were isolated in number  $1.6 \cdot 10^5$  cfu in 1g of sewage sludge. The reduction of these bacteria during the storage of sewage sludge was observed, just like in case of *Enterobacteriaceae* and streptococci. The average number of micrococci and staphylococci was equal  $7.3 \cdot 10^2$  cfu/g in 7 month of experiment. Then the bacteriological composition of sludge was analysed at monthly intervals. The results of the study indicated that numerous Gram-negative bacilli, streptococci and staphylococci occur in raw sludge. Pathogenic species were identified among isolated microorganisms: *Serratia odorifera*, *Citrobacter freundii*, *Klebsiella ozaenae*, *Proteus vulgaris*, *Aerococcus viridans*, *Streptococcus sanguis* oraz *Gemella spp.*, *Leuconostoc sp.*, *Staphylococcus xylosum*, *S.lentus*, *S.hominis*, *S.caprae*, *S.epidermidis*, *S.aureus*. The fact that the presence of *Salmonella sp.* was observed in all samples is very significant. It was stated that dying of pathogenic bacteria cells in sewage sludge during its deposition proceeds slowly. Consequently, their survival rate amounted to 13÷18 months. The results obtained indicate that municipal sewage sludge subjected only to deposition should not be used in agriculture for sanitary and hygienic reasons.

## Zrównoważone użytkowanie energii w sektorze komunalnym

*Tomasz Cholewa, Artur Pawłowski  
Politechnika Lubelska*

### 1. Wstęp

Współczesna cywilizacja potrzebuje energii. Nie bez znaczenia jest w tym kontekście fakt, że korzystanie z jednych jej źródeł pociąga za sobą więcej problemów ekologicznych, niż korzystanie z innych. Zagadnienia te bardzo mocno akcentowane są w rozwijanej w ostatnich latach koncepcji zrównoważonego rozwoju.

Według definicji ONZ za zrównoważony uznaje się taki typ rozwoju, „który gwarantuje zaspokojenie potrzeb obecnych pokoleń, nie zagrażając zdolności przyszłych pokoleń do zaspokajania własnych potrzeb” [29]. Jest to więc swoisty imperatyw etyczny, odnoszący się do warunków bytowania człowieka, zwykle rozpatrywany w kontekście uwarunkowań ekologicznych, społecznych i ekonomicznych [19]. Niezwykle ważna jest także problematyka szczegółowa [15], a wśród niej zagadnienia techniczne, w tym te odnoszące się do kwestii energetycznych.

Obecnie w skali całego świata dominują technologie oparte na spalaniu paliw kopalnych, co oznacza silną presję na środowisko, jego zanieczyszczanie i degradację. Ponadto zasoby tych nośników są ograniczone, np. światowe zasoby węgla wystarczą na ok. 200 lat, gazu na 60 lat, a ropy na 40 lat [31]. Powyższe uwarunkowania sprzyjają przygotowaniu rozwiązań alternatywnych, opartych na odnawialnych źródłach energii.

W Unii Europejskiej przyjęto „Dyrektywę o promocji energii elektrycznej ze źródeł odnawialnych na wewnętrznym rynku energii”, według której do 2010 r. 12% całej energii (w Polsce 7,5%) i aż 22% energii elektrycznej ma być czerpane ze źródeł odnawialnych [27].

Ponadto Rada Europy założyła następujące cele w sektorze energetycznym:

- UE zredukuje do roku 2020 o 20% emisję gazów cieplarnianych w stosunku do 1990 roku,
- 20% zwiększona zostanie efektywność energetyczna,
- UE zapewni udział biopaliw w ogólnej konsumpcji paliw transportowych na poziomie co najmniej 10% [23].

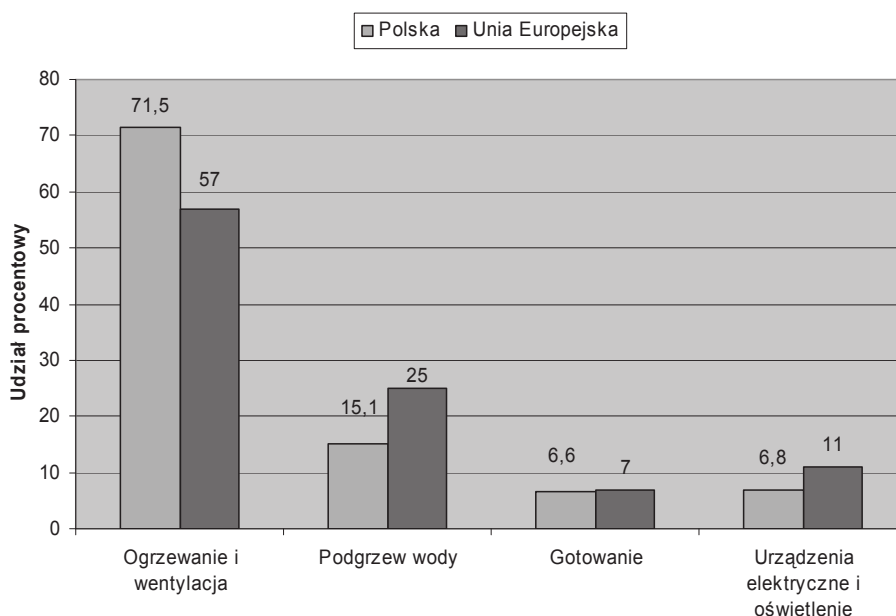
Osiągnięcie tych zamierzeń będzie istotnym krokiem na drodze do wprowadzania rozwoju zrównoważonego. W tej pracy ukażemy praktyczną stronę zagadnienia, koncentrując się na możliwościach ograniczenia zużycia energii i promocji źródeł odnawialnych w istotnym z punktu widzenia każdego człowieka sektorze komunalnym.

## **2. Oszczędności energii**

Szacuje się, że sektor budowlany zużywa 40% wytwarzanej energii, z czego większość podczas eksploatacji budynków [12]. W Polsce, w okresie 1995÷2005 zaobserwowano spadek w zapotrzebowaniu na energię w gospodarstwach domowych, co było związane z coraz powszechniejszymi pracami termomodernizacyjnymi prowadzącymi do poprawy izolacyjności cieplnej przegród zewnętrznych [28]. Nadal jednak zużycie energii na potrzeby ogrzewania w budynkach odbiega od bilansu energetycznego Unii Europejskiej, co można zaobserwować na rys. 1. Sytuacja powinna ulec zmianie, tym bardziej, że istnieją duże potencjalne możliwości oszczędzania energii w tym sektorze [10].

Kluczowy element stanowi właściwa izolacja cieplna ścian zewnętrznych. Najczęściej stosowanymi materiałami izolacyjnymi w Polsce są styropian i wełna mineralna [2]. Mniej doceniana na rynku jest wełna celulozowa tzw. Ekofiber, która powstaje prawie w całości z recyklingu gazet i przez to jest materiałem o niskim oddziaływaniu na środowisko przyrodnicze [8].

Ważnym zagadnieniem jest dobranie odpowiedniej grubości izolacji przegród w nowoprojektowanym czy też przebudowywanym obiekcie, która musi spełniać wymagania prawne [30]. Ze względów ekonomicznych inwestor zwykle dokonuje bilansu pomiędzy kosztami związanymi z wykonaniem termoizolacji oraz zyskami otrzymanymi dzięki zmniejszeniu kosztów ogrzewania. Podczas analiz [9], zauważono, że im gorszy opór cieplny ma nieocieplona przegroda, tym bardziej opłaca się przeprowadzić termoizolację. Ponadto, dla przegród o mniejszym oporze cieplnym otrzymuje się szybszy zwrot inwestycji. Z przeprowadzonych obliczeń wynika, że ze względów ekonomicznych grubość izolacji przegród zewnętrznych powinna być zwiększona do wartości 0,2 m, przy obecnie stosowanej 0,1 m [26].



**Rys. 1.** Udział poszczególnych składników w bilansie energetycznym Polski i UE [28]  
**Fig. 1.** Share of particular elements in energy balance of Poland and EU

Przy sporządzaniu projektu architektonicznego, a następnie wznoszeniu budynków, należy także pamiętać o likwidacji i nie dopuszczeniu do powstania liniowych mostków cieplnych, które są spowodowane nieciągłościami lub zmniejszeniem grubości warstwy izolacji cieplnej. Mostki liniowe mogą być przyczyną dużych strat ciepła do otoczenia, a także kondensacji i rozwoju pleśni na wewnętrznej powierzchni przegród.

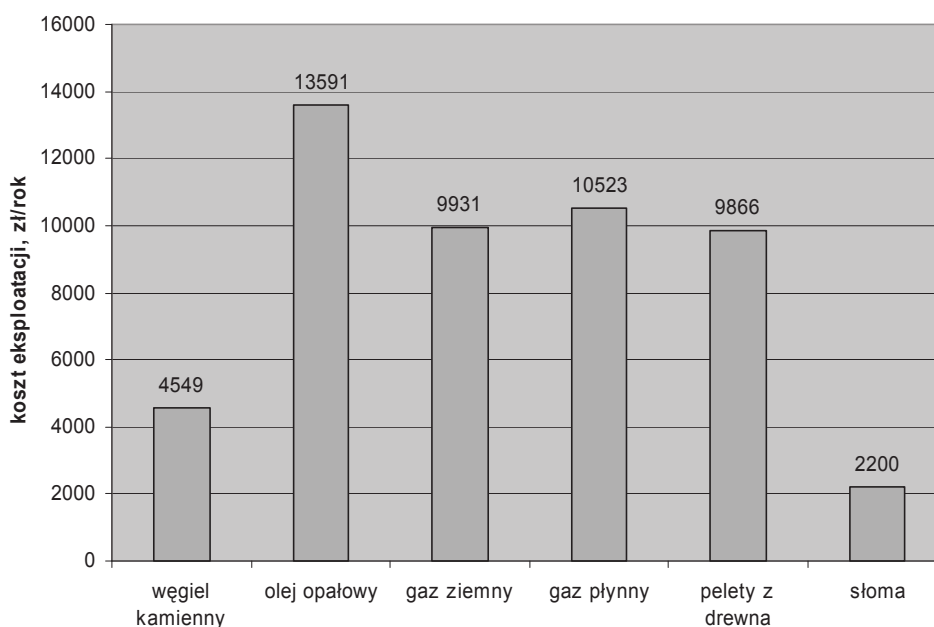
Prawidłowo przeprowadzone ocieplenie (obiekty wznoszone) jak i kompleksowa termomodernizacja (obiekty istniejące), pozwala obniżyć koszty ogrzewania o 50%, przy czasie zwrotu nakładów do 7 lat [6].

Ponadto, z uwagi na zwiększenie izolacyjności cieplnej przegród budowlanych, otrzymuje się znaczne ograniczenie strat ciepła przez przenikanie, co doprowadza do sytuacji, w której udział ciepła do ogrzania powietrza wentylacyjnego wynosi od 20 do 50% całkowitego zapotrzebowania na ciepło budynku. Dlatego też ważnym staje się odzysk ciepła z powietrza wentylacyjnego, który może być zrealizowany, w przypadku instalacji mechanicznej, dzięki zastosowaniu agregatów nawiewno-wywiewnych. Agregaty te wyposażone są w płytowy wymiennik ciepła, który pozwala na odzysk do 60% ciepła. Można ten agregat wyposażyć w wymiennik obrotowy, co pozwoli na uzyskanie sprawności odzysku ciepła nawet do 80% [25].

Należy jednak pamiętać, że kompleksowa termomodernizacja obejmuje zarówno docieplenie przegród zewnętrznych i wymianę stolarki okiennej, jak także pełną modernizację instalacji centralnego ogrzewania. W tym ostatnim

przypadku oszczędności mogą wynikać z zastosowania wysokowydajnego źródła ciepła, dostosowanego do aktualnych potrzeb cieplnych obiektu. Na podstawie analizy [1] (rys. 2), można stwierdzić, że kotły opalane biomasą przynoszą najlepsze efekty ekonomiczne, jednak są one uzależnione od dostępności paliwa i wymagają częstej kontroli pracy. Kocioł węglowy jest natomiast najmniej ekologiczny, a sterowanie procesem spalania sprawia najwięcej kłopotów.

Natomiast energia elektryczna jest niezbyt korzystnym źródłem ciepła dla systemów grzewczych z uwagi na koszty [20] oraz obciążenie miejskiej sieci elektroenergetycznej. Korzystanie z tej energii jako źródła ciepła do ogrzewania jest zasadne w budynkach o małym zapotrzebowaniu na ciepło, gdzie zastosowanie innego źródła ciepła wiązałoby się z niską sprawnością.



**Rys. 2.** Porównanie kosztów eksploatacji kotłów na wybrane paliwo dla domu jednorodzinnego o zapotrzebowaniu 13 kW [1]

**Fig. 2.** Comparison of operating costs of boilers running on chosen fuel for single-family home with request for 13 kW [1]

Z kolei kotły gazowe są łatwiejsze w eksploatacji ze względu na automatykę i sterowanie procesem spalania, a ich cena jest niższa niż kotłów na biomasę. Jeszcze lepsze efekty dla paliw gazowych można otrzymać, dzięki zastosowaniu kotłów gazowych kondensacyjnych, które charakteryzują się wysoką sprawnością. W porównaniu do kotłów tradycyjnych, kotły kondensacyjne wykorzystują ciepło skraplania pary wodnej zawartej w spalinach, co pozwala na odzyskanie około 11% ciepła w odniesieniu do ogólnej jego wartości zawartej w paliwie. Oznacza to oszczędności, które dla typowego domku jednorodzinnego

dzinnego mogą wynieść do 500 zł/rok, przy czasie zwrotu poniesionych nakładów na poziomie 7 lat [24].

Należy przy tym pamiętać, że system ogrzewania to nie tylko źródło ciepła, lecz także zespół przewodów, które również mogą generować niepotrzebne straty ciepła.

Jednym ze sposobów na zniwelowanie tych strat jest izolacja przewodów instalacji centralnego ogrzewania, ciepłej wody oraz cyrkulacji. Zastosowanie odpowiedniej grubości izolacji pozwala ograniczyć straty ciepła o około 80% [7].

Innym sposobem uniknięcia strat na przesyle w budynkach wielorodzinnych jest zmniejszenie długości tych przewodów. Można to osiągnąć poprzez zastosowanie indywidualnych źródeł ciepła dla każdego z mieszkań budynku, które będą dostarczały potrzebną ilość ciepła na cele c.o. oraz przygotowania ciepłej wody. Indywidualnym źródłem ciepła dla mieszkania może być dwufunkcyjny kocioł gazowy, który przyczynia się do znacznego zmniejszenia kosztów ogrzewania (w porównaniu do kosztów ogrzewania ciepłem z sieci ciepłowniczej, gdzie same straty na przesyle stanowią 25% ceny ciepła). Innym indywidualnym źródłem ciepła jest mieszkaniowy węzeł cieplny, który może zostać umieszczony na klatce schodowej przy każdym z mieszkań [3].

Mieszkaniowy węzeł cieplny jest urządzeniem, w którym woda bieżąca (z zapewnieniem jej priorytetu nad instalacją c.o.) jest podgrzewana lokalnie w wymienniku płytowym. Jest on zasilany ciepłem z lokalnej kotłowni lub jednofunkcyjnego węzła cieplnego. To rozwiązanie – oprócz znacznego komfortu użytkowania oraz braku konieczności wykonywania dodatkowych instalacji doprowadzających powietrze do spalania – daje możliwość pomiaru ilości ciepła dostarczanego do poszczególnych mieszkań. Sprzyja to energooszczędnym zachowaniom mieszkańców, którzy płacą tylko za tą ilość ciepła, które faktycznie zużyli w danym okresie rozliczeniowym.

Jeszcze innym sposobem oszczędności energii jest zastosowanie rozwiązań, które pozwalają obniżyć średnią temperaturę w pomieszczeniu. Ważne jest tu zachowanie uczucia „komfortu cieplnego”, który powinien być zapewniony przez każdy system grzewczy, poprzez utrzymywanie w ogrzewanym pomieszczeniu stałej temperatury powietrza (z niewielkimi odchyleniami). Należy zaznaczyć, że warunki najbardziej zbliżone do idealnego rozkładu temperatur dla organizmu człowieka występują, gdy powietrze jest ciepłe przy podłodze i wraz z wysokością powoli obniża się.

Takim rozwiązaniem jest ogrzewanie płaszczyznowe, a w szczególności ogrzewanie podłogowe, które pozwala obniżyć średnią temperaturę powietrza w pomieszczeniu o  $1\div 2^{\circ}\text{C}$ , co oznacza zmniejszenie zużycia energii o około 10%. Ponadto jest to rozwiązanie projektowe, które współpracuje z niskotemperaturo-



wymi źródłami energii (np. pompą ciepła), ponieważ maksymalna temperatura na zasileniu wynosi 55°C. Modyfikacją tego rozwiązania jest system ogrzewania płaszczyznowego, sufitowo-podłogowego z nawiewem powietrza do pomieszczenia, który pozwala obniżyć średnią temperaturę w pomieszczeniu o 2÷3°C, przy zapewnieniu takich samych warunków komfortu cieplnego [18], przy czym obniżenie temperatury powietrza o 1°C daje oszczędności ok. 5% [13].

Innym sposobem zmniejszenia energochłonności obiektów podczas eksploatacji jest zastosowanie ogrzewania z przerwami, gdy obniża się temperaturę wewnętrzną poniżej wartości obliczeniowej w ustalonych przedziałach czasowych. Można tego dokonać poprzez: wyłączenie instalacji ogrzewczej (tryb wyłączenia), obniżenie mocy instalacji w zależności od temperatury zewnętrznej (tryb osłabienia) oraz przez regulowanie mocy cieplnej (tryb obniżenia temperatury). W budynkach mieszkalnych wielorodzinnych obniżenie temperatury wewnętrznej realizowane jest w nocy, ponieważ nie powoduje wtedy pogorszenia poczucia komfortu cieplnego. Natomiast w budynkach jednorodzinnych można zastosować je dodatkowo w godzinach dziennych, kiedy to mieszkańcy przebywają poza domem. Należy zauważyć, że największe przerwy w ogrzewaniu możliwe są w budynkach użyteczności publicznej (biura, szkoły, przedszkola) oraz przemysłowych, w których ludzie przebywają tylko przez pewną część doby. Na podstawie badań przeprowadzonych dla budynku wolnostojącego w Białymstoku [25], przy obniżeniu temperatury wewnętrznej z 20 do 12°C przez okres 14 h (od godziny 16.00 do 6.00), otrzymano oszczędności w zużyciu ciepła i paliwa na poziomie 18,6÷22%. Zauważono, że wartość oszczędności zależy od długości trwania przerw w ogrzewaniu oraz przyjętej temperatury wewnętrznej w czasie obniżenia.

### **3. Wykorzystanie odnawialnych źródeł energii**

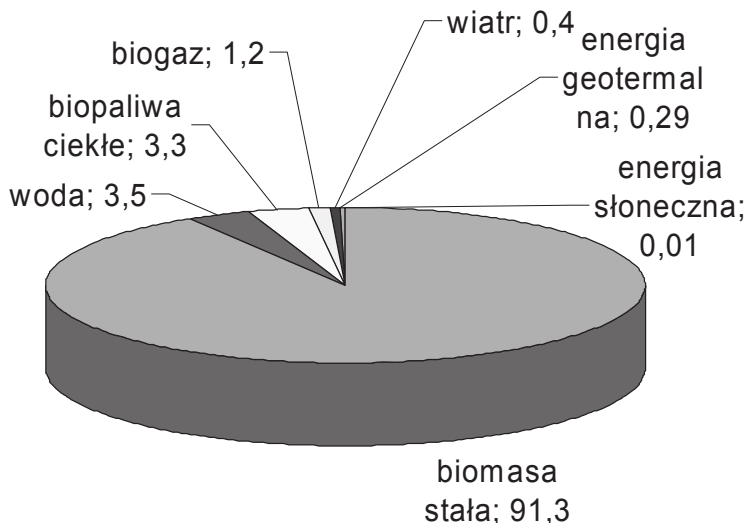
Odnawialne źródła energii to:

- energia promieniowania słonecznego (promieniowanie bezpośrednie i rozproszone),
- energia wiatru,
- energia zasobów wodnych (w tym geotermalnych),
- energia stałej biomasy, biogazu i biopaliw ciekłych.

W 2006 roku w Polsce ze źródeł odnawialnych pozyskano 6,5% ogólnej ilości energii pierwotnej (rys. 3).

W bilansie energetycznym odnawialnych źródeł energii dominującą pozycję (91,3%) zajmuje biomasa. Jest to substancja organiczna (roślinna lub zwierzęca) oraz wszelkie substancje uzyskane z jej przetworzenia. Może ona występować pod postacią nośników pierwotnych (drewno, słoma, czy rośliny

energetyczne takie jak *Salix Viminalis*), wtórnych (obornik, gnojowica, odpady ściekowe) jak także przetworzonych (biogaz, bioetanol, biometanol, estry) [5].



**Rys. 3.** Procentowy udział źródeł energii w bilansie wykorzystania odnawialnych źródeł energii w Polsce w roku 2006 [17]

**Fig. 3.** Share of different energy sources in total renewable sources of energy use in Poland in 2006

W porównaniu (tabela 1) z paliwami konwencjonalnymi, takimi jak węgiel kamienny, biomasa jest paliwem bardziej ekologicznym, ponieważ w wyniku jej spalania uzyskuje się znacząco mniejszą emisję CO i SO<sub>2</sub>. Natomiast emisja NO<sub>x</sub> i CO<sub>2</sub> jest wprawdzie wyższa (także w odniesieniu do oleju opałowego i gazu ziemnego), jednak w ogólnym bilansie uznaje się ją za zerową. Zakłada się bowiem, że biomasa w trakcie swojego wzrostu asymiluje taką samą ilość CO<sub>2</sub>, jaka później zostaje wyemitowana podczas spalania.

Przewaga biomasy nad źródłami konwencjonalnymi odnosi się także do jednostkowych kosztów paliwa (tabela 2) oraz kosztów eksploatacji systemów grzewczych (rys. 2). Ponadto kotły na biomasę charakteryzują się wysoką sprawnością spalania paliwa, co uwarunkowane jest zwiększeniem powierzchni wymiany ciepła i lepszym wymieszaniu spalin przy wysokim współczynniku nadmiaru powietrza. Przy spalaniu słomy (wartość opałowa 16÷18 MJ/kg) w kotłach przystosowanych do tego rodzaju paliwa można uzyskać sprawność na poziomie 80÷90%.

**Tabela 1.** Wskaźniki emisji składników zanieczyszczających atmosferę, powstających w trakcie wytwarzania ciepła z wybranych nośników energii [14]

**Table 1.** Indicators of emissions of pollutants emitted during generating of heat from chosen energy carriers

Polutant	Słoma żółta	Słoma szara	Drewno	Węgiel kamienny	Olej opałowy	Gaz ziemny	Sieć energii elektryczne
	kg/GJ	kg/GJ	kg/GJ	kg/GJ	kg/GJ	kg/GJ	kg/GJ
Pył	0,148	0,147	0,143	2,057	0,053	0,000	0,106
CO <sub>2</sub>	128,079	119,816	123,81	105,714	48,954	60,475	290,851
CO	2,463	0,249	0,295	5,714	0,018	0,011	0,661
NO <sub>2</sub>	0,591	0,599	0,524	0,057	0,148	0,039	0,529
SO <sub>2</sub>	0,128	0,129	0,095	0,731	0,113	0,000	1,798
WWAlif.				0,286	0,007	0,003	0,033
WWA-rom.	0,128	0,120	0,142	0,286	0,003	0,001	0,033

**Tabela 2.** Jednostkowe koszty paliwa i ciepła z nich wytworzonego [16]

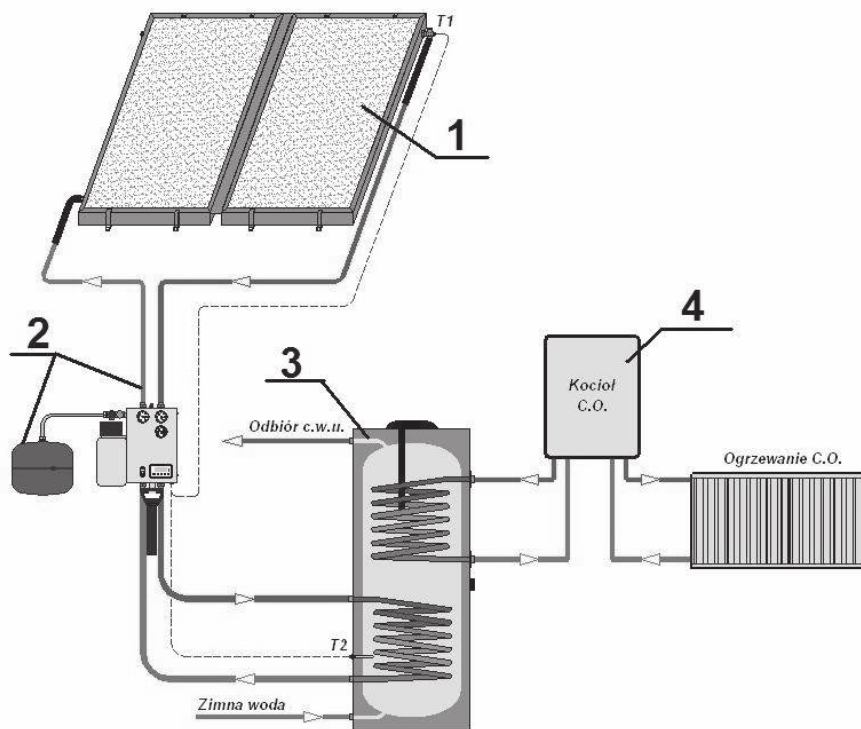
**Table 2.** Unit costs of fuel and heat produced

Paliwo	Wartość opałowa	Jednostkowy koszt paliwa	Jednostkowy koszt ciepła
	GJ/t	zł/GJ	zł/GJ
Zrębki wierzby energetycznej (o 30% wilgotności)	12,0	160	16,66
Miał węglowy	19,0	340	29,82
Węgiel kamienny	29,0	430	29,87
Gaz ziemny	38,0	1003	30,33
Olej opałowy	43,0	1600	42,76

Niestety, pomimo wielu zalet, rynek towarowy biomasy w Polsce znajduje się w początkowej fazie kształtowania. Często spala się biopaliwo w konwencjonalnych kotłach, co prowadzi do uzyskania sprawności procesu spalania jedynie na poziomie 35÷70% [4]. Dodatkowo należy zauważyć, że wykorzystanie biomasy do celów ogrzewczych wymaga (szczególnie w przypadku słomy) dużych powierzchni magazynowych, jak także bliskości źródła pozyskiwania surowca energetycznego (ekonomicznie uzasadniony jest dystans do 50 km).

Innym z ekologicznie czystych źródeł jest energia promieniowania słonecznego, która pozyskiwana jest na potrzeby ciepłne (metoda heliologiczna) dzięki kolektorom słonecznym. Jest to realizowane za pomocą zamkniętego obiegu czynnika roboczego, który cyrkuluje pomiędzy kolektorem słonecznym a wymiennikiem ciepła (węzownica) umieszczonym wewnątrz zbiornika maga-

zynującego, ogrzewa zimną wodę do wymaganej temperatury. Szacuje się, że obecnie aż 99% instalacji kolektorów słonecznych przygotowuje ciepłą wodę dla potrzeb domów jednorodzinnych. Zazwyczaj jest przy tym wykorzystany system hybrydowy (rys. 4), który składa się z kolektorów słonecznych dostarczających część ciepła na potrzeby ogrzewania wody oraz z instalacji konwencjonalnej. Ta druga powinna umożliwić pokrycie 100% zapotrzebowania na ciepło i ciepłą wodę użytkową, ponieważ jej zadaniem jest dostarczenie wystarczającej ilości ciepła w czasie, gdy warunki atmosferyczne nie pozwalają na efektywne korzystanie z urządzeń wykorzystujących energię promieniowania słonecznego.



**Rys. 4.** Hybrydowy system przygotowania ciepłej wody (wg: [www.hewalex.pl](http://www.hewalex.pl)).

1 – kolektor słoneczny; 2 – zamknięty obieg solarny; 3 – biwalentny podgrzewacz ciepłej wody; 4 – konwencjonalne źródło ciepła

**Fig. 4.** Hybrid system of warm water preparation

1 – solar collector; 2 – closed solar circuit; 3 – bivalent water heating;  
4 – conventional heat source

Praktyczne wykorzystanie energii promieniowania słonecznego wymaga określenia potencjalnych i rzeczywistych zasobów energii słonecznej w danym rejonie i dostosowania do tych warunków wyposażenia instalacji solarnej. Średnie roczne napromieniowanie w Polsce padające na powierzchnię poziomą mieści się w zakresie  $950\div 1150 \text{ kWh/m}^2$ , przy największych wartościach

w czerwcu ( $160 \text{ kWh/m}^2 \cdot \text{miesiąc}$ ) oraz najniższej w grudniu ( $11 \text{ kWh/m}^2 \cdot \text{miesiąc}$ ) [11]. Dzięki takim wartościom napromieniowania instalacja solarna umożliwia zapewnienie pokrycia potrzeb na wodę ciepłą w skali roku na poziomie 60%. Oznacza to istotne korzyści ekonomiczne, a zarazem znaczne oszczędności w zużyciu paliw konwencjonalnych, co pociąga za sobą także zmniejszenie emisji zanieczyszczeń gazowych i pyłowych do atmosfery.

Energię odnawialną można także pozyskać za pomocą pomp ciepła, które pozyskują ciepło z gruntu, otaczającego powietrza oraz z wód podziemnych znajdujących się na niewielkich głębokościach. Umożliwiają one transport ciepła ze źródła dolnego o niższej temperaturze do źródła górnego o temperaturze wyższej. Zgodnie z podstawowymi prawami termodynamiki proces ten wymaga dostarczenia do układu dodatkowej energii z zewnątrz (ciepło lub praca). Najczęściej jest to energia elektryczna zasilająca popularne sprężarkowe pompy ciepła.

Ważne jest, aby dolne źródło ciepła charakteryzowało się, znaczną pojemnością cieplną, stałą w skali roku i wysoką temperaturą oraz łatwą dostępnością. Gdy inwestor dysponuje dużą działką przy domu to można zastosować system poziomy, poprzez zakopanie wymiennika rurowego na odpowiedniej głębokości ( $1,2 \div 2,0 \text{ m}$ ). Przy braku odpowiednio dużej działki można wykorzystać system z pionowymi wymiennikami ciepła, w ramach którego z jednego otworu o głębokości około  $50 \div 55 \text{ m}$  z umieszczoną w nim pętlą rurową o średnicy zewnętrznej  $25 \text{ mm}$  uzyskuje się  $3,0 \div 4,5 \text{ kWh}$  ciepła w czasie  $1 \text{ h}$  (w zależności od wilgotności gruntu) [21].

Jako dolne źródło można także zastosować powietrze, które zasysane jest przez wentylator. To rozwiązanie powoduje wprawdzie zmniejszenie nakładów inwestycyjnych, jednak biorąc pod uwagę sprawność wykorzystania energii jest mniej korzystne niż pozyskiwanie ciepła z gruntu.

Ważne są także oszczędności energii związane z wykorzystaniem pomp ciepła. W takich systemach więcej energii pozyskiwane jest ze środowiska (jest to więc energia odnawialna) niż dostarczane do napędu pompy ciepła (energia konwencjonalna). Iloraz tych energii wynosi zazwyczaj 3:1 i zależy między innymi od rodzaju źródła dolnego oraz temperatury na zasileniu instalacji c.o. i przygotowania c.w.u. Przy zastosowaniu pompy ciepła w domku jednorodzinnym zdecydowanie ogranicza się emisję zanieczyszczeń pochodzących ze spalania, z uwagi na zmniejszenie zużycia energii chemicznej zawartej w paliwach pierwotnych. Ponadto we współczesnych pompach ciepła znacząco ograniczono możliwość przecieku do atmosfery czynników roboczych, dzięki nowym rozwiązaniom konstrukcyjnym sprężarek (bezdławicowych), niezawodnym zabezpieczeniom przed przekroczeniem dopuszczalnych wartości ciśnień oraz nowoczesnym materiałom konstrukcyjnym i uszczelniającym [22].

#### **4. Podsumowanie**

Istnieje wiele sposobów zmniejszenia zużycia ciepła w budownictwie komunalnym. Cel ten można osiągnąć m.in. poprzez:

- termoizolację przegród zewnętrznych budynków,
- zastosowanie wysokosprawnego źródła ciepła,
- obniżenie temperatury w ogrzewanym pomieszczeniu
- czy też izolowanie przewodów rozprowadzających.

Te zabiegi mogą być przeprowadzone zarówno w budynkach istniejących jak i nowopowstających, a ich głównym celem jest obniżenie poziomu wykorzystywania konwencjonalnych źródeł energii. Pilnego rozwiązania wymaga jednak szereg istotnych problemów:

- Energia odnawialna ma status ekologicznej, zarazem w większości przypadków jest bardziej kosztowna w porównaniu do źródeł konwencjonalnych. Dzieje się tak, bowiem w rachunku nie uwzględnia się tu pełnych kosztów środowiskowych (w szczególności tych odnoszących się do degradacji środowiska), które w większym czy mniejszym stopniu nie są płacone, są więc eksterjalizowane. Dlatego szczególnego znaczenia nabiera wprowadzanie szeregu udogodnień (takich, jak m.in. dotacje), mających promować źródła odnawialne i przyczynić się do zwiększenia ich opłacalności.
- Ponadto obiekty wykorzystujące odnawialne źródła energii są małe i zdecentralizowane, co powoduje utrudnienia przy ich administrowaniu, zwiększa także koszty.
- Istotny jest również aspekt społeczny. Nadal poziom świadomości społeczeństwa w odniesieniu do zagrożeń środowiskowych (w tym także tych związanych ze spalaniem paliw kopalnych) jest niski. Brak jest też wiedzy o możliwościach wykorzystywania odnawialnych źródeł energii na poziomie własnego domu oraz o dostępnych mechanizmach ekonomicznych umożliwiających dofinansowanie takiego projektu.

Przezwyciężenie tych barier jest ważnym zadaniem na drodze wprowadzania rozwoju zrównoważonego i to nie tylko w omawianym w tej pracy sektorze komunalnym.

## Literatura

1. **Boryca J.:** *Ekonomiczne aspekty ogrzewania domu jednorodzinnego*. Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja 6/2008.
2. **Chładzyński S.:** *Jak ocieplić budynki?*. Warstwy, Dachy i Ściany 1/2007.
3. **Cholewa T., Siuta-Olcha A.:** *Badania eksploatacyjne systemu grzewczego wykorzystującego mieszkaniowe węzły cieplne*. Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja 2/2009.
4. **Choromański P.:** *Budownictwo a odnawialne źródła energii*. Materiały Budowlane 1/2009.
5. **Dreszer K.A., Michałek R., Roszkowski A.:** *Energia odnawialna- możliwości jej pozyskania i wykorzystania w rolnictwie*. Polskie Towarzystwo Inżynierii Rolniczej, Kraków-Lublin-Warszawa 2003.
6. **Duda L., Panek A.:** *Rynek ciepła a system wspomaganie inwestycji termomodernizacyjnych*. V Krajowa Konferencja „Modernizacja Miejskich Systemów Ciepłowniczych w Polsce”, Międzyzdroje, wrzesień 1996.
7. **Dudkiewicz E., Englart S., Ludwińska A.:** *Izolowanie przewodów wody ciepłej, zimnej i cyrkulacji*. Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja 9/2008.
8. **Dylewski R., Adamczyk J.:** *Ocena materiałów termoizolacyjnych przy wycenie energetycznej budynków i mieszkań*. Przegląd Budowlany 10/2007.
9. **Dylewski R., Adamczyk J.:** *Wpływ kosztów ogrzewania na dobór termoizolacji*. Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja 6/2008.
10. **Kasperkiewicz K.:** *Zużycie energii w sektorze budowlanym- terażniejszość i przyszłość*. Izolacje 3(114)/2007.
11. **Kozieradzki J.:** *Kolektory słoneczne w polskich warunkach*. Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja 6/2008.
12. **Mikoś J.:** *Budownictwo ekologiczne*. Wyd. Politechniki Śląskiej, Gliwice 2000.
13. **Nowicki J.:** *Jak i czym ogrzewać domy jednorodzinne i inne budynki*. Instalator Polski, Warszawa 2000.
14. **Pająk L.:** *Wybrane zagadnienia dotyczące pozyskiwania ciepła z pierwotnych nośników biomasy*. Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja 3/2007.
15. **Pawłowski A.:** *Rozwój zrównoważony – idea, filozofia, praktyka*, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, vol. 51, Komitet IŚ, Lublin 2008.
16. **Pieńkowski C.A.:** *Biomasa jako źródło energii odnawialnej*. Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja 12/2007.
17. **Pieńkowski C.A.:** *Wzrost zapotrzebowania na odnawialne źródła energii*. Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja 4/2008.
18. **Rdzak M., Budzisz M., Besler G.J.:** *Mikroklimat pomieszczeń kształtowany drogą płaszczyznowego ogrzewania pośredniego*. Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja 11/2007.
19. **Reed D.:** *Structural Adjustment, The Environment and Sustainable Development*, Earthscan, London 1997.
20. **Rosiński M., Spik Z.:** *Analiza kosztów zużycia ciepła na ogrzewanie i wentylację budynków jednorodzinnych w zależności od zastosowanego źródła ciepła i rodzaju paliwa*. Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja 3/2005.

21. **Rubik M., Nowicki J., Chmielowski A., Pykacz S., Furtak L.:** *Centralne ogrzewanie, wentylacja, ciepła i zimna woda oraz instalacje gazowe w budynkach jednorodzinnych*. Poradnik, Ośrodek Informacji „Technika instalacyjna w budownictwie”, Warszawa 2000.
22. **Rubik M.:** *Sprężarkowe pompy ciepła w systemach ogrzewania i przygotowania ciepłej wody. Pompy ciepła cz.7*. Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja 11/2008.
23. **Sadowski M.:** *Pakiet Energetyczno-Klimatyczny*. AURA 6/2008.
24. **Szpil Z.:** *Ciepło z otoczenia. Cz. 1*. AURA 2/2008.
25. **Szpil Z.:** *Ciepło z otoczenia. Cz.3*. AURA 4/2008.
26. **Wichowski R.:** *Zużycie energii w budynkach mieszkalnych w wybranych krajach europejskich*. Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja 11/2007.
27. *Dyrektywa o promocji energii elektrycznej ze źródeł odnawialnych na wewnętrznym rynku energii*, WE/77/2001.
28. *Efektywność wykorzystania energii w latach 1995-2005*. Zakład Wydawnictw Statystycznych, Warszawa- [www.stsat.gov.pl](http://www.stsat.gov.pl)
29. *Our Common Future, The Report of the World Commission on Environment and Development*, Oxford University Press, New York 1987.
30. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 6 listopada 2008 roku zmieniające rozporządzenie w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie (Dz.U. nr 201 poz. 1238).
31. *World Crude Oil and Natural Gas Reserves*, <http://www.eia.doe.gov/emeu/international/reserves.html> (30 VI 2008).

## **Sustainable Use of Energy in the Communal Sector**

### **Abstract**

Energy issues are important challenge for introducing sustainable development. Key factors are diversity of energy sources and their influence on the environment. Now technologies using fossil fuels are dominant, but also perspectives of using renewable sources of energy are rising. Among them we may distinguish: sun energy, wind energy, hydropower (including geothermal energy), biomass energy, biogas energy, and solid fuels. In Poland – as for now – biomass burning is the most popular one (91.3% in total energy supply from renewable sources).

In this paper practical side of the problem was discussed, showing possibilities of reformation old ones and using new technologies in communal building sector, in line with the sustainable development principle. Technological conditions of chosen solutions (biomass boilers, sun collectors, and heat pumps) were presented.





# Wpływ składu jakościowego substratów oraz obciążenia komory ładunkiem związków organicznych na skład i ilość uzyskiwanego biogazu

*Marcin Dębowski, Marcin Zieliński, Mirosław Krzemieniewski  
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*

## 1. Wstęp

Mimo intensywnego rozwoju technologii oraz metod postępowania z odpadami organicznymi podatnymi na biodegradację, wciąż poszukuje się rozwiązań umożliwiających ich opłacalną neutralizację. Korzystnym zarówno z punktu widzenia środowiska, jak również pozwalającym na wykorzystanie potencjału energetycznego tkwiącego w tego rodzaju substratach organicznych jest zastosowanie procesu fermentacji metanowej. Jest to sprawdzone rozwiązanie gwarantujące uzyskanie biogazu oraz produktu końcowego, który może być wykorzystany przyrodniczo [2, 4, 7, 10].

Energetyka odnawialna, w tym także technologie energetycznego przetworzenia substratów organicznych, wydają się być jednym ze sposobów na ograniczenie skali problemów związanych ze wzrostem cen i wyczerpywaniem zasobów konwencjonalnych źródeł energii. Wynikiem tych działań jest również istotny efekt ekologiczny, który dotyczy zmniejszenia emisji do atmosfery gazów i pyłów powstających podczas spalania paliw kopalnych [11, 3].

Istotny wzrost znaczenia beztlenowej utylizacji substratów organicznych, związany jest bezpośrednio z koniecznością zwiększenia udziału energii odnawialnej w stosunku do zużycia konwencjonalnych nośników energii. Założenia dokumentów Unii Europejskiej w sprawie odnawialnych źródeł energii określają wzrost jej udziału w krajach członkowskich do 12% w 2010 roku i 21% w roku 2020, oraz 5,75% udział biopaliw w zużyciu paliw silnikowych w transporcie. Rozpowszechnianie i rozwój energetyki odnawialnej jest zagwa-

rantowane w przyjętym przez rząd polski celu strategicznym – do 2010 roku udział OZE w całkowitym bilansie energii pierwotnej ma wzrosnąć do poziomu 7,5% oraz do 14,0% w roku 2020. Również dyrektywa Rady 99/31/WE, w sprawie składowisk odpadów, która weszła w życie 16.07.1999 r., zobowiązuje Polskę do zmniejszenia ilości składowanych odpadów komunalnych ulegających biodegradacji, w odniesieniu do ich masy wytworzonej w 1995 r., o 25% do roku 2010, 50% do roku 2013 oraz 65% do roku 2020.

Wykorzystanie na szeroką skalę fermentacji metanowej, jako sposobu na energetyczne wykorzystanie materii organicznej, związane jest bezpośrednio z opracowaniem skutecznych rozwiązań technologicznych warunkujących uzyskanie wydajnych efektów końcowych. Jednym z czynników wpływających i ograniczających sprawne prowadzenie procesu beztlenowego jest konieczność zapewnienia odpowiedniej temperatury stosowanego procesu [1, 9]. Równie istotnym z punktu widzenia efektywności pracy reaktorów beztlenowych jest skład substratu oraz obciążenie komory ładunkiem związków organicznych [5, 6, 8].

Celem opracowania było przeprowadzenie charakterystyki potencjalnych substratów stosowanych w procesie biogazowania (kiszonka kukurydzy, gnojowica świńska, odpady młyńskie) dostarczonych przez zakład branży spożywczej oraz ocena przebiegu procesu fermentacji metanowej przy zastosowaniu odmiennych parametrów jakościowych substratu oraz różnym obciążeniu komór ładunkiem związków organicznych.

## **2. Metodyka**

Badania przeprowadzone zostały w laboratorium Katedry Inżynierii Ochrony Środowiska Uniwersytetu Warmińsko – Mazurskiego w Olsztynie. W zależności od fazy doświadczenia i zakresu wykonywanych prac badawczych eksperyment podzielono na dwa etapy. W etapie pierwszym przeprowadzono analizę składu dostarczonych substratów procesu biogazowania, pod kątem uwodnienia i koncentracji materii organicznej. Część druga doświadczenia obejmowała przygotowanie mieszanek substratów organicznych w odpowiednich proporcjach oraz właściwą jednostopniową fermentację metanową prowadzoną z wykorzystaniem urządzeń pomiarowych umożliwiających określenie stopnia rozkładalności materii organicznej oraz monitoring ilości i składu powstającego biogazu.

### **2.1. Etap I - charakterystyka substratu wykorzystywanego w eksperymencie**

Pierwsza część przeprowadzonych badań eksperymentalnych dotyczyła określenia charakterystyki, składu oraz parametrów technologicznych substratów, które mogą zostać potencjalnie zastosowane w procesie biogazowania.

Substraty zostały dostarczone przez służby zakładu zainteresowanego inwestycja w biogazownię rolniczą. W skład dostarczonych przez kontrahenta substratów organicznych wchodziły:

- kiszonka kukurydzy,
- gnojowica świńska,
- odpady młyńskie.

W tej części eksperymentu przeprowadzono również badania osadu beztlenowego pochodzącego z komory fermentacyjnej miejskiej oczyszczalni ścieków w Olsztynie. W trakcie badań analizowano parametry istotne z punktu widzenia prowadzenia procesu fermentacji metanowej, a mianowicie:

- sucha masa,
- zawartość substancji organicznych,
- zawartość substancji mineralnych,
- uwodnienie.

## **2.2. Etap II – badania respirometryczne zmierzające do oceny przebiegu fermentacji metanowej przy zakładanych parametrach technologicznych procesu**

W tej części eksperymentu analizowano wpływ zmian jakościowego składu stosowanego substratu organicznego i obciążenia laboratoryjnych komór ładunkiem związków węglowych na ostateczne efekty technologiczne procesu fermentacji metanowej. Celem badań było określenie ilości i proporcji dostarczonych substratów organicznych, które zapewnią wysoką sprawność rozkładu związków organicznych, co bezpośrednio wpływa na uzyskanie dużej ilości biogazu o wysokiej koncentracji metanu.

W II etapie badań eksperyment podzielono na pięć serii doświadczalnych. Kryterium podziału stanowił odmienny skład mieszanki substratowej stosowanej w procesie przygotowania i właściwej fermentacji wsadu organicznego. W kolejnych seriach tej części eksperymentu zastosowano następujące kombinacje mieszanki substratowej:

- seria I – zastosowanie mieszanki substratowej, w której stoniek wagowy kiszonki kukurydzy do gnojowicy świńskiej wynosił 1:1,
- seria II – zastosowanie mieszanki substratowej, w której stoniek wagowy kiszonki kukurydzy do gnojowicy świńskiej wynosił 2:1,
- seria III – zastosowanie mieszanki substratowej, w której stoniek wagowy kiszonki kukurydzy do gnojowicy świńskiej wynosił 3:1,
- seria IV – zastosowanie mieszanki substratowej, w której stoniek wagowy kiszonki kukurydzy do gnojowicy świńskiej wynosił 4:1,

- seria V – osad fermentacyjny bez wprowadzania substratu organicznego.

We wszystkich seriach badawczych domieszka odpadów młyńskich kształtowała się na poziomie 3,0% udziału w ogólnej masie stosowanego w procesie substratu.

Każda z zaprezentowanych powyżej serii eksperymentu została podzielona na trzy warianty technologiczne różniące się zastosowanym obciążeniem komory fermentacyjnej ładunkiem związków organicznych:

- wariant I – obciążenie objętości czynnej komory ładunkiem związków organicznych na poziomie 2,0 kg s.m.o./m<sup>3</sup>,
- wariant II – obciążenie objętości czynnej komory ładunkiem związków organicznych na poziomie 3,0 kg s. m. o./m<sup>3</sup>,
- wariant III – obciążenie objętości czynnej komory ładunkiem związków organicznych na poziomie 4,0 kg s. m. o./m<sup>3</sup>.

Przed rozpoczęciem procesu właściwej fermentacji z wykorzystaniem układu respirometrów substraty zostały w odpowiedni sposób kondycjonowane i przygotowane. Skomponowane mieszanki substratowe zostały poddane procesowi 15 minutowej homogenizacji przy użyciu homogenizera typu MPW – 302 w celu odpowiedniego rozdrobnienia i wymieszania substratów organicznych.

Testowane substraty wprowadzono do urządzeń pomiarowych umożliwiających określenie stopnia rozkładalności materii organicznej oraz monitoring ilości i składu powstającego biogazu. W badaniach wykorzystano zestawy respirometryczne typu Oxi-Top Control firmy WTW, które składały się z komór reakcyjnych połączonych szczelnie z urządzeniami pomiarowo-rejestrującymi. Zastosowana metoda badawcza pozwala określić aktywność osadu beztlenowego, podatność stosowanych substratów organicznych na biodegradację oraz ilość i skład gazowych produktów metabolizmu. Urządzenia rejestrowały i analizowały zmiany ciśnienia parcjalego w komorze pomiarowej wywołanego produkcją biogazu w beztlenowych procesach prowadzonych przez mikroorganizmy. W każdym z prowadzonych wariantów eksperymentu do komór reakcyjnych wprowadzano 100 cm<sup>3</sup> osadu beztlenowego, a następnie dozowano założone ilości przygotowanego substratu organicznego.

Kompletny zestaw pomiarowy składający się z komory reakcyjnej oraz urządzenia pomiarowo-rejestrującego umieszczono w szafie termostatuującej o histerezie nie przekraczającej  $\pm 0,5^{\circ}\text{C}$ . Pomiary prowadzono w temperaturze mieszczącej 38°C. Czas pomiaru wynosił 20 d, wartości ciśnienia w komorze reakcyjnej były rejestrowane co 15 min. Przed końcem pomiaru, do specjalnego pojemnika we wnętrzu komory reakcyjnej, wprowadzono 30% zasadę sodową (NaOH). Pozwoliło to na wytrącenie z fazy gazowej ditlenku węgla (CO<sub>2</sub>). Spa-

dek ciśnienia w komorze reakcyjnej odpowiadał zawartości ditlenku węgla, natomiast za pozostałą wysokość ciśnienia odpowiadała zawartość metanu. Zawartość reaktorów była mieszana z wykorzystaniem mieszadeł magnetycznych.

Podstawą obliczeń w badaniach respirometrycznych jest równanie gazu doskonałego:

$$n = \frac{p \cdot V}{R \cdot T} \quad (1)$$

gdzie:

n – ilość moli gazu [mol],  
p – ciśnienie gazu [Pa],  
V – objętość gazu [m<sup>3</sup>],  
R – uniwersalna stała gazowa [8,314 J/mol · K],  
T – temperatura [K].

Zawartość węgla w fazie gazowej:

$$n_{CO_2} + n_{CH_4} = \frac{p_1 \cdot V_g}{R \cdot T} \cdot 10^{-4} \quad (2)$$

gdzie:

n<sub>CO<sub>2</sub></sub> + n<sub>CH<sub>4</sub></sub> – ilość wytworzonych moli ditlenku węgla i metanu [mol],  
p<sub>1</sub> – różnica ciśnienia gazu w naczyniu badawczym na początku i na końcu doświadczenia, spowodowana zużyciem tlenu i absorpcja powstającego CO<sub>2</sub> [hPa],  
V<sub>g</sub> – objętość fazy gazowej w komorze pomiarowej [ml],  
R – stała gazowa [8,314 J/mol·K],  
T – temperatura inkubacji [K],  
10<sup>-4</sup> – współczynnik przeliczeniowy Pa na hPa oraz m<sup>3</sup> na cm<sup>3</sup>.

Zawartość ditlenku węgla w fazie gazowej:

$$n_{CO_2} = \left( \frac{p_1 \cdot V_g - p_2 \cdot (V_g - V_{KOH})}{R \cdot T} \right) \cdot 10^{-4} \quad (3)$$

gdzie:

nCO<sub>2</sub> – ilość wytworzonych moli ditlenku węgla [mol],  
p<sub>2</sub> – różnica ciśnienia gazu w odpowiednim naczyniu badawczym na końcu doświadczenia minus ciśnienie na początku doświadczenia minus ciśnienie w próbce ślepej po dodaniu roztworu KOH [hPa],  
V<sub>KOH</sub> – objętość roztworu KOH [ml].

Zawartość metanu w fazie gazowej:

$$n_{CH_4} = n_{CO_2+CH_4} - n_{CO_2} \quad (4)$$

Na podstawie badań respirometrycznych określono również szybkość procesu produkcji biogazu w zależności od rodzaju substratu organicznego i zastosowanego obciążenia komór ładunkiem związków organicznych. Dokonywane przez analizator w odstępach 15 minutowych pomiary ciśnienia we wnętrzu komory pozwoliły na określenie szybkości procesu. Stałe szybkości reakcji wyznaczono na podstawie uzyskanych danych eksperymentalnych metodą regresji nieliniowej stosując program Statistica 8.0 PL. Wykorzystano metodę iteracyjną, w której w każdym kroku iteracyjnym funkcję zastępuje się różniczką liniową względem wyznaczonych parametrów. Jako miarę dopasowania krzywej (przy wyznaczonych parametrach) do danych eksperymentalnych przyjęto współczynnik zgodności  $\phi^2$ . Współczynnik ten jest stosunkiem sumy kwadratów odchyłek wartości obliczonych na podstawie wyznaczonej funkcji od wartości eksperymentalnych, do sumy kwadratów odchyłek wartości eksperymentalnych od wartości średniej. Zgodność jest tym lepsza, im wartość współczynnika  $\phi^2$  niższa. Przyjmowano takie dopasowanie modelu do punktów doświadczalnych, przy którym współczynnik zgodności nie przekraczał 0,2.

### 3. Wyniki badań

#### 3.1. Etap I - charakterystyka substratu wykorzystywanego w eksperymencie

Charakterystyka dostarczonych przez służby kontrahenta i wykorzystywanych w doświadczeniach surowej materii organicznej oraz osadu fermentacyjnego pochodzącego z miejskiej oczyszczalni ścieków w Olsztynie została zaprezentowana w tabeli 1.

**Tabela 1.** Charakterystyka stosowanych w doświadczeniu substratów organicznych oraz osadu fermentacyjnego

**Table 1.** Characteristic of organic substrate used in the experiment

Substrat	Parametr			
	Sucha masa [%]	Uwodnienie [%]	Zawartość substancji organicznych [% s. m.]	Zawartość substancji mineralnych [% s. m.]
Kiszonka kukurydzy	30,22	69,78	88,99	11,01
Gnojowica świńska	5,57	94,43	79,74	20,26
Odpady młyńskie	88,71	11,29	79,25	20,74
Osad fermentacyjny	5,21	94,79	47,32	62,68

### 3.2. Etap II – badania respirometryczne zmierzające do oceny przebiegu procesu fermentacji przy zakładanych parametrach technologicznych

Ilości biogazu, zawartość metanu oraz tempo produkcji gazu fermentacyjnego w przeliczeniu na warunki normalne uzyskane w tej części eksperymentu zaprezentowano w tabeli 2.

**Tabela 2.** Wyniki pomiarów respirometrycznych uzyskanych w II etapie badań.

**Table 2.** Results of respirometric measurements in II phase of the experiment.

Seria	Wariant	Parametr			
		produkcja biogazu [ $m^3_N/T_{s.m.o.}$ ]	produkcja biogazu [ $m^3_N$ ]	zawartość metanu [%]	szybkość [ $m^3_N/T_{s.m.o.} \cdot h$ ]
I	2,0 $kg_{s.m.o.}/m^3$	517	103,4	64,9	3,077
	3,0 $kg_{s.m.o.}/m^3$	432	129,6	65,2	2,571
	4,0 $kg_{s.m.o.}/m^3$	356	142,4	63,4	2,250
II	2,0 $kg_{s.m.o.}/m^3$	523	104,6	65,4	3,113
	3,0 $kg_{s.m.o.}/m^3$	417	125,1	65,1	2,482
	4,0 $kg_{s.m.o.}/m^3$	359	143,6	63,8	2,137
III	2,0 $kg_{s.m.o.}/m^3$	491	98,2	62,3	2,923
	3,0 $kg_{s.m.o.}/m^3$	403	120,9	62,8	2,399
	4,0 $kg_{s.m.o.}/m^3$	341	136,4	63,1	2,030
IV	2,0 $kg_{s.m.o.}/m^3$	477	95,4	62,5	2,839
	3,0 $kg_{s.m.o.}/m^3$	394	118,2	61,8	2,345
	4,0 $kg_{s.m.o.}/m^3$	287	114,8	61,9	1,708
V	osad surowy	-	37,2	54,3	



Zastosowanie wyjściowej mieszanki substratowej w I serii eksperymentu pozwoliło na osiągnięcie produkcji biogazu na poziomie  $517 \text{ m}^3_{\text{N}}/\text{T}_{\text{s.m.o.}}$  w wariancie, w którym zastosowane obciążenie modelowej komory beztlenowej ładunkiem związków organicznych wynosiło  $2,0 \text{ kg}_{\text{s.m.o.}}/\text{m}^3$ . W tym wariancie technologicznym całkowita ilość uzyskanego biogazu po 7 dniach inkubacji wynosiła  $103,4 \text{ m}^3_{\text{N}}$ , a zawartość metanu kształtowała się na poziomie 64,9%. Wynikająca z obserwowanych przemian beztlenowych szybkość procesu wytwarzania biogazu wynosiła  $3,077 \text{ m}^3_{\text{N}}/\text{T}_{\text{s.m.o.}} \cdot \text{h}$ . Zwiększenie obciążenia laboratoryjnych reaktorów beztlenowych do poziomu  $3,0 \text{ kg}_{\text{s.m.o.}}/\text{m}^3$  skutkowało bezpośrednio spadkiem sprawności przetworzenia substratu organicznego w energetyczne produkty gazowe. Obserwowana wydajność produkcji biogazu w tym przypadku wynosiła  $432 \text{ m}^3_{\text{N}}/\text{T}_{\text{s.m.o.}}$ . Stwierdzono natomiast wyższą zawartość metanu w fazie gazowej, kształtującą się na poziomie 65,2%. Całkowita objętość gazu fermentacyjnego wynosiła natomiast  $129,6 \text{ m}^3_{\text{N}}$ .

Najniższe efekty końcowe w I serii doświadczenia tej części doświadczenia stwierdzono w przypadku, gdy stosowane obciążenie laboratoryjnych komór beztlenowych wynosiło  $4,0 \text{ kg s. m. o.}/\text{m}^3$  żywnościowych. To rozwiązanie technologiczne umożliwiło uzyskanie wydajności wytwarzania biogazu na poziomie  $356 \text{ m}^3_{\text{N}}/\text{T}_{\text{s.m.o.}}$  z szybkością reakcji wynoszącą  $2,250 \text{ m}^3_{\text{N}}/\text{T}_{\text{s.m.o.}} \cdot \text{h}$ . Stwierdzono, że zawartość metanu w fazie gazowej wynosiła 63,4%, a całkowita ilość uzyskanego biogazu oscylowała wokół wartości  $142,4 \text{ m}^3_{\text{N}}$ .

Porównywalne wydajności uzysku gazu fermentacyjnego stwierdzono w serii drugiej, w której zastosowano mieszankę substratów o stosunku wagowym kiszonki kukurydzy do gnojowicy świńskiej wynoszącym 2:1. Obciążenie reaktorów modelowych wynoszące  $2,0 \text{ kg}_{\text{s.m.o.}}/\text{m}^3$  pozwoliło na uzyskanie następujących parametrów charakteryzujących proces beztlenowy: wydajność produkcji biogazu –  $523 \text{ m}^3_{\text{N}}/\text{T}_{\text{s.m.o.}}$ , szybkość produkcji biogazu –  $3,113 \text{ m}^3_{\text{N}}/\text{T}_{\text{s.m.o.}} \cdot \text{h}$ , koncentracja metanu w fazie gazowej – 65,4%. W tej serii zastosowanie obciążenia objętości laboratoryjnych komór beztlenowych ładunkiem związków organicznych na poziomie  $3,0 \text{ kg}_{\text{s.m.o.}}/\text{m}^3$  bezpośrednio warunkowało uzyskanie produkcji biogazu w ilości  $417 \text{ m}^3_{\text{N}}/\text{T}_{\text{s.m.o.}}$ , o koncentracji metanu 65,1%. Całkowita objętość gazowych produktów bakteryjnych przemian beztlenowych w tym wariancie doświadczenia wyniosła  $125,1 \text{ m}^3_{\text{N}}$ , a zanotowana szybkość reakcji natomiast  $2,484 \text{ m}^3_{\text{N}}/\text{T}_{\text{s.m.o.}} \cdot \text{h}$ . Istotnie niższą wydajność ( $359 \text{ m}^3_{\text{N}}/\text{T}_{\text{s.m.o.}}$ ) i szybkość ( $2,137 \text{ m}^3_{\text{N}}/\text{T}_{\text{s.m.o.}} \cdot \text{h}$ ) produkcji biogazu stwierdzono, w przypadku gdy zwiększono obciążenie układ technologicznego do wartości  $4,0 \text{ kg}_{\text{s.m.o.}}/\text{m}^3$ . Zawartość metanu w gazie fermentacyjnym w tym przypadku wynosiła 63,8%, natomiast jego całkowita objętość  $143,6 \text{ m}^3_{\text{N}}$ .

Istotnie niższe ilości produkowanego biogazu oraz jego gorszą charakterystykę jakościową zanotowano natomiast w serii III, gdzie wagowy udział kiszonki kukurydzy do gnojowicy świńskiej wynoszącym 2:1. W tym rozwiązaniu technologicznym zastosowanie obciążenia objętości laboratoryjnych komór bez-

tlenowych ładunkiem związków organicznych na poziomie  $2,0 \text{ kg}_{\text{s.m.o.}}/\text{m}^3$  bezpośrednio warunkowało uzyskanie produkcji biogazu w ilości  $491 \text{ m}^3_{\text{N}}/\text{T}_{\text{s.m.o.}}$ , o koncentracji metanu  $62,3\%$ . Całkowita objętość gazowych produktów bakteryjnych przemian beztlenowych w tym wariantcie doświadczenia wyniosła  $98,2 \text{ m}^3_{\text{N}}$ , a zanotowana szybkość reakcji natomiast  $2,923 \text{ m}^3_{\text{N}}/\text{T}_{\text{s.m.o.}} \cdot \text{h}$ . Wariant II, w którym zastosowane obciążenie komory beztlenowej ładunkiem związków organicznych wynosiło  $2,0 \text{ kg}_{\text{s.m.o.}}/\text{m}^3$ , pozwolił na osiągnięcie produkcji biogazu na poziomie  $403 \text{ m}^3_{\text{N}}/\text{T}_{\text{s.m.o.}}$ . W tej części doświadczenia całkowita ilość uzyskanego biogazu po 7 dniach inkubacji wynosiła  $120,9 \text{ m}^3_{\text{N}}$ , a zawartość metanu kształtowała się na poziomie  $62,8\%$ . Wynikająca z obserwowanych przemian beztlenowych szybkość procesu wytwarzania biogazu wynosiła  $2,399 \text{ m}^3_{\text{N}}/\text{T}_{\text{s.m.o.}} \cdot \text{h}$ . Zwiększenie obciążenia laboratoryjnych reaktorów beztlenowych do poziomu  $4,0 \text{ kg}_{\text{s.m.o.}}/\text{m}^3$  skutkowało bezpośrednio spadkiem sprawności przetworzenia substratu organicznego w energetyczne produkty gazowe. Obserwowana wydajność produkcji biogazu w tym przypadku wynosiła  $341 \text{ m}^3_{\text{N}}/\text{T}_{\text{s.m.o.}}$  i była istotnie niższa niż w I i II wariantcie tej serii eksperymentu. Całkowita objętość gazu fermentacyjnego wynosiła natomiast  $136,4 \text{ m}^3_{\text{N}}/\text{T}$ .

W części eksperymentu, która dotyczyła oceny największego udziału kieszonki z kukurydzy w ogólnej masie substratu organicznego (seria IV) twierdzono istotnie niższe końcowe efekty prowadzenia procesu fermentacji metanowej. Zastosowanie obciążenia laboratoryjnych komór beztlenowych na poziomie  $2,0 \text{ kg}_{\text{s.m.o.}}/\text{m}^3$  pozwoliło na uzyskanie  $95,4 \text{ m}^3_{\text{N}}$  biogazu, a zawartość metanu kształtowała się na poziomie  $62,5\%$ . Wynikająca z obserwowanych przemian beztlenowych szybkość procesu wytwarzania biogazu wynosiła  $2,839 \text{ m}^3_{\text{N}}/\text{T}_{\text{s.m.o.}} \cdot \text{h}$ . Zwiększenie obciążenia laboratoryjnych reaktorów beztlenowych do poziomu  $3,0 \text{ kg}_{\text{s.m.o.}}/\text{m}^3$  skutkowało bezpośrednio spadkiem sprawności przetworzenia substratu organicznego w energetyczne produkty gazowe. Obserwowana wydajność produkcji biogazu w tym przypadku wynosiła  $394 \text{ m}^3_{\text{N}}/\text{T}_{\text{s.m.o.}}$ . Stwierdzono również istotnie niższą zawartość metanu w fazie gazowej, kształtująca się na poziomie  $61,8\%$ . Całkowita objętość gazu fermentacyjnego wynosiła natomiast  $118,2 \text{ m}^3_{\text{N}}/\text{T}$ .

W wariantcie trzecim, w którym testowane obciążenie reaktorów modelowych wynosiło  $4,0 \text{ kg}_{\text{s.m.o.}}/\text{m}^3$  końcowe efekty fermentacji metanowej wynosiły odpowiednio: wydajność produkcji biogazu –  $287 \text{ m}^3_{\text{N}}/\text{T}_{\text{s.m.o.}}$ , szybkość produkcji biogazu –  $1,708 \text{ m}^3_{\text{N}}/\text{T}_{\text{s.m.o.}} \cdot \text{h}$ , koncentracja metanu –  $61,9\%$ .

Dodatkowo przeprowadzono badania respirometryczne przy wykorzystaniu jedynie osadu beztlenowego pochodzącego z komory fermentacyjnej miejskiej oczyszczalni ścieków w Olsztynie bez wprowadzania dodatkowego substratu organicznego. W tej próbie kontrolnej całkowita objętość biogazu kształtowała się na poziomie  $37,2 \text{ m}^3_{\text{N}}$ , przy zawartości metanu  $54,3\%$ .

#### 4. Wnioski

Przeprowadzone prace badawcze pozwalają stwierdzić, iż zastosowanie mieszanki substratowej składającej się z kiszonki kukurydzy oraz gnojowicy świńskiej, z niewielkim udziałem poprodukcyjnych odpadów młyńskich pozwoli na uzyskanie wydajnej produkcji biogazu o koncentracji metanu kształtującej się na poziomie powyżej 60%.

Na podstawie przeprowadzonych eksperymentów udowodniono, iż najwyższą intensywnością wytwarzania wysokoenergetycznego paliwa gazowego charakteryzowały się warianty technologiczne, w których wagowy stonk kiszonki kukurydzy do gnojowicy zawierał się w przedziale od 1 : 1 do 2 : 1. W tych seriach badawczych uzyskano najwyższą, całkowitą ilość wyprodukowanego biogazu oraz jego najlepszy skład jakościowy. Zwiększanie udziału kiszonki kukurydzy w ogólnej ilości substratu organicznego poddawanego procesowi fermentacji metanowej wpływał negatywnie na uzyskiwane ostateczne efekty technologiczne.

W analizowanym zakresie obciążeń laboratoryjnych komór beztlennych ładunkiem związków organicznych najkorzystniejsze okazało się zastosowanie obciążenia reaktora na poziomie  $2,0 \text{ kg}_{\text{s.m.o.}}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$  z uwagi największą jednostkową produkcję biogazu z jednostki masy przetwarzanego substratu. Oznacza to lepsze wykorzystanie dostępnego surowca i pełniejsze jego przetworzenie. Efektywność produkcji biogazu przypadająca na masę substratu organicznego wprowadzonego do komory spadała istotnie wraz ze zwiększaniem obciążenia.

#### Literatura

1. **Abring B.K., Ibrahim A.A.:** *Effect of temperature increase from 55 to 65°C on performance and microbial population dynamic of an anaerobic reactor treating cattle manure*, Water Research 35(10), 244-245, 2001.
2. **Baere L.:** *Anaerobic digestion of solid waste: state of the art*. Water Science Technology, 41 (3), 280-283, 1999.
3. **Buraczewski G.:** *Fermentacja metanowa*, PWN Warszawa, 1989.
4. **Egigian N.C.:** *Overview of anaerobic digestion technologies in Europe*, Bio-Cycle, 45 (1), 156-167, 2004.
5. **Han S.K., Shin H.S., Song Y.C., Lee C.Y., Kim S.H.:** *Novel anaerobic process for the methane and compost from food waste*, Proceeding of the 9th World Congress on Anaerobic Digestion. Antwerpen. Belgium. Sep.2-6, 645-650, 2001.
6. **Hansen K.H., Angelidaki I., Ahring B. K.:** *Anaerobic digestion of swine manure inhibition by ammonia*, Water Research, 32, 5-12, 1998.
7. **Kotner M.:** *Biogas in agriculture and industry. Potential present use and perspectives*, Renewable Energy World, 44, 133-143, 2001.

8. **Oleszkiewicz J.A., Poggi-Valardo H.M.:** *High-solids anaerobic digestion of mixed municipal solid waste*, J. Env. Eng., 23 (11), 1087-1092, 1997
9. **Sekiguchi Y., Kamagata Y., Harada H.:** *Recent advances in methane fermentation technology*. Current Opinion in Biotechnology, 12, 277-282, 2001.
10. **Sharma V.K., Testa C., Castelluccio G.:** *Anaerobic treatment of semi-solid organic waste*. Energy Conversion & Management, 40, 369-384, 1999.
11. **Weiland P.:** *One-and two-step anaerobic digestion of Solid Agroindustrial Residues*. Water Science and Technology. 27(2); 145-151, 1993

## **The Effect of Substrate Qualitative Composition and Chamber Load of Organic Matter on Composition and Amount of Produced Biogas**

### **Abstract**

Despite the intense development of technology and methods of handling biodegradable organic waste, solutions are still being sought to enable its profitable neutralization. One such approach, which is both beneficial for the environment and makes use of the energetic potential of such organic substrates, is the application of methane fermentation. It is a solution which guarantees the production of biogas and a final product which may be naturally utilized.

The aim of the study was to characterize potential substrates used in the process of biogas production (corn silage, liquid pig manure, flour production waste), supplied by food production plants, and evaluation of the methane fermentation process with various technological variants.

The experiments were conducted under laboratory conditions. Depending on the experiment phase and the scope of the research work, the experiment was divided into two phases. The first included an analysis of the composition of the substrates for biogas production in terms of their hydration and concentration of organic matter. In the second part of the experiment, mixtures of organic substrates were prepared in appropriate proportions and a one-step methane fermentation was performed, employing measuring equipment which measured to what extent the organic matter is degradable and monitored the amount and composition of the produced biogas.

The experiment found that the application of a substrate mixture, consisting of corn silage, liquid pig manure, with a small proportion of flour production waste, allows for production of biogas containing more than 60% methane.

It was found that the highest intensity of high-energy fuel production is achieved in those technological variants in which the ratio of corn silage to liquid pig manure (w/w) ranges from 1:1 to 2:1. The highest amount of biogas and its best qualitative composition were achieved in those experimental series. Within the analyzed range of the laboratory anaerobic chamber loads with organic impurities, the application of a load of  $2.0 \text{ kg}_{\text{d.o.m.}}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$  proved the most profitable due to the highest biogas production per unit mass of the substrate.



# Uciążliwość zapachowa zakładów utylizacji odpadów zwierzęcych<sup>1</sup>

*Janusz Ozonek, Marta Korniluk, Adam Piotrowicz  
Politechnika Lubelska*

## 1. Wstęp

Odorami nazywa się lotne związki chemiczne o niskim progu wyczuwalności, rejestrowane przez mózg jako nieprzyjemne. Zazwyczaj odory stanowią mieszaninę wielu związków chemicznych o charakterze odorotwórczym, zarówno nieorganicznych, takich jak siarkowodór, amoniak, dwutlenek siarki, tlenki azotu oraz związków organicznych m. in. amin, aldehydów, ketonów, merkaptanów [1]. Odczuwanie zapachu i wrażenie uciążliwości zależy głównie od rodzaju substancji złowonnej, jej koncentracji i częstotliwości występowania w otoczeniu człowieka. Obecność odorów powoduje dyskomfort psychiczny, bóle głowy, brak apetytu, kłopoty z zasypianiem i oddychaniem, występowanie stanów podrażnienia nerwowego czy nawet stanów depresyjnych. Poza negatywnym wpływem na komfort psychiczny, poszczególne związki odorotwórcze mogą posiadać takie właściwości jak toksyczność, mutagenność czy kancerogenność [2].

Wyróżnić można dwie główne drogi pochodzenia złowonnych gazów. Pierwsza z nich związana jest z naturalnymi procesami zachodzącymi w środowisku, takimi jak działalność wulkaniczna, rozkład materii organicznej czy emisja przez tereny bagniste. Druga natomiast dotyczy działalności człowieka w takich sektorach jak: rolnictwo (chów i hodowla bydła, trzody chlewnej, ptactwa domowego i zwierząt futerkowych), działalność produkcyjna (głównie przemysł spożywczy, farmaceutyczny, chemiczny, petrochemiczny, celulozowo-papierniczy, gumowy, tekstylny, hutniczy), handel, usługi, gastronomia (bary, restauracje, stołówki) oraz inne źródła, do których zaliczamy:

---

<sup>1</sup> Praca wykonana w ramach projektu nr PBZ-MENiN-5/2/2006

motoryzację, oczyszczalnie ścieków komunalnych, spalarnie i składowiska odpadów [2]. Problem odorów dotyczy większości zakładów przemysłowych, ale ich negatywny wpływ zależy od lokalizacji obiektu, składu odorów, ich stężenia, temperatury gazu czy wielkości i częstotliwości emisji. Charakterystykę źródeł emisji ze względu na skalę oddziaływania przedstawia tabela 1.

**Tabela 1.** Klasyfikacja różnych źródeł emisji odorów ze względu na skalę oddziaływania, OER – wskaźnik emisji odorów (ang. odour emission rate) [3]

**Table 1.** Classification of various odour emission sources by the scale of odour emission, OER (odour emission rate) [3]

Skala oddziaływania odorów	Źródło emisji odorów	OER (m <sup>3</sup> /min)	Zasięg wpływu (m)
duża	przemysł celulozowy i papierniczy, drzewny, zakłady przetwórstwa ryb	10 <sup>7</sup> ÷10 <sup>9</sup>	1000÷5000
średnia	fermy drobiu, trzody chlewnej, oczyszczalnie ścieków, zakłady przemysłu fotograficznego, samochodowego, chemicznego, odlewnie metali, fabryki tworzyw sztucznych, przemysł spożywczy, kompostownie	10 <sup>5</sup> ÷10 <sup>6</sup>	50÷1000
mała	restauracje, pralnie, sklepy zoologiczne, piekarnie, ciastkarnie, warsztaty samochodowe, punkty selektywnej zbiórki odpadów, szamba, toalety publiczne	< 10 <sup>4</sup>	5÷50

Na uciążliwość zapachową narażeni są głównie pracownicy oraz okoliczni mieszkańcy zakładów przemysłowych. W przypadku obiektów o dużej i średniej skali oddziaływania niezbędne jest podjęcie działań w kierunku poprawy bezpieczeństwa zapachowego w zakładzie i jego sąsiedztwie. Efektywnym narzędziem w ochronie środowiska naturalnego i środowiska pracy są odpowiednie przepisy prawne i konsekwentny sposób ich egzekwowania [3].

## 2. Charakterystyka procesów przetwórstwa odpadów zwierzęcych

Odpady pochodzące z produkcji zwierzęcej stanowią nawet do 50% masy surowca wejściowego i zwykle są transportowane do zakładów przetwórczych, takich jak: fabryki mączki kostnej, wytwórnie pasz czy karmy dla zwierząt [1].

W procesie przetwórstwa odpadów zwierzęcych martwa materia poddawana jest obróbce termicznej i odwodnieniu, co pozwala na uzyskanie uży-

tecznego i trwałego produktu handlowego w postaci np. mączki mięsno-kostnej. Głównym składnikiem zanieczyszczeń powietrza w tym procesie technologicznym są związki złownne, które uwalniają się z dostarczanego surowca oraz podczas jego obróbki [4]. Powstawanie odorów wiąże się z rozkładem składników przerabianego surowca, w tym głównie białka. Azot w grupach aminowych jest źródłem powstawania silnie odorotwórczych amin alifatycznych. Podczas rozkładu niektórych białek zawierających aminokwasy z grupami tiolowymi wydzielają się merkaptany. W gazach powstających podczas przeróbki odpadów zwierzęcych na mączkę występuje nawet kilkadziesiąt różnorodnych związków organicznych, takich jak: aldehydy, organiczne związki siarki, aminy alifatyczne, węglowodory alifatyczne i aromatyczne [1].

Stężenie odorów w pobliżu zakładów przetwórstwa odpadów zwierzęcych oraz związana z tym uciążliwość zapachowa tych obiektów zależy od organizacji procesu produkcji, wentylacji, jakości przerabianego surowca oraz wielu innych czynników [2]. W przypadku, kiedy przerabiany surowiec jest świeży, emisja odorów jest stosunkowo niska, aczkolwiek przy wyższych temperaturach powietrza w okresie letnim, surowiec szybciej ulega procesowi rozkładu.

Według Programu Restrukturyzacji i Modernizacji Przemysłu Utylizacyjnego, prowadzonego przez Komitet Integracji Europejskiej [5], standard technologiczny i sanitarny polskiego przemysłu utylizacyjnego jest nadal niski. Z ocen zakładów utylizacyjnych dokonanych przez powiatowych lekarzy weterynarii i zespołu Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi wynika, że tylko 33% z 67 zakładów utylizacyjnych w Polsce, po modernizacji i przebudowie będzie mogło osiągnąć standardy Unii Europejskiej. Kolejnych 57% prezentuje stan przeciętny, spełniający obecne wymagania, ale bez większych szans na dostosowanie się do standardów UE. Natomiast stan pozostałych 8 zakładów jest tak zły, że nie pozwala na ich dalsze funkcjonowanie. Włączenie polskiej gospodarki do obiegu jednolitego Rynku Europejskiego nakłada obowiązek przestrzegania wielu wymagań zawartych w międzynarodowych normach, dyrektywach i innych aktach prawnych [5].

Pierwszym działaniem zmierzającym do ograniczenia emisji odorów z omawianych zakładów przemysłowych powinno być usunięcie przyczyn ich powstawania, co może być osiągnięte poprzez zmianę lub modyfikację technologii produkcji. W przypadku, gdy tym sposobem nie da się osiągnąć wymaganych efektów, należy stosować techniki dezodoryzacji [6].



### 3. Metody dezodoryzacji gazów odlotowych

Odory w gazach odlotowych występują zazwyczaj w niewielkim stężeniu i najczęściej jako mieszanina różnorodnych związków organicznych i nieorganicznych a objętości gazów odlotowych są zazwyczaj dość duże. Z tego powodu stosowanie do dezodoryzacji klasycznych metod oczyszczania powietrza jest technicznie i ekonomicznie nieuzasadnione [7]. Substancje odorowe posiadają bardzo niski prób wyczuwalności, dlatego często w celu likwidacji problemu uciążliwości zapachowej konieczne jest wyeliminowanie substancji odorowej w 100%.

Wśród licznych metod oczyszczania gazów odlotowych w ostatnich latach obserwuje się intensywny rozwój metod biologicznych, a szczególnie biofiltracji. W metodzie tej, rozkład zanieczyszczeń zachodzi w wyniku działalności mikroorganizmów, zasiedlających materiał filtracyjny. Biofiltracja charakteryzuje się niskimi kosztami jednostkowymi i jest skuteczna w przypadku rozkładu prostych związków naturalnego pochodzenia: amoniaku, siarkowodoru [8], a jest często zawodna w przypadku mieszanin bardziej złożonych związków. Udokumentowane są przypadki skutecznego zastosowania biofiltracji do dezodoryzacji obiektów oczyszczalni ścieków czy kompostowni, w których głównym związkiem odorotwórczym jest amoniak [9, 10]. Oprócz wyżej wymienionych metod, szeroko reklamowane i zdobywające coraz więcej zwolenników są metody alternatywne, takie jak środki maskująco-dezaktywujące w postaci barier antyodorowych. Istotą takiego rozwiązania jest rozpylenie preparatów, które obniżają intensywność wydzielanego zapachu, zmieniają jego charakter na bardziej przyjemny albo zawierają molekuły neutralizujące, blokujące właściwości osmiczne cząsteczek odorowych [11].

Wybór optymalnego sposobu dezodoryzacji zależy od składu mieszaniny gazów odlotowych oraz wymaganego stopnia oczyszczenia. Wszystkie dostępne metody posiadają wady i zalety oraz są skuteczne i energooszczędne w ściśle określonym zakresie stężenia oraz strumienia objętości gazów odlotowych. Możliwość zastosowania określonej metody dezodoryzacji powinno się sprawdzić się w warunkach laboratoryjnych. Do celów projektowych konieczne są również badania pilotowe, umożliwiające określenie niektórych parametrów instalacji, w miejscu, gdzie zainstaluje się instalację właściwą i na gazach, które rzeczywiście będą poddawane dezodoryzacji. Na podstawie takich badań możliwe jest wskazanie optymalnych ekonomicznych i technicznych parametrów instalacji [4]. W praktyce bardzo często wybór optymalnej metody polega na analizie już istniejących rozwiązań w zakładach o podobnej specjalizacji.

Odory w zakładach utylizacji odpadów zwierzęcych stanowią mieszaninę wielu związków, których skład i stężenia są zmienne w czasie. W takim przypadku wiele stosowanych technik dezodoryzacji okazuje się niewystarczają-

jąco skutecznych. Metoda adsorpcji, ze względu na problem zużytego sorbentu, zanieczyszczonego ww. związkami nie znajduje zastosowania. Również metoda absorpcji w wodzie ze względu na powstawanie ścieków o agresywnym charakterze nie rozwiązuje problemu. Złożona budowa chemiczna i oddziaływanie toksyczne związków odorotwórczych na organizmy żywe ogranicza również zastosowanie metod biologicznych. Dla tego typu obiektów optymalnym rozwiązaniem mogą być metody utleniania, w których czynnikiem utleniającym jest tlen lub jego reaktywne formy, takie jak ozon, nadtlenek wodoru, rodniki hydroksylowe, czyli utleniacze o wysokich potencjałach utleniających [12]. Są to metody nieselektywne, które utleniają praktycznie wszystkie grupy związków organicznych i nieorganicznych do związków prostych, nie posiadających właściwości odorotwórczych.

Pewne nadzieje związane są z wykorzystaniem do dezodoryzacji gazów odlotowych z zakładu utylizacji odpadów zwierzęcych techniki plazmy niskotemperaturowej. W czasie badań laboratoryjnych uzyskano wysoki, nawet 99% stopień rozkładu niektórych związków odorotwórczych [13,14]. W metodzie tej osiągnięte rezultaty zależą w dużym stopniu od typu wyładowania, rodzaju i parametrów projektowych stosowanego reaktora oraz składu gazów odlotowych. W celu przewidzenia przebiegu zachodzących reakcji chemicznych oraz skuteczności metody konieczna jest identyfikacja związków odorotwórczych obecnych w gazach odlotowych.

#### **4. Materiał i metody**

Przedstawione w tej pracy badania miały na celu ustalenie składu związków odorotwórczych obecnych w powietrzu w Zakładzie Utylizacji Odpadów Zwierzęcych Jurluc k. Lubartowa.

Do poboru próbek powietrza wykorzystano worki próbnikowe Tedlar o pojemności 5 dm<sup>3</sup>. Do ekstrakcji próbek gazów odlotowych zastosowano metodę SPME czyli mikroekstrakcję do fazy stałej (ang. Solid Phase Microextraction), opartą na podziale między fazę ruchomą (gazową), a fazę stacjonarną umieszczoną na włóknie przyrządu do mikroekstrakcji. Wykorzystano włókna SPME firmy SUPELCO, pokryte 100 µm warstwą polidimetylosiloksanu PDMS.

Właściwą analizę wykonano z wykorzystaniem chromatografu gazowego sprężonego ze spektrometrem mas Trace Ultra – POLARIS Q, firmy Thermo Electron. Gazem stanowiącym fazę ruchomą był wysokiej czystości hel (99,9996%) o liniowej prędkości przepływu 40 cm/s. Czas sorpcji analitów na włóknie w temperaturze otoczenia wynosił 10 minut. Desorpcja analitów następowała w dozowniku chromatografu gazowego w temperaturze 250°C, w czasie 2 minut.

Warunki pracy chromatografu gazowego:

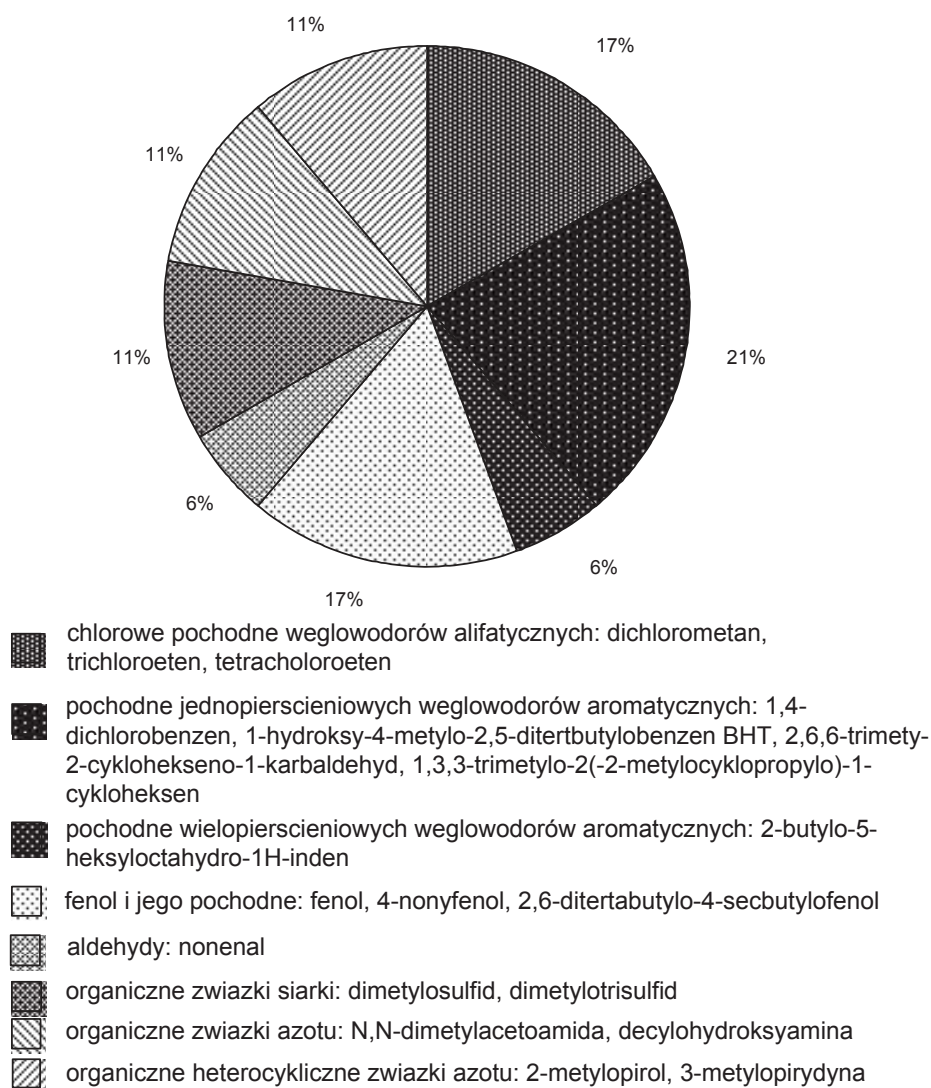
- kolumna RTx-5 MS Restek 60 m x 0,25 mm pokryta warstwą fazy stacjonarnej o grubości 0,25  $\mu\text{m}$ ,
- dozownik PTV pracujący w trybie stałotemperaturowym,
- program pracy chromatografu: 45°C (2 min) wzrost 5°/min do temperatury 270°C (10 min).

Warunki pracy spektrometru masowego:

- pompa turbomolekularna o wydajności 250 dm<sup>3</sup>/s,
- temperatura źródła: 250°C,
- temperatura linii transferowej 300°C,
- spektrometr masowy pracował w trybie Full Scan,
- akwizycja danych: Excalibur 2.2,
- biblioteka widm to NIST '05 & Wiley 8th Edition.

## 5. Wyniki i ich dyskusja

W trakcie analizy powietrza z zakładu utylizacji odpadów zwierzęcych zidentyfikowano 18 związków chemicznych. Zidentyfikowane związki odorowe należą do następujących grup chemicznych: pochodne węglowodorów alifatycznych i aromatycznych, fenole, aldehydy, organiczne związki azotu i siarki. Grupy zidentyfikowanych związków odorotwórczych przedstawia rys. 1. Większość substancji to lotne związki organiczne, które charakteryzują się wysoką prężnością pary (>0.52 mmHg) i niską temperaturą wrzenia. Część zidentyfikowanych związków wykazuje właściwości toksyczne, np. trichloroetan, tetrachloroetan, 1,4-dichlorobenzen, ksyleny, fenol oraz właściwości mutagenne np. 4-nonyfenol [15].



**Rys. 1.** Grupy zidentyfikowanych związków odorotwórczych w zakładzie utylizacji odpadów zwierzęcych

**Fig. 1.** Groups of identified odorous chemical compounds in animal waste utilization plant

## 6. Podsumowanie

W Polsce problem uciążliwości zapachowej nie został jeszcze rozwiązany od strony prawnej. W Ministerstwie Środowiska ciągle trwają prace nad ustawą o przeciwdziałaniu uciążliwości zapachowej. Konkretnie przepisy o randze ustawowej pozwolą na podejmowanie skutecznych działań zmierzających do ograniczania emisji substancji odorotwórczych i zobowiążą do budowy instalacji dezodoryzacyjnej w wielu zakładach przemysłowych. Dobór techniki dezodoryzacji należy przeprowadzić po zapoznaniu się z technologią konkretnego zakładu i w oparciu o badania składu gazów odlotowych.

Ze względu na niezadawalający standard technologiczny i sanitarny polskiego przemysłu utylizacyjnego niezwykle ważna jest współpraca nauki i przemysłu w tym zakresie pozwalająca na analizę możliwości wykorzystania konkretnej techniki dezodoryzacji w warunkach danego zakładu.

Identyfikacja składu gazów odlotowych emitowanych z zakładu utylizacji odpadów zwierzęcych jest początkowym etapem doboru odpowiedniej metody dezodoryzacji której skuteczność przyczyni się do rozwiązania problemu uciążliwości zapachowej.

## Literatura

1. **Rutkowski J., Kośmider J., Szklarczyk M.:** *Substancje odorotwórcze w środowisku*, Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 1995.
2. **Makles Z., Galwas-Zakrzewska M.:** *Złowonne gazy w środowisku pracy* Bezpieczeństwo Pracy 9, 12-16, 2005.
3. **Fukuyama J.:** *Odor pollution control for various odor emission sources in Japan*, East Asia Workshop on Odor Measurement and Control Review, Office of Odor, Noise and Vibration, Environmental Management Bureau, Ministry of the Environment, Government of Japan, 67-77, 2004.
4. **Bursa S., Stanisław-Lewicka M., Kicińska M., Kośmider J.:** *Dezodoryzacja gazów i ścieków część I: Dezodoryzacja na drodze ozonowania*, Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Szczecińskiej, Szczecin 1985.
5. <http://www.ukie.gov.pl> Urząd Komitetu Integracji Europejskiej.
6. **Warych J.:** *Oczyszczanie przemysłowych gazów odlotowych*, Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa 1994.
7. **Tatoj P.:** *Dezodoryzacja metodą ozonową w fazie gazowej*, Ochrona Powietrza i Problemy Odpadów, 36 (1), 33-35, 2002
8. **Higuchi T.:** *The trend of odor control techniques in Japan*, East Asia Workshop on Odor Measurement and Control Review, Office of Odor, Noise and Vibration, Environmental Management Bureau, Ministry of the Environment, Government of Japan, 87-93, 2004.
9. **Junga R., Sosiałuk M.:** *Oceny skuteczności dezodoryzacji. Redukcja stężenia zapachowego w biofiltrze*, Ochrona Powietrza i Problemy Odpadów, 41, 5, 130-142, 2007.
10. **Łagód G., Woś P., Korniluk M., Dyka M.:** *Sposoby pomiaru i metody ograniczania uciążliwości zapachowej oczyszczalni ścieków na przykładzie oczyszczalni ścieków miejskich „Hajdów” w Lublinie*, Міністерство Освіти І Науки України, Національний Університет Водного Господарства Та Природокористування. Вісник, Збірник наукових праць. Випуск 3(39) Частина 2, 174-181, 2007.
11. **Jagła J., Kwiręg K.:** *Zapach pod kontrolą. Studium przypadku*, Przemysł chemiczny, 86, 11, 1056-1058, 2007.

12. **Ferrell R.J., Gurnali L.:** *A review of oxidation technologies for removal of pollutants from flue gas streams*, International Association 16<sup>th</sup> World Congress Papers, International Ozone Association (IAO), Nevada, USA 1186-1214, 2003.
13. **Korniluk M., Piotrowicz A., Kwiatkowski M., Jahołkowski K., Ozonek J.:** *Reduction of odour nuisance from animal waste utilization plant by means of low temperature plasma*, Proceedings of ECOpole, Vol. 2, No 2, 2008.
14. **Czerwiński J., Ozonek J.:** Elimination of odours in off-gases from food production by means of ozone, *Chemical Engineering Transaction*, 15, 177-182. 2008.
15. <http://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov> Baza danych związków chemicznych.

## **Odour Nuisance from Animal Waste Utilization Plant**

### **Abstract**

Arising odours pose a serious problem stemming from the operation of majority of industrial plants. Their negative influence on environment depends on the localization of the plant, composition of emitted odours, their concentration, gas temperature and also size and frequency of emission. Finding the solution to the problem of disagreeable odours is a very difficult task because of the lack of the formal restrictions regarding the emission of odorous substances and the unambiguous criteria of the determination of their nuisance.

Animal waste utilization plants are the source of many volatile, odour-producing compounds. In the utilization process a dead animal matter is subject to thermal processing and dewatering which allows for obtaining commercial product known as meat and bone meal. Odorous compounds are formed both as a result of releasing from the supplied material and during its processing.

Identification of odorous compounds present in effluent gases emitted from a plant is the first stage of the selection of the proper deodorization method. In this paper the chemical composition of particular odour forming compounds from Animal Waste Utilization Plant JURLUC near Lubartów was identified. The samples were taken with the use of 5 liter Tedlar bags. The extraction of the samples was made by the SPME method using SUPELCO fibers coated with 100  $\mu\text{m}$  layer of PDMS. Sorption of the analytes lasted 10 min at room temperature. The analysis itself was carried out by means of Trace Ultra gas chromatograph coupled to Polaris Q mass spectrometer. Desorption took place in the injection port of the chromatograph at 250°C and lasted for 2 min.

During the analysis of the air from the plant 18 odour-producing compounds were identified which belong to the following chemical groups: aliphatic and aromatic hydrocarbon derivatives, phenols, aldehydes and finally nitrogen and sulphur organic compounds. Part of the identified compounds exhibits toxic properties (e.g. trichloroethane, tetrachloroethane, 1,4-dichlorobenzene, xylenes, phenol) or mutagenic properties (e.g. 4-nonylphenol).



# Zmienność przepływów w małym cieku leśnym

*Daniel Liberacki*  
*Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

## 1. Wstęp

Ze względu na duże deficyty wody, Wielkopolska jako region najbardziej zagrożony w kraju jej brakiem, zmuszona jest do jej racjonalnego wykorzystywania [6]. W celu ograniczenia odpływów wody ze zlewni rzecznych konieczne jest tworzenie systemów umożliwiających zamykanie obiegu wody w zlewni lub w jej wydzielonych częściach, czyli tzw. retencjonowanie. Cel ten jest realizowany w lasach w ramach tzw. małej retencji ujętej w „Zasadach planowania i realizacji małej retencji w Lasach Państwowych” [8]. Wiele prac wskazuje, że cechy lasu oraz właściwe rozmieszczenie powierzchni leśnych na terenie zlewni wpływa w istotny sposób na gospodarkę wodną zlewni zalesionych, gdyż sprzyjają wyrównaniu odpływów [2÷5, 7].

## 2. Materiały i metody

Celem pracy jest ocena wielkości przepływów wody w małym cieku leśnym w trzech odmiennych pod względem warunków meteorologicznych latach hydrologicznych.

Badania prowadzone były w zlewni cieku Hutka do przekroju Huta Pusta położonej w Puszczy Zielonce. W pracy wykorzystano wyniki badań i obserwacji terenowych z lat hydrologicznych 2000, 2003 i 2005. Wybór lat hydrologicznych przyjęto na podstawie zróżnicowanych sum rocznych opadów atmosferycznych. Badania i obserwacje terenowe obejmowały:

- ciągłą limnigraficzną rejestrację stanów wody na przelewie trójkątnym Thomsona o kącie wierzchołkowym  $90^\circ$ , w przekroju zamykającym zlewnię,
- codzienne pomiary opadów wysokości atmosferycznych deszczomierzem Hellmanna.



Nateżenie przepływu zostało obliczone na podstawie wzoru dla przepływów cienkościennych, trójkątnych [1].

$$Q = C_e \frac{8}{15} \sqrt{2g} \cdot \operatorname{tg} \frac{\Theta}{2} \cdot h^{2,5} \text{ [dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}\text{]}$$

gdzie:

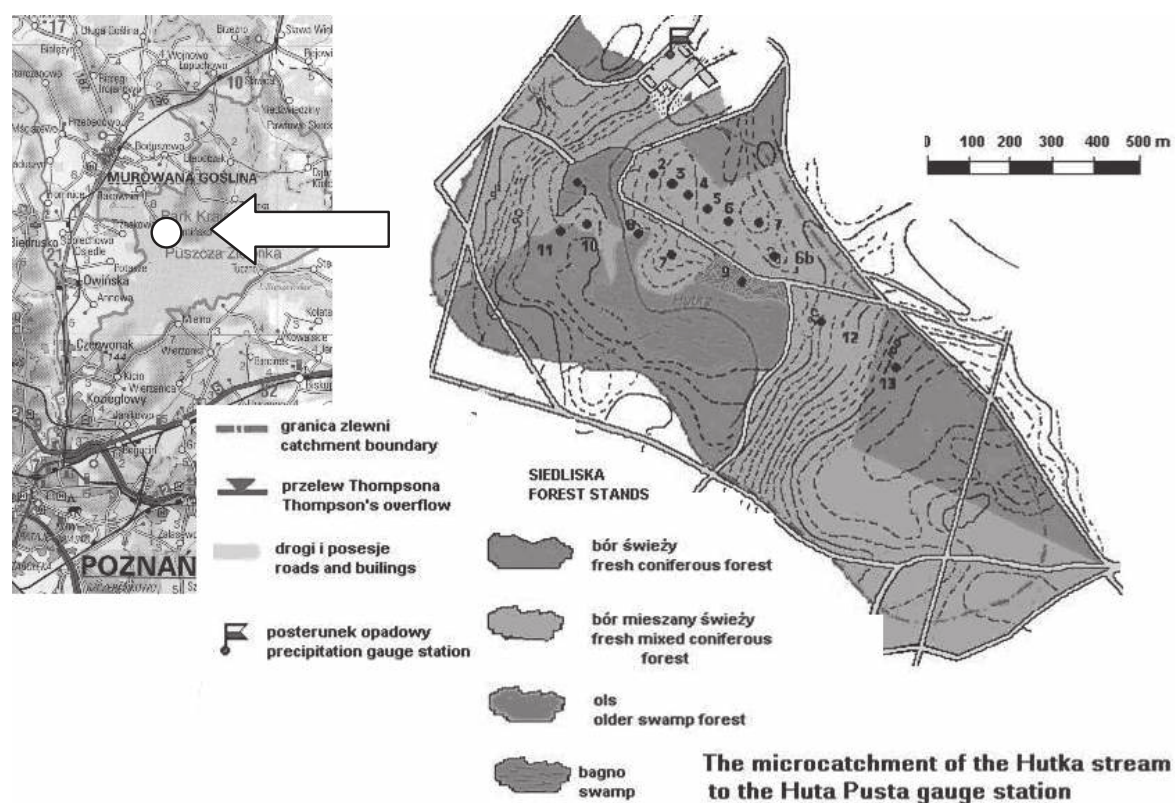
- Q – przepływ w cieku,
- $C_e$  – współczynnik wydatku przelewu,
- $\Theta$  – kąt rozwarcia przelewu,
- h – wysokość warstwy wody,
- g – przyspieszenie ziemskie.

Analizy przebiegu warunków meteorologicznych dokonano na podstawie wyników opadów atmosferycznych uzyskanych z posterunku opadowego w Hucie Pustej oraz danych dotyczących temperatur powietrza ze stacji meteorologicznej Poznań-Sołacz. Dodatkowo na obszarze badanej zlewni wytypowano charakterystyczne transekty spływowe, w których założono 13 studzienek do pomiaru stanów wód gruntowych oraz trzy reprezentatywne dla badanych gleb stanowiska do pomiaru uwilgotnienia. Zapasy wody określono metodą suszarkowo-wagową na podstawie próbek o nienaruszonej strukturze pobieranych z każdego poziomu genetycznego dla reprezentatywnych profili glebowych.

### 3. Wyniki i dyskusja

Zlewnia cieku Hutka, zajmująca powierzchnię 52 ha, znajduje się w środkowej części Puszczy Zielonki (rys. 1).

Obszar ten charakteryzuje się licznymi równinami i wzniesieniami morenowymi typu młodoglacjalnego. Na obszarze badanej zlewni znajduje się również śródleśne oczko wodne o maksymalnej głębokości równej 1m. Usytuowane jest ono w obniżeniu terenowym, na glebach torfowych wytworzonych z torfów niskich. Parametry fizjograficzne zlewni opracowane zostały na podstawie odkrywek gleb i pomiarów wykonywanych przez Katedrę Melioracji, Kształtowania Środowiska i Geodezji w Poznaniu, a także na podstawie map topograficznych w skali 1:10 000, map glebowo-rolniczych w skali 1:50 000 i również na podstawie danych zawartych w planie urządzenia lasu Nadleśnictwa Doświadczalnego Zielonka obowiązującego na okres 01.01.2004 do 31.12.2013 r., uwzględniając także Operat Typu Siedliskowego Lasu, Roślinności Rzeczywistej i Potencjalnej Nadleśnictwa Doświadczalnego Zielonka według stanu na 28.06.2002 r.



**Rys. 1.** Zlewnia ciekut Hutka do przekroju Huta Pusta  
**Fig. 1.** Catchment of river Huta down to Huta Pusta cross section

Teren zlewni ciekut Hutka ma charakter równiny falistej o wysokościach wahających się pomiędzy 85 a 106 m n.p.m. Średni spadek terenu wynosi około 10‰, natomiast spadek podłużny ciekut wynosi jedynie 1,13‰. Badany ciekut jest stosunkowo nieduży i płytki. Jego średnia głębokość waha się w granicach 20-30 cm, a średnia szerokość w dnie około 50 cm.

W zlewni ciekut Hutka do przekroju Huta Pusta przeważają lasy zajmujące 46,3 ha, co stanowi 89% jej powierzchni. Znacznie mniejszą część, bo tylko 5,7 ha powierzchni zlewni, zajmują grunty orne, nieużytki i obszary zabagnione, co stanowi 11%. Na terenie zalesionej części procentowy udział występowania poszczególnych siedlisk jest następujący: bór mieszany świeży 40% (18,5 ha), bór świeży 52,5% (24,3 ha), bór mieszany wilgotny 3,2% (1,5 ha) oraz oles 4,3% (2,0 ha) (rys. 1). Dominującym gatunkiem w drzewostanach jest sosna, prócz niej występują inne gatunki takie jak: dąb, brzoza, olsza, modrzew, świerk i jesion.

**Tabela 1.** Sumy miesięczne, półroczne i roczne opadów atmosferycznych (mm) oraz średnie miesięczne, półroczne i roczne temperatury powietrza (°C) i ich odchylenia od średnich z wielolecia w latach hydrologicznych 2000, 2003 oraz 2005

**Table 1.** Monthly and half-year annual precipitation sums (mm) and monthly, half-year and annual average air temperature (°C) and their deviation from the average of multiyear, in examined hydrological years 2000, 2003 and 2005

m-ce	wielolecie		rok mokry 2000				rok suchy 2003				rok średni 2005			
	opad	temp.	opad	odch. opadu	temp.	odch. temp.	opad	odch. opadu	temp.	odch. temp.	opad	odch. opadu	temp.	odch. temp.
XI	39	4	34	-5	3	-1	49	10	4	0	53	14	5	1
XII	43	0	48	5	2	2	11	-32	-4	-4	44	1	2	2
I	35	-1	28	-7	0	1	46	11	-2	-1	32	-3	-5	-4
II	29	0	36	7	3	3	8	-21	-3	-3	57	28	1	1
III	36	3	71	35	4	1	19	-17	3	0	34	-2	4	1
IV	34	8	14	-20	12	4	27	-7	8	0	23	-11	9	1
V	50	13	50	-1	16	3	15	-35	16	3	73	23	12	-1
VI	57	16	36	-21	18	2	24	-33	20	4	21	-36	16	0
VII	82	18	145	63	17	-1	84	2	20	2	93	11	20	2
VIII	62	18	113	51	16	-2	14	-48	20	2	56	-6	19	1
IX	49	13	42	-7	13	0	16	-33	14	1	44	-5	13	0
X	41	9	18	-23	12	3	34	-7	6	-3	6	-35	10	1
Suma XI-IV	216	2	232	16	4	2	160	-56	1	-1	243	27	3	1
suma V-X	341	15	404	63	15	0	187	-154	16	1	293	-48	15	0
suma XI-X	557	8	636	79	10	2	347	-210	9	1	536	-21	9	1

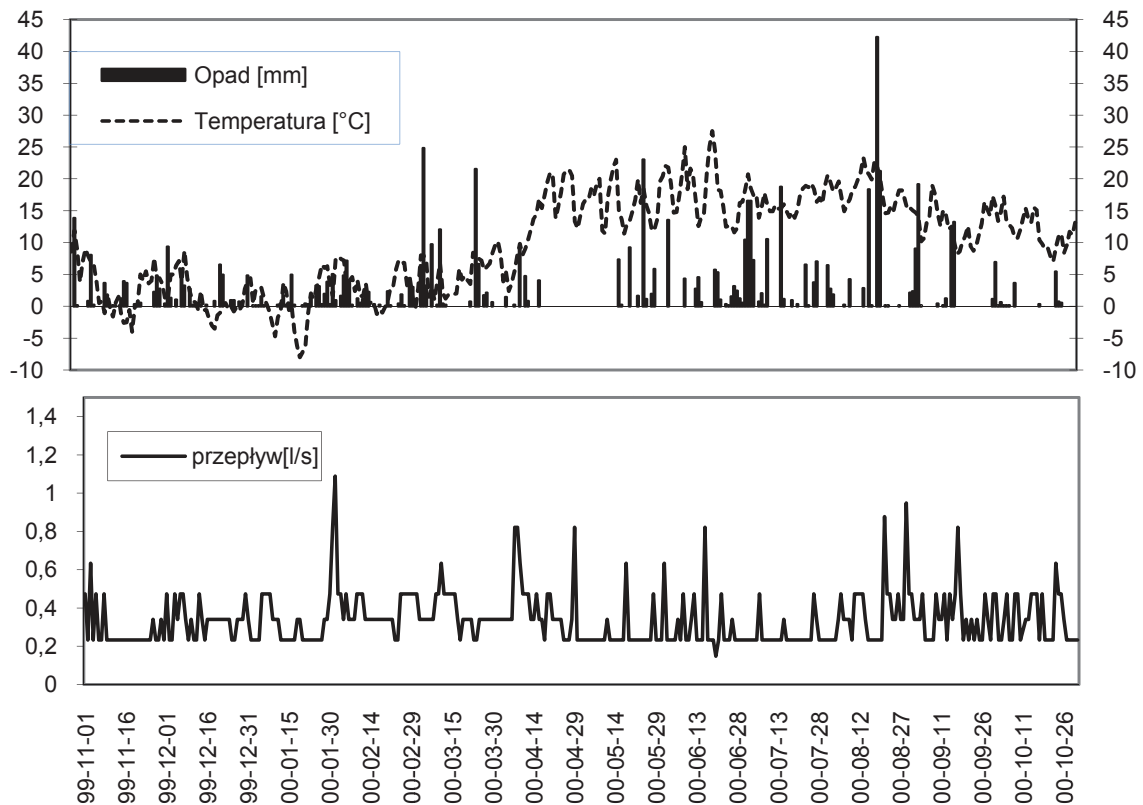
W pierwszym analizowanym roku hydrologicznym 2000 suma opadów atmosferycznych wyniosła 636 mm i była wyższa od średniej z wielolecia o 79 mm (tabela 1). Prawdopodobieństwo wystąpienia takiej sumy opadów wraz z wyższymi wynosi 14%, czyli raz na siedem lat. Największe odchylenia opadów wystąpiły w lipcu i październiku. W pierwszym omawianym miesiącu opady były wyższe od średniej z wielolecia o 63mm, w drugim natomiast były mniejsze o 23 mm. Średnie miesięczne temperatury w omawianym roku hydrologicznym kształtowały się w granicach od 0 do 18°C. Średnia roczna temperatura wyniosła 10°C i była wyższa od średniej z wielolecia o 2°C.

W 2003 roku średnia roczna temperatura wyniosła 9°C, najzimniejszym miesiącem był grudzień z średnią miesięczną temperaturą powietrza wynoszącą -4°C, natomiast najcieplejszym był czerwiec, lipiec i sierpień o średniej miesięcznej temperaturze powietrza wynoszącej 20°C. Roczna suma opadów atmosferycznych w tym roku wyniosła 347mm i była niższa od średniej z wielolecia o aż 210 mm. Prawdopodobieństwo wystąpienia takiej sumy opadów wraz z niższymi wynosi 8%, czyli jeden raz na 13 lat.

W ostatnim z analizowanych lat, 2005 roku suma opadów atmosferycznych wyniosła 536mm i była niższa od średniej z wielolecia o 21mm. Prawdopodobieństwo wystąpienia takiej sumy opadów wraz z wyższymi wynosi 39%, czyli około raz na 3 lata. Miesiącem o największej sumie miesięcznej opadu wynoszącej 93mm oraz najwyższej średniej miesięcznej temperaturze powietrza wynoszącej 20°C był lipiec. Najmniejszą miesięczną sumą opadów wynoszącą 6mm pomierzono w październiku. Suma ta była niższa od średniej z wielolecia o 35mm. Najniższą średnią miesięczną temperaturą powietrza wynoszącą -5°C charakteryzował się styczeń.

Na początku listopada roku hydrologicznego 2000 przepływy wody w cieku Hutka były na poziomie  $0,5 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , a pod koniec tego miesiąca zmniejszyły się o połowę (rys. 2). Bardzo wyraźny, lecz krótkotrwały wzrost przepływów nastąpił na początku lutego i był spowodowany roztopami śródziemnymi. Wzrost średniodobowej temperatury z -8°C do 7 °C spowodował stopnienie pokrywy śnieżnej i wzrost przepływów do maksymalnej wartości pomierzonej w półroczu zimowym wynoszącej  $1,09 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Zwiększenie przepływów w cieku zaobserwowano w tym półroczu jeszcze w marcu, a jego przyczynę stanowiły kilkudniowe intensywne opady.

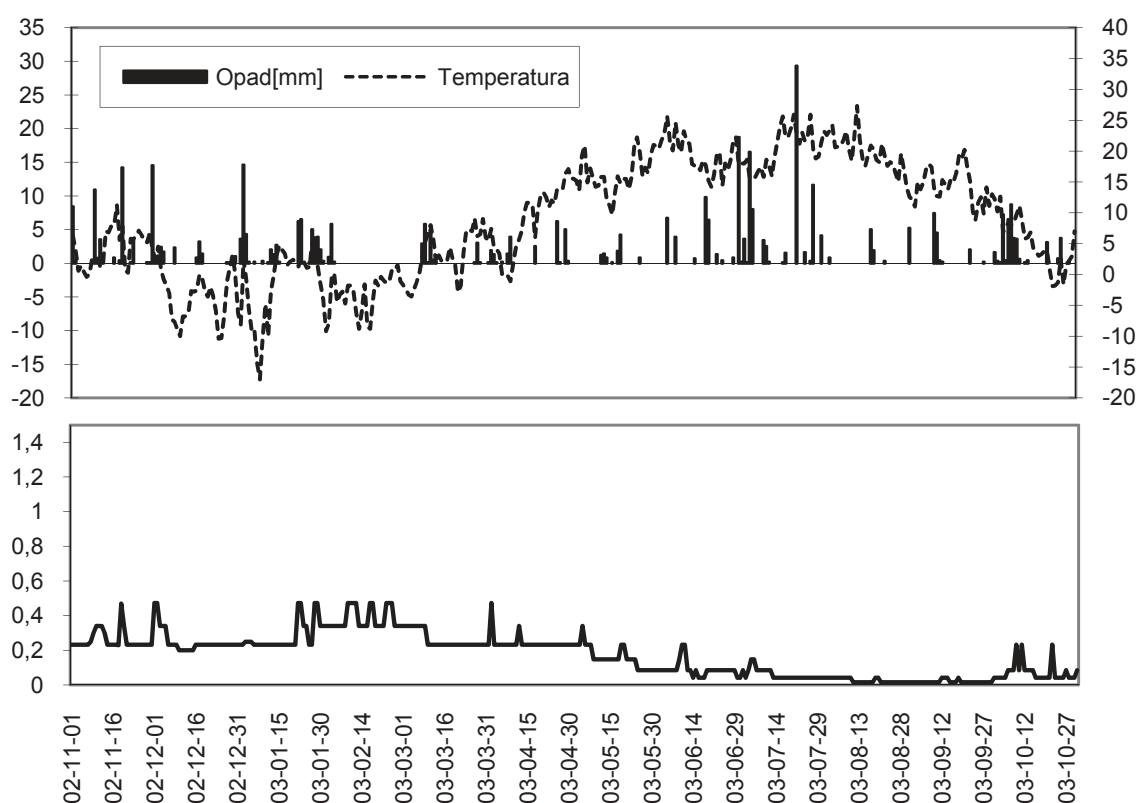
W półroczu letnim przepływy w cieku były wyrównane i kształtowały się na poziomie  $0,25 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . W półroczu tym nie zaobserwowano znaczących wzrostów przepływów, co można przypisać intensywnej ewapotranspiracji drzewostanów. Dopiero w drugiej dekadzie sierpnia na skutek intensywnych opadów atmosferycznych wynoszących 42 mm odnotowano krótkotrwały wzrost przepływów wody w cieku do poziomu  $0,9 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .



**Rys. 2.** Przebieg średnich dobowych przepływów w roku hydrologicznym 2000 na tle przebiegu warunków meteorologicznych  
**Fig. 2.** Mean daily water flows in hydrological years 2000 against meteorological conditions

W roku hydrologicznym 2003 znaczący wzrost przepływów do wartości  $0,5 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  wystąpił dopiero pod koniec trzeciej dekady stycznia i spowodowany był krótkotrwałym wzrostem dobowej temperatury powietrza i okresem topnienia pokrywy śnieżnej (rys. 3). Od początku marca zaobserwowano systematyczny spadek wartości przepływów dobowych w cieku Hutka. Systematyczne zmniejszanie przepływów spowodowane było niskimi sumami opadów atmosferycznych oraz rosnącą temperaturą powietrza. Nawet duże dobowe opady atmosferyczne wynoszące 30 mm odnotowane na początku lipca nie były w stanie uzupełnić strat spowodowanych intensywnym parowaniem terenowym. Na początku sierpnia przepływy w cieku całkowicie zanikły. Okres bez odpływów trwał aż do początku października, kiedy to na skutek krótkotrwałych opadów pojawił się niewielki przepływ w cieku.

### Zmienność przepływów w małym cieku leśnym

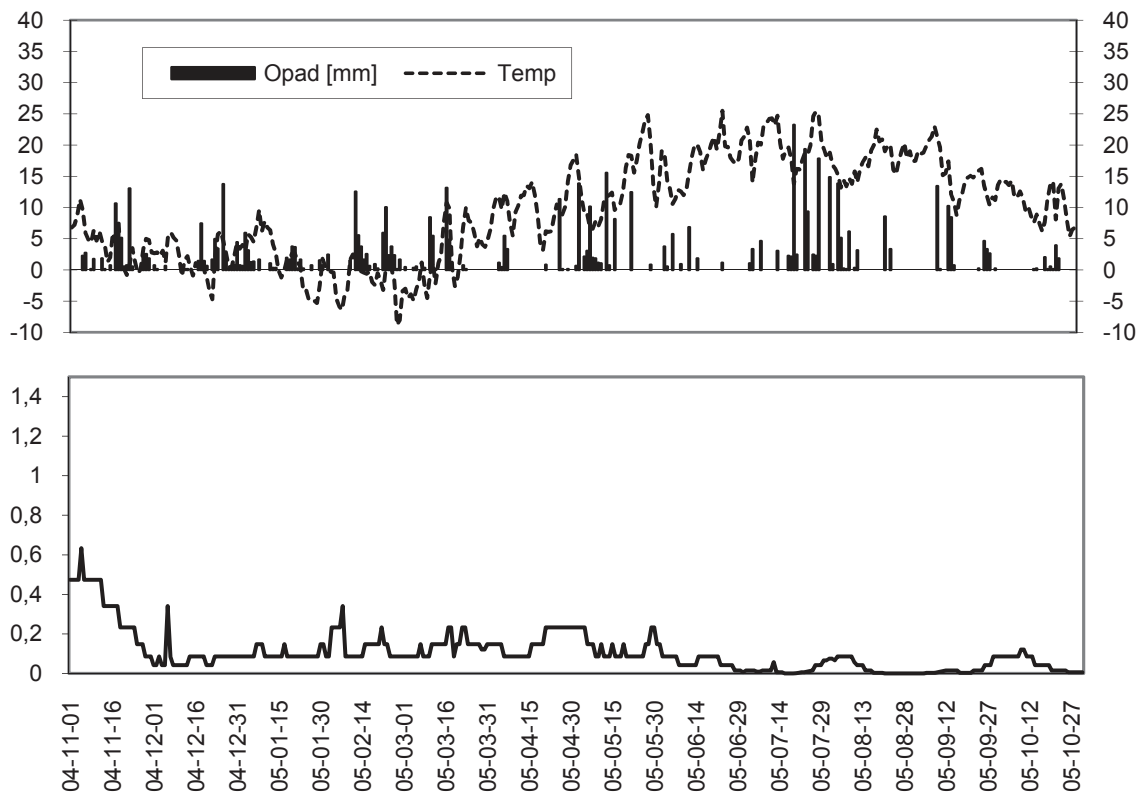


**Rys. 3.** Przebieg średnich dobowych przepływów w roku hydrologicznym 2003 na tle przebiegu warunków meteorologicznych

**Fig. 3.** Mean daily water flows in hydrological years 2003 against meteorological conditions

W półroczu zimowym roku hydrologicznego 2005 wahania przepływów były znacznie mniejsze w porównaniu z analizowanymi wcześniej latami (rys. 4) Największe przepływy na poziomie  $0,48 \div 0,63 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  zostały pomierzone w pierwszej dekadzie listopada, a następnie odnotowano systematyczny spadek. przepływów w cieku do poziomu  $0,1 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Tak niewielki i wyrównany przepływ z małymi jedno-dwudniowymi wzrostami spowodowanymi krótkotrwałymi opadami, utrzymuje się przez cały okres półrocza zimowego. Przy braku opadów i znacznym wzroście temperatury, w marcu powyżej  $10^\circ\text{C}$  stwierdzono dalsze obniżenie się przepływów w cieku Hutka. Na przełomie

pierwszej i drugiej dekady czerwca na skutek niskich sum opadów atmosferycznych i wysokiej temperatury powietrza przepływy w cieku zanikają. Okresowo pojawiają się od 25 lipca do 15 sierpnia po opadach o wydajności 20 mm. Pod koniec sierpnia na skutek niekorzystnego rozkładu opadów oraz wysokich temperatur powietrza i intensywnego parowania przepływy w cieku ponownie zanikają, aby pojawić się dopiero w niewielkiej ilości w październiku.



**Rys. 4.** Przebieg średnich dobowych przepływów w roku hydrologicznym 2005 na tle przebiegu warunków meteorologicznych

**Fig. 4.** Mean daily water flows in hydrological years 2005 against meteorological conditions

Zestawione w tabeli 2 wielkości przepływów charakterystycznych wskazują, że zarówno maksymalne jak i średnie dobowe w cieku Hutka były większe w półroczach zimowych niż letnich.

Przepływy maksymalne wynosiły od  $0,63 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (2005) do  $1,09 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (2000). W półroczach zimowych analizowanych lat przepływy średnie dobowe wynosiły  $0,36$  (2000),  $0,28$  (2003) i  $0,23 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (2005), natomiast w półroczach letnich  $0,30$ ,  $0,07$  i  $0,05 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .

Przeprowadzone badania potwierdzają regułę, że w wyniku zróżnicowanych sum opadów atmosferycznych od  $347 \text{ mm}$  (2003) do  $636 \text{ mm}$  (2000) odpływy roczne z małej zlewni leśnej różniły się znacząco tylko w przypadku roku mokrego (2000) i suchego (2003). Natomiast w roku suchym i średnim różnica w odpływach jest niewielka i wynosi zaledwie  $4 \text{ mm}$ , co może świadczyć o dużych zdolnościach retencyjnych badanej zlewni. Nierównomierny rozkład opadów oraz duże wartości parowania terenowego wraz z wysoką temperaturą powietrza pomierzone w półroczu letnim 2003 roku spowodowały, że

w analizowanej zlewni wystąpił znaczący spadek zasobów wodnych gleb, który wyniósł aż 275 mm. Pogłębił on się jeszcze bardziej na skutek wystąpienia po sobie lat suchych w 2003 i 2004 roku, co spowodowało, że zapasy wody w 2005 roku były najniższe. Wpłynęło to w istotny sposób na przepływy w półroczu letnim badanego roku.

**Tabela 2.** Maksymalne, średnie i minimalne dobowe przepływy wody w cieku Hutka w latach hydrologicznych 2000, 2003 oraz 2005

**Table 2.** Maximum, mean and minimum daily water flows in watercourse Hutka in hydrological years 2000, 2003 and 2005

Okres		Przepływy charakterystyczne [ $\text{dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ]			Odpływ $\text{m}^3$	Wskaźnik odpływu mm
		Max	Średnie	Min		
2000	XI÷IV	1,09	0,36	0,23	5574,5	10,7
	V÷X	0,95	0,3	0,18	5036,3	9,7
	XI÷X	1,09	0,33	0,18	10610,8	20,4
2003	XI÷IV	0,50	0,28	0,20	4364,1	8,4
	V÷X	0,34	0,07	0,0	1136,2	2,2
	XI÷X	0,50	0,18	0,0	5500,3	10,6
2005	XI÷IV	0,63	0,23	0,18	2477,9	4,8
	V÷X	0,23	0,05	0,0	843,3	1,6
	XI÷X	0,63	0,14	0,0	3321,2	6,4

#### 4. Podsumowanie i wnioski

1. Przeprowadzone badania potwierdzają regułę, że w wyniku zróżnicowanych sum opadów atmosferycznych od 347 mm (2003) do 636 mm (2000) odpływy roczne z małej zlewni leśnej różniły się znacząco tylko w przypadku roku mokrego (2000) i suchego (2003), natomiast w roku suchym i średnim różnica w odpływach jest niewielka, co może świadczyć o dużych zdolnościach retencyjnych badanej zlewni.
2. W badanych latach hydrologicznych 2000, 2003 i 2005 maksymalne przepływy wody w cieku Hutka występowały zawsze w półroczach zimowych i wynosiły od  $0,63 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  w 2005 do  $1,09 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  2000 roku.
3. Przepływy w półroczach letnich były znacznie mniejsze niż w półroczach zimowych, a w latach 2003 i 2005 odnotowano w cieku Hutka kilkunastodniowy zanik przepływów.
4. Największe odpływy ze zlewni odnotowano w mokrym pod względem sum opadów atmosferycznych roku hydrologicznym 2000. Były one dwukrotnie większe niż w roku 2003 i trzykrotnie większe niż w roku 2005.



5. Stwierdzono, że nierównomierny rozkład opadów oraz duże wartości parowania terenowego wraz z wysoką temperaturą powietrza pomierzone w półroczu letnim 2003 roku spowodowały, że w analizowanej zlewni wystąpił znaczący spadek zasobów wodnych gleb.
6. Badania wykazały, że uwilgotnienie w poszczególnych latach ma duży wpływ na przebieg zapasów wody w latach następnych. Po suchym 2003 i średnio suchym 2004 w roku średnim (2005) zapasy wody w zlewni były najmniejsze, co w istotny sposób wpłynęło na wartości przepływów w cieku w badanych latach.

### Literatura

1. **Bajkiewicz-Grabowska E., Magnuszewski A., Mikulski Z.:** *Hydrometria*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 1993.
2. **Białkiewicz F., Babiński S.:** *Znaczenie lasu w kształtowaniu retencji gleb i dopływu wód opadowych*. Sylwan CXXV, 1-9, 1981.
3. **Białkiewicz F., Ciepeliowski A., Stolarek A., Tyszka J., Wiślińska B.:** *Leśne zlewnie badawcze*. Prace IBL, Warszawa, ser. B, 16, 5-38, 1993.
4. **Kosturkiewicz A., Czopor S., Korytowski M., Stasik R., Szafrąński Cz.:** *Od-pływy i retencja siedlisk leśnych w małych zlewniach*. Roczn. AR Poznań, Melior. Inż. Środ. 23, 217-227, 2002.
5. **Stasik R., Szafrąński Cz., Korytowski M., Liberacki D.:** *Zmienność przepły-wów w ciekach małych zlewni nizinnych o zróżnicowanym zasilaniu i stopniu lesi-stości na tle warunków meteorologicznych*. Acta Sci. Pol., Formatio Circumiectus 6(1), 15-27, Kraków 2007.
6. **Szafrąński Cz.:** *Zasoby wodne Polski i ich ochrona*. W monografii: *Zasoby przy-rodnicze szansą zrównoważonego rozwoju*. Red. J. Nowacki Wyd. AR Poznań, 67-77, 2007.
7. **Tyszka J.:** *Rola i miejsce lasu w kształtowaniu stosunków wodnych w zlewni rzecznej*. Sylwan CXXXIX, 11, 67-80, 1995.
8. *Zasady planowania i realizacji zasad małej retencji w lasach państwowych*. Dy-rekcja Generalna Lasów Państwowych. Biuro Studiów i Projektów Leśnictwa Bi-proplasz, ss. 25, 1997.

## Flow Variability in Small Forest Watercourse

### Abstract

The paper presents the results of researches carried out at Hutka small catchment up to Huta Pusta cross section. The catchment is located at the central part of Wielko-polska Region about 20km on the north-east from Poznań at Puszcza Zielonka. The catchment area is 0.52 km<sup>2</sup>. The catchment of the Hutka watercourse, with an area of

0.52 km<sup>2</sup>, is forested in 89%, the other 11% being covered by swamps and wasteland (Fig. 2). The predominant sites are fresh mixed coniferous forest (BMśw), fresh coniferous forest (Bśw) and alder carr forest (Ol).

Landscape in catchment is characterized by a large number of interior depressions, filled partly with rainwater or peatbogs, with poorly developed natural drainage. The watercourses do not exceed 1 km in length, the mean width is approx. 0.5 m, while mean depth ranges from 0.2 to 0.3 m. Podzolic soils, formed from sands, predominate in the area of analyzed catchment. In land depressions, where the ground water table is located immediately below the ground surface, muckous soils are found.

The variability of flow in small lowland watercourse was studied in 2000, 2003 and 2005 hydrological years differing in the pattern of meteorological conditions. The results of the research indicate differentiation of characteristic flow, forming dates of initial and final raised water stage and their culmination. There was runoff rates and coefficients differentiation in each of the analysed watercourse catchment in winter and summer hydrological half-years as well. It was found that the rate of water flow was lower in summer half-years than in winter halves. In some periods of the former, the flow disappeared. Obtained results indicate that despite of differences of yearly precipitation sum which hesitated from 347 to 635 mm, the outflow from the catchment were small. Smoothing of half-year and year outflow indicates significant retention of investigated catchment. On the basis of results significant influence of meteorological conditions on groundwater level dynamics in different forest habitats well as significant impact of forest areas on retaining capacity and on stream water and groundwater quality were realised.



## **Badania procesów mikrobiologicznej degradacji polimerów stosowanych w technologii płynów wiertniczych**

*Piotr Kapusta, Anna Turkiewicz  
Instytut Nafty i Gazu, Kraków*

### **1. Wstęp**

Od wielu lat stosowane są w przemyśle naftowym liczne polimery, które służą przede wszystkim do obniżenia filtracji płuczki wiertniczej, a także spełniają inne funkcje jak np., zwiększenie lub zmniejszenie lepkości, flokulacja zwiercin, ograniczenie hydratacji przewiercanych skał ilastych i inne. Polimery, które znalazły zastosowanie w technologii płuczek wiertniczych są produktami rozpuszczalnymi w wodzie, które w środowisku wodnym silnie pęcznieją i tworzą roztwory o dużej lepkości. W porównaniu z konwencjonalnymi materiałami stosowanymi do sporządzania płuczek wiertniczych polimery są lepszymi materiałami, ponieważ podlegają degradacji i tym samym nie stwarzają poważnego zagrożenia dla środowiska naturalnego [11]. Niemniej jednak znajdują się one w odpadach wiertniczych, umieszczanych po wierceniu w dołach urobkowych lub wywożonych z wiertni na zbiorcze obszary składowania odpadów przemysłowych. Oprócz zastosowania do wodnodispersyjnych płuczek wiertniczych, związki polimerowe są wykorzystywane również jako składniki płynów zabiegowych (szczelinujących), a także zaczynów cementowych.

Polimery organiczne stosowane w technologii wiertniczej mogą być klasyfikowane na podstawie pochodzenia, składu, budowy i spełnianej funkcji. W obrębie tej grupy związków wyróżnia się polimery naturalne (polisacharydy, biopolimery), polimery modyfikowane oraz polimery syntetyczne.

Polimery naturalne są produktem działania żywych organizmów. Ich cząsteczki zbudowane są z monomerów połączonych między sobą wiązaniami glikozydowymi (skrobia, żywica guarowa i ksantanowa). Polimery modyfikowane, czyli półsyntetyczne są produktem chemicznej obróbki polimerów natu-

ralnych i charakteryzują się lepszą rozpuszczalnością, mniejszym zanieczyszczeniem innymi związkami oraz większą odpornością na działanie bakterii [6]. Do najczęściej stosowanych w przemyśle naftowym polimerów półsyntetycznych należą:

- karboksymetyloceluloza – KMC,
- hydroksyetyloceluloza – HEC,
- karboksymetyloskrobia – KMS.

Polimery syntetyczne powstają na drodze chemicznej syntezy i charakteryzują się posiadaniem trwałych wiązań C-C pomiędzy poszczególnymi monomerami, a w związku z tym wysoką trwałością. W wiertnictwie najczęściej stosowany jest poliakryloamid [12,14]. Stosowanie polimerów oprócz ogromnych korzyści wiąże się również z pewnymi problemami. Użycie polimerów może prowadzić do zjawiska kolmatacji polegającego na wnikaniu związków polimerowych do porów skały zbiornikowej powodując w rezultacie uszkodzenie strefy przyodwiertowej. Niniejsza praca miała na celu uzyskanie odpowiedzi na pytanie w jakim stopniu związki polimerowe powszechnie stosowane w górnictwie nafty i gazu ulegają biodegradacji w warunkach laboratoryjnych i w warunkach otworopodobnych (symulowanych warunkach złożowych).

## 2. Materiały i metody

Bakterie aerobowe i anaerobowe wykorzystujące związki polimerowe w procesach metabolicznych wyizolowano z płuczek wiertniczych, wód bazykowych przeznaczonych do sporządzania płuczek i wód złożowych stosując standardowe metody [1]. W badaniach tych użyto bezwęglowych podłoży mikrobiologicznych z dodatkiem określonego polimeru (w ilości odpowiadającej jego koncentracji w płynie wiertniczym). Zastosowano podłoża bezwęglowe wg Bushnella-Haas'a i wg Kijevskiej, przy czym jedynym źródłem węgla organicznego w procesach metabolicznych bakterii były poszczególne związki polimerowe, stosowane obecnie w wiertnictwie. Podłoża mikrobiologiczne zawierały niezbędne dla bakterii związki azotu i fosforu [2], odczyty wyników wykonywano po upływie 10-dobowej inkubacji. Hodowle były prowadzone w inkubatorze Memmert, w temperaturze 40°C. Bakterie anaerobowe hodowano na szalkach Petriego w anaerostatach oraz w butelkach 50 ml z doszlifowanymi korkami. Bakterie aerobowe hodowano na szalkach Petriego. Przykładowe wyniki badań nad izolacją bakterii przedstawiono w formie graficznej, na rysunkach nr 1 i 2.

W badaniach mikrobiologicznych zastosowano następujące preparaty stosowane aktualnie w technologii płuczek wiertniczych:

- Rotomag (skrobia modyfikowana metodą termiczno-alkaliczną),

- Polvitex Z (karboksymetyloskrobia – sól sodowa),
- Polofix LV (karboksymetyloceluloza o niskiej lepkości),
- Tylose HV (karboksymetyloceluloza o wysokiej lepkości),
- Guar gum (żywica guarowa modyfikowana chemicznie),
- PHPA (poliakryloamid częściowo zhydrolizowany).

W celu zbadania zdolności rozkładu poszczególnych związków polimerowych przeprowadzono izolację mikroorganizmów na podłożach zawierających polimer w określonym stężeniu. Całkowitą liczbę mikroorganizmów określano metodą płytkową, a kinetykę wzrostu oceniano badając zmętnienie hodowli. Aktywność metaboliczną anaerobowych bakterii z grupy SRB (sulfate-reducing bacteria) oceniano na podstawie produkcji siarkowodoru przez aktywne kultury (metodą jodometryczną). Stopień degradacji polimerów polisacharydowych oceniano metodą kolorymetryczną [10], po uprzedniej hydrolizie danego polimeru.

Po upływie 14-dobowej inkubacji, dokonano ilościowego porównania próbki zdegradowanego polimeru, w stosunku do próbki wyjściowej (niezdegradowanej). W ten sposób oceniano podatność rozmaitych polimerów na rozkład pod wpływem działania szczepów bakteryjnych. Stopień degradacji polimeru PHPA oceniano metodą turbidymetryczną, po wcześniejszym oczyszczeniu badanej próbki metodą chromatografii jonowymiennej.

Przeprowadzono także badania laboratoryjne dotyczące wpływu polimerów na ośrodek skalny. W tym celu zostały wykonane pomiary stopnia uszkodzenia strefy przyodwiertowej przez badane związki polimerowe. Pomiary prowadzono z zastosowaniem przepuszczalnościomierza uniwersalnego firmy TEMCO w Zakładzie Inżynierii Złożowej INiG.

### **3. Wyniki**

Przeprowadzone badania wykazały, że preparaty skrobiowe (Rotomag oraz Polvitex Z) ulegają biodegradacji w warunkach tlenowych i beztlenowych. Degradację modyfikowanych związków skrobiowych zaobserwowano również w hodowlach anaerobowych bakterii z grupy SRB. Aktywne kultury mikroorganizmów tlenowych (w liczbie ok.  $10^6$ – $10^8$  jtk/ml) degradują całkowicie oba polimery w stężeniach stosowanych w warunkach przemysłowych (1–3%) w ciągu 24–48 godz. Kinetyka biodegradacji obu badanych polimerów nie różniła się od kinetyki rozkładu skrobi nie poddanej modyfikacji. Każda badana próba wody złożowej, wody zarobowej oraz płuczki zawierała mikroorganizmy wydzielające enzymy amylolityczne. Tak więc, chemiczna modyfikacja polimerów skrobiowych nie chroni tych związków przed działaniem szerokiego spek-

trum mikroorganizmów, co jest bardzo korzystne ze względu na obecne wymagania ochrony środowiska.

Żywica guarowa zbudowana z powtarzających się podjednostek galaktozy i mannozy połączonych wiązaniami glikozydowymi ulega biodegradacji w warunkach tlenowych. W warunkach beztlenowych degradacja tego polimeru jest znikoma. Mikroorganizmy degradujące modyfikowaną chemicznie żywicę guarową izolowano wyłącznie z gleby oraz płuczek wiertniczych.

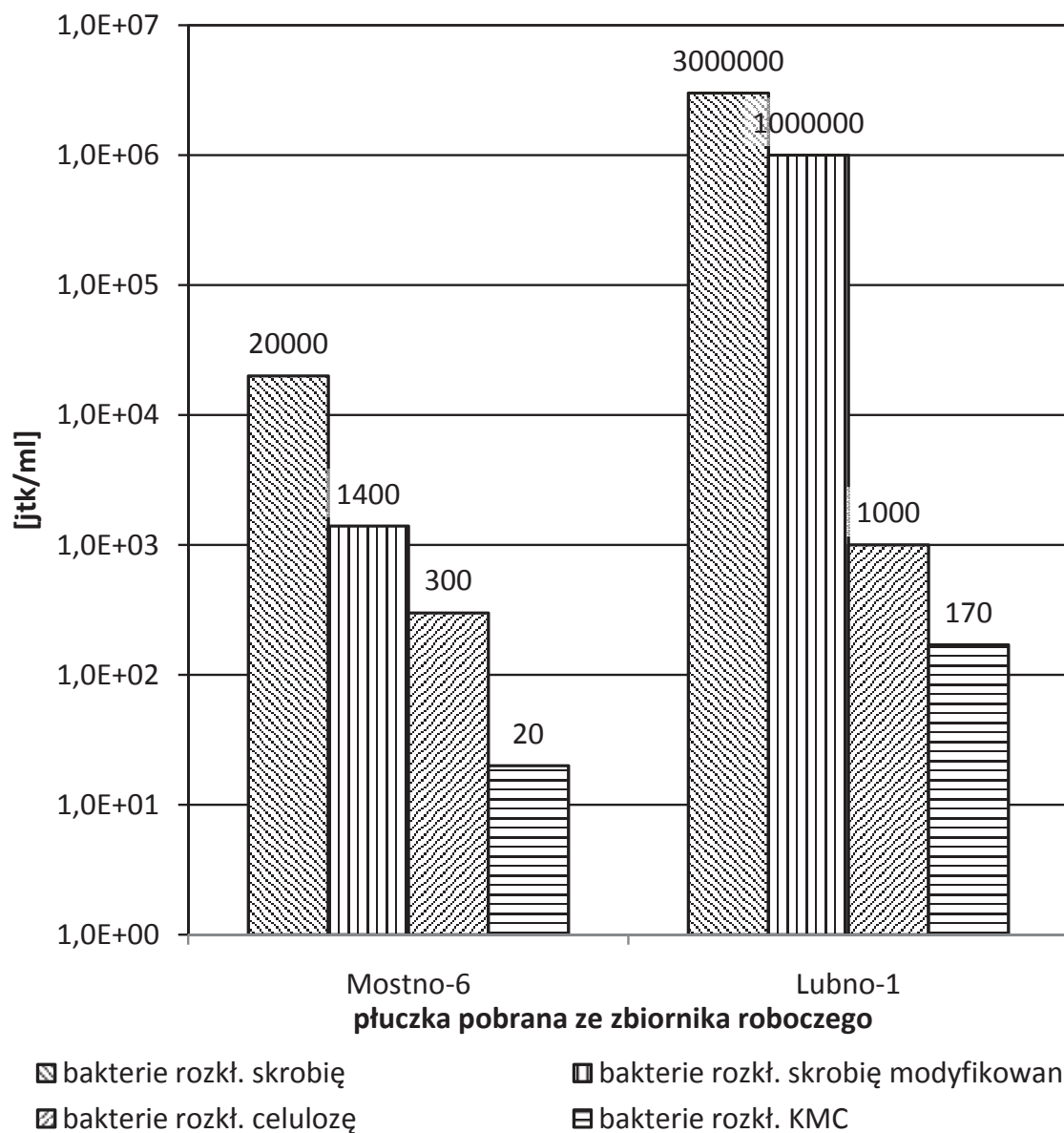
Polofix LV i Tylose HV (preparaty KMC o niskiej i wysokiej lepkości) ulegają biodegradacji w warunkach tlenowych i beztlenowych, aczkolwiek biodegradacja beztlenowa przebiega bardzo wolno. Biodegradacja nie występuje w hodowlach bakterii SRB. Stwierdzono również szybszą degradację polimeru o mniejszej lepkości. W porównaniu z krystaliczną postacią celulozy biodegradacja amorficznej postaci celulozy przebiega szybciej, co związane jest z dobrą rozpuszczalnością tej ostatniej.

Wg danych literaturowych celulazy (białka enzymatyczne) produkowane przez bakterie i grzyby skutecznie hydrolizują wszystkie postacie celulozy. Ponadto niektóre mikroorganizmy produkują enzymy o większej swoistości do karboksymetylocelulozy, niż do celulozy nie poddanej modyfikacjom [4, 7].

Biodegradacja związków syntetycznych jest przedmiotem ogromnego zainteresowania zarówno ośrodków badawczych, jak i przemysłowych. Generalnie związki syntetyczne wykazują ogromną odporność na biodegradację, jednakże szereg badań wskazuje na potencjalne zdolności bakterii do korzystania z tych związków [9, 15]. W przypadku badań dotyczących biodegradacji polimeru PHPA pojawił się problem doboru odpowiedniej metody ilościowego oznaczania poliakryloamidu. Wybrano metodę turbidymetryczną poprzedzoną oczyszczeniem PHPA na kolumnie jonowymiennej Diaion SK-104. Polimer PHPA okazał się związkiem relatywnie odpornym na biodegradację, jednakże z prób wody wyizolowano mikroorganizmy zdolne do rozkładu tego związku. W warunkach tlenowych stopień biodegradacji po 14 dobach wynosił ok.  $1,1 \div 20,4\%$ , natomiast w warunkach beztlenowych uległo biodegradacji ok.  $18,7 \div 54,6\%$  polimeru PHPA.

Płyny wiertnicze stanowią korzystne środowisko dla rozwoju mikroorganizmów [3, 8, 13, 15], jednak nie zawsze związki polimerowe są wykorzystywane w procesach metabolicznych. Dlatego też wytypowano do badań tylko te mikroorganizmy, które charakteryzowały się zdolnością szybkiego rozkładu polimerów wchodzących w skład płynów wiertniczych. Następnie testowano zdolność wyselekcjonowanych kultur bakteryjnych do rozkładu związków polimerowych w przestrzeni porowej skał zbiornikowych. Przeprowadzone badania wykazały przydatność wybranych szczepów bakteryjnych w procesie rozkładu polimerów, a także osadu filtracyjnego [5]. Na wykresach przedstawi-

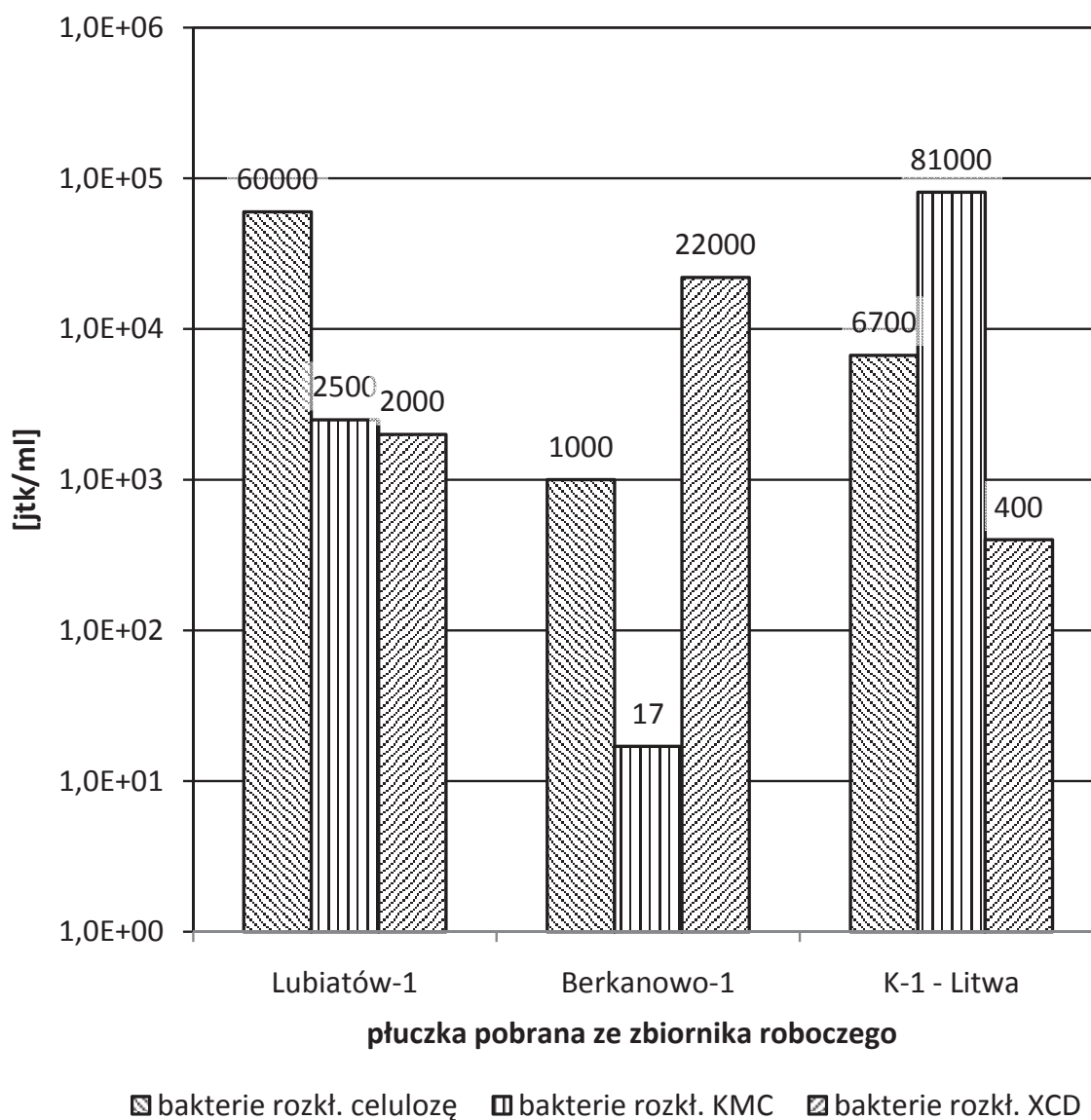
nych poniżej zamieszczono wyniki badań nad izolacją mikroorganizmów rozkładających polimery z płuczki wiertniczej (rys. 1÷2) oraz wyniki badań procesów mikrobiologicznej degradacji związków polimerowych, stosowanych obecnie w wiertnictwie (rys. 3÷5).



**Rys. 1.** Liczebność bakterii rozkładających skrobię naturalną, skrobię modyfikowaną (preparat Rotomag), celulozę oraz KMC w polimerowej płuczce wiertniczej – pobór podczas wiercenia otw.: Mostno-6, Lubno-1

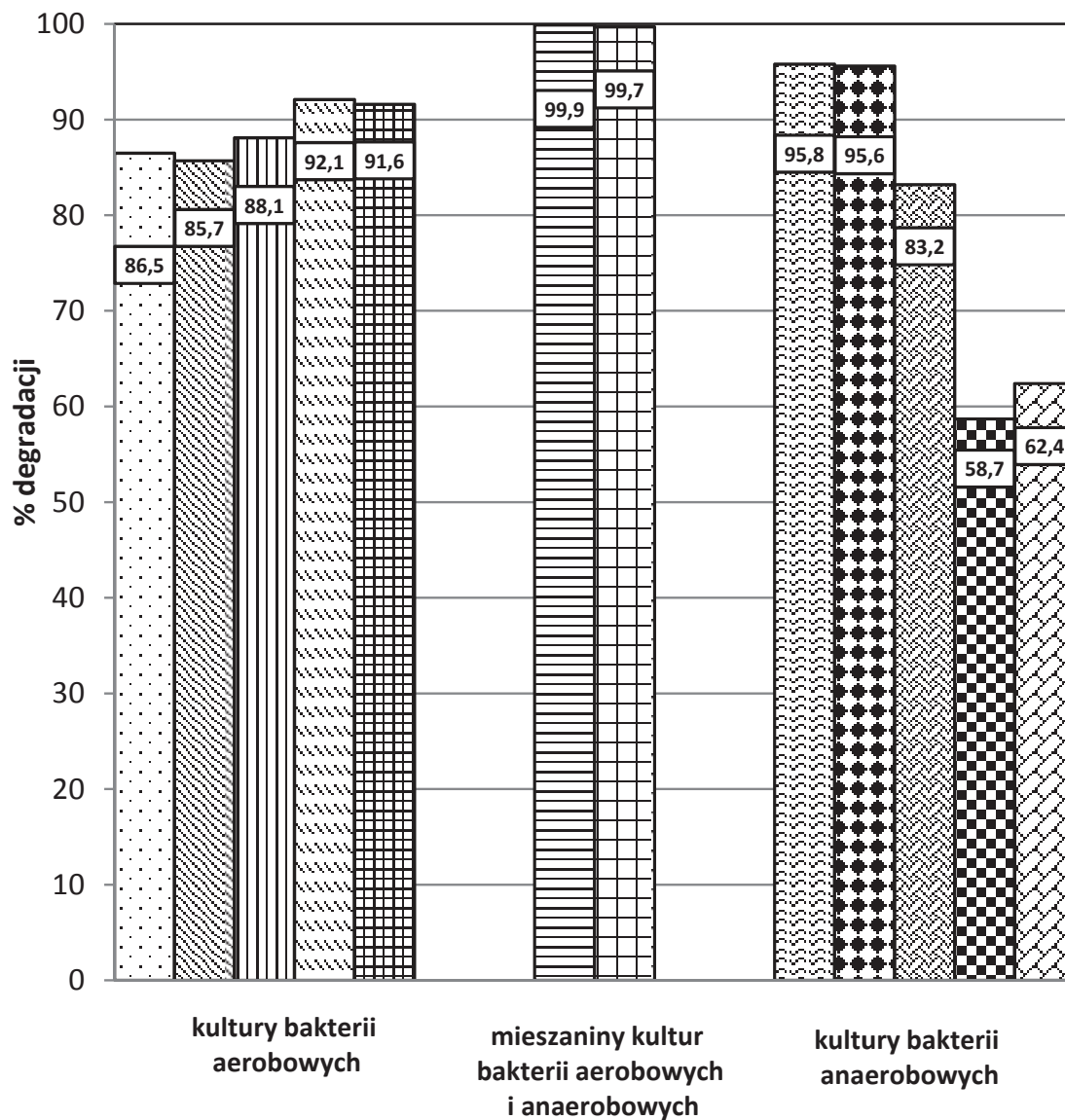
**Fig. 1.** The number of bacteria which degrade starch polymers, cellulose, and CMC. Isolation from drilling mud – samples taken from oil wells: Mostno-6, Lubno-1





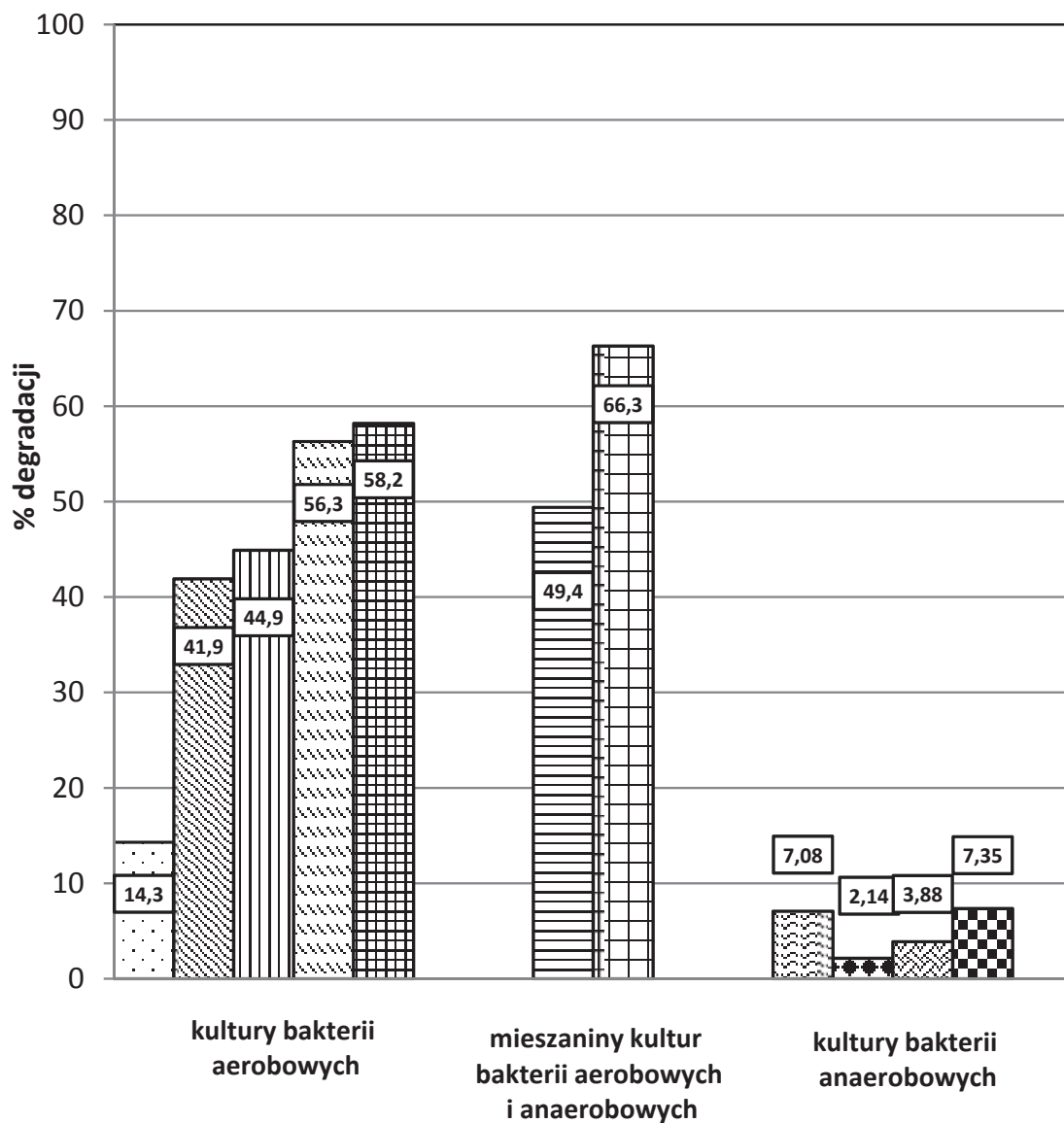
**Rys. 2.** Liczebność bakterii rozkładających celulozę, KMC oraz polimer ksantanowy XCD w polimerowej płuczce wiertniczej – pobór podczas wiercenia otw.: Lubiatów-1, Berkanowo-1, K-1-Litwa

**Fig. 2.** The number of bacteria which degrade cellulose, CMC, and xanthan polymer XCD. Isolation from drilling mud – samples taken from oil wells: Lubiatów-1, Berkanowo-1, K-1-Litwa



**Rys. 3.** Biodegradacja Rotomagu - modyfikowanego polimeru skrobiowego przez bakterie aerobowe i anaerobowe (wartości %-owe)

**Fig. 3.** Biodegradation of Rotomag – modified starch polymer by aerobic and anaerobic bacteria (in percentages)



**Rys. 4.** Biodegradacja polimeru Tylose LV - KMC o niskiej lepkości przez bakterie aerobowe i anaerobowe (wartości %-owe)

**Fig. 4.** Biodegradation of polymer Tylose LV – low viscosity CMC by aerobic and anaerobic bacteria (in percentages)



2. W środowisku polimerowej płuczki wiertniczej występują i rozwijają się mikroorganizmy aerobowe (tlenowce), a także anaerobowe (beztlenowce). Wyizolowaną mikroflorę użyto do badań stopnia degradacji poszczególnych polimerów, stosowanych w technologii płynów wiertniczych.
3. Badania wykazały, że mikrobiologicznej degradacji ulegają następujące polimery: KMC, KMS, skrobia modyfikowana (tzw. kleikowana), PHPA (poliakryloamid częściowo zhydrolizowany) oraz polimer ksantanowy XCD.
4. W badaniach laboratoryjnych stwierdzono, że stopień degradacji był najwyższy w przypadku polimerów naturalnych i wynosił nawet >99%, już po krótkim czasie inkubacji, tj. ok. 24÷48 godz. Stopień rozkładu polimerów półsyntetycznych był niższy i wynosił maksymalnie ok. 60%, po 30-dobowym okresie trwania eksperymentu. Natomiast procesy rozkładu polimerów syntetycznych w tych samych warunkach przebiegały wolniej, niż w przypadku pozostałych preparatów.
5. Na podstawie wykonanych badań można stwierdzić, że stosowane obecnie w technologii płynów wiertniczych preparaty polimerowe są bezpieczne dla środowiska przyrodniczego i nie powodują zagrożeń ekologicznych, a mikrobiologiczny rozkład umożliwia ich eliminację po zakończeniu procesu wiercenia.

## Literatura

1. **Alef K., Nannipieri P.:** *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Acad. Press. London, 1995.
2. **Atlas R.M.:** *Handbook of microbiological media*. Second Edition. USA, CRC Press Inc., 1997
3. **Benka-Coker M.O., Olumagin A.:** *Waste drilling-fluid-utilising microorganisms in a tropical mangrove swamp oilfield location*. *Bioresour. Technol.*, 53, 1995.
4. **Eriksson K.E., Wood T.M.:** *Biodegradation of cellulose*. [w] *Biosynthesis and biodegradation of wood components*. Higuchi T. (ed.). Acad. Press. London., 1986.
5. **Falkowicz S., Kapusta P.:** *Biological Control of Formation Damage*. SPE International Symposium and Exhibition on Formation Damage Control held in Lafayette, Louisiana, 20–21 February 2002.
6. **Hughes T.L., Jones T.G.J., Houwen O.H.:** *Chemical characterization of CMC and its relationship to drilling-mud rheology and fluid loss*. *SPE Drilling & Completion*, 8, 1993.
7. **Kang M.K., Rhee Y.H.:** *Carboxymethyl cellulases active and stable at alkaline pH from alkalophilic *Cephalosporium* sp. RYM-202*. *Biotechnol. Letts.*, 17, 1995.
8. **Kapusta P., Niewiadomska A., Turkiewicz A.:** *Badania procesów mikrobiologicznych w płuczkach wiertniczych i ich wpływ na możliwość zainicjowania niekorzystnych zmian w warunkach złożowych*. Praca INiG, Kraków, 1998.
9. **Lehmann R.G., Varaprath S., Frye C.L.:** *Degradation of silicone polymers in soil*. *Environm. Toxicol. Chem.*, 13, 1994.

10. **Miller G.L.:** *Use of dinitrosalicylic acid reagent for determination of reducing sugar.* Anal. Chem., 31, 1959.
11. **Raczkowski J.:** *Technologia płuczek wiertniczych.* Wydawnictwo Śląsk, 1981.
12. **Rittmann B.E., Henry B., Odencrantz J.E., Sutfin J.A.:** *Biological fate of a polydisperse acrylate polymer in anaerobic sand-medium transport.* Biodegradation, 2, 1991.
13. **Steber J. Herold C.P., Limia J.P.:** *Comparative evaluation of anaerobic biodegradability of hydrocarbons and fatty derivatives currently used as drilling fluids.* Chemosphere, 31, 1995.
14. **Talabani A., Soran U., Hatzignatiou, D.G., Chukwu, G.A.:** *Comprehensive description and evaluation of polymers as drilling fluids.* SPE Western Regional Meeting, Alaska, USA, 1993.
15. **Turkiewicz A., Raczkowski J.:** *Wpływ procesów mikrobiologicznych na biodegradację wodnodispersyjnych polimerowych płuczek wiertniczych.* Monografia, Prace INiG nr 143, 2007.

## **Investigations on Microbiological Degradation of Polymers Applied in Drilling Fluids Technology**

### **Abstract**

Various polymer compounds are widely used in oil industry. Synthetic and semi-synthetic polymers are components of drilling fluids. Microbial degradation of these compounds is the subject of special interest. There is a demand for degradation of drilling wastes. The ability of bacteria isolated from drilling muds and reservoir waters to degrade polymers was investigated in laboratory and simulated reservoir conditions. Natural polymers are the products of microorganisms' activity. They consist of the monomers units linked by glycosidic bonds (like in starch, guaran-guar gum and xanthan gum). Many commercially important polymers are synthesized by chemical modifications of naturally occurring polymers. Prominent examples of semi synthetic polymers widely applied in oil and gas industry are carboxymethylcellulose (CMC), hydroxyethylcellulose (HEC) and carboxymethyl starch (CMS). This polymers are typical components of water-based polymer drilling fluids. Comparing natural and modified polymers, the last ones posses better resistant to bacteria' activity, low impurity content and better solubility.

Aerobic and anaerobic bacteria, which use the examined polymers in metabolic processes, were isolated from the drilling muds, water basis (dedicated to prepare drilling fluids) and brine water. To conduct the experiments, we used microbiological media containing addition of individual polymers as the source of carbon. The quantity of polymer's addiction corresponded to its concentration in drilling mud. All products applied in our researches, were listed below:

- Rotomag (starch modified by alkaline-thermal treatment),

- Polvitex Z (carboxymethyl starch–sodium salt),
- Polofix LV (low-viscosity carboxymethylcellulose),
- Tylose HV (high-viscosity carboxymethylcellulose),
- Guar gum (chemical modified product),
- PHPA (partially hydrolyzed polyacrylamide).

The microorganisms were isolated in the media containing the polymer in determined concentration. The total amount of microorganisms were determined by plates-assay, the growth kinetics were determined by turbidity of solution. The hydrogen sulphide production was essential parameter to determine the metabolic activity of sulfate-reducing bacteria. The quantities of produced gas were determined in iodometric manner. Polysaccharides degradation were determined by colorimetry method. Comparing the sample containing degraded polymer to the sample with non-degraded polymer was conducted after 14-day incubation. In this way we estimated susceptibility degradation of examined polymers by bacteria strains. To determine PHPA degradation, at first we refined the sample by ion-change chromatography and then we conducted the turbidity measurement. Results of the studies showed the ability of bacterial strains apply to elimination drilling wastes in oil and gas industry.

# Ocena ładunków związków biogenych wmywanych ze zlewni cieką Dębina<sup>1</sup>

*Mariusz Sojka*  
*Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

## 1. Wstęp

Zasoby wodne powstają głównie na obszarach rolnych i leśnych, które stanowią odpowiednio około 51 i 29% powierzchni Polski. Wymywane z terenów użytkowanych rolniczo organiczne i mineralne substancje wpływają niekorzystnie na jakość wód powierzchniowych, niekiedy w większym stopniu niż odprowadzane do nich wody zanieczyszczone ściekami przemysłowymi.

Decydujący wpływ na jakość i ilość wód ma prawidłowe gospodarowanie wodą w krajobrazie rolniczym, u źródeł powstawania zasobów wodnych. W celu ochrony wód przed zanieczyszczeniami obszarowymi konieczne jest racjonalne kształtowanie krajobrazu poprzez tworzenie wśród pól uprawnych barier biogeochemicznych, które w istotny sposób powstrzymują odpływ składników chemicznych.

## 2. Materiały i metody

Celem pracy była ocena jakości wody oraz ładunków zanieczyszczeń wmywanych z obszaru małej zlewni cieką Dębina. Powyższa ocena była istotna do opracowania koncepcji działań w celu ochrony wód Jeziora Kłęckiego przed zamnieszczaniem, do którego bezpośrednio wpada ciek.

W pracy wykorzystano wyniki kompleksowych badań prowadzonych w zlewni cieką Dębina w roku hydrologicznym 2007, a także dane statystyczne z Banku Danych Regionalnych w Warszawie oraz Urzędu Gminy Mieleszyn.

Badania i obserwacje terenowe obejmowały comiesięczne:

---

<sup>1</sup> Praca naukowa finansowana jest ze środków na naukę w latach 2007-2010 jako projekt badawczy nr N305 084 32/2845.



- pomiary hydrometryczne w ujściowym przekroju poprzecznym cieku Dębina tj.: szerokości, głębokości oraz zupełne pomiary prędkości przepływu wody w pionach hydrometrycznych za pomocą młynka hydrometrycznego firmy Valeport BFM002,
- pomiary temperatury, tlenu rozpuszczonego, nasycenia tlenem za pomocą sondy firmy Hach HQ30d;
- pobór próbek wody do analiz chemicznych.

Inwentaryzację źródeł zanieczyszczeń w zlewni cieku Dębina wykonano na podstawie wizji lokalnej w terenie.

Charakterystykę fizjograficzną zlewni określono na podstawie mapy topograficznej w skali 1:10 000, a strukturę użytkowania na podstawie map topograficznych w skali 1:50 000.

Budowę geologiczną i litologiczną oraz ogólną charakterystykę wód podziemnych wykonano na podstawie map hydrograficznych w skali 1:50 000.

Charakterystykę rodzaju i gatunków gleb w zlewni określono na podstawie mapy kompleksów przydatności rolniczej i rodzaju gatunku gleb w skali 1:100 000 dla województwa poznańskiego.

Charakterystykę warunków meteorologicznych w zlewni wykonano na podstawie codziennych pomiarów opadów atmosferycznych pomierzonych na posterunku opadowym KMKŚiG w Kiszku oraz codziennych temperatur powietrza pomierzonych na stacji Leśnego Zakładu Doświadczalnego Arboretum Zielonka.

Ciek Dębina znajduje się w zlewni rzeki Małej Wełny, która jest objęta badaniami hydrologicznymi od 2000 roku, między innymi prowadzone są codzienne pomiary stanów wody oraz comiesięczne pomiary hydrometryczne w przekroju Kiszku. Charakterystykę warunków hydrologicznych sporządzono na podstawie opracowanej zależności regresyjnej pomiędzy przepływami notowanymi w rzece Dębina, a przepływami w profilu Kiszku, która pozwoliła na obliczenie codziennych przepływów i charakterystycznych w profilu Borzatego.

Badania laboratoryjne próbek wody obejmowały oznaczenia 20 wskaźników i składników charakteryzujących właściwości fizyczne, chemiczne, warunki tlenowe i obecność biogenów. Analizy próbek wody wykonano zgodnie z metodykami referencyjnymi badań wskaźników jakości wód powierzchniowych [7]. W niniejszej pracy wykorzystane zostały wyniki oznaczeń azotu amonowego ( $\text{N-NH}_4$ ), azotu azotanowego ( $\text{N-NO}_3$ ), azotu azotynowego ( $\text{N-NO}_2$ ) i fosforanów ( $\text{PO}_4$ ).

Roczne ładunki azotu amonowego, azotanowego i azotynowego oraz fosforanów wymywane ze zlewni obliczono metodą statystyczną [4], której przydatność szczegółowo przeanalizowano i poddano weryfikacji statystycznej

przy rzadkich pomiarach stężeń zanieczyszczeń ale codziennych pomiarach natężenia przepływów [10]:

$$L = L_p + \sum_{j=1}^{n-1} \left[ \left( \frac{1}{2} \sum_{i=1}^2 C_{ij} \right) \frac{\left( K_j \sum_{k=1}^{m_j} Q_{kj} \right)}{m_j} \right] + L_k \quad (1)$$

gdzie:

$L$  – roczny ładunek zanieczyszczeń;

$L_p, L_k$  – ładunek zanieczyszczeń wymywanych ze zlewni na początku i końcu interwału;

$C_{ij}$  – średnie stężenie w interwale  $j$  między terminami poboru próbek wody;

$K_j$  – liczba sekund w interwale  $j$  ( $3600 \cdot 24 \cdot m_j$ );

$Q_{kj}$  – średni dobowy przepływ wody  $k$  ( $k = 1, \dots, m_j$ ) w interwale  $j$ ;

$m_j$  – liczba dni w interwale  $j$ ;

$j$  – numer interwału ( $j = 1, \dots, n-1$ );

$n$  – liczba próbek.

Ładunki azotu ogólnego oraz fosforu, obliczono jako iloczyn średniego rocznego przepływu i średniego stężenia  $N_{og.}$  i  $P_{og.}$ . Stężenia azotu ogólnego i fosforu ogólnego w wodach cieków Dębina obliczono z zależności, opracowanych na podstawie danych średnich rocznych stężeń: azotu ogólnego, azotu azotanowego, azotu azotynowego, azotu amonowego, fosforu ogólnego i fosforanów z rzek objętych monitoringiem w latach 2004-2006 w województwie wielkopolskim, udostępnionych przez WIOŚ w Poznaniu.

$$N_{og.} = 0,8179 + 1,1311 \cdot (N-NO_3 + N-NO_2 + N-NH_4) \quad (2)$$

$$P_{og.} = 0,0722 + 0,4203 \cdot PO_4 \quad (3)$$

gdzie:

$N_{og.}$  – średnie roczne stężenie azotu ogólnego [ $mg \cdot dm^{-3}$ ],

$N_{min}$  – średnie roczne stężenie azotu mineralnego [ $mg \cdot dm^{-3}$ ],

$P_{og.}$  – średnie roczne stężenie fosforu ogólnego [ $mg \cdot dm^{-3}$ ],

$PO_4$  – średnie roczne stężenie fosforanów [ $mg \cdot dm^{-3}$ ].

### 3. Wyniki i dyskusja

Zgodnie z podziałem Polski na regiony fizycznogeograficzne Kondraczkiego [3] zlewnia położona jest w środkowej części Niziny Wielkopolsko – Kujawskiej, w makroregionie Pojezierza Wielkopolskiego w obrębie mezoregionu Pojezierze Gnieźnieńskie. Według Podziału Hydrograficznego [1] zlewnia

otrzymała kod 186634. Ciek Dębina wpływa do Jeziora Kłęckiego. Jezioro to jest silnie zanieczyszczone i bardzo podatne na degradację (poza kategorią) [5].

Przekrój zamykający analizowaną zlewnię znajduje się w miejscowości Borzątew, około 17 km na północny-zachód od Gniezna. Źródło ciek Dębina stanowią podmokłe tereny w okolicach wsi Modliszewko.

Pole powierzchni zlewni wynosi  $A = 47,3 \text{ km}^2$ , a długość rzeki  $L = 14,55 \text{ km}$ . Źródło ciek położone jest na wysokości około 112,5 m n.p.m., rzeka wpływa do Jeziora Kłęckiego na wysokości 99,7 m n.p.m. Spadek podłużny zlewni wynosi 1,18‰, a spadki poprzeczne wahają się od 2,3‰ do 17,83‰, średni spadek poprzeczny zlewni wynosi 9,95‰.

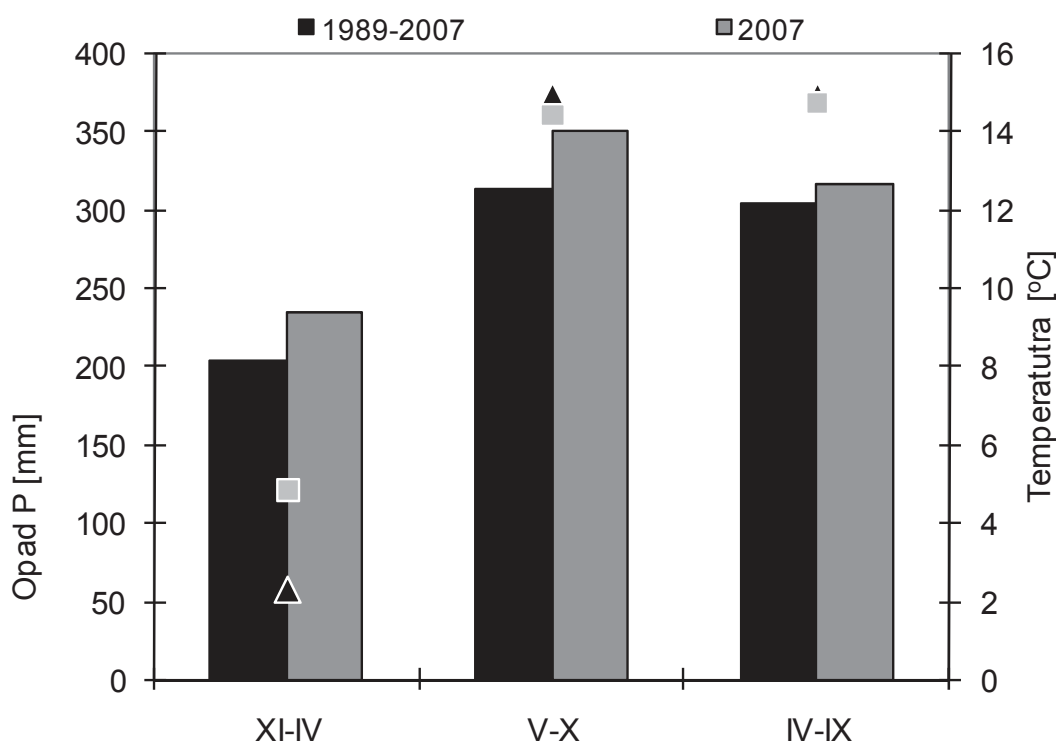
Analizowana zlewnia ma charakter typowo rolniczy grunty orne zajmują około 72,8% – poziom bardzo wysoki, według wskaźników opracowanych przez Nachlik [6]. Lasy stanowią 16,5% – poziom średni. Lasy występują prawie na całej długości jednostronnie wzdłuż ciek. Łąki i bagna zajmują 0,2% powierzchni zlewni (poziom niski), a tereny zabudowane stanowią 10% obszaru zlewni. W analizowanej zlewni dominują gleby płowe wytworzone z piasków gliniastych lekkich, piasków średnich i piasków gliniastych mocnych. Niewielką część zlewni zajmuje glina lekka i piaski lekkie.

Na terenie analizowanej zlewni położona jest częściowo gmina Mieleszyn, w której z sieci wodociągowej, o długości 95,7 km korzystało 81% mieszkańców tj. 3 262 osoby (GUS 2007). Długość sieci kanalizacyjnej wynosiła 6,4 km i korzystało z niej 8% mieszkańców tj. 338 osób. Stosunek długości sieci kanalizacyjnej do długości sieci wodociągowej w gminie Mieleszyn wynosi  $0,06 \text{ km} \cdot \text{km}^{-1}$  – poziom bardzo niski. Na terenie zlewni znajduje się mechaniczno-biologiczna oczyszczalnia ścieków w miejscowości Przysieka o przepustowości  $423 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  (Raport o stanie środowiska w Wielkopolsce, WIOŚ). W pozostałych miejscowościach gospodarka wodno-ściekowa oparta jest na zbiornikach bezodpływowych.

Głównym źródłem zanieczyszczeń w zlewni ciek Dębina są zanieczyszczenia obszarowe oraz nieliczne zanieczyszczenia punktowe i liniowe. Zanieczyszczenia obszarowe związane z typowo rolniczym charakterem zlewni, są trudne do kontrolowania. Wielkość oddziaływania rolnictwa na środowisko wodne jest bezpośrednio związana z intensywnością użytkowania gleb, zużyciem nawozów sztucznych oraz stopniem koncentracji produkcji zwierzęcej na terenie zlewni. Zużycie nawozów NPK na terenie gminy Mieleszyn wynosi ogółem około  $92 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ , w tym nawozów azotowych (N)  $57 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ , fosforowych ( $\text{P}_2\text{O}_5$ )  $18 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  i potasowych ( $\text{K}_2\text{O}$ )  $17 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ . Negatywny wpływ na jakość wód w zlewni może wywierać hodowla zwierząt, liczba dużych jednostek przeliczeniowych (DJP) w odniesieniu do 100 ha użytków rolnych wynosi 113 szt., spośród zwierząt gospodarskich dominuje hodowla trzody chlewnej –

ponad 300 szt. na 100 ha użytków rolnych (poziom bardzo wysoki). Od wielkości pogłowia zwierząt gospodarczych zależy wielkość ładunku azotu i fosforu wprowadzanego do środowiska wodnego. Ilość azotu i fosforu produkowanego przez 1 DJP dziennie, wynosi w przypadku bydła około 0,29 kg N i 0,11 P, trzody chlewnej 0,18 kg N i 0,053 P i drobiu 0,31 kg N i 0,14 P [6].

Zlewnia objęta badaniami położona jest na obszarze, w którym w wieloletniu 1989÷2007 średni roczny wskaźnik opadu nie skorygowanego wynosi 517 mm, w tym w półroczu zimowym 204 mm i letnim 313 mm. Średnia roczna temperatura powietrza wynosi 8,6°C, w tym w półroczu zimowym 2,3°C i letnim 14,9°C. Analizowany rok hydrologiczny 2007 był wilgotny i ciepły. W obu półroczach notowano opady wyższe o średnich odpowiednio o 31 i 37 mm, przy temperaturach 4,8°C i 14,4°C (rys. 1).

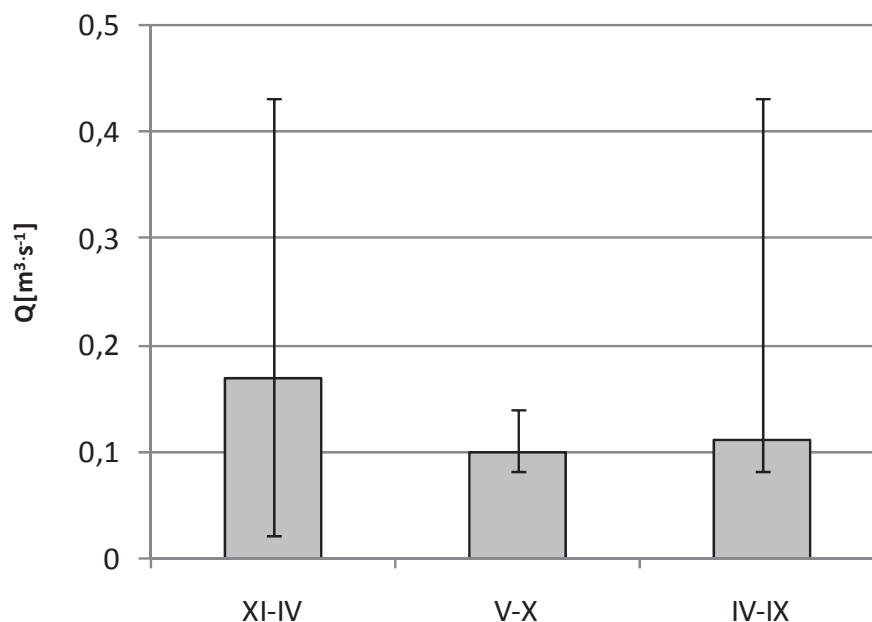


**Rys. 1.** Półroczne i z okresu wegetacyjnego sumy opadów oraz średnie temperatury powietrza w roku 2007 na tle wielolecia 1989-2007

**Fig. 1.** Half-year and vegetation period sums of precipitation and mean temperature in the year 2007 against multi-year values 1989-2007

Przepływy chwilowe badanego cieków były zróżnicowane i wahały się od 0,02 m<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup> do 0,43 m<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup>. Średni roczny przepływ wynosił 0,135 m<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup>, w tym w półroczu zimowym 0,17 m<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup> i letnim 0,10 m<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup> (rys. 2). Całkowity

odpływ ze zlewni rzeki Dębina w roku hydrologicznym 2007 wyniósł 4,30 mln m<sup>3</sup>, z czego około 63% odpływu przypada na półrocze zimowe, a 37% na półrocze letnie. Wskaźnik odpływu ze zlewni wynosił  $H = 91$  mm, współczynnik odpływu  $\alpha = 0,16$ , a spływ jednostkowy  $Sq = 2,9$  dm<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup>·km<sup>-2</sup>.



**Rys. 2.** Półroczne i z okresu wegetacyjnego przepływy charakterystyczne ciek Dębina w przekroju Borzątew w roku hydrologicznym 2007

**Fig. 2.** Half-year and vegetation period characteristic flows of Dębina River at Borzątew cross-section in the year 2007

Wody ciek Dębina, charakteryzowały się wysokimi stężeniami azotanów. Średnia zawartość azotanów wahała się od 16,0 mg NO<sub>3</sub>·dm<sup>-3</sup> w półroczu letnim do 54,8 mg NO<sub>3</sub>·dm<sup>-3</sup> w półroczu zimowym. Najwyższe stężenie azotanów 72,7 mg NO<sub>3</sub>·dm<sup>-3</sup> zanotowano w marcu, natomiast najniższe 5,3 mg NO<sub>3</sub>·dm<sup>-3</sup> w czerwcu. Wysokie stężenia azotanów w półroczu zimowym, spowodowane były zwiększonymi spływami powierzchniowym oraz ich niskim poborem przez rośliny. Zawartość amoniaku w wodach ciek Dębina była na niskim poziomie, stężenia wahały się od 0,05 do 0,48 mg·dm<sup>-3</sup>. Zaobserwowano, że średnie stężenie amoniaku w letnim półroczu hydrologicznym było dwukrotnie wyższe niż w półroczu zimowym, co spowodowane było jego uwalnianiem z osadów dennych przy wysokich temperaturach i niskich przepływach. Fosforany były obecne w wodzie w wąskim zakresie od 0,1 mg PO<sub>4</sub>·dm<sup>-3</sup> do 0,5 mg PO<sub>4</sub>·dm<sup>-3</sup> przy wartości średniej 0,27 mg PO<sub>4</sub>·dm<sup>-3</sup>. Podobnie jak w przypadku amoniaku wyższe stężenia fosforanów notowano w letnim półroczu (tabela 1).

## Ocena ładunków związków biogenych wymywanych ze zlewni cieku Dębina

**Tabela 1.** Roczne, półroczne i z okresu wegetacyjnego stężenia związków azotu i fosforu w wodach cieku Dębina

**Table 1.** Year, half year and vegetation period nitrogen and phosphorus concentrations in the Dębina river

Parametr:	XI-IV	V-X	IV-IX	XI-X
Azotany NO <sub>3</sub> [mg·dm <sup>-3</sup> ]	<u>31,5-72,7</u> 54,8-57,6	<u>5,3-38,1</u> 16,0-12,8	<u>5,3-58,9</u> 24,0-15,5	<u>5,3-72,7</u> 31,5-23,9
Azotyny NO <sub>2</sub> [mg·dm <sup>-3</sup> ]	<u>0,10-0,60</u> 0,30-0,30	<u>0,10-0,90</u> 0,40-0,30	<u>0,20-0,90</u> 0,40-0,40	<u>0,10-0,90</u> 0,30-0,30
Amoniak NH <sub>4</sub> [mg·dm <sup>-3</sup> ]	<u>0,05-0,30</u> 0,08-0,12	<u>0,10-0,48</u> 0,16-0,14	<u>0,10-0,30</u> 0,16-0,14	<u>0,05-0,48</u> 0,15-0,14
Fosforany PO <sub>4</sub> [mg·dm <sup>-3</sup> ]	<u>0,10-0,20</u> 0,20-0,15	<u>0,20-0,50</u> 0,30-0,30	<u>0,20-0,50</u> 0,30-0,30	<u>0,10-0,50</u> 0,27-0,30

min.-maks.  
średnia-mediana

Roczne ładunki związków azotu i fosforu wymywane ze zlewni rzeki Dębina były zróżnicowane (tabela 2). Najwięcej z powierzchni zlewni odpływało azotu azotanowego 10,25 N-NO<sub>3</sub> kg·ha<sup>-1</sup>·rok<sup>-1</sup>, a najmniej azotu azotynowego 0,12 N-NO<sub>2</sub> kg·ha<sup>-1</sup>·rok<sup>-1</sup>.

**Tabela 2.** Roczne, półroczne i z okresu wegetacyjnego ładunki związków biogenych wymywanych ze zlewni cieku Dębina

**Table 2.** Year, half year and vegetation period biogenic compounds eluted from the Dębina river

Ładunek [kg/rok·ha]	XI-IV	V-X	IV-IX	XI-IX
N-NO <sub>3</sub>	8,51	1,74	3,37	10,25
N-NO <sub>2</sub>	0,07	0,05	0,07	0,12
N-NH <sub>4</sub>	0,08	0,07	0,08	0,15
PO <sub>4</sub>	0,09	0,14	0,16	0,23
N <sub>og.</sub>	9,79	1,75	2,67	11,54
P <sub>og.</sub>	0,09	0,07	0,07	0,16

Analiza półrocznych ładunków związków azotu wymywanych ze zlewni cieku Dębina (tabela 2) wykazała, że w półroczu zimowym ładunek azotu azotanowego stanowiło aż 83 % rocznego ładunku, w półroczu letnim ładunek był niższy i wynosił 1,24 kg·ha<sup>-1</sup>·rok<sup>-1</sup>. Podobną tendencję zaobserwowano w przypadku ładunków azotu azotanowego i azotu amonowego, gdzie w półro-

czach zimowych stanowiły odpowiednio około 58 i 53% rocznego ładunku. Całkowity ładunek azotu azotynowego wymywany z badanej zlewni wynosił  $0,10 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$  a azotu amonowego  $0,12 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ . Potwierdza to badania Ilnickiego [2], że istnieje istotna dodatnia zależność pomiędzy ładunkiem azotu wymywanym ze zlewni, a wielkością średniego przepływu w ciągu roku hydrologicznego oraz w półroczach zimowym i letnim.

Ładunek azotu ogólnego wymywany ze zlewni wynosił  $11,54 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ , w którym ładunek azotu azotanowego stanowił aż 89 %, a azotu azotynowego i azotu amonowego około 2%. Wysokie ładunki związków azotu wymywane ze zlewni wynikają z warunków hydrometeorologicznych analizowanego roku oraz rolniczego użytkowania zlewni, tj. bardzo wysokiego udziału gruntów ornych, wysokiego zużycia nawozów azotowych, wysokiej hodowli zwierząt gospodarskich – głównie trzody chlewnej, oraz słabego wyposażenia w sieć kanalizacyjną [9].

Zaobserwowano, że ładunek fosforanów wymywanych ze zlewni był wyższy w letnim półroczu hydrologicznym i stanowił 61% ładunku rocznego. Roczny ładunek jednostkowy fosforu ogólnego wymywany ze zlewni wynosił  $0,16 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ . O ile związki azotu wymywane są głównie z profilu glebowego do wód gruntowych i powierzchniowych, o tyle związki fosforu sorbowane są na koloidzie glebowym i przemieszczają się do wód głównie wraz z drobnymi cząsteczkami gleby. Dlatego większy wpływ na ładunek fosforu wymywanego ze zlewni mają opady. W szczególności opady nawalne powodujących erozję gleby [2].

Porównanie ładunku jednostkowego azotu ogólnego wymywanego ze zlewni cieką Dębina wykazało, że jest on zbliżony do wartości uzyskanej przez Ilnickiego [2] dla rzeki Wełny w roku mokrym, w której jednostkowe ładunki azotu ogólnego w latach 1993÷1998 wahały się od 2,66 (w roku suchym) do  $12,90 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$  (w roku mokrym) przy wartości średniej  $5,5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ . Natomiast ładunek fosforu ogólnego był niższy od ładunków wymywanych z rzeki Wełny, które wynosiły od 0,21 do  $0,55 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$  przy wartości średniej  $0,40 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$  [2].

Ładunki związków azotu azotanowego wymywane ze zlewni cieką Dębiny były zdecydowanie wyższe od ładunków wymywanych ze zlewni rzeki Małej Wełny do przekroju Kiszkowo, które w latach 2000÷2005 wahały się od 0,08 do  $3,53 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$  [8]. W przypadku azotu amonowego wyższe ładunki odpływały ze zlewni Małej Wełny i wynosiły od 0,07 (w roku średnio suchym) do  $0,59 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$  (w roku średnio mokrym) przy wartości średniej  $0,22 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ . Natomiast ładunki fosforanów odpływające z badanej zlewni wynosił  $0,23 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$  i był on nieco wyższy od wartości uzyskanej dla Małej Wełny tj. średnio  $0,20 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ . Niższe wymywanie związków biogenych ze

zlewni rzeki Małej Wólki spowodowane jest tym, że rzeka ta przepływa przez 8 jezior.

Porównanie ładunków związków azotu i fosforu wymywanych ze zlewni jest bardzo trudne ze względu na to, że na ilość wypłukiwanych składników wpływają czynniki naturalne klimatyczne, parametry fizjograficzne, rodzaj oraz struktura użytkowania zlewni i czynniki antropogeniczne tj. wielkość nawożenia oraz gospodarka wodno ściekowa prowadzona na terenie zlewni.

#### 4. Wnioski

1. Wody cieków Dębina pod względem zawartości substancji biogenych charakteryzowały się wysokimi stężeniami azotu azotanowego średnio  $31,5 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$  oraz bardzo niskimi stężeniami azotu amonowego średnio  $0,19 \text{ mg NH}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$ .
2. Ładunek azotu ogólnego wymywany ze zlewni wynosił  $11,54 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ , w którym ładunek azotu azotanowego stanowił aż 89 %, a ładunki azotu azotynowego i azotu amonowego około 1%.
3. W celu obniżenia ładunków azotu azotanowego dopływającego do Jeziora Kłęckiego konieczne jest zmniejszenie stosowania nawozów azotowych w zlewni cieków Dębina a także przez tworzenie barier biogeochemicznych w postaci pasów odpowiednich gatunków roślinności drzewiastej i krzewiastej wzdłuż biegu cieków oraz rozwój sieci kanalizacyjnej.

#### Literatura

1. **Czarnecka H. (red.):** *Atlas Podziału Hydrograficznego Polski*. IMGW Warszawa, 2005.
2. **Ilnicki P.:** *Przyczyny, źródła i przebieg eutrofizacji wód powierzchniowych*. Przegląd komunalny 2(125): 35-49, 2002.
3. **Kondracki J.:** *Geografia regionalna Polski*. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, 2002.
4. **Littlewood I. G., Marsh T. J.:** *Annual freshwater river mass loads from Great Britain, 1975-1994: estimation algorithm, database and monitoring network issues*. Journal of Hydrology 304, 221-237, 2004.
5. **Mikołajczak M., Pułyk M., Szeremietiew M., Tybiszewska E.:** *Stan czystości wód powierzchniowych w zlewni rzeki Małej Wólki*. WIOŚ, Poznań, 1998.
6. **Nachlik E.:** *Identyfikacja i ocena oddziaływań antropogenicznych na zasoby wodne dla wskazania części wód zagrożonych nieosiągnięciem celów środowiskowych*. Politechnika Krakowska, seria Inżynieria Środowiska, nr 318, 2004.
7. 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 115, poz. 283.



8. **Sojka M., Murat-Błażejewska S., Kanclerz J.:** *Wymywanie związków azotu i fosforu ze zlewni rolniczej w zróżnicowanych okresach hydrometeorologicznych.* Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. 526, Wrocław, 443-450, 2008.
9. **Sojka M., Murat-Błażejewska S., Kanclerz J.:** *Identyfikacja i ocena oddziaływań antropogenicznych o charakterze obszarowym na zasoby wodne zlewni rzeki Małej Weli. Zesz. Nauk. Wydz. Budow. i Inż. Środ. Koszalin nr 23, 657-670, 2007.*
10. **Sojka M., Murat-Błażejewska S., Kanclerz J.:** *Ocena metod obliczania ładunku zanieczyszczeń wymywanych ze zlewni.* Acta Sc. Pol., Kształt. Środow. 6(1), AR Kraków, 3-13, 2007.

## **Assessment of Biogenic Compounds Eluted from the Catchment of Dębina River**

### **Abstract**

The aim of this research was an assessment of water quality and biogenic compounds loads eluted from the small catchment of the Dębina River.

The river flows through the Kłęckie Lake which is strongly polluted and susceptible to degradation [5].

The basis of this paper were results of field study conducted in 2007 hydrological year in the catchment of the Dębina River down to Borzątew cross-section. Assessment of a physico-chemical state of the river was made according to Polish river water quality standards [6, 7]. Annual loads of ammonium nitrogen, nitrate nitrogen, nitrite nitrogen and phosphorus were computed on the basis of statistical methods [4]. Total nitrogen and phosphorus loads were calculated as products of the mean flow and mean concentrations of  $N_{og}$  and  $P_{og}$ . The water of Dębina River were characterized by a high concentration of nitrate and low concentration of ammonium nitrogen. Mean concentrations of nitrite ranged from  $6.0 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$  in summer half year to  $54.8 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$  in winter half year.

The annual loads of nitrogen and phosphorus compounds were differentiated. The nitrate nitrogen loads leaching from the catchment were the highest and equal to  $10.25 \text{ N-NO}_3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ , and nitrite nitrogen loads were the lowest and equal to  $0.12 \text{ N-NO}_2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ . Analyses of nitrogen compounds leaching from the catchment of the Dębina River showed that in the winter half years they reached 83% of annual loads. In summer half year the loads were smaller and amounted  $1.24 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ . The load of total nitrogen leaching from the catchment achieved  $11.54 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ , in which nitrate nitrogen load amounted to 89% and nitrite nitrogen and ammonium nitrogen about 1% only.

In order to reduce nitrate nitrogen loads flowing into the Kłęcko Lake it is necessary to decrease the use of fertilizers and to create biogeochemical zones along the river course and to build sewage networks.

## Wpływ temperatury na mikrobiologiczne usuwanie siarkowodoru z biogazu

*Magdalena Zdeb, Małgorzata Pawłowska  
Politechnika Lubelska*

### 1. Wstęp

Siarkowodór ( $H_2S$ ) jest gazem bardzo toksycznym, bezbarwnym, palnym, o charakterystycznym zapachu zgniłych jaj. Jest bardzo niebezpieczny dla organizmów żywych. Już niskie stężenia siarkowodoru negatywnie wpływają na układ nerwowy, a stężenie wyższe od 600 ppm może wywołać śmierć. Związek ten wykazuje korozyjność w stosunku do betonu i stali. Ponadto, powstające w czasie spalania siarkowodoru tlenki siarki zanieczyszczają atmosferę [16, 17]. Siarkowodór powstaje zarówno w warunkach naturalnych, jak i antropogenicznych. Procesy naturalne to redukcja siarczanów i organicznych związków zawierających siarkę w naturalnych ekosystemach lądowych i wodnych pozbawionych dostępu tlenu. Siarkowodór pochodzący ze źródeł antropogenicznych powstaje głównie w oczyszczalniach ścieków, w procesie kompostowania i składowania odpadów, w przemyśle spożywczym i paliwowym [11]. Tworzy się on w trakcie beztlenowego rozkładu substancji organicznej i stanowi jeden ze składników biogazu powstającego na składowiskach odpadów i w procesie oczyszczania ścieków. Jego stężenie w biogazie może sięgać nawet 2% obj. [19].

Usuwanie siarkowodoru z zanieczyszczonych nim gazów (desulfuryzacja) prowadzone jest głównie ze względów zdrowotnych, ale także w celu zapobiegania korozji materiałów i minimalizacji zanieczyszczenia atmosfery. Odsiarczanie może być prowadzone na wiele sposobów. Na wybór procesu wpływają głównie skład gazu, jego temperatura oraz ciśnienie. Do usuwania siarkowodoru stosowane są metody fizyczne, chemiczne i biologiczne. Wadą metod fizycznych i chemicznych są wysokie koszty inwestycyjne i eksploatacyjne, wysokie koszty potrzebnych chemikaliów oraz problemy z zagospodarowaniem odpadów [12].

Metody biologiczne wydają się być najbardziej atrakcyjnymi, głównie ze względu na niskie nakłady kapitałowe oraz brak ich negatywnego wpływu na środowisko [14]. W procesach biologicznych zanieczyszczenia na skutek działalności mikroorganizmów osadzonych na wypełnieniu, rozkładane są do produktów nieszkodliwych, jak woda, CO<sub>2</sub> i proste związki mineralne [18]. Proces mikrobiologicznego oczyszczania gazów może się odbywać w urządzeniach zwanych biofiltrami, bioskruberami i bioreaktorami trójfazowymi (z warstwą nawadnianą). W biofiltrach wypełnienie stanowi materiał biologiczny (kora, torf, kompost, osady ściekowe), zawierający składniki odżywcze, natomiast w bioreaktorach trójfazowych podłożem dla rozwoju bakterii są materiały obojętne (szkło, ceramika, plastik). W biofiltrach oczyszczany gaz, wcześniej nawilżony, przepuszczany jest przez stałe złożo biologiczne. W bioreaktorach trójfazowych z warstwą nawadnianą mikroorganizmy osadzone są na wypełnieniu nieorganicznym, podczas gdy woda z solami odżywczymi, spływając w dół po wypełnieniu, zwilża warstwę biologiczną. Gazy mające ulec oczyszczeniu przemieszczają się zwykle przeciwnie do kierunku przepływu cieczy. Ciecz absorbuje zanieczyszczenia, które dyfundują następnie do warstwy mikroorganizmów na powierzchni wypełnienia, gdzie ulegają utlenianiu. W bioskruberach zanieczyszczenia z gazów również absorbowane są w cieczy, w której zawieszono mikroorganizmy. Jednak intensywne procesy biologicznego rozkładu zanieczyszczeń zachodzą dopiero w odstojniku. Proces absorpcji zanieczyszczeń i ich mikrobiologicznego rozkładu (regeneracja cieczy) zachodzą więc w dwóch oddzielnych komorach.

Biofiltracja jest metodą stosowaną głównie do usuwania odorów, między innymi siarkowodoru. Do jej zalet należą niskie nakłady inwestycyjne, niskie koszty eksploatacyjne oraz wysoka skuteczność (powyżej 99%). Najczęściej stosowanymi w biofiltracji zanieczyszczonych gazów szczepami bakterii są *Chlorobiaciae*, *Xanthomonas*, *Thiobacilli*. Według Bohna ilość mikroorganizmów przypadająca na 1 g organicznego materiału wypełniającego biofiltr może dochodzić do 1 miliona [1].

Czynnikami wpływającymi na przebieg procesów biologicznych są głównie: stężenie zanieczyszczenia w oczyszczanym gazie, natężenie przepływu, odczyn oraz temperatura. W trakcie procesów biologicznych temperatura powinna być kontrolowana w celu utrzymania ich prawidłowego przebiegu. Zbyt wysokie temperatury powodują denaturację białek; zbyt niskie – zwykle hamują podziały komórkowe, przez co negatywnie wpływają na rozwój mikroorganizmów odpowiedzialnych za rozkład zanieczyszczeń. Niekiedy obserwuje się, że niższe temperatury (nieprzekraczające jednak minimalnych wartości granicznych dla aktywności bakterii) polepszają przebieg procesu poprzez poprawę sorpcji zanieczyszczającej substancji.

Zmiany temperatury w złożu mogą być spowodowane zarówno czynnikami zewnętrznymi (wpływ temperatury powietrza atmosferycznego), jak i wewnętrznymi (egzotermiczny charakter procesu). Na skutek respiracji bakterii powstaje energia cieplna, powodująca podwyższanie temperatury złoża, a przez to – wysuszenie materiału wypełniającego biofiltr [7]. Wysuszenie medium, na którym utwierdzone są mikroorganizmy, jest jednym z częściej występujących czynników negatywnie oddziałujących na proces biofiltracji.

Celem eksperymentu było zbadanie wpływu temperatury na szybkość procesu usuwania siarkowodoru z powietrza. Badanym medium było sztuczne podłoże organiczne POKON, bogate w substancje odżywcze dostępne dla bakterii. Badania prowadzono w warunkach statycznych we fiolkach szklanych o objętości 25,5 ml inkubowanych w dwóch różnych temperaturach: 6 i 28°C. Maksymalne stężenie początkowe siarkowodoru wynosiło 48% objętościowych.

## 2. Materiały i metody

W eksperymencie użyto dostępnego w handlu sztucznego substratu organicznego POKON, stosowanego w uprawie roślin. Baza ta została zastosowana w doświadczeniu bez specjalnego wstępnego przygotowania. Właściwości materiału podano w tabeli 1. Siarkowodór gazowy wytworzono w reakcji stężonego  $H_2SO_4$  i siarczku sodu w aparacie Kippa.

W celu osiągnięcia zamierzonego celu przeprowadzono eksperyment statyczny, w którym przygotowano dwie serie próbek (każdą w trzech powtórzeniach). W każdej serii przygotowano po 3 fiołki o objętości 25,5 ml, w których umieszczono 0,5 g próbki podłoża. Następnie fiołki szczelnie zamknięto gumowymi korkami i inkubowano w dwóch temperaturach przez okres dwóch tygodni zanim rozpoczęto właściwy eksperyment. W tym czasie do fiołek dodawano siarkowodór w celu zapewnienia ciągłej dostępności substratu dla bakterii. Siarkowodór dozowany był do fiołek przy użyciu strzykawki. Aby zapobiec nadmiernemu wzrostowi ciśnienia wewnątrz fiołek podczas dozowania gazu w korku umieszczano dodatkową igłę.

Szybkość usuwania siarkowodoru obliczano na podstawie spadku stężenia tego gazu we fiolkach, w czasie. Szybkość tę określono, jako ilość siarkowodoru usuniętą przez daną objętość badanego materiału w jednostce czasu. Próbki gazowe o objętości 150  $\mu$ l pobierano cyklicznie, poprzez gumowe korki, za pomocą strzykawki. Próbki analizowano chromatograficznie za pomocą chromatografu gazowego GC Shimadzu 14B, wyposażonego w szklaną kolumnę wypełnioną Porapakem Q. W celu integracji pików posłużono się programem ChromaX 2007 wersja 1.0 b.

**Tabela 1.** Właściwości substratu organicznego POKON [10, 20]**Table 1.** The properties of the organic substratum POKON [10, 20]

Parametr	Wartość
zawartość wody (% s.m.)	187
gęstość nasypowa (kg dm <sup>-3</sup> )	0,43
gęstość właściwa (kg dm <sup>-3</sup> )	1,32
porowatość całkowita (%)	88,0
ogólny węgiel organiczny (% s.m.)	40,7
TKN (% s.m.)	0,94
pH	5,5
Zawartość metali ciężkich (mg kg <sup>-1</sup> s.m.)	
Cd	0,42
Cr	3,25
Cu	2,82
Fe	2205,95
Mn	59,64
Ni	1,50
Pb	26,49
Zn	42,63
Hg	poniżej poziomu wykrywalności

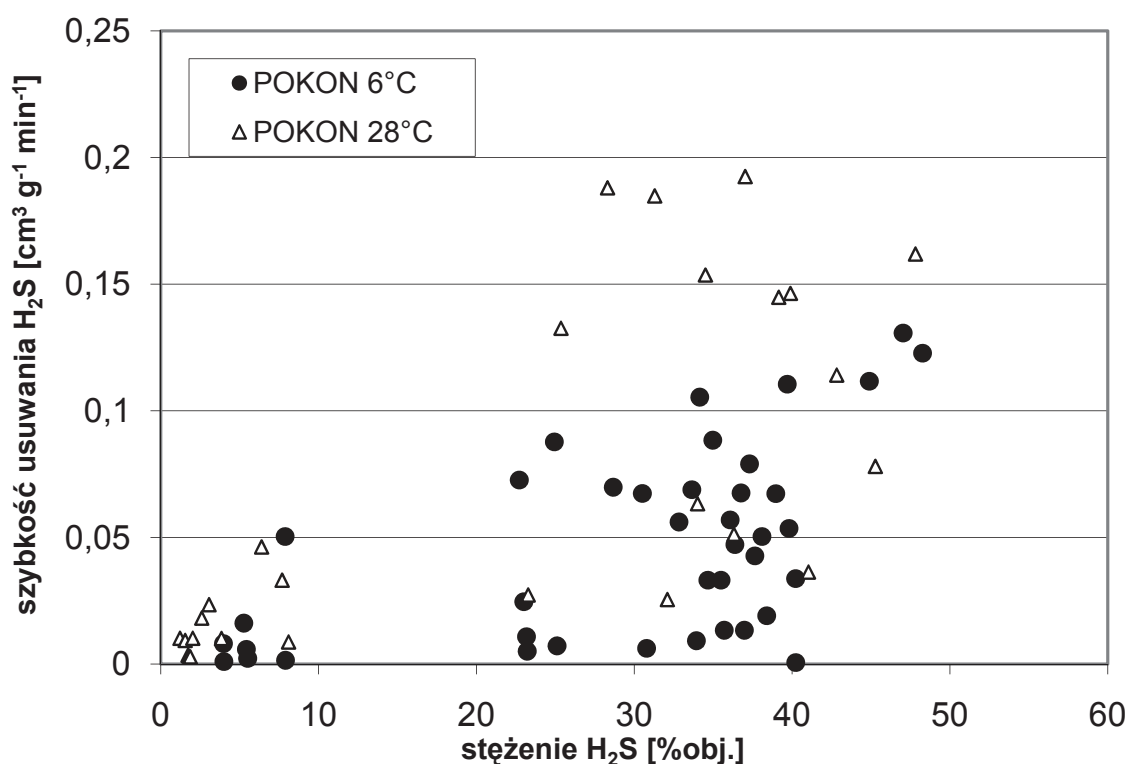
W celu sprawdzenia, czy siarkowodór nie jest sorbowany przez szkło lub gumę, czyli materiały mające bezpośredni kontakt z gazem w doświadczeniu, przeprowadzono próbę kontrolną. Przygotowano 3 fiołki niewypełnione materiałem, do których wprowadzono siarkowodór w podobnym stężeniu jak we właściwym eksperymencie. Po wykonaniu analizy chromatograficznej pobieranych w odstępach czasu próbek gazowych zaobserwowano brak istotnej zmiany stężenia gazu. Stwierdzono więc, że sorpcja nie występowała.

### 3. Wyniki i ich dyskusja

Wpływ temperatury na szybkość usuwania siarkowodoru w substracie organicznym POKON przedstawiono na rys. 1.

Zgodnie z przewidywaniem, wyższe wartości szybkości usuwania siarkowodoru zaobserwowano w próbkach inkubowanych w temperaturze 28°C. Maksymalna wartość szybkości usuwania siarkowodoru w próbkach inkubowanych w temperaturze 28°C wynosiła 0,19 cm<sup>3</sup>g<sup>-1</sup>min<sup>-1</sup> (7468 g m<sup>-3</sup>h<sup>-1</sup>), a w próbkach inkubowanych w 6°C wynosiła 0,13 cm<sup>3</sup> g<sup>-1</sup>min<sup>-1</sup> (5124 g m<sup>-3</sup>h<sup>-1</sup>) i była o 30% niższa. Przy wzroście temperatury o 22°C zaobserwowano 1,46-krotny wzrost maksymalnej szybkości usuwania siarkowodoru. W zakresie

stężeń siarkowodoru do 10%, wartości średniej szybkości usuwania H<sub>2</sub>S dla próbek inkubowanych w temperaturze 6 i 28°C wynosiły odpowiednio 0,012 cm<sup>3</sup> g<sup>-1</sup>min<sup>-1</sup> (471 g m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup>) i 0,015 cm<sup>3</sup> g<sup>-1</sup>min<sup>-1</sup> (590 g m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup>). Przy stężeniach siarkowodoru powyżej 20% zaobserwowano większe różnice między średnimi szybkościami usuwania gazu w obu temperaturach. W przypadku próbek o niskiej temperaturze wartość średnia szybkości wynosiła 0,054 cm<sup>3</sup> g<sup>-1</sup>min<sup>-1</sup> (2127 g m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup>), a w próbkach inkubowanych w temperaturze wyższej – 0,1 cm<sup>3</sup> g<sup>-1</sup>min<sup>-1</sup> (3863 g m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup>). Większa średnia szybkość usuwania siarkowodoru, będąca wynikiem wzrostu temperatury do 28°C, była w tym przypadku zaledwie 1,85 razy wyższa niż w temperaturze 6°C.



**Rys. 1.** Wpływ temperatury na szybkość usuwania siarkowodoru w substracie organicznym POKON

**Fig. 1.** The influence of temperature on H<sub>2</sub>S removal rate in artificial organic base POKON

Biorąc pod uwagę tak niską wartość wzrostu aktywności przy wzroście temperatury o 22°C stwierdzić można, że proces ma charakter niebiologiczny albo, że jest on limitowany przez czynniki fizyczne. Podstawą do takiego stwierdzenia są dane podane przez Kinga, według którego proces jest limitowany biochemicznie, jeśli współczynnik wzrostu aktywności przy wzroście temperatury o 10°C przekracza wartość 2 [8]. Potwierdzenie tego wniosku wymaga

dalszych badań szybkości usuwania  $H_2S$  w temperaturach pośrednich pomiędzy 6 i  $28^{\circ}C$ . Istnieje bowiem prawdopodobieństwo, że maksymalna szybkość usuwania  $H_2S$  przez bakterie obecne w podłożu w badanym przypadku została osiągnięta w temperaturze poniżej  $28^{\circ}C$ .

W literaturze znaleźć można dane dotyczące wpływu temperatury na przebieg biologicznych procesów usuwania zanieczyszczeń gazowych. Różni autorzy podają zbliżone do siebie zakresy temperatur, w których biofiltracja zachodzi najefektywniej. Optymalne wartości temperatury dla różnych szczepów bakterii zależą od ich preferencji temperaturowych. Według Bohna większość odorów usuwana jest w temperaturze od  $25$  do  $40^{\circ}C$ , przy optymalnej temperaturze dla tych procesów około  $37^{\circ}C$  [1]. Podobne zakresy temperatur dla optymalnej aktywności bakterii podawane są również dla bakterii metanotroficznych, utleniających metan:  $10\div 35^{\circ}C$  [4]. Wyniki zbliżone do Bohna uzyskali Yang i Allen, którzy badając bakterie utleniające siarkę zaobserwowali ich największą aktywność w przedziale temperatury  $25\div 50^{\circ}C$  [21]. Według Cha i wsp. bakterie *Thiobacillus sp.IW*, jedne z najczęściej stosowanych w biofiltracji, wykazują optimum wzrostu w temperaturze  $30^{\circ}C$  [3]. Opierając się na tych danych, Oh i wsp. przeprowadzili doświadczenie, w którym badali wpływ temperatury na proces usuwania  $H_2S$  przez te bakterie. Zaobserwowali maksymalną efektywność *Thiobacillus sp.IW* w przedziale temperatur  $30\div 40^{\circ}C$  [13]. Chung i wsp. badali wpływ temperatury w zakresie  $15\div 50^{\circ}C$  na usuwanie  $H_2S$  w procesie biofiltracji prowadzonej przez bakterie *Thiobacillus thioparus* CH11. Najwyższą efektywność procesu zaobserwowali w temp.  $20\div 37^{\circ}C$ , najmniejszą przy  $50^{\circ}C$ , co najprawdopodobniej było efektem wrażliwości bakterii na wysokie temperatury. Optymalna temperatura dla przebiegu procesu wynosiła  $30^{\circ}C$  [5]. Podobne wyniki uzyskali Knauf i Zimmer, badający efektywność usuwania związków organicznych z gorących gazów wylotowych pochodzących z fabryki produkującej płyty pilśniowe. Zauważyli oni spadkową tendencję efektywności usuwania zanieczyszczeń wraz ze wzrostem temperatury gazów wylotowych. W eksperymencie zastosowano dwa materiały: wióry drzewne oraz kompost z kory drzewnej. Przy wzroście temperatury z  $35$  do  $50^{\circ}C$  zaobserwowano spadek efektywności procesu usuwania zanieczyszczeń organicznych na wiórach drzewnych z  $80$  do  $70\%$ . W przypadku kompostu spadek wydajności procesu z  $95$  do  $85\%$  odnotowano przy wzroście temperatury z  $40$  do  $55^{\circ}C$  [9]. Brennan i wsp., przeprowadzając biofiltrację siarkowodoru i merkaptanu metylowego, zaobserwowali około  $50\%$  spadek efektywności usuwania zanieczyszczeń na skutek obniżenia temperatury z wartości  $20\div 22^{\circ}C$  do wartości  $9\div 12^{\circ}C$  [2]. Z kolei Pinnette i wsp. stwierdzili, że usuwanie odorów może być z powodzeniem prowadzone nie tylko w zakresie temperatur najczęściej podawanym przez badaczy, ale również w temperaturze poniżej  $10^{\circ}C$  [15], co potwierdzało by nasze obserwacje. Natomiast Datta i wsp. dowiedli, że biologicz-

ne procesy usuwania zanieczyszczeń zachodzić mogą również w temperaturach około 70°C (biofiltracja termofilowa). Badali oni procesy usuwania siarkowodoru w temperaturach 40, 50, 60 i 70°C, prowadzone przez bakterie z gorących źródeł. Stwierdzili, że procesy te skutecznie zachodzą nawet w wysokiej temperaturze, a glukoza i glutaminian sodu jeszcze bardziej je intensyfikują [6].

Doświadczenie opisane w artykule przeprowadzono w warunkach statycznych, dlatego nie można wysnuć konkretnych wniosków z porównania jego wyników z wynikami eksperymentów prowadzonych w warunkach przepływowych, które dostępne są w literaturze. W eksperymencie nie przeprowadzono również identyfikacji szczepu bakterii, odpowiedzialnych za usuwanie H<sub>2</sub>S. Stężenie początkowe siarkowodoru w opisywanym eksperymencie wynosiło 48% obj. i było wielokrotnie większe od początkowych stężeń H<sub>2</sub>S, wprowadzanych do układów biologicznych pracujących w warunkach dynamicznych.

#### 4. Podsumowanie

Temperatura jest czynnikiem silnie wpływającym na wzrost i aktywność bakterii, odgrywających główną rolę w biologicznych procesach oczyszczania gazów. Optymalny zakres temperatury dla usuwania danego zanieczyszczenia zależy głównie od preferencji temperaturowych stosowanych w procesie szczepów bakterii. Skuteczne usuwanie większości odorów, jak wynika z danych literaturowych, zachodzi w zakresie temperatur 20÷40°C. Potwierdzają to wyniki przeprowadzonego doświadczenia, gdzie stwierdzono, iż szybkość usuwania H<sub>2</sub>S w próbkach inkubowanych w temperaturze 28°C była wyższa niż w temperaturze 6°C. Jednakże efektywne oczyszczanie gazów z siarkowodoru może być również prowadzone w niższych temperaturach, o czym świadczy wysoka wartość szybkości usuwania H<sub>2</sub>S, mierzona w temperaturze 6°C.

#### Literatura

1. **Bohn H.:** *Consider biofiltration for decontaminating gases.* Chemical Engineering Progress Vol. 88, No 4, 34-40, 1992.
2. **Brennan B. M., Donlon M., Bolton E.:** *Peat biofiltration as an odour control technology for sulphur-based odours.* Chartered Institution of Water and Environmental Management Vol. 10, No 3, 190-198, 1996.
3. **Cha J.-M., Park Y., Lee I.-W.:** *Effect of cultivation condition on growth of the hydrogen sulphide-degrading Thiobacillus sp.IW isolated from waste coal mine water.* Korean Journal of Biotechnology and Bioengineering 9, 287-293, 1994.
4. **Chandrakanthi M., Mehrotra A. K., Hettiaratchi J. P. A.:** *Thermal conductivity of leaf compost used in biofilters: An experimental and theoretical investigation.* Environmental Pollution 136, 167-174, 2005.



5. **Chung Y.-Ch., Huang Ch., Tseng Ch.-P.:** *Operation optimization of Thiobacillus thio-parus CH11 biofilter for hydrogen sulfide removal.* Journal of Biotechnology 52, 31-38, 1996.
6. **Datta I., Fulthorpe R., Sharma S., Grant Allen D.:** *High-temperature biotrickling filtration of hydrogen sulphide.* Applied Microbiology and Biotechnology 74, 708-716, 2007.
7. **Devanny J., Deshusses M., Webster T.:** *Biofiltration for air pollution control.* Lewis Publishers, Boca Raton, New York, Washintong DC, 1-22, 1999.
8. **King G.:** *Responses of atmospheric methane consumption by soils to global climate change.* Global Change Biology 3, 351-362, 1997.
9. **Knauf S., Zimmer H.:** *Biofiltration at a temperature above 40°C: comparison of the biofilter materials bark compost and woodchips.* Staub-Reinhaltung der Luft 54 (2), 41-44, 1994.
10. **Kobylecka D.:** *Właściwości fizyczne i chemiczne podłoża organicznego POKON pod kątem jego wykorzystania w biofiltracji gazu składowiskowego.* Praca magisterska, Politechnika Lubelska, 1-70, 2007.
11. **Lee E. Y., Lee N. Y., Cho K. S., Ryu H. W.:** *Removal of hydrogen sulfide by sulfate-resistant Acidithiobacillus thiooxidans AZ 11.* Journal of Bioscience and Bioengineering Vol. 101, No 4, 309-314, 2006.
12. **Nishimura S., Yoda M.:** *Removal of hydrogen sulfide from an anaerobic biogas using a bio-scrubber.* Water Science Technology Vol. 36, No 6-7, 349-356, 1997.
13. **Oh K. J., Kim D., Lee I.-H.:** *Development of effective hydrogen sulphide removing equipment using Thiobacillus sp.IW.* Environmental Pollution 99, 87-92, 1998.
14. **Potivichayanon S., Pokethitiyook P., Kruatrachue M.:** *Hydrogen sulfide removal by a novel fixed-film bioscrubber system.* Process Biochemistry 41, 708-715, 2006.
15. **Pinnette J. R., Giggey M. D., Marcy G. J., O'Brien M. A.:** *Performance of biofilters at two agitated bin composting facilities.* Proc. 87<sup>th</sup> Annual Meeting of the Air and Waste Management Association, Ohio, 1994
16. **Strevett K. A., Vieth R. F., Grasso D.:** *Chemo-autotrophic biogas purification for methane enrichment: mechanism and kinetics.* The Chemical Engineering Journal 58, 71-79, 1995.
17. **Truong L. V.-A., Abatzoglou N.:** *A H<sub>2</sub>S reactive adsorption process for the purification of biogas prior to its use as a bioenergy vector.* Biomass and Bioenergy 29, 142-151, 2005.
18. **Vincent A., Hobson J.:** *CIWEM monographs on best practice no. 2, p.31,* Chartered Institution of Water and Environmental Management, London, UK, 1998.
19. **Woodcock K. E., Gottlieb M.:** *Natural gas.* Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology, 12 Wiley, 377-386, 2004.
20. **Wójcik-Adamczyk M.:** *Ocena właściwości kompostu z ZUSOK pod kątem jego wykorzystania do oczyszczania biogazu składowiskowego.* Praca magisterska, Politechnika Lubelska, 1-74, 2007.
21. **Yang Y., Allen E. R.:** *Biofiltration control of hydrogen sulfide: 1. Design and operational parameters.* Journal of the Air and Waste Management Association 44, 863-868, 1994.

## **An Influence of Temperature on Microbial Removal of Hydrogen Sulphide from Biogas**

### **Abstract**

Hydrogen sulfide ( $H_2S$ ) is a very toxic and dangerous, especially to living organisms, gas. Its other disadvantages are habitual “rotten egg” odor, a corrosivity to concrete and steel and a possibility to cause an atmosphere pollution with sulfur oxides, which are formed during a combustion of the biogas as a fuel.  $H_2S$  removing (desulfurization) is required for reasons of safety, health, corrosion prevention and atmosphere pollution minimalisation. Hydrogen sulfide removal can be conducted via physical, chemical and biological methods. The main disadvantages of physical and chemical processes are high operating costs, chemicals prices and problems with chemical waste disposal. Biological processes seem to be the most attractive methods for  $H_2S$  removing from contaminated gases, because of their low required capitals and no significant negative influence on atmosphere. The most popular biological methods of gases purification are biofiltration, bioscrubbing and biotrickling filtration. Biofiltration is a method, which is used especially for odours elimination. There are many factors influencing the biofiltration. One of them is temperature.

The influence of temperature on  $H_2S$  biofiltration process was examined in the paper. The examination was carried out in the organic base POKON. The organic base is a popular artificial substrate for plant cultivation, accessible in a trade. POKON was taken to the experiment without special preparing. Gaseous hydrogen sulfide was produced from concentrated liquid  $H_2SO_4$  and sodium sulfide in Kipp's apparatus. The substrate samples (in three repetitions) were incubated within 2 weeks in two temperatures: 6 and 28 °C, before proper experiment was started. A gaseous hydrogen sulfide was introduced to the headspaces using a syringe till the concentration of  $H_2S$  reached the values about 48% v/v. The 150  $\mu$ l headspace gas samples were then taken from the vials by gas tight syringe through the rubber plugs and analyzed chromatographically (GC Shimadzu 14B). Changes in  $H_2S$  concentrations, dependent on time, were the basis for the  $H_2S$  removal rate calculation.

Results of a laboratory research on hydrogen sulfide biofiltration using the organic substrate POKON in two temperatures: 6 and 28°C, were presented in the paper. The initial concentration of  $H_2S$  was up to 48% v/v. The maximum value of hydrogen sulfide removal rate noticed at the temperature of 28°C was  $0.19 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}_{\text{ww}} \text{ min}^{-1}$ , while the highest value at the temperature of 6°C was  $0.13 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}_{\text{ww}} \text{ min}^{-1}$ , and was 30% lower.



# Współspalanie węgla i biomasy w energetyce – ceny koszty na przykładzie węgla brunatnego

*Urszula Lorenz, Zbigniew Grudziński  
Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN, Kraków*

## 1. Wprowadzenie

Polska, jako członek Unii Europejskiej, przyjęła na siebie zobowiązania związane z wypracowaniem odpowiedniego systemu wspierania rozwoju odnawialnych źródeł energii.

Powszechnie uważa się, że dominującym ilościowo nośnikiem wśród tzw. odnawialnych źródeł energii (OZE) w Polsce jest i będzie biomasa.

Głównym powodem skłaniającym energetykę bazującą na węglu do sięgania po paliwa alternatywne, takie jak biomasa, jest konieczność sprostania wymaganiom posiadania w puli paliw wykorzystywanych do wytwarzania energii pewnej ilości energii pierwotnej pochodzącej ze źródeł odnawialnych [3].

Za biomasę uważa się substancje pochodzenia roślinnego lub zwierzęcego, które ulegają biodegradacji; pochodzą z produktów, odpadów i pozostałości z produkcji rolnej oraz leśnej, a także przemysłu przetwarzającego ich produkty, jak również części odpadów, które ulegają biodegradacji.

Koncepcje wspierania źródeł odnawialnych w prawie polskim oparte są zasadniczo na obowiązku zakupu tej energii przez przedsiębiorstwa energetyczne zajmujące się wytwarzaniem energii elektrycznej lub jej obrotem, jeśli sprzedają energię odbiorcom końcowym. Dokumentem potwierdzającym wyprodukowanie energii ze źródeł odnawialnych jest tzw. świadectwo pochodzenia, wydawane przez Prezesa Urzędu Regulacji Energetyki.

Wypełnienie tego obowiązku ma miejsce wtedy, gdy odpowiednia ilość posiadanych świadectw pochodzenia zostanie przekazana do umorzenia Prezesa URE. Obowiązek może zostać także spełniony poprzez uiszczenie tzw. opłaty zastępczej.

Przedsiębiorstwa energetyczne mają do wyboru trzy drogi wypełnienia tego obowiązku:

- całkowity zakup energii ze źródeł odnawialnych,
- uiszczenie całkowitej opłaty zastępczej,
- częściowy zakup i częściowe uiszczenie opłaty zastępczej.

W tabeli 1 zestawiono wprowadzane w poprzednich latach – w rozporządzeniach Ministra Gospodarki – minimalne udziały energii elektrycznej pochodzącej ze źródeł odnawialnych w rocznej sprzedaży energii odbiorcom finalnym. W ostatniej kolumnie podano wielkości, wprowadzone na mocy najnowszego rozporządzenia Ministra Gospodarki z 3 listopada 2006 r. (w sprawie szczegółowego zakresu obowiązku uzyskania i przedstawienia do umorzenia świadectw pochodzenia albo uiszczenia opłaty zastępczej oraz zakupu energii elektrycznej i ciepła wytworzonych w odnawialnych źródłach energii).

**Tabela 1.** Minimalne udziały ilościowe energii elektrycznej z OZE w całkowitej rocznej sprzedaży energii

**Table 1.** Minimal shares of electricity from RES in total annual sale of energy

Rok	Rozporządzenie z roku			
	2003	2004	2005	2006
	%			
2003	2,65			
2004	2,85			
2005	3,1	3,1	3,1	
2006	3,6	3,6	3,6	3,6
2007	4,2	4,3	4,8	5,1
2008	5,0	5,4	6,0	7,0
2009	6,0	7,0	7,5	8,7
2010	7,5	9,0	9,0	10,4
2011		9,0	9,0	10,4
2012		9,0	9,0	10,4
2013		9,0	9,0	10,4
2014		9,0	9,0	10,4

Źródło: opracowanie własne na podstawie rozporządzeń Min. Gospodarki [12, 13, 14]

Obowiązek wytworzenia odpowiedniej ilości energii odnawialnej, zakupu świadectw pochodzenia lub też zapłacenie opłaty zastępczej występuje w przypadku sprzedaży energii elektrycznej bezpośrednio odbiorcy końcowemu.

Wspomniany obowiązek nie powstaje w odniesieniu do energii elektrycznej sprzedawanej dystrybutorowi.

Udział biomasy w strukturze produkcji energii elektrycznej z odnawialnych nośników energii w 2006 r. przedstawiono w tabeli 2. Finlandia, Polska to jedyne w UE z tak znaczącym udziałem biomasy w produkcji energii elektrycznej. W innych krajach o ilości energii odnawialnej decyduje przede wszystkim energetyka wodna i wiatrowa (Niemcy, Estonia).

**Tabela 2.** Udział biomasy w strukturze produkcji energii elektrycznej z odnawialnych nośników energii w 2006 r.

**Table 2.** Share of biomass in electricity production from renewable energy sources in 2006

Wyszczególnienie	Udział	Wyszczególnienie	Udział
<b>UE-25</b>	<b>10%</b>	Łotwa	0,3%
Austria	6,4%	Niemcy	9,0%
Czechy	20,7%	<b>Polska</b>	<b>42,7%</b>
Finlandia	46,8%	Słowacja	7,6%
Litwa	4,4%	Szwecja	10,5%

Źródło: [10]

## 2. Perspektywy współspalania i ceny biomasy

Według ARE [8] produkcja energii elektrycznej ze źródeł odnawialnych w Polsce w latach 2006÷2007 przedstawiała się następująco (tabela 3):

**Tabela 3.** Energia wytworzona w odnawialnych źródłach energii w latach 2006÷2007, w GW·h

**Table 3.** Energy from renewable energy sources in 2006÷2007, in GW·h

Lp.	Rodzaj OZE	2006	2007	Przyrost	Dynamika
		GW·h			%
1.	Elektrownie wykorzystujące technologię współspalania	1 155	1 636	481	29,4
2.	Elektrownie wodne	1 795	2 067	272	13,2
3.	Elektrownie wiatrowe	252	535	283	52,9
4.	Elektrownie biogazowe, biomasowe i in.	1 011	1 146	135	11,8
	<b>RAZEM</b>	<b>4 213</b>	<b>5 384</b>	<b>1 171</b>	<b>21,7</b>

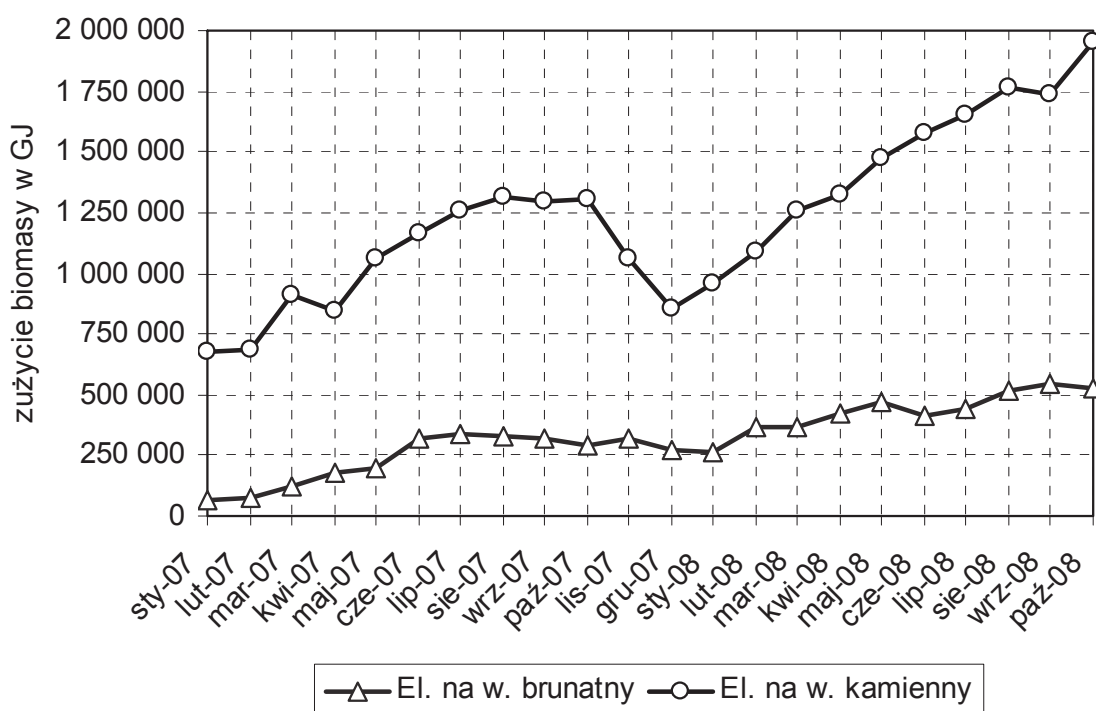
Źródło:[8]

Najbardziej dynamicznie w ostatnich dwóch latach rozwijały się elektrownie wiatrowe, natomiast elektrownie stosujące współspalanie odnotowały największy przyrost produkcji energii elektrycznej – 481 GW·h (wzrost o prawie 30%).

Największym zainteresowaniem podmiotów krajowej energetyki i ciepłownictwa cieszą się technologie umożliwiające współspalanie biomasy z węglem w istniejących kotłach energetycznych.

Warunkiem efektywnego pod względem energetycznym i ekologicznym przebiegu procesu spalania w konwencjonalnych kotłach przystosowanych do spalania węgla, jest zachowanie optymalnego dla danych warunków udziału biomasy.

Na rys. 1 przedstawiono zmiany w zużyciu biomasy w elektrowniach zawodowych na węgiel brunatny i kamienny oraz w elektrociepłowniach zawodowych w układzie miesięcznych od stycznia 2007. Tylko w 2008 r zużycie biomasy w elektrowniach na węgiel brunatny i w o prawie 100%, a w elektrociepłowniach zawodowych na węgiel kamiennych o 130%. W przypadku węgla brunatnego zużycie biomasy od stycznia 2007 wzrosło przeszło 8-krotnie.

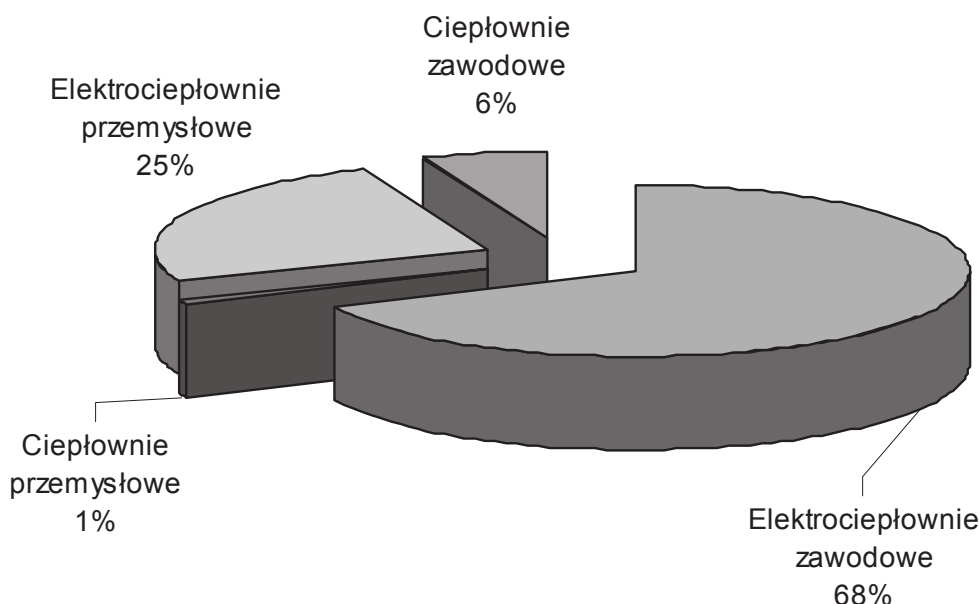


**Rys.1.** Zmiany w zużyciu biomasy w elektrowniach zawodowych na węgiel brunatny i kamienny oraz w elektrociepłowniach zawodowych

**Fig. 1.** Changes in biomass use in brown and hard coal system power plants

Źródło: opracowanie własne na podstawie [8]

Struktura zużycia biomasy w elektrociepłowniach w 2007 r przedstawiono na rys. 2. Dominujący udział mają elektrociepłownie zawodowe i przemysłowe w których zużywa się łącznie 93% biomasy.



**Rys. 2.** Struktura zużycia biomasy w elektrociepłowniach i ciepłowniach (2007 r).

**Fig. 2.** Structure of biomass use in heat and Power plants and heat plants (2007).

Źródło: [10]

Obecnie stosowane technologie pozwalają na współspalanie paliw o szerokim zakresie wartości opałowej i wilgotności. Najbardziej odpowiednia jest jednak biomasa o zawartości wilgoci poniżej 30%.

Efektywność procesu spalania zależy przede wszystkim od udziału biomasy w mieszance paliwowej oraz dobrego wymieszania składników przed spalaniem. Mieszanka paliwowa powinna być dopasowana do danego typu kotła. W przypadku kotłów rusztowych domieszka biomasy nie powinna być wyższa niż 10% masy, w kotłach pyłowych do 5%, natomiast dla kotłów fluidalnych dodatek biomasy może sięgać ponad 20%. Zwiększenie udziału biomasy wymaga przeprowadzenia modernizacji istniejących instalacji, co znacznie podnosi koszty inwestycyjne [3].

Obecnie w kraju pracuje około 20 instalacji energetycznych współspalających biomasę z paliwami podstawowymi. Większość z nich (około 15) stanowią elektrownie systemowe [7]. Współspalanie stosują już także wszystkie elektrownie na węglu brunatnym.

Na świecie liczbę takich instalacji szacuje się na około 150, z czego aż około 100 pracuje w Europie (reszta w Stanach Zjednoczonych).



Najkorzystniejszym pod względem jakości (relatywna stabilność parametrów, stosunkowo niewielka zawartość wilgoci) źródłem biomasy jest biomasa z przemysłu przetwarzającego produkty drzewne. Są to bowiem wyłącznie „czyste” odpady drewna – trociny i zrębki z tartaków oraz zakładów przetwarzających drewno surowe. Źródło to ma jednak ograniczony potencjał ze względu na dużą konkurencję na rynku odbiorców tego paliwa.

W dłuższej perspektywie najistotniejszy potencjał związany jest z uprawami energetycznymi, zwłaszcza że od 2006 roku [12] wprowadzono obowiązek współspalania biomasy pochodzącej z upraw. Uprawy energetyczne są to plantacje zakładane w celu wykorzystania pochodzącej z nich biomasy w procesie wytwarzania energii. Obowiązek ten dotyczy źródeł, które realizują współspalanie biomasy z paliwami konwencjonalnymi, zaś ilość biomasy pochodzącej z upraw energetycznych bądź biomasy pochodzącej z przemysłu innego niż drzewny i przetwarzający jego produkty; w łącznej ilości spalanej biomasy ma stopniowo wzrastać: 5% w roku 2008, 10% w 2009, a w kolejnych latach – po 10% rocznie do osiągnięcia 60% w roku 2014.

W ciągu najbliższych lat podaż biomasy na polskim rynku powinna się zwiększyć, ponieważ Polska, podobnie jak inne państwa członkowskie UE, została od 1 stycznia 2007 r. objęta unijnym systemem dopłat do upraw roślin energetycznych. Płatności te przysługują rolnikom, którzy uprawiają rośliny energetyczne oraz podpiszą umowy na dostawę uzyskanych w ten sposób surowców energetycznych, bądź wykorzystują rośliny energetyczne na cele energetyczne w gospodarstwie [5].

Wysokość dopłat do upraw roślin energetycznych może wynosić maksymalnie 45 Euro za hektar. O tym, jaka dopłata energetyczna będzie faktycznie przyznawana, decyduje każdego roku obszar, do jakiego o takie płatności występować będą producenci rolni w całej Unii Europejskiej. Maksymalna powierzchnia gruntów rolnych na terenie UE, objęta takim systemem pomocy, została określona na 2 mln ha.

Dotychczasowe doświadczenia wskazują, że jednostka energii zawarta w biomase jest dla producenta energii droższa, niż uzyskana z węgla kamiennego.

Według danych wytwórców energii elektrycznej, którzy w ostatnich latach zdobyli już pewnie doświadczenia ze współspalania wynika, że koszty pozyskania 1 GJ energii chemicznej w biomase roślinnej są obecnie nawet 1,5÷2,5 razy wyższe od kosztów 1 GJ energii chemicznej w węglu. Wynika to nie tylko z różnych cen biomasy, ale także z kosztów transportu, uzależnionych od odległości źródła pozyskiwania paliwa: przyjęło się uważać, że odległość od producenta czy dystrybutora biomasy do odbiorcy nie powinna być większa niż 30÷35 km (maksymalnie – 60 km). Konieczność dowożenia tego biopaliwa z dalszej odległości może zaważyć nawet na możliwości jego użycia w ogóle [1].

Gajewski [2] podaje następujące ceny jednostek energii dla różnych rodzajów paliwa w zł/GJ):

Słoma – 8,97	drewno rąbane (20% wilg.) – 6,80	zręby drzewne (30% wilg.) – 11,30
Gaz ziemny – 29,14	olej opałowy – 54,76	LPG – 67,13
Miał węglowy – 10,70	koks – 31,67	węgiel – 17,31

Z kolei w szeregu publikacjach oraz materiałach konferencyjnych z zakresu tej tematyki spotyka się informacje, że cena jednostki energii z biomasy waha się – w zależności od rodzaju biomasy i jej wilgotności – w zakresie 13÷18 zł/GJ.

### 3. Oszacowanie wpływu współspalania biomasy na zużycie węgla brunatnego

W 2005 roku w Ministerstwie Gospodarki i Pracy został opracowany „Raport określający cele w zakresie udziału energii elektrycznej wytwarzanej w odnawialnych źródłach energii znajdujących się na terytorium Rzeczypospolitej Polskiej, w krajowym zużyciu energii elektrycznej w latach 2005÷2014” [11]. Według tego raportu udział energii z biomasy w roku 2010 ma stanowić 4% krajowego zużycia energii elektrycznej brutto [3].

Można przyjąć, że w podobnej proporcji powinien się kształtować udział biomasy w wytwarzaniu energii w elektrowniach na węglu brunatnym. Aby oszacować skalę zapotrzebowania na biomasę oraz konsekwencje współspalania dla zużycia węgla brunatnego, wykonano następujące obliczenia.

Do obliczeń przyjęto następujące założenia:

- elektrownie na węglu brunatnym będą wytwarzać 55 TW·h energii elektrycznej rocznie ze sprawnością 37%,
- zużyty w tym celu węgiel brunatny ma średnią wartość opałową 8,8 MJ/kg,
- część paliwa podstawowego zastępuje w procesie współspalania biomasa, a jej udział pozwoli na wytworzenie 4% energii elektrycznej (z 55 TW·h),
- sprawność procesu współspalania ulegnie pewnemu obniżeniu, albowiem biomasa spala się ze sprawnością ok. 35%.

Przyjęto, że kaloryczność biomasy wynosi 15 MJ/kg (tj. 15 GJ/tonę), a jej cenę założono w wysokości 17 zł/GJ loco elektrownia. Cenę węgla brunatnego (z transportem) przyjęto w wysokości 60 zł/tonę loco elektrownia.

Wyniki zestawiono w tabeli 4.

Przypadek bazowy obrazuje sytuację wytwarzania energii ze spalania samego węgla. Przy podanych założeniach, do wytworzenia zadanej ilości energii

elektrownie zużyłyby 60,8 mln ton węgla (kol. 8), którego koszt (loco elektrownia) wyniósłby 3 649 mln zł (kol. 11).

**Tabela 4.** Oszacowanie wpływu współspalania biomasy na zużycie węgla brunatnego oraz koszty paliw

**Table 4.** Evaluation of biomass co-firing influence on brown coal consumption and the costs of fuels

Wyszczególnienie	Produkcja energii		Sprawność	Zapotrzebowanie na ciepło		Q <sub>f</sub> (wartość opałowa)	Zapotrzebowanie na paliwa		Cena paliw z transportem	Koszt paliw z transportem
	TWh	%		%	mln GJ		%	mln ton		
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Przypadek bazowy – całość wytwarzania na węglu										
Węgiel	55,0		37	535,1		8,8	60,8	100,0	6,8	3 649
Przypadek I – udział energii wytworzonej z biomasy – 4%										
Biomasa	2,2	4,0	35	22,6	4,2	15	1,5	2,5	17,0	385
Węgiel	52,8	96,0	37	513,7	95,8	8,8	58,4	97,5	8,6	3 503
Razem	55,0			536,3			59,9	100,0		3 888
Spadek zużycia węgla							2,4			
Spadek kosztów węgla										-146
Wzrost kosztów paliw z biomasa										239

Zródło: [3]

Dla przypadku I zastąpienie części energii węgla energią biomasy będzie skutkowało spadkiem zużycia węgla o około 2,4 mln ton. Elektrownie zapłacą mniej za węgiel o 146 mln zł, natomiast sumarycznie poniosą wyższe koszty zakupu paliw o 239 mln zł.

Wzrost kosztów paliwowych w przypadku współspalania biomasy elektrownie kompensują sobie dzięki większym wpływom za sprzedaż energii w tej części, jaka jest wytwarzana z biomasy.

Warto zwrócić uwagę na skalę zapotrzebowania na biomase: przy przyjętych założeniach byłoby to 1,5 mln ton rocznie. Gdyby ta ilość biomasy miała pochodzić z upraw energetycznych, to należałoby obsadzić takimi roślinami około 100÷150 tys. hektarów tylko na potrzeby elektrowni na węglu brunatnym (przy założeniu, że plon roślin energetycznych wynosi 10÷15 ton z hektara).

Obecnie energetyka zużywa różne rodzaje biomasy. Jednakże wprowadzenie obowiązku wykorzystywania przez elektrownie biomasy wyłącznie pochodzenia rolniczego jest przewidywane na rok 2015 [9].

#### **4. Podsumowanie**

Niezwykły w ostatnich kilku latach wzrost atrakcyjności procesu współspalania wynika z uwarunkowań legislacyjnych, które umożliwiają zaliczenie części energii powstającej w procesie współspalania biomasy i węgla brunatnego do energii odnawialnej. Dzięki współspalaniu możliwy był szybki przyrost wytwarzania tzw. zielonej energii, nastąpiło zmniejszenie emisji zanieczyszczeń do powietrza. Za korzystną konsekwencję można też uznać oszczędność zasobów surowców nieodnawialnych (paliw kopalnych).

Biomasę powinno się przede wszystkim wykorzystywać w generacji rozproszonej – czyli należałoby budować dużą liczbę niewielkich systemów o dużej sprawności. Coraz częściej mówi się też o układach tzw. trigeneracji – pozwalających na produkcję energii elektrycznej, ciepła i chłodzenie. Taki układ może pracować cały rok, ciągle produkując energię elektryczną, a w zależności od pory roku także ciepło lub chłód.

Zakłady energetyczne prowadzące współspalanie posiadają z tego tytułu dodatkowe wsparcie w postaci zwolnienia z akcyzy części energii uznawanej za wyprodukowaną w OZE, a emitowany przez nie dwutlenek węgla nie obciąża limitów emisji przydzielonych w ramach krajowego planu rozdziału uprawnień do emisji (KPRU). Są to znaczące zyski tych zakładów uzasadniające dalszy rozwój współspalania. Dodatkowe dochody z tytułu zielonych certyfikatów są w nadmiernym i nieuzasadnionym wspieraniem tych przedsiębiorstw ([www.pigeo.org.pl](http://www.pigeo.org.pl)).

Współspalanie w kotłach pyłowych elektrowni dużych mocy ogromnych ilości biomasy leśnej spowodowało wzrost jej cen, co negatywnie wpływa na branżę papierniczą, meblarską i budowlaną. Energetyka „wysysa” z rynku całą dostępną biomasę, co powoduje wstrzymywanie się z działaniami modernizacyjnymi małych i średnich elektrociepłowni i ciepłowni, które mogłyby wykorzystywać lokalny potencjał energetyki biomasowej.

Podstawową wadą stosowanego obecnie w Polsce systemu wsparcia wytwarzania w OZE jest objęcie mechanizmami wsparcia ekonomicznego wszystkich OZE, bez względu na ich pozycję na rynku energii i faktyczne zapotrzebowanie na takie wsparcie. Dotyczy to zarówno dużych elektrowni wodnych (nigdzie poza Polską nie są objęte mechanizmami wsparcia), jak i wytwarzania przy wykorzystaniu technologii współspalania realizowanych przez energetykę zawodową (bloki o dużej mocy z kotłami pyłowymi i fluidalnymi). W końcowym

efekcie odbiorcy energii elektrycznej obciążani są kosztami niewspółmiernie dużymi w stosunku do uzyskiwanych efektów [6].

Pieniądze, które miały w ramach systemu generować tworzenie nowych mocy energetycznych, kierowane są do starych, wysłużonych obiektów bez gwarancji, że będą inwestowane w modernizację obiektów czy wykorzystanie OZE.

Dodatkowym argumentem na zaprzestaniem (lub ograniczeniem) współspalania w elektrowniach zawodowych są bardzo niedokładne pomiary kaloryczności biomasy. Nikt z zewnątrz nie jest w stanie dokładnie obliczyć, ile biomasa miała wilgotności i ile wyprodukowano z niej energii. Te dane są deklaratywne i mogą stwarzać – w opinii specjalistów z PIGEO – pole do manipulacji [4].

W skali globalnej zarówno spalanie/współspalanie biomasy, jak i jej przetwarzanie na biopaliwa wzbudza coraz większe protesty, przede wszystkim z uwagi na marnotrawienie upraw (zwłaszcza kukurydzy) oraz terenów uprawnych w sytuacji, gdy na bardzo dużych obszarach Ziemi ludzie cierpią głód. Nie można mieć pewności, czy międzynarodowa społeczność krajów rozwiniętych oraz decydenci nie ugną się w przyszłości przed tymi argumentami i generacja „zielonej” energii z biomasy przestanie być promowana, a przynajmniej obejmowana wsparciem ekonomicznym.

## Literatura

1. **Bartczak M.:** *Czy kupimy, czyli miejsce energetyki zawodowej w kolejce do hurtowni z wierzba energetyczną.* Materiały z konferencji: „Wdrażanie przepisów UE regulujących wykorzystanie odnawialnych źródeł energii w wybranych krajach członkowskich, ze szczególnym uwzględnieniem zagadnienia wykorzystania biomasy” (www.cieplej.pl), 2006.
2. **Gajewski R.:** *Biomasa dla energetyki.* Przegląd energetyczny Nr 3(43) wrzesień 2006. Wyd. IGEiOŚr., 5 i 19, 2006.
3. **Praca zbiorowa pod red. Grudziński Z., Lorenz U.:** *Opracowanie metodyki tworzenia systemu cen węgla brunatnego.* Wyd. Instytutu GSMiE PAN, Kraków, 255, 2008.
4. **Malinowski D., Ciepela D.:** *Klimat dla ekoenergii.* Nowy Przemysł Nr 06/2007, 22-24, 2007.
5. **Mirowski T.:** *Koncepcja rachunku kosztów docelowych produkcji biomasy na cele energetyczne.* Polityka energetyczna tom 10, z. specjalny 2. Wyd. Instytutu GSMiE PAN, Kraków, 343-353, 2007.
6. **Krawczyński M., Wodzyński L.:** *Formalno-prawne i ekonomiczne wspieranie rozwoju technologii odnawialnych źródeł energii.* Biuletyn URE Nr 5, wrzesień 2006.
7. **Ściążko M., Zuwała J., Pronobis M., (red.):** *Współspalanie biomasy i paliw alternatywnych w energetyce.* Wyd. Instytut Chemicznej Przeróbki Węgla, Politechnika Śląska. Zabrze, 363, 2007.
8. ARE, Informacja statystyczna o energii elektrycznej (miesięcznik), numery z lat 2006÷2008.

9. ARE, Sytuacja techniczno – ekonomiczna sektora elektroenergetycznego (kwartalnik), numery z lat 2003÷2008.
10. *Energia ze źródeł odnawialnych w 2007 roku*. Wyd. GUS Warszawa 2008.
11. *Raport określający cele w zakresie udziału energii elektrycznej wytwarzanej w odnawialnych źródłach energii znajdujących się na terytorium Rzeczypospolitej Polskiej, w krajowym zużyciu energii elektrycznej w latach 2005-2014 – załącznik do obwieszczenia MGiP z dnia 31 sierpnia 2005 r.* (M.P. 2005 Nr 53 poz. 731), 2005.
12. Rozporządzenie Ministra Gospodarki i Pracy z dnia 19 grudnia 2005 w sprawie szczegółowego zakresu obowiązku uzyskania i przedstawienia do umorzenia świadectw pochodzenia albo uiszczenia opłaty zastępczej oraz zakupu energii elektrycznej i ciepła wytworzonych w odnawialnych źródłach energii (Dz. U. Nr 261, poz. 2187).
13. Rozporządzenie Ministra Gospodarki i Pracy z dnia 9 grudnia 2004 r. w sprawie szczegółowego zakresu obowiązku zakupu energii elektrycznej i ciepła, wytworzonych w odnawialnych źródłach energii (Dz. U. Nr 267, poz. 2656).
14. Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 3 listopada 2006 zmieniające rozporządzenie w sprawie szczegółowego zakresu obowiązku uzyskania i przedstawienia do umorzenia świadectw pochodzenia, uiszczenia opłaty zastępczej oraz zakupu energii elektrycznej i ciepła wytworzonych w odnawialnych źródłach energii (Dz. U. Nr 205, poz. 1510).

## **Coal and Biomass Co-firing in Power Industry – Based on Prices and Costs of the Brown Coal Industry**

### **Abstract**

Every power generating company, which intend to operate on Polish energy market, has to produce the renewable energy in adequate proportion. Polish power industry, being traditionally coal-based, is forced now to increase usage of alternative fuels, such as biomass. The obligatory of minimal share of renewable energy generation in total generated energy is controlled by the orders of Minister of Economy and imposes conditions on energy distributing companies.

It is generally accepted, that in Poland the dominant source of renewable energy is, and shall be a biomass. The condition of the energy-effective and environmentally-friendly process of fuel combustion in conventional coal combustion furnaces is to maintain the proper rate biomass/coal. Presently, in Poland, there is about 20 operating power generation installations, in which biomass is co-burned with basic fuels. The co-firing installations have been implemented in all Polish lignite fired power plants.

Biggest power plants use large quantities of forest biomass that results in increase of price of this kind of biomass, and negatively impacts on paper, furniture and building branches. Power sector “sucked out” almost all available biomass from the market. Because of that smaller CHP and heating plants, which could take advantage of local biomass potential, refrain from undertaking activities to adjust these plants to co-firing.

In global scale, biomass burning as well as biomass conversion to biofuels, arouse increasing protests because it is treated as wastage of crops (especially corn) while so many people on the Earth die of starvation. There is no certainty that international society and policy-makers give in to these arguments in the future and generation of “green energy” will not be promoted or – at least - will not be subsidized.

Biomass should be utilized first of all in “dispersed” generation, that is in many small systems of big efficiency. The so-called tri-generation systems become more and more popular. The system can work all year long producing electricity and – depending on the season – the heat or the cool.

## **Biometanizacja metodą zrównoważonej utylizacji odpadów**

*Magdalena Lebiocka, Artur Pawłowski  
Politechnika Lubelska*

### **1. Wstęp**

Za zrównoważony uznaje się taki typ rozwoju, „który gwarantuje zaspokojenie potrzeb obecnych pokoleń, nie zagrażając zdolności przyszłych pokoleń do zaspokajania własnych potrzeb” [12]. Z definicji tej wynika, że rozwój gospodarczy i cywilizacyjny obecnego pokolenia nie powinien odbywać się kosztem wyczerpywania zasobów nieodnawialnych i niszczenia środowiska dla dobra przyszłych pokoleń, które też będą posiadały prawa do swego rozwoju. Jest to zarazem swoisty imperatyw etyczny, odnoszący się do warunków bytowania człowieka, zwykle rozpatrywany w kontekście uwarunkowań ekologicznych, społecznych i ekonomicznych [13].

W ramach tej pierwszej grupy problematycznej szczególne wyzwanie stanowi szybko rosnąca ilość produkowanych przez człowieka odpadów. Wprowadzone działania zaradcze obejmują przyjęcie bardziej rygorystycznego prawa ochrony środowiska, które wymusiło na zakładach przemysłowych konieczność ograniczania ilości wytwarzanych odpadów, ich utylizację i zagospodarowanie [4, 5, 19].

Wśród konkretnych przyjmowanych w ramach inżynierii środowiska rozwiązań warto wskazać na będącą przedmiotem analizy w tym artykule biometanizację. Proces ten pozwala na wytwarzanie z odpadów znacznej ilości nośnika energii, jakim jest biogaz, który łatwo daje się przetworzyć na inne użytkowe formy energii. Z perspektywy zrównoważonego rozwoju oznacza to realizację ważnych celów: spowolnienie wyczerpywania paliw kopalnych, a także zmniejszenia powierzchni ziemi przeznaczonej na składowanie odpadów.



## 2. Uwarunkowania biometanizacji

W 2007 roku zebrano w Polsce ogółem ok. 10 mln ton odpadów (tabela 1), z czego ponad 9 mln ton zostało zdeponowanych. Ponadto funkcjonuje 929 składowisk odpadów o łącznej powierzchni 3085,6 ha, z czego w roku 2007 tylko 2,3 ha zostało poddane rekultywacji [11]. Składowanie polega na systematycznym deponowaniu złożonej mieszaniny odpadów często zawierającej substancje toksyczne, czemu towarzyszy niekontrolowana emisja biogazu.

**Tabela 1.** Odpady komunalne zebrane i unieszkodliwione w 2007 r. [11]

**Table 1.** Municipal solid waste collected and utilized in 2007 [11]

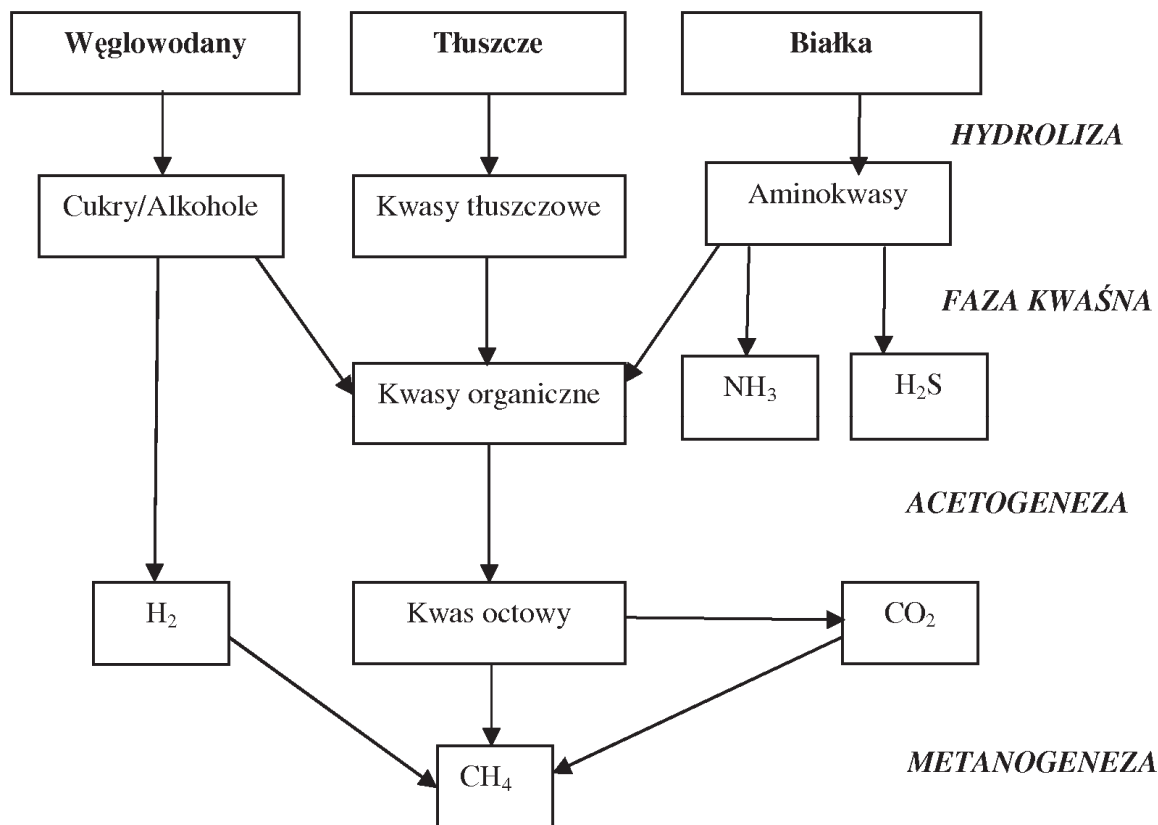
	Odpady [tys. ton]				
	Ogólnie	Unieszkodliwione		Wysegregowane	Zdeponowane
		Termicznie	Biologicznie		
Polska	9750	41	278	153	9098
Lubelskie	358	-	5	6	347
Zachodniopomorskie	501	-	22	-	479

Badania przeprowadzone przez Wuebbles'a [17] pokazują, że produkcja metanu podczas beztlenowej biodegradacji odpadów na składowisku i osadów w oczyszczalniach ścieków jest znaczącym źródłem jego emisji do atmosfery i stanowi odpowiednio 13 i 10% jego rocznej produkcji. Co więcej, metan oraz ditlenek węgla (główne składniki biogazu) są zaliczane do gazów powodujących efekt cieplarniany, dlatego też biogaz powinien być ujmowany w sposób kontrolowany [8]. Z uwagi na ciągle rosnącą liczbą czynnych i stale niską powierzchnią składowisk poddanych rekultywacji powinny być brane pod uwagę metody takie, jak fermentacja, kompostowanie i spalanie. Ze względu na duże ilości osadów wytwarzanych w oczyszczalniach ścieków oraz znaczną ilość działających zamkniętych komór fermentacyjnych problem intensyfikacji procesu biometanizacji i zwiększenia jego efektywności wydaje się być szczególnie istotnym [16].

Zawarta w odpadach materia organiczna podlega procesowi biometanizacji z wydzieleniem biogazu, który zazwyczaj zawiera 40÷70% metanu. Z uwagi na wysoką kaloryczność biogazu może on stanowić źródło energii do produkcji ciepła lub elektryczności.

Materia organiczna może ulegać biodegradacji zarówno w warunkach naturalnych jak i technicznych. Biometanizacja definiowana jest jako proces przekształcania złożonej materii organicznej głównie do metanu i ditlenku węgla w warunkach beztlenowych. Fermentacja metanowa wymaga aktywności różnorodnych populacji mikroorganizmów, które są odpowiedzialne za przebieg

procesu podczas poszczególnych jego faz [1]. W następstwie przemian substancji organicznej można mówić o następujących fazach biodegradacji (rys. 1):



**Rys. 1.** Ścieżki rozkładu beztlenowego [18]

**Fig 1.** Anaerobic digestion pathways [18]

Faza I – hydroliza, podczas niej złożone związki organiczne tj. węglowodory, białka, tłuszcze ulegają hydrolizie przy katalitycznym udziale enzymów. Produktami tej fazy są głównie cukry proste, glicerol, wyższe kwasy tłuszczowe oraz aminokwasy.

Faza II – fermentacja kwaśna. W trakcie trwania tej fazy produkty hydrolizy przetwarzane są przez bakterie acidogenne do kwasów organicznych (mrówkowego, octowego, propionowego, masłowego), alkoholi (metanolu, etanolu), wodoru i dwutlenku węgla.

Faza III – acetogeneza, podczas niej powstaje kwas octowy. Rozkład kwasów tłuszczowych, kwasów organicznych i alkoholi powoduje uwalnianie wodoru.

Faza IV – metanogeneza, bakterie przetwarzają produkty faz poprzednich do metanu, ditlenku węgla i wody.

### 3. Optymalizacja procesu fermentacji metanowej

Alternatywnym rozwiązaniem dla biometanizacji jest kofermentacja (współfermentacja), czyli fermentacja co najmniej dwóch składników pochodzących z różnych źródeł [3]. Proces ten z ekologicznego i ekonomicznego punktu widzenia jest bardziej korzystny niż fermentacja jednoskładnikowa. Najbardziej odpowiednimi komponentami do współfermentacji są: osady ściekowe, frakcja organiczna odpadów komunalnych i gnojowica. Biokomponenty, które można poddać procesowi współfermentacji oraz wydajność metanu z niektórych typów odpadów przedstawiono w tabelach 2 i 3 [2, 7, 9].

**Tabela 2.** Zalecane i mniej korzystne komponenty do procesu współfermentacji [2]

**Table 2.** Advantageous and poor components for co-fermentation process [2]

Substrat	Bardzo dobrze	Dobrze	Dostatecznie
Biogenne materiały pochodzenia rolniczego: – słoma i pozostałości roślin włóknistych – rośliny zielone, uprawy, ziarna, kiszonki		+	+
Pozostałości po żniwach		+	
Gnojowica		+	
Drożdże i produkty drożdżopodobne	+		
Owoce, kukurydza, ziemniaki – skóra, ziarna	+		
Odpady zwierzęce i pochodzące z rzeźni: – tłuszcz zwierzęcy – krew – odpady rybne – odpady drobiowe	+	+	
Odpady z produkcji tłuszczu roślinnych i zwierzęcych: – rozpuszczony olej roślinny – tłuszcze – osad z olei jadalnych – osad z tłuszczu jadalnych	+	+	
Pulpa I przemysł papierniczy		+	
Osad z produkcji żelatyny	+		
Osad z produkcji krochmalu	+		
Pozostałości z produkcji skrobi ziemniaczanej	+		
Pozostałości z produkcji skrobi kukurydzianej	+		
Pozostałości z produkcji skrobi ryżowej	+		
Odpady z przemysłu spożywczego		+	

Biorąc pod uwagę bardzo duże ilości osadów ściekowych wytwarzanych w oczyszczalniach ścieków oraz liczbę funkcjonujących WKF-ów, współfermentacja osadów z innym typem odpadów organicznych jest bardzo korzystna. Fermentacja metanowa samych osadów ściekowych może być trudna ze względu na ich charakterystykę tj. niska wartości stosunku C:N, niska zawartości suchej masy. Natomiast frakcja organiczna odpadów komunalnych ze względu na swój skład wymaga bardziej złożonych procesów jednostkowych, aby zostać przekształcona do metanu. Wysoka zawartość suchej masy, duża wartość stosunku C:N, deficyt substancji odżywczych, zawartość substancji toksycznych (metale ciężkie, ftalany) może powodować, że fermentacja samych tylko odpadów będzie bardzo trudnym procesem ze względów technicznych i technologicznych. Z drugiej strony frakcja organiczna odpadów komunalnych zawiera dużą ilość łatwobiodegradowalnej substancji organicznej, czego rezultatem jest wydajność metanu osiągająca do 240 dm<sup>3</sup>/kg usuniętej suchej masy. Proponowana współfermentacja osadów ściekowych i frakcji organicznej odpadów komunalnych jest alternatywą dla klasycznego układu fermentacji.

**Tabela 3.** Wydajność metanu z niektórych typów odpadów [7]

**Table 3.** Methane yield from some waste types [7]

Rodzaj odpadów	Zawartość substancji organicznej [%]	Wydajność metanu [dm <sup>3</sup> /kg]
Odpady z gospodarstw domowych	20÷30	150÷240
Osad ściekowy	3÷4	17÷22
Zagęszczony osad ściekowy	15÷20	85÷110
Treść żołądkowa i jelitowa	15÷20	40÷60
Osady oleju rybnego	80÷85	450÷600
Zaolejony bentonit	40÷45	350÷450
Serwatka	7÷10	40÷55
Olej spożywczy/margaryna	90	240

Rozważając problemy związane z klasyczną fermentacją substancji pochodzącej z jednego źródła, współfermentacja wydaje się być obiecującym rozwiązaniem. Zalety procesu współfermentacji obejmują:

- rozcieńczenie substancji toksycznych zawartych w substancjach poddawanych procesowi współfermentacji,
- zwiększenie ilości substancji odżywczych,
- uzyskanie większej produkcji biogazu oraz zwiększenie ilości biodegradowalnej substancji organicznej,
- uzyskanie wysokiego stopnia przefermentowania.

#### 4. Oszacowanie ilości energii możliwej do uzyskania z współfermentacji frakcji organicznej odpadów i osadów ściekowych dla miasta Lublin

Dla zobrazowania korzyści wynikających ze współfermentacji wykonano obliczenia pozwalające oszacować ilość energii, jaka możliwa jest do uzyskania ze współfermentacji osadów ściekowych produkowanych w Miejskiej Oczyszczalni Ścieków „Hajdów” oraz frakcji organicznej odpadów zdeponowanych na Składowisku Odpadów „Rokitno”. Oczyszczalnia ścieków i składowisko przyjmują ścieki i odpady pochodzące z terenu miasta Lublina. Oszacowanie przeprowadzono na podstawie danych empirycznych zawartych w zestawieniu Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska z roku 2008 oraz danych podanych przez Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji w Lublinie [10, 14].

Założenia:

Średni dobowy przepływ ścieków przez oczyszczalnię  $Q_{dsr} = 120000 \text{ m}^3/\text{d}$ ,

Zawartość zawiesin w ściekach dopływających do oczyszczalni  $Z = 285 \text{ g/m}^3$ ,

Stężenie BZT<sub>5</sub> w ściekach dopływających do oczyszczalni  $S_{BZT_5} = 296 \text{ g/m}^3$ ,

Sprawność części mechanicznej względem usuwania zawiesiny ogólnej  $\eta_{zaw} = 0,65$ ,

Sprawność części mechanicznej względem usuwania BZT<sub>5</sub>  $\eta_m = 0,3$ ,

Sprawność części biologicznej względem usuwania BZT<sub>5</sub>  $\eta_b = 0,9$ ,

Przyrost osadu  $\Delta m = 0,6$ .

Ilość osadu wydzielonego w osadnikach wstępnych:

$$G_1 = Q \cdot Z \cdot \eta_{zaw} \text{ [kg/d]} \quad (1)$$

$$G_1 = 120000 \cdot 0,285 \cdot 0,65 = 22230 \text{ [kg/d]}$$

$$V_1 = \frac{G_1}{10 \cdot (100 - W_1)} \text{ [m}^3/\text{d]} \quad (2)$$

$$V_1 = \frac{22230}{10 \cdot (100 - 96)} = 555,8 \text{ [m}^3/\text{d]}$$

$W_1$  – uwodnienie osadu wstępnego, 96%

Ilość osadu wydzielonego w osadnikach wtórnych:

$$G_2 = Q \cdot S_{BZT_5} \cdot (1 - \eta_m) \cdot \eta_b \cdot \Delta m \text{ [kg/d]} \quad (3)$$

$$G_2 = 120000 \cdot 0,296 \cdot (1 - 0,3) \cdot 0,9 \cdot 0,6 = 13427 \text{ [kg/d]}$$

Na podstawie wzoru 2 obliczono objętość osadu po osadnikach wtórnych

$$V_2 = \frac{11863}{10 \cdot (100 - 99)} = 1342,7 \text{ [m}^3/\text{d]}$$

$W_2$  – uwodnienie osadu wtórnego, 96%.

Ilość osadu wstępnego po zagęszczaniu:

Określa się ją na podstawie wzoru 2, uwzględniając zmniejszenie uwodnienia. Dla osadu wstępnego zagęszczanego grawitacyjnie przyjęto, że uwodnienie wynosi 95%.

$$V'_1 = \frac{22230}{10 \cdot (100 - 95)} = 444,6 \text{ [m}^3/\text{d]}$$

Ilość osadu wtórnego po zagęszczaniu:

Uwodnienie przyjęto równe 96%.

$$V'_2 = \frac{13427}{10 \cdot (100 - 96)} = 335,7 \text{ [m}^3/\text{d]}$$

Ilość osadu doprowadzanego do WKF:

Objętość osadu mieszanego

$$W_m = \frac{V'_1 \cdot W'_1 + V'_2 \cdot W'_2}{V'_1 + V'_2} \text{ [%]} \quad (4)$$

$$W_m = \frac{444,6 \cdot 95 + 335,7 \cdot 96}{444,6 + 335,7} = 95,4 \text{ [%]}$$

$$G_m = G_1 + G_2 \text{ [kg/d]}$$

$$G_m = 22230 + 13427 = 35657 \text{ [kg/d]}$$

$$V_m = \frac{35657}{10 \cdot (100 - 95,4)} = 775,2 \text{ [m}^3/\text{d]} = 282948 \text{ [m}^3/\text{a]}$$

Masa organiczna osadów:

Masę organiczną osadów obliczono na podstawie wzoru 5, zakładając  $\rho_{os} = 1020 \text{ kg/m}^3$ ,  $\rho_{wody} = 1000 \text{ kg/m}^3$ ,

$$m_{os} = (\rho_{os} - \rho_{wody}) \cdot V_m \text{ [kg]} \quad (5)$$

$$m_{os} = (1020 - 1000) \cdot 282948 = 5659 \cdot 10^3 \text{ [kg]} = 5659 \text{ [Mg]}$$

Ilość odpadów zdeponowanych na Składowisku Odpadów Rokitno w 2007 r. wynosiła 120041,28 Mg.

Według tabeli 3 zawartość substancji organicznej w odpadach komunalnych stanowi 20-30%, do dalszych obliczeń przyjęto zawartość organiki na poziomie 30%.

$$m_{odp} = 120041,28 \cdot 0,3 = 36012,4 \text{ [Mg]}$$

Ponieważ obliczona masa odnosi się do masy odpadów wilgotnych, należy wyznaczyć masę odpadów suchych uwzględniając ich uwodnienie. Uwodnienie osadów według danych literaturowych wynosi 20% [15].

$$m_{odp_s} = (1 - W) \cdot m_{odp} \text{ [Mg]} \quad (6)$$
$$m_{odp_s} = (1 - 0,2) \cdot 36012,4 = 28809,9 \text{ [Mg]}$$

Objętość powstającego metanu w ciągu roku obliczono wykorzystując wydajność metanu dla odpadów i osadów podaną w tabeli 3. W związku z tym, że najlepsze efekty procesu współfermentacji otrzymuje się gdy wagowy stosunek odpadów do osadów ściekowych wynosi 80:20 [6], do dalszych obliczeń przyjęto, że masa odpadów stanowiąca 80% wynosi 21643,2 [Mg], 20% stanowi całkowita masa wydzielonych osadów.

$$V_{CH_4_{odp}} = 200 \cdot 21643,2 = 4,33 \cdot 10^6 \text{ [m}^3 \text{ CH}_4\text{]}$$

$$V_{CH_4_{osad}} = 90 \cdot 5659 = 5,1 \cdot 10^5 \text{ [m}^3 \text{ CH}_4\text{]}$$

Ilość metanu powstająca podczas współfermentacji odpadów i osadów wynosi:

$$V_{CH_4} = 4,33 \cdot 10^6 + 5,1 \cdot 10^5 = 4,84 \cdot 10^6 \text{ [m}^3 \text{ CH}_4\text{]}.$$

Potencjalna ilość energii chemicznej gazu została obliczona na podstawie wzoru 7. Wartość opałową ( $W_d$ ) metanu przyjęto równą 35897 kJ/m<sup>3</sup>.

$$E = W_d \cdot V_{CH_4} \text{ [J]} \quad (7)$$

$$E = 35897 \cdot 4,84 \cdot 10^6 = 173741,5 \text{ [MJ]} = 48,3 \text{ [MWh]}$$

## 5. Podsumowanie

Fermentacja metanowa mieszaniny odpadów i osadów ściekowych jest bardzo dobrą alternatywą dla fermentacji jednoskładnikowej. Stanowi zarazem przykład na to, jak wiedza z zakresu inżynierii środowiska może służyć do realizacji zasady zrównoważonego rozwoju we współczesnym świecie. Eliminuje

jąc ze środowiska zanieczyszczenia i ograniczając jego degradację czyni je zdolnym do podtrzymania życia następnych pokoleń. W tym kontekście należy wskazać w szczególności na następujące zagadnienia:

- Biometanizacja jest ważnym aspektem odnoszącym się do problematyki podaży nośników energii. Prowadzi do przekształcenia energii zawartej w biomacie w użyteczne paliwo (biogaz). Tym samym przyczynia się do spowolnienia zużycia paliw kopalnych (w tym gazu ziemnego), poprawiając bilans energetyczny kraju i zmniejszając niekontrolowaną emisję biogazu do atmosfery.
- Ponadto przefermentowana masa może stanowić cenny nawóz.
- Istotną zaletą współfermentacji jest także zmniejszenie liczby niezbędnych składowisk odpadów, co jest istotnym zagadnieniem w aspekcie ochrony powierzchni ziemi.

## Literatura

1. **Angelidaki I., Sanders W.:** *Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants*. Reviews in Environmental Science and Biotechnology 3(2), 117-129, 2004.
2. **Braun R., Brachtl E. and Grasmug M.:** *Codigestion of proteinaceous industrial waste*. Applied Biochemistry and Biotechnology 109, 139-153, 2003.
3. **Cecchi F., Pavan P. and Mata-Alvarez J.:** *Anaerobic co-digestion of sewage sludge: application to the macroalgae from the Venice lagoon*. Resources, Conservation and Recycling 17, 57-66, 1996.
4. **De Feo G., Malvano C.:** *The use of LCA in selecting the best MSW management system*, Waste Management (2009), doi:10.1016/j.wasman.2008.12.021, 2009.
5. **El Haggag S.:** *Sustainable Industrial Design and Waste Management*, Elsevier Academic Press, London 2007.
6. **Hamzawi N., Kennedy K.J and McLean D.D.:** *Anaerobic digestion of co-mingled municipal solid waste and sewage sludge*. Water Science and Technology 38(2), 127-132, 1998.
7. **Ledakowicz S., Krzystek L.:** *Wykorzystanie fermentacji metanowej w utylizacji odpadów przemysłu rolno-spożywczego*. Biotechnologia 3(70), 165-183, 2005.
8. **Milich L.:** *The role of methane in global warming: where might mitigation strategies be focused?* Global Environment Change 9, 179-201, 1999.
9. **Montusiewicz A., Lebiocka M., Pawłowska M.:** *Characterization of the biometanization process in selected waste mixtures*. Archives of Environmental Protection 34(3), 49-61, 2008.
10. MPWiK Lublin: <http://www.mpwik.lublin.pl/> (21.02.2009).
11. *Ochrona Środowiska 2008*, Główny Urząd Statystyczny, Departament Badań Regionalnych i Środowiskowych, Warszawa 2008.
12. *Our Common Future, The Report of the World Commission on Environment and Development*, Oxford University Press, New York 1987.
13. **Pawłowski A.:** *Rozwój zrównoważony – idea, filozofia, praktyka*. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, vol. 51, Komitet IŚ, Lublin 2008.



14. *Raport o stanie środowiska naturalnego województwa lubelskiego w latach 2006-2007*. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Lublin 2008.
15. **Rosik-Dulewska C.:** *Podstawy gospodarki odpadami*. PWN, Warszawa 2000.
16. **Scharff H. and Jacobs J.:** *Applying guidance for methane emission estimation for landfills*. *Waste Management* 26, 417-429, 2006.
17. **Wuebbles D.J. and Hayhoe K.:** *Atmospheric methane and global change*. *Earth-Science Reviews* 57, 177-210, 2002.
18. **Zacharof A.I., Butler A.P.:** *Stochastic modelling of landfill leachate and biogas production incorporating waste heterogeneity. Model formulation and uncertainty analysis*. *Waste Management*, 24, 453-462, 2004.
19. **Zotos G., Karagiannidis A., Zampetoglou S., Malamakis A., Antonopoulos I.-S., Kantogianni S., Tchobanoglous G.:** *Developing a hostic strategy for integrated waste management within municipal planning: Challenges, policies, solutions and perspectives for Hellenic municipalities in zero-waste, low-cost direction*. *Waste Management* (), doi:10.1016/j.wasman.2008.11.016, 2009.

## **Biomethanization as a Method of Sustainable Utilization of Wastes**

### **Abstract**

Millions tones of waste are produced every year in Poland. Among them industrial waste, municipal solid waste and sewage sludge can be marked out. In decades-long time the main method of their utilization was dumping on the landfill sites. Growing production of wastes effects with using non-renewable resources and leave disadvantageous legacy to the future generations. The aim of sustainable waste management is to reduce, reuse and recycle of wastes. In this paper anaerobic digestion process was shown as a sustainable utilization method. A sustainable sewage and solid waste management is a difficult task from economical and technical point of view. However, biogas production – one of the accelerating sectors of renewable energy seems to be a promising solution. Since environmental regulations in the European Union are based on the concept of prevention and control of pollution, therefore waste-sludge management, waste disposal and environmental pollution are strictly linked. Biogas is formed as a product of the anaerobic digestion process and usually contains about 40-70% of methane. With regard to its high energetic value methane can be considered as a source of energy for producing heat or electricity. Alternative for anaerobic digestion could be co-digestion. This process makes conversion more profitable in comparison with one-source waste. In this study an amount of energy which can be obtain during co-digestion of solid waste and sewage sludge was estimated.

## **Unieszkodliwianie odcieków składowiskowych w systemach roślinno-gruntowych – możliwości doboru dawki odcieków w inicjalnej fazie rozwoju roślin**

*Andrzej Białowiec, Sławomir Kasiński  
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*

### **1. Wstęp**

Infiltrujące przez hałdę odpadów wody opadowe, ługując związki chemiczne, generują powstawanie odcieków składowiskowych, których skład chemiczny przynajmniej kilkakrotnie przewyższa stężenia dopuszczalne ścieków wprowadzanych do wód i do ziemi. Zanieczyszczenia migrujące w głąb profilu glebowego powodują zagrożenie dla wód podziemnych i powierzchniowych. Powstaje konieczność unieszkodliwienia zbieranych odcieków. Najczęściej stosowaną metodą jest bezpośrednie kierowanie do oczyszczalni ścieków, w praktyce jednak oznacza to ich rozcieńczenie.

Na wielu składowiskach stosowana jest również recyrkulacja odcieków, jednak w łącznym bilansie wodnym składowiska prowadzi ona do nadmiernego nawodnienia odpadów grożącego zachwianiem stabilności hałdy. Stosowane są także różnego rodzaju technologie oczyszczania odcieków na terenie składowisk, jednak ze względu na dużą zmienność składu chemicznego odcieków w trakcie eksploatacji składowiska są to metody drogie i kłopotliwe w eksploatacji. Podejmowane są również próby oczyszczania odcieków w systemach hydrofitowych (constructed wetlands) [12]. Jednakże, są to rozwiązania z których oczyszczone odcieki odprowadzane są do odbiornika, a więc następuje emisja części nie usuniętych z odcieków zanieczyszczeń. Alternatywnym sposobem unieszkodliwiania odcieków jest zastosowanie systemów roślinno-gruntowych do ich odparowania. Metoda polega na wykorzystaniu procesu ewaporacji z wolnej powierzchni wody/gruntu, wspartej transpiracyjną działal-

nością roślin. W wyniku zachodzących procesów następuje zmniejszenie objętości odcieków. W warunkach polskich, możliwe jest uzyskanie negatywnego bilansu wodnego składowiska. Jedną z najważniejszych zalet tej metody jest niski koszt budowy i eksploatacji w porównaniu z konwencjonalną metodą unieszkodliwiania odcieków w oczyszczalni ścieków.

Obecnie poszukuje się gatunków roślin charakteryzujących się wysoką transpiracją i zdolnością adaptacji do szerokiego zakresu stężeń zanieczyszczeń występujących w odciekach. Dotychczas prowadzono badania, głównie nad zastosowaniem wierzb [5, 6]. Tchobanoglous [9] informuje, że ze względu na odporność na zmiany środowiskowe i wysoką wydajność fotosyntezy, bardziej produktywne od roślin lądowych są rośliny wodne. Rośliny takie, najczęściej trzciny (*Phragmites australis*), od lat są stosowane do oczyszczania wód z różnego rodzaju zanieczyszczeń. Obserwowano na obiektach hydrofitowych oczyszczalni ścieków, gdzie zastosowano trzciny, zmniejszenie w wyniku ewapotranspiracji ilości wypływających ścieków, a nawet ich czasowy brak w szczycie sezonu wegetacyjnego [4, 10]. Trzcina pospolita (*Phragmites australis*) jest szeroko rozpowszechniona na całym świecie, posiada wysokie właściwości transpiracyjne i potrafi rosnąć w wodach silnie zanieczyszczonych. W związku z tym podjęto próby wykorzystania trzciny do unieszkodliwiania odcieków [3]. Obecnie, głównym problemem jest ustalenie dawki odcieków, przy której nie byłoby ich negatywnego wpływu na trzciny, a jednocześnie efektywność parowania byłaby wysoka [7, 8]. W omawianej technologii, ze względu na zmienny charakter odcieków składowiskowych, przed przystąpieniem do budowy systemu roślinno-gruntowego z trzcina konieczne jest określenie dawki odcieków, w oparciu o test fitotoksykologiczny. Ze względu na to, iż o efektywności procesu unieszkodliwiania odcieków decyduje transpiracja roślin do badań jako wskaźnik wpływu dawki odcieków na rośliny wybrano stopień otwarcia aparatów szparkowych liści. Określona maksymalna dawka odcieków w oparciu o test fototoksykologiczny posłużyła następnie jako parametr technologiczny, przy projektowaniu eksploatacji systemu roślinno-gruntowego w warunkach technicznych. Uzyskane wyniki laboratoryjne skonfrontowano z danymi uzyskanymi po roku eksploatacji systemu z trzcina.

## 2. Metodyka

Badania zostały podzielone na dwa etapy. Pierwszy z nich obejmował ekspozycję niezakorzenionych kłaczy trzciny na wzrastające stężenia odcieków w warunkach laboratoryjnych. Doświadczenie miało na celu sprawdzenie stężenia, przy którym wystąpi negatywna reakcja roślin na czynniki występujące w odciekach.

Kolejny etap został przeprowadzony na składowisku odpadów komunalnych w Zakurzewie koło Grudziądza. Na szczycie wyłączonej z użytkowania hałdy odpadów wybudowano system roślinno-gruntowy o powierzchni 2500 m<sup>2</sup>, który przez cały sezon wegetacyjny w roku 2006 oraz 2007 nawadniany był odciekami składowiskowymi. Te same odcieki zostały uprzednio użyte do badań laboratoryjnych.

## **2.1. Organizacja i przebieg eksperymentu w warunkach laboratoryjnych**

Kłaczka trzciny zostały wykopane ze stawu znajdującego się przy Katedrze Biotechnologii w Ochronie Środowiska, UWM. Przez 10 dni rośliny inkubowano w temperaturze około 20 °C w szklarni, następnie te kłaczka, które wypuściły pędy przeniesiono do oddzielnych butelek o objętości 1,5 dm<sup>3</sup>. Tak przygotowane próby rosły zatopione wodą wodociągową w okresie 2 tygodni. Po tym etapie wybrano do badań 45 roślin o podobnych rozmiarach.

Rośliny przez pierwsze 5 tygodni rosły w wodzie wodociągowej, po czym zostały umieszczone w roztworach odcieków o wzrastającym stężeniu od 0% (woda wodociągowa) poprzez, 6,25; 12,5; 18,75; 25; 37,5; 50; 75 do 100% w/w. Ekspozycja na odcieki trwała kolejny tydzień. Każdy wariant wykonano w 5 powtórzeniach. W tabeli 1 zestawiono podstawowe parametry charakteryzujące właściwości odcieków oraz ich roztworów.

Po wymianie wody wodociągowej na roztwory odcieków codziennie mierzono stopień rozwarcia aparatów szparkowych który wrażony jest w jednostce transpiracji wody z powierzchni liści [ $\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ]. Wykorzystano do tego celu porometr AP-4-UM-3 DELTA-T DEVICES. Metoda pozwala na określenie aktualnego stopnia rozwarcia aparatów szparkowych. Pomimo iż wynik wyrażony jest w ilości moli cząsteczek wody, parującej z otwartej powierzchni aparatu szparkowego w jednostce czasu, to nie odzwierciedla on rzeczywistej transpiracji, na którą wpływa wiele innych czynników fizycznych. Powyższy parametr zastosowano w pracy jako wskaźnik reakcji fizjologicznej roślin na czynniki chemiczne występujące w odciekach, a nie jako parametr wskazujący na efektywność unieszkodliwiania odcieków przez odparowanie.

Uzyskane wielkości średniego otwarcia aparatów szparkowych porównano ze sobą dla poszczególnych wariantów w rozbiciu na kolejne dni ekspozycji roślin na odcieki. Za pomocą testu NIR na poziomie istotności  $p < 0,5$  wykonano szczegółową analizę zmienności pomiędzy wielkością transpiracji roślin rosnących w warunkach laboratoryjnych, a stężeniem odcieków.

Najmniejszą dawkę odcieków przy której występuje efekt toksyczny (LOEC) określono w oparciu o metodykę podaną przez APHA (1992).

**Tabela 1.** Właściwości odcieków pochodzących ze składowiska w Zakurzewie koło Grudziądza, i ich roztworów użytych w doświadczeniu laboratoryjnym  
**Table 1.** Properties of landfill leachate from landfill in Zakurzewo near Grudziądz, and its solutions, used in the laboratory experiment

Parametr	Jednostka	Udział odcieków w roztworze [%]							
		100	75	50	37,5	25	18,75	12,5	6,25
Odczyn	pH	8,74	8,70	8,65	8,61	8,58	8,49	8,40	8,23
Przewodnictwo	mS/cm	4,46	3,68	2,90	2,35	1,80	1,45	1,10	0,55
CHZT	mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	997,0	794,0	592,0	410,5	229,0	199,5	170,0	132,0
Chlorki	mg Cl/dm <sup>3</sup>	131,0	97,0	63,1	47,9	32,6	24,9	16,9	8,5
Azot Kjeldahla	mg/dm <sup>3</sup>	680,0	509,5	339,0	253,6	168,3	127,1	85,4	42,1
Azot amonowy	mg/dm <sup>3</sup>	576,0	431,0	286,0	214,3	143,0	114,2	85,4	43,0
Subst. rozp.	mg/dm <sup>3</sup>	6040	4305	2570	2042	1515	1248	982	507
Poz. po praż.	mg/dm <sup>3</sup>	4805	3407	2010	1590	1170	948	727	350
	%	79,5	78,8	78,2	77,6	77,2	75,6	74,0	69,3
Straty przy praż.	mg/dm <sup>3</sup>	1235	898	560	454	345	300	255	155
	%	20,5	21,15	21,8	22,3	22,8	24,4	26,0	30,7

Wyliczono dla poszczególnych stężeń wielkość średniej inhibicji (I%) wg równania:

$$I\% = \frac{(a - b) \cdot 100\%}{a} \quad (1)$$

gdzie:

- a – mierzony parametr określony w próbie kontrolnej,
- b – mierzony parametr przy ekspozycji na czynnik toksyczny.

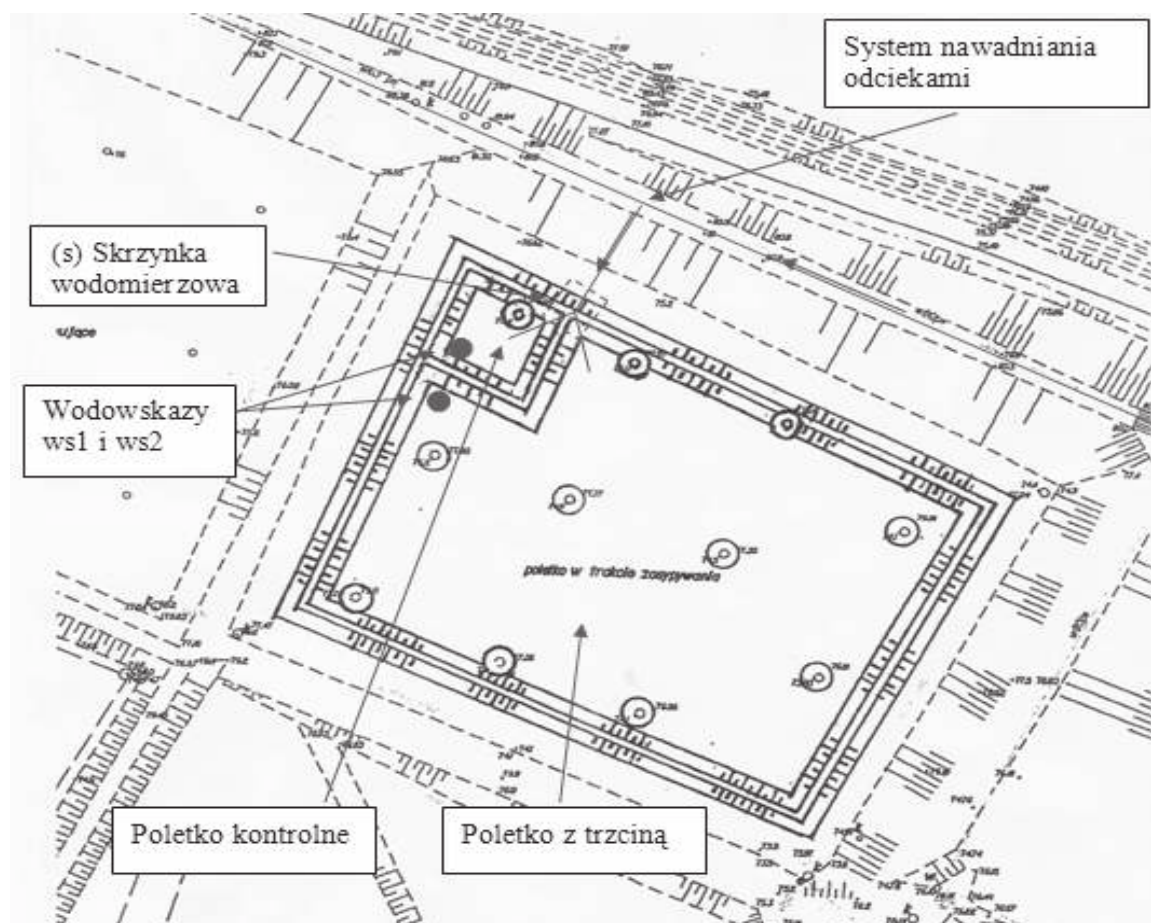
Następnie przeprowadzono analizę zależności wielkości inhibicji i wartości stężenia odcieków w roztworach. Z zależności tej, metodą graficzną wyznaczono LOEC.

## 2.2. Organizacja i przebieg eksperymentu w warunkach technicznych

Składowisko odpadów komunalnych w Zakurzewie zlokalizowane jest na obszarze gminy Grudziądz około 15 km na północ od centrum miasta. Łączna powierzchnia składowiska wynosi 13,5 ha, z czego ponad 2,5 ha zajmują przyzmy energetyczne [1]. Składowisko w Zakurzewie zostało zbudowane w 1997 r. i jest eksploatowane w oparciu o technologię utylizacji odpadów w przyzmach energetycznych. Ocieki składowiskowe, zbierane przez drenaż, grawitacyjnie spływają do studni zbiorczej, a następnie do zbiornika retencyjnego o objętości roboczej 2500 m<sup>3</sup>.

Podstawowe prace ziemne w Zakurzewie związane z budową systemu roślinno-gruntowego, obejmujące niwelację terenu, budowę obwałowań, ułożenie warstwy gruntu zawierającej kłacza trzciny przebiegały w roku 2006 r. Wykonawcą przedsięwzięcia był Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie oraz Zakład Użyteczności Publicznej w Grudziądzu w strukturze, którego działa składowisko odpadów komunalnych.

Na szczycie wyłączonej z użytkowania hałdy odpadów, wybudowano system o powierzchni około 2500 m<sup>2</sup>. Na nieprzepuszczalnej warstwie gruntu, którą była przykryta hałda, ułożono kolejno 50 cm warstwę gliny oraz, następnie, warstwę osadu ściekowego w ilości 250 Mg/ha wymieszanego z kłaczami trzciny. Warstwa osadu ściekowego miała na celu uzupełnienie substancji biogennych w gruncie. Brzegi zabezpieczono groblami z gliny o wysokości i szerokości około 1,0 m. Konstrukcję systemu przedstawia rysunek 1.



**Rys. 1.** Schemat konstrukcji systemu roślinno-gruntowego na składowisku w Zakurzewie

**Fig. 1.** Soil-plant system construction at landfill in Zakurzewo

Po ułożeniu warstwy osadu ściekowego z kłaczami trzciny (1 lipca 2006 r.) rozpoczęto nawadnianie systemu roślinno-gruntowego. Przez pierwsze pięć tygodni kłacza nawadniano czystą wodą opadową zgromadzoną w nowej, nie eksploatowanej kwaterze składowiska. Kiedy kłacza rozwinęły się, rozpoczęto nawadnianie odciekami zgromadzonymi uprzednio w zbiorniku retencyjnym. Do tego celu wykorzystano istniejący system recyrkulacji. Drugim źródłem były wody opadowe.

Przeprowadzono badanie stanu fizjologicznego roślin w systemie roślinno-gruntowym. W tym celu zmierzono stopień rozwarcia aparatów szparkowych na powierzchni liści oraz przewodnictwo elektrolityczne odcieków, znajdujących się wewnątrz systemu. Parowanie chwilowe [ $\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ] mierzono porometrem AP-4-UM-3 DELTA-T DEVICES. Przewodnictwo elektrolityczne [ $\text{mS}/\text{cm}$ ] mierzono konduktometrem Hanna Instruments EC/TDS Waterproof. Pomiaru wykonywano codziennie przy każdym z 10 stanowisk z trzciniami.

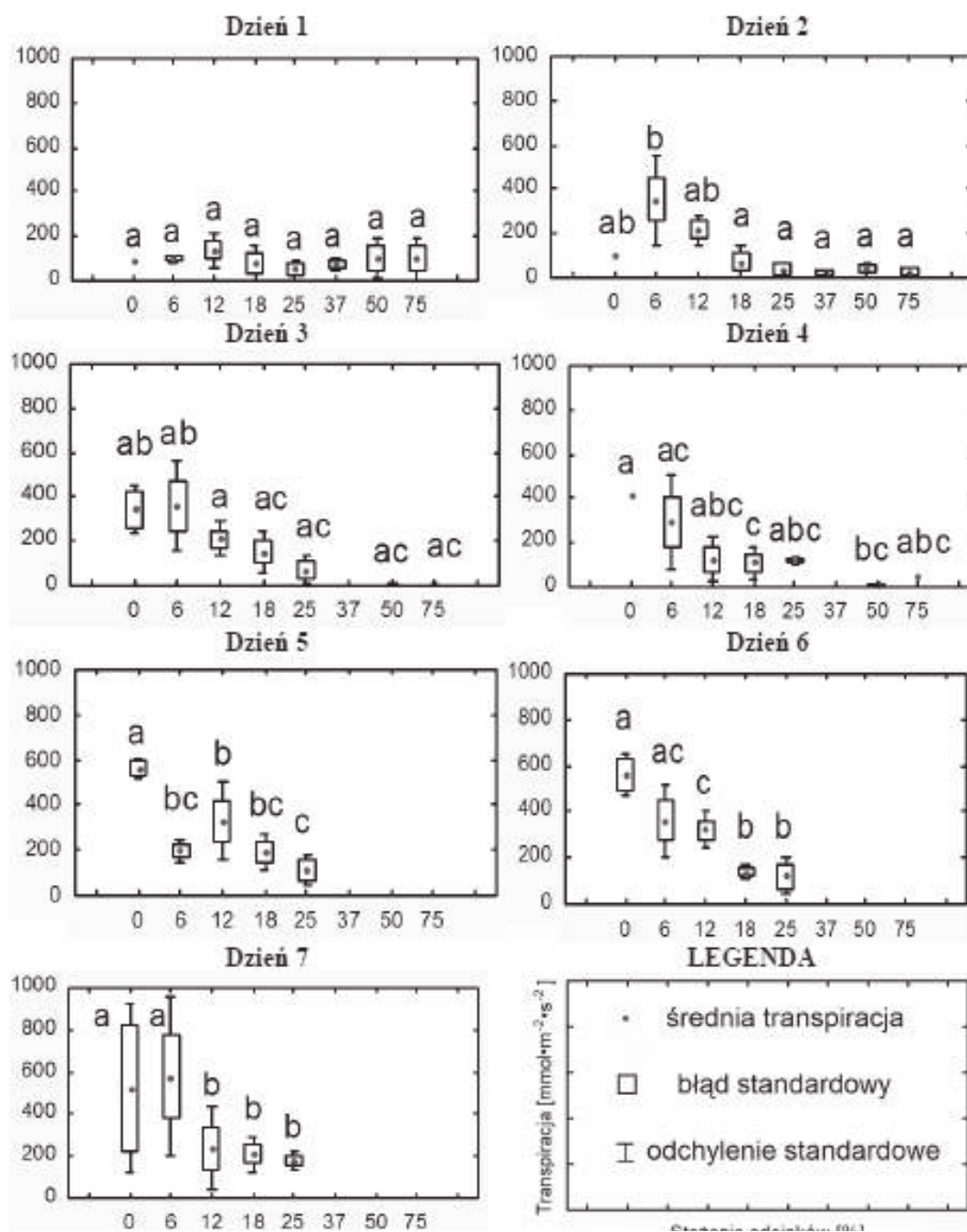
Do badań wybrano 100 roślin (10 stanowisk x 10 szt.) w taki sposób, aby objąć jak największą powierzchnię systemu porośniętego trzcina.

Przez 152 dni, od 1 lipca 2006 r. do 30 listopada 2006 r. (koniec sezonu wegetacyjnego), do systemu roślinno-gruntowego zostało doprowadzonych 231,0 m<sup>3</sup> czystej wody (w lipcu), 648,1 m<sup>3</sup> opadów i 283,0 m<sup>3</sup> odcieków. Ocieki stanowiły 24,4% całkowitej ilości cieczy dostarczonej do systemu roślinno-gruntowego. Przy czym w pierwszym miesiącu, od rozpoczęcia nawadniania odciekami udział odcieków nie przekroczył wartości 7,0%. W roku kolejnym badania zostały ponowione. Trzciny utrzymywane były w stałym podtopieniu o głębokości około 60 cm. Ocieki stanowiły 37,6% całkowitej ilości cieczy dostarczonej do systemu roślinno-gruntowego.

### **3. Wyniki i dyskusja**

#### **3.1. Test fitotoksykologiczny**

Poziom transpiracji odzwierciedla kondycję roślin, które w wyniku zanieczyszczenia bronią się przed nadmierną utratą wody i zamykają swoje aparaty szparkowe [11]. Wykonanie tego pomiaru pozwoliło na zbadanie po jakim czasie i jak zareagują trzciny na różne roztwory odcieków. Trzciny rosnące w roztworze 100% uschły już po pierwszych 24 godzinach ekspozycji na ocieki (pierwszy dzień pomiarów). U pozostałych roślin nie wykazano w tym dniu istotnych różnic. Już po 72 godzinach zaobserwowano, że transpiracja trzciny jest odwrotnie proporcjonalna do stężenia odcieków. Efekt ten najlepiej był widoczny piątego i szóstego dnia (rysunek 2). Oznacza to, iż z praktycznego punktu widzenia, w tego typu testach, pomiary transpiracji z wykorzystaniem porometru powinno wykonywać się w okresie od 5 do 6 dnia po zastosowaniu odcieków.

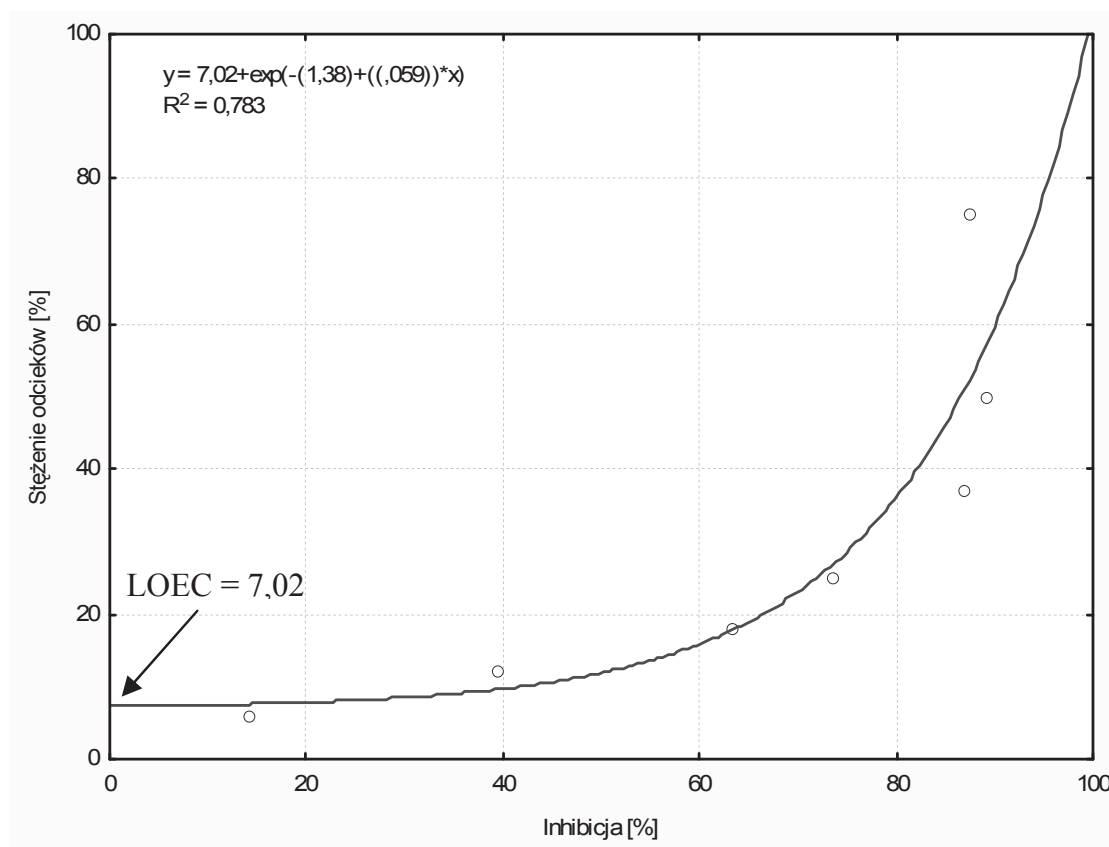


**Rys. 2.** Zależność stopnia otwarcia aparatów szparkowych (transpiracja) od stężenia odcieków. Średnie wartości pomiędzy którymi występowały istotne różnice ( $p < 0,05$ ) oznaczono za pomocą kombinacji liter „a”, „b” i „c”. Analiza występujących różnic została wykonana przy wykorzystaniu testu NIR ( $p < 0,05$ )

**Fig. 2.** The dependence between the degree of leaf stomata opening (transpiration) and landfill leachate concentration. Mean values where the statistical differences were founded, have been marked by characters “a”, “b” and “c”. Differences analysis was made with LSD test ( $p < 0.05$ ).



Pomiary wykonane w laboratorium wykazały, że transpiracja roślin hodowanych w tych warunkach jest odwrotnie proporcjonalna do stężenia odcieków. Zaznaczyć trzeba, że dla roztworu 100% transpiracji nie zanotowano, co spowodowane było toksycznym oddziaływaniem odcieków na trzciny, a w konsekwencji uschnięciem liści w niecałe 24 godziny. Graficzna analiza zależności inhibicji otwarcia aparatów szparkowych od wzrastającego stężenia odcieków pozwoliła na określenie najniższego stężenia odcieków przy którym występuje toksyczny efekt (LOEC) na poziomie 7,02% (rysunek 3). Oznacza to, iż udział odcieków w ogólnej ilości wód docierających do systemu z trzciniami nie powinien przekraczać tej wartości. Wartość ta określona została dla roślin młodych, parametr ten ma zastosowanie w początkowej fazie wpracowania systemu.

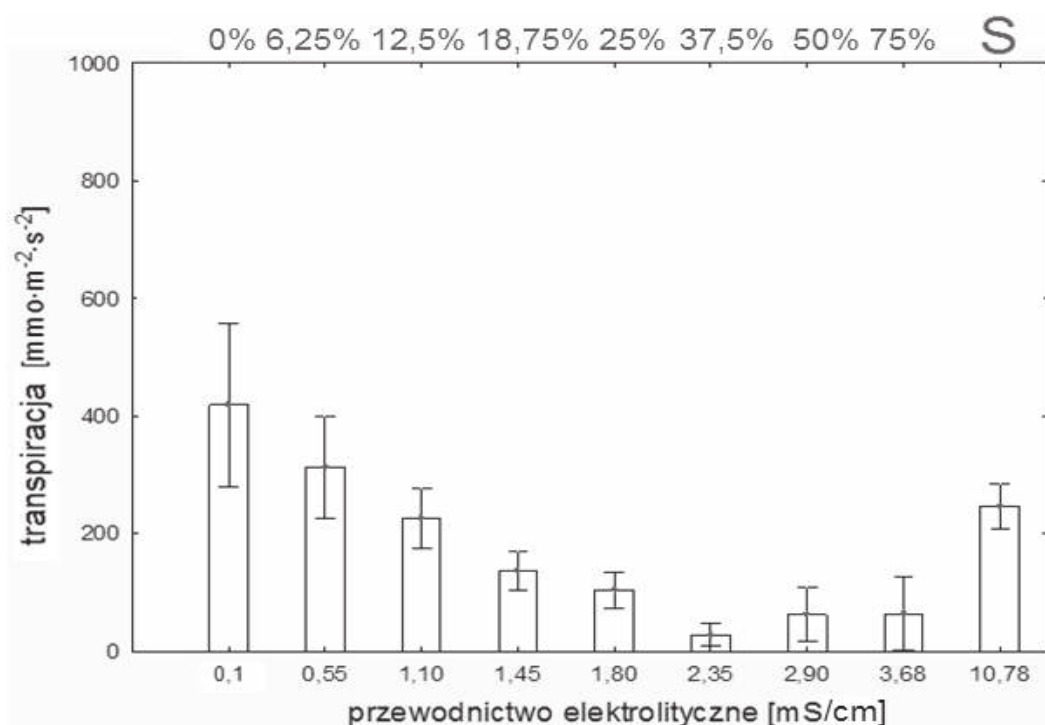


Rys. 3. Graficzne określenie LOEC

Fig. 3. Graphical LOEC assesment

Ze względów praktycznych, postanowiono określić stan fizjologiczny roślin nawadnianych odciekami, przy wyższych obciążeniach hydraulicznych w rok po posadzeniu w warunkach technicznych i porównać z wcześniejszymi wynikami laboratoryjnymi. W tym celu, jako wspólny parametr obrazujący warunki fizyko-chemiczne, w których hodowano rośliny w laboratorium oraz

w systemie roślinno-gruntowym wybrano przewodnictwo elektrolityczne roztworu. Te same odcieki stosowano zarówno do badań laboratoryjnych, jak i nawadniania systemu trzcinowego zlokalizowanego na składowisku w Zakurzewie. Ciągła ewapotranspiracja roślin na szczycie hałdy odpadów powodowała zateżnienie się jonów. Dodać należy, że w warunkach technicznych, wody w systemie dodatkowo zasilane były opadem atmosferycznym. Powodowało to rozcieńczenie odcieków. Z tego powodu pomiary przewodnictwa elektrolitycznego wykonano wielokrotnie w różnych miejscach (w sumie 74 pomiary). Średnia wartość przewodnictwa cieczy wewnątrz systemu była równa 10,78 mS/cm, podczas gdy surowe odcieki charakteryzowały się przewodnictwem 4,46 mS/cm. Świadczy o przewadze ewapotranspiracji nad zasilaniem wodami opadowymi (rysunek 4).



**Rys. 4.** Porównanie stopnia otwarcia aparatów szparkowych liści (transpiracja) trzcin rosnących w warunkach laboratoryjnych (słupki od 0 do 75%) z trzcinami rosnącymi na składowisku odpadów w Zakurzewie koło Grudziądza (słupek „S”)

**Fig. 4.** The comparison of the degree of leaf stomata opening (transpiration) of reed growing in laboratory conditions (bars in range from 0% to 75%) with reeds growing at the landfill in Zakurzewo near Grudziądz (bar “S”)

W sumie na składowisku wykonano 915 pomiarów transpiracji z powierzchni liści. Wykazały one, że trzcin rosnące w warunkach laboratoryjnych charakteryzowała dużo niższa odporność na wysokie stężenia odcieków- rośliny zaczęły istotnie zamykać aparaty szparkowe już przy wartości przewodnictwa

2,35 mS/cm, podczas gdy rośliny porastające system przy wartości 10,78 mS/cm dobrze się rozwijały (rysunek 4).

#### 4. Podsumowanie

Trzciny dobrze zaadaptowały się do warunków panujących na składowisku. Rośliny rosnące na składowisku wykazały większą odporność na zanieczyszczenia występujące w odciekach niż rośliny rosnące w warunkach laboratoryjnych. Mimo wysokiej przewodności elektrolitycznej wód zgromadzonych wewnątrz systemu (10,78 mS/cm) trzciny charakteryzowały się transpiracją (otwarceniem aparatów szparkowych) na poziomie około  $250 \text{ mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-2}$ . U roślin niezakorzenionych wartość ta była mniejsza przy 10-krotnie mniejszej przewodności (1,10 mS/cm). Badania laboratoryjne wykazały duże korzyści płynące z prowadzenia wstępnych badań poprzedzających projekt technologiczny systemu roślinno-gruntowego do unieszkodliwiania odcieków. Wstępne testy, pozwolić mogą na określenie początkowej dawki odcieków, która nie powinna być przekroczona w okresie rozwoju sadzonek trzciny. Ze względu na znaczące różnice we właściwościach fizyko-chemicznych odcieków pochodzących z różnych składowisk, uzyskane wyniki nie mają charakteru uniwersalnego, a wstępne testy fitotoksykologiczne powinny być wykonywane oddzielnie w każdym przypadku. Uzyskane wyniki potwierdzają możliwość zastosowania systemów roślinno-gruntowych do unieszkodliwiania odcieków składowiskowych.

#### Literatura

1. **Agopsowicz M, Białowiec A., Radziemska M.:** *Municipal waste disposal in energetic piles in SWECO technology – seven years of operation and what now?*. Archives of Environmental Protection, vol. 32, 3, 2006.
2. **APHA.:** *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 18th ed., APHA, AWWA and WEF, Washington DC, USA, 1992.
3. **Białowiec A.** *Unieszkodliwianie odcieków ze składowisk odpadów komunalnych z wykorzystaniem systemów roślinno-gruntowych*. (Praca doktorska), pod kierunkiem dr hab. Ireny Wojnowskiej-Baryła, prof. UWM, 2005.
4. **Białowiec A., Zieliński M., Dębowski M.:** *Wpływ ewapotranspiracji na prace hydrofitowych oczyszczalni ścieków*. Prace Naukowe Instytutu Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej. Studia i Materiały Vol. 82, Nr 22; 26-39, 2006.
5. **Białowiec, A., Wojnowska-Baryła, I. Agopsowicz, M.:** *The controlling of landfill leachate evapotranspiration from soil-plant systems with willow – Salix amygdalina L.* Waste Management and Research, Vol. 2, No. 25, pp.61–67, 2007a.
6. **Białowiec A., Wojnowska-Baryła I. Agopsowicz M.:** *The efficiency of evapotranspiration of landfill leachate in the soil-plant system with willow Salix amygdalina L.* Ecological Engineering, Volume 30, Issue 4, 1 August 2007, 356-361, 2007b.

7. **Białowiec A., Agospowicz M., Wojnowska-Baryła I.:** *Landfill leachate treatment in evapotranspirative soil-plant systems with reed – Phragmites australis.* Proceedings of the Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium in Sardinia, 1-5 October 2007c.
8. **Białowiec A., Wojnowska-Baryła I.:** The landfill leachate evapotranspiration in soil-plant system with reed - *Phragmites australis*. *Int. J. of Environment and Waste Management*, Vol. No. 6 2008.
9. **Tchobanoglous, G.:** *Aquatic systems for wastewater treatment: engineering considerations.* in Reede. K.R. and Smith, W.H. (Eds.): *Aquatic Plants for Wastewater Treatment and Resource Recovery.* Magnolia Publishing Inc., Orlando, Florida, pp.27–48, 1987.
10. **Toczyłowska I., Obarska-Pempkowiak H., Kowalik P.:** *Efektywność oczyszczania ścieków w hydrofitowych rowach serpentynowych na pojezierzu kaszubskim.* Materiały Konferencji Naukowej „Kształtowanie Środowiska” – Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Olsztyn, 16-28.06.2001.
11. **Trapp S., Zambrano K.C., Kusk K.O., Karlson U.:** *A phytotoxicity test using transpiration of willows.* *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 39, 154–160, 2000.
12. **Wojciechowska E., Obarska-Pempkowiak H.,** *Performance of Reed Beds Supplied with Municipal Landfill Leachate.* in Vymazal J. (Eds) *Wastewater Treatment, Plant Dynamics and Management in Constructed and Natural Wetlands* 251-265, Springer, Netherlands, 2008.

## **Landfill Leachate Treatment in Soil-Plant Systems – Possibilities of Leachate Dose Rate Selection in Initial Plants Growth**

### **Abstract**

Precipitation water infiltrating through waste heap and extracting different chemical compounds, generate landfill leachate. Landfill leachate should be than collected, and effectively treated. One of the promising technologies of landfill leachate treatment is a considerable decrease in leachate volume due to evapotranspiration from the soil-plant systems. The decreasing of leachate volume in soil-plant system ensues due to evaporation supported by plants transpiration. In year 2006, the soil-plant systems with reed have been implemented at the landfill in Zakurzewo near Grudziądz, Poland. At the top of the one of the big waste piles, the soil-plant system with area of 2 500 m<sup>2</sup> was built. The efficiency of leachate treatment is evaluated on the base of water balance considering the measurements of amount leachate pumped into the soil-plant system, precipitation measurements, and meteorological data of evaporation measured with using Peach Evaporometer. The share of landfill leachate in total amount water supplied into soil-plant system was 24.4% during first year of operation and 37.6% in the second year. During second year, in the peak of vegetative season, the

measurements of degree of opening leaf stomata (transpiration) of 100 reeds were done. The transpiration rate was measured by Porometer AP-4-UM-3 Delta-T Devices [ $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ]. The results of measurements were used for assessment of reeds behavior in the toxic condition of landfill leachate supplying. During second year, July the mean value of reed degree leaf stomata opening was at the level 261.3 [ $\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ]. Comparison, with laboratory results indicated strong adaptation force of reed growing at the landfill. The electrolytic conductance (EC) of the leachate gathered in the soil-plant system was 10.8 mS/cm. During laboratory tests similar reed transpiration rate – 250.3 [ $\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ] was measured for solution with EC – 1.1 mS/cm. The lowest effective concentration causing toxic effect was on the level 7% of leachate. Research indicated that during initial plants growth the dose rate of leachate shouldn't exceed 7%.

# **Próba sformułowania w ujęciu systemowym reguły optymalnego osiągnięcia celów technicznych przy rozwiązywaniu problemów projektowych obiektów budowlanych na przykładzie sieci wodociągowych**

*Małgorzata Dalewska-Kolan, Paweł Podwójci  
Wydział Budownictwa, Mechaniki i Petrochemii, Płock,  
Politechnika Warszawska*

## **1. Wstęp**

Główne zadania, jakie na swojej drodze zawodowej napotyka inżynierowie, związane są z potrzebą, a niejednokrotnie koniecznością, rozwiązywania problemów, które ujawniają się w trakcie cykli życia obiektów technicznych, to znaczy podczas ich projektowania, wykonywania, użytkowania i eksploatacji. Przez pojęcie „problem”, rozumie się nieakceptowany lub niezgodny z preferencjami obecnych lub przyszłych użytkowników i eksploatorów, istniejący stan obiektu. Rozwiązanie problemu to wskazanie drogi doprowadzającej do przekształcania w postać, której zaistnienie zlikwiduje niezgodności między stanem zastanym a oczekiwanym. W czasach ogromnego nagromadzenia obiektów technicznych uzyskanie poprawnego efektu końcowego, który powinien mieć charakter trwały w stosunku do przewidywanego czasu użytkowania i eksploatacji obiektu, jest prawdziwym wyzwaniem. Współczesne obiekty budowlane (np. sieci wodociągowe) stanowią układy dynamiczne. Charakteryzują się dużą złożonością samą w sobie. Poza tym, pozostają w obustronnych relacjach z innymi obiektami, z którymi współdziałają, jak również z elementami otoczenia, z którymi współistnieją i funkcjonują [12, 14].

Z powyższego wynika, że podczas poszukiwania rozwiązań problemów technicznych dotyczących rozpatrywanych obiektów, konieczne jest określenie właściwych obszarów rozważań, zapewniających uzyskanie odpowiedzi na

pytania, które stworzą możliwości formułowania poprawnych decyzji. Dopiero bowiem w ramach zidentyfikowanego obszaru wymagane jest przeprowadzenie analizy relacji i sprzężeń zachodzących wewnątrz samych obiektów, ale również określenie wielostronnych i wielokierunkowych zewnętrznych powiązań. Chcąc poznać zasadę funkcjonowania obiektów nie można ich izolować i ograniczyć się do wyłonienia jedynie elementów składowych i poprzestania na studiowaniu tylko uproszczonych, jednokierunkowych zależności „przyczyna-skutek”. Droga poszukiwania rozwiązań musi prowadzić przez analizę uwzględniającą skomplikowanie całego układu. Uzyskanie optymalnych rozwiązań, zapewniających osiągnięcie oczekiwanych celów technicznych obiektu, wymaga więc przede wszystkim eksperckiej wiedzy inżynierskiej, która musi uwzględniać szeroki zasób wiadomości danej specjalności, ale również dobrej znajomości kontekstu oddziaływania z obiektami technicznymi innych branż oraz z czynnikami środowiskowymi, ekonomicznymi i społecznymi [13].

Decyzje techniczne, podejmowane przy rozwiązywaniu problemów w tak skomplikowanych układach, wymagają rozpatrzenia wielu aspektów [9, 15]. Jest to możliwe wówczas, gdy na drodze projektowania zastosuje się właściwe podejście. Takim kluczem, otwierającym stosowne spojrzenie, jest podejście systemowe. Stwarza ono potencjalne możliwości określenia optymalnych strategii w rozwiązywaniu problemów, a tym samym wyłonienia alternatywnych działań w świetle uzyskania oczekiwanych efektów i odpowiednich rozwiązań szczegółowych oraz kosztów możliwych do zaakceptowania [15]. Szczególnie ważne jest zastosowanie takiego podejścia w odniesieniu do fazy powoływania obiektu technicznego do istnienia, czyli na etapie jego projektowania. Zastosowanie analizy systemowej, na tym etapie, stwarza możliwość osiągnięcia prawidłowych rozwiązań kompleksowych, a tym samym pozwala uwzględnić nie pisaną zasadę, która mówi, że lepiej przewidywać (faza projektowania) niż naprawiać skutki (faza użytkowania i eksploatacji) złych decyzji.

### **1.1. Podejście systemowe**

Przez wieki sposobem podejścia naukowców, jak również inżynierów, do otaczającego nas świata, był redukcjonizm. Ta metodologia ludzkiego rozumowania, w obliczu nowych, niejasnych i nieznanymi zjawisk, sprowadzała się do poszukiwania w skomplikowanej rzeczywistości, prostych łańcuchów przyczynowo-skutkowych i reguł nimi rządzących. Stosowała klasyczne redukcjonistyczno-izolacyjne podejście. Za pomocą przecucia i zdrowego rozsądku, postawały intuicyjne rozwiązania, które w konsekwencji dawały efekty niejednokrotnie, odmienne od zamierzonych.

Po drugiej wojnie światowej w naukach przyrodniczych, a później w naukach ścisłych, pojawił się nowy paradygmat – koncepcja systemowa [4].

Głównym pojęciem tego podejścia był i jest system. Jego najkrótsza definicja, sprowadza się do następującego sformułowania:

System to zbiór dwu lub więcej elementów spełniających następujące warunki:

- zachowanie się każdego z elementów wpływa na zachowanie się całości;
- zachowanie się elementów i ich wpływ na całość są wzajemnie zależne;
- wszystkie tworzące się podgrupy elementów (podsystemy) wpływają na zachowanie się całości, lecz żadna z nich nie wpływa niezależnie [5].

Z powyższej definicji wynika, że system to całość, która ma określony skład (zbiór elementów) oraz strukturę (zbiór relacji między elementami i ich własnościami) i powstaje ze względu na wspólny cel (pożądany stan), przeznaczenie lub funkcję [16].

Podejście systemowe kieruje się pięcioma kryteriami:

1. cechy części składowych (które traktowane są jako fragmenty nierozdzielnej relacji, a nie jako wyizolowane składowe) mogą być zrozumiane tylko na podstawie dynamiki całości (zwrot od pojęcia części do całości),
2. każda struktura traktowana jest jako przejaw procesu jaki w sobie kryje (zwrot od pojęcia struktury ku pojęciu procesu),
3. opisy naukowe nie są obiektywne, zależą od obserwatora i procesu poznania – zależne od układu odniesienia (zwrot od pojęcia nauki obiektywnej ku pojęciu nauki epistemicznej),
4. postrzegamy rzeczywistość jako sieć wzajemnych relacji, a opisując ją także tworzymy sieć wzajemnych relacji zachodzących między obserwowanymi zjawiskami (zwrot od pojęcia budowli ku pojęciu sieci),
5. nauka nigdy nie zapewni całościowego i ostatecznego zrozumienia rzeczywistości, teorie i odkrycia są ograniczone i przybliżone (zwrot od pojęcia prawdy ku pojęciu przybliżonego opisu).

W artykule autorzy podjęli próbę zastosowania ujęcia systemowego do sformułowania reguły postępowania podczas procesu projektowania sieci wodociągowej.



## **2. Analiza własna**

### **2.1. Proces projektowania obiektów technicznych przy zastosowaniu ujęcia systemowego**

Zastosowanie ujęcia systemowego do procesów projektowania obiektów technicznych, w tym obiektów budowlanych, daje możliwość właściwego ukierunkowania drogi postępowania podczas działań na tym etapie, a tym samym określenia koniecznych granic obszaru rozpoznania, niezbędnych do rozwiązania rozpatrywanych problemów. Stwarza to szansę zgłębienia istotnych powiązań i zależności obiektu będącego przedmiotem projektowania z szeroko rozumianym „otoczeniem”.

Myślenie systemowe, oparte o definicję systemu i jego główne kryteria, odniesione do procesów projektowania obiektów technicznych (obiektów budowlanych), podpowiada potrzebę zastosowania następującego toku rozumowania:

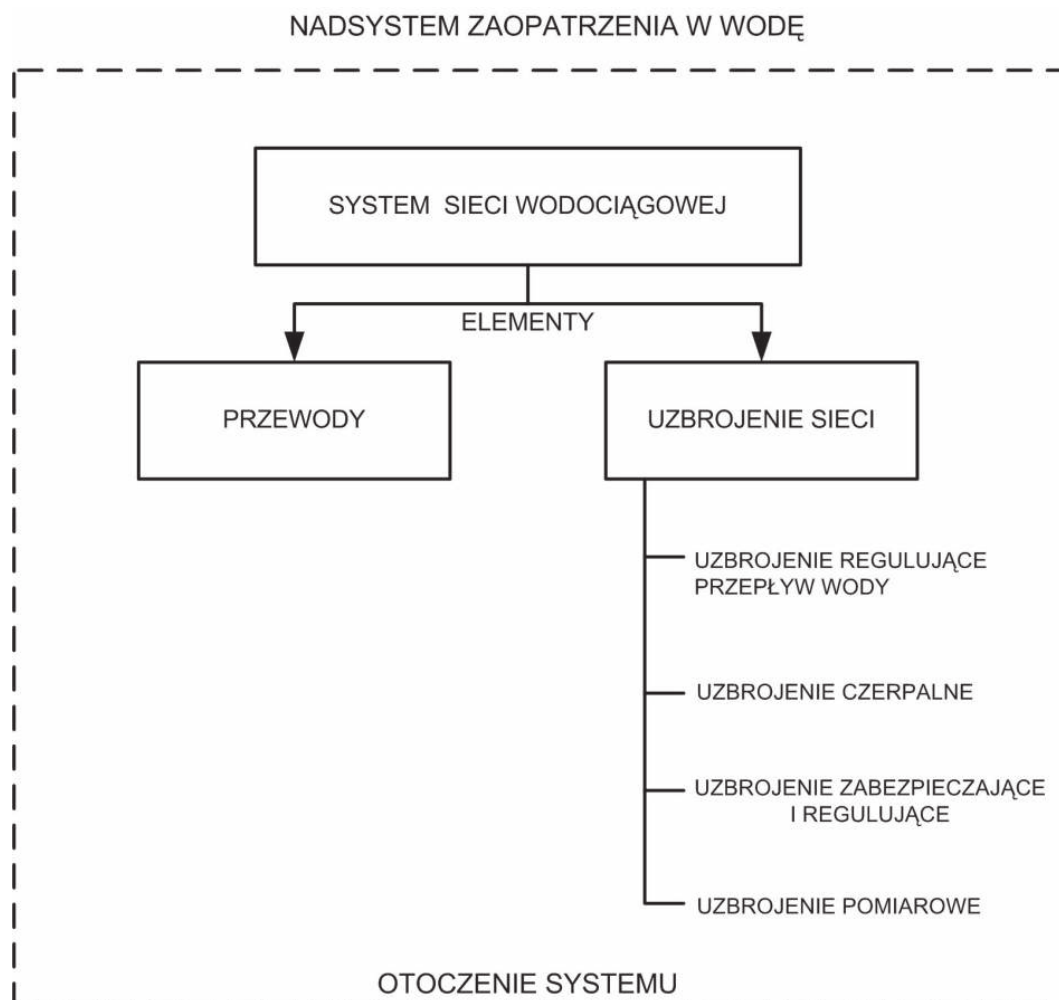
1. każdy obiekt techniczny jest sztucznym systemem (zbiór elementów) stworzonym przez człowieka w celu spełnienia jego potrzeb;
2. istnieje prawdopodobieństwo, że obiekt techniczny – sztuczny system – może być nadsystemem systemu(ów) niższego rzędu i/lub podsystemem systemu(ów) wyższego rzędu, z czego wynika, że są wzajemnie zależne (zależności bezwzględne i względne);
3. istnieje prawdopodobieństwo, że obiekt techniczny istnieje i funkcjonuje w określonym (zidentyfikowanym) otoczeniu, z którym pozostaje w obustronnych relacjach;
4. cały cykl życia obiektu technicznego jest również systemem, którego elementami są poszczególne etapy jego istnienia, a kondycja techniczna każdej fazy, pozostaje w różnorodnych, ale ścisłych związkach z decyzjami i wynikającymi z nich działaniami, pozostałych faz.

### **2.2. Proces projektowania sieci wodociągowej przy zastosowaniu ujęcia systemowego**

Sieć wodociągowa jest tworem wykreowanym przez człowieka. Stanowi układ współpracujących ze sobą elementów funkcjonalnych, których spójne współdziałanie ma na celu zapewnić ciągłą dostawę wody, o właściwościach odpowiadających jej przeznaczeniu (jakość i ciśnienie) i w wymaganej ilości, do miejsc poboru wszystkich potencjalnych użytkowników [3, 10, 11, 17, 18].

### 2.2.1. Powiązania bezpośrednie

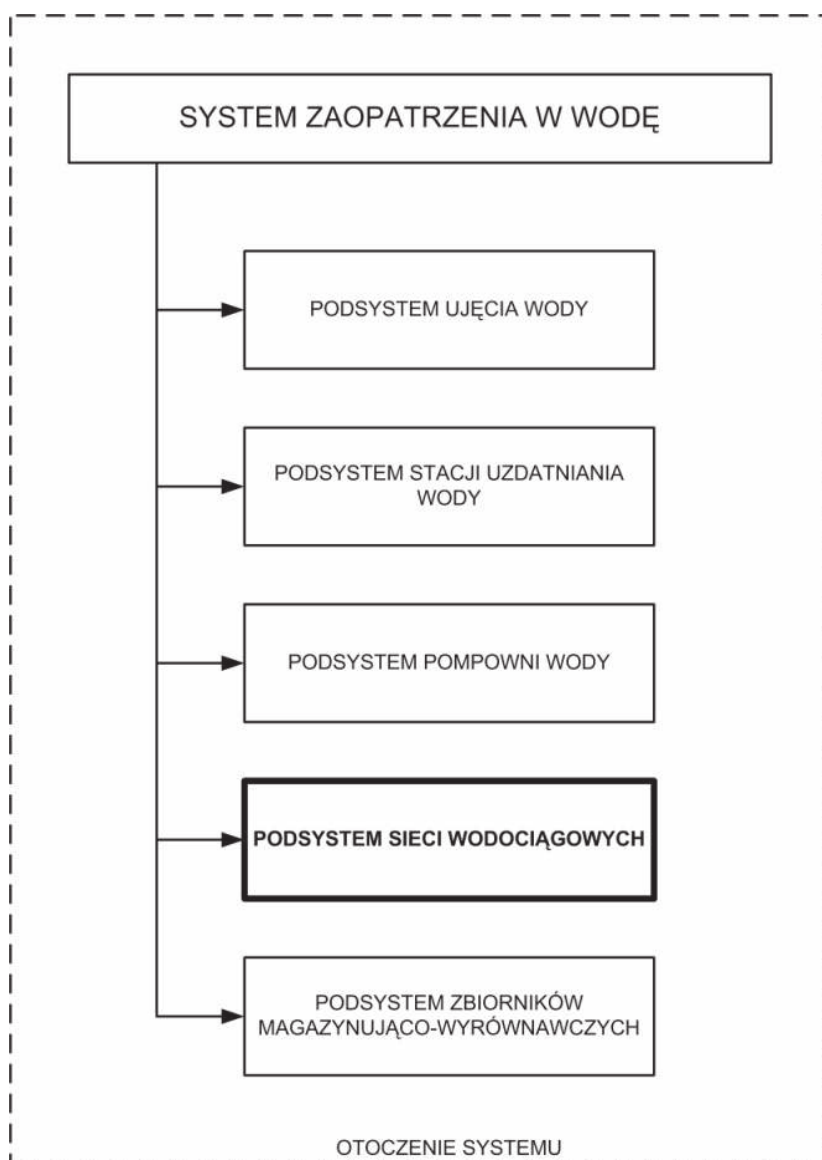
W ujęciu systemowym sieć wodociągowa jest sztucznym systemem. Składa się z elementów (przewody i uzbrojenie), które współpracując, stwarzają możliwość realizacji celu systemu [6, 7]. Na rys. 1 przedstawiono schemat systemu sieci wodociągowej.



**Rys. 1.** Schemat blokowy systemu sieci wodociągowej

**Fig. 1.** Block schema of the water networks system

Sieć wodociągowa, z punktu widzenia zdolności spełnienia swojego zasadniczego zadania, nie jest jednak obiektem samowystarczalnym. Jest niezbędną, ale tylko częścią składową (systemem niższego rzędu-podsystemem) większej całości. Tą „większą całością” jest systemu zaopatrzenia w wodę, który w stosunku do systemu sieci wodociągowej stanowi nadsystem (system wyższego rzędu). Te zależności pokazuje rys. 2.

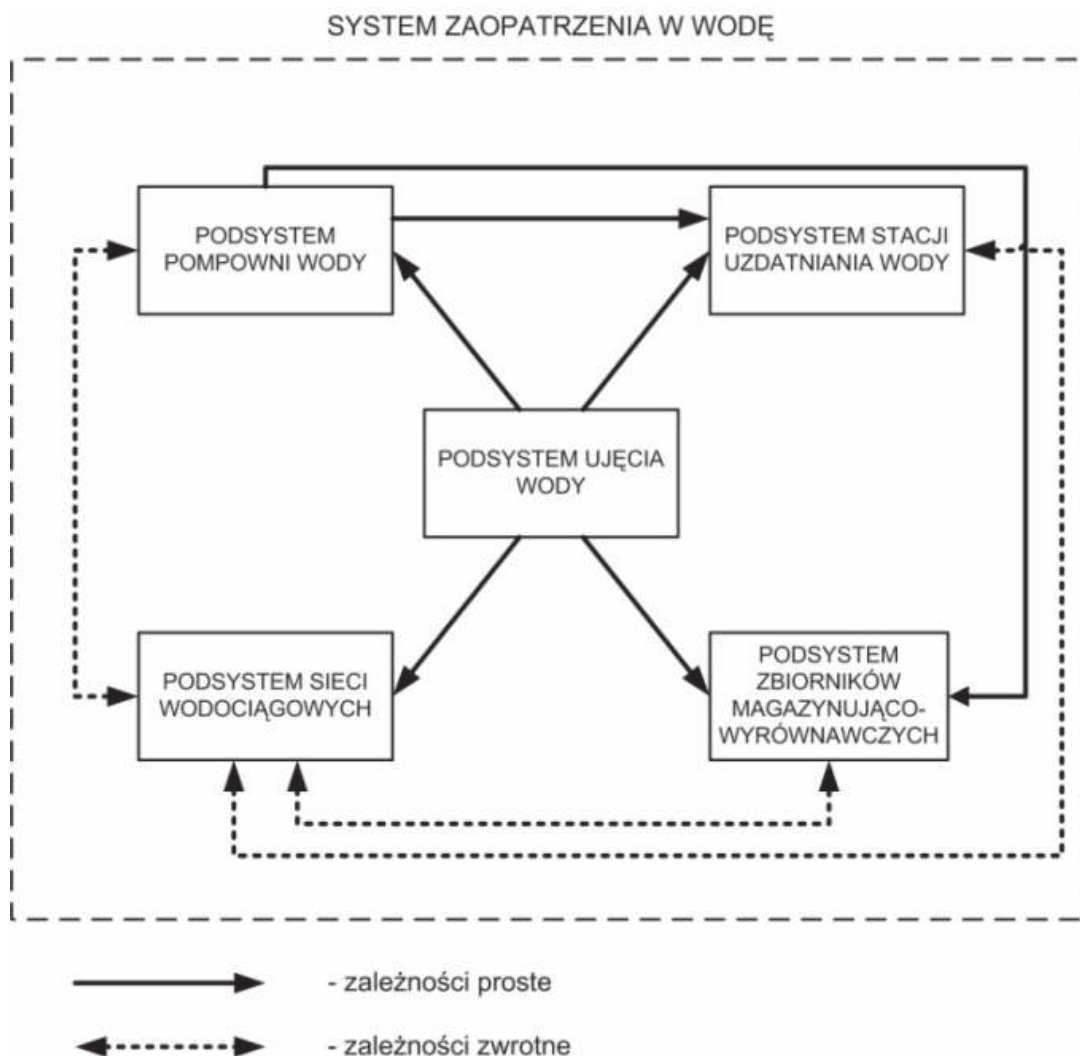


**Rys. 2.** Schemat blokowy systemu zaopatrzenia w wodę  
**Fig. 2.** Block schema of the water supply system

Powyższe schematy (rys. 1 i 2) pokazują, że sieć wodociągowa, jako obiekt będący systemem, tylko wtedy zapewni pokładane w niej oczekiwania (w sensie realizowanych funkcji), gdy we właściwy sposób będą współdziałały jej elementy składowe, a jednocześnie sama jako podsystem będzie współgrać z innymi podsystemami systemu zaopatrzenia w wodę.

W ten sposób zbudowany układ powiązań choć jest dość skomplikowany, nosi znamiona zależności bezpośredniej. Jest bowiem ściśle związany z możliwością realizacji funkcji cząstkowej podsystemu sieci wodociągowej, jak również funkcji całościowej systemu zaopatrzenia w wodę, jako ostatecznej jednostki nadrzędnej w podstawowym łańcuchu zależności.

Powiązania proste i zwrotne charakteryzujące zależności występujące między podsystemami systemu zaopatrzenia w wodę przedstawia (rys. 3).



**Rys. 3.** Schemat blokowy systemu zaopatrzenia w wodę – zależności  
**Fig. 3.** Block schema of the water supply system – the relationships

### 2.2.2. Powiązania pośrednie

Jednostka projektująca sieć wodociągową, szukając poprawnych rozwiązań, nie może jednak zakończyć swoich rozważań na relacjach i zależnościach wynikających z układów o naturze bezpośredniej. Takie powiązania, przez swój charakter, odgrywają co prawda najważniejszą rolę w podejmowaniu decyzji projektowych, ale nie są jedynymi, które dla poprawności rozumowania muszą być brane pod uwagę.

Projektowane obiekty pozostają również w powiązaniach o charakterze pośrednim. I są to zależności z innymi obiektami, z którymi:

- współdziałają – w przypadku sieci wodociągowej dotyczy to budynków i instalacji wewnętrznych wody zimnej, ciepłej i instalacji kanalizacyjnej,
- współistnieją – dotyczy to całej infrastruktury komunalnej podziemnej i nadziemnej zlokalizowanej w otoczeniu projektowanych sieci oraz ze środowiskiem naturalnym, w którym są rozlokowane.

Projektant wprowadzając nowy obiekt, sztuczny system w istniejący układ rzeczywistości, musi mieć świadomość, że tym samym zakłóca dotychczasową równowagę całego otoczenia. Agresywna, nieprzemyślana ingerencja będzie bezwzględnie kreowała złe skutki dla otaczającego środowiska i wszystkiego co w nim istnieje. Ten negatywny proces zmian, w ramach reakcji, wcześniej czy później może również niekorzystnie wpływać na nowo powstały obiekt.

### **3. Próba sformułowania reguły optymalnego osiągnięcia celów technicznych przy rozwiązywaniu problemów projektowych obiektów budowlanych w ujęciu systemowym**

Zadaniem jednostki projektującej obiekty budowlane, w tym również sieci wodociągowe, jest wykonanie dokumentacji inwestycyjnej, która w przyszłości stanowić będzie podstawę realizacji obiektu w rzeczywistości. Osoby zorientowane w procesach inwestycyjnych wiedzą, że rola autorów projektów, nie kończy się w momencie oddania dokumentacji. Sporządzenie projektu obiektu nie jest bowiem sukcesem samym w sobie. Projektanci dopiero wówczas mogą mieć powód do zadowolenia, gdy obiekt przez nich zaprojektowany, po wykonaniu i po oddaniu do użytku będzie poprawnie spełniał rolę, dla której został powołany do życia.

Proces projektowania obiektów budowlanych wiąże się dodatkowo z pewną specyfiką. Stanowi ona ujemną stronę tego procesu, a polega na tym, że sprawdzenie poprawności myślenia projektowego może odbyć się dopiero po fakcie wykonania obiektu rzeczywistego. Stawia to jednostki projektujące obiekty związane z budownictwem przed jeszcze większą trudnością i odpowiedzialnością oraz rozszerzoną odpowiedzialnością, bardziej niż projektantów innych branż (np. projektanci urządzeń mechanicznych mogą na podstawie projektów, budować najpierw urządzenia prototypowe i testować je aż do osiągnięcia oczekiwanych rezultatów). Słabość ta sprawia, że w razie złych rezultatów, wynik kompleksowo jest nieodwracalny. W takim wypadku istnieje możliwość wprowadzenia tylko częściowych poprawek, które niekoniecznie w konsekwencji muszą oznaczać poprawę stanu jako całości.

Z powyższych rozważań bierze swój początek przekonanie, że proces projektowania, a w szczególności projektowanie obiektów budowlanych, wymaga odpowiedniego sposobu podejścia [1, 2, 8, 9]. Potrzebna jest reguła, określająca tok postępowania, która musi jednak wykorzystywać myślenie uwrażli-

wiające na postrzeganie wszystkich potencjalnych uwarunkowań. Musi stwarzać, z jak największym prawdopodobieństwem, możliwość osiągania optymalnych efektów w stosunku do powstających obiektów w perspektywie całego cyklu ich życia, ale również brać pod uwagę potrzeby szeroko pojętego ich otoczenia [9, 15].

Reguła postępowania, podczas procesu projektowania obiektów budowlanych, ściśle uwzględniająca kryteria i zasady podejście systemowe, mogłaby sprowadzać się do następujących kroków:

- zidentyfikowanie składu obiektu-zbioru elementów;
- zidentyfikowanie własności elementów obiektu;
- zidentyfikowanie relacji między elementami i ich własnościami – zależności bezpośrednie;
- zidentyfikowanie poziomu przynależności obiektu w strukturze hierarchii systemów (czy obiekt jako system jest systemem samowystarczalnym czy jest podsystemem lub/i nadsystemem w układzie systemów);
- zidentyfikowanie relacji i ich rodzaju między systemami w układzie systemów – zależności pośrednie;
- zidentyfikowanie granic obszaru otoczenia;
- zidentyfikowanie własności otoczenia;
- zidentyfikowanie rodzajów relacji między układem systemów a otoczeniem;
- zidentyfikowanie części składowych cyklu życia obiektu;
- zidentyfikowanie rodzaju decyzji podejmowanych na poszczególnych etapach życia i wynikających z nich konsekwencji w innych fazach istnienia – w oparciu o dane uzyskane z praktyki budowlanej;
- końcowa analiza systemowa uwzględniająca wnioski wynikające z rozważań przeprowadzonych w punktach wcześniejszych.

#### **4. Wnioski**

1. Proces projektowania nowych obiektów budowlanych w czasach współczesnych, które charakteryzują się dużym nagromadzeniem już istniejących, skomplikowanych obiektów jest zdaniem trudnym i wymaga nowatorskich metod postępowania.
2. Ujęcie systemowe stwarza możliwość wypracowania poprawnych zasad postępowania podczas procesu projektotwórczego, które uwzględniałyby wszystkie istotne, szeroko określone aspekty: techniczno-technologiczne, środowiskowe, społeczne.
3. Szeroka analiza systemowa w fazie projektowania, wiąże się z potrzebą zaangażowania jednostek projektowych o charakterze wieloprofesjonalnym.

## Literatura

1. **Amanowicz M.:** *Struktura procesu projektowania*. IFiS PAN, Warszawa, 1977.
2. **Bąbiński C.:** *Elementy nauki o projektowaniu*. WNT, Warszawa, 1972.
3. **Biedugnis S., Roman M., Ways M.:** *Zasady projektowania komunalnych sieci wodociągowych. Podstawy gospodarki wodociągowej w miastach i osiedlach*. t.4. 1990.
4. **Bertalanfy von L.:** *Ogólna Teoria Systemów*. PWN, Warszawa, 1984.
5. **Buslenko N.P., Kałasznikow W.W., Kowalenko I.N.:** *Teoria systemów złożonych*. PWN, Warszawa, 1979.
6. **Denczew S., Królikowski A.:** *Podstawy nowoczesnej eksploatacji układów wodociągowych i kanalizacyjnych*. Arkady, Warszawa, 2002.
7. **Denczew S.:** *Podstawy gospodarki komunalnej. Współczesne zagadnienia sektorów inżynierskich*. Wydawnictwo Politechniki Białostockiej, Białystok, 2004.
8. **Dietrych J.:** *Projektowanie i konstruowanie*. WNT, Warszawa, 1974.
9. **Dietrych J.:** *Metodologia procesu projektowo-konstrukcyjnego*. Prace Naukowe Instytutu Cybernetyki, Politechnika Wroclawska, Seria: Konferencje, nr 3. Wrocław, 1975.
10. **Dolecka J. i in.:** *Wodociągi kanalizacja. Cz. I. Wodociągi. Materiały pomocnicze do ćwiczeń*. Wydawnictwo Politechniki Białostockiej. Białystok, 1999.
11. **Gabryszewski T.:** *Wodociągi*. Arkady, Warszawa, 1983.
12. **Gasparski W.:** *Z zagadnień metodologii projektowania inżynierskiego*. Studium Doskonalenia Organizacji Badań Naukowych, Warszawa, 1970.
13. **Gasparski W.:** *Nowoczesne koncepcje projektowania*. Materiały II Konferencji Metodologia Projektowania. PWN, Warszawa, 1974.
14. **Gasparski W.:** *O metodologii badań i projektowania systemowego*. Materiały II Konferencji Metodologii Projektowania. PWN, Warszawa, 1974.
15. **Goliński J.:** *Metody optymalizacji w projektowaniu technicznym*. PWN, Warszawa, 1976.
16. **Hall A.D.:** *Podstawy techniki systemów*. PWN, Warszawa, 1968.
17. **Heidrich Z., Roman M., Tabernacki J.:** *Wodociągi i kanalizacja. Cz. I. Wodociągi*. WSiP, Warszawa, 1987.
18. **Heidrich Z.:** *Wodociągi i kanalizacja. Cz. 1. Wodociągi*. WSiP, Warszawa, 1999.

## **An Attempt of Formulating the Principle of Optimal Gain of Technical Target in Resolving Problems in Design Process of Building Objects in a System Approach Basing on Water Supply Networks**

### **Abstract**

Applying the system thinking to design system, created by humans, makes potential possibilities to define optimal strategies in problem resolving, that is, to select alternative operations in the light of expected effects, to find optimal particular solutions and acceptable costs.

The problem of design processes itself is very old. Everybody knows that for centuries scientists and engineers have designed different things. But nowadays designing is becoming more and more complex and complicated due to an increasing number of building investment, and their great density in our environment.

System approach to give design engineers of the technical objects (the building objects) a prompt the need for using the following course of reasoning:

1. Each technical object is an artificial system (a gathering of elements) created by man with the aim of the fulfillment of his needs;
2. The technical object (the artificial system) - can be the over-system (higher level) of system and/or the sub-system (lower level) of system. They always are mutually dependent themselves.
3. Technical object exists and functions in definite (identified) surroundings with which stays on an interrelationship.
4. Whole cycle of life of technical object also is the system. Elements of it are individual stages of his existence. There is diverse but exact connection between design decisions and the technical condition of each phase and activities remaining phase.

So the system approach for technical problem solving of design processes, requires to meet such conditions as:

- system must be strictly defined,
- system shall have hierarchical structure (e.g. horizontally-vertical) proper for the fulfilled tasks, with coordination nature and optimum in relation to the solved problems,
- system shall include the set of subsystems,
- assignment of elements and subsystems in this system can be variable, depending on functions fulfilled by them in the given moment.

The system approach can help in making better decisions in design processes according to the principle of system approach which says: think globally act locally.

In the article authors took the attempt of applying a system approach to formulate rules of operation during designing of the waterworks.





## Charakterystyka fizyczno-limnologiczna jeziora Modła i Smołdzińskiego

*Roman Cieśliński, Alicja Wysińska, Piotr Ogonowski  
Uniwersytet Gdański*

### 1. Wstęp

Strefa brzegowa południowego Bałtyku charakteryzuje się niezwykle skomplikowanym obiegiem wody, który wynika z położenia w strefie przejściowej pomiędzy akwenem morskim i strefą lądową [13÷15]. Jednocześnie obszar ten w odróżnieniu od obszarów w głębi lądu jest bardzo bogaty w zasoby wody i różnorodny pod względem powierzchniowych obiektów hydrograficznych [9]. Na strefę tą składają się m.in. podmokłości, rzeki i kanały, obiekty antropogeniczne itp., choć najbardziej cennymi i zróżnicowanymi wydają się jeziora przybrzeżne [10]. Wynika to przede wszystkim z ich cech hydrologicznych, gdyż wody tych obiektów są wodami stojącymi i jako takie z jednej strony dają możliwość okresowej retencji nadwyżek wód dopływających ze zlewni, z drugiej zaś są wodami tranzytowymi, przez które następuje odpływ z całej zlewni i jednocześnie okresowy dopływ podczas zjawiska intruzji wód morskich. W efekcie mamy do czynienia z zupełnie innym typem wody (przejściowej), której cechy fizyczno-chemiczne odmienne są od typowych wód śródlądowych, jak również od innych jezior przybrzeżnych. Pomimo przynależności do jednej grupy hydrologicznej zbiorniki te różnią się między sobą. Różnice te dotyczą nie tylko cech morfometrycznych ich niecek, czy warunków hydrograficznych zlewni, ale także cech jakościowych ich wód. Niezwykle ciekawe wśród jezior przybrzeżnych polskiej strefy brzegowej południowego Bałtyku są zbiorniki niewielkie pod względem powierzchni. Są one bowiem jak do tej pory często pomijane w badaniach naukowych strefy wybrzeża, a jednocześnie odmienne pod względem genezy powstania. Również liczne cechy hydrologiczne i morfometryczne skłaniają do baczniejszego przyjrzenia się tego typu obiektom.

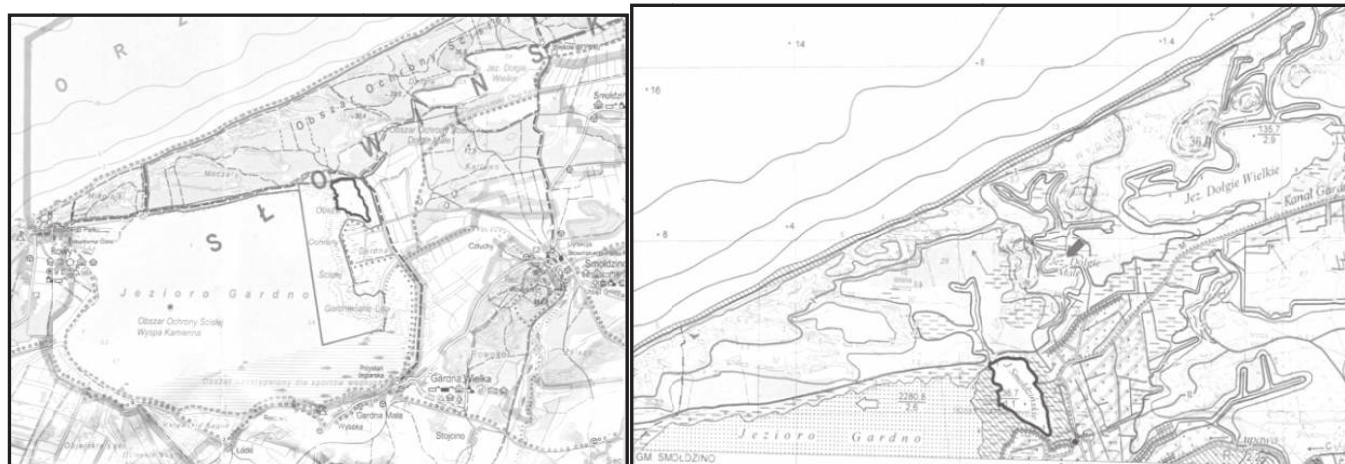
Celem niniejszej pracy jest charakterystyka fizyczno-limnologiczna dwóch małych jezior przybrzeżnych (poniżej 100 ha) oraz porównanie uzyskanych wyników z innymi wynikami badań przeprowadzonych na zbiornikach tej strefy.

## **2. Obszar badań**

W ramach realizacji założonego celu wybrano do analizy dwa jeziora przybrzeżne polskiej strefy brzegowej południowego Bałtyku tj. jezioro Modła i Smołdzińskie. Oba zbiorniki zlokalizowane są na obszarze Pobrzeża Słowińskiego. Jezioro Modła (rys. 1) zlokalizowane jest 2 km na północny-zachód od Duninowa, 4 km na południowy-zachód od Ustki, około 10 km na północny-zachód od Słupska, a także 2-3 km od brzegu morskiego na obszarze Przymorskiego Błota. Około 7 km na zachód od Modły usytuowane jest jezioro Wicko. Z kolei jezioro Smołdzińskie zlokalizowane jest 4 km na północny-zachód od Smołdzina, 6 km na wschód od Rowów i 4 km na północ od Gardnem Wielkiej, a także około 2 km od linii brzegowej Bałtyku. Znajduje się ono pomiędzy jeziorem Gardno (sąsiaduje od północnego-wschodu) i Dołgim Wielkim. Hydrologicznie jezioro Modła znajduje się w zlewni rzeki Potyni, zaś jezioro Smołdzińskie w dorzeczu Łupawy.



**Rys. 1.** Lokalizacja jeziora Modła  
**Fig. 1.** Location of Modła Lake



**Rys. 2.** Lokalizacja jeziora Smołdzińskiego  
**Fig. 2.** Location of Smołdzińskie Lake

### 3. Metody

Główne prace polegały na eksperymencie terenowym oraz kwerendzie materiałów źródłowych. W trakcie prac terenowych wykonano zdjęcie hydrograficzne obu zlewni jezior oraz wykonano plany batymetryczne. Pomiar głębokości w obu zbiornikach wykonany był w 2007 roku przy użyciu echosondy Eagle i HUMMINBIRD Techsonic 150 SX oraz odbiornika GPS GARMIN eTrex Legend HCx i Meridian – Magellan. Sondowanie na jeziorze Modła wykonane było w dniu 30 lipca, zaś na jeziorze Smołdzińskim w dniu 15 października. Wyrisy planów batymetrycznych wykonano przy pomocy programu MapInfo Professional 6.5. Z kolei objętość niecki zbiornika obliczono ze wzoru Pencka.

### 4. Charakterystyka hydrologiczna obiektów badań

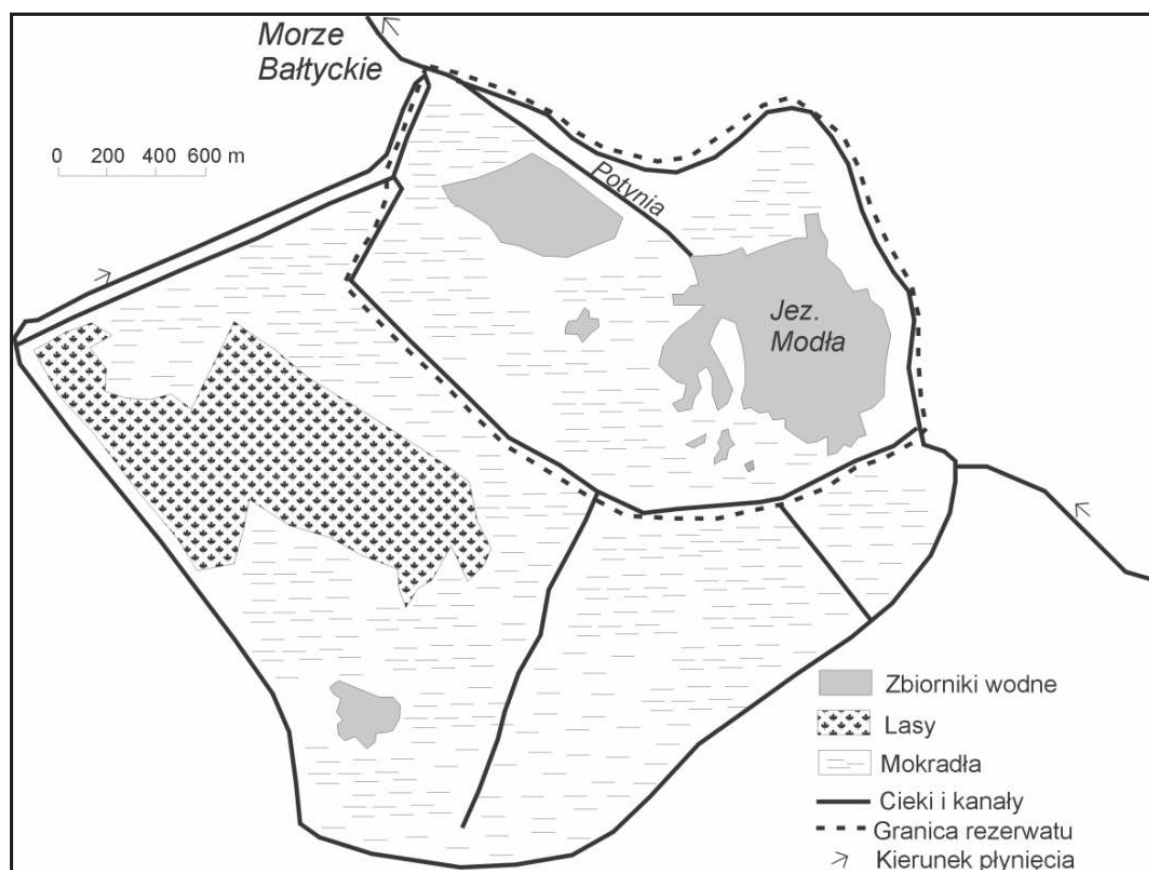
Jezioro Modła to jezioro przybrzeżne silnie zarastające, z licznymi wyspami pływającymi. Kształt jeziora jest w miarę regularny, zbliżony do okręgu. Jego niecka jest wklęsła i stożkowata. Dno niecki wypełnia różnorodna gytia, którą od leżącego w spągu piasku i gliny morenowej oddziela cienka 10 cm wkładka torfu. Jest to pozostałość po okresie subatlantyckim, kiedy to obszar gdzie dzisiaj leży jezioro Modła zajęty był przez torfowisko [1].

Powierzchnia zlewni jeziora wynosi 26,9 km<sup>2</sup>. Odwadniają ją Karwia, Karwina, Węda, Struga Łędowska i Peplina. Są to w większości przypadków obiekty sztucznie wybudowane przez człowieka. Jedynie w przypadku Karwiny w trakcie kartowania hydrograficznego w 2006 roku zanotowano przepływ 0,061 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>. Obszar przylegający bezpośrednio do jeziora jest spolderyzowany. Na układ polderowy składają się trzy poldery (tabela 1) o łącznej powierzchni 750 ha i wydajności pomp rzędu 2,0 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> [2]. Jezioro Modła jako lokalna baza drenażu zasilane jest również spływami z okolicznych terenów (rys. 3).

**Tabela 1.** Zestawienie polderów na obszarze rezerwatu Jezioro Modła [2]

**Table 1.** List of polders in the area of Modła Lake reserve

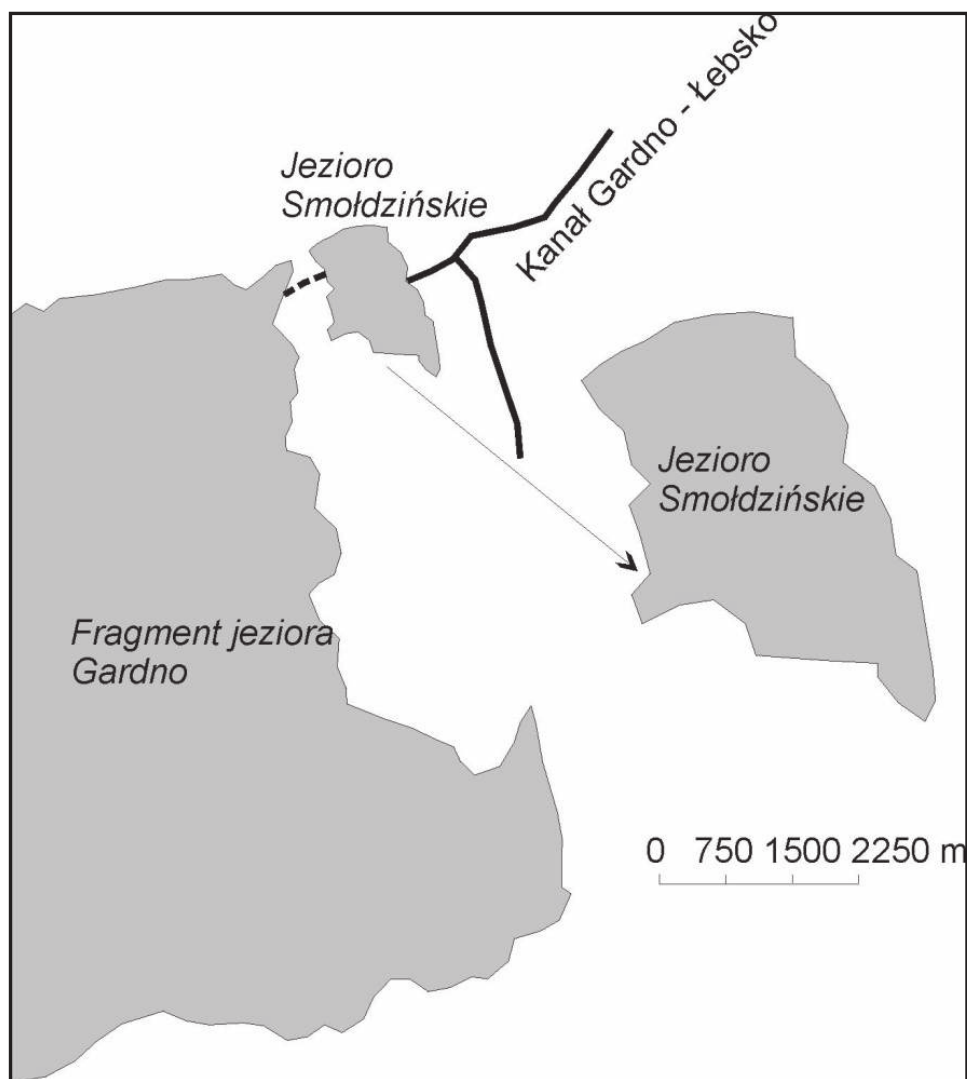
Nazwa polderu	Wydajność pompowni odwadniającej [m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> ]	Powierzchnia polderu [ha]
Modła I	1,6	500
Modła II	0,1	140
Modła III	0,3	110



**Rys. 3.** Szkic sytuacyjny rezerwatu Jezioro Modła wraz z terenem otaczającym  
**Fig. 3.** Site plan of Modła Lake reserve with surroundings

Z jeziora w jego części północnej wypływa jedynie Potynia 2,6 kilometrowym odcinkiem o szerokości 5÷6 m, głębokości 2÷3 m i 0,15‰ spadku, który łączy jezioro z morzem. Ciek silnie zarasta a woda w nim przeważnie stagnuje. Tylko w okresach jesienno-zimowych pojawiają się tu zauważalne przepływy, wywołane intruzjami wód morskich w odwrotnym kierunku, którym sprzyja wyniesienie średniego poziomu wody w zbiorniku na wysokość 0,4 m n.p.m. Jednak zarejestrowane skrajne położenie poziomu wody waha się między 0,2 i 0,75 m n.p.m. [12]. Z kolei jezioro Smołdzińskie to jezioro przybrzeżne podobnie jak Modła silnie zarastające. Kształt jeziora jest w miarę regularny, wydłużony południkowo (rys. 4). Powierzchnia zlewni jeziora wynosi 0,8 km<sup>2</sup>. Dopływ ze zlewni możliwy jest jedynie poprzez Kanał Gardno – Łebsko nazywany także Kanałem Długim, który łączy jezioro Smołdzińskie z jeziorem Łebsko. Kanał został przekopany w celu regulowania stanami wody w jeziorach Gardno i Łebsko w okresie ich wysokich stanów. Z kolei od strony zachodniej jezioro Smołdzińskie połączone jest z jeziorem Gardno strugą. Ciek ten o długości 200 m, szerokości 5 m i głębokości 0,6 m tylko okresowo posia-

da drożność, dzięki czemu możliwa jest wymiana wody między tymi zbiornikami. Pomimo tego w odróżnieniu od jeziora Gardno jego wody uległy silnemu wysłodzeniu. Dodatkowo w okresie letnim jest on silnie zarośnięty. Wielkość dopływu ze zlewni szacowana jest na zaledwie  $0,09 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .



Rys. 4. Szkic sytuacyjny jeziora Smoldzińskiego

Fig. 4. Site plan of Smoldzińskie Lake

## 5. Geneza powstania jeziora Modła i Smoldzińskiego

Oba zbiorniki zaliczyć można do grupy jezior przybrzeżnych, których powstanie należy wiązać z odcięciem zatok morskich mierzejami tworzonymi przez depozycję klastycznego materiału wleczonego przez fale i prądy litoralne [6] oraz podniesienie się poziomu wód gruntowych na skutek utrudnionego odpływu [16]. Można zatem stwierdzić, że jezioro Smoldzińskie należy do gru-

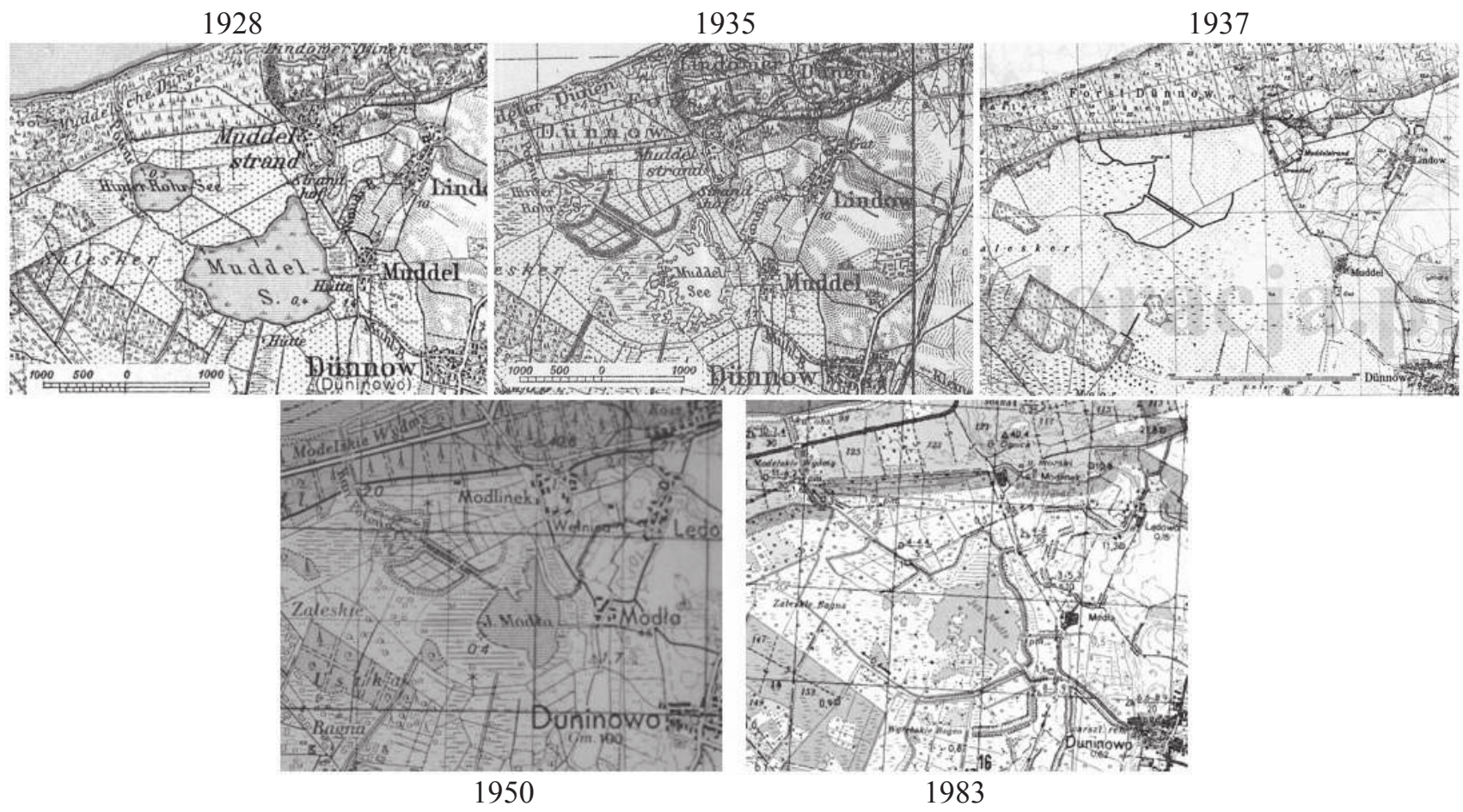
py jezior powstałych przez wyodrębnienie samodzielnych niecek mniejszych w obrębie jeziora większego [4].

Jezioro Modła powstało na początku młodszego okresu subatlantyckiego w wyniku podparcia odpływu i podniesienia się poziomu wód gruntowych w związku z transgresją południowego Bałtyku. W następnym okresie obserwowano częste zmiany warunków hydrologicznych związanych głównie z podnoszeniem i obniżaniem się poziomu wody w zbiorniku [1]. Współczesne zmiany niecki jeziora Modła (XX wiek) oparte na materiale kartograficznym są dość niejednoznaczne. Na pierwszej z analizowanych map (1928 rok) można zaobserwować dwa zbiorniki jeziorne – większy (jezioro Modła) i mniejszy zlokalizowany na północny-zachód od zbiornika głównego. Kształt jeziora Modła jest w miarę wyrównany i regularny, z nieznacznym wcięciem w części północno-zachodniej, co może świadczyć o procesach łądowienia. Na drugiej z map (1935 rok) kształt jeziora Modła jest nieregularny. Linia brzegowa jest mocno „postrzępiona”, z licznymi obszarami podmokłymi wokół niecki. Drugi zbiornik nadal istnieje. Świadczy to o intensywnym oddziaływaniu zlewni na ten zbiornik. Na kolejnej mapie (1937 rok) brak jest w ogóle jeziora Modła. Można jedynie domyślać się, w którym miejscu powinno być ono zlokalizowane. Pozostały natomiast liczne obszary podmokłe. Czwarta z map (1950 rok) przedstawia sytuację dość podobną do tej zanotowanej na mapie z 1928 roku, uzupełnioną o obszary podmokłe. Ostatnia z analizowanych map (1983 rok) przedstawia z kolei sytuację notowaną na mapie z 1935 roku (rys. 5).

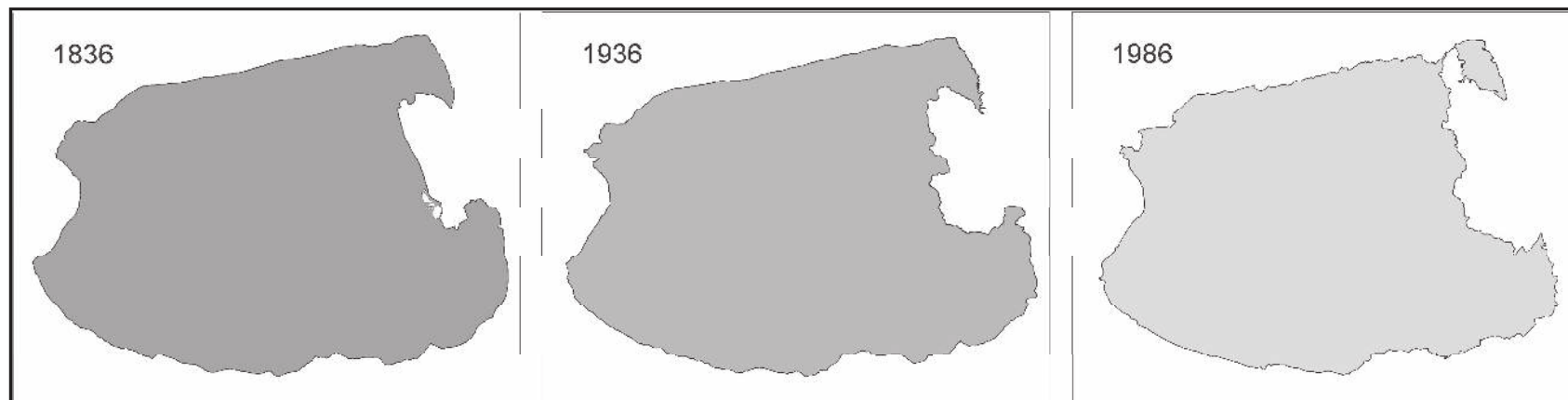
Na podstawie powyższych map można wysnuć jedynie dwa wnioski. Po pierwsze prawdopodobnie zmiany sieci hydrograficznej notowane na poszczególnych mapach w odstępach zaledwie 55 lat, a w przypadku poszczególnych map 2÷7 lat wydają się mało realistyczne i należy przyjąć poprawkę na ich dokładność. Jednakże ich cechą wspólną jest ekspansja strefy łądowej przejawiająca się przekształcaniem fragmentów zbiornika w podmokłości oraz notowana silna presja człowieka wynikająca z tworzenia układu rowów i kanałów melioracyjnych.

Z kolei jezioro Smołdzińskie powstało w II połowie XX wieku (prawdopodobnie około 1950÷1960 roku) wyodrębniając się z północno-wschodniej części jeziora Gardno, co można prześledzić na sekwencjach map topograficznych (rys. 6). Na początku nowy zbiornik posiadał silną więź hydrologiczną z jeziorem Gardno, by w dalszym czasie powoli izolować się od niego.





**Rys. 5.** Zmiany hydrograficzne jeziora Modła obserwowane w XX wieku  
**Fig. 5.** Hydrographic changes of Modla Lake observed in the 20<sup>th</sup> century

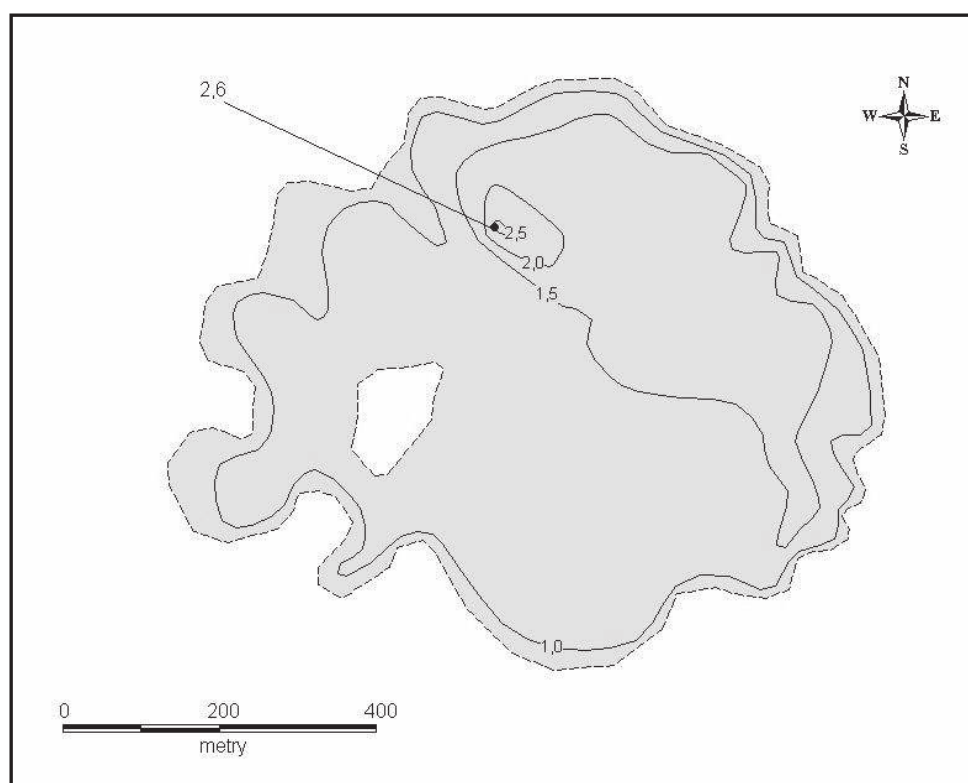


**Rys. 6.** Powstanie jeziora Smołdzińskiego (źródło: okres 1836÷37 – Die Preussischen Gradabteilungsblätter;  
 1936÷42 – Masstischblätte Topogrphische Karte; 1985÷86 – Wojskowa Mapa Topograficzna)

**Fig. 6.** Origin of Smołdzińskie Lake (sources: 1836÷37 – Die Preussischen Gradabteilungsblätter;  
 1936÷42 – Masstischblätte Topogrphische Karte; 1985÷86 – Military Topological Map)

## 6. Morfometria i batymetria jeziora Modła

Powierzchnia jeziora Modła według różnych źródeł wynosi 41 ha [5], 55,8 ha [11] lub 62 ha (WIOŚ Gdańsk). Te różnice mogą wynikać z faktu, że średnia głębokość nie przekracza 0,5 m, (maksymalna 2,6 m) i każda okresowa zmiana poziomu lustra wody powoduje istotną zmianę jego powierzchni. Według własnych badań wykonanych w 2007 roku jego powierzchnia zwierciadła wody wynosi 45,1 ha, zaś powierzchnia wysp 1,1 ha. Głębokość maksymalna i średnia jeziora wynoszą odpowiednio 2,6 m i 1,2 m. Tak duża różnica w uzyskanej wartości głębokości średniej (0,7 m) pomiędzy wynikami badań prowadzonych w latach sześćdziesiątych i własnych w 2007 roku wynika prawdopodobnie z pobieżnie wykonywanych w przeszłości pomiarów głębokości, dowodem czego jest brak planu batymetrycznego dla tamtego okresu. Współczesny układ batymetryczny zbiornika jest regularny. Dominują głębokości z zakresu 1,0÷1,5 m (rys. 7). Głęboczek usytuowany jest w części północnej niedaleko wylotu rzeki Potyni, jedyne połączenia jeziora z morzem. Objętość niecki zbiornika wynosi z kolei 541,2 tys. m<sup>3</sup>. Pozostałe miary niecki zbiornika przedstawiono w tabeli 2.



Rys. 7. Plan batymetryczny jeziora Modła

Fig. 7. Bathymetric plan of Modła Lake

**Tabela 2.** Miary morfometryczne jeziora Modła

**Table. 2.** Morphometric measurements of Modła Lake

Miary	Wartość [jednostka]
długość maksymalna (D)	750 m
szerokość maksymalna (S)	870 m
wydłużenie (D/S)	0,86
szerokość średnia (P/D)	600 m
maksymalna efektywna długość	750 m
maksymalna efektywna szerokość	648,2 m
Linia brzegowa (L) misy jeziora	3 162,6 m
Linia brzegowa (L) wysp	420,7 m

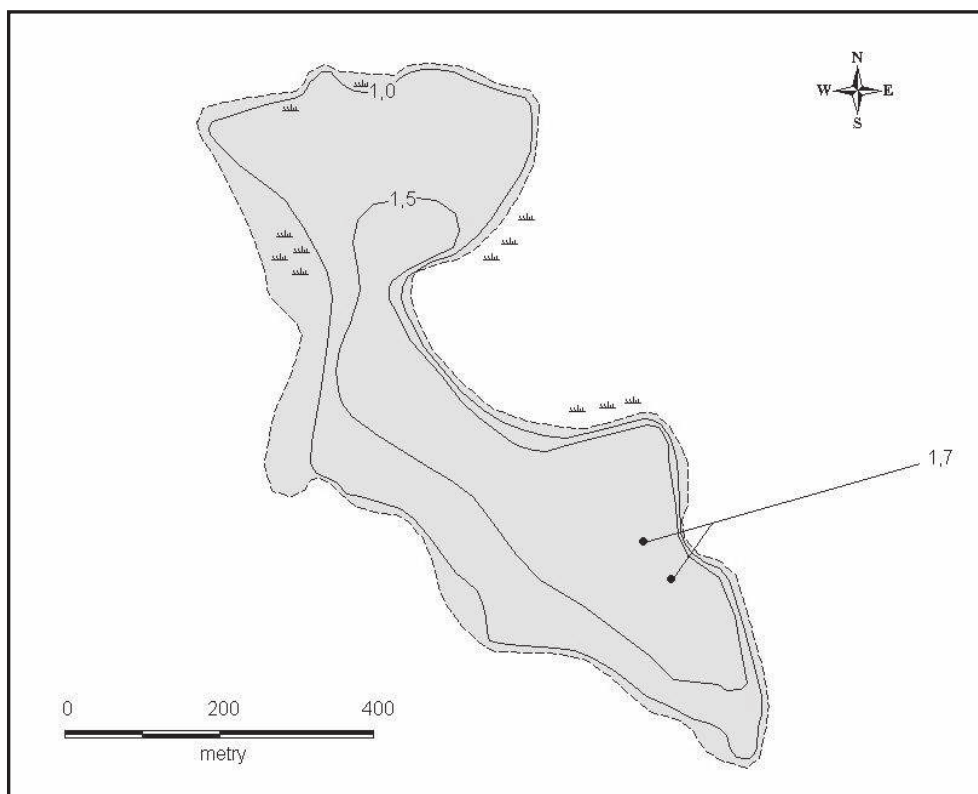
## 7. Morfometria i batymetria jeziora Smółdzińskiego

Jedyną informację nt. powierzchni jeziora Smółdzińskiego znaleźć można w katalogu jezior Polski Choińskiego [6], który podaje, że wynosi ona 43 ha. Według własnych badań wykonanych w 2007 roku jego powierzchnia zwierciadła wody wynosi zaledwie 28 ha. Nie występują tu żadne wyspy, a jedynie obserwuje się silne zarastanie zbiornika. Głębokość maksymalna i średnia jeziora wynoszą odpowiednio 1,7 m i 1,25 m. Układ batymetryczny zbiornika jest regularny. Dominują głębokości z zakresu 1,0÷1,5 m (rys. 8). Dwa głębozki usytuowany są w części południowo-wschodniej. Objętość niecki zbiornika obliczona ze wzoru Pencka wynosi 350,0 tys. m<sup>3</sup>. Pozostałe miary niecki zbiornika przedstawiono w tabeli 3.

**Tabela 3.** Miary morfometryczne jeziora Smółdzińskiego

**Table. 3.** Morphometric measurements of Smółdzińskie Lake

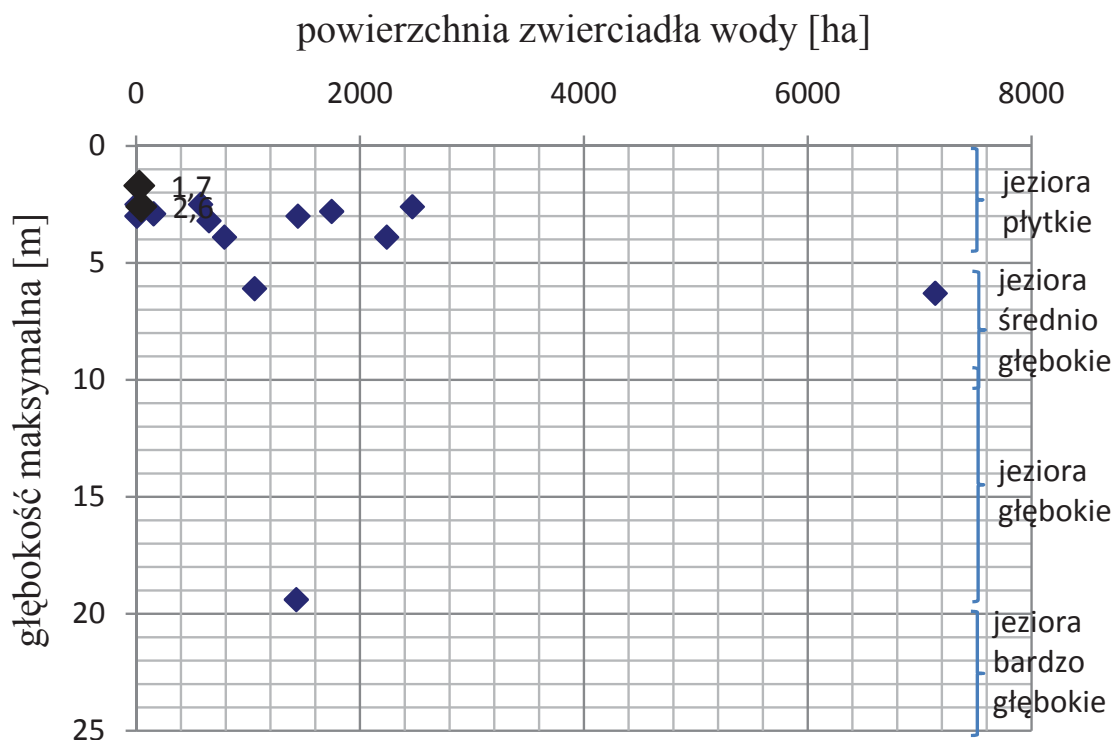
Miary	Wartość [jednostka]
długość maksymalna (D)	1108 m
szerokość maksymalna (S)	545 m
wydłużenie (D/S)	2,03
szerokość średnia (P/D)	252,8 m
maksymalna efektywna długość	590 m
maksymalna efektywna szerokość	545 m
Linia brzegowa (L) misy jeziora	3 074,7 m
Linia brzegowa (L) wysp	0 m



**Rys. 8.** Plan batymetryczny jeziora Smołdzińskiego  
**Fig. 8.** Bathymetric plan of Smołdzińskie Lake

## 8. Jezioro Modła i Smołdzińskie na tle innych jezior przybrzeżnych

Jeziora Modła i Smołdzińskie nie wymienia się zwykle wśród jezior przybrzeżnych. Główną tego przyczyną jest ich niewielka powierzchnia (rys. 9) jak na zbiorniki przybrzeżne. Choiński [3] zalicza bowiem do tego typu zbiorników jeziora o powierzchni zwykle większej niż 10 km<sup>2</sup>. Jednakże gdyby zastosować tę wartość wiele ze zbiorników m.in. Kopań, Resko Przymorskie czy Sarbsko, które w literaturze uznawane są za przybrzeżne, musiałyby być zmienne na typowe jeziora śródlądowe. Jednakże Choiński [3] przyjmuje pewien zakres tolerancji (zbiorniki poniżej 1 km<sup>2</sup>), który w wypadku obu jezior może być zastosowany. Z kolei w przypadku głębokości maksymalnej za jeziora przybrzeżne przyjmuje się te zbiorniki, które nie przekroczyły 5÷6 m (rys. 9). W tym wypadku oba analizowane zbiorniki nie odbiegają od pozostałych jezior przybrzeżnych.



**Rys. 9.** Głębokość maksymalna i powierzchnia jeziora Modła i Smołdzińskie na tle innych zbiorników strefy wybrzeża południowego Bałtyku

**Fig. 9.** Maximum depth and area of Modła and Smołdzińskie Lakes in comparison with other reservoirs of coastal zone of southern Baltic Sea

Również cechą wyróżniającą te zbiorniki powinna być ich geneza, za którą uznaje się odcięcie mierzejami zatok morskich. W tym przypadku nie jest to jednak jednoznaczne dla analizowanych zbiorników. O ile jezioro Modła tak powstało, to jezioro Smołdzińskie już nie (wydzieliło się z jeziora Gardno). Pomimo wymienionych różnic wydaje się, że najistotniejszymi cechami kwalifikującymi oba zbiorniki do grupy jezior przybrzeżnych jest ich usytuowanie w strefie wybrzeża, przez co do grupy tej zaliczyć można tak nietypowe jeziora jak Żarnowieckie, Dołgie Małe czy Karaś. Drugą niezwykle ważną cechą jest specyficzny obieg wody, który wynika z nakładania się oddziaływań środowiska lądowego i morskiego. W efekcie mamy do czynienia z zupełnie nowym typem wody, który można uznać za przejściowe.

## 9. Podsumowanie

Jezioro Modła i Smołdzińskie to dwa zbiorniki zlokalizowane na polskim wybrzeżu, które jak do tej pory nie były w kręgu zainteresowania badaczy naukowych, przez co jest na ich temat bardzo niewiele publikacji [1, 7, 9]. Dla-

tego też pomija się je bardzo często przy wymianianiu nazw polskich jezior przybrzeżnych, co wydaje się wielce nieuzasadnione. Na podstawie uzyskanych wyników można stwierdzić, że oba analizowane jeziora pod względem charakterystyki fizyczno-limnologicznej są podobne do typowych jezior przybrzeżnych. Jest też wiele cech zdecydowanie różnicujących je od tej grupy. Pomimo tych różnic należy jednak przyjąć, że są to typowe zbiorniki przybrzeżne polskiej strefy brzegowej południowego Bałtyku. Głównym dowodem na to są panujące w ich zlewniach stosunki wodne oraz liczne oddziaływania ze strony morza, wpływające nie tylko na cechy fizyczne zbiornika, ale także cechy chemiczne ich wód. Także po części ich morfometria i cechy limnologiczne wpływają na stwierdzenie, że są to typowe jeziora przybrzeżne.

## Literatura

1. **Bogaczewicz-Adamczak B., Fedorowicz S., Miotk G.:** *Paleogeografia strefy brzegowej południowego Bałtyku w rejonie jeziora Modła*. Zeszyty Naukowe Bi-  
NoZ, Nr 11, seria Geografia. Gdańsk, 39-51, 1980.
2. **Cebulak K.:** *Gospodarka polderowa*. [w:] B. Augustowski (red.), *Pobrzeże Pomorskie*. GTN. Gdańsk, 229-255, 1984.
3. **Choiński A.:** *Wybrane zagadnienia z limnologii fizycznej Polski*. UAM. Poznań, 1988.
4. **Choiński A.:** *Jeziora kuli ziemskiej*. Wyd. PWN. Warszawa, 2000.
5. **Choiński A.:** *Katalog jezior Polski*. Wyd. Naukowe UAM. Poznań, 2006.
6. **Choiński A.:** *Limnologia fizyczna Polski*. Wyd. Naukowe UAM. Poznań, 2007.
7. **Cieśliński R.:** *Stosunki wodne rezerwatu „Jezioro Modła”*. Regionalne Studia Ekologiczno-Krajobrazowe, Problemy Ekologii Krajobrazu, tom XVI/1. Wyd. UW. Warszawa, 369-379, 2006.
8. **Cieśliński R., Drwal J.:** *Quasi - estuary processes and consequences for human activity, South Baltic, Estuarine*. Coastal and Shelf Science, vol. 62, 477-485, 2005.
9. **Cieśliński R., Drwal J.:** *Jakość wody w rezerwacie „Jezioro Modła” wartością czy zagrożeniem*. [w:] M. Baścik, J. Partyka (red.), *Wody na obszarach chronionych*. Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej Uniwersytetu Jagiellońskiego, Ojcowski Park Narodowy, Komisja Hydrologiczna Polskiego Towarzystwa Geograficznego. Ojców, 52-53, 2008.
10. **Drwal J., Cieśliński R.:** *Coastal lakes and marine intrusions on the southern Baltic coast*. Oceanological and Hydrobiological Studies, Vol. XXXVI, No. 2, 61-75, 2007.
11. **Jereczek-Korzeniewska K.:** *Komentarz do mapy hydrograficznej w skali 1:50000, arkusz N-33-58-B, Ustka*. Wyd. Polkom. Komorowo. 2006.
12. **Łosińska K.:** *Awifauna jeziora Modła z uwzględnieniem ekologii i fenologii okresu lęgowego mewy śmieszki – larus ridibundus*. Zakład Zoologii PAP w Słupsku (maszynopis), 1986.

13. **Matthäus W., Nausch G. (ed.):** *The hydrographic-hydrochemical state of the western and central Baltic Sea in 1999/2000 and during the 1990s*. Meerewissenschaftliche Berichte, Marine Science Reports, Institut für Ostseeforschung. Warnemünde, 2001.
14. **Musielak S.** *Polish coast: past, present and future*. [in:] K. Rabski (ed.), *Connecting science and management in the coastal zone*, European Union for Coastal Conservation – Poland. Szczecin, 61-63, 1999.
15. **Pickaver A. (ed.):** *Integrated coastal zone management in the Baltic states*. HELCOM State of the Art Report, EUCC - The Coastal Union, 2003.
16. **Weber M.:** *Próba obliczenia bilansu wodnego jeziora Łebsko*. Wiad. Służby Hydrolog. Meteorol., z. 4 (96), t. IX (XXI). Wyd. Komunikacji i Łączności. Warszawa, 69-73, 1973.

## **Physical and Limnological Profiles of Modła and Smółdzińskie Lakes**

### **Abstract**

The term “small coastal lakes” refers to waters which are located in the southern Baltic coastal zone in a transition zone between the maritime waters and land area. This area is characterized by a complex flow of water. In contrast to the inland areas this is an area very rich in water resources, and diverse in terms of surface hydrographic objects. Small coastal lakes are characterized by the fact that their area does not exceed 100 hectares, but they are different in terms of the genesis of their creation, which is often the cause of their neglecting in the scientific researches of coastal zone.

The small coastal lakes waters are facing. On the one hand, they have the potential to periodic retention of surplus water flowing from the catchment, on the other hand, these are the transit water, through which the outflow from the whole catchment and at the same flow during periodic intrusions of sea waters.

In spite of belonging to one group of hydrological lakes, they differ from each other. These different features relate to their morphometric, hydrographic conditions of their catchments, but also the quality of their waters.

This work presents the physical and limnological characteristics of two small coastal lakes (less than 100 ha) – Modła Lake and Smółdzińskie Lake. The purpose of this study was also to compare results obtained with other test results carried out on the reservoirs of coastal zone. Basing on results obtained it can be concluded that the two lakes studied in terms of physical and limnological characteristics are similar to typical coastal lakes.

There are also many features that strongly differ studied lakes from that group. Despite of these differences, it must be assumed that the reservoirs are typical for Polish coastal zone of southern Baltic Sea. The main evidence for this is current in the catch-



ments water resources and large impact on the part of the sea, which affect not only the physical characteristics of the reservoir, but also the chemical characteristics of water.

An analysis of transformations of shoreline of those reservoirs were executed on the archival and present cartographical ground as well as measurements got during field runnings, on the ground which bathymetry plans of both lakes were made. Also part of discuss lake's morphometric and limnological characteristics affect the conclusion that these are typical coastal lakes.

# Próby zastosowania węgla pylistego do unieszkodliwiania pestycydów w ściekach

*Iwona Skoczko*  
*Politechnika Białostocka*

## 1. Wprowadzenie

W gronie kilku tysięcy związków organicznych, zidentyfikowanych jako zanieczyszczenia wody pitnej, grupę znaczącą stanowią chemiczne środki ochrony roślin. Wszechstronne zastosowanie pestycydów w walce o podwyższenie zbiorów i poprawę warunków sanitarnych, w efekcie powoduje daleko idące zanieczyszczenie środowiska [1]. Problem stanowią pestycydy niewykorzystane przez odbiorców. Poszukuje się różnych metod ich unieszkodliwiania.

Wśród metod stosowanych do usuwania zanieczyszczeń pestycydowych duże znaczenie mają metody biologiczne [2÷4], do których należy między innymi osad czynny stanowiący kłaczkowatą zawiesinę tworzącą dużą powierzchnię czynną zdolną do sorbowania związków organicznych znajdujących się w ściekach, w tym również niektórych chemicznych środków ochrony roślin. Inną metodą usuwania związków pochodzenia organicznego, w tym pestycydów, dla których metody mechaniczne i biologiczne nie są w pełni skuteczne, jest sorpcja. Jest to metoda, która nie wymaga dodawania do oczyszczanej cieczy środków chemicznych i jest z powodzeniem stosowana na wielu stacjach uzdatniania wody do usuwania zanieczyszczeń opornych na koagulację i wstępne utlenianie [5]. W technologii uzdatniania wody najczęściej stosowanym adsorbentem jest węgiel aktywny. Jest to sorbent pochłaniający prawie wszystkie substancje organiczne rozpuszczone w wodzie. Całkowite usunięcie pestycydów z roztworów wodnych nie jest łatwe, jednak oczyszczanie na węglach aktywnych pozwala skutecznie zmniejszyć ich zawartość.

Nie ma jednej skutecznej metody unieszkodliwiania pestycydów [2, 6, 7]. Skuteczne może być łączenie kilku metod, np. biologicznego rozkładu z wykorzystaniem osadu czynnego i sorpcji.

Celem badań było ustalenie wpływu dawki węgla pylistego na efekt usunięcia wybranego herbicydu Aminopielik D ze ścieków w czasie oczyszczania biologicznego metodą osadu czynnego.

## 2. Metodyka badań

Przedmiotem badań był „Aminopielik D 450 SL”, jeden z najczęściej stosowanych w Polsce herbicydów przeznaczony do zwalczania chwastów dwuliściennych w zbożach jarych i ozimych oraz w trawach nasiennych, o nazwie chemicznej: wodny roztwór soli dwumetyloaminowych kwasów: 2,4-dichlorofenoksy)octowego (2,4-D) i 3,6-dichloro-2-metoksybezooesowego (dikamba). Środek szkodliwy zaliczany do IV klasy toksyczność, LD-50 wynosi 1380 mg/kg masy ciała (szczur doustnie). Preparat praktycznie nie jest szkodliwy dla pszczół, mało szkodliwy dla ryb [17].

Badani nad usuwaniem wybranego preparatu pestycydowego prowadzono metodą ciągłą na laboratoryjnym modelu komór napowietrzania i osadniku wtórnym. Ciąg badawczy składał się z komory osadu czynnego w kształcie walca o średnicy 40 cm, wysokości 50 cm i pojemności roboczej 40 litrów. Mieszanka ścieków z osadem czynnym przepływała do osadnika wtórnego – rurowego o średnicy 20 cm, wysokości 50 cm i pojemności 12 litrów. Po przygotowaniu syntetycznych ścieków, których skład został podany w tabeli 1, dodawano do nich badany herbicyd i poddawano je oczyszczaniu biologicznemu w komorze osadu czynnego oraz sedymentacji grubych zawiesin w osadniku wtórnym.

**Tabela 1.** Ilościowy skład ścieków syntetycznych używanych do badań  
**Table 1.** Quantitative composition of synthetic wastewater used in the investigations

Składnik	Ilość [g/m <sup>3</sup> ]	Zakres wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach syntetycznych
Bulion mięsny [pepton]	600	pH = 6,5 BZT <sub>5</sub> – 200÷250 mg O <sub>2</sub> /l ChZT – 350÷450 mg O <sub>2</sub> /l N-NH <sub>4</sub> – 40 ± 5 mg/l N-NO <sub>2</sub> – ślady N-NO <sub>3</sub> – ślady PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> – 60 ± 5 mg/l
Octan sodowy CH <sub>3</sub> COONa	100	
Fosforan dwupotasowy K <sub>2</sub> HPO <sub>3</sub>	50	
Fosforan dwuamonowy (NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	50	
Kwaśny węglan sodowy NaHCO <sub>3</sub>	50	
Siarczan magnezu MgSO <sub>4</sub>	5	

Źródło: opracowanie własne na podstawie [4]

Osad czynny wypełniający komorę napowietrzania został przywieziony z miejskiej oczyszczalni ścieków. Jego adaptacja do warunków laboratoryjnych trwała 10 dni. Gotowość osadu do prowadzenia prac badawczych stwierdzono po utrzymującym się wysokim stopniu oczyszczania ścieków z zanieczyszczeń organicznych: efekt usunięcia substancji łatwo ulegających biodegradacji (BZT<sub>5</sub>) utrzymywał się na poziomie 98%, efekt usunięcia substancji trudniej ulegających biodegradacji (ChZT) utrzymywał się na poziomie 95%. Utlenianie azotu amonowego kształtowało się w granicach 93%. Osad czynny charakteryzowały parametry techniczno-technologiczne umieszczone w tabeli 2.

Po zakończeniu wpracowania osadu czynnego, rozpoczęto dawkowanie Aminopielika D. Konieczna była ponowna adaptacja organizmów osadu do pracy w środowisku pestycydowym. Wybrany herbicyd mieszano ze ściekami zasilającymi komorę w rosnących dawkach: 1, 5, 10, 15, 20, 30, 40 i 50 mg na litr ścieków surowych w przeliczeniu na substancję aktywną – kwas 2,4-D. Każdą kolejną dawkę wprowadzano po ustabilizowaniu się efektu oczyszczania mierzonego wskaźnikami BZT<sub>5</sub> i ChZT (3÷5 dni). Dawką, przy której prowadzono kolejny etap badań – sorpcję, pozostało stężenie Aminopielika D 50 mg/l, z uwagi na brak zauważalnych skutków wprowadzenia toksyny na efekt oczyszczania i organizmy osadu czynnego. Proces nityfikacji przebiegał bez zakłóceń.

Do komory napowietrzania dodawano następnie węgiel pylisty aktywny CWZ-22, którego parametry przedstawiono w tabeli 2.

Zastosowano trzy dawki węgla: 0,8 g; 2,0 g i 4,0 g w przeliczeniu na roboczą objętość modelowej komory napowietrzania, tj. 50 litrów. Czas kontaktu sorbentu ze roztworem zawierającym pestycyd wynosił 1 dobę dla każdej dawki węgla i wynikał bezpośrednio z czasu zatrzymania ścieków w komorze napowietrzania podczas oczyszczania biologicznego. Badania przy określonej dawce węgla prowadzono przez okres 5 dni, aby uzyskać wymaganą wiarygodność i powtarzalność wyników.

Następnie ścieki oczyszczone na osadzie czynnym kierowano do osadnika wtórnego celem oddzielenia zawiesin od ścieków oczyszczonych. Do badań zostały użyte sklarowane ścieki oczyszczone z osadników wtórnych.

W toku prowadzenia prac doświadczalnych sprawdzano zawartość herbicydu (2,4-D), a na każdym etapie badań kontrolowano także wskaźniki zanieczyszczeń w ściekach dopływających i odpływających z układów ogólnie przyjętymi metodami normowymi (temperatura, odczyn, azot amonowy, azotynowy, i azotanowy, fosforany, BZT<sub>5</sub>, ChZT) oraz stężenie 2,4-D metodą chromatografii cienkowarstwowej TLC wg PN-73/C-04608/09 [14], a uzyskane w ten sposób wyniki regularnie potwierdzano metodą chromatografii cieczowej HPLC metodą Di Corcia i Marchetti [9].

**Tabela 2.** Parametry technologiczne osadu czynnego i węgla aktywnego pylistego CWZ-22**Table 2.** Technological parameters of activated sewage sludge and activated dusty carbon CWZ-22

Parametry technologiczne osadu czynnego	Parametry technologiczne węgla pylistego CWZ-22
<ul style="list-style-type: none"> <li>• czas zatrzymania – 24 h,</li> <li>• indeks Mohlmana – 75 cm<sup>3</sup>/g,</li> <li>• koncentracja osadu – 3,0 kg/m<sup>3</sup>,</li> <li>• przepływ ścieków – 30 l/d,</li> <li>• objętość komór – 40 l,</li> <li>• zawartość tlenu w komorze – 2,5 mg O<sub>2</sub>/l,</li> <li>• obciążenie hydr. – 0,75 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>d,</li> <li>• obciążenie komory BZT<sub>5</sub> – 225 mg O<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>d,</li> <li>• obciążenie osadu BZT<sub>5</sub> – 75 mg O<sub>2</sub>/kgd,</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Powierzchnia właściwa 800÷950 m<sup>2</sup>/g</li> <li>• Objętość porów – 1,5÷2,0 cm<sup>3</sup>/g</li> <li>• Uziarnienie – 0,5÷1,0 mm</li> <li>• Zdolność dechloracji – 10÷15 cm</li> <li>• Liczba metylenowa – 22÷29 cm<sup>3</sup></li> <li>• Liczba jonowa – 800÷1000 mg/g</li> <li>• Liczba fenolowa – 4÷5%</li> <li>• Wytrzymałość mechaniczna – 92÷96%</li> <li>• Ścieralność – 1,5÷3,0%</li> <li>• Zastosowanie: odbarwianie i oczyszczanie cukru, koncentratu białkowego, wódek, rafinacja roślinnych i zwierzęcych tłuszczów i olejów, oczyszczanie wody i ścieków [8]</li> </ul>

### 3. Uzyskane wyniki badań

Uzyskane wyniki badań zestawione w tabelach 3 i 4 stanowią średnią z 5 pomiarów prowadzonych przez 5 kolejnych dni roboczych.

Poddawane badaniom syntetyczne ścieki surowe preparowane ze składników podanych w tabeli 1 charakteryzowały się typowymi zanieczyszczeniami o określonym zakresie wartości. Ich skład nie uległ znacznym zmianom po wprowadzeniu do nich herbicydu Aminopielika D w ilości 50 mg/l (tabela 3). W ściekach oczyszczonych na osadzie czynnym bez udziału węgla aktywnego znacznemu obniżeniu uległa ilość zanieczyszczeń organicznych charakteryzowanych jako ChZT – do 48 mg O<sub>2</sub>/l oraz BZT<sub>5</sub> – do 32 mg O<sub>2</sub>/l. proces przemiany azotu amonowego w azotany (III) i (V) przebiegał bez zakłóceń. Wartość azotu amonowego z 42 mg/l w ściekach surowych spadła do 16 mg/l w ściekach oczyszczonych, zaś stężenie azotanów (V) wzrosło do 2 mg/l.

Badane wartości uległy zmianom po wprowadzeniu do komory osadu czynnego aktywnego węgla pylistego.

Przy dawce węgla 0,8 g w badanych ściekach oczyszczonych wartości oznaczanych wskaźników przedstawiały się następująco: wartość ChZT wyniosła 40 mg O<sub>2</sub>/l, BZT<sub>5</sub> – 16 stężenie fosforanów 57 mg/l, azot amonowy 16 mg/l, azot azotynowy 0,08 mg/l i azot azotanowy 2 mg/l. Przy dawce węgla 2 g zaobserwowano spadek stężenia fosforanów do 48 mg/l, azotu azotanowego do 1,9 mg/l i azotu azotynowego do 0,06 mg/l. Wartość azotu amonowego nieco zmalała się i wyniosła 12 mg/l, zwiększyła się też nieznacznie ChZT badanej próby do 41 mg O<sub>2</sub>/l. Po dodaniu kolejnej dawki węgla pylistego prawie wszystkie badane wskaźniki uległy obniżeniu (ChZT wyniosło 16 mg O<sub>2</sub>/l, BZT<sub>5</sub> – 8 mg O<sub>2</sub>/l, azot amonowy 11 mg/l, azot azotynowy 0,04 mg/l, azot azotanowy 1,8 mg/l). Zaobserwowano tylko nieznaczny wzrost stężenia fosforanów – 50 mg/l. Wyniki uzyskane w procesie sorpcji statycznej przedstawiono w tabeli 3.

**Tabela 3.** Wartości poszczególnych wskaźników zanieczyszczeń na w ściekach surowych, oczyszczonych na osadzie czynnym oraz oczyszczonych łączoną metodą biodegradacji i sorpcji

**Table 3.** Values of contamination parameters in raw wastewater, treated with activated sewage sludge and with combined method of biodegradation and sorption

Dawka C* [g]	N-NH <sub>4</sub> [mg/l]	N-NO <sub>2</sub> [mg/l]	N-NO <sub>3</sub> [mg/l]	PO <sub>4</sub> [mg/l]	ChZT [mg/l]	BZT <sub>5</sub> [mg/l]
Ścieki surowe						
–	42	0,01	0,3	65	398	224
Ścieki oczyszczone tylko biologicznie						
–	16	0,070	2	60	48	32
Ścieki oczyszczone metodą osadu czynnego i sorpcji na węglu pylistym CWZ-22						
0,8	16	0,080	2	57	40	16
2	12	0,060	1,9	48	41	12
4	11	0,040	1,8	50	16	8

Źródło: opracowanie własne

Analizy chromatograficzne pozwoliły zauważyć, iż podczas dodawania do komory osadu czynnego dawek węgla pylistego, przy dawce 0,8 g sorbentu stężenie badanego pestycydu wynosiło 5 mg/l. Zwiększając dawkę węgla do 2 g zawartość 2,4-D wyniosła 4 mg/l. Przy kolejnej dawce 4 g stężenie herbicydu wyniosło 2 mg/l. Wyniki uzyskane zostały przedstawione w tabeli 4.

**Tabela 4.** Zawartość 2,4-D w ściekach surowych i oczyszczonych**Table 4.** Concentration of 2,4-D in raw and treated wastewater

Dawka węgla [g]	Ścieki surowe	Ścieki oczyszczone tylko biologicznie	Ścieki oczyszczone metodą osadu czynnego i sorpcji na węglu pylistym CWZ-22
0,8	50	7,5	5
2			4
4			2

Źródło: opracowanie własne

#### 4. Interpretacja uzyskanych wyników badań

Wyniki badań ostatnich lat, odkrycia i dane toksykologiczne oraz epidemiologiczne wskazują, że chemiczne środki ochrony roślin mogą być przykładem związków, które wprowadzane bezpośrednio do środowiska rozprzestrzeniają się we wszystkich jego elementach i stanowią jego zagrożenie [1, 10]. Przetworzone lub niewykorzystane stają się bardzo niebezpiecznymi odpadami, które niewłaściwie składowane przedostają się w sposób niekontrolowany do środowiska przyrodniczego powodując zagrożenie wszystkim form życia, niektóre preparaty kumulują się w organizmach. Mogą utrzymywać się w środowisku przez wiele lat [3, 10]. Okres ważności środków ochrony roślin wynosi zwykle 2÷3 lata a, po tym czasie są one traktowane jako odpady niebezpieczne i powinny być poddane neutralizacji. Literatura podaje, że unieszkodliwianie przeterminowanych środków ochrony roślin można prowadzić wieloma metodami [2, 6, 7, 10÷13]. Niemniej, przedmiotem niniejszego opracowania były próby usunięcia tych groźnych trucizn środowiskowych wykorzystując proste, tanie i sprawdzone metody.

Dysponując doświadczeniem poprzednich lat badań [14÷16] nad rozkładem środków ochrony roślin metodami biodegradacji tlenowej przy zastosowaniu osadu czynnego, podając na układy biologiczne wzrastające ilości preparatów aż do zaniku życia biologicznego i zatrzymania efektu oczyszczania, wybrano taką dawkę herbicydu, jaką można podać wraz ze ściekami surowymi do komory osadu czynnego, by nie zakłócić parametrów jego prawidłowej pracy oraz aby sam proces oczyszczania ścieków przebiegał przy najwyższych efektach redukcji zanieczyszczeń. Stopniowo adaptowano organizmy osadu do pracy w środowisku pestycydowym i uzyskano 95% redukcji ChZT, 98% redukcji BZT<sub>5</sub> i usunięcie 2,4-D w 85%.

Ścieki surowe skażone pestycydem poddano oczyszczaniu łączonymi metodami osadu czynnego i sorpcji. Analizując zmiany stężenia poszczególnych form azotu na wlocie do komory napowietrzania i wylocie z osadnika,

można zauważyć zależność redukcji jonu amonowego na rzecz azotanów (III) i (V). Stężenie jonu amonowego przy wzrastającej dawce węgla aktywnego podawanego do komory napowietrzania zmniejszało się. Wynika to z tego, że jon amonowy utleniał się w środowisku osadu czynnego, a ponadto był częściowo zatrzymywany w porach węgla. Stężenie azotu azotanowego (III) utrzymywało się na tym samym poziomie i wynosiło  $0,04 \div 0,08$  mg/l, niezależnie od ilości sorbenta. Stężenie azotanów (V) przy najniższej dawce węgla w porównaniu do oczyszczania wyłącznie osadem czynnym nie uległo żadnym zmianom, natomiast przy kolejnych ilościach sorbenta podawanych do komory, nastąpił nieznaczny spadek stężenia. Spowodowane mogło to być tym, że podczas jednoczesnego oczyszczania biologicznego i sorpcji, na skutek zmniejszenia wyjściowego stężenia jonu amonowego, mniejsza jego ilość mogła ulec przemianie w azot azotanowy (V). Stężenie fosforanów utrzymywał się na podobnym poziomie w zakresie  $50 \div 60$  mg/l, z tendencją zmniejszania wraz ze wzrostem dawki węgla. Ponieważ środowisko tlenowego osadu czynnego nie sprzyja redukcji i usuwaniu fosforanów z układu, zauważony nieznaczny spadek stężenia mógł być związany z sorpcją. Dodając coraz większe dawki węgla aktywnego pylistego, BZT<sub>5</sub>, określające obecność związków organicznych łatwo rozkładalnych, utrzymywała się na poziomie: od 8 mg O<sub>2</sub>/l do 16 mg O<sub>2</sub>/l. Należy tu zaznaczyć, iż kierunek spadkowy wskazuje na zależność wartości BZT<sub>5</sub> od dawki węgla, gdyż przy najwyższej dawce wartość BZT<sub>5</sub> była najniższa. Podobną tendencję zauważono przy obserwacji obecności związków organicznych trudno rozkładalnych (ChZT). Największą wartość 40 mg O<sub>2</sub>/l zanotowano dawce 0,8 g, wraz ze wzrostem dawki ChZT malało do 16 mg O<sub>2</sub>/l.

Sedno badań tkwiło jednak w obserwacji zmian wprowadzonego do ścieków herbicydu. Organizmy osadu czynnego pozwoliły rozłożyć herbicyd wprowadzany do ścieków surowych w dawce 50 mg/l do wartości 7,5 mg/l w ściekach oczyszczonych. Zauważono znaczną redukcję Aminopielika D w dopływie z osadnika po oczyszczeniu ścieków kombinowaną metodą biologiczno-sorpcyjną. Już najniższa dawka pozwoliła zmniejszyć stężenie herbicydu w odcieku do 5 mg/l, czyli o prawie 30% w stosunku do oczyszczania bez udziału węgla aktywnego. Najlepszy jednak efekt uzyskano przy największej dawce. W ściekach oczyszczonych wykryto oznaczany herbicyd w stężeniu 2 mg/l, co dało efekt usunięcia rzędu ok. 70% w stosunku do oczyszczania biologicznego bez sorpcji i efekt całkowity w porównaniu ze stężeniem Aminopielika D wprowadzanym ze ściekami surowymi do komory osadu czynnego – 96%.



## 5. Wnioski

1. Prowadzone niezależnie procesy sorpcji i biodegradacji zanieczyszczeń pestycydowych metodą osadu czynnego nie mają uzasadnienia w ochronie wód przed tymi zanieczyszczeniami z uwagi na niewystarczające efekty usunięcia pestycydów, a tym samym niebezpieczeństwo skażenia środowiska zbyt wysokimi stężeniami preparatów odprowadzanych z odciekami.
2. Uwzględniając końcowy wysoki efekt usunięcia herbicydu Aminopielika D ze ścieków uzasadnione jest połączenie metod osadu czynnego i sorpcji w jeden układ technologiczny.
3. Węgiel typu CWZ-22 pylisty przy dawce 4 g w przeliczeniu na 50 litrów objętości komory zapewnia wysoki efekt oczyszczania Aminopielika D.
4. Należy kontynuować badania kombinowaną metodą biologiczno-sorpcyjną, aż do osiągnięcia całkowitego wyeliminowania herbicydu ze ścieków.

## Literatura

1. *Guidelines for the disposal of unwanted pesticides and containers on farms and holdings*. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Great Britain, 1980.
2. **Siłowiecki A.**: *Biologiczne metody unieszkodliwiania odpadów pestycydowych*. „Ekoproblemy”, 1997.
3. **Wallnofer R., Engelfardt G.**: *Mikrobiol degradation of pesticides. Chemistry of plant protection, degradation of pesticides, dessication and defoliation. Achreceptors as targets*. Springer Verlag, Berlin 1989.
4. **Zdybiewska M.**: *Wpływ pestycydów na zanieczyszczenia środowiska wodnego i sposoby ich unieszkodliwiania*. seria *Nowa Technika w Inżynierii Sanitarnej*, t. 5, Arkady, Warszawa 1982.
5. **Choma J., Jaroniec M., Burakiewicz-Mortka W., Gwizdalski M.**: *Adsorpcja związków organicznych z roztworów wodnych na węglach aktywnych*. *Ochrona Środowiska*, 1(56), 1995.
6. **Siłowiecki A.**: *Chemiczne metody unieszkodliwiania odpadów pestycydowych*. „Ekoproblemy”, 1997.
7. **Siłowiecki A.**: *Termiczne metody unieszkodliwiania odpadów pestycydowych*.] „Ekoproblemy”, 1996.
8. <http://www.wegiel-aktywny.pl/content/view/13/10/>
9. **Corcia i Marchetti**: *Environ. Sci. & Technol.* 26, 66-4, 1992.
10. **Dec J., Bollag J.M.**: *Dehalogenation of chlorinated phenols during binding to humus*. *Bioremediation Rhizosphere Technology. Series: ACS, Symposium Series 563*, 1994.
11. **Heinrich S.**: *Biological purification of HCH contaminated waters by mixed cultures under aerobic and anaerobic conditions*. III HCH Forum, Bilbao, 1994.
12. **Pawlikowska D.**: *Metody retencyjne – ewaporacyjne unieszkodliwiania pestycydów w ściekach*. *Przemysł chemiczny*, 66(9), 413-416, 1987.

13. **Petruska J.A., Mulling D.E., Young R.W., Collins E.R.:** *A benchtop system for evaluation of pesticide disposal by composting.* Nuclear and Chemical Waste Management vol. 5. 177-182, 1985.
14. **Skoczko I., Ignatowicz K.:** *The influence of selected environmental toxins on the speed of decomposition of organic compounds in processes of oxygen biodegradation.* Polish Journal of Environmental Studies Vol. 33, nr 2/2004.
15. **Skoczko I.:** *Ocena zastosowania osadu czynnego pracującego w układzie I- i II-stopniowym do oczyszczania ścieków z pozostałości środków ochrony roślin,* Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska nr 15. Seria Inżynieria Środowiska / Politechnika Koszalińska, Koszalin-Ustronie Morskie 2001.
16. **Skoczko I.:** *Oczyszczanie ścieków zanieczyszczonych środkami ochrony roślin przy zastosowaniu złóż biologicznych i osadu czynnego,* Zeszyty Naukowe Politechniki Białostockiej 2001 zeszyt 14, nauki Techniczne nr 141, Białystok 2001.
17. [www.rokita.pl](http://www.rokita.pl)

## **Tests on Application of Dusty Active Carbon for Neutralisation of Pesticides in Wastewater**

### **Abstract**

The results of investigations, discoveries and toxicological and epidemiological data from the last several years show that the chemical agents for crop protection plants can be the example of compounds which introduced to the environment directly spread in all its units and make up threat for it. That is why they require elimination in the possibly highest degree.

The present paper is the test of presentation of the possibility of selected herbicide removal from wastewater with the strength of integrated methods: biodegradation with activated sewage sludge and sorption on the active carbon. The aim of research was to determine the influence of dose of dusty carbon on effect of removal of selected herbicide Aminopielik D from wastewater during biological treatment with method of in activated sewage sludge.

Independently conducted processes of sorption and biodegradation of pesticide contaminants with the method of activated sewage sludge have no grounds in the protection of waters before such contaminants because of on the insufficient effects of pesticides removal, and at the same time danger of contamination of the environment with too high concentrations of agents drained off with eluates.

Taking into account the final high effect of the removal of Aminopielik D herbicide from wastewater he is justified to connect methods of activated sewage sludge and sorption into one technological arrangement.

Activated dusty carbon of CWZ-22 type at the dose of 4 g in calculation on 50 litres of the chamber volume assures high effect of Aminopielik D removal.

Investigations on the combined biological and sorptional method should be carried on until achievement of total elimination of the herbicide from wastewater.



## Ocena oddziaływania składowiska odpadów komunalnych na wybrane parametry mikrobiologiczne powietrza

*Krzysztof Berleć, Katarzyna Budzińska,  
Bożena Szejniuk, Anna Kułakowska  
Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy, Bydgoszcz*

### 1. Wstęp

W Polsce unieszkodliwianie odpadów poprzez składowanie jest nadal jedną z najczęściej stosowanych metod. Składowanie odpadów komunalnych na wysypiskach może być powodem powstawania wielu uciążliwych i niebezpiecznych substancji, zagrażających środowisku naturalnemu. Stopień uciążliwości tych obiektów zależy od wielu czynników, takich jak: ukształtowanie terenu, warunki gruntowe, hydrologiczne, mikroklimat danego obszaru, odległość od osiedli ludzkich itd. Ponadto do czynników wpływających na oddziaływanie składowisk na środowisko zaliczyć można technologię składowania, przygotowanie terenów pod składowisko, uszczelnienie składowiska i infrastrukturę techniczną. Największe zagrożenie stanowią składowiska niezorganizowane nie posiadające podstawowych zabezpieczeń i infrastruktury technicznej. Ze względów sanitarno-higienicznych obiekty takie powinny zostać poddane jak najszybszej modernizacji albo likwidacji.

Składowiska niezorganizowane charakteryzują się największą szkodliwością przejawiającą się głównie zanieczyszczeniem powietrza (fizycznym, chemicznym i mikrobiologicznym). W wyniku procesów gnilnych i fermentacyjnych zachodzących wewnątrz składowanych odpadów, dochodzi do powstawania zanieczyszczeń mikrobiologicznych (bakterie, grzyby, wirusy, jaja i cysty pasożytów), przenoszących się na znaczne odległości.

Drobnoustroje pochodzące ze składowisk odpadów komunalnych mogą przedostawać się do wód podziemnych i powierzchniowych, gleby, a także do powietrza atmosferycznego [7, 8]. Mikroorganizmy w powietrzu tworzą aerozol

biologiczny, który ze względu na skład gatunkowy i znaczenie dla ludzi i zwierząt można podzielić na: zakaźny, saprofityczny, a także mieszany, przy czym żadna z tych faz nie pozostaje obojętna dla środowiska [10, 17].

Celem pracy było określenie wpływu niezorganizowanego składowiska odpadów na zanieczyszczenie bakteriologiczne powietrza atmosferycznego.

## **2. Materiał i metodyka**

### **2.1. Opis obiektu badań**

Składowisko odpadów komunalnych w miejscowości Zrazim przyjmuje odpady z terenu gminy Janowiec Wlkp. Składowisko położone jest w odległości około 3 km od Janowca Wlkp. i około 400 m od drogi Żnin – Janowiec. Składowisko powstało w miejscu dawnego wyrobiska poźwirowego i jest eksploatowane od lat 60-tych. W 1991 roku B.U.T. „Atest” opracował jednostadiowy projekt techniczny wysypiska odpadów komunalnych stałych oraz tymczasowe wylewisko dla odpadów płynnych. Lokalizacja składowiska została pozytywnie zaopiniowana przez UW- WOS w Bydgoszczy nr OŚ-I 8624-/OŚ.VIII-8620-4-23/89 z dnia 11.08.1989 roku. Zarząd Miejski w Janowcu Wielkopolskim z własnych środków zrealizował część niezbędnych obiektów, jak np. drogę dojazdową z płyt żelbetowych pełnych (dołem), ogrodzenie i zieleń ochronną oraz kontener socjalny dla obsługi. Brak środków, przerwał dalsze wykonawstwo. Do 1995 roku, do momentu uruchomienia oczyszczalni ścieków, na teren składowiska przywożono nieczystości płynne.

Składowisko składa się z trzech części:

- pierwszej części eksploatowanej od lat 60-tych, wyłączonej z użytku, porośniętej trawą i drzewami, o powierzchni około 0,5 ha,
- drugiej części, eksploatowanej obecnie, o powierzchni 3,0 ha,
- trzeciej części, nieeksploatowanej, porośniętej trawą i drzewami (samosiejkami) – w obrębie tej części znajduje się rozlewisko wodne o powierzchni około 3,0 ha.

Pojemność składowiska wynosi 57300 m<sup>3</sup>. Składowisko jest nieuszczelnione, nie ma układu drenującego zbierającego odcieki, nie posiada piezometrów kontrolnych i nie jest prowadzony monitoring stanu środowiska. Najbliższa zabudowa mieszkalna znajduje się w odległości 180 m od granicy składowiska.

Pod względem geomorfologicznym obszary te stanowią wysoczyznę polodowcową. Ma ona cały szereg długich rynien jeziornych, co nadaje jej cechy rzeźby młodoglacjalnej. Składa się z moreny dennej płaskiej (deniwelacje do 2 m) i moreny dennej falistej z wysokościami względnymi w granicach od 2

do 5 m oraz o nachyleniach do 10%, natomiast zagłębienia w niej wynoszą 1÷3 m. Znaczącą formą krajobrazową jest rynna glacialna w postaci doliny rzeki Wełny, która w okolicach Janowca Wlkp. poszerza się do 3 m. Według rozpoznania geologicznego na obszarze gminy występują utwory jury, kredy, trzeciorzędu i czwartorzędu. Pliocen trzeciorzędowy stanowi tzw. ily poznańskie o grubości rzędu 20÷80 m przy stropie zalegającym na rzędnych od 35 m do 75 m p.p.t. Natomiast wyżej zalegają utwory czwartorzędu, składające się z holocenijskich piasków próchnicznych (0,2÷0,3 m), w wyrobisku – nasypy miejscowe ziemne przemieszane z odpadami, a nad rzeką Wełną w sąsiedztwie łąk – torf, torf z piaskiem oraz namuł z torfem o łącznej grubości 2,6 do 4,2 m. Utwory plejstocenijskie stanowią: piaski pylaste i drobnych, piaski grube, pospółki, piaski drobne z domieszkami piasków pylastych i gliniastych, piaski grube z wkładkami żwiru, pospółek, piasków i pyłów gliniastych, aż po gliny, gliny piaszczyste oraz gliny z piaskiem drobnym i pospółki gliniaste. Są to więc utwory genetycznie związane z akumulacją rzeczną, rzeczno-łądową i akumulacją łądolodu. Akumulacje ww. mają budowę geologiczną bardzo zmienną i nieregularną.

Przeważnie w stropie występuje seria piaszczysto-żwirowa o miąższości 1,2 do 3,0 m, natomiast głębiej – utwory zwięzłe w postaci glin, pyłów i piasków gliniastych. Natomiast wyrobisko i jego zbocza są zbudowane na całej długości i szerokości z warstw piaszczysto-żwirowych. Zanikają one w kierunku przeciwnym do rzeki przechodząc w utwory typu zwięzłego. Strop utworów zwięzłych, pokryty zmiennej grubości warstwami piaszczysto-żwirowymi opada do rzeki w granicach od 3,4 do 4,1%. Jest to równoznaczne ze spadkiem lustra wody gruntowej przypowierzchniowej. Warunki hydrogeologiczne można ogólnie określić jako dobre. Pierwszy poziom wodonośny wód przypowierzchniowych występuje na głębokościach od 1,8 do 6,4 m p.p.t., co odpowiada rzędnych w granicach od 95,2 do 113,2 m n.p.m. W okresach rocznych wahania lustra wody mogą wynosić do 0,5 m wysokości. Pierwszy poziom wodonośny ma spadek od 3,4 do 4,1% w kierunku rzeki Wełny. Drugi, trwałe poziomy wodonośny zalega w wodonośnych utworach miocenu, który jest przykryty pliocenijskimi łąkami o grubości rzędu 25÷75 m. Są jednak lokalne sporadyczne warunki geologiczne, na występowanie nieciągłego, drugiego poziomu wód gruntowych. Wody pierwszego poziomu mogą mieć zanieczyszczenia organiczne pochodzenia antropogenicznego.

Odpady bez rozdrabniania i ugniatania przysypywane są warstwą ziemi i osadów ściekowych, które z czasem zarastają samorzutnie trawą i krzewami [18].

## 2.2. Procedura prowadzenia badań mikrobiologicznych

Badania przeprowadzono w okresie od kwietnia do listopada 2006 roku na składowisku odpadów komunalnych w województwie kujawsko-pomorskim, funkcjonującym jako gminny obiekt gospodarki odpadami, lecz nie posiadający żadnych zabezpieczeń i ustalonego systemu badań monitoringowych. Analizy obejmowały oznaczenie: ogólnej liczby bakterii, liczby promieniowców, liczby *Pseudomonas fluorescens* oraz liczby gronkowców  $\alpha$ - i  $\beta$ -hemolizujących.

Badania przeprowadzono metodą sedymentacyjną i zderzeniową zwykłą przy użyciu aparatu SAS 100.

Próbki powietrza do analiz pobierano w smudze zanieczyszczeń raz w miesiącu w 5 punktach:

- w centralnej części składowiska (A),
- 50 m od źródła emisji na stronie zawietrznej (B),
- 100 m od źródła emisji na stronie zawietrznej (C),
- 300 m od źródła emisji na stronie zawietrznej (D),
- 100 m od źródła emisji na stronie nawietrznej (E).

W każdym z tych miejsc za pomocą miernika mikroklimatu MM-01 dokonano pomiaru temperatury, wilgotności względnej i prędkości ruchu powietrza. Wszystkie badania zostały przeprowadzone zgodnie z przyjętymi wymogami i potrzebami analitycznymi, stosując standardowe metody analizy mikrobiologicznej, zgodnie z Polską Normą [15, 16].

Aparatem SAS 100 pobierano próbki powietrza od 100 do 500 dm<sup>3</sup> w zależności od przewidywanego stopnia zanieczyszczenia.

Do badań wykorzystano następujące podłoża mikrobiologiczne:

- agar odżywczy (ogólna liczba bakterii) – 37°C; 24÷48 godz.,
- agar Kinga B (*Pseudomonas fluorescens*) – 30°C; 2÷7 dni,
- agar Pochona (promieniowce) – 26°C; 5÷14 dni,
- agar wzbogacony z krwią (bakterie hemolizujące) – 37°C; 24÷48 godz.

Wyrosłe kolonie zliczono, skorygowano za pomocą tabel, dołączonych do wykorzystywanego aparatu, a wynik końcowy podano jako liczbę poszczególnych mikroorganizmów w 1 m<sup>3</sup>. Następnie oceniono stopień zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego na podstawie normy [15].

W metodzie sedymentacyjnej płytki Petriego z określonym podłożem rozmieszczono w tych samych miejscach, w których pobierano próbki powietrza aparatem SAS 100. Płytki ekspozowano przez okres 30 i 60 minut w zależności od spodziewanego stopnia zanieczyszczenia powietrza. Po przywiezieniu do laboratorium podłoża inkubowano w warunkach odpowiednich dla każdego

z oznaczeń. Kolonie, które wyrosły na podłożu zliczono i podstawiono do wzoru Omeliańskiego:

$$x = \frac{a \cdot 100}{k \cdot b} \quad (1)$$

gdzie:

- x – ogólna liczba drobnoustrojów w 10 dm<sup>3</sup> powietrza,
- a – średnia arytmetyczna z liczby wyrosłych kolonii na płytkach z tym samym podłożem (jtk),
- b – powierzchnia eksponowanej płytki (cm<sup>2</sup>),
- k – współczynnik czasu ekspozycji (czas ekspozycji/5).

Uzyskane wyniki przeliczono na liczbę bakterii w 1 m<sup>3</sup> powietrza.

### 3. Opis i analiza wyników badań

Składowiska odpadów komunalnych oraz związane z nimi niedogodności stają się w ostatnich latach coraz bardziej zauważalnym problemem w ochronie środowiska. Wielu autorów zajmujących się problematyką odpadów komunalnych i mikroorganizmów chorobotwórczych występującymi w powietrzu wykazało, że obiekty mogą być źródłem zakaźnego bioaerozolu, który może w pewnych warunkach meteorologicznych negatywnie oddziaływać na zdrowie ludzkie [4, 5, 14].

Badane mikroorganizmy występują w największej liczbie w najbliższym otoczeniu czynnego składowiska odpadów komunalnych, w miarę oddalania się od tego miejsca ich liczebność wyraźnie się zmniejszała [1, 2, 6, 11]. Teorię tę potwierdzają wyniki uzyskane w badaniach własnych: średnia liczebność bakterii w strefie czynnej składowiska odpadów wyniosła 3,0·10<sup>3</sup> jtk/m<sup>3</sup> w metodzie sedymentacyjnej i 2,3·10<sup>3</sup> jtk/m<sup>3</sup> w metodzie zderzeniowej. Natomiast w punkcie oddalonym o 300 m od źródła zanieczyszczenia wartość ta wyraźnie się zmniejszyła i wyniosła 6,2·10<sup>2</sup> jtk/m<sup>3</sup> w metodzie sedymentacyjnej i 5,0·10<sup>2</sup> jtk/m<sup>3</sup> w drugiej zastosowanej metodzie (tabela 1).

Ogólna liczba bakterii określona przez Marcinkowską i wsp. [12] była niższa i wyniosła odpowiednio 1,4·10<sup>3</sup> jtk/m<sup>3</sup> w centrum składowiska i 2,3·10<sup>2</sup> jtk/m<sup>3</sup> w punkcie oddalonym 300 m od tego punktu. Pomimo tego, że średnie ilości bakterii w powietrzu badanym w rejonie analizowanego składowiska odpadów wskazują na średni stopień zanieczyszczenia powietrza, to trzeba zaznaczyć, że w miesiącach od kwietnia do czerwca wartości te przekroczyły 3·10<sup>3</sup> jtk/m<sup>3</sup>, co świadczy o silnym zanieczyszczeniu tego elementu środowiska.



**Tabela 1.** Ogólna liczba bakterii (jtk/m<sup>3</sup>) w powietrzu atmosferycznym w zasięgu oddziaływania składowiska odpadów

**Table 1.** Total number of bacteria (jtk/m<sup>3</sup>) in atmospheric air in the range of the influence of the unsealed landfill

Miesiące badań	Metoda	Punkty pomiarowe				
		A	B	C	D	E
IV	I	4,4·10 <sup>3</sup>	4,4·10 <sup>3</sup>	1,7·10 <sup>3</sup>	8,1·10 <sup>2</sup>	1,9·10 <sup>2</sup>
	II	3,2·10 <sup>3</sup>	3,3·10 <sup>3</sup>	1,3·10 <sup>3</sup>	7,0·10 <sup>2</sup>	1,6·10 <sup>2</sup>
V	I	5,2·10 <sup>3</sup>	5,0·10 <sup>3</sup>	1,7·10 <sup>3</sup>	9,2·10 <sup>2</sup>	3,5·10 <sup>2</sup>
	II	4,7·10 <sup>3</sup>	4,1·10 <sup>3</sup>	1,5·10 <sup>3</sup>	6,5·10 <sup>2</sup>	2,2·10 <sup>2</sup>
VI	I	5,7·10 <sup>3</sup>	5,0·10 <sup>3</sup>	1,5·10 <sup>3</sup>	8,5·10 <sup>2</sup>	1,7·10 <sup>2</sup>
	II	3,9·10 <sup>3</sup>	3,7·10 <sup>3</sup>	1,1·10 <sup>3</sup>	6,8·10 <sup>2</sup>	1,3·10 <sup>2</sup>
VII	I	2,0·10 <sup>3</sup>	1,8·10 <sup>3</sup>	1,1·10 <sup>3</sup>	5,6·10 <sup>2</sup>	1,4·10 <sup>2</sup>
	II	1,7·10 <sup>3</sup>	1,1·10 <sup>3</sup>	9,6·10 <sup>2</sup>	3,8·10 <sup>2</sup>	1,2·10 <sup>2</sup>
VIII	I	2,5·10 <sup>3</sup>	1,8·10 <sup>3</sup>	1,2·10 <sup>3</sup>	9,6·10 <sup>2</sup>	2,8·10 <sup>2</sup>
	II	2,0·10 <sup>3</sup>	1,7·10 <sup>3</sup>	1,0·10 <sup>3</sup>	8,5·10 <sup>2</sup>	2,0·10 <sup>2</sup>
IX	I	1,4·10 <sup>3</sup>	1,4·10 <sup>3</sup>	1,1·10 <sup>3</sup>	4,2·10 <sup>2</sup>	1,7·10 <sup>2</sup>
	II	1,1·10 <sup>3</sup>	1,1·10 <sup>3</sup>	1,1·10 <sup>3</sup>	4,0·10 <sup>2</sup>	1,3·10 <sup>2</sup>
X	I	1,2·10 <sup>3</sup>	1,0·10 <sup>3</sup>	8,2·10 <sup>2</sup>	3,0·10 <sup>2</sup>	2,7·10 <sup>2</sup>
	II	1,1·10 <sup>3</sup>	1,0·10 <sup>3</sup>	6,9·10 <sup>2</sup>	2,6·10 <sup>2</sup>	2,6·10 <sup>2</sup>
XI	I	1,3·10 <sup>3</sup>	1,1·10 <sup>3</sup>	7,4·10 <sup>2</sup>	1,3·10 <sup>2</sup>	1,2·10 <sup>2</sup>
	II	1,2·10 <sup>3</sup>	8,3·10 <sup>2</sup>	6,3·10 <sup>2</sup>	9,2·10 <sup>1</sup>	9,8·10 <sup>1</sup>
$\bar{x}$	I	3,0·10 <sup>3</sup>	2,6·10 <sup>3</sup>	1,3·10 <sup>3</sup>	6,2·10 <sup>2</sup>	2,1·10 <sup>3</sup>
	II	2,3·10 <sup>3</sup>	2,1·10 <sup>3</sup>	1,0·10 <sup>3</sup>	5,0·10 <sup>2</sup>	1,7·10 <sup>2</sup>

I – metoda sedymentacyjna; II – metoda zderzeniowa

Przejęcie tylko ogólnej liczebności mikroorganizmów jako wskaźnika zanieczyszczenia powietrza eliminuje możliwość stwierdzenia zagrożenia chorobotwórczego. Dlatego zwrócono uwagę na mikroorganizmy specyficzne, bardziej jednoznacznie wyznaczające zasięg oddziaływania badanych obiektów [6]. Jedną z grup drobnoustrojów wskazujących na mikrobiologiczne zanieczyszczenie powietrza są promieniowce, które jako typowe mikroorganizmy glebowe posiadają wysokie uzdolnienia mineralizacyjne i będą występowały zawsze tam gdzie znajduje się w dużej ilości materia organiczna [11]. Wyniki badań przeprowadzone na składowisku w Podańsku przez Michalcewicza i Nowaka [11] wskazują, że średnia liczebność promieniowców na poszczególnych miejscach poboru próbek kształtowała się na wysokim poziomie: od 3,2·10<sup>2</sup> jtk/m<sup>3</sup> do 1,6·10<sup>4</sup> jtk/m<sup>3</sup> w zależności od roku, w którym przeprowadzano badania. W badaniach własnych największą liczebność promieniowców stwierdzono w strefie czynnej składowiska i wyniosła ona 1,2·10<sup>2</sup> jtk/m<sup>3</sup> w me-

todzie sedymentacyjnej i  $1,1 \cdot 10^2$  jtk/m<sup>3</sup> w metodzie zderzeniowej (tabela 2). Wartości te świadczą o silnie zanieczyszczonym powietrzu, na co wpływa z pewnością fakt ciągłego dowożenia świeżych odpadów.

**Tabela 2.** Liczba promieniowców (jtk/m<sup>3</sup>) w powietrzu atmosferycznym w zasięgu oddziaływania składowiska odpadów

**Table 2.** Number of Actinmycetes (jtk/m<sup>3</sup>) in atmospheric air in the range of the influence of the unsealed landfill

Miesiące badań	Metoda	Punkty pomiarowe				
		A	B	C	D	E
IV	I	$1,8 \cdot 10^2$	$1,3 \cdot 10^2$	$1,1 \cdot 10^2$	$4,3 \cdot 10^1$	$3,0 \cdot 10^1$
	II	$1,6 \cdot 10^2$	$1,1 \cdot 10^2$	$1,0 \cdot 10^2$	$3,6 \cdot 10^1$	$2,8 \cdot 10^1$
V	I	$1,6 \cdot 10^1$	$1,4 \cdot 10^2$	$1,2 \cdot 10^2$	$5,0 \cdot 10^1$	$3,9 \cdot 10^1$
	II	$1,5 \cdot 10^2$	$1,3 \cdot 10^2$	$1,2 \cdot 10^2$	$4,4 \cdot 10^1$	$3,1 \cdot 10^1$
VI	I	$1,3 \cdot 10^2$	$1,1 \cdot 10^2$	$5,3 \cdot 10^1$	$4,8 \cdot 10^1$	$2,1 \cdot 10^1$
	II	$1,1 \cdot 10^2$	$1,0 \cdot 10^1$	$3,9 \cdot 10^1$	$3,4 \cdot 10^1$	$2,7 \cdot 10^1$
VII	I	$8,4 \cdot 10^1$	$4,6 \cdot 10^1$	$3,9 \cdot 10^1$	$2,8 \cdot 10^1$	$1,5 \cdot 10^1$
	II	$7,6 \cdot 10^1$	$3,6 \cdot 10^1$	$2,8 \cdot 10^1$	$2,2 \cdot 10^1$	$1,2 \cdot 10^1$
VIII	I	$1,1 \cdot 10^2$	$1,2 \cdot 10^2$	$7,0 \cdot 10^1$	$3,5 \cdot 10^1$	$2,5 \cdot 10^1$
	II	$1,1 \cdot 10^2$	$1,0 \cdot 10^2$	$3,9 \cdot 10^1$	$2,9 \cdot 10^1$	$2,2 \cdot 10^1$
IX	I	$1,1 \cdot 10^2$	$1,0 \cdot 10^2$	$3,3 \cdot 10^1$	$2,9 \cdot 10^1$	$2,2 \cdot 10^1$
	II	$1,0 \cdot 10^1$	$7,3 \cdot 10^1$	$2,6 \cdot 10^1$	$2,1 \cdot 10^1$	$1,7 \cdot 10^1$
X	I	$8,9 \cdot 10^1$	$8,5 \cdot 10^1$	$3,0 \cdot 10^1$	$2,5 \cdot 10^1$	$1,9 \cdot 10^1$
	II	$8,1 \cdot 10^1$	$6,7 \cdot 10^1$	$2,3 \cdot 10^1$	$1,8 \cdot 10^1$	$1,5 \cdot 10^1$
XI	I	$6,7 \cdot 10^1$	$5,1 \cdot 10^1$	$2,2 \cdot 10^1$	$1,9 \cdot 10^1$	$1,0 \cdot 10^1$
	II	$5,8 \cdot 10^1$	$3,9 \cdot 10^1$	$1,8 \cdot 10^1$	$1,5 \cdot 10^1$	$9,0 \cdot 10^0$
$\bar{x}$	I	$1,2 \cdot 10^2$	$1,0 \cdot 10^2$	$5,9 \cdot 10^1$	$3,5 \cdot 10^1$	$2,3 \cdot 10^1$
	II	$1,1 \cdot 10^2$	$8,4 \cdot 10^1$	$5,0 \cdot 10^1$	$2,7 \cdot 10^1$	$2,0 \cdot 10^1$

I – metoda sedymentacyjna; II – metoda zderzeniowa

Ogólnie zalecanymi przez Polską Normę drobnoustrojami wskaźnikowymi wskazującymi na możliwość występowania w powietrzu mikroorganizmów chorobotwórczych są gronkowce  $\alpha$ - i  $\beta$ -hemolizujące. W badaniach własnych oznaczono je w ilościach przekraczających dopuszczalne wartości określone w normie dla powietrza nie zanieczyszczonego (tabela 3 i 4) [15]. W strefie czynnej składowiska liczebność tych drobnoustrojów przekroczyła  $25 \text{ jtk/m}^3$ , co świadczy o silnie zanieczyszczonym powietrzu. Równie wysoki stopień skażenia powietrza odnotowali Frączek i wsp. [6] na składowisku w Tarnowie-Krzyżu. Przeprowadzone badania wykazały, że w 9 na 10 punktów pomiarowych średnia miesięczna ich liczba była większa od  $25 \text{ jtk/m}^3$ , nawet 1000 m od strefy czynnej składowiska.

**Tabela 3.** Liczba gronkowców  $\alpha$ -hemolizujących (jtk/m<sup>3</sup>) w powietrzu atmosferycznym w zasięgu oddziaływania składowiska odpadów

**Table 3.** Number of  $\alpha$ -haemolytic streptococci (jtk/m<sup>3</sup>) in atmospheric air in the range of the influence of the unsealed landfill

Miesiące badań	Metoda	Punkty pomiarowe				
		A	B	C	D	E
IV	I	3,9·10 <sup>1</sup>	2,3·10 <sup>1</sup>	1,6·10 <sup>1</sup>	9,8·10 <sup>0</sup>	1,6·10 <sup>1</sup>
	II	3,1·10 <sup>1</sup>	2,0·10 <sup>1</sup>	1,6·10 <sup>1</sup>	1,2·10 <sup>1</sup>	1,4·10 <sup>1</sup>
V	I	4,6·10 <sup>1</sup>	3,6·10 <sup>1</sup>	2,5·10 <sup>1</sup>	1,4·10 <sup>1</sup>	1,3·10 <sup>1</sup>
	II	4,4·10 <sup>1</sup>	3,4·10 <sup>1</sup>	2,0·10 <sup>1</sup>	1,8·10 <sup>1</sup>	9,0·10 <sup>0</sup>
VI	I	2,8·10 <sup>1</sup>	2,6·10 <sup>1</sup>	1,9·10 <sup>1</sup>	1,6·10 <sup>1</sup>	n.s.
	II	2,6·10 <sup>1</sup>	2,5·10 <sup>1</sup>	1,8·10 <sup>1</sup>	1,1·10 <sup>1</sup>	n.s.
VII	I	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	II	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
VIII	I	3,3·10 <sup>1</sup>	2,8·10 <sup>1</sup>	2,2·10 <sup>1</sup>	1,5·10 <sup>1</sup>	2,6·10 <sup>1</sup>
	II	3,2·10 <sup>1</sup>	2,2·10 <sup>1</sup>	1,8·10 <sup>1</sup>	1,2·10 <sup>1</sup>	1,0·10 <sup>1</sup>
IX	I	3,4·10 <sup>1</sup>	2,9·10 <sup>1</sup>	2,5·10 <sup>1</sup>	1,9·10 <sup>1</sup>	2,3·10 <sup>1</sup>
	II	3,2·10 <sup>1</sup>	2,2·10 <sup>1</sup>	1,9·10 <sup>1</sup>	1,0·10 <sup>1</sup>	1,5·10 <sup>1</sup>
X	I	2,7·10 <sup>1</sup>	2,7·10 <sup>1</sup>	1,7·10 <sup>1</sup>	1,9·10 <sup>1</sup>	2,0·10 <sup>1</sup>
	II	2,4·10 <sup>1</sup>	1,9·10 <sup>1</sup>	1,8·10 <sup>1</sup>	1,5·10 <sup>1</sup>	1,4·10 <sup>1</sup>
XI	I	1,9·10 <sup>1</sup>	2,3·10 <sup>1</sup>	1,6·10 <sup>1</sup>	1,1·10 <sup>1</sup>	1,6·10 <sup>1</sup>
	II	2,0·10 <sup>1</sup>	1,6·10 <sup>1</sup>	1,2·10 <sup>1</sup>	1,0·10 <sup>1</sup>	1,2·10 <sup>1</sup>
$\bar{x}$	I	2,8·10 <sup>1</sup>	2,4·10 <sup>1</sup>	1,8·10 <sup>1</sup>	1,3·10 <sup>1</sup>	1,6·10 <sup>1</sup>
	II	2,6·10 <sup>1</sup>	1,9·10 <sup>1</sup>	1,5·10 <sup>1</sup>	1,1·10 <sup>1</sup>	9,2·10 <sup>0</sup>

n.s. – nie stwierdzono; I – metoda sedymentacyjna; II – metoda zderzeniowa

Z badań Kocwy-Haluch i wsp. [9] wynika, że jednym z bardziej przydatnych wskaźników do oceny wpływu składowiska na mikroflorę powietrza jest liczba *Pseudomonas fluorescens*. Na jednym z badanych obiektów w strefie czynnej składowiska oznaczyli oni ten gatunek w liczbie 60÷120 jtk/m<sup>3</sup>, na innym od 120 jtk/m<sup>3</sup> do 180 jtk/m<sup>3</sup>. Uzyskane wartości świadczą o silnie zanieczyszczonym powietrzu, którego zasięg rozciąga się do 150 m na stronie zawietrznej. W badaniach przeprowadzonych na badanym składowisku liczebność *P. fluorescens* w centrum składowiska nie przekroczyła 50 jtk/m<sup>3</sup> co było powodem umiejscowienia wyników w przedziale dla powietrza średnio zanieczyszczonego. Ten stopień zanieczyszczenia stwierdzono we wszystkich punktach badawczych (tabela 5).

**Tabela 4.** Liczba gronkowców  $\beta$ -hemolizujących (jtk/m<sup>3</sup>) w powietrzu atmosferycznym w zasięgu oddziaływania składowiska odpadów

**Table 4.** Number of  $\beta$ -haemolytic streptococci (jtk/m<sup>3</sup>) in atmospheric air in the range of the influence of the unsealed landfill

Miesiące badań	Metoda	Punkty pomiarowe				
		A	B	C	D	E
IV	I	5,2·10 <sup>1</sup>	4,8·10 <sup>1</sup>	3,2·10 <sup>1</sup>	1,6·10 <sup>1</sup>	1,3·10 <sup>1</sup>
	II	5,0·10 <sup>1</sup>	3,6·10 <sup>1</sup>	2,5·10 <sup>1</sup>	1,3·10 <sup>1</sup>	1,0·10 <sup>1</sup>
V	I	6,7·10 <sup>1</sup>	6,2·10 <sup>1</sup>	5,5·10 <sup>1</sup>	2,0·10 <sup>1</sup>	1,2·10 <sup>1</sup>
	II	5,5·10 <sup>1</sup>	5,0·10 <sup>1</sup>	3,8·10 <sup>1</sup>	1,6·10 <sup>1</sup>	8,0·10 <sup>0</sup>
VI	I	3,9·10 <sup>1</sup>	3,3·10 <sup>1</sup>	3,3·10 <sup>1</sup>	2,6·10 <sup>1</sup>	n.s.
	II	2,6·10 <sup>1</sup>	2,7·10 <sup>1</sup>	2,9·10 <sup>1</sup>	2,1·10 <sup>1</sup>	n.s.
VII	I	2,2·10 <sup>1</sup>	1,0·10 <sup>1</sup>	1,6·10 <sup>1</sup>	n.s.	n.s.
	II	1,2·10 <sup>1</sup>	8,0·10 <sup>0</sup>	3,3·10 <sup>0</sup>	n.s.	n.s.
VIII	I	2,2·10 <sup>1</sup>	1,0·10 <sup>1</sup>	1,2·10 <sup>1</sup>	n.s.	n.s.
	II	1,2·10 <sup>1</sup>	7,0·10 <sup>0</sup>	6,6·10 <sup>0</sup>	n.s.	n.s.
IX	I	2,3·10 <sup>1</sup>	1,4·10 <sup>1</sup>	1,0·10 <sup>1</sup>	1,3·10 <sup>1</sup>	n.s.
	II	1,4·10 <sup>1</sup>	1,3·10 <sup>1</sup>	6,6·10 <sup>0</sup>	n.s.	3,0·10 <sup>0</sup>
X	I	5,5·10 <sup>1</sup>	5,2·10 <sup>1</sup>	2,9·10 <sup>1</sup>	1,7·10 <sup>1</sup>	1,0·10 <sup>1</sup>
	II	4,0·10 <sup>1</sup>	3,7·10 <sup>1</sup>	2,5·10 <sup>1</sup>	5,0·10 <sup>0</sup>	2,0·10 <sup>0</sup>
XI	I	9,2·10 <sup>1</sup>	7,2·10 <sup>1</sup>	4,9·10 <sup>1</sup>	3,6·10 <sup>1</sup>	1,6·10 <sup>1</sup>
	II	8,0·10 <sup>1</sup>	7,2·10 <sup>1</sup>	3,4·10 <sup>1</sup>	3,1·10 <sup>1</sup>	1,0·10 <sup>1</sup>
$\bar{x}$	I	4,6·10 <sup>1</sup>	3,8·10 <sup>1</sup>	3,0·10 <sup>1</sup>	1,6·10 <sup>1</sup>	6,3·10 <sup>0</sup>
	II	3,6·10 <sup>1</sup>	3,1·10 <sup>1</sup>	2,1·10 <sup>1</sup>	1,1·10 <sup>1</sup>	4,1·10 <sup>0</sup>

n.s. – nie stwierdzono; I – metoda sedymentacyjna; II – metoda zderzeniowa

Analizując wyniki badań własnych dochodzi się do stwierdzenia, że składowisko odpadów komunalnych jest źródłem mikroorganizmów chorobotwórczych stanowiących bezpośrednie zagrożenie dla człowieka. Niebezpieczeństwo potęguje fakt, iż zarówno pracownicy jak i ludzie mieszkający w sąsiedztwie składowiska są narażeni na działanie tych drobnoustrojów przez kilka godzin dziennie. Ze względu na szerokie negatywne oddziaływanie składowisk odpadów komunalnych należy dążyć do ograniczenia emisji bioaerozoli. Sposobem zminimalizowania ich wpływu na otoczenie jest: oddalenie od zabudowy mieszkaniowej, lokalizacja na zawiętrznej stronie miejscowości, szczelne ogrodzenie terenu i otoczenie 50÷100 m pasem zieleni [3].

**Tabela 5.** Liczba *Pseudomonas fluorescens* (jtk/m<sup>3</sup>) w powietrzu atmosferycznym w zasięgu oddziaływania składowiska odpadów

**Table 5.** Number of *Pseudomonas fluorescens* (jtk/m<sup>3</sup>) in atmospheric air in the range of the influence of the unsealed landfill

Miesiące badań	Metoda	Punkty pomiarowe				
		A	B	C	D	E
IV	I	6,5·10 <sup>1</sup>	3,7·10 <sup>1</sup>	2,1·10 <sup>1</sup>	1,3·10 <sup>1</sup>	1,1·10 <sup>1</sup>
	II	5,8·10 <sup>1</sup>	3,4·10 <sup>1</sup>	1,9·10 <sup>1</sup>	1,2·10 <sup>1</sup>	7,0·10 <sup>0</sup>
V	I	7,3·10 <sup>1</sup>	4,6·10 <sup>1</sup>	2,6·10 <sup>1</sup>	2,2·10 <sup>1</sup>	1,3·10 <sup>1</sup>
	II	6,8·10 <sup>1</sup>	3,9·10 <sup>1</sup>	2,2·10 <sup>1</sup>	1,8·10 <sup>1</sup>	9,0·10 <sup>0</sup>
VI	I	4,0·10 <sup>1</sup>	3,4·10 <sup>1</sup>	1,8·10 <sup>1</sup>	2,0·10 <sup>1</sup>	1,5·10 <sup>1</sup>
	II	3,4·10 <sup>1</sup>	3,0·10 <sup>1</sup>	1,1·10 <sup>1</sup>	1,1·10 <sup>1</sup>	9,0·10 <sup>0</sup>
VII	I	2,2·10 <sup>1</sup>	1,7·10 <sup>1</sup>	1,3·10 <sup>1</sup>	n.s.	n.s.
	II	1,9·10 <sup>1</sup>	1,4·10 <sup>1</sup>	1,3·10 <sup>1</sup>	n.s.	n.s.
VIII	I	4,0·10 <sup>1</sup>	3,9·10 <sup>1</sup>	1,9·10 <sup>1</sup>	6,7·10 <sup>1</sup>	1,2·10 <sup>1</sup>
	II	3,8·10 <sup>1</sup>	2,8·10 <sup>1</sup>	1,4·10 <sup>1</sup>	1,1·10 <sup>1</sup>	8,0·10 <sup>0</sup>
IX	I	3,3·10 <sup>1</sup>	3,0·10 <sup>1</sup>	1,9·10 <sup>1</sup>	1,4·10 <sup>1</sup>	1,0·10 <sup>1</sup>
	II	3,0·10 <sup>1</sup>	2,4·10 <sup>1</sup>	1,8·10 <sup>1</sup>	1,1·10 <sup>1</sup>	7,0·10 <sup>0</sup>
X	I	2,0·10 <sup>1</sup>	2,3·10 <sup>1</sup>	1,7·10 <sup>1</sup>	n.s.	1,2·10 <sup>1</sup>
	II	1,6·10 <sup>1</sup>	1,6·10 <sup>1</sup>	1,4·10 <sup>1</sup>	n.s.	6,0·10 <sup>0</sup>
XI	I	1,4·10 <sup>1</sup>	1,3·10 <sup>1</sup>	1,5·10 <sup>1</sup>	n.s.	1,4·10 <sup>1</sup>
	II	1,2·10 <sup>1</sup>	1,2·10 <sup>1</sup>	1,4·10 <sup>1</sup>	n.s.	9,0·10 <sup>0</sup>
$\bar{x}$	I	3,8·10 <sup>1</sup>	3,0·10 <sup>1</sup>	1,9·10 <sup>1</sup>	1,7·10 <sup>1</sup>	1,1·10 <sup>1</sup>
	II	3,4·10 <sup>1</sup>	2,5·10 <sup>1</sup>	1,6·10 <sup>1</sup>	7,9·10 <sup>0</sup>	6,9·10 <sup>0</sup>

n.s. – nie stwierdzono; I – metoda sedymentacyjna; II – metoda zderzeniowa

#### 4. Wnioski

1. Skład ilościowy i jakościowy mikroflory stwierdzonej w powietrzu badanego składowiska wskazuje na zagrożenie zdrowia ludzi, jak również stanowi ryzyko skażenia środowiska naturalnego.
2. Najbardziej zanieczyszczone powietrze atmosferyczne pod względem występowania bakterii wskaźnikowych stwierdzono w strefie czynnej składowiska oraz w jego sąsiedztwie, przeważnie do odległości 100 m w kierunku zawietrznym.
3. Liczebność drobnoustrojów występujących w powietrzu zależała od: pory roku, odległości od centrum składowiska oraz kierunku wiejącego wiatru.

## Literatura

1. **Adamiak W., Kolwzan B.:** *Qualitative assessment of the bioaerosol in the surroundings of Maślice landfill in Wrocław.* Environ. Protect. Engin. 27, 27-42, 2001.
2. **Barabasz W., Frączek K., Grzyb J., Marcinowska K., Bis H., Chmiel M., Barabasz J., Kosińska B., Fertig P.:** *Wpływ wielkości składowiska odpadów i czasu jego eksploatacji na zanieczyszczenie mikroorganizmami powietrza atmosferycznego,* Mat. VI Konf. Nauk.-Techn. Gospodarka odpadami komunalnymi, 12-17.06., Koszalin-Kołobrzeg, 19-38, 2002.
3. **Borowski S.:** *Rola wysypisk odpadów komunalnych i oczyszczalni ścieków w kształtowaniu bioaerozolu powietrza atmosferycznego.* Mat. I Międzynar. Konf. Nauk. Rozkład i korozja mikrobiologiczna materiałów technicznych, 8-10.03., Łódź, 142-147, 2001.
4. **Bożko L.:** *Mikroflora powietrza zakładów gastronomicznych i powietrza atmosferycznego miasta Warszawy.* Acta Microbiol. Polon. 10, 3, 307-311, 1991.
5. **Cienciała M.:** *Kształtowanie się zespołów mikroflory w powietrzu ośrodków alergologicznych w Szczawnicy i Krakowie.* Balneologia Polska, 13, 2/4, 265-273, 1998.
6. **Frączek K., Grzyb J., Marcinowska K., Bis H.:** *Studies into the occurrence of Actinomycetes in atmospheric air and soil in the surroundings of the municipal landfill site in Barycz near Kraków.* Acta Agr. Et Silv. Ser. Agr., 42, 107-113, 2004.
7. **Gaj K.:** *Składowiska odpadów komunalnych jako źródło emisji zanieczyszczeń powietrza.* Chemia i Inż. Ekol. 6, 4, 337-340, 1999.
8. **Jones B.L., Cookson J.T.:** *Natural atmospheric microbial conditions in a typical suburban area.* Appl. Environ. Microbiol. 45., 3, 919-934, 2000.
9. **Kocwa-Haluch R., Lemek M., Czachor M.:** *Ocena oddziaływania wysypisk odpadów komunalnych na jakość mikrobiologiczną powietrza.* Rozkład i korozja mikrobiologiczna materiałów technicznych. Mat. I Międzynar. Konf. Nauk. 08-10.-03., Łódź, 138-141, 2001.
10. **Krzysztofik B., Ossowska-Cypryk K.:** *Ćwiczenia laboratoryjne z mikrobiologii powietrza,* Wyd. OWPW, Warszawa, 175-179, 1997.
11. **Marcinkowska K., Frączek K., Barabasz W., Grzyb J.:** *Występowanie promieniowców w powietrzu atmosferycznym w strefie oddziaływania składowiska odpadów komunalnych w Ujkowie Starym, Krakowie oraz Tarnowie.* Acta Agr. Silv. Ser. Agr. 42, 297-309, 2004a.
12. **Marcinkowska K., Frączek K., Barabasz W., Grzyb J.:** *Wpływ składowiska odpadów komunalnych w Ujkowie Starym – gmina Bolesław na jakość mikrobiologiczną powietrza.* Acta Agr. Silv. Ser. Agr. 42, 289-295, 2004b.
13. **Michalcewicz W., Nowak A.:** *Występowanie promieniowców w powietrzu wokół składowiska odpadów komunalnych w Podańsku.* Folia Univ. Agric. Stetin. Agri-cult. 83, 93-98, 2000.
14. **Nowak A.:** *Badanie rozkładu dobowego zanieczyszczenia mikrobiologicznego powietrza na terenie Szczecina.* Chemia i Inż. Ekol. 5, 1, 2, 51-65, 1998.

15. **Polska Norma PN-89/Z-04111/02.** Grupa katalogowa 1479. *Ochrona czystości powietrza. Badania mikrobiologiczne. Oznaczenie liczby bakterii w powietrzu atmosferycznym (emisja) przy pobieraniu próbek powietrza metodą aspiracyjną i sedymentacyjną.* Wyd. Norm. „Alfa”, 1989.
16. **Polska Norma PN-89/Z-04111/08.** Grupa katalogowa 1479. *Ochrona czystości powietrza. Pobieranie próbek. Pobieranie próbek powietrza atmosferycznego (emisja) przy badaniach mikrobiologicznych metodą aspiracyjną i sedymentacyjną.* Wyd. Norm. „Alfa”, 19.
17. **Rosik-Dulewska Cz.** *Podstawy gospodarki odpadami.* PWN Warszawa, 2005.
18. **Maron K., Olejniczak J., Schmidt A.** *Powiatowy program ochrony środowiska- Dla powiatu żnińskiego wraz planem gospodarki odpadami na lata 2004-2007 z perspektywą na lata 2008-2011. Część B. Plan gospodarki odpadami,* 2004.

## **Estimation of Effect of Municipal Waste Landfill Sites on Selected Microbiological Parameters of Air**

### **Abstract**

In Poland the waste neutralization by storing is still one of the most often applied methods.

Proper safeguard of the municipal landfill site reduces the contamination of the surrounding environment to a minimum. However, facilities which does not have such safeguard, although they work legally, pose a problem These landfills constitute a direct pollution source for underground and surface waters, soils and first of all atmospheric air.

As a result of processes of putrefactive and fermentation occurring inside stored waste, is reaching coming into existence of pollutants microbiological, moving to considerable distances. Effects of municipal buildings of this type on the environment and human health is a very difficult matter to examine which requires comprehensive long-term monitoring research.

The aim of this study was to estimate the effect of unorganized, legally working municipal landfill sites, devoid of basic safeguarding, on microbiological quality of atmospheric air.

The most polluted atmospheric air in terms of appearing of quota bacteria was stated in the active zone of the stockpile and in his neighbourhood, mainly to the distance of 100 m, and The number of appearing microorganisms in air depended from: of the season, the distance from the centre of the stockpile and direction of the blowing wind.

Quantitative and quality composition is indicating the microflora stated in the air of the inspected stockpile to the threat of the health of people, as well as constitutes the risk of contamination of the natural environment

# Wpływ wybranych parametrów wejściowych systemu gospodarki odpadami medycznymi na koszt jego funkcjonowania i strukturę<sup>1</sup>

*Maria Walery, Paweł Podwójci*  
*Wydział Budownictwa, Mechaniki i Petrochemii, Płock,*  
*Politechnika Warszawska*

*Stanisław Biedugnis*  
*Politechnika Warszawska*

## 1. Wstęp

Odpady medyczne powstające w jednostkach służby zdrowia stanowią istotne zagrożenia epidemiologiczne, toksykologiczne i sanitarne [17, 26].

Z analizy stanu istniejącego systemu gospodarowania odpadami medycznymi na obszarze woj. podlaskiego wynika, iż system wymaga wprowadzenia wzmoczonych działań oraz rozwiązań systemowych – technicznych i organizacyjnych, które zagwarantują ich unieszkodliwienie przy jednoczesnym spełnieniu standardów ochrony środowiska i bezpieczeństwa. Rozwiązania logistyczne odnoszące się do systemu sortowania, zbiórki, transportu i unieszkodliwiania powinny zapewnić płynny przepływ odpadów.

## 2. Analiza systemowa gospodarki odpadami medycznymi

Podstawową zasadą podejścia systemowego jest dążenie do uchwycenia spraw zasadniczych dla analizowanego obiektu (procesu, zjawiska) z pominięciem szczegółów i kwestii drugorzędnych. Podejście systemowe opiera się na czterech podstawowych założeniach [8÷11]:

- badany obiekt (proces, zjawisko) daje się wyodrębnić z ogółu elementów postrzeganych przez badacza jako względnie odosobniony,
- badany obiekt można podzielić na wiele względnie odosobnionych części, różnych z punktu widzenia pełniących przez nie funkcji,

---

<sup>1</sup> Pracę wykonano w ramach pracy własnej W/IIŚ/39/06 finansowanej przez Komitet Badań Naukowych



- analizuje się tylko te części, właściwości, sprzężenia/powiązania obiektu, które są istotne z punktu widzenia postawionego celu,
- analizę przeprowadza się na odpowiednio zbudowanym modelu wyodrębnionego systemu.

Systemowa metoda badań pozwala analizować praktycznie nieograniczoną liczbę wariantów rozwiązań w różnym układzie zmiennych decyzyjnych i z różnym zakresem ograniczeń zewnętrznych.

System gospodarki odpadami medycznymi jest systemem otwartym, ponieważ oddziałuje na otoczenie oraz przyjmuje płynące z niego informacje, materiały i zakłócenia. Dlatego też użyte wcześniej pojęcie „wzajemne interakcje” wskazuje na istnienie relacji zachodzących pomiędzy poszczególnymi elementami systemu i otoczenia, które utrzymują jego istnienie w czasie.

W ogólnym systemie gospodarki odpadami medycznymi należy wyróżnić procesy składowe oraz zespoły obiektów.

Procesy składowe obejmują:

- pozyskiwanie, gromadzenie odpadów medycznych, włączając w to systemy zabezpieczenia i identyfikacji odpadów,
- system transportu odpadów medycznych (wewnątrz i zewnątrz obiektowy z uwzględnieniem sieci dróg oraz środków transportu),
- przetwarzanie i unieszkodliwianie odpadów medycznych (rozdrabnianie, sanitacja chemiczna, sanitacja termiczna oraz sanitacja chemiczno-termiczna, uwęglanie i spopielanie odpadów, składowanie substancji poprocesowych).

Modele obiektów w systemie gospodarki odpadami medycznymi identyfikowane są jako:

- obiekty służby zdrowia (szpitale, sanatoria, przychodnie rejonowe, przychodnie specjalistyczne, gabinety prywatne, apteki),
- obiekty związane z gromadzeniem odpadów,
- obiekty reprezentujące transport odpadów (sieci dróg oraz środki transportu),
- obiekty przetwarzania i unieszkodliwiania odpadów medycznych (urządzenia, instalacje do sanitacji i spopielania odpadów, składowiska).

Analiza rozwiązań systemowej gospodarki odpadami medycznymi, jak również optymalizacja procesów wyżej wymienionego systemu, wymaga uwzględnienia wzajemnych powiązań pomiędzy wszystkimi elementami oraz zachodzących procesów.

### **3. Model optymalizacyjny systemu wywozu i unieszkodliwiania odpadów medycznych w wersji dynamicznej**

Modelowanie systemów gospodarki odpadami związane jest z symulacją rzeczywistych procesów jednostkowych, składających się na funkcjonowanie gospodarki odpadami medycznymi.

Z uwagi na złożoność tematu w niniejszej pracy wykorzystano specjalistyczne pakiety oprogramowania stworzone w ramach prowadzonych prac studialno-projektowych pomiędzy Politechniką Białostocką a Politechniką Warszawską nt. zastosowania w badaniach operacyjnych modelu optymalizacyjnego systemu wywozu i unieszkodliwiania odpadów (wersja dynamiczna) w systemie gospodarki odpadami medycznymi.

#### **3.1. Studium optymalizacyjne**

Przyjęty do rozważań modelowy region to obszar województwa podlaskiego, który może być uznany za reprezentatywny dla innych regionów tej części kraju. Wszystkie dane potrzebne do opisu proponowanych wariantów systemu gospodarki odpadami medycznymi, będące danymi wejściowymi modelu optymalizacyjnego, zostały zebrane i opracowane w ramach przeprowadzonych badań analityczno-faktograficznych. Wykonane studium optymalizacyjne, oparte na rzeczywistych danych dotyczących zarówno parametrów technicznych jak i wielkości ekonomicznych pozwala na uogólnienie uzyskanych wyników i ich implikację dla innych zbliżonych regionów.

Na terenie rozpatrywanego obszaru woj. Podlaskiego, uwzględniając powyższe założenia oraz uwarunkowania środowiskowe, wytypowano do analizy 18 źródeł powstawania i gromadzenia odpadów – szpitali, cztery obiekty pośrednie – spalarnie odpadów medycznych odpowiednio w Białymstoku, Łomży, Hajnówce i Suwałkach oraz cztery obiekty końcowe zlokalizowane na terenie spalarni odpadów medycznych – składowiska do czasowego przetrzymywania odpadów poprocesowych z procesu termicznego przekształcania odpadów.

Niezwykle istotnym i celowym z punktu widzenia ochrony środowiska w stosunku do istniejących na obszarze woj. podlaskiego – instalacji termicznego przekształcania odpadów jest przyjęcie stopnia ich zgodności z aktualnym stanem techniki stosując zasadę BAT w sektorze spalania odpadów, opracowaną dla instalacji termicznego przekształcania odpadów, a wprowadzoną Dyrektywą IPPC – dotyczącą zintegrowanego zapobiegania zanieczyszczeniom i ich kontroli. Od listopada 2007 r. stosowane technologie muszą opierać się na najlepszych dostępnych technikach [11, 12, 17, 21, 22, 24].

Dla spalania odpadów Dyrektywa IPPC wraz z dokumentem referencyjnym BREF ustaliły jako BAT: usuwanie prekursorów dioksyn z odpadów, unikanie procesów w zakresie temperatur 250÷400°C i kombinację metod

oczyszczania z użyciem węgla aktywnego lub innych reagentów. Dopuszczalne wartości emisji ze spalania odpadów określono w Dyrektywie 2000/76/EC na poziomie 0,1 ng TEQ/m<sup>3</sup> [10÷24].

### **3.2. Zakres badań operacyjnych**

Zakres badań operacyjnych wykonany w ramach studium optymalizacji, został podzielony na kolejne etapy w celu przedstawienia możliwości zaproponowanego modelu:

Etap I – obejmował obliczenia optymalizacyjne, przy przyjęciu ustalonych w koncepcji parametrów technicznych i ekonomicznych.

Przebieg 1 wykonany w ramach tego etapu był jednocześnie przebiegiem porównawczym, względem którego były dokonywane inne porównania.

Etap II – obejmował szereg dodatkowych przebiegów mających na celu ustalenie wpływu wybranych parametrów wejściowych modelu na generowane rozwiązanie (koszt funkcjonowania systemu, wskaźnik ekonomicznej efektywności E oraz strukturę przestrzenną systemu).

Parametry wejściowe, które były brane pod uwagę to odpowiednio:

- parametry ekonomiczne opisujące system (koszty jednostkowe transportu odpadów, wskaźnik inflacji i dyskonta),
- parametry ekonomiczne opisujące obiekty systemu (koszty kapitałowe i eksploatacyjne),
- wielkość redukcji odpadów medycznych w obiektach pośrednich systemu wyrażona w postaci współczynnika wyjściowego procesu – wwp [%],
- czas planowanego horyzontu czasowego t (czas trwania modelowych okresów).

### **3.3. Zestawienie wyników badań operacyjnych**

Obliczenia zostały zrealizowane w następujących przebiegach: Etap I – przebieg 1 – przebieg jak w koncepcji z uwzględnieniem następujących parametrów: czas trwania modelowych okresów odpowiednio  $t_1 = 5$  i  $t_2 = 15$  lat, jednostkowy koszt transportu odpadów medycznych w I i II okresie modelowym odpowiednio: 1,33 oraz 0,44 zł/t/min, wwp = 10%.

W pracy przedstawiono dane wejściowe jedynie dla 1-go przebiegu badań optymalizacyjnych. W pozostałym etapie badań operacyjnych zmianie podlegały poszczególne parametry wejściowe systemu. I tak dla przebiegów 2÷12 – następowała zmiana jednostkowego kosztu transportu odpadów medycznych w I i II okresie modelowym z 1,36 zł/t/min do 2,66 zł/t/min (przy założonym 100% wzroście jednostkowego kosztu transportu odpadów medycznych); dla przebiegów 13÷19 – następowała zmiana parametru opisującego stopień redukcji ilości odpadów medycznych w procesie termicznego przekształcania odpa-

dów, wyrażonego w postaci współczynnika wyjściowego procesu (wvp [%]), w przedziale 11÷40%.

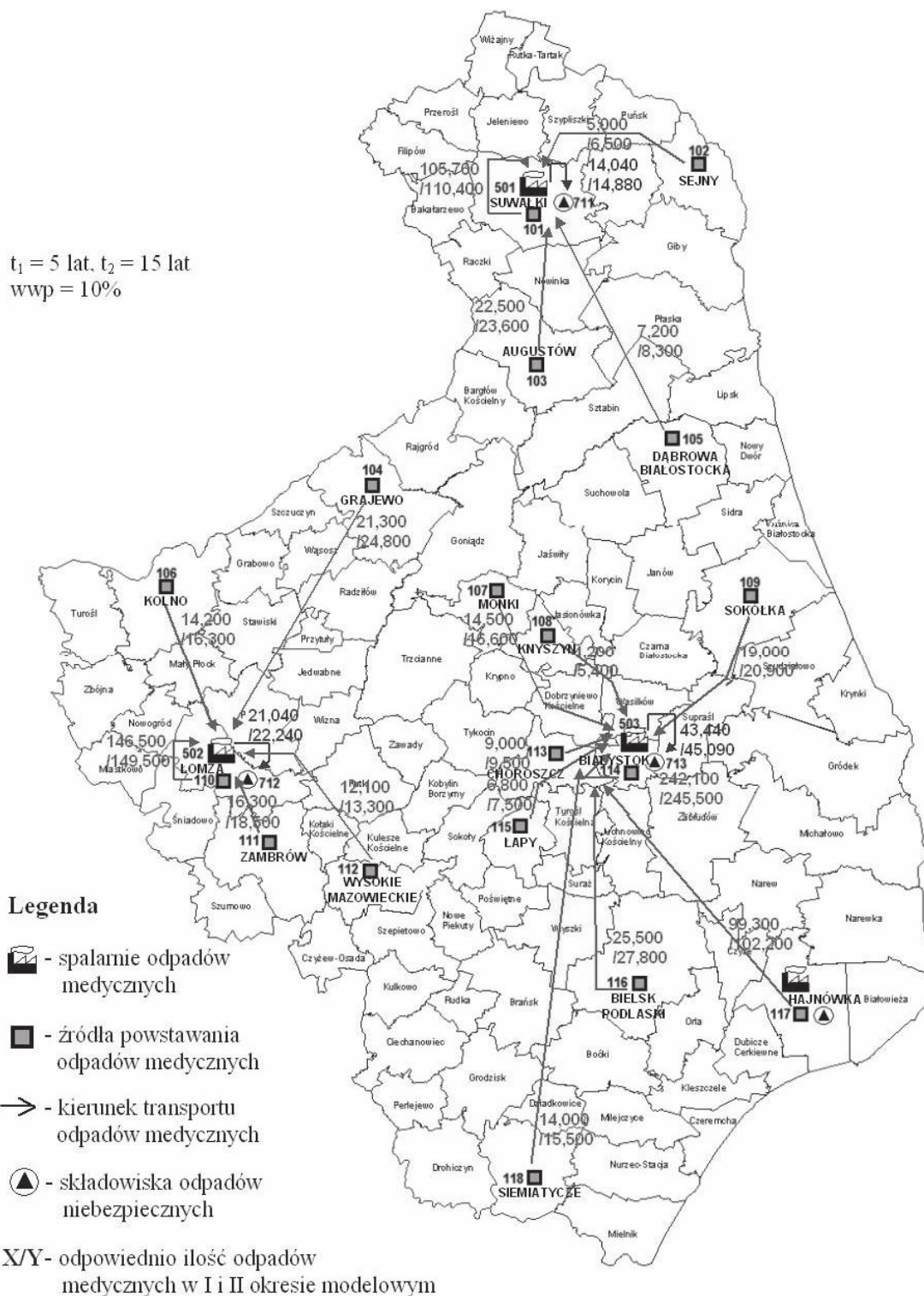
W wyniku przeprowadzonych obliczeń optymalizacyjnych dla przebiegu 1-go (Etap 1) z założonych wstępnie na modelowym obszarze 26 obiektów systemu (18 – źródeł powstawania odpadów medycznych, 4 – spalarnie, 4 – składowiska odpadów niebezpiecznych, 55 – możliwych tras przewozu odpadów) zostały wybrane w I i II okresie modelowym odpowiednio: 3/3 spalarnie, 3/3 składowiska oraz 21/21 tras przewozu odpadów, minimalizując w ten sposób koszt funkcjonowania systemu (rys. 1).

Dla przebiegu 1-go w (tabela 1) przedstawiono poziomy działalności przeróbczych w obiektach pośrednich i końcowych, w poszczególnych okresach modelowych.

**Tabela 1.** Poziomy działalności przeróbczych w obiektach pośrednich i końcowych w poszczególnych okresach modelowych dla przebiegu 1 na obszarze modelowego regionu [t/rok]

**Table 1.** The levels of processing activity of medial and final objects during individual modeling periods for run 1 [Mg/a]

Wyszczególnienie	ID	Nazwa procesu	ID	Poziom działalności przeróbczych	Okres modelowania
Suwałki	501	spalarnia	901	140,400	1
Suwałki	501	spalarnia	901	148,800	2
Łomża	502	spalarnia	901	210,400	1
Łomża	502	spalarnia	901	222,400	2
Białystok	503	spalarnia	901	434,400	1
Białystok	503	spalarnia	901	450,900	2
Suwałki	711	składowisko	903	14,040	1
Suwałki	711	składowisko	903	14,880	2
Łomża	712	składowisko	903	21,040	1
Łomża	712	składowisko	903	22,240	2
Białystok	713	składowisko	903	43,440	1
Białystok	713	składowisko	903	45,090	2



**Rys. 1.** Układ lokalizacji obiektów systemu gospodarki odpadami medycznymi oraz tras transportu odpadów na obszarze modelowego regionu – przebieg 1  
**Fig. 1.** Object localization of medical waste management system and transportation ways in modeled region – for I run

### 3.4. Wnioski z badań optymalizacyjnych

Etap II studium optymalizacyjnego obejmował badanie wpływu wybranych parametrów wejściowych na koszt funkcjonowania systemu gospodarki odpadami medycznymi oraz stabilność uzyskanego optymalnego rozwiązania wyrażonego jako koszt funkcjonowania systemu (wartość funkcji celu) obejmujący wszystkie koszty jak również uzyskany wskaźnik ekonomicznej efektywności E.

W przebiegach 2÷12 – badano wpływ zmiany jednostkowego kosztu transportu odpadów medycznych w przedziale zmienności od 2 do 100% w I i II okresie modelowym.

Należy stwierdzić, iż pomimo 100% wzrostu jednostkowego kosztu transportu odpadów z poziomu 1,33 zł/t/min do 2,66 zł/t/min, następuje znikomy wzrost jednostkowego kosztu unieszkodliwienia odpadów z 1597,6 zł/t do 1599 zł/t (przebieg 12), ze względu na małą ilość transportowanych odpadów z poszczególnych źródeł powstawania odpadów w I i II okresie modelowym.

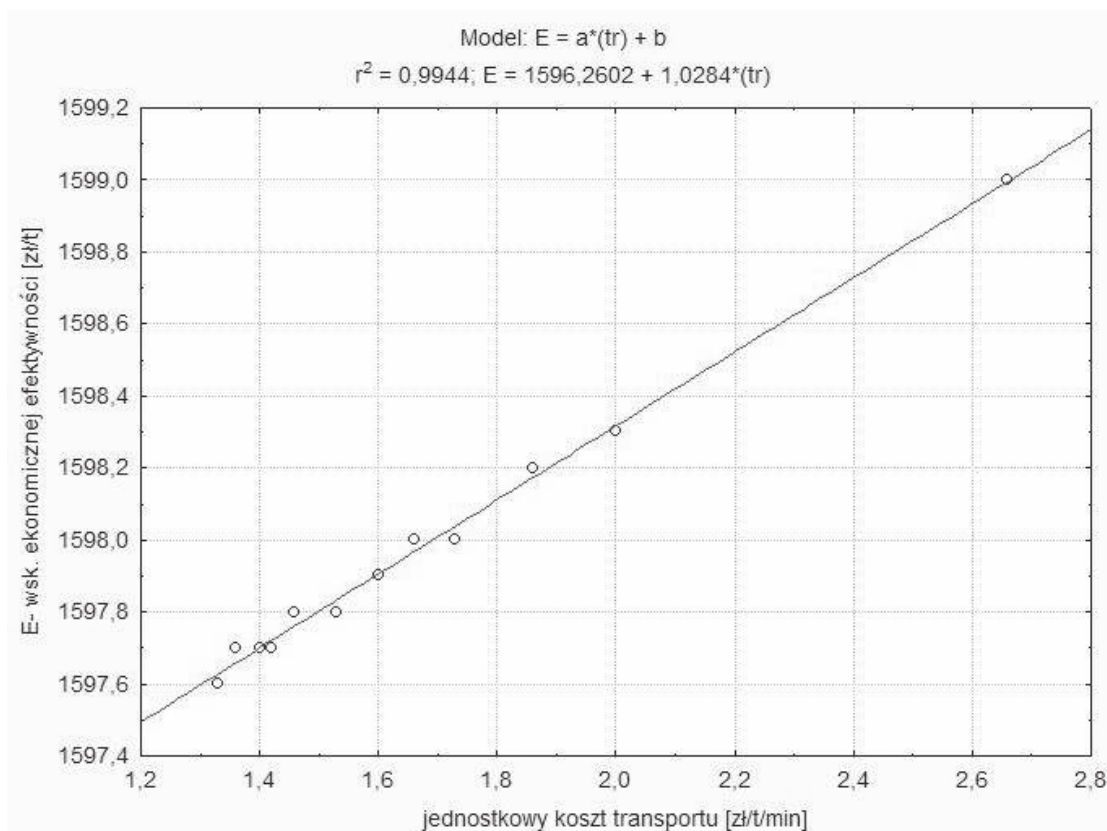
Wzrost jednostkowego kosztu transportu odpadów powoduje wzrost wskaźnika ekonomicznej efektywności E, a tym samym zwiększa koszt systemu, jednakże nieznacznie.

Na rys. 2 przedstawiono wartość uzyskanego wskaźnika ekonomicznej efektywności E dla przebiegów 1÷12.

W przebiegach 13÷19 – badano wpływ na uzyskanie optymalnego rozwiązania w wyniku zmiany parametru opisującego stopień redukcji ilości odpadów medycznych w procesie termicznego przekształcania odpadów, wyrażonego w postaci współczynnika wyjściowego procesu (wwp [%]) w przedziale zmienności od 11 do 40%.

Założona dla przebiegów 13÷19 zmiana parametru opisującego stopień redukcji ilości odpadów medycznych w procesie termicznego przekształcania odpadów spowodowała wzrost kosztu funkcjonowania systemu, a tym samym nastąpił wzrost wskaźnika ekonomicznej efektywności E o ok. 10% (z 1597,6 zł/t do 1750,9 zł/t).

Na rys. 3 przedstawiono wartość uzyskanego wskaźnika ekonomicznej efektywności E dla przebiegów 13÷19 w zależności od stopnia redukcji ilości odpadów medycznych w procesie termicznego przekształcania odpadów. Zależność ta jest wprost proporcjonalna, tzn. wzrostowi ilości odpadów po procesie spalania odpowiada wzrost wskaźnika ekonomicznej efektywności E.



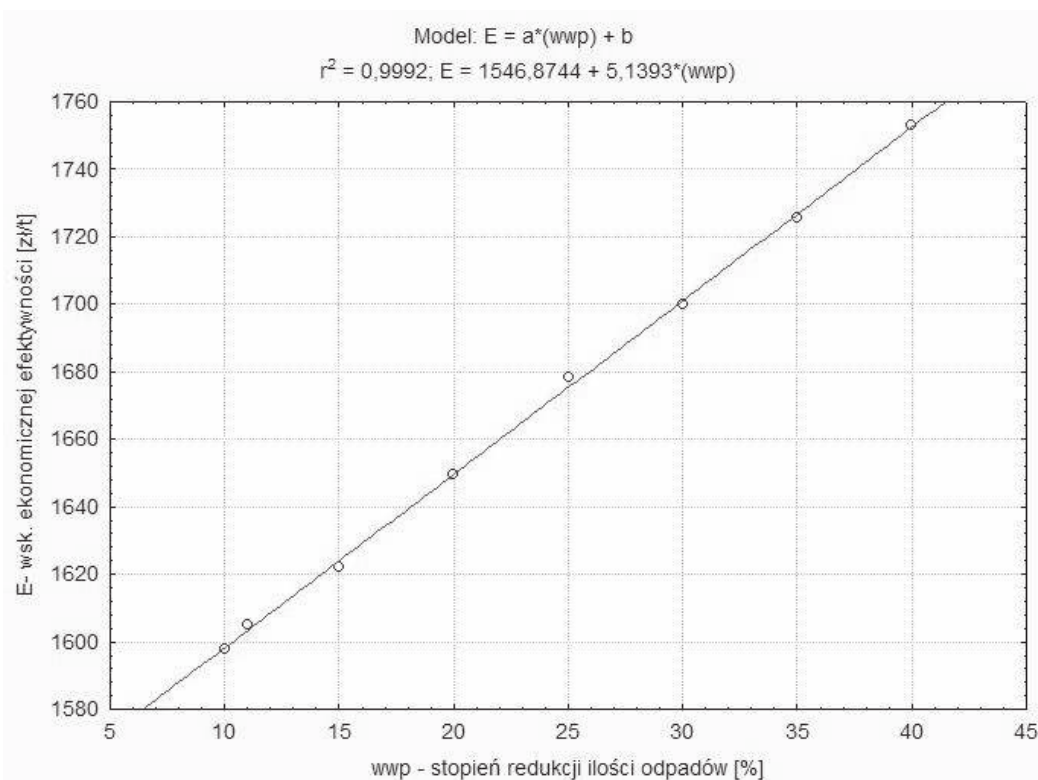
**Rys. 2.** Zależność wskaźnika ekonomicznej efektywności E od jednostkowego kosztu transportu odpadów medycznych

**Fig. 2.** Relationship between E and transportation unit costs of medical waste

W przebiegach 13÷19 – badano wpływ na uzyskanie optymalnego rozwiązania w wyniku zmiany parametru opisującego stopień redukcji ilości odpadów medycznych w procesie termicznego przekształcania odpadów, wyrażonego w postaci współczynnika wyjściowego procesu (wwp [%]) w przedziale zmienności od 11 do 40%.

Założona dla przebiegów 13÷19 zmiana parametru opisującego stopień redukcji ilości odpadów medycznych w procesie termicznego przekształcania odpadów spowodowała wzrost kosztu funkcjonowania systemu, a tym samym nastąpił wzrost wskaźnika ekonomicznej efektywności E o ok. 10% (z 1597,6 zł/t do 1750,9 zł/t).

Na rys. 3 przedstawiono wartość uzyskanego wskaźnika ekonomicznej efektywności E dla przebiegów 13÷19 w zależności od stopnia redukcji ilości odpadów medycznych w procesie termicznego przekształcania odpadów. Zależność ta jest wprost proporcjonalna, tzn. wzrostowi ilości odpadów po procesie spalania odpowiada wzrost wskaźnika ekonomicznej efektywności E.



**Rys. 3.** Zależność wskaźnika ekonomicznej efektywności E od stopnia redukcji ilości odpadów medycznych w procesie termicznego przekształcania odpadów

**Fig. 3.** Relationship between E and percentage of waste quantity reduction from the burning process

#### 4. Podsumowanie i wnioski końcowe

W wyniku przeprowadzonych obliczeń optymalizacyjnych dla poszczególnych przebiegów 2÷19 w zależności od przyjętych wartości zmiennych parametrów wejściowych, w porównaniu z przebiegiem 1 obliczonym dla założonych w koncepcji parametrów techniczno-ekonomicznych systemu gospodarki odpadami medycznymi modelowego regionu sformułowano następujące wnioski:

1. Wzrost jednostkowego kosztu transportu odpadów z poziomu 1,33 zł/t/min do 2,66 zł/t/min nie powoduje zmiany struktury układu lokalizacji obiektów systemu oraz sieci działalności transportowych, ze względu na małą ilość transportowanych odpadów z poszczególnych źródeł powstawania odpadów zarówno w I jak i II okresie modelowym. Wzrost jednostkowego kosztu transportu odpadów o 100% powoduje nieznaczny wzrost wskaźnika ekonomicznej efektywności E. Można zatem stwierdzić, iż uzyskany wariant wykazuje stabilność rozwiązania na zmianę jednostkowego kosztu transportu odpadów.



2. Struktura systemu gospodarki odpadami medycznymi, tj. układ lokalizacji obiektów oraz związana z nim sieć działalności transportowych determinowana jest w głównej mierze przez współczynnik wyjściowy procesu (wwp [%]) określający stopień redukcji ilości odpadów medycznych w procesie termicznego przekształcania odpadów.

Wzrostowi tego współczynnika odpowiada wzrost ilości odpadów poprocesowych kierowanych na składowisko. Dalszą konsekwencją jest wzrost wskaźnika ekonomicznej efektywności E:

$$E(wwp) = 1546,8744 + 5,1393*(wwp) \text{ [zł/t]} \quad (1)$$

Przy założonych ograniczeniach terenu w obiektach końcowych koniecznością staje się uzyskanie jak najmniejszego współczynnika wyjściowego procesu (wwp [%]) poprzez wybór odpowiedniej instalacji (technologii) do termicznego unieszkodliwiania odpadów medycznych pod względem technicznym, eksploatacyjnym oraz inwestycyjnym z zachowaniem wymogów ochrony środowiska.

## Literatura

1. **Biedugnis S., Cholewiński J.:** *Program do wyboru optymalnego wariantu gospodarki odpadami w skali regionu.* Biuletyn IGPIK nr 10, Warszawa, 1987.
2. **Biedugnis S., Cholewiński J.:** *Optymalizacja gospodarki odpadami.* Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, 1992.
3. **Biedugnis S., Podwójci P.:** *Modele optymalizacyjne w analizie i projektowaniu systemów wywozu i unieszkodliwiania odpadów w skali mikro- i makroregionalnej.* Mat. V Seminarium Instytutu ZWiBW Politechniki Warszawskiej, Warszawa, 1998.
4. **Biedugnis S., Podwójci P.:** *Model matematyczny systemów wywozu i unieszkodliwiania odpadów komunalnych w dobie globalnych sieci informacyjnych.*, Mat. VI Seminarium Instytutu ZWiBW Politechniki Warszawskiej, Warszawa, 1999.
5. **Biedugnis S., Podwójci P.:** *Model optymalizacyjny systemu wywozu i unieszkodliwiania odpadów komunalnych w ujęciu dynamicznym.*, Mat. V Ogólnopolskiej Konferencji „Kompleksowe i szczegółowe problemy inżynierii środowiska”. Ustronie Morskie-Kołobrzeg, 2001.
6. **Biedugnis S., Podwójci P., Smolarkiewicz M.:** *Regional optimizing Model for Systems of Municipal Waste Disposal and Utilization Model for Systems of Municipal Waste Disposal and Utilization in dynamic Contest.*, Mat. XXII Międzynarodowego Sympozjum im. Bolesława Krzysztofika AQUA'2001, Płock, 2001.
7. **Biedugnis S., Podwójci P., Smolarkiewicz M.:** *Optymalizacja gospodarką odpadami komunalnymi w skali mikro i makroregionalnej.*, Wyd. Instytut Podstawowych Problemów Techniki PAN, Warszawa, 2003.
8. **Denczew S.:** *Podstawy modelowania systemów eksploatacji wodociągów i kanalizacji.*, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, vol. 37., Lublin, 2006.
9. **Gasparski W.:** *Projektowanie i systemy.*, Wyd. PAN, Warszawa, 1983.

10. **Piecuch T.:** *Utylizacja odpadów przemysłowych*. Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej, Wydania I-sze, 1996.
11. **Piecuch T.:** *Termiczna utylizacja odpadów - wdrażać czy nie ?*. Monografia, Wydawnictwo Komisji Ekosfery Polskiej Akademii Nauk Oddział Gdańsk z siedzibą w Szczecinie
12. **Piecuch T.:** *Termiczna utylizacja odpadów i ochrona powietrza przed szkodliwymi składnikami spalin*. Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej, 1998.
13. **Piecuch T.:** *Wirtschaftliche Aspekte der Thermalen Abfall vertung, Program Sokarates – Erasmus*, Montan Universität Leoben (Austria), 2002.
14. **Piecuch T.:** *Praktische Anwendung der Pyrolyse Bei der Verwertung von Abfällen Pyrolytische Verwertungseinrichtung vom Typ WPS*. Montan Universität Leoben (Austria), 2002.
15. **Piecuch T., Dąbek L., Juraszka B.:** *Spalanie i piroliza odpadów oraz ochrona powietrza przed szkodliwymi składnikami spalin*. Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej, 2002.
16. **Piecuch T.:** *Technika wodno-mułowa – urządzenia i procesy*. Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej, 2007.
17. **Piecuch T., Dąbrowski T., Dąbrowski J., Lubierski M., Juraszka B., Kościerzńska-Siekan G., Jantos K.:** *Analiza pracy spalarni odpadów Szpitala Wojewódzkiego w Koszalinie – spaliny, ścieki, wtórny odpad*. Rocznik Ochrona Środowiska, Tom 5, Rok 2003.
18. **Piecuch T., Dąbrowski T.:** *Pyrolytical utilization of wastes coming from installation for fish processing plant wastewater treatment*. Archives of Environmental Protection Vol.32, no. 3 2006.
19. **Piecuch T., Dąbrowski J., Dąbrowski T., Rytłewska A.:** *Badania laboratoryjne nad możliwością współspalania mialu węglowego i osadów ściekowych z Zakładu Przetwórstwa Ryb*. Zeszyty Naukowe Politechniki Koszalińskiej Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Seria Inżynieria Środowiska Nr 23, 2007.
20. **Piecuch T., Juraszka B.:** *Spalanie osadów pokoagulacyjnych zawierających kleje organiczne oraz utylizacja powstałych popiołów*. Wydawnictwo IGSMiE PAN Kraków, Polityka Energetyczna, Tom 10 zeszyt 2, 2007.
21. **Piecuch T., Dąbrowski T., Dąbrowski J., Piekarski J.:** *Energetyczne wykorzystanie odpadów przemysłu chemii organicznej*. Kwartalnik Gazinform, Sankt-Petersburg, 2/2007.
22. **Piecuch T., Dąbrowski T., Dąbrowski J., Piekarski J.:** *Wykorzystanie odpadów przemysłu chemii organicznej do produkcji gazu pizolitycznego*. Kwartalnik Gazinform, Sankt-Petersburg, 3/2007.
23. **Piecuch T., Dąbrowski J., Dąbrowski T., Winiecki M.:** *Badania laboratoryjne nad możliwością współspalania mialu węglowego wraz z osadami ściekowymi i odpadami poliestrowymi*. Inżynieria i Ochrona Środowiska, Tom 11, nr 2, rok 2008.
24. **Piecuch T., Dąbrowski J., Dąbrowski T.:** *Energetyczne i ekologiczne rozwiązanie problemów utylizacji odpadów na bazie zaawansowania technologii produkcji gazu pirolitycznego*. Miesięcznik Rynek Instalacji, Nr 10(137)/2008.
25. **Powierża L.:** *Elementy inżynierii systemów.*, Oficyna Wyd. PW, Warszawa, 1997.

26. **Wandrasz J.:** *Gospodarka odpadami medycznymi*. Wydawnictwo Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych – Oddział Wielkopolski, Poznań, 2000.
27. **Ziamba S.:** *Niektóre elementy podstaw inżynierii systemów.*, Wyd. Politechniki Poznańskiej, Poznań, 1997.

## **Influence of Selected Input Parameters on Costs of the System of Medical Wastes Management**

### **Abstract**

The paper presents analysis of the influence of selected input parameters describing the system of medical wastes management on costs of its functioning and its structure. The presented model of medical wastes management in the dynamic version allows designing the most economically effective systems of medical wastes disposal and utilization.

Medical wastes generated at health service units are a serious epidemiological, toxicological, and sanitary threats. Analysis of an existing system of medical wastes management in Podlasie region reveals that it requires to introduce intensified activities and system solutions – both technical and organizational – that would guarantee a maximum safety and neutralization as well as meeting all standards of environmental protection.

Therefore, there is a need to re-arrange and rationalize the medical wastes management system to achieve desirable ecological and economical effects, as well as to eliminate the sanitary threats.

To make analysis of the system medical wastes management solutions and to optimize the unitary processes composing the functioning of accepted solutions and taking into account the inter-relations between all elements as well as processes and correlations, seems to be necessary. A major group of factors that can be expressed in a parametric or descriptive form and being the input data to a system along with the set of its outer conditions and restrictions should be considered during the modeling the tasks and the structure of the system, hence various variants for disposal and neutralization of medical wastes.

The medical wastes management system has to be re-arranged in reference to the proximity of infectious medical wastes that, in accordance with Art. 9 of the Decree on medical wastes should be neutralized within the same region they had been produced, in installations that meet requirements of the best available technology or techniques. Wastes from majority of hospitals in Podlasie region are transported to combustion centers distant over 300 km (medical wastes combustion points in Żyrardów and Rzeszów), thus the real efficiency of medical wastes combustion points decreased to 25% in Hajnówka and to 44% in Suwałki. That efficiency remained at the level of 85% in Łomża and Białystok. Therefore, it is necessary to ensure the opportunity to get medical wastes, because unitary costs for waste neutralization increases at the decrease of the installation's efficiency below 80%.

## Rola retencji w gospodarce wodnej zlewni śródleśnego oczka wodnego

*Mariusz Korytowski*  
*Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

### 1. Wstęp

Narastający w Polsce problem zmniejszania się zasobów wodnych wskazał na konieczność bardziej racjonalnego gospodarowania tymi zasobami. Znajomość tych zasobów jak podaje Szafrąński [12], ma duże znaczenie dla gospodarczej działalności człowieka, gdyż woda jest czynnikiem limitującym rozwój gospodarczy. Przyczyną zmniejszania się zasobów wodnych, oprócz niewłaściwego gospodarowania nimi, jest występowanie na terenie Polski susz, które pojawiają się w różnych porach roku, często powodując poważne straty gospodarcze, a w szczególności zakłócenie naturalnego bilansu wodnego [3].

Ważnym elementem kształtującym gospodarkę wodną na obszarze naszego kraju są lasy zajmujące 29,3% powierzchni [9]. Według Danielewicz [4] gospodarka wodą w lasach ma znaczenie ogólnospołeczne, gdyż lasy w Polsce magazynują, oczyszczają i wprowadzają do obiegu przyrodniczego znacznie więcej wody niż wszystkie pozostałe śródlądowe zbiorniki retencyjne.

Istotnym kierunkiem właściwego gospodarowania i ochrony zasobów wodnych w lasach jest realizacja przez Lasy Państwowe programów małej retencji [11]. Podstawowym elementem małej retencji w lasach są śródleśne oczka wodne, które poprzez uzupełnienie niedoborów wody w okresach posusznych odgrywają zasadniczą rolę w kształtowaniu gospodarki wodnej zlewni leśnych. Zasilanie wód gruntowych przyległych siedlisk leśnych przez wody zretencjonowane w małych zbiornikach wodnych jest jednym z ważniejszych elementów bilansów wodnych ich zlewni. Analiza bilansów wodnych zlewni śródleśnych oczek wodnych może przyczynić się do ochrony samych oczek, ale także do właściwego gospodarowania zasobami wodnymi w lasach.

Celem pracy była ocena wpływu retencji na gospodarkę wodną zlewni śródleśnego oczka wodnego w latach o zróżnicowanych wysokościach opadów.

## 2. Materiał i metody

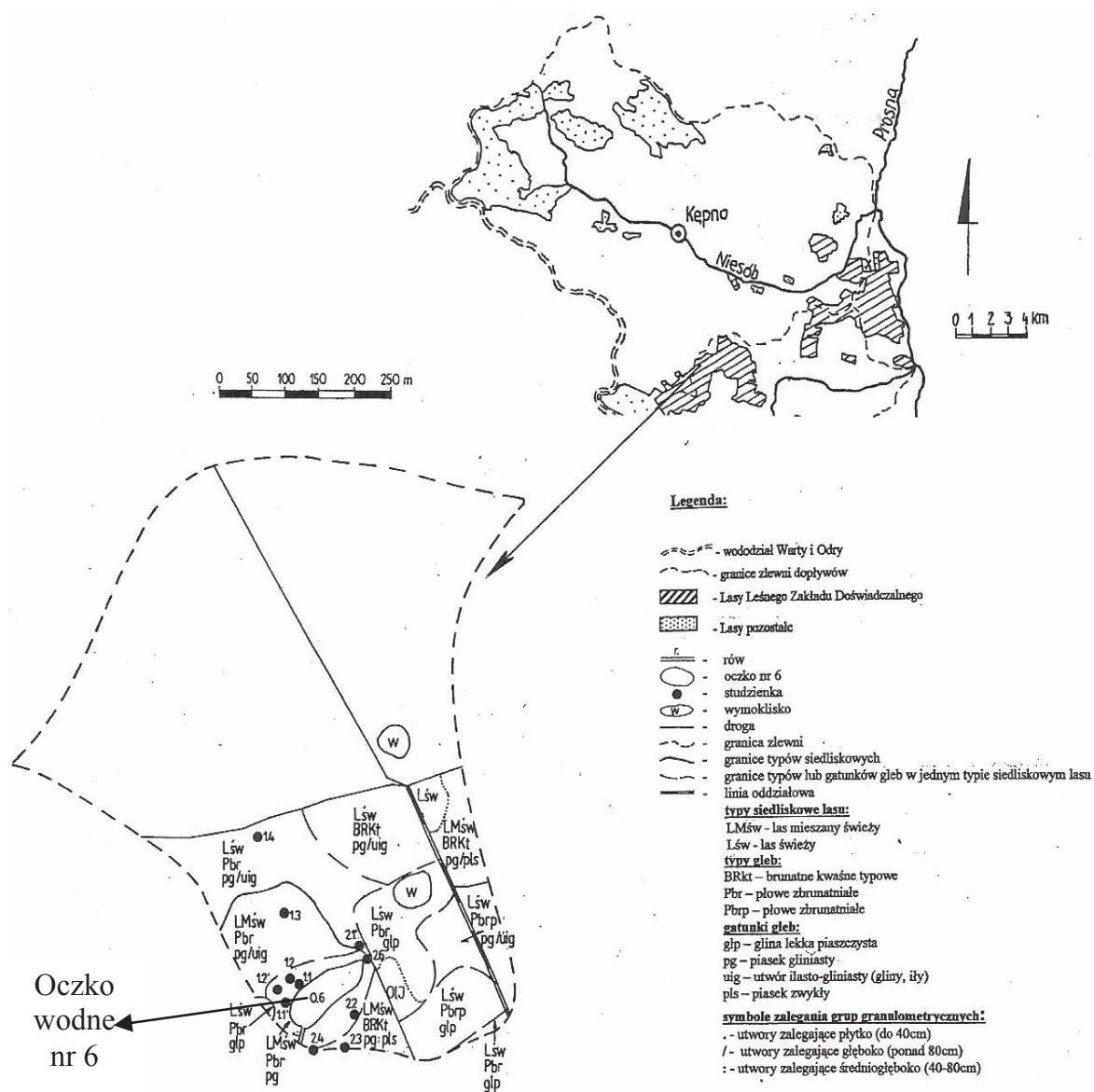
Badania prowadzono w latach 2000/2001 i 2002/2003 w zlewni śródleśnego oczka wodnego nr 6 zlokalizowanej w leśnictwie Laski, na terenie Leśnego Zakładu Doświadczalnego Siemianice (rys. 1).

Analizowana zlewnia, o powierzchni około 37ha, jest w 40% zlewnią leśną, w której dominują siedliska świeże. Pozostałe 60% badanej zlewni stanowią grunty orne. Przeważającym gatunkiem drzewostanu w zlewni oczka nr 6 jest sosna w wieku około 95 lat. Największą powierzchnię zlewni zajmują gleby płowe zbrunatniałe, a dominującym gatunkiem jest piasek gliniasty zalegający na utworach ilasto-gliniastych. Powierzchnia analizowanego oczka wodnego wynosi 0,35 ha, przy średniej głębokości 1,4 m. Oczko w XIX wieku było odwadniane rowem, z którego do dzisiaj pozostał niewielki 60-cio metrowy odcinek [8]. Istotne znaczenie w gospodarce wodnej zlewni oczka nr 6 mają dwa wymokliska, znajdujące się w południowo-wschodniej i wschodniej części zlewni, mające własne mikrozwlewnie.

Stany wód gruntowych, w badanych latach hydrologicznych, mierzono w 11 studzienkach, zainstalowanych w trzech przekrojach, przechodzących przez reprezentatywne siedliska. Przekrój pierwszy obejmuje studzienki 2.1, 2.6 oraz 2.4 i przechodzi z południa na północny zachód (rys. 1). Pozostałe dwa przekroje (od studzienki 2.2 do 1.4 oraz od 2.3 do 1.2') przechodzą z południa na północny zachód. Natomiast stany wody w oczku mierzono za pomocą zainstalowanej w nim łaty wodowskazowej. Pomiarów stanów wód dokonywano z częstotliwością jeden raz na tydzień.

Uwilgotnienie wierzchnich warstw badanych gleb określano na początku i końcu każdego półrocza hydrologicznego na podstawie pomiarów w mikrozwlewni analoga. Zlewnia ta jest usytuowana również na terenie Leśnego Zakładu Doświadczalnego Siemianice, w której warunki glebowe i siedliskowe są zbliżone do warunków w omawianej zlewni. Do oznaczeń wilgotności metodą suszarkowo-wagową pobierano próbki gleby o nienaruszonej strukturze, w trzech powtórzeniach z każdego poziomu genetycznego profili glebowych, wykonywanych w pobliżu studzienek do pomiaru stanów wód gruntowych. Zmiany retencji w siedliskach leśnych w zlewni oczka określono na podstawie zmian wilgotności w warstwie 0-100 cm oraz zmian wilgotności w warstwie od 100 cm do najniższego położenia zwierciadła wód gruntowych w profilach usytuowanych w tych siedliskach. Analizę zmian retencji wody, w omawianej zlewni, przeprowadzono dla studzienki 1.1', będącej reprezentatywną dla siedliska lasu mieszanego świeżego (LMśw) oraz 2.1, charakteryzującej siedlisko

lasu świeżego (Lśw). Zmiany retencji w badanej zlewni obliczono jako średnie arytmetyczne ze zmian w typach siedliskowych w poszczególnych półroczach omawianych lat.



**Rys.1.** Lokalizacja śródleśnego oczka wodnego nr 6 na terenie Leśnego Zakładu Doświadczalnego Siemianice

**Fig.1.** Location of pond No 6 at Siemianice Forest Experimental Farm

Parowanie terenowe dla półroczy zimowych obliczono metodą pośrednią, według tabel Konstantinowa [2]. Natomiast dla półroczy letnich parowanie obliczono metodą Penmana [5].

Bilans wodny omawianej zlewni scharakteryzowano na podstawie następującego wzoru:  $P=Eg+\Delta Rg+Hw$ , gdzie  $P$  – opad atmosferyczny,  $Eg$  – parowanie terenowe,  $\Delta Rg$  – zmiana retencji w zlewni,  $Hw$  – odpływ wgłębny (+) lub dopływ (-).

Warunki meteorologiczne w omawianych latach hydrologicznych scharakteryzowano na podstawie uzyskanych wyników pomiarów z własnego posterunku opadowego i obserwacji prowadzonych w stacji meteorologicznej Leśnego Zakładu Doświadczalnego Siemianice, na tle danych z wielolecia 1974-2006.

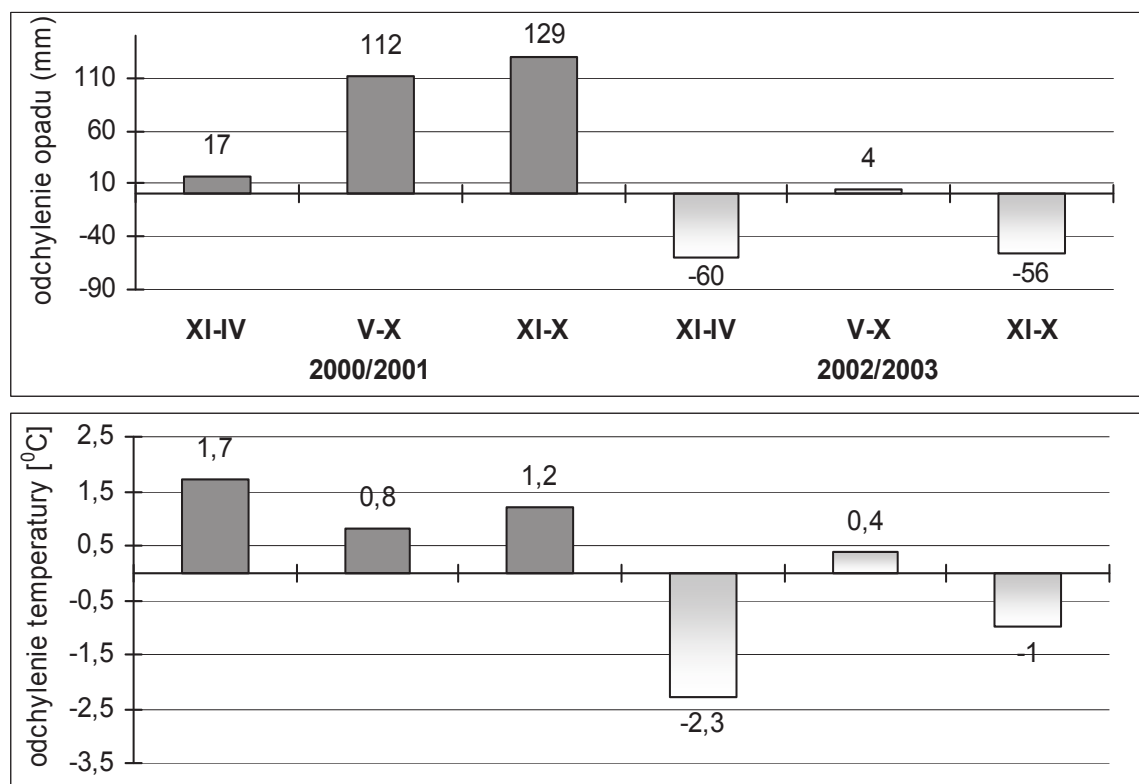
Zasięgi typów siedliskowych lasu w zlewni omawianego oczka określono na podstawie operatu glebowo – siedliskowego [10].

### 3. Wyniki badań

Rok hydrologiczny 2000/2001 był rokiem mokrym, w którym suma opadów wyniosła 689 mm i była wyższa od średniej z wielolecia o 127 mm. Prawdopodobieństwo wystąpienia takiej sumy opadów, łącznie z wyższymi, wynosi 9%, czyli jeden raz na 11 lat. Natomiast średnia temperatura powietrza wyniosła w tym roku 10,2°C i była wyższa od średniej z wielolecia o 1,2°C (rys. 2).

W półroczu zimowym tego roku suma opadów była wyższa od średniej z wielolecia o 17 mm, przy temperaturze powietrza wyższej od średniej o 1,7°C. Najwyższa miesięczna suma opadów w tym półroczu (57 mm) wystąpiła w listopadzie, a najniższa (17 mm) w lutym. Półrocze letnie, omawianego roku, miało opady wyższe od średniej z wielolecia o 112 mm, przy temperaturze powietrza wyższej od średniej o 0,8°C. Najwyższe miesięczne sumy opadów wystąpiły w tym półroczu w lipcu oraz wrześniu i wyniosły odpowiednio 137 mm i 108 mm. Natomiast najniższą miesięczną sumę opadów, wynoszącą 19 mm, zanotowano w październiku.

Natomiast drugi analizowany rok hydrologiczny 2002/2003 był suchy, gdyż suma opadów wyniosła 504 mm i była niższa od średniej z wielolecia o 56 mm. Prawdopodobieństwo wystąpienia takiej sumy opadów, łącznie z niższymi wynosi 65% czyli jeden raz na około 3 lata. Średnia temperatura powietrza w omawianym roku wyniosła 8,0°C, i była niższa od średniej z wielolecia o 1,0°C. Bardzo suche i zimne było zwłaszcza półrocze zimowe tego roku, w którym suma opadów była niższa od średniej z wielolecia o 60 mm, przy temperaturze powietrza niższej od średniej o 2,3°C. Najwyższa suma opadów w tym półroczu wystąpiła w listopadzie (48 mm), a najniższa w lutym (6 mm).



**Rys. 2.** Odchylenia półrocznych i rocznych sum opadów atmosferycznych i średnich półrocznych i rocznych temperatur powietrza w roku hydrologicznym 2000/2001 i 2002/2003 od średnich z wielolecia 1974-2006

**Fig. 2.** Deviations of half-year and year precipitation sums and average half-year and year air temperatures in hydrological year 2000/2001 and 2002/2003 from average of multiyear 1974-2006

Natomiast w półroczu letnim tego roku suma opadów wyniosła 354 mm i była wyższa od średniej z wielolecia o 4 mm, przy średniej temperaturze powietrza wynoszącej 15,9°C.

W zimowym półroczu hydrologicznym 2000/2001 wystąpiły przyrosty stanów i zapasów wody w analizowanych siedliskach zlewni oczka nr 6. W siedlisku lasu mieszanego świeżego stan wody na początku półrocza wynosił 171 cm, od powierzchni terenu a na końcu osiągnął wartość 112 cm. Natomiast w lesie świeżym stany te osiągały wartości odpowiednio 255 cm i 81 cm. Przyrosty stanów wód gruntowych w tych siedliskach kształtowały się na poziomie od 59 cm w lesie mieszanym świeżym do 174 cm w siedlisku lasu świeżego (tabela 1). Przyrosty retencji w warstwie od 0-100 cm wyniosły w omawianym półroczu 12 mm. Natomiast znacznie większe przyrosty zapasów wody wystąpiły w analizowanych siedliskach świeżych w warstwie od 100 cm do najniższego poziomu wody gruntowej. W lesie mieszanym świeżym przyrost retencji



w tej warstwie kształtował się na poziomie 95 mm a w lesie świeżym osiągnął wartość aż 296 mm. Sumaryczne przyrosty retencji w analizowanym półroczu wahały się w badanych siedliskach od 107 mm (LMśw) do 308 mm (Lśw).

**Tabela 1.** Zmiany retencji (mm) w zlewni oczka nr 6, w zimowym i letnim półroczu hydrologicznym roku 2000/2001

**Table 1.** Water storage changes (mm) in catchment pond No 6 in winter and summer hydrological half-year 2000/2001

typ siedliska	okres	zmiana			suma zmian retencji	Roczna zmiana retencji (mm)
		stanów wody gruntowej (cm)	retencji (mm) w warstwie			
			0-100 cm	od 100 cm do najniższego poziomu wody gruntowej		
LMśw	26.10.00-23.04.01	59	12	95	107	<b>12</b>
	23.04.01-26.10.01	-60	-7	-88	-95	
Lśw.	26.10.00-23.04.01	174	12	296	308	<b>56</b>
	23.04.01-26.10.01	-144	-7	-245	-252	

Natomiast w półroczu letnim omawianego roku hydrologicznego wystąpiło znaczne obniżenie się stanów wód gruntowych i ubytki zapasów wody w omawianych siedliskach. W dużej mierze zadecydowały o tym, pomimo sumy opadów wyższej od średniej z wielolecia o 112 mm, wysokie miesięczne temperatury powietrza w tym półroczu i związana z nimi transpiracja drzewostanów. W siedlisku lasu mieszanego świeżego stan wody gruntowej obniżył się o 60 cm, a w lesie świeżym aż o 144 cm (tabela 1). Na końcu półrocza letniego stany te kształtowały się na poziomie 172 cm (LMśw) i 225 cm (Lśw) od powierzchni terenu. Ubytki zapasów jakie wystąpiły w warstwie od 0-100 cm były w omawianym półroczu niewielkie i wyniosły 7 mm. Natomiast ubytki retencji w warstwie od 100 cm do najniższego poziomu wody gruntowej kształtowały się na poziomie od 88 mm w lesie mieszanym świeżym do 245 mm w siedlisku lasu świeżego. Sumaryczne ubytki zapasów wody w badanych siedliskach wahały się w tym półroczu od 95 mm w lesie mieszanym świeżym do 252 mm w lesie świeżym.

Można stwierdzić, że w skali całego roku hydrologicznego 2000/2001 wystąpiły w badanych siedliskach zlewni oczka nr 6 przyrosty retencji. Przyrost

retencji w siedlisku lasu mieszanego świeżego wyniósł 12 mm a w lesie świeżym osiągnął wartość 56 mm. Zasadniczy wpływ na przyrosty retencji w tym roku miały zapasy wody zgromadzone w półroczu zimowym

W półroczu zimowym 2002/2003, podobnie jak w półroczu zimowym 2000/2001, wystąpiły przyrosty stanów i zapasów wody w analizowanych siedliskach leśnych. Przyrosty stanów wód gruntowych były jednak mniejsze niż w półroczu zimowym 2000/2001 o 29 cm w siedlisku lasu mieszanego świeżego i aż o 168 cm w lesie świeżym (tabela 2). Natomiast w warstwie 0-100 cm przyrost zapasów wody wyniósł w omawianych siedliskach 53 mm, a w warstwie od 100 cm do najniższego poziomu wody gruntowej kształtował się na poziomie od 128 mm w lesie mieszanym świeżym do 281 mm w lesie świeżym. Sumaryczny przyrost retencji w siedlisku lasu mieszanego świeżego wyniósł w analizowanym półroczu 181 mm, a w siedlisku lasu świeżego był większy o 167 mm.

**Tabela 2.** Zmiany zapasów wody w zlewni oczka nr 6, w zimowym i letnim półroczu hydrologicznym roku 2002/2003

**Table 2.** Water storage changes (mm) in catchment pond No 6 in winter and summer hydrological half-year 2002/2003

typ siedliska	okres	zmiana			suma zmian retencji	Roczna zmiana retencji (mm)
		stanów wody gruntowej (cm)	retencji (mm) w warstwie			
			0-100 cm	od 100 cm do najniższego poziomu wody gruntowej		
LMśw	25.10.02-09.05.03	30	53	128	181	<b>-126</b>
	09.05.03-23.10.03	-113	-38	-269	-307	
Lśw.	25.10.02-09.05.03	6	53	281	334	<b>-116</b>
	09.05.03-23.10.03	-83	-38	-412	-450	

W półroczu letnim omawianego roku hydrologicznego stany wód gruntowych w omawianych siedliskach leśnych obniżyły się w siedlisku lasu mieszanego świeżego o 113 cm, przy stanie wody na początku półrocza wynoszącym 145 cm poniżej powierzchni terenu. Natomiast w lesie świeżym stany wód gruntowych obniżyły się o 83 cm (tabela 2), przy stanie początkowym wynoszącym 259 cm. Ubytki retencji w warstwie 0-100 cm wyniosły 38 mm i były

większe o około 30 mm, w odniesieniu do poprzedniego (2001) analizowanego półrocza letniego. Największe w 2003 roku ubytki retencji wystąpiły w warstwie od 100 cm do najniższego poziomu wody gruntowej i w badanych siedliskach leśnych wahały się od 269 mm (LMśw) do aż 412 mm (Lśw). Analizując sumy ubytków zapasów wody w tych siedliskach można stwierdzić, że największy ubytek wystąpił w lesie świeżym i wyniósł 450 mm. W siedlisku lasu mieszanego świeżego sumaryczny ubytek zapasów wody był również wysoki i kształtował się na poziomie 307 mm.

Przeprowadzone obliczenia wykazały, że w suchym pod względem opadów, roku hydrologicznym (2002/2003) wystąpiły ubytki zapasów wody które wahały się od 116 mm (Lśw) do 126 mm (LMśw).

Analizując bilans wodny zlewni oczka nr 6 można stwierdzić, że w półroczu zimowym 2000/2001 istotną rolę po stronie przychodów odgrywał opad atmosferyczny, wynoszący 227 mm (tabela 3).

**Tabela 3.** Bilans wodny zlewni oczka nr 6 w zimowych i letnich półroczach hydrologicznych 2000/2001 i 2002/2003

**Table 3.** Water balance pond No 6 catchment in winter and summer hydrological half-years 2000/2001 and 2002/2003

Okres	P	Eg	$\Delta Rg$	Hw
	(mm)			
2000/2001				
26.10.00-23.04.01	227	146	207	-126
23.04.01-26.10.01	462	432	-174	204
2002/2003				
25.10.02-09.05.03	150	159	257	-266
09.05.03-23.10.03	354	439	-379	294

P – opad, Eg – parowanie terenowe,  $\Delta Rg$  – zmiana retencji w zlewni, Hw – odpływ wgłębny (+) lub dopływ (-)

Po stronie rozchodów duże znaczenie w bilansie miało parowanie terenowe wynoszące 146 mm oraz dopływ wgłębny, który osiągnął wartość 126 mm. Przyrost retencji kształtował się w omawianym półroczu na poziomie 207 mm, co stanowiło około 90% sumy opadów.

W mokrym półroczu letnim 2000/2001 również suma opadów (462 mm) decydowała o przychodach w bilansie wodnym zlewni oczka nr 6 (tabela 2). Analizując rozchody wody w tym półroczu można stwierdzić, że decydującą rolę odegrało parowanie terenowe, które kształtowało się na poziomie 432 mm. Parowanie to w dużej mierze decydowało o ubytkach retencji wody w glebach siedlisk leśnych badanej zlewni, które wyniosły 174 mm, co

stanowiło 38% sumy opadów w tym półroczu. Ważnym elementem po stronie rozchodów wody był również odpływ wgłębny, który w omawianym półroczu letnim wyniósł 204 mm.

W półroczu zimowym 2002/2003, które było suche opad atmosferyczny wyniósł 150 mm (tabela 3). Po stronie rozchodów dużą rolę odgrywało parowanie terenowe (159 mm) i dopływ wgłębny (266 mm). Natomiast przyrost retencji wody w zlewni wyniósł w omawianym półroczu letnim 257 mm. Duży wpływ na taką sytuację, pomimo sumy opadów w tym półroczu niższej od średniej z wielolecia o 60 mm, miał napływ wód z wyższych partii terenu badanej zlewni do analizowanych profili glebowych.

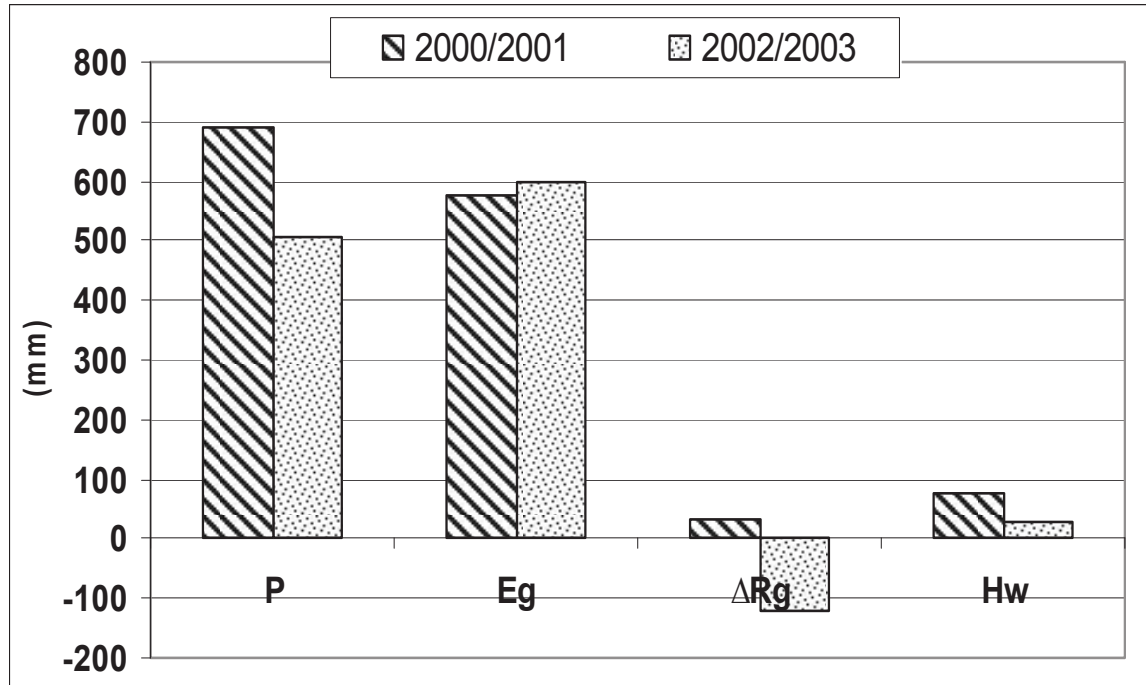
Analizując bilans wodny zlewni oczka nr 6 w półroczu letnim 2002/2003 można stwierdzić, że podobnie jak w półroczu zimowym o przychodach zasadniczo decydował opad atmosferyczny (354 mm). Natomiast największy udział w bilansie po stronie rozchodów miało parowanie terenowe, które wyniosło 439 mm, a także odpływ wgłębny, kształtujący się w omawianym półroczu na poziomie 415 mm. Ważną rolę odegrał też ubytek retencji, który wyniósł 379 mm i w odniesieniu do poprzedniego omawianego półrocza letniego był większy o 205 mm.

Przeprowadzone obliczenia rocznych bilansów wodnych zlewni oczka nr 6 wykazały, że w mokrym pod względem opadów roku hydrologicznym 2000/2001 zasadniczy wpływ na przychody wody w zlewni miał opad atmosferyczny (P) wynoszący 689 mm (rys. 2). Po stronie rozchodów największy wpływ na bilans wodny tej zlewni miało parowanie terenowe, które stanowiło 84% opadu w tym roku i wyniosło 578 mm.

Mniejszy wpływ na bilans wodny analizowanej zlewni miał odpływ wgłębny wynoszący 107 mm. Natomiast przyrost retencji w glebach siedlisk leśnych tej zlewni, wynoszący 33 mm i stanowiący około 5% sumy opadu w tym roku, miał najmniejszy udział w bilansie wodnym. W suchym, pod względem opadów, roku 2002/2003 dużą rolę po stronie przychodów w bilansie wodnym omawianej zlewni odgrywał również opad atmosferyczny, kształtujący się na poziomie 504 mm (rys. 2). Potwierdziło to wcześniejsze badania dotyczące bilansów wodnych zlewni leśnych, w których autorzy podkreślali zasadniczy wpływ, w kształtowaniu tych bilansów, opadów atmosferycznych zarówno w zimowych, jak i w letnich półroczach hydrologicznych [1, 6, 7].

Po stronie rozchodów największą rolę w bilansie odegrało w tym roku parowanie terenowe (598 mm), a także odpływ wgłębny (210 mm). Warto zauważyć, że zapasy wody zgromadzone w zlewni w półroczu zimowym nie wystarczyły na pokrycie strat, jakie wystąpiły w półroczu letnim. Dlatego też w omawianym roku hydrologicznym ubytki retencji w zlewni kształtujące się

na poziomie 122 mm, co stanowiło około 24% sumy opadów w tym roku, miały również znaczenie w kształtowaniu się bilansu wodnego.



**Rys. 2.** Bilans wodny zlewni śródlęsnego oczka wodnego nr 6 w latach hydrologicznych 2000/2001 i 2003/2003 (oznaczenia jak w tabeli nr 3)

**Fig. 2.** Water balance of pond No 6 catchment in hydrological years 2000/2001 and 2002/2003 (symbols like table No 3)

#### 4. Wnioski

1. Przeprowadzone obliczenia wykazały, że w mokrym pod względem opadów roku hydrologicznym 2000/2001 wystąpiły przyrosty retencji w analizowanych siedliskach zlewni oczka nr 6 i wahały się one od 12 mm w lesie mieszanym świeżym do 56 mm w lesie świeżym. Duży wpływ na taką sytuację miały zapasy wody zgromadzone w półroczu zimowym tego roku kształtujące się w badanych siedliskach na poziomie od 95 mm (LMśw) do 296 mm (Lśw).
2. W suchym roku hydrologicznym 2002/2003 wystąpiły ubytki retencji, które osiągały wartości od 116 mm (Lśw) do 126 mm (LMśw). Zapasy wody zgromadzone w suchym i zimnym półroczu zimowym tego roku, wynoszące 128 mm (LMśw) i 281 mm (Lśw), nie wystarczyły na pokrycie ubytków które wystąpiły w półroczu letnim. Wysokie parowanie terenowe w tym półroczu wywołało ubytki zapasów wody w badanych siedliskach leśnych na po-

ziomie 269 mm w lesie mieszanym świeżym i 412 mm w siedlisku lasu świeżego.

3. W omawianych siedliskach świeżych analizowanej zlewni istotne znaczenie w kształtowaniu się zmian zasobów wodnych miały zmiany zapasów wody w warstwie od 100 cm do najniższego położenia wody gruntowej, które były większe od zmian zapasów w warstwie od 0-100 cm średnio o około 200 mm.
4. Zmiany retencji w badanych siedliskach leśnych odgrywały istotną rolę w bilansie analizowanej zlewni w zimowych i letnich półroczach omawianych lat. W półroczach zimowych przyrosty retencji kształtowały się one na poziomie od 207 mm (2001) do 257 mm (2003). Należy podkreślić, że przyrost retencji, który wystąpił w półroczu zimowym 2003 był zasadniczo wywołany napływem wód z wyższych partii terenu do omawianych profili glebowych. Natomiast w półroczach letnich wystąpiły ubytki retencji, które w półroczu 2001 osiągnęły wartość 174 mm, a w półroczu 2003 były o około 200 mm większe.
5. Zasadniczą rolę w kształtowaniu rocznych bilansów wodnych zlewni oczka nr 6, po stronie przychodów, odgrywała suma opadów. Natomiast po stronie rozchodów duży wpływ na bilans miało w badanych latach parowanie terenowe i odpływ wgłębny. W suchym pod względem opadów roku hydrologicznym 2002/2003 o bilansie decydował również ubytek retencji, który stanowił 24% sumy opadów w tym roku.

## Literatura

1. **Białkiewicz F., Babiński S.:** *Znaczenie lasu w kształtowaniu retencji wodnej gleb i odpływie wód opadowych*. Miesięcznik Polskiego Towarzystwa Leśnego, Sylwan Nr 1, Warszawa, 1981.
2. **Byczkowski A.:** *Hydrologiczne podstawy projektów wodno-melioracyjnych: Przepływy ekstremalne*. PWRiL Warszawa, 1979.
3. Charakterystyka Regionu Wodnego Warty. Regionalny Zarząd Gospodarki Wodnej w Poznaniu, Pion Zasobów Wodnych, 1-65, 2007.
4. **Danielewicz Wł.:** *Lasy i gospodarka leśna*. W monografii „Zasoby Przyrodnicze Szansą Zrównoważonego Rozwoju”, po redakcją J. Nowackiego, Wyd. A.R. Poznań, 35-45, 2007.
5. **Kędziora A.:** *Podstawy Agrometeorologii*. PWRiL Poznań, 1995.
6. **Kosturkiewicz A., Czopor St., Korytowski M., Stasik R., Szafrąński Cz.:** *Odpływy i retencja siedlisk leśnych w małych zlewniach*. Rocz. AR Poznań 342, Melior. i Inż. Środ. 23, 217-227, 2002.
7. **Liberacki D.:** *Obieg wody i jej jakość w małej zlewni leśnej*. AR Poznań, Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska, rozprawa doktorska, 2001.
8. Mapy topograficzne. Herausgegeben von der Preussischen Landesaufnahme, 1885.

9. Ochrona Środowiska. Wyd. GUS, Warszawa, 2006.
10. Operat glebowo-siedliskowy i fitosocjologiczny LZD Siemianice. Zakład Usług Ekologicznych i Urzędzeniowo Leśnych, Poznań, 194ss, 1999.
11. **Pierzgalski E.:** *Specyfika obiektów małej retencji w lasach*. Wiad. Mel. i Łąk. t. L, nr 3, 120-126, 2007.
12. **Szafrański Cz.:** *Zasoby wodne Polski i ich ochrona*. W monografii „Zasoby Przyrodnicze Szansą Zrównoważonego Rozwoju”, po redakcją J. Nowackiego, Wyd. A.R. Poznań, 67-75, 2007.

## Role of Retention in Water Management of Forest Pond Catchment

### Abstract

The paper presents the results of the research in catchment of pond No 6, located at Siemianice Experimental Forest Farm in Laski Forestry. The catchment area of investigated ponds is 35 ha, forestation 40%. It is situated in a part of Pomianka catchment – left-side tributary of Prosna River.

Conducted investigations show, that in wet because of precipitations hydrological year 2000/2001 retention increases in analysed forest habitat in catchment pond No 6 about 12 mm in fresh mixed broadleaved forest (LMśw) and 56 mm in fresh broadleaved forest (Lśw). Whereas in dry because of precipitation hydrological year 2002/2003 retention loses about 116 mm (Lśw) and 126 mm (LMśw).

In wet hydrological year 2000/2001 deciding influences on water balance of pond No 6 catchment had precipitation sums. Deciding factor in balance concerning losses was evapotranspiration.

Hydrological year 2000/2001 was a wet one. Precipitation sum that year was 689 mm and was 127 mm higher than multiyear average. Probability of occurrence of such precipitation sum is 9%, that is once per 11 years. Average temperature of air that year was 10.2°C and it was 1.2°C higher than multiyear average.

Hydrological year 2002/2003 was dry. Precipitation sum was 504 mm and was 56 mm lower than multiyear average. Probability of occurrence of such precipitation sum is 65%, that is once per 3 years. Average temperature of air that year was 8.0°C it was 1.0°C lower than multiyear average. Particularly winter half-year of hydrological year 2002/2003 was very dry and cold. Precipitation sum was 60 mm lower than multiyear average and air temperature was 2.3°C lower than average.

The main role in shaping of year balance of water in pond No 6 catchment is precipitation sum, on the side of income. On the side of outcome main role paid evapotranspiration and deep outflow. In dry year 2002/2003 retention loss, which was 24% of precipitation sum that year, influenced water balance in pond No 6 catchment.

# **Analiza opłacalności zastosowania niekonwencjonalnych źródeł energii w projektowanym budynku jednorodzinny. Kolektory słoneczne, pompy ciepła**

*Ewelina Różycka  
Politechnika Warszawska*

## **1. Wprowadzenie**

Zużycie energii w światowej gospodarce staje się coraz większe. W Polsce zapotrzebowanie na energię rośnie wraz z rozwojem gospodarczym kraju. Dane oraz szacunki dostępne w literaturze mówią wyraźnie, że w 2020 roku zapotrzebowanie na energię całkowitą na całym świecie będzie około 4,5 razy większe w stosunku do roku 1960. Dalsze prognozy zapotrzebowania są równie niepokojące i wynoszą ponad 6 razy więcej w roku 2050 w stosunku do roku 1960. Pojawia się pytanie, czy istnieją tak rozbudowane systemy, by zapewnić nam wystarczającą ilość energii.

Pojawia się tu alternatywa, którą są odnawialne źródła energii. Ze względu na trend panujący na świecie, stosowanie urządzeń wykorzystujących energię odnawialną zyskało duże zainteresowanie. Wzrost udziału odnawialnych źródeł energii w bilansie paliwowo – energetycznym świata, przyczynia się do poprawy efektywności wykorzystania i oszczędzania zasobów surowców energetycznych, poprawy stanu środowiska, poprzez redukcję zanieczyszczeń do atmosfery i wód, oraz redukcję ilości wytwarzanych odpadów oraz zmniejszenie emisji CO<sub>2</sub>. W związku z tym wspieranie rozwoju tych źródeł, staje się coraz poważniejszym wyzwaniem dla niemalże wszystkich państw świata. „Biała Księga Unii Europejskiej” z 1998 roku i dyrektywy ustanowione dla 15 państw członkowskich zalecają zwiększenie udziału energii elektrycznej z odnawialnych źródeł energii do poziomu 12% w 2010 roku oraz ograniczenie emisji dwutlenku węgla o 8% w porównaniu z poziomem z 1999 roku. W nie-



wielkich gospodarstwach domowych, takich jak dom jednorodzinny najczęściej instaluje się pompy ciepła i kolektory słoneczne. Oba te urządzenia zostały wykorzystane do analizy zawartej w temacie artykułu. Do porównania użyto przydomowych instalacji dla domu jednorodzinnego.

## **2. Kolektory słoneczne**

Kolektor słoneczny jest jednym z elementów solarnej instalacji grzewczej, w której skład wchodzi:

- kolektor lub bateria kolektorów słonecznych,
- zbiornik solarny c.w.u. lub zewnętrzny,
- układ sterujący,
- zespół pompowy (przyłączeniowo – zabezpieczający).

Instalacja taka służy do konwersji energii promieniowania słonecznego w użyteczne ciepło. Jest to możliwe dzięki absorberowi zamontowanemu w kolektorze słonecznym. Ciepło następnie jest transportowane dzięki płynowi solarnemu (zwanego również czynnikiem roboczym) do wymiennika. Z kolei transport ten możliwy jest dzięki zespołowi pompowemu. Gdy temperatura wody w zbiorniku jest niższa od temperatury płynu solarnego w kolektorze, wówczas układ sterujący włącza zespół pompowy. Energia promieniowania słonecznego oddawane jest wodzie użytkowej poprzez wymiennik znajdujący się wewnątrz zbiornika. Ogrzana woda w zbiorniku transportowana jest przez armaturę hydrauliczną do różnych miejsc poboru. Jeżeli ciepło wytworzone przez kolektory przekroczy zdolności akumulacyjne zbiornika, to regulator temperatury wyłącza pompę obiegową. Następnie odpowiednie urządzenia zabezpieczające, zamontowane w zespole pompowym, nie dopuszczają do uszkodzenia instalacji.

Dzięki modularnej budowie możliwa jest rozbudowa takich instalacji o dodatkowe urządzenia, takie jak zasobniki buforowe c.o., czy wymienniki basenowe. Jeżeli natomiast występuje niedobór energii słonecznej, instalację możemy połączyć z mniej lub bardziej tradycyjnymi urządzeniami grzewczymi w celu zapewnienia ogrzewania wody użytkowej.

Warto podkreślić, że rozróżniamy kilka typów kolektorów słonecznych. Dostępne na rynku kolektory można podzielić na:

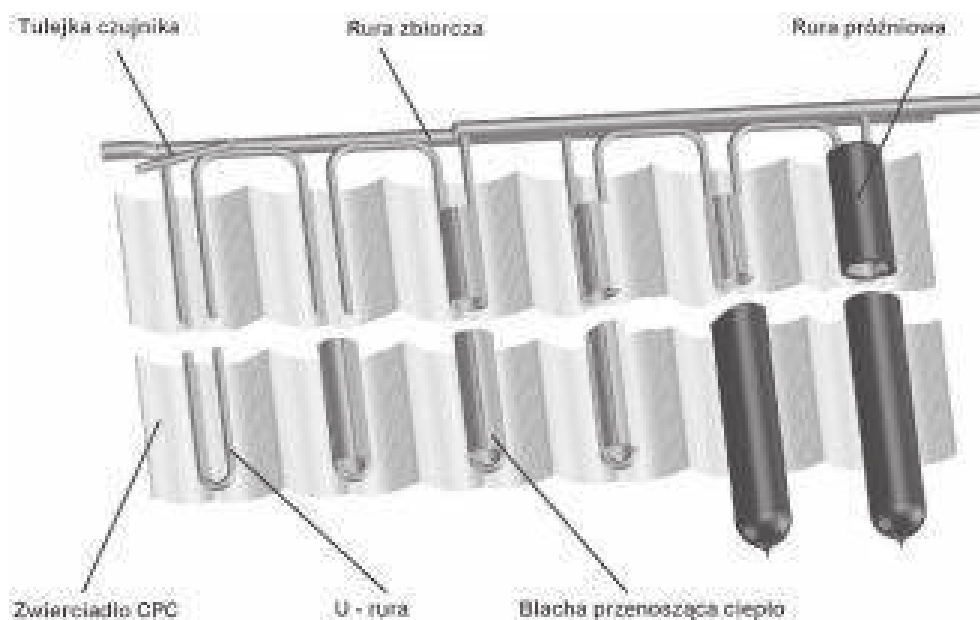
- kolektory cieczowe płaskie:
  - a. z izolacją termiczną (z wełny mineralnej lub pianki poliuretanowej),
  - b. z izolacją próżniową,
- kolektory powietrzne,
- kolektory rurowe próżniowe:

- a. z bezpośrednim przepływie czynnika solarnego,
  - b. z pośrednim czynnikiem odparowującym w rurce cieplnej wg zasady heat pipe,
- inne – np. kolektory zwierciadlane.

Wykorzystane do analizy kolektory słoneczne bazują na podstawie budowy termosu. Są to próżniowe kolektory rurowe zbudowane z następujących elementów:

- zbieracza z jednostką przenoszącą ciepło i rurą powrotną,
- zwierciadła CPC,
- wakum – rury.

Każdy z tych elementów pełni bardzo ważną rolę. Wakum – rura składa się z dwóch koncentrycznych rur szklanych, które z jednej strony zakończone są półokrągło a z drugiej strony zgrzane ze sobą. Przestrzeń między nimi zostaje opróżniona z powietrza i hermetycznie zamknięta. W ten sposób można otrzymać najlepszą izolację – próżnię. Aby umożliwić wykorzystanie energii słonecznej, zewnętrzna ściana wewnętrznej rury zostaje pokryta wysokoselektywną przyjazną dla środowiska, warstwą tworząca absorber. Warstwa absorbująca zamknięta jest w przestrzeni próżniowej. Absorber stanowi przyjazna dla środowiska, warstwa aluminiowo-azotynowa charakteryzująca się szczególnie niską emisją oraz bardzo wysoka absorpcją.



**Rys. 1.** Zbieracz z jednostką przenoszącą ciepło  
**Fig. 1.** Collector with the heat transporting unit

Kolejnym punktem, po wyborze rodzaju kolektora i zapoznaniu się z jego budową oraz możliwością montażu na projektowanym budynku, był dobór odpowiedniej jednostki. W zależności od tego, czy uwzględnimy wspomaganie centralnego ogrzewania lub nie, wielkość jednostek będzie różna. Pierwszym i podstawowym parametrem było określenie liczby osób zamieszkujących w domu jednorodzinnym. Jako przeciętne zużycie ciepłej wody użytkowej, przyjmuje się 50 litrów na dobę na osobę. Prezentowane obliczenia są wykonane dla 4 osób zamieszkujących w/w dom.

	Tylko przygotowanie wody na cele c.w.u.	Przygotowanie wody na cele c.w.u. oraz wspomaganie ogrzewania
Wielkość kolektora	5 m <sup>2</sup>	9 m <sup>2</sup>
Wielkość zbiornika	400 litrów	720 litrów
Powierzchnia całkowita modułu	5,8 m <sup>2</sup>	9 m <sup>2</sup>
Pojemność obiegu solar	23 litry	22 litry
Wielkość naczynia wzbiorczego	50 litrów	80 litrów
Ilość płynu obiegu kolektora	17,9 litrów	18,9 litrów

Powyższe wielkości zaczerpnięte zostały z materiałów i katalogów firmy branżowej.

Koszty inwestycyjne oraz okres zwrotu przedstawione i omówione zostaną niżej.

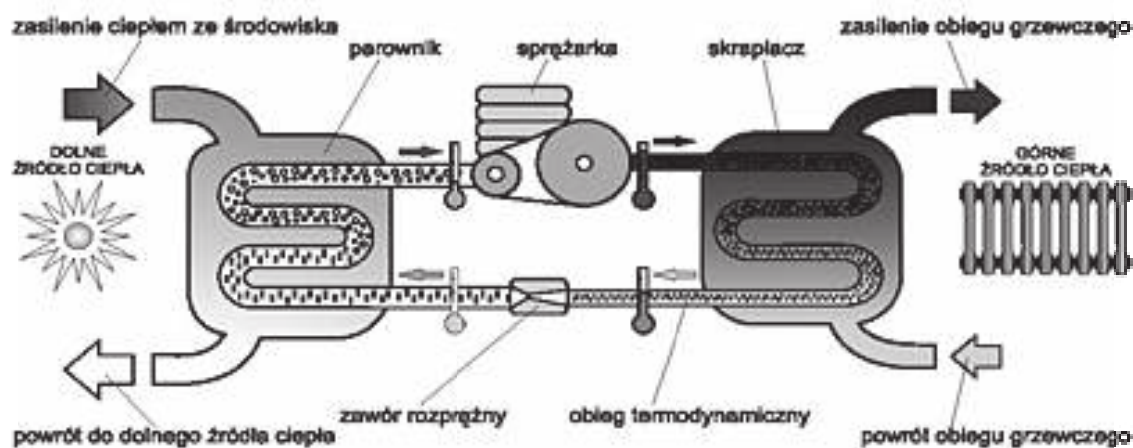
### 3. Pompy ciepła

Tradycyjne instalacje domowe służące zapewnieniu energii cieplnej zbudowane są w oparciu o różnego rodzaju piece spalające paliwo w wysokiej temperaturze. Pompa ciepła jest urządzeniem pobierającym energię ze środowiska otaczającego obiekt, do którego tę energię doprowadza. Pompa ciepła działa na podobnej zasadzie jak domowa chłodziarka.

Ze względu na rodzaj napędu i zasadę działania możemy wyodrębnić trzy podstawowe grupy pomp ciepła, z którymi możemy zetknąć się na co dzień:

- pompy absorpcyjne (z napędem cieplnym), powszechnie stosowane w dużych zakładach przemysłowych do podwyższania potencjału energetycznego ciepła odpadowego,
- pompy termoelektryczne (z napędem elektrycznym), czyli ogniwa Peltiera. Stosowane do ciągłego i efektywnego odprowadzania dużych ilości ciepła z niewielkich przedmiotów, np. chłodzenie półprzewodników we współczesnej elektronice,
- pompy sprężarkowe (z napędem mechanicznym, silnik sprężarki zasilany jest najczęściej prądem elektrycznym), stosowane w technice grzewczej i chłodniczej. Jest to alternatywa dla kotłów na paliwo organiczne oraz ogrzewaczy elektrycznych.

W opracowaniu wykorzystane zostały wyłącznie pompy sprężarkowe, których zasadę działania pokazuje poniższy schemat na rysunku 1.



**Rys. 2.** Schemat przedstawiający zasadę działania sprężarkowej pompy ciepła [1]

**Fig. 2.** Basic rule of compressor heat pump work

System grzewczy, wykorzystujący sprężarkową pompę ciepła, posiada trzy obiegi:

- obieg dolnego źródła ciepła,
- obieg górnego źródła ciepła,
- obieg termodynamiczny połączony z obiegiem dolnego źródła ciepła za pomocą parownika, a z obiegiem górnego źródła ciepła za pomocą skraplacza.

Zasada działania jest bardzo prosta. Poprzez obieg dolnego źródła ciepła możliwy jest odbiór ciepła ze źródła niskotemperaturowego, które przekazane zostaje do pierwotnej strony wymiennika (parownika) w pompie ciepła.

Zarówno dolne źródło, jak i czynnik roboczy mają temperaturę niższą od temperatury wymaganej przez system centralnego ogrzewania. Do wtórnej strony parownika doprowadzony jest czynnik roboczy obiegu termodynamicznego – zimny czynnik termodynamiczny.

Obieg górnego źródła ciepła odbiera ciepło od gorącego czynnika termodynamicznego i rozprowadza je do odbiorników. Przekazywanie tego ciepła odbywa się w wymienniku pompy ciepła zwanym skraplaczem.

Do pierwotnej strony skraplacza doprowadzony jest czynnik termodynamiczny, natomiast do wtórnej strony skraplacza doprowadzony jest czynnik roboczy górnego źródła ciepła (woda grzewcza).

W obiegu termodynamicznym odbywa się przekazywanie ciepła z niższego na wyższy poziom temperatury. Odbywa się to w zamkniętym procesie, poprzez cykliczną zmianę fizycznego stanu czynnika termodynamicznego – sprężanie, skraplanie, rozprężanie, parowanie. Proces taki zachodzi z udziałem dostarczonej z zewnątrz energii, służącej do napędu sprężarki (prądu elektrycznego).

Sprężarka spręża parę czynnika termodynamicznego, w wyniku czego następuje przyrost jej temperatury. Gorąca para oddaje w skraplaczu większość swojego ciepła wodzie grzewczej, przy czym w wyniku ochładzania para ulega skropleniu.

W nowoczesnych pompach ciepła, jako czynniki robocze obiegu termodynamicznego, wykorzystuje się najczęściej związki zwane freonami. Związki te, lub ich mieszaniny, są bezbarwne, bezwonne i nietrujące oraz – ze względów ekologicznych – bezchlorowe.

Moc i efektywność sprężarkowych pomp ciepła ściśle zależy od rodzaju dolnego i górnego źródła ciepła. Współczynnik efektywności sprężarkowych pomp ciepła zależy od różnicy temperatury dolnego i górnego źródła ciepła wyrażonej w stopniach Kelvina. Zazwyczaj przyjmuje on wartość od 3 do 4,5. Współczynnik ten, oznaczany jako COP jest stosunkiem mocy grzewczej, wyrażanej jako zapotrzebowanie ciepła dla budynku, do mocy pobranej z sieci

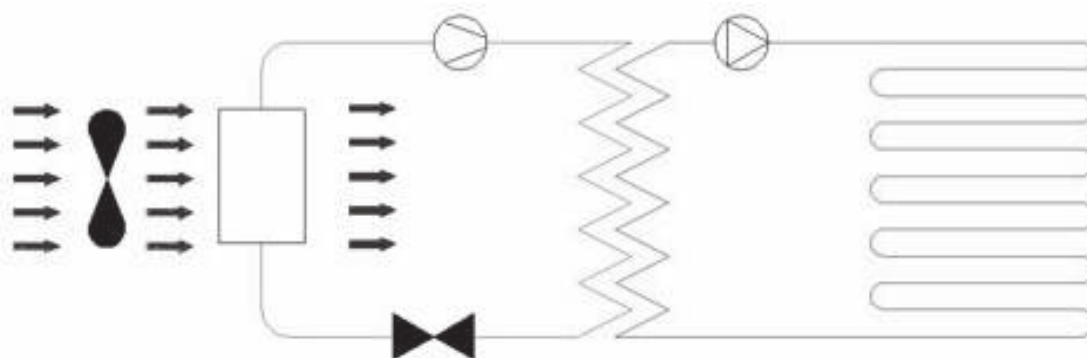
$$COP = \frac{\text{Moc grzewcza}}{\text{Moc pobrana z sieci}} \quad (1)$$

Jak wspomniano wcześniej rozróżniamy kilka rodzajów dolnych źródeł ciepła. Różne metody pozyskania ciepła ze środowiska naturalnego spowodowały podział sprężarkowych pomp ciepła:

- powietrze/woda (P/W),
- woda/woda (W/W),
- solanka/woda (S/W),
- bezpośrednie parowanie/woda (BP/W).

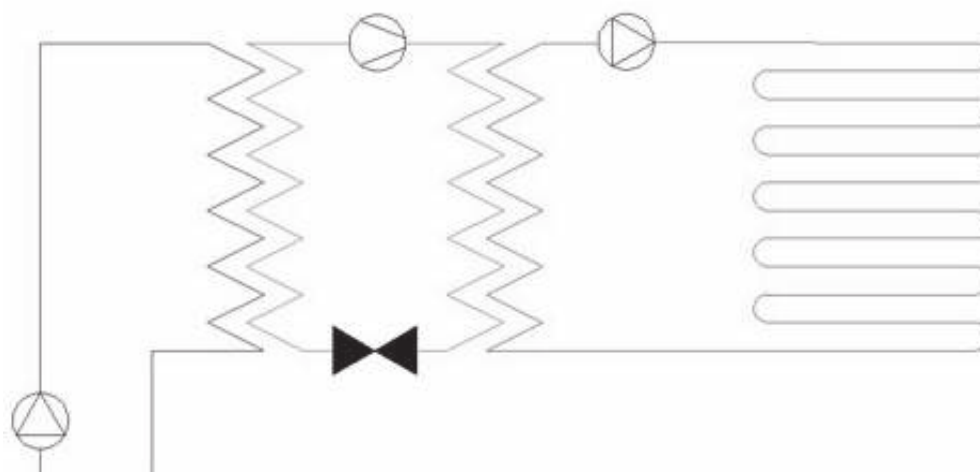
Pierwszy człon nazwy nawiązuje do metody pozyskiwania ciepła z dolnego źródła. Powietrze (P) i woda (W) ze środowiska naturalnego są bezpośrednio doprowadzane do parownika pompy ciepła. Solanka (S) to umowna nazwa niezamarzającego roztworu glikolu propylenowego z wodą, który przepływa przez kolektor gruntowy. Jeśli zaś kolektor gruntowy jest parownikiem, to wówczas mamy do czynienia z bezpośrednim parowaniem (BP). Druga część nazwy oznacza rodzaj czynnika roboczego w górnym źródle. Niezależnie od tego czy pompa ogrzewa c.w.u., czy też zasila centralne ogrzewanie, najczęściej używanym czynnikiem roboczym górnego źródła ciepła jest woda grzewcza (W).

Na rysunkach 3÷6 pokazano schematy przedstawiające działanie sprężarkowych pomp ciepła.



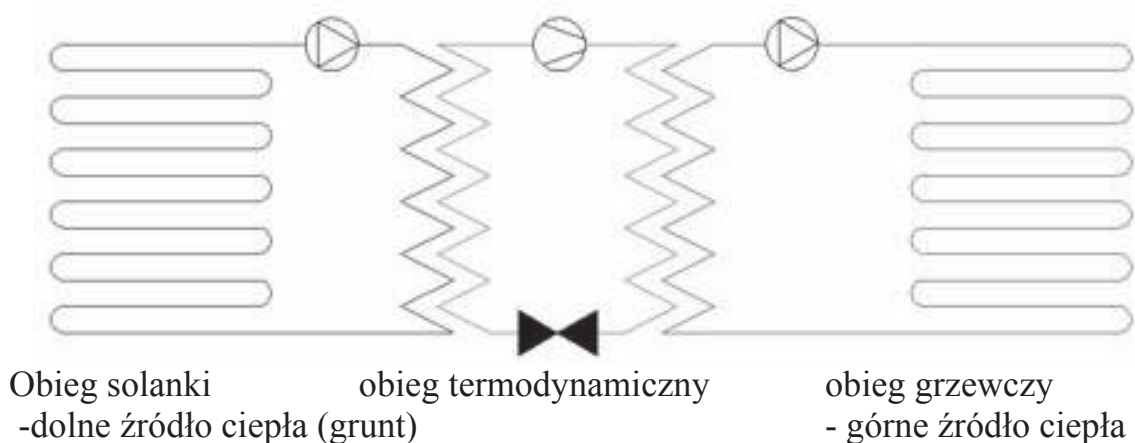
**Rys. 3.** Schemat obiegów w pompie ciepła typu powietrze / woda (P/W)

**Fig. 3.** Basic scheme of circulation in air / water (A/W) heat pump



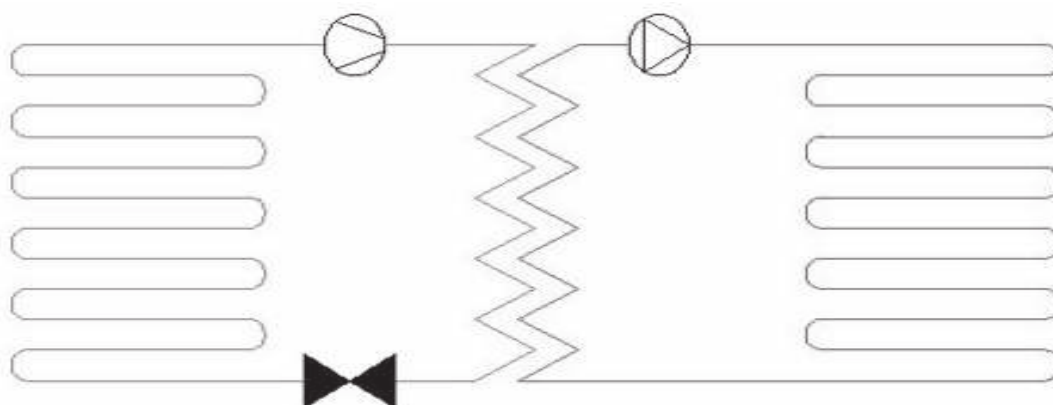
**Rys. 4.** Schemat obiegów w pompie ciepła typu woda/woda (W/W), układ otwarty

**Fig. 4.** Basic scheme of circulation in water / water (W/W) heat pump, open circuit



**Rys. 5.** Schemat obiegów w pompie ciepła typu solanka/woda (S/W)

**Fig. 5.** Basic scheme of circulation in brine / water (B/W) heat pump



**Rys. 6.** Schemat obiegów w pompie ciepła typu bezpośrednie parowanie/woda (BP/W)

**Fig. 6.** Basic scheme of circulation in direct expansion / water (DE/W) heat pump

#### 4. Analiza

Niniejszy artykuł zawiera analizę opłacalności zastosowania urządzeń wykorzystujących energię odnawialną w porównaniu z kotłem kondensacyjnym, wraz z armaturą i urządzeniami wspomagającymi, na przykładzie średniej wielkości domu jednorodzinnego znajdującego się w Warszawie.

Bryła budynku jest zwarta, dach spadzisty o nachyleniu 30°. W części północnej na poddaszu znajduje się taras.

Strefa klimatyczna III. Parametry powietrza zewnętrznego dla okresu zimowego, zgodnie z PN-/B-02402 i PN-76/B-03420, obliczeniowa temperatura zewnętrzna wynosi -20°C.

Cały budynek jest podpiwniczony, gdzie znajduje się kotłownia, pralnia, siłownia oraz pomieszczenia komunikacyjne. W podpiwniczeniu budynku znajdują się również dwa nieogrzewane garaże. Na użytkowym poddaszu znajduje się jedno nieogrzewane pomieszczenie pustki powietrznej. Po przeciwnej stronie zaprojektowano taras.

Temperatury wewnętrzne przyjęto w oparciu o Rozporządzenia Ministra Infrastruktury zamieszczone w Dzienniku Ustaw nr 75, pozycja 690, z dnia 12 kwietnia 2002 r. Dla takich warunków zapotrzebowanie ciepła szczytowe (dla warunków obliczeniowych) wynosi 13,7 kW.

Ściany i przegrody zewnętrzne oraz stropy wykonane zostały z materiału Silka. Ściany zewnętrzne zostały zaizolowane metodą bezspoinowego systemu ociepleń. Jako izolację zastosowano 14-sto centymetrową wełnę mineralną, którą pokryto warstwą tynku cienkowarstwowego.

Dane techniczne obiektu:

- powierzchnia użytkowa: 255 m<sup>2</sup>,
- kubatura: 633 m<sup>3</sup>,
- wysokość piwnic w świetle: 2,24 m,
- wysokość parteru w świetle: 2,86 m,
- wysokość poddasza użytkowego w świetle (do sufitu podwieszanego): 2,70 m,
- współczynnik przenikania ciepła dla ścian zewnętrznych gr. 38 cm,  $U=0,248 \text{ W/m}^2\text{K}$ ,
- współczynnik przenikania ciepła dla ścian zewnętrznych gr. 32 cm,  $U=0,257 \text{ W/m}^2\text{K}$ ,
- współczynnik przenikania ciepła dla ścian zewnętrznych przy gruncie gr. 32 cm,  $U=0,355 \text{ W/m}^2\text{K}$ .

Zasilanie w ciepło instalacji będzie odbywało się z istniejącej kotłowni zlokalizowanej w piwnicy budynku. Do ogrzewania budynku zaprojektowano instalację centralnego ogrzewania systemem mieszanym z rozdzielaczami. Parametry ogrzewania grzejnikowego 55/45°C. Parametry dla ogrzewania płaszczynowego dla obwodów regulacji na parterze  $t_z = 40,3^\circ\text{C}$ , na piętrze  $t_z = 41,2^\circ\text{C}$ . Dobrano kocioł kondensacyjny gazowy o mocy 18 kW. Ciśnienie dyspozycyjne w zaprojektowanej instalacji wynosi 28,1 kPa.

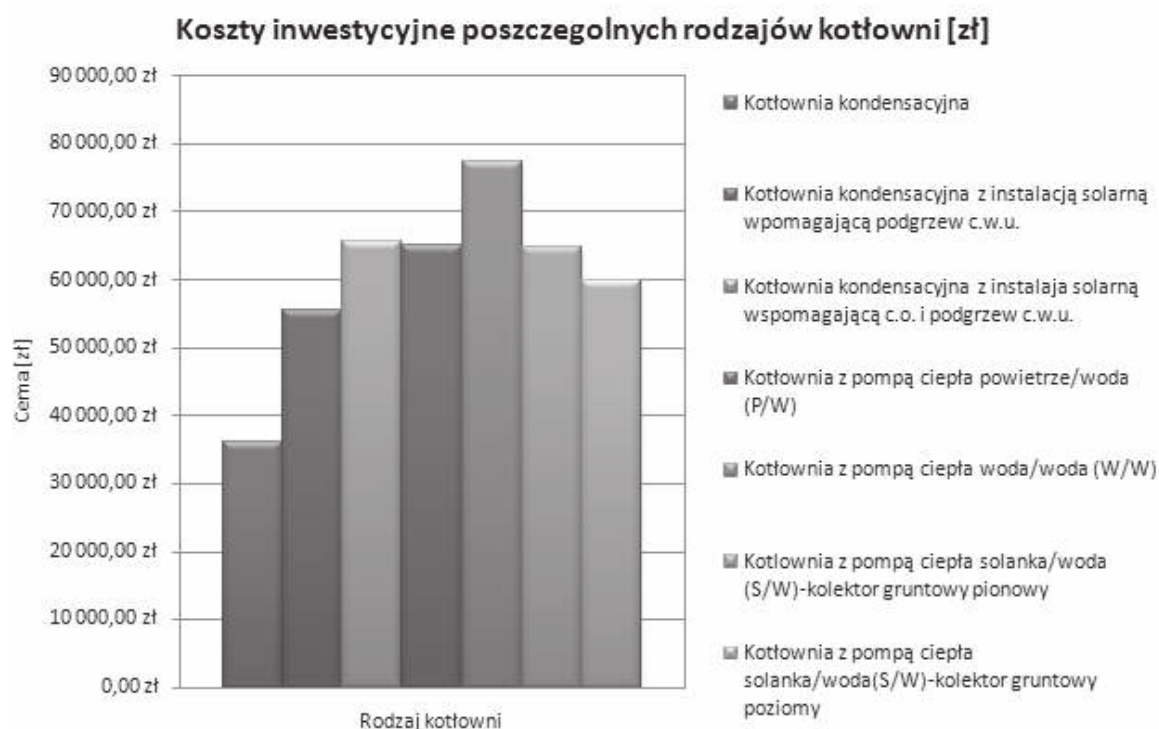


**Tabela 1.** Dane projektowe**Table 1.** Project data

<b>Lp</b>		<b>Wartość</b>	<b>Jedn. [a]</b>	<b>Wartość</b>	<b>Jedn. [a]</b>	<b>Źródło</b>
1	Moc cieplna budynku	13,667	kW	-	-	wg obliczeń z programu Audytor OZC
2	Czas pracy systemu w sezonie grzewczym	5328	h/rok	-	-	wg PN-B/02025
3	Roczne zapotrzebowanie budynku na ciepło netto	125,24	GJ/rok	34789	kWh/rok	wg obliczeń z programu Audytor OZC
4	Roczne zapotrzebowanie budynku na ciepło brutto	129,38	GJ/rok	35682	kWh/rok	wg Rozporządzenia Ministra Infrastruktury z dnia 12 kwietnia 2002 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie
5	Długość pełnego sezonu grzewczego	7	m-cy	-	-	wg PN-B/02025
6	Temperatura pomieszczeń	20/24	oC	-	-	wg PN-/B-02402 i PN-76/B-03420
7	Roczne zapotrzebowanie ciepła na c.w.u.	12,265	GJ/rok	3407	kWh/rok	wg PN-94/B-03406
8	Roczne zapotrzebowanie ciepła	137,51	GJ/rok	39089	kWh/rok	-

Pierwszy krok analizy, to zestawienie poszczególnych kosztów inwestycyjnych różnych rodzajów kotłowni. A są to kotłownie:

- kotłownia kondensacyjna, dobrano kocioł kondensacyjny gazowy o mocy 18 kW;
- kotłownia kondensacyjna z instalacją solarną wspomagającą podgrzew c.w.u.;
- kotłownia kondensacyjna z instalacją solarną wspomagającą c.o. i podgrzew c.w.u.;
- kotłownia z pompą ciepła powietrze/woda (P/W);
- kotłownia z pompą ciepła woda/woda (W/W);
- kotłownia z pompą ciepła solanka/woda (S/W) z kolektorem gruntowym pionowym;
- kotłownia z pompą ciepła solanka/woda (S/W) z kolektorem gruntowym poziomym.



**Rys. 7.** Porównanie nakładów inwestycyjnych poszczególnych rodzajów kotłowni  
**Fig. 7.** Comparison of capital costs in specific types of boiler houses

Krokiem drugim było zestawienie cen różnych nośników energii wg danych internetowych na kwiecień 2008 roku (rys. 7). Następnie zestawienie wartości opałowych różnych nośników energii, pozwoliło na porównanie cen

1GJ /1kWh wytworzonego ciepła dla poszczególnych urządzeń grzewczych. Do obliczeń wykorzystano:

- stopień wykorzystania paliwa wg tabeli z Rozporządzenia Ministra Infrastruktury z dnia 12 kwietnia 2002 roku w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie [5],
- sprawność urządzeń wg tabeli z Rozporządzenia Ministra Infrastruktury z dnia 12 kwietnia 2002 roku w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie [5],
- współczynnik COP i SPF przyjęto zgodnie z danymi zawartymi w artykule [7].

Krokiem kolejnym było porównanie kosztów eksploatacyjnych poszczególnych urządzeń zaopatrujących budynek w ciepło. Do obliczeń rocznego zapotrzebowania budynku na ciepło brutto wykorzystano dane zawarte w tabeli 2 (wg Rozporządzenia Ministra Infrastruktury z dnia 12 kwietnia 2002 roku w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie oraz projektu nowelizacji z marca 2008 roku) [5].

**Tabela 2.** Sprawność systemu ogrzewania

**Table 2.** Heating system efficiency

sprawność przesyłania ciepła	
instalacja c.o. z przewodami w dobrym stanie	0,95
sprawność wykorzystania ciepła	
ogrzewanie podłogowe	1,00
ogrzewanie tradycyjne, grzejniki prawidłowo usytuowane w pomieszczeniu	0,95
sprawność regulacji	
sprawność regulacji systemu grzewczego	0,97
<i>Sprawność systemu ogrzewania</i>	<i>0,968</i>

**Tabela 3.** Roczne koszty energii oraz przybliżony miesięczny koszt energii w sezonie grzewczym dla poszczególnych rodzajów urządzeń grzewczych

**Table 3.** Yearly energy spending and approximate monthly energy costs in heating season for particular boiler units

Lp.	Rodzaj urządzenia grzewczego	Jednostka [a]	Koszt 1 kWh wytworzonego ciepła [zł]	Prognozowane zużycie roczne [a/rok]	Roczny koszt energii [zł/rok]	Średniomiesięczny koszt energii [zł/m-c]	Przybliżony miesięczny koszt energii w sezonie grzewczym [zł/m-c grz.]
1	Gazowy kocioł kondensacyjny – GZ 50	m3	0,123 zł	4293,48	4 826,728 zł	402,23 zł	689,53 zł
2	Kondensacyjny kocioł olejowy	litr	0,261 zł	3412,67	10 203,893 zł	850,32 zł	1 457,70 zł
3	Gazowy kocioł z palnikiem wentylatorowym i ciągłą regulacją procesu spalania – GZ 50	m3	0,169 zł	5889,33	6 620,782 zł	551,73 zł	945,83 zł
4	Olejowy kocioł z palnikiem wentylatorowym i ciągłą regulacją procesu spalania	litr	0,356 zł	4656,37	13 922,540 zł	1 160,21 zł	165,74 zł
5	Węglowy kocioł z paleniskiem retortowym	kg	0,115 zł	8511,19	4 510,929 zł	375,91 zł	53,70 zł
6	Gazowy kocioł z palnikiem wentylatorowym i ciągłą regulacją procesu spalania – propan	litr	0,531 zł	7735,78	20 762,820 zł	1 730,24 zł	247,18 zł
7	Pompa ciepła powietrze/woda (P/W) – energia elektryczna taryfa całodobowa	kWh	0,075 zł	14112,39	2 919,853 zł	243,32 zł	417,12 zł
8	Pompa ciepła powietrze/woda (P/W) – energia elektryczna taryfa zmienna 40%/60%	kWh	0,074 zł	14111,43	2 870,265 zł	239,19 zł	410,04 zł
9	Pompa ciepła solanka/woda (S/W) wraz z pionowym kolektorem gruntowym – energia elektryczna taryfa całodobowa	kWh	0,048 zł	9091,00	1 880,928 zł	156,74 zł	268,70 zł
10	Pompa ciepła solanka/woda (S/W) wraz z pionowym kolektorem gruntowym – energia elektryczna taryfa zmienna 40%/60%	kWh	0,047 zł	9090,39	1 848,985 zł	154,08 zł	264,14 zł
11	Pompa ciepła solanka/woda (S/W) wraz z poziomym kolektorem gruntowym – energia elektryczna taryfa całodobowa	kWh	0,048 zł	9 091,00	1 880,928 zł	156,74 zł	268,70 zł

**Tabela 3. cd**  
**Table 3. cont.**

Lp.	Rodzaj urządzenia grzewczego	Jednostka [a]	Koszt 1 kWh wytworzonego ciepła [zł]	Prognozowane zużycie roczne [a/rok]	Roczny koszt energii [zł/rok]	Średniomiesięczny koszt energii [zł/m-c]	Przybliżony miesięczny koszt energii w sezonie grzewczym [zł/m-c grz.]
12	Pompa ciepła solanka/woda (S/W) wraz z poziomym kolektorem gruntowym – energia elektryczna taryfa zmienna 40%/60%	kWh	0,047 zł	9090,39	1 848,985 zł	154,08 zł	264,14 zł
13	Pompa ciepła woda/woda (W/W) wraz z dwoma studniami – energia elektryczna taryfa całodobowa	kWh	0,038 zł	7107,51	1 470,544 zł	122,55 zł	210,08 zł
14	Pompa ciepła woda/woda (W/W) wraz z dwoma studniami – energia elektryczna taryfa zmienna 40%/60%	kWh	0,037 zł	7107,03	1 445,570 zł	120,46 zł	206,51 zł
15	Gazowy kocioł kondensacyjny – GZ 50 z instalacją solarną wspomagającą podgrzewanie c.w.u	m3	0,111 zł	3838,82	4 315,605 zł	359,63 zł	616,52 zł
		kWh		79,99	16,557 zł	1,38 zł	2,37 zł
16	Gazowy kocioł kondensacyjny – GZ 50 z instalacją solarną wspomagającą podgrzewanie c.w.u. i c.o.	m3	0,104 zł	3591,61	4 037,688 zł	336,47 zł	576,81 zł
		kWh		92,61	19,170 zł	1,60 zł	2,74 zł

Tabela 4 zawiera obliczenia okresu zwrotu nakładów inwestycyjnych ponoszonych na instalacje oraz porównanie rocznych kosztów energii i nakładów inwestycyjnych dla poszczególnych rodzajów urządzeń grzewczych. Przedstawione zostało to również na wykresie rys. 8.

Obliczeń dokonano na podstawie wzorów 2÷3 (dla tabeli nr 3) oraz 4 (dla tabeli 4).

$$P_{ZR} \cdot C_{BP} = K_{RE} \text{ [zł/rok]} \quad (2)$$

gdzie:

$P_{ZR}$  – prognozowane zużycie roczne,

$C_{BP}$  – cena brutto paliwa,

$K_{RE}$  – roczny koszt energii.

$$\frac{R_{KE}}{D_{SG}} = K_{EM} \text{ [zł/m-c grz.]} \quad (3)$$

gdzie:

$D_{SG}$  – długość pełnego sezonu grzewczego,

$K_{EM}$  – przybliżony miesięczny koszt energii w sezonie grzewczym.

$$\frac{A-C}{B-D} = C_{ZI} \quad (4)$$

gdzie:

$C_{ZI}$  – czas zwrotu inwestycji,

$A$  – nakłady inwestycyjne konkretnej instalacji grzewczej [zł],

$B$  – roczne koszty energii dla gazowego kotła kondensacyjnego [zł/rok],

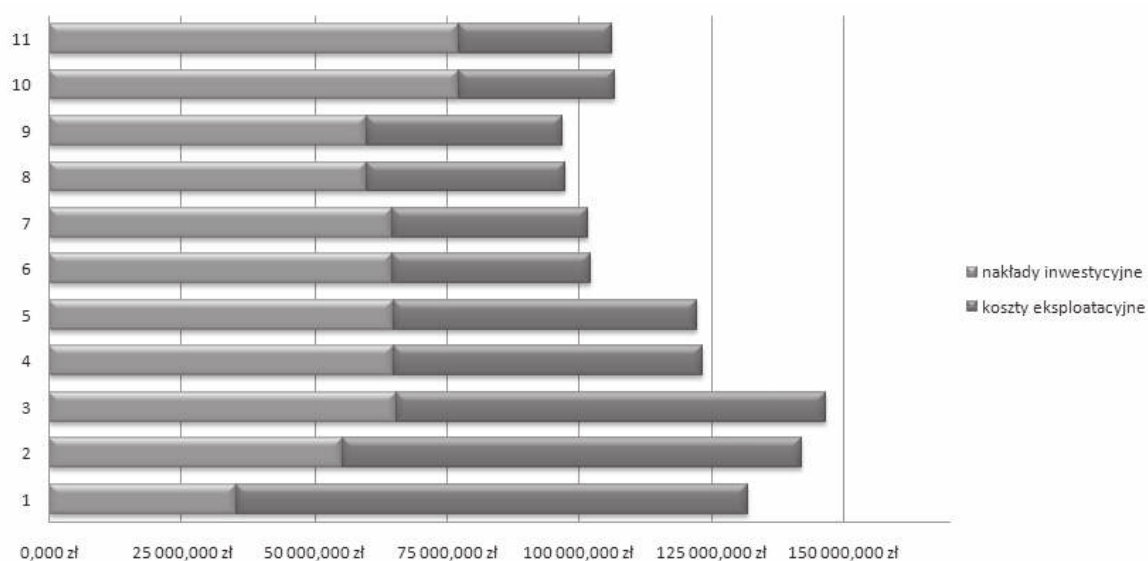
$C$  – Nakłady inwestycyjne kotłowni z gazowym kotłem kondensacyjnym [zł],

$D$  – Roczne koszty energii dla konkretnego urządzenia grzewczego [zł/rok].

**Tabela 4.** Określenie okresu zwrotu nakładów inwestycyjnych ponoszonych na różne rodzaje urządzeń grzewczych

**Table 4.** Description of replacing coverage time of capital costs for different boiler units

Rodzaj urządzenia grzewczego	Koszty inwestycyjne [zł]	Roczne koszty energii [zł/rok]	20-letni koszt eksploatacji [zł/20 lat]	Czas zwrotu inwestycji [rok]
Gazowy kocioł kondensacyjny – GZ 50	35 342,788 zł	4 826,728 zł	96 534,552 zł	-
Gazowy kocioł kondensacyjny – GZ 50 z instalacją solarną wspomagającą podgrzew c.w.u.	55 479,84 zł	4 332,162 zł	86 643,240 zł	40,7
Gazowy kocioł kondensacyjny – GZ 50 z instalacją solarną wspomagającą podgrzew c.w.u. i c.o.	65 532,19 zł	4 056,858 zł	81 137,160 zł	39,2
Pompa ciepła powietrze/woda (P/W) – energia elektryczna taryfa całodobowa	64 997,400 zł	2 919,853 zł	58 397,055 zł	15,6
Pompa ciepła powietrze/woda (P/W) – energia elektryczna taryfa zmienna 40%60%	64 997,400 zł	2 870,265 zł	57 405,295 zł	15,2
Pompa ciepła solanka/woda (S/W) wraz z pionowym kolektorem gruntowym – energia elektryczna taryfa całodobowa	64 689,418 zł	1 880,928 zł	37 618,568 zł	10,0
Pompa ciepła solanka/woda (S/W) wraz z pionowym kolektorem gruntowym – energia elektryczna taryfa zmienna 40%60%	64 689,418 zł	1 848,985 zł	36 979,690 zł	9,9
Pompa ciepła solanka/woda (S/W) wraz z poziomym kolektorem gruntowym – energia elektryczna taryfa całodobowa	59 921,605 zł	1 880,928 zł	37 618,568 zł	8,3
Pompa ciepła solanka/woda (S/W) wraz z poziomym kolektorem gruntowym – energia elektryczna taryfa zmienna 40%60%	59 921,605 zł	1 848,985 zł	36 979,690 zł	8,3
Pompa ciepła woda/woda (W/W) wraz z dwoma studniami – energia elektryczna taryfa całodobowa	77 422,450 zł	1 470,544 zł	29 410,881 zł	12,5
Pompa ciepła woda/woda (W/W) wraz z dwoma studniami – energia elektryczna taryfa zmienna 40%60%	77 422,450 zł	1 445,570 zł	28 911,394 zł	12,4



**Rys. 8.** Porównanie kosztów po 20-stu latach (bez uwzględnienia wzrostu cen nośników)  
**Fig. 8.** Costs comparison after 20 years of usage (with constant fuel costs)

## 5. Wnioski

Powszechnie przyjmuje się, że opłacalna inwestycja to taka, która „zwraca się” w okresie nie dłuższym niż 15 lat.

Z powyższego wynika, że wszystkie pompy ciepła są opłacalnymi inwestycjami. Natomiast instalowanie kolektorów słonecznych okazało się zupełnie nietrafionym pomysłem, ponieważ okres zwrotu takiej inwestycji to około 40 lat, czyli dwa razy więcej niż żywotność takiej instalacji.

Po dokładnej analizie inwestycji najlepiej przedstawia się pompa ciepła solanka/woda z poziomym kolektorem gruntowym. Przyjmując kryterium 20 letniego działania kotłowni przez 11 lat instalacja generuje czysty zysk. Po 15 latach pracy takiego systemu, inwestor zarabia 35 267 zł. Zakładając jednak, że dom jednorodzinny projektowany jest na okres około 50 lat, musimy uwzględnić również wymiany sprzętu, którego żywotność wynosi około 20 lat. Uwzględniając koszty tejsze wymiany policzono zysk pompy ciepła nad kotłem kondensacyjnym. Dopiero po takim okresie widać jak bardzo opłacalna jest inwestycja w pompę ciepła. 123 932 zł, bo tyle oszczędza inwestor w okresie 40 lat, to kwota, której oszczędność warto przemyśleć.

Należy zwrócić uwagę również na inne pompy ciepła, które przynoszą niewiele mniejszy zysk. Głównie należy zwrócić uwagę na pompę solanka/woda z pionowym kolektorem gruntowym. Czas zwrotu tej instalacji to 10 lat, lecz może okazać się, że dla małej powierzchni działki, będzie to najlepsze rozwiązanie.



## Literatura

1. *Kolektory Słoneczne, Pompy Ciepła – Na Tak*. Praca zbiorowa pod kierunkiem Mirosława Zawadzkiego, Polska Ekologia 2003.
2. **Jeziński G.:** *Energia jądrowa wczoraj i dziś*. Wydawnictwa Naukowo-Techniczne 2006.
3. Dokumentacja techniczna firm branżowych.
4. Przepisy Prawa Polskiego.
5. Polskie Normy:
  - a. Norma PN-82/B-02403 „Temperatury obliczeniowe zewnętrzne”
  - b. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 12 kwietnia 2002 roku w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie (Dz. U. Nr 75, poz.690) oraz projektu nowelizacji z marca 2008 roku
  - c. Norma PN-94/B-03406 „Obliczanie zapotrzebowania ciepła pomieszczeń kubaturze do 600 m<sup>2</sup>”
  - d. Norma PN-B-02025 „Obliczanie sezonowego zapotrzebowania na ciepło do ogrzewania budynków mieszkalnych i zamieszkania zbiorowego”
6. **Mizielińska K., Olszak J.:** *Gazowe i olejowe źródła ciepła małej mocy*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, 2005.
7. **Rubik M.:** *Pompy ciepła, poradnik*. Wydanie trzecie rozszerzone, INSTAL 2006.
8. **Wnuk R.:** *Instalacje w domu pasywnym i energooszczędnym*. Przewodnik budowlany, 2007.
9. *Energia i budynek* Czasopismo Zrzeszenia Audytorów Energetycznych – PATRONAT: Ministerstwo Budownictwa, Ministerstwo Gospodarki.

## Analysis of Usage Possibilities of Renewable Energy Sources in Detached Family House. Solar Collectors, Heat Pumps

### Abstract

The aim of this paper is analysis of worthwhile usage devices using renewable energy sources compared to condensing heat source with boiler fittings and supporting devices.

The range of this analysis contains comparing capital and operation costs of different kind of boiler houses. The analysis was made on the example of average-sized detached family house, localized in Warsaw.

The first part shows construction, the matching method and vacuum collectors operating rules. The next paragraph shows construction and the example of calculations concerning matching each heat pump. Introduced different types of compression heat pumps: water – air, water – water (vertical open loop), water – brine (horizontal and vertical closed loop) and the direct expansion – water heat pump together with those ground sources.

Next, there is a comparison of central heating system with condensing gas boiler with the same system upgraded by sun collectors as also with heat pumps monovalent installation. Comparing concerns capital and operation costs in the period of 20 years. The last calculation is time of replacing coverage, which should be placed at the level of 10÷15 years for a good investment.

In present thesis it has been assumed that usage of renewable energy sources will decrease the amount of yearly spendings.

Calculations showed that all heat pumps are worthwhile investments. However, installing the sun collectors seemed to be unfortune idea, because the time of replacing coverage of such an investment is about 40 years what makes it two times longer than operating life of this installation.

After the exact installation analysis the best solution is the water – brine heat pump with horizontal closed loop. Considering the 20 years period of the boiler house working, during last 11 years installation generates net profits. After 15 years of usage of this system, the owner earns 35 267 zł. Establishing that the detached family house is designed for a period of at least 50 years, we must also calculate the costs of exchanging the equipment, which operating life is about 20 years. Taking into consideration the costs of those exchanging, there is a calculation showing heat pump profits over the condensing gas boiler. After that period we can see how profitable the investment into heat pump is. 123 932 zł, because his is the total amount of money that owner saves during 40 years. This is the sum which saving is worth to consider.

It is also necessary to pay attention to the other heat pumps, which bring a little smaller savings. Mostly I want to pay attention to heat pump with vertical closed loop. The time of replacing coverage for this installation is also about 10 years, but it may occur that for the small lot area it will be the best solution.

The heat pump is a really good alternative source for a conventional boiler houses, especially to traditional ones. Heat pumps also take care about the natural environment and still satisfy the requirements of high tech heating sources.



## Wpływ recyrkulacji zewnętrznej na jakość ścieków w oczyszczalniach Bioclere®

*Lukasz Kopeć*  
*Politechnika Gdańska*

*Michał Świsłowski*  
*Ekofinn-Pol Sp. z o.o.*

### 1. Wstęp

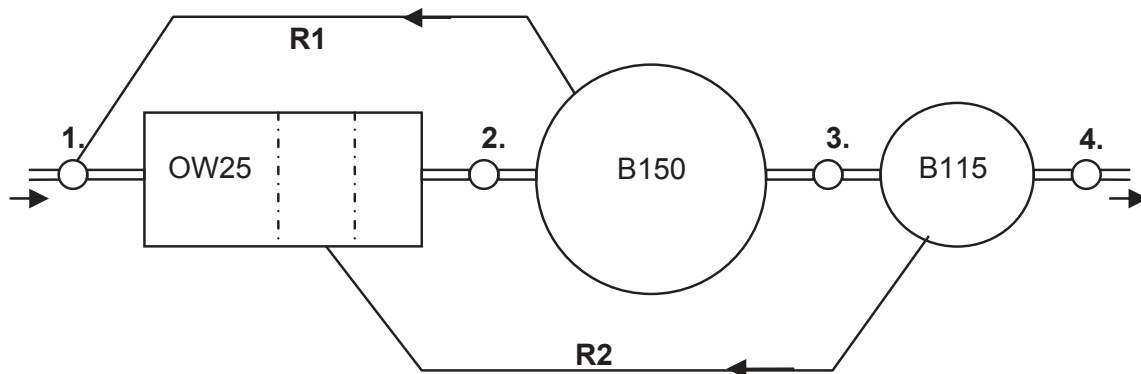
Oczyszczalnie Bioclere® wykorzystują technologię niskoobciążonego złoża zraszanego. W przeciągu ostatnich lat liczba nowobudowanych obiektów tego typu znacznie wzrosła. W Polsce przekroczyła już liczbę 500 realizacji [5]. Oczyszczalnie te są dobrym rozwiązaniem dla takich obiektów jak szkoły, restauracje, hotele oraz dla małych jednostek osadniczych (poniżej 2000 mieszkańców). W polskim prawie nie są one zazwyczaj objęte koniecznością usuwania związków biogennych. Wyjątek stanowią instalacje wprowadzające ścieki do jezior i ich dopływów. Wówczas, istnieje potrzeba usuwania azotu ogólnego poniżej 30 mg N/dm<sup>3</sup> i fosforu poniżej 5 mg P/dm<sup>3</sup> [6].

Jedną z głównych czynności podczas rozruchu oczyszczalni w celu osiągnięcia efektu ekologicznego jest prawidłowe nastawienie ilości ścieków recyrkulowanych. Wielkość stopnia recyrkulacji uwarunkowana jest składem chemicznym ścieków, a ściślej proporcjami między stężeniem substancji organicznej, a stężeniem związków biogennych.

Celem pracy była ocena przebiegu zmian stężenia zanieczyszczeń w różnych etapach oczyszczania w zależności od nadanej recyrkulacji zewnętrznej w oczyszczalni ścieków w Gronowie Górnym k. Elbląga. Określono również wielkość recyrkulacji zapewniającą optymalną pracę oczyszczalni.

## 2. Obiekt badań

Badania prowadzono w obiektach i urządzeniach oczyszczalni ścieków dla zakładu DRE Sp. z o.o. w m. Gronowo Górne woj. warmińsko-mazurskie. Oczyszczalnia zlokalizowana jest na terenie zakładu produkującego wyroby meblowe, z którego odprowadzane są ścieki bytowe w ilości ok. 14 m<sup>3</sup>/d. Ścieki pochodzą głównie z sanitariatów i pryszniców dla pracowników. Istniejąca instalacja składa się z trzykomorowego osadnika wstępnego o pojemności 25 m<sup>3</sup> wyposażonego w ręczną kratę koszową oraz dwóch złóż biologicznych typu Bioclere<sup>®</sup>. Pierwsze z nich B150 ma pojemność 18m<sup>3</sup>, zaś drugie B115 13,8 m<sup>3</sup>. Ścieki trafiają z dwóch przepompowni do studzienki rozprężnej, a następnie do układu technologicznego (rys. 1). Oczyszczone ścieki odprowadzane są do rowu melioracyjnego, a następnie do silnie zeutrofizowanego odbiornika jakim jest Jezioro Drużno (III klasa czystości).



Legenda:

- OW25 – trzykomorowy osadnik wstępny o poj. 25m<sup>3</sup>
- B150 – złożo biologiczne I° typu bioclere<sup>®</sup>
- B115 – złożo biologiczne II° typu bioclere<sup>®</sup>
- 1,2,3,4 – punkty poboru prób
- R1, R2 – ciągi recyrkulacyjne

**Rys. 1.** Schemat technologiczny oczyszczalni w Gronowie

**Fig. 1.** Technological diagram of sewage treatment plant in Gronowo

## 3. Metodyka badań

Badania prowadzono w okresie luty – sierpień 2008r. Badano stężenia BZT<sub>5</sub>, azotu amonowego i azotanów(V) w czterech punktach pomiarowych tj.: na wlocie ścieków surowych (pkt 1), w ściekach po osadniku wstępnym (pkt 2), w ściekach po złożu B150 (pkt 3) i w ściekach po złożu B115 czyli na wylocie (pkt 4). Wykonano pomiary stężeń amoniaku, azotanów i BZT<sub>5</sub> dla

pięciu różnych wielkości recyrkulacji całkowitej. Za recyrkulację całkowitą przyjęto sumę recyrkulacji w dwóch ciągach R1 i R2. Ilość ścieków recyrkulowanych regulowano dwiema pompami o wydajności równej 11,2 m<sup>3</sup>/h.

Pobór próbek odbywał się raz w tygodniu, przy czym w każdym punkcie pomiarowym uzyskiwano średnią godzinową próbkę mieszaną.

Analizy fizyczno-chemiczne wykonywano w laboratorium firmy EKO-FINN-POL. Do pomiaru BZT<sub>5</sub> użyto przyrządu OxiDirect opartego na metodzie respirometrycznej. Pomiar azotu amonowego i azotu azotanowego prowadzono metodą kolorymetryczną przy użyciu fotometru PF11 [1].

#### 4. Analiza wyników

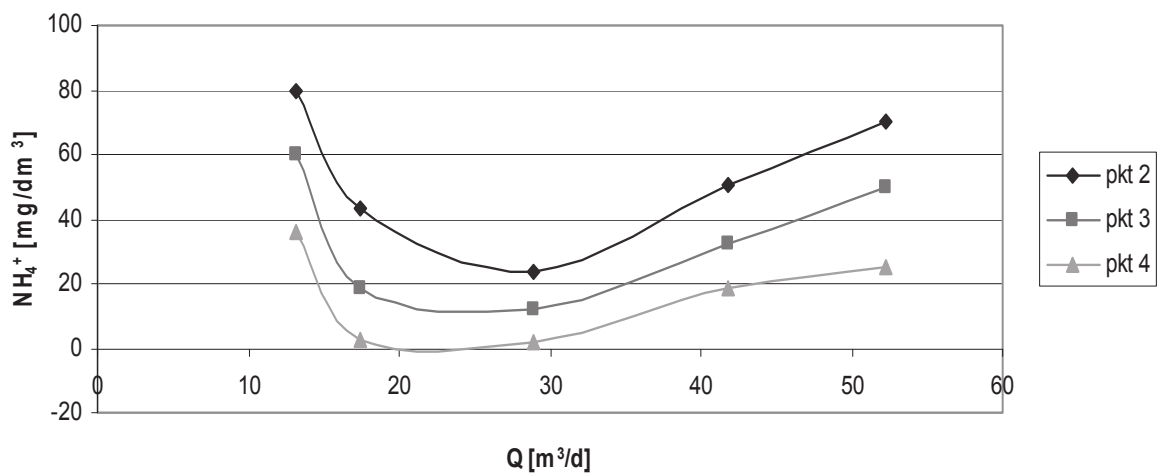
Na podstawie jakości ścieków surowych (pkt 1) ustalono, że oczyszczalnia przyjmuje każdorazowo zbliżone stężenia zanieczyszczeń. Ścieki surowe w okresie badań charakteryzowały się niskim poziomem zanieczyszczeń organicznych (średnie BZT<sub>5</sub> = 174 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>), znikomym stężeniem fosforu, zerową zawartością azotanów(V) oraz dużym stężeniem azotu amonowego znacznie przekraczającym wartości zwykle obserwowane w oczyszczalniach ścieków (wartości przekraczały nawet 120 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/dm<sup>3</sup>). Ustalono średnie stężenie amoniaku, które wynosi 87 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/dm<sup>3</sup>. Taki nietypowy charakter ścieków bytowych może występować wszędzie tam, gdzie ścieki surowe pochodzą głównie z sanitariatów i toalet, a więc w zakładach produkcyjnych nie posiadających stołówki, w punktach poboru opłat (PPO) oraz miejscach obsługi podróżnych (MOP) przy autostradach itp.

Analizując stężenia zanieczyszczeń (tabela 1) wyrażone przez BZT<sub>5</sub>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> i NO<sub>3</sub><sup>-</sup> w punktach 2, 3, 4 ustalono, że obydwie złoża B150 i B115 są złożami nitryfikacyjnymi. Pierwsze złożo w większości dwustopniowych instalacji Bioclere<sup>®</sup> służy do usuwania ładunku BZT<sub>5</sub>, zaś drugie pełni rolę bioreaktora nitryfikacyjnego. Powodem występowania procesu nitryfikacji na obu złożach jednocześnie jest niski ładunek BZT<sub>5</sub> ścieków po osadniku wstępnym (pkt 2), który nie przekraczał 0,1 kg/m<sup>3</sup>·d. Zauważalny jest tu wpływ recyrkulacji zewnętrznej, który powoduje rozcieńczenie ścieków surowych w osadniku wstępnym. Dzięki temu możliwe jest prowadzenie procesu nitryfikacji już na pierwszym złożu B150.

**Tabela 1.** Stężenie analizowanych zanieczyszczeń w przyjętych punktach pomiarowych  
**Table 1.** Concentration of analysed contaminant in measuring points

Recyrkulacja całkowita [m <sup>3</sup> /d]		52,2	41,76	28,92	17,47	13,14	
Stężenie [mg/dm <sup>3</sup> ]	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	pkt 2	70	50,5	24	43,5	80
		pkt 3	50	32,5	12	18,5	60
		pkt 4	25	18,25	2	2,5	36
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	pkt 2	150	68	60	2	1
		pkt 3	100	87,5	70	65	60
		pkt 4	80	70	30	35	30
	BZT <sub>5</sub>	pkt 2	61	57,5	45	71,5	63
		pkt 3	27	28,5	26	32,5	44
		pkt 4	19	20,25	14	8,5	13

Zaobserwowano, że usuwanie amoniaku zachodzi z najlepszą wydajnością dla recyrkulacji w przedziale 17,5÷28 m<sup>3</sup>/d (rys. 2). W odniesieniu do dopływających do oczyszczalni ścieków stanowi to od 120 do 200%. W przedziale tym stężenie amoniaku uległo obniżeniu do 2 mgNH<sub>4</sub><sup>+</sup>/dm<sup>3</sup>, co daje efektywność wynoszącą 98%. Wysoką skuteczność otrzymano pomimo wysokiego stężenia na dopływie (87 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/dm<sup>3</sup>).

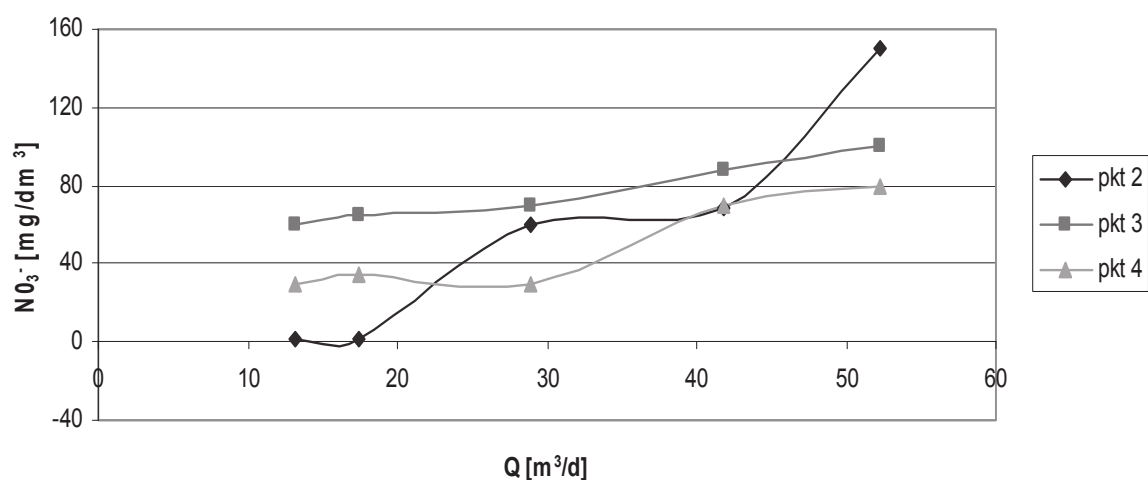


**Rys. 2.** Wpływ recyrkulacji na stężenie amoniaku

**Fig. 2.** The influence of recirculation on concentration of ammonia

Drugim parametrem, dla którego określano wpływ recyrkulacji było stężenie azotanów w różnych punktach badanego układu. Dla niskich wartości recyrkulacji zaobserwowano brak azotanów po osadniku wstępnym (rys. 3). Osadnik wstępny pełni rolę reaktora denitryfikacyjnego [3]. Z przeprowadzo-

nych badań wynika, że do 17,5 m<sup>3</sup>/d ścieków recyrkulowanych osadnik wytrzymuje nałożone obciążenie i jest w stanie w pełni usuwać azotany. Powyżej 28 m<sup>3</sup>/d ścieków recyrkulowanych osadnik wstępny przepuszcza azotany, które trafiają z powrotem na złoża biologiczne i mogą inhibitować rozwój bakterii nityfikacyjnych pogarszając tym samym efekt pracy całej oczyszczalni. Przepływ recykulatu większy niż 40 m<sup>3</sup>/d powodował znaczny przyrost stężeń azotanów(V) nie tylko po osadniku wstępnym, ale również po złożu B150 i złożu B115. Było to spowodowane zbyt małą objętością osadnika wstępnego. Pojemność 25 m<sup>3</sup> nie zapewniała dostatecznie długiego czasu przebywania ścieków recyrkulowanych w osadniku, co uniemożliwiało przebieg całkowitej denitryfikacji dla wyższych wartości recyrkulacji. Najmniejsze stężenie azotanów(V) w ściekach na wylocie oczyszczalni (po złożu B115) uzyskano dla recyrkulacji od 13 do 28 m<sup>3</sup>/d.

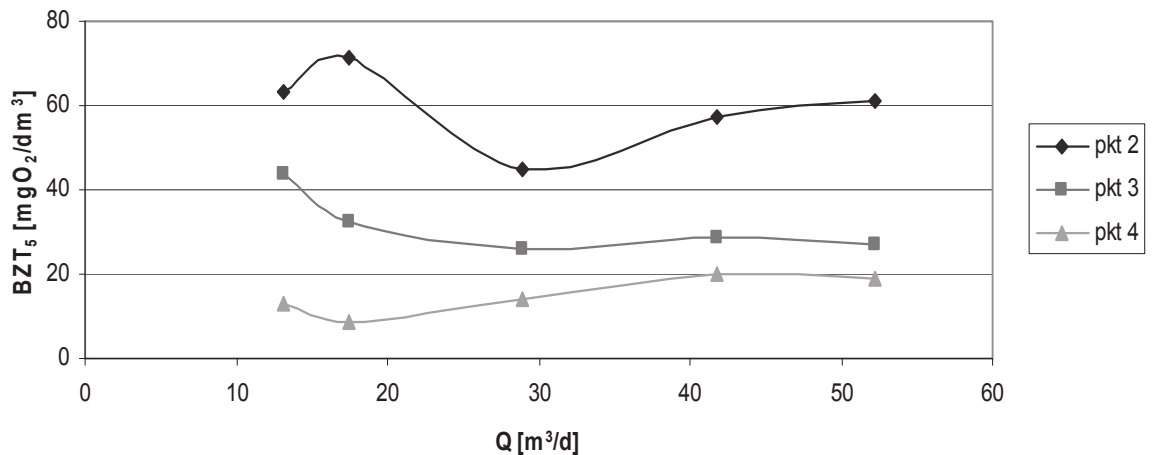


**Rys. 3.** Wpływ recyrkulacji na stężenie azotanów

**Fig. 3.** The influence of recirculation on concentration of nitrate

Podczas trwania eksperymentu nie zauważono znaczącej korelacji między ilością recyrkulowanych ścieków, a stężeniem BZT<sub>5</sub>. Występują wprawdzie pewne wahania BZT<sub>5</sub> (rys. 4), jednak mają one prawdopodobnie związek ze stopniowym wypełnianiem się osadnika wstępnego osadem nadmiernym. Zawiesina organiczna mogła wówczas przedostawać się na złoża biologiczne powodując wzrost stężenia na jego odpływie. Na wylocie oczyszczalni (pkt 4) stężenia BZT<sub>5</sub> są do siebie najbardziej zbliżone, ponieważ drugie złożo (B115) mogło okresowo eliminować ładunek BZT<sub>5</sub> nieusunięty przez pierwsze złożo (B150) [2, 4].





Rys. 4. Wpływ recyrkulacji na stężenie BZT<sub>5</sub>

Fig. 4. The influence of recirculation on concentration of BOD<sub>5</sub>

## 5. Podsumowanie

W oczyszczalniach Bioclere<sup>®</sup> stosowanych do usuwania zanieczyszczeń z obiektów wyposażonych głównie w sanitariaty problemem są występujące w ściekach surowych duże stężenia związków azotu. Charakterystyka składu ścieków z takich obiektów jest zupełnie inna niż w większości spotykanych przypadków dotyczących ścieków bytowych (bardzo wysokie wartości azotu amonowego i niskie wartości BZT<sub>5</sub>).

Z powyższych analiz wynika, że możliwe jest polepszenie jakości ścieków odprowadzanych do środowiska dzięki prawidłowym nastawom recyrkulacji. Dla oczyszczalni w Gronowie Górnym optymalna wartość recyrkulacji zewnętrznej, dla której uzyskano najniższe wartości amoniaku i azotanów na wylocie oczyszczalni, wynosi od 17,5 do 28 m<sup>3</sup>/d. Stanowi to od 120 do 200% całkowitej ilości ścieków dopływających do oczyszczalni.

W trakcie badań ujawniła się duża rola osadnika wstępnego w usuwaniu azotanów. Osadnik, dzięki panującym w nim warunkom beztlenowym jest w stanie efektywnie usuwać azotany obecne w recyrkulatach. Istotne znaczenie ma tutaj jego pojemność, gdyż ogranicza ilość ścieków recyrkulowanych, które mogą dopływać do osadnika bez zakłócania jego pracy.

Przedstawione wyniki badań stanowią jedynie wstęp do dalszych prac związanych z badaniami procesu nitrifikacji i denitrifikacji w złożach biologicznych. Przewiduje się m.in. zwiększyć liczbę nastaw recyrkulacji między kolejnymi pomiarami oraz rozszerzyć zakres analiz o azot organiczny i ogólny węgiel organiczny (OWO).

## Literatura

1. **Dojlido J.:** *Fizyko-chemiczne badania wody i ścieków*. Arkady. Warszawa 1999.
2. **Heidrich Z.:** *Przydomowe oczyszczalnie ścieków*. Centralny Ośrodek Informacji Budownictwa. Warszawa 1998.
3. **Kulicke K.:** *Technologia SDN – symultaniczna denitryfikacja w osadnikach wstępnych*. Materiały konferencyjne - II seminarium naukowo-techniczne: *Optymalizacja usuwania azotu – doświadczenia krajowe i zagraniczne*. Warszawa 2008.
4. **Metcalf & Eddy.:** *Wastewater Engineering – treatment, disposal and reuse* (3rd Edition revised by Thobanoglous G. and Burton F.); McGraw-Hill 1991.
5. Opracowania własne producenta urządzeń firmy Ekofinn-pol 2006.
6. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz.U.137 poz. 984).

## Influence of External Recirculation on Contaminants Concentration in Bioclere® Treatment Plant

### Abstract

Bioclere® is a biological wastewater treatment plant using trickling filter technology. In Poland, the number of Bioclere® installations increased to 500 objects. It is good solution for schools, restaurants, hotels and rural areas. In some cases it is required to reduce nitrogen and phosphorus compounds.

One of Bioclere® type installation is treatment plant in Gronowo Górne, which drains off wastewater to eutrophic Družno Lake. Raw sewage contains large amount of ammonia and small amount of BOD<sub>5</sub>. Specific chemical contents of sewage is caused by dumpings from toilets and showers. The volume of wastewater flow is about 14 m<sup>3</sup>/h. The treatment plant consist of 25 m<sup>3</sup> septic tank with manual grid and two Bioclere® trickling filters, which volumes are 18 m<sup>3</sup> and 13.8 m<sup>3</sup>. The nitrification is proceeded in both trickling filters.

Conducted research aim was to eliminate over-richness concentration of nitrogen compounds. Second purpose of research was to observe changes of contaminant concentration over influence of various recirculation intensity. Additionally optimal settings for described treatment plant was sought.

Samples of sewage were collected from 4 points (1 - influent, 2 - after septic tank, 3 - after bed B150, 4 - after bed B115 - effluent) and were analysed for BOD<sub>5</sub>, ammonia and nitrate concentration at various flows of recirculation. The recirculation was controlled by two temporarily regulated pumps when efficiency was known. Sampling was realized once a week since February to August 2008.

Basing on obtained results it was indicated that it is possible to gain lower concentration of nitrogen compounds in effluent changing amount of external recirculation. The treatment plant in Gronowo Górne is able to treat sewage effectively decreasing ammonia nitrogen content in spite of large concentration in influent. The best results were achieved for recirculation corresponding to 120-200% of total raw sewage coming to the treatment plant.

Additionally it was found that septic tank is significant in the process of nitrate reduction in Bioclere<sup>®</sup> installations.

Presented research is an introduction to further works of processes of nitrification and denitrification on trickling filters. It is intended to increase frequency of settings of recirculation between successive samplings and extend analysis to organic nitrogen and organic carbon.

## Drop point – nauka i sztuka w eksperymencie

*Edyta Dudkiewicz*  
*Politechnika Wroclawska*

*Przemysław Sanecki*  
*Akademia Sztuk Pięknych, Wrocław*

*Adam Krzysztofiak*  
*Politechnika Wroclawska*

### 1. Wstęp

„Drop point” to nazwa przeprowadzonego eksperymentu – performance, w którym wykorzystano zjawisko wymiany ciepła pomiędzy organizmem człowieka i otoczeniem [2]. To eksperyment, który był połączeniem sztuki i fizyki. Zarówno dla naukowca jak i artysty było to doświadczenie, którego celem było uzyskanie wykroplenia wilgoci na ścianach przegród otaczających zebrane osoby, jednak dla naukowca w celu poznania intensywności zjawiska, a dla artysty to doświadczenie przeprowadzone w celu zainicjowania pogłębionej refleksji nad sensem zbiorowości. Zgodnie z ideą performance artysta występujący przed publicznością, stał się zarówno twórcą jak i materia sztuki, a eksperyment przeprowadzono z udziałem publiczności. Dla artysty to było doświadczenie adresowane do tych, którzy w sztuce szukają doświadczenia przekraczającego grę oczywistych estetyk, dla naukowca to doświadczenie związane z komfortem cieplnym człowieka w miejscach użyteczności publicznej.

### 2. Wilgotność w pomieszczeniu

Granice dopuszczalnej wilgotności względnej w pomieszczeniu są dość szerokie, gdyż zawarte są w przedziale od 30% do 65%. Jako maksymalną bezwzględną zawartość wilgoci przyjmuje się wartość 11,5 g/kg.

Zjawisko wykraplania wilgoci na powierzchniach przegród otaczających pomieszczenie i na elementach wewnętrznych jest częstym zjawiskiem, zwłaszcza w pomieszczeniach o podwyższonej wilgotności tak jak np. baseny kryte, czy też w małych pomieszczeniach, w których jest duża ilość osób, np. sale koncertowe. Ostatnio także zjawisko to nasila się latem w nowoczesnych budynkach z licznie przeszklonymi fasadami. Jest to jest zjawisko bardzo niekorzystne, gdyż powoduje kondensację pary wodnej na zimniejszych powierzchniach, zaparowanie okien, powstawanie rdzy na elementach metalowych, erozję przegród budowlanych, powstawanie pleśni i grzybów, zwiększenie strat ciepłych budynku i przede wszystkim dyskomfort cieplny człowieka.

Główną rolę w wymianie ciepła pomiędzy organizmem człowieka i otoczeniem odgrywa skóra [6]. Skóra oddaje otoczeniu ciepło  $Q_c$ , doprowadzane przez krew, w postaci ciepła jawnego  $Q_j$  drogami: przewodzenia, konwekcji i promieniowania oraz w postaci ciepła utajonego  $Q_u$  przez odparowanie wody drogą pocenia się i oddychania [5].

W tabeli 1 przedstawiono sposób i drogę oddawania ciepła przez człowieka pozostającego w stanie spoczynku w temperaturze powietrza 20°C.

**Tabela 1.** Oddawanie ciepła przez człowieka pozostającego w stanie spoczynku w temperaturze powietrza 20°C [6]

**Table 1.** Heat transmission by a human staying rest, air temperature 20°C [6]

Udziały	Oddawanie ciepła	
	sposób	droga
Ciepło jawne 79%	Promieniowanie 45%	Przez skórę 88%
	Przewodzenie i konwekcja 34%	
Ciepło utajone 21%	Odparowanie H <sub>2</sub> O 19%	Przez płuca 12%
	Oddychanie 2%	

W tabeli 2 przedstawiono wpływ temperatury powietrza na oddawanie ciepła przez człowieka przy nieruchomym powietrzu [6].

**Tabela 2.** Wpływ temperatury powietrza na oddawanie ciepła przez człowieka [6]

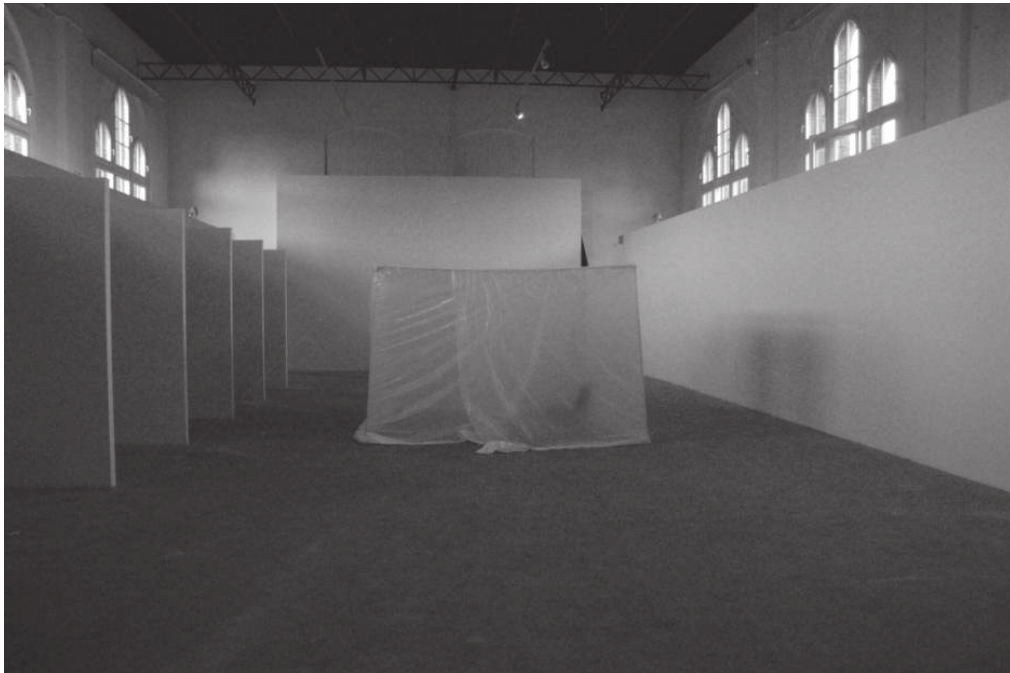
**Table 2.** Impact of air temperature on heat emission by human [6]

Ciepło [W]	Temperatura powietrza [°C]											
	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32
$Q_j$	136	126	115	106	98	92	85	77	69	58	46	33
$Q_u$	21	21	21	21	23	27	33	41	49	59	69	81
$Q_c$	157	147	136	127	121	119	118	118	118	117	115	114

### 3. Opis eksperymentu

Jak wspomniano wyżej, celem doświadczenia było uzyskanie pary wodnej na ściankach przegród otaczających zebrane osoby.

Do przeprowadzenia eksperymentu posłużono się prostą konstrukcją namiotu ogrodowego o wymiarach: podstawa – 2,5 x 2,5 m, wysokość 2 m, pokrytego cienką folią, tzw. malarską. Ze względu na charakter doświadczenia performance do opisu i nazwy stanowiska badawczego użyto terminu „Destylator”. Został on pokazany na rys. 1.



**Rys. 1.** Widok Destylatora – stanowiska badawczego  
**Fig. 1.** Destilator – test station

Doświadczenie przeprowadzono w budynku Centrum Sztuki Współczesnej Łaźnia w Gdańsku. W doświadczeniu wzięło udział (dobrowolnie) 25 osób. Były to osoby obu płci, w wieku od 19 do 50 lat. W trakcie trwania eksperymentu dwie osoby zrezygnowały z dalszego uczestnictwa, ze względu na niekorzystne warunki cieplne w Destylatorze.

W trakcie badania mierzone były następujące parametry:

- temperatura na zewnątrz Destylatora –  $t_{zewn}$ , °C,
- temperatura w Destylatorze,  $t_{wew}$ , °C,
- wilgotność względna powietrza na zewnątrz Destylatora  $\phi_{zewn}$ , %,
- wilgotność względna powietrza wewnątrz Destylatora,  $\phi_{wew}$ , %,
- temperatura ścianki Destylatora,  $t_{śc}$ , °C.

Pomiaru parametrów wewnątrz Destylatora dokonywano co 2 minuty. Czujniki temperatury oraz wilgotności powietrza wewnętrznego zostały umieszczone około 50÷60 cm od ścianek bocznych destylatora, na wysokości 140 cm nad posadzką, temperatura ścianki (przegrody) była odczytywana na wysokości 1 metra.

Przewidywano krótki czas trwania eksperymentu, więc parametry mierzone były tylko na jednej wysokości ze względu na czas stabilizacji czujników. Niestety nie dysponowano większą ilością urządzeń, by zmierzyć dokładnie pionowy rozkład temperatury i wilgoci w pomieszczeniu.

#### 4. Omówienie wyników doświadczenia

Wstępnie przed doświadczeniem założono, że w badanej przestrzeni, w trakcie trwania eksperymentu, będzie znaczny ruch powietrza. W trakcie pomiarów okazało się, że założenie to było mylne. Ze względu na małą aktywność ludzi w badanej przestrzeni, zgodnie z prawami fizyki, powietrze o wyższej temperaturze uniosło się ku górze i powstał pionowy gradient temperatur, jednak mimo tego pierwsze zroszone zostały powierzchnie ścianek bocznych na wysokości od podstawy do około 1 m, (choć występowała tam niższa temperatura niż pod stropem). Po około 18 minutach wszystkie powierzchnie zaczynały być pokryte rosą – z początku niewidoczną, przysłaniającą widok. W 20 minucie osiągnięto punkt kulminacyjny, rosa była wyraźnie widoczna na wszystkich ściankach Destylatora [2÷4]. Wyniki pomiarów poszczególnych parametrów, zgodnie z opisem powyżej, zamieszczono w tabeli 3. Temperatura w czasie trwania eksperymentu wzrosła o 6,5°C, zaś wilgotność o 34%.

**Tabela 3.** Wyniki badań pomiaru parametrów

**Table 3.** Results of a measurements

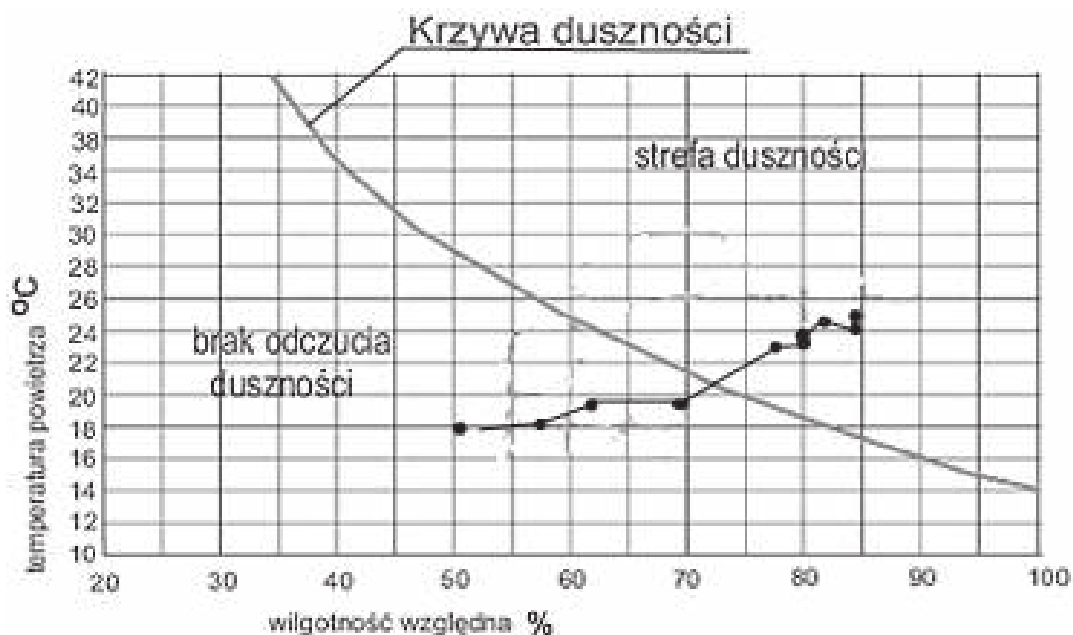
czas min	$t_{zewn}$ °C	$\Phi_{zewn}$ %	$t_{wew}$ °C	$t_{śc.}$ °C	$\Phi_{wew}$ %	ilość osób
0	12,4	54	18	13,4	50,6	
2	12,4	54	18,1	14,7	58,6	24
4	12,4	54	19,3	14,4	62,2	25
6	12,4	54	19,3	14,8	69,6	25
8	12,4	54	22,9	14,9	77,4	25
10	12,4	54	23,6	15,4	79,7	25
12	12,4	54	23,7	14,9	80	24
14	12,4	54	23,7	13,7	79,8	24
16	12,4	54	24,1	14	82,3	23
18	12,4	54	24,3	14,9	84	23
20	12,4	54	24,5	15	84,6	23

Wilgotność powietrza na zewnątrz destylatora została zmierzona przed i po eksperymencie i wynosiła 54%.

Podczas badania zgromadzone osoby zaczęły intensywnie oddawać ciepło utajone. Zgodnie z tabelą 2 ilość ta wzrosła dwukrotnie.

## 5. Graficzne przedstawienie procesu cieplnego w Destylatorze

Na rys. 2, obrazującą krzywą duszności, pokazano 11 punktów określających parametry powietrza wewnątrz Destylatora podczas eksperymentu. Na prawo od krzywej duszności wchodzi się w strefę duszności i nastąpiło to już pomiędzy 6 a 8 minutą eksperymentu.

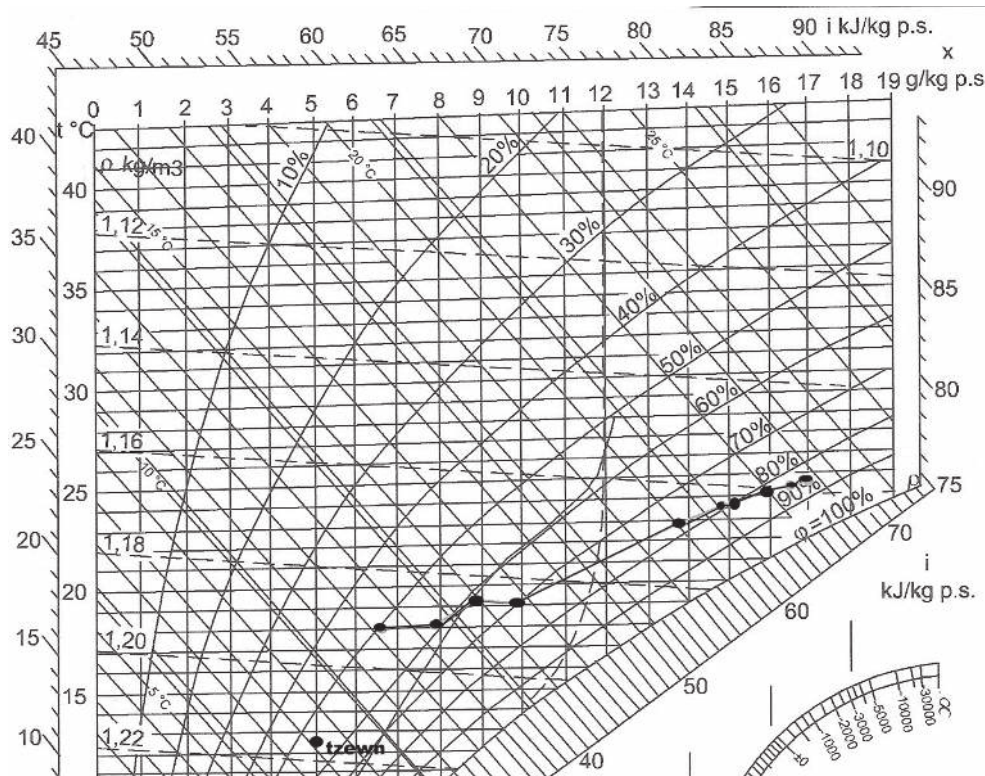


**Rys. 2.** Proces cieplny w Destylatorze na wykresie krzywej duszności

**Fig. 2.** Thermal process on diagram of stifling curve

Na rys. 3 pokazano przebieg procesu cieplnego w Destylatorze na wykresie i-x Molliera dla powietrza wilgotnego. Pomiedzy 6 a 8 minutą trwania doświadczenia wilgotność względna przekroczyła 11,5 g/kg powietrza suchego, czyli maksymalną bezwzględną zawartość wilgoci przyjmowaną za komfortową w pomieszczeniu.





**Rys. 3.** Przebieg procesu na wykresie i-x Molliera  
**Fig. 3.** Thermal process present on i-x Mollier diagram

## 6. Artystyczne spojrzenie na doświadczenie

Związki nauki i sztuki mają długą tradycję. W czasach renesansu obie dyscypliny były zespolone w jeden obszar aktywności humanisty. Później, w czasach nam bardziej współczesnych, począwszy od impresjonizmu, artyści często nie tylko inspirowali się zdobyczami nauki, ale również prowadzili własne programy badawcze.

Uzyskanie punktu rosy w tym eksperymencie miało więc dla artysty szczególne znaczenie ze względu na własne postulaty, znajdujące uzasadnienie w Jego języku sztuki [1]. Języku, który jest również osobistym sposobem na przeżywanie i komunikowanie się ze światem.

Szczególną rolą dla artysty w tym eksperymencie było przygotowanie symbolicznego pola, przez stworzenie uzasadnienia dla przeprowadzenia eksperymentu w budynku galerii. Stąd odwołanie do sztuki performance, choć autor używa własnego pojęcia – performizm, którego definicję przedstawił na stronie internetowej [1].

## **7. Podsumowanie**

W oparciu o właściwości termofizyczne ludzkiego ciała i warunki zewnętrzne, zostały stworzone quasi-laboratoryjne warunki, umożliwiające uzyskanie punktu rosy – skraplania się krystalicznej wody na ściankach pomieszczenia. Było to doświadczenie zarówno naukowe jak i związane ze sztuką performance, a dla niektórych również ciekawym eksperymentem społecznym [3]. Efekt eksperymentu (wykroplenie rosy), w rzeczywistości jest niepożądany w pomieszczeniach ze względu na komfort cieplny człowieka i ochronę ciepłą budynku. Eksperyment z udziałem 25 osób trwał tylko 20 minut, co wskazuje, jak intensywne jest wydzielanie ciepła utajonego przez człowieka i jak duży to może być w wielu budynkach, gdyż jak wskazują wyniki wielu badań pogorszenie warunków cieplnych w pomieszczeniu znacznie wpływa na efekt pracy ludzi.

Ze względu na swoistą dwuwymiarowość zdarzenia udało się zgromadzić dane pozwalające zobrazować w jaki sposób przebiega proces wykraplania się rosy na ściankach Destylatora, ponadto określić właściwe metody pomiarowe oraz zrealizować artystyczną misję Destylatora.

## **Literatura**

1. <http://sanecki.com.pl/>
2. [http://www.spam.art.pl/index\\_artinfo.php?id=138](http://www.spam.art.pl/index_artinfo.php?id=138)
3. [http://www.spam.art.pl/index\\_artinfo.php?id=139](http://www.spam.art.pl/index_artinfo.php?id=139)
4. <http://www.youtube.com/watch?v=aSj69SOPaPA>
5. **Malicki M.**: Wentylacja i klimatyzacja, Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa 1977.
6. **Śliwowski L.**: Mikroklimat wewnątrz i komfort cieplny ludzi w pomieszczeniach, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2000.

## **Drop Point – Art and Science in the Experiment**

### **Abstract**

The alliance between science and art has a long tradition. Artist and scientist can look at the same phenomenon differently and for different reasons it may be evenly crucial for both of them. The artist, Przemysław Sanecki proposed to take part in the performance experiment, exploiting the phenomenon of the heat exchange between human organism and environment. This experiment merged art and physics. Both for a scientist and the artist it was an experiment, which aimed to cause the humidity condensation on the walls surrounding assembled people; for scientist in order to learn

about the intensity of the phenomenon and for the artist in order to initiate the profound reflection on the sense of community. For an artist it was the experiment addressed to those, who in the art, look for the experience which goes beyond the play of obvious beauty. For a scientist, it was an experiment related to the human thermal comfort in the public utility spaces. The experiment has been called 'Drop point'. In order to perform the experiment, the structure of a garden tent covered with a thin foil was used. Due to the character of the performance experiment, the name 'Destylator' was used as a description and name of the experiment stand.

The paper discusses the indoor humidity condensation problem. The phenomenon of the humidity condensation on the walls surrounding the room and on the other indoor elements occurs frequently especially in the rooms with the elevated humidity level. The paper presents the manner and the way of the heat give up from a human remaining in a still position in 20°C air and also the influence of the air temperature on the heat give up by human in a still air.

The results of the measurements inside the 'Destylator' have been presented in the paper as values of relative humidity and temperature at the wall. The research results with their graphical interpretation have been presented and discussed. The artistic point of view on the performed experiment has been also presented.

## **Adresy kontaktowe członków Komitetu Redakcyjnego Redaktorzy Działowi**

1. Przewodniczący *prof. dr hab. inż. Tadeusz Piecuch* – Kierownik Katedry Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji Odpadów Politechniki Koszalińskiej, ul. Śniadeckich 2, 75-453 Koszalin, tel. służbowy +943478525 tel. kom. 0609 800 439

Redaktor działu – technika wodno-ściekowa i utylizacja odpadów
2. Z-ca Przewodniczącego *prof. dr hab. inż. Wojciech Piotrowski* – Kierownik Katedry Biologicznych Podstaw Rolnictwa Politechniki Koszalińskiej, ul. Raławicka 15-17, 75-620 Koszalin, tel. służbowy +943478301

Redaktor działu – rolnictwo ekologiczne
3. Z-ca Przewodniczącego *prof. dr hab. inż. Aleksander Szkarowski* – Saint-Petersburg State University of Architecture and Civil Engineering (SPSUACE) 2-nd Krasnoarmejskaia St. 4, 190005 St. Petersburg, Russia, phone +78125750535  
Katedra Sieci i Instalacji Sanitarnych Politechniki Koszalińskiej, ul. Śniadeckich 2, 75-453 Koszalin, tel. służbowy +943478588

Redaktor działu – energetyka, sieci i instalacje
4. *Prof. dr hab. Włodzimierz Deluga* – Kierownik Zakładu Marketingu Politechniki Koszalińskiej, ul. Kwiatkowskiego 6e, 75-343 Koszalin tel. służbowy +943439149

Redaktor działu – ekonomika ochrony środowiska
5. *Prof. dr hab. inż. Józef Domagała* – Przewodniczący Komisji Ekosfery PAN Kierownik Katedry Zoologii Ogólnej Uniwersytetu Szczecińskiego, ul. Felczaka 3C, 71-412 Szczecin, tel. służbowy +914441623

Redaktor działu – rezerwaty przyrody – ochrona życia i zdrowia zwierząt
6. *Prof. dr hab. inż. Tadeusz Hryniewicz* – Kierownik Katedry Elektrochemii i Technologii Powierzchni Politechniki Koszalińskiej, ul. Raławicka 15-17, 75-620 Koszalin, tel. służbowy +943478244, e-mail: [thdhr@tu.koszalin.pl](mailto:thdhr@tu.koszalin.pl)

Redaktor działu – współpraca z zagranicą

7. *lek. med. Seweryn Jurgielaniec* – były Poseł I, II, III, IV Kadencji Sejmu RP,  
ul. 1 Maja 26/1, 78-200 Białogard  
tel. kom. 0602 788 544  
Redaktor działu – ochrona zdrowia
8. *Prof. dr hab. inż. Andrzej Mianowski* – Kierownik Zakładu Technologii Węgla i Odpadów Stałych Politechniki Śląskiej, ul. Bol. Krzywoustego 6, 44-101 Gliwice, tel. służbowy +322371818  
Redaktor działu – chemia
9. *Prof. dr hab. inż. Hanna Obarska-Pempkowiak* – Kierownik Katedry Technologii Wody i Ścieków, ul. Narutowicza 11/12, 80-952 Gdańsk, tel. służbowy +583472319  
Redaktor działu – biotechnologia
10. *Prof. dr hab. inż. Michał Palica* – Kierownik Zakład Inżynierii Chemicznej Politechniki Śląskiej, ul. M. Strzody 7, 44-100 Gliwice, tel. służbowy +322372832  
Redaktor działu – inżynieria i aparatura chemiczna
11. *Prof. dr hab. Janusz Pempkowiak* – Zakład Chemii i Biochemii Morza, Instytut Oceanologii PAN, ul. Powstańców Warszawy 55, 81-712 Sopot, tel. służbowy +585517281  
Redaktor działu – chemia i biochemia morza, jezior i rzek
12. *prof. dr hab. inż. Czesława Rosik-Dulewska* – Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN, Zabrze, ul. M. Skłodowskiej-Curie 34, 41-819 Zabrze, tel. służbowy +322716481, +322717040  
Redaktor działu – ochrona powierzchni ziemi
13. *Prof. dr hab. inż. Mirosław Szklarczyk* – Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska, Politechnika Wrocławska, Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław tel. służbowy +713202055  
Redaktor działu – ochrona powietrza, neutralizacja i odpylanie gazów

## Addresses of Editorial Committee members Section's editors

1. *Professor Tadeusz Piecuch*, Chairman, Head of the Division of Water-Sludge Technology and Waste Utilization Koszalin University of Technology, Śniadeckich 2, 75-453 Koszalin, Tel. +48 94 3478525, mobile 0609 800 439, Editor-in-Chief, Water-Sludge Technology and Waste Utilization
2. *Professor Wojciech Piotrowski*, Vice-Chairman, Head of the Division of Biological Agriculture Fundamentals, Koszalin University of Technology, Raławicka 15-17, 75-620 Koszalin, Tel. +48 94 3478301 Associate Editor, Ecological Agriculture
3. *Professor Aleksander Szkarowski* – Saint-Petersburg State University of Architecture and Civil Engineering (SPSUACE) 2-nd Krasnoarmejskaia St. 4, 190005 St. Petersburg, Russia, phone +78125750535 Associate Editor, Power Industry, Networks and Installations  
Division of Networks and Sanitary Installations Koszalin University of Technology, Śniadeckich 2, 75-453 Koszalin, Tel. +48 94 3478588
4. *Professor Włodzimierz Deluga*, Head of Division of Marketing, Koszalin University of Technology, Kwiatkowskiego 6E, 75-620 Koszalin, Tel. +48 94 3439149 Associate Editor, Economics of Environment Protection
5. *Professor Józef Domagała* – Chairman of Ecosphere Commission of PAS, Head of Division of General Zoology, Uniwersytetu of Szczecin, ul. Felczaka 3C, 71-412 Szczecin, Tel. +48 91 4441623 Associate Editor, Nature Reserves, Protection of Life and Health of Animals
6. *Professor Tadeusz Hryniewicz*, Head of the Division of Electrochemistry and Surface Technology, Koszalin University of Technology, Raławicka 15-17, 75-620 Koszalin, Tel./Fax: +48 94 3478244, e-mail: [thdhr@tu.koszalin.pl](mailto:thdhr@tu.koszalin.pl) Associate Editor, Surface Electrochemistry, Foreign Affairs and International Co-operation

- |   |  |
|---|--|
| <p>7. <i>MD Seweryn Jurgielaniec</i>, ex MoP of The Seym of the Republic of Poland,<br/>1 Maja 26/1, 78-200 Białogard,<br/>mobile +48 602 788 544</p>   | <p>Associate Editor,<br/>Health Protection</p>   |
| <p>8. <i>Professor Andrzej Mianowski</i>, Head of Division of Coal and Waste Technology, Silesian University of Technology,<br/>Bolesława Krzywoustego 8,<br/>44-101 Gliwice, Tel. +48 32 2371818</p>       | <p>Associate Editor,<br/>Chemistry</p>   |
| <p>9. <i>Professor Hanna Obarska-Pempkowiak</i> – Head of Division of Water and Sewage Technology, Gdańsk University of Technology,<br/>Narutowicza 11/12,<br/>80-952 Gdańsk, Tel. +48 58 3472319</p>       | <p>Associate Editor,<br/>Biotechnology</p>   |
| <p>10. <i>Professor Michał Palica</i>, Head of Division of Chemical Engineering, Silesian University of Technology, M. Strzody 7,<br/>44-101 Gliwice, Tel. +48 32 2372832</p>                               | <p>Associate Editor,<br/>Chemical Engineering<br/>and Equipment</p>                    |
| <p>11. <i>Professor Janusz Pempkowiak</i>, Division of Maritime Chemistry and Biochemistry, Institute of Oceanology PAS,<br/>Powstańców Warszawy 55,<br/>81-712 Sopot, Tel. +48 58 5517281</p>              | <p>Associate Editor,<br/>Sea, Lake and River<br/>Chemistry and Biochemistry</p>        |
| <p>12. <i>Professor Czesława Rosik-Dulewska</i> – Institute of Environmental Engineering PAS, Zabrze,<br/>M. Skłodowskiej-Curie 34,<br/>41-819 Zabrze,<br/>Tel. +48 32 2716481, +48 32 2717040</p>          | <p>Associate Editor,<br/>Land Surface Protection</p>                                   |
| <p>14. <i>Professor Mirosław Szklarczyk</i> – Institute of Environment Protection Engineering, Wrocław University of Technology,<br/>Wybrzeże Wyspiańskiego 27,<br/>50-370 Wrocław, Tel. +48 71 3202055</p> | <p>Associate Editor,<br/>Air Protection, Gas<br/>Neutralization<br/>and De-Dusting</p> |

## Wykaz Instytucji – Bibliotek, do których zawsze przekazywano wydawnictwo

Institute for Scientific Information  
3501 Market Street, PA 19104, Philadelphia, USA

St. Petersburg State University of Architecture  
and Civil Engineering  
2-nd Krasnoarmejskaia St. 4, 190005 St. Petersburg, Russia

Universitaetsbibliothek Hannover und  
Technische Informationsbibliothek (UB/TIB)  
East-European Department/Exchange  
Welfengarten 1b  
D-30167 Hannover

Biblioteka Narodowa  
al. Niepodległości 213, 02-086 Warszawa

Biblioteka Instytutu Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk  
ul. M. Curie Skłodowskiej 34, 41-819 Zabrze

Biblioteka Politechniki Białostockiej  
ul. Wiejska 45 C, 15-351 Białystok

Biblioteka Politechniki Częstochowskiej  
Aleja Armii Krajowej 36, 42-200 Częstochowa

Biblioteka Politechniki Gdańskiej  
ul. G. Narutowicza 11/12, 80-952 Gdańsk

Biblioteka Politechniki Koszalińskiej  
ul. Raławicka 15/17, 75-620 Koszalin

Biblioteka Politechniki Krakowskiej  
ul. Warszawska 24, 31-155 Kraków

Biblioteka Politechniki Lubelskiej  
ul. Nadbystrzycka 36A, 20-618 Lublin

Biblioteka Politechniki Łódzkiej  
ul. Wólczańska 223, 90-924 Łódź

Biblioteka Politechniki Poznańskiej  
pl. M. Skłodowskiej-Curie 5, 60-965

Biblioteka Politechniki Szczecińskiej  
ul. K. Pułaskiego 10, 70-310 Szczecin

Biblioteka Politechniki Śląskiej w Gliwicach  
ul. Kaszubska 23, 44-100 Gliwice

Biblioteka Politechniki Śląskiej filia w Katowicach  
ul. Krasińskiego 8, 40-019 Katowice

Biblioteka Politechniki Warszawskiej  
pl. Politechniki 1, 00-661 Warszawa

Biblioteka Politechniki Wrocławskiej  
Wybrzeże S. Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław



## **The list of Institutions – Libraries where this publication has been always passed on**

Institute for Scientific Information  
3501 Market Street, PA 19104, Philadelphia, USA

St. Petersburg State University of Architecture  
and Civil Engineering  
2-nd Krasnoarmeiskaia St. 4, 190005 St. Petersburg, Russia

Universitaetsbibliothek Hannover und  
Technische Informationsbibliothek (UB/TIB)  
East-European Department/Exchange  
Welfengarten 1b  
D-30167 Hannover

Polish National Library  
al. Niepodległości 213, 02-086 Warszawa

Library of Institute of Environmental Engineering  
of the Polish Academy of Sciences  
ul. M. Curie Skłodowskiej 34, 41-819 Zabrze

Library of Białystok University of Technology  
ul. Wiejska 45 C, 15-351 Białystok

Library of Częstochowa University of Technology  
Aleja Armii Krajowej 36, 42-200 Częstochowa

Library of Gdańsk University of Technology  
ul. G. Narutowicza 11/12, 80-952 Gdańsk

Library of Koszalin University of Technology  
ul. Raławicka 15/17, 75-620 Koszalin

Library of Kraków University of Technology  
ul. Warszawska 24, 31-155 Kraków

Library of Lublin University of Technology  
ul. Nadbystrzycka 36A, 20-618 Lublin

Library of Łódź University of Technology  
ul. Wólczańska 223, 90-924 Łódź

Library of Poznań University of Technology  
pl. M. Skłodowskiej-Curie 5, 60-965

Library of Szczecin University of Technology  
ul. K. Pułaskiego 10, 70-310 Szczecin

Library of Silesian University of Technology in Gliwice  
ul. Kaszubska 23, 44-100 Gliwice

Library of Silesian University of Technology branch in Katowice  
ul. Krasieńskiego 8, 40-019 Katowice

Library of Warsaw University of Technology  
pl. Politechniki 1, 00-661 Warszawa

Library of Wrocław University of Technology  
Wybrzeże S. Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław