



ŚRODKOWO-POMORSKIE TOWARZYSTWO NAUKOWE
OCHRONY ŚRODOWISKA

Rocznik
Ochrona Środowiska
Tom 13. Rok 2011

Część 2

Koszalin 2011



Użytkowe, przyrodnicze i energetyczne walory przymorskich użytków zielonych

*Henryk Czyż, Teodor Kitczak,
Adrian Sarnowski, Mariusz Karasiuk
Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny, Szczecin*

1. Wstęp

Dla zachowania bioróżnorodności zbiorowisk roślinnych, występujących na użytkach zielonych niezbędne jest ich wykaszanie, chociaż jeden raz w sezonie wegetacyjnym. Do pozyskiwania biomasy zachęcają dopłaty unijne. W obecnej chwili tylko z około 60% powierzchni biomasa wykorzystywana jest gospodarczo. Należy zaznaczyć, że trwale użytki zielone Pomorza Zachodniego stanowią ok. 23% ogólnej powierzchni użytków rolnych. Ograniczone wykorzystanie użytków zielonych związane jest ze spadkiem pogłowia zwierząt, a także ekonomią produkcji paszy na użytkach zielonych zlokalizowanych w skrajnych warunkach siedliskowych [3]. Trudności z zagospodarowaniem biomasy występują na obszarach objętych programem rolno-środowiskowym albo Naturą 2000, gdzie zaleca się koszenie łąk w późniejszych fazach rozwojowych. Taka biomasa stanowi małą wartość paszową natomiast nadaje się do wykorzystania jako surowiec energetyczny [12]. W ostatnich latach wiele

uwagi poświęca się możliwościom wykorzystania biomasy pozyskiwanej z użytków zielonych na cele energetyczne.

Celem badań było określenie walorów użytkowych, przyrodniczych oraz energetycznych zbiorowisk roślinnych przymorskich użytków zielonych.

2. Metodyka i warunki badań

Badaniami objęto dwa obiekty łąkowe jeden zlokalizowany do rzeczu rzeki Iny (powiat Goleniów), charakteryzujący się dużymi walorami produkcyjnymi, a drugi zlokalizowany w dolinie rzeki Regi, w pobliżu Włodarki (powiat Trzebiatów), charakteryzujący się udziałem słonorośli w runi łąkowej. Od roku 1990 wymienione obiekty łąkowe wyłączono zostały z użytkowania rolniczego, a w ostatnich dwóch latach przeprowadzono koszenie jeden raz w sezonie.

Próby materiału roślinnego pobierano w terminie zbioru I pokosu w latach 2008 i 2009.

W Tym samym czasie wykonano odkrywki glebowe. W badaniach florystycznych zastosowano metodę analiz botaniczno-wagowych. W materiale roślinnym oznaczono zawartości makroelementów (N, P, K, Ca, Mg, Na). Oznaczenia zawartości azotu dokonano metodą Kjeldahla, fosforu – kolorymetrycznie. Natomiast do oznaczeń pozostałych pierwiastków materiał roślinny spalono w piecu mufowym na sucho w temperaturze 450°C, następnie traktowano 10% HCl, a w przesączu oznaczono je na spektrometrze do absorpcji atomowej AAS-3.

Ocenę wartości użytkowej runi oparto na liczbach wartości użytkowej (Lwu), podano za Filipkiem [7] walory przyrodnicze (Lwp) – (tab. 1) podano za Oświtem [11], a warunki wilgotnościowe (Lw) – (tab. 2) określono metodą fitoindykacji Klappa, zmodyfikowaną przez Oświta [10]. Wartość energetyczną określono kalorymetrycznie, z wykorzystaniem bomby kalorymetrycznej.

Dla oceny runi (lwu) przyjęto klasy o następujących zakresach:

- 8,1÷10,0 – ruń bardzo dobra,
- 6,1÷8,0 – ruń dobra,
- 3,1÷6,0 – ruń mierna,
- poniżej 3,0 – ruń uboga.

Tabela 1. Klasyfikacja walorów przyrodniczych
Table 1. Classification of natural values

Klasa waloryzacyjna		Określenie walorów przyrodniczych	Przedział średniego wskaźnika waloryzacji
I	A	Bardzo małe	< 1,4
II		Średnio małe	1,5÷1,8
III		Małe	1,9÷2,2
IV	B	Umiarkowane	2,3÷2,6
V		Średnio umiarkowane	2,7÷3,0
VI		Umiarkowanie duże	3,1÷3,4
VII	C	Duże	3,5÷3,8
VIII		Bardzo duże	3,9÷4,2
IX	D	Wybitne	4,3÷4,6
X		Unikalne, wyjątkowe	> 4,6

A – małe walory, B – umiarkowane, C – duże, D – wybitne i unikalne, I÷X – klasy waloryzacyjne

Tabela 2. Łąkowe siedliska wilgotnościowe
Table 2. Meadows' moisture habitats

Siedliska				
Suche 3,1÷4,0	Suche okresowo nawilżane 4,0÷5,3	Świeże i wilgotne 5,3÷6,6	Silnie wilgotne i mokre 6,6÷7,9	Bagienne 7,9÷9,1
silniej suche 3,1÷3,6	Słabo nawilżane 4,0÷4,4	Świeże 5,3÷5,9	Silnie wilgotne 6,6÷6,9	Obsychające okresowo 7,9÷8,2
Słabiej suche 3,6÷4,0	Średnio nawilżane 4,4÷4,7	Wilgotne przesychnące 5,9÷6,3	Mokre 6,9÷7,3	Słabo obsychające 8,2÷8,5
	Silnie nawilżane 4,7÷5,3	Wilgotne 6,3÷6,6	Silnie mokre 7,3÷7,7	Trwałe bagienne 8,5÷9,1
			Zabagniające się 7,7÷7,9	

3. Wyniki

Analizowane obiekty łąkowe położone są na glebach organicznych, które wykształciły się po osuszeniu torfowiska niskiego, na którym dawniej następowała akumulacja torfu szuwarowego. Zasadniczą po-

wierzchnię użytków zajmują siedliska mokre i wilgotne. Na obu obiektach występuje sieć rowów melioracyjnych. Aktualnie kształtowanie się warunków wilgotnościowych zależy od: poziomu wody gruntowej, fizjografii terenu, podsiąków bocznych i zalewów powierzchniowych od strony zbiorników wodnych, sprawności urządzeń melioracyjnych, ilości i rozkładu opadów, zdolności retencyjnej gleby.

Na użytkach zielonych zlokalizowanych w sąsiedztwie jeziora Dąbie i rzeki Iny wyróżniono gleby organiczne, murszowe, w podtypie mułowo-murszowe, o stosunkowo wysokim poziomie wód gruntowych oraz przesuszone, silnie zmurszałe (zmineralizowane) gleby murszowate, w podtypie murszaste.

Na obszarze sąsiadującym z jeziorem Dąbie w siedlisku najbardziej mokrym, zaliczanym do bagiennego słabo osuszanego ($Lw = 8,36$), gdzie często występują zalewy powierzchniowe, szczególnie w okresie wiosennym, na glebie mułowo-murszowej, stwierdzono zbiorowisko roślinne typu *Carex gracilis*. Dominant stanowił około 55% runi ogólnej. W zbiorowisku tym wyróżniała się jeszcze *Phalaris arundinacea*, (17,2%). Ogólnie trawy stanowiły 27,0% runi, turzyce – 57,9%, a zioła i chwasty – 15,1% runi (tab. 3). Tak ukształtowane zbiorowisko charakteryzowało się zbliżonym do norm przyjętych dla dobrej paszy [6] (tab. 4) poziomem zawartości makroelementów, tylko potas i wapń kształtował się na poziomie poniżej normy (tab. 4). Pozyskiwana z tego zbiorowiska biomasa, oceniana pod względem poziomu plonowania danego zbiorowiska, składu chemicznego oraz walorów smakowych, stanowi mierną wartość użytkową (tab. 4), natomiast bardzo duże walory przyrodnicze (tab. 5).

Kościk [9] twierdzi, że pozyskiwana biomasa w trakcie koszenia jako zabiegu higienizującego zbiorowisko, może być wykorzystywana jako źródło energii odnawialnej. Wartość energetyczna biomasy z tego zbiorowiska wynosiła $17,60 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. (tab. 5).

Tabela 3. Skład florystyczny (%) wybranych zbiorowisk roślinnych w zależności od warunków wilgotnościowych siedlisk

Table 3. Floristic composition (%) of selected plant communities in relation to moisture conditions of habitat

Wyszczególnienie	Siedliska					
	Sb	Swm	Sśw	Swm	Ss	
	Zbiorowiska					
	Ca.g.	Ph. ar.	Ph. ar.	Al. p.	P.tr.	Ar.e.z F.r.
Trawy	27,0	87,8	78,4	86,3	81,0	88,3
Turzyce i sity	57,9				9,8	
Ziola i chwasty	15,1	12,2	21,6	13,7	9,2	11,7
Dominanty						
<i>Alopecurus pratensis</i>		11,8		42,4		
<i>Arrhenatherum elatius</i>						33,2
<i>Carex gracilis</i>	55,1					
<i>Festuca rubra</i>						34,1
<i>Phalaris arundinacea</i>	17,2	65,1	39,5		16,1	
<i>Phragmites australis</i>		6,7				
<i>Poa pratensis</i>			17,8			15,5
<i>Poa trivialis</i>				20,3	48,3	
<i>Thalictrum aquilegifolium</i>			5,4			
<i>Holcus lanatus</i>				7,1		
<i>Festuca pratensis</i>					6,1	

Ca.g. – *Carex gracilis*, Ph.ar. – *Phalaris arundinacea*, Al.p. – *Alopecurus pratensis*, P.tr. – *Poa trivialis*, Arr.e. z F.r. – *Arrhenatherum elatius* z *Festuca rubra*; Sb – bagienne, słabo obsuszane; Swm – silnie wilgotne i mokre; Sśw – świeże wilgotne; Ss – suche

Tabela 4. Zawartości makroelementów w runi łąkowej (g · kg⁻¹ s. m.)

Table 4. Concentration of macroelements in sward (g · kg⁻¹ s. m.)

Zbiorowiska	Pierwiastki					
	N	P	K	Mg	Ca	Na
Ca.g.	23,61	3,65	8,96	2,16	1,28	2,39
Ph.ar.	21,82	3,39	7,62	3,10	2,94	2,19
Ph.ar.	19,71	3,08	19,23	1,85	0,62	2,05
Al.p.	21,82	3,05	10,92	1,70	0,67	2,52
P.tr.	20,31	3,51	26,32	1,32	0,55	0,10
Ar.e.z F.r.	27,53	3,14	17,63	2,49	1,31	4,01
Norma(średnio)	20,0	3,00	19,00	2,00	10,00	1,7

Tabela 5. Wartość użytkowa (Lwu) , walory przyrodnicze (Lwp) oraz wartość energetyczna biomasy ($\text{MJ}\cdot\text{kg}^{-1}\text{s.m.}$)

Table 5. Utility value (Lwu), natural values (Lwp) and energetic value ($\text{MJ}\cdot\text{kg}^{-1}\text{s.m.}$)

Zbiorowiska roślinne	Wartość użytkowa		Walory przyrodnicze		Wartość energetyczna $\text{MJ}\cdot\text{kg}^{-1}\text{s.m.}$
	Lwu	wartość	Lwp	wartość	
<i>Ca.g.</i>	3,50	mierna	4,13	bardzo duże	17,60
<i>Ph.ar.</i>	6,27	dobra	2,94	średnio-umiarkowane	17,48
<i>Ph.ar.</i>	6,46	dobra	2,65	umiarkowane	17,27
<i>Al.p.</i>	7,44	dobra	2,44	umiarkowane	17,06
<i>P.tr.</i>	6,41	dobra	2,47	umiarkowane	17,48
<i>Ar.e.z F.r.</i>	7,00	dobra	1,92	małe	17,20

W sąsiedztwie rzeki Iny ukształtowało się zbiorowisko typu *Phalaris arundinacea* (gleba mułowo-murszowa). Tu także występuje nadmiar wody, a przy wysokim stanie wody w rzece – zalewy powierzchniowe, co ma miejsce często w okresie wiosennym. Siedlisko zaliczone zostało pod względem liczby wilgotnościowej do bagiennego słabo osuszanego ($Lw = 8,44$). W ukształtowanym tu zbiorowisku dominowały trawy, których udział wynosił 87,8% (tab. 3). W grupie tej wyróżniły się, obok dominanta, *Alopecurus pratensis* (11,8%) i *Phragmites australis* (6,7% runi). W omawianym zbiorowisku nie stwierdzono turzyc i roślin motylkowatych. Grupa ziół i chwastów składała się z 10 gatunków, o łącznym udziale 12,2% runi. Biomasa z tego zbiorowiska, podobnie jak w poprzednim, charakteryzowała się zbyt małą zawartością potasu i wapnia (tab. 4). Zostało ono zakwalifikowane do zbiorowisk o dobrej wartości użytkowej ($Lwu = 6,27$), średnio-umiarkowanych walorach przyrodniczych ($Lwp = 2,94$), a wartość energetyczna pozyskiwanej masy wynosiła $17,48 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ (tab. 5).

W siedlisku silnie wilgotnym i mokrym ($Lw = 6,75$), ale bez zalewów powierzchniowych (gleba mułowo-murszowa), ukształtowało się zbiorowisko typu *Phalaris arundinacea*, ze znacznym udziałem *Poa pra-*

tensis (17,8%), *Festuca rubra*, formy rozłogowej (8,9%) i *Alopecurus pratensis* (5,7%). Trawy łącznie stanowiły 78,4% runi. Grupa ziół i chwastów, gdzie stwierdzono 10 gatunków, stanowiła 21,6% runi (tab. 4). Nie stwierdzono gatunków z grupy turzyc i sitów oraz roślin motylkowatych. Analizy chemiczne wykazały korzystny skład chemiczny, obejmujący makroelementy, a tylko zawartość wapnia kształtowała się na poziomie znacznie niższym od zalecanych dla dobrej paszy (tab. 5). Ukształtowane w tych warunkach siedliskowych zbiorowisko odznaczało się dobrą wartością użytkową ($Lwu = 6,46$), natomiast umiarkowanymi walorami przyrodniczymi ($Lwp = 2,65$) – (tab. 5). Wartość energetyczna biomasy wynosiła $17,27 \text{ MJ kg}^{-1} \text{ s.m.}$ (tab. 5). Sawicki [13] oraz Sawicki i Kościk [14] zwracają uwagę, że wybrane powierzchnie, porośnięte roślinnością szuwarową, mogą być przeznaczane do pozyskiwania biomasy na cele energetyczne. Autorzy wskazują, że zbiorowiska szuwarowe charakteryzują się potencjałem produkcyjnym na poziomie $10 \div 15 \text{ t}$ suchej masy z 1 ha.

W sąsiedztwie zbiorowiska typu *Phalaris arundinacea*, w siedlisku świeżym wilgotnym ($Lw = 6,59$), stwierdzono obecność zbiorowiska typu *Alopecurus pratensis* (gleba mułowo-murszowa), ze znacznym udziałem *Poa trivialis* (20,3%) i *Holcus lanatus* (7,1% runi). Ogólnie trawy stanowiły 86,3% runi. W zbiorowisku tym stwierdzono jeszcze tylko gatunki z grupy ziół i chwastów, które łącznie stanowiły 13,7% (tab. 3). W runi tego zbiorowiska stwierdzono $21,82 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ azotu, $3,05 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ – fosforu, $10,92 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ – potasu, $1,70 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ – magnezu, $0,67 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ – wapnia oraz $2,52 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ – sodu (tab. 3). Zbiorowisko to charakteryzowało się także dobrą wartością użytkową, chociaż większą Lwu (7,44), w porównaniu do poprzedniego zbiorowiska. Walory przyrodnicze zakwalifikowano do umiarkowanych ($Lwp = 2,44$). Wartość energetyczna biomasy była porównywalna do poprzedniego i wynosiła $17,06 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ (tab. 5).

W siedlisku silnie wilgotnym i mokrym ($Lw = 7,18$), obok zbiorowiska typu *Alopecurus pratensis*, występowało zbiorowisko typu *Poa trivialis* (gleba mułowo-murszowa). Zbiorowiska *Alopecurus pratensis* oraz *Poa trivialis* zajmowały zasadniczą powierzchnię, znajdującą się poza bezpośrednim oddziaływaniem jeziora Dąbie i wód rzeki Iny. W zbiorowisku *Poa trivialis* wyróżniały się *Phalaris arundinacea* (16,1%), *Festuca pratensis* (6,1%) i *Alopecurus pratensis* (1,4%). Trawy

łącznie stanowiły 81,0% runi. Udział turzyc i sitów wynosił 9,8%, a ziół i chwastów – 9,4% (tab. 3). Zbiorowisko to charakteryzowało się największą bioróżnorodnością (22 gatunki). Wyróżniało się ono pod względem zawartości potasu, natomiast poziom koncentracji pozostałych makroelementów przedstawiał się podobnie jak w poprzednich zbiorowiskach (tab. 4). Jego wartość użytkowa została zaliczona do dobrej ($L_{wu} = 6,41$), walory przyrodnicze – do umiarkowanej ($L_{wp} = 2,47$), a wartość energetyczna biomasy wynosiła $17,48 \text{ MJ kg}^{-1} \text{ s.m.}$ (tab. 5). Na dużą bioróżnorodność w siedliskach umiarkowanie wilgotnych zwracają uwagę Czyż i in. [3] oraz Kochanowska i in. [8]. W siedliskach wilgotnych poziom plonowania, występujących tu zbiorowisk, wynosi $5 \div 8 \text{ t s.m. z ha.}$

W siedlisku suchym ($L_w = 3,46$), najbardziej suchym spośród analizowanych, na glebie murszastej, ukształtowało się zbiorowisko typu *Arrhenatherum elatius* z *Festuca rubra*. W zbiorowisku tym wyróżniała się jeszcze *Poa pratensis* (15,5% runi). Ogólnie trawy stanowiły 88,3%. Występowała jeszcze jedna grupa roślin – zioła i chwasty, które łącznie stanowiły 11,7% runi (tab. 3). Zbiorowisko to było dość ubogie w gatunki (13 gatunków). Wyróżniało się ono pod względem zawartości azotu ($27,53 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$) i sodu ($4,01 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$) – (tab. 4). To zbiorowisko prezentowało dobrą wartość użytkową ($L_{wu} = 7,00$) – (tab. 5). Walory przyrodnicze były małe ($L_{wp} = 1,92$), a wartość energetyczna biomasy – $17,20 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ – (tab. 5). Odnosząc się ogólnie do wartości energetycznej wydzielonych zbiorowisk należy stwierdzić, że charakteryzowały się one podobnymi wartościami. Poziom koncentracji energii był zbliżony do wartości podawanych dla słomy, torfu suchego, a nieco niższy w porównaniu do miskańta [5]. Czyż i Kitczak [1] analizując zbiorowiska typu: *Carex aquatiformis*, *Phalaris arundinacea*, *Phragmites australis*, *Glyceria Maxima*, *Alopecurus pratensis* z *Poa pratensis*, *Dactylis glomerata* z *Festuca rubra*, występujące w siedliskach charakterystycznych dla Pomorza Zachodniego, stwierdzili wartości energetyczne od $15,4 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ – dla zbiorowisk *Phalaris arundinacea*, do $16,3 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ – dla zbiorowiska *Carex aquatiformis*. Z innych badań [2] wynika, że zbiorowiska roślinne ukształtowane na glebie organicznej w siedliskach bardzo wilgotnych, świeżych i umiarkowanie suchych charakteryzują się wartościami energetycznymi od $17,1$ do $17,6 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$

W specyficznych warunkach siedliskowych – wodnych i zasolenia, występują zbiorowiska roślinne, z udziałem słonorośli. Zbiorowiska takie

kształtują się na przymorskich użytkach zielonych, w pradolinach rzek wpadających do morza Bałtyckiego. Słone wody morskie, dostając się do koryt rzecznych w czasie tzw. „cofki” powodują zasolenie siedlisk, które sprzyjają występowaniu słonorośli. Różnorodność właściwości siedlisk powoduje występowanie zbiorowisk roślinnych o różnym składzie florystycznym. Na obszarze badań w siedlisku świeżym wilgotnym ukształtowały się dwa zbiorowiska (tab. 6). Ruń zbiorowiska typu *Festuca rubra*, rosnąca w warunkach uwilgotnienia siedliska o Lw – 5,66, składała się z 30 gatunków roślin, w której największym udziałem wyróżniały się trawy (57,0%), a z nich zdecydowanie dominowała kostrzewa czerwona (45,2%), w mniejszych ilościach wystąpiły śmiełek darniowy (4,6%) oraz tomka wonna (2,4%). W zbiorowisku liczebną grupę stanowiły turzyce i sity (24,0%), z dużym udziałem situ członowatego (12,2%). Zioła i chwasty były reprezentowane przez 17 gatunków, które łącznie stanowiły 17,9% zbiorowiska, a najliczniejszymi gatunkami były pięciornik gęsi (10,5%) oraz jaskier ostry (2,0%). Pozostałe gatunki należące do tej grupy wystąpiły w zbliżonych ilościach z najmniejszym udziałem starca bagiennego, szczawiu zwyczajnego oraz lnicy pospolitej. Dwa gatunki motylkowatych – koniczyna łąkowa i wyka ptasia stanowiły zaledwie 1,1%. Słonorośla reprezentowane były tylko przez świbkę morską (0,9%). Ruń tego obiektu przedstawiała mierną wartość użytkową (Lwu = 3,86) oraz charakteryzowała się średnio umiarkowanymi walorami przyrodniczymi (Lwp = 2,86) (tab. 6). W siedlisku o Lw = 5,79 ukształtowało się zbiorowisko typu *Juncus conglomeratus* z *Anthoxantum odoratum*. Tworzyło je 28 gatunków roślin. Dominującą grupą były trawy (60,3% runi), a najliczniej występowały tomka wonna (14,1%) oraz perz właściwy (13,5%). Drugą grupę stanowiły turzyce i sity (32,1%), z dominacją situ skupionego (16,6%) . Zioła i chwasty (13 gatunków) stanowiły 7,1%. Motylkowate reprezentowane były tylko przez koniczynę łąkową (0,5%). Średnia wartość użytkowa obiektu wynosiła 3,64, a przyrodnicza – 2,39.

Tabela 6. Skład florystyczny (%) wybranych zbiorowisk roślinnych łąk z udziałem słonorośli**Table 6.** Floristic composition (%) of selected plant communities with halophytes

Wyszczególnienie	Siedliska						
	świeże wilgotne		silnie wilgotne i mokre				ba- gienne
	5,66	5,79	5,86	6,47	6,49	6,80	7,81
	Zbiorowisko typu						
	<i>F.r.</i>	<i>J.c.</i> z <i>A.o.</i>	<i>F.r.</i>	<i>F.r.</i> z <i>J.G</i>	<i>D.c.</i>	<i>A.s.</i>	<i>Ph.a.</i>
Trawy	57,0	60,3	69,2	36,8	86,3	54,6	83,1
Turzyce i sity	24,0	32,1	6,9	31,6	0,6	21,1	2,8
Ziola i chwasty	19,0	7,6	23,9	31,6	13,1	24,3	4,1
Dominanty							
<i>Alopecurus pratensis</i>	8,3	9,7	21,7	11,9	8,7	30,1	4,7
<i>Agrostis stolonifera</i>							
<i>Anthoxantum odoratum</i>		14,1					
<i>Carex gracilis</i>		10,6			38,6		
<i>Deschampsia caespitosa</i>				12,2		10,4	
<i>Juncus gerardi</i>	12,2	16,6				10,6	
<i>Juncus conglomeratus</i>							
<i>Elymus repens</i>		13,2			9,7		
<i>Festuca rubra</i>	37,8	9,8	41,1	22,8		10,8	
<i>Phalaris arundinacea</i>							5,9
<i>Phragmites australis</i>							62,9
<i>Poa trivialis</i>		8,6			9,1		10,8
Słonorośla							
<i>Glaux maritima</i>						2,6	
<i>Juncus gerardi</i>				12,2			
<i>Plantago maritima</i>			1,9			3,7	
<i>Trifolium fragiferum</i>					0,2	1,4	
<i>Triglochin palustre</i>				4,1		3,6	
<i>Triglochin maritimum</i>	0,9	0,6	1,6	3,9		3,3	
Lwu	5,62	3,65	4,36	3,30	3,48	3,77	2,44
Lwp	2,69	2,39	2,78	2,38	2,95	4,24	3,57

F.r. – *Festuca rubra*; *A.s.* – *Agrostis stolonifera*; *D.c.* – *Deschampsia caespitosa*;

Ph.a. – *Phragmites australis*; *J.c. z A.o.* – *Juncus conglomeratus z Anthoxantum odoratum*;

F.r. z J.G. – *Festuca rubra z Juncus gerardi*

W warunkach silnie wilgotnych i mokrych ukształtowało się cztery typy zbiorowisk roślinnych, o zróżnicowanych składach florystycznych (w tym słonorośli) oraz walorach użytkowych i przyrodniczych (tab. 6). Ruń zbiorowiska typu *Festuca rubra*, w siedlisku o Lw = 5,85,

zbudowana była z 23 gatunków roślin. Trawy stanowiły 69,2%, a najliczniej występowały kostrzewa czerwona (41,1%) oraz mietlica rozłogowa (21,7%). Zioła i chwasty stanowiły 22,3% zbiorowiska, a w nim najliczniej wystąpił pięciornik gęsi (14,7%). Trzy gatunki o łącznym udziale 6,9% runi to turzycy i sity. Wyka ptasia – to jedyny gatunek z roślin w tym zbiorowisku motylkowata (1,6% w runi). Z podobnym udziałem (1,6%) w zbiorowisku występowała jedyny gatunek słonolubny – świbka morska. Ruń obiektu charakteryzowała się mierną wartością użytkową ($L_{wu} = 4,36$) oraz umiarkowanie średnimi walorami przyrodniczymi ($L_{wp} = 2,91$). Dalsze zwiększenie uwilgotnienia siedliska (do $L_w = 6,47$) sprzyjało ukształtowaniu zbiorowiska typu *Festuca rubra* z *Juncus gerardi*. Ruń tworzyło 21 gatunków roślin, które reprezentowały dwie klasy botaniczne. W runi nieznacznie dominowały trawy (36,8%), a wśród nich – kostrzewa czerwona (*Festuca rubra*) (12,8). W zbiorowisku był znaczny udział trzech gatunków turzyc i sitów, które stanowiły łącznie 31,6%. Minimalnie mniej, w stosunku do poprzedniej grupy roślin, było ziół i chwastów, gdzie dziewięć gatunków stanowiło 31,3% runi. W tej grupie roślin największy udział miała babka nadmorska (10,1%), która należy do halofitów. Jeden gatunek motylkowatych – koniczyna łąkowa stanowiły tylko 0,3% w runi. W zbiorowisku stwierdzono 4 gatunki słonorośli: sit Gerarda, babka nadmorska, świbka błotna oraz świbka morska. Rozpatrując ruń pod względem wartości użytkowej, przedstawiała ona mierną wartość pastewną oraz umiarkowanie średnie walory przyrodnicze. W podobnych warunkach wilgotnościowych ($L_w = 6,49$) stwierdzono zbiorowisko typu *Deschampsia caespitosa*, złożona z 20 gatunków roślin (tab. 5). W zbiorowisku przeważały trawy (86,3%), reprezentowane przez 8 gatunków z czego najliczniejszy był udział śmiałka darniowego (38,9%). Znaczny był także udział perzu właściwego (19,7%). Zioła i chwasty, w liczbie dziesięciu gatunków, zajmowały 12,9% runi. Największym udziałem w tej grupie roślin wyróżnia się przytulia właściwa (4,2%). Sit skupiony, jako przedstawiciel turzyc i sitów stanowił 0,6% runi, natomiast koniczyna rozdęta (jedyne przedstawiciel słonorośli) na tym obiekcie stanowiła zaledwie 0,2% zbiorowiska. Ruń badanego obiektu przedstawiała mierną wartość użytkową ($L_{wu} = 3,48$) oraz umiarkowanie średnie walory przyrodnicze ($L_{wp} = 2,95$). Zwiększenie uwilgotnienia siedliska do $L_w = 6,80$ sprzyjało ukształtowaniu zbiorowiska typu *Agrostis stolonifera*. Ponad połowę zbiorowiska

stanowiły trawy (54,6%), reprezentowane przez 6 gatunków. Najwięcej w runi było mietlicy rozłogowej (30,1%) i kostrzewy czerwonej (10,8%), a najmniej – wyczyńca łąkowego (0,5%) oraz manny jadalnej (1,2%). Zioła i chwasty stanowiły 22,9% runi. Najliczniejszy w tej grupie roślin był mlecznik nadmorski (8,6%). Turzyce i sity stanowiły trzecią pod względem ilościowości grupę roślin (22,5% runi). Wystąpiły tu w kolejności malejącej: sit Gerarda, sit dwudzielny oraz turzyca dwustronna (11,3%, 10,6%, 0,1%). Stwierdzono trzy gatunki roślin motylkowatych (*koniczyny – biała i rozdęta oraz wyka ptasia*) o łącznym udziale 1,5%. Na tym obiekcie występowało 6 gatunków słonorośli: babka nadmorska, koniczyna rozdęta, mlecznik nadmorski, sit Gerarda, świbka błotna oraz świbka morska. Ruń obiektu charakteryzowała się mierną wartością użytkową (3,77) i wybitnymi walorami przyrodniczymi (4,37).

W sąsiedztwie zbiorowisk z halofitami, w siedlisku bagiennym ($L_w = 7,81$) stwierdzono zbiorowisko typu *Phragmites australis*. W tym zbiorowisku, o charakterze szuwaru, trzcina pospolita, turzyce i sity stanowiły łącznie 95,9%, w tym trzcina 62,9%. Taka struktura zbiorowisk uniemożliwia występowania halofitów. Wartość użytkowa tego zbiorowiska była mierna ($L_{wu} = 2,44$), a walory przyrodnicze duże ($L_{wp} = 3,57$).

Przeprowadzone badania na słonawach [4] wskazują, że można uzyskiwać plony w granicach 5 ton z 1 ha, co pod względem wykorzystania na cele energetyczne jest mało ekonomiczne, jedynie powierzchnie porośnięte szuwarem trzcinowym stanowią potencjalne źródło biomasy na cele energetyczne.

4. Wnioski

1. Zbiorowiska siedlisk bagiennych, słabo obsuszanych, charakteryzują się mierną i dobrą wartością użytkową oraz bardzo dobrymi i średnio umiarkowanymi walorami przyrodniczymi, zbiorowiska siedlisk silnie wilgotnych i mokrych oraz świeżych wilgotnych i wilgotnych – dobrą wartością użytkową i umiarkowanymi walorami przyrodniczymi, a zbiorowisko siedliska suchego – dobrą wartością użytkową i małymi walorami przyrodniczymi.
2. Analizowane zbiorowiska charakteryzują się zbliżoną wartością energetyczną (od 17,20 do 17,60 MJ·kg⁻¹ s.m.), a więc ich biomasa wykazuje podobną przydatność do wykorzystania na cele energetyczne.

3. Występujące lokalnie słonawy odznaczały się umiarkowanymi i dużymi walorami przyrodniczymi, natomiast mierną wartością użytkową.
4. Dokonując waloryzacji użytków zielonych i włączając je do wielokierunkowego rozwoju obszarów wiejskich, można przyczynić się do ukształtowania nowego krajobrazu przyrodniczorolniczego oraz upowszechnić pozyskiwanie biomasy na cele energetyczne.

Literatura

1. **Czyż H., Kitzak T.:** *Waloryzacja użytków zielonych w warunkach Pomorza Zachodniego z uwzględnieniem możliwości ich wykorzystania do produkcji biomasy na cele energetyczne. W: Energia odnawialna na Pomorzu Zachodnim pod red. Piotra Lewandowskiego.* Wyd. Hogben. 187÷196. Szczecin 2007.
2. **Czyż H., Kitzak T., Subocz S.:** *Wykorzystanie biomasy z użytków zielonych, jako Źródło energii odnawialnej. W: Energetyczne wykorzystanie biomasy w działalności gospodarczej pod red. Michała Jasiulewicza.* Wyd. Uczelniane Politechniki Koszalińskiej, 9÷20, Koszalin 2009.
3. **Czyż H., Schalitz G., Trzaskoś M.:** *Influence of the Odra river flooding on the floristic composition of meadows located within the German-Polish National Park.* Zeszyty Naukowe, AR Szczecin 180, Rolnictwo 67. Szczecin 1997.
4. **Czyż H., Trzaskoś M., Szydłowska J., Malinowski R.:** *Kształtowanie się zbiorowisk roślinnych na wyspie Chrząszczewskiej w warunkach oddziaływania wód słonych.* Acta Agrophysica, 1(1), 69÷75, 2003.
5. **El Bassam** *Potential energy drops for Europe and Mediterranean Region.* FAO REU, Technical Series. 1996.
6. **Falkowski M., Kukułka I., Kozłowski S.:** *Właściwości chemiczne roślin łąkowych.* AR Poznań 2000.
7. **Filipek J.:** *Projekt klasyfikacji roślin łąkowych i pastwiskowych na podstawie liczb wartości użytkowej.* Postępy Nauk Rolniczych, 4, 1973.
8. **Kochanowska R., Gamrat R., Łysko A., Sotek Z., Stasińska M., Prajs B.:** *Roślinność strefy ekotopowej dolnego biegu Iny.* Woda – Środowisko – Obszary Wiejskie, 4, 2a (11), 2004.
9. **Kościk B.:** *Rośliny energetyczne.* Wydawnictwo Akademii Rolniczej, Lublin 2003.
10. **Oświt J.:** *Identyfikacja warunków wilgotnościowych za pomocą wskaźników roślinnych (metoda fitoindykacji).* W: Hydrogeniczne siedliska wilgotnościowe. Wiadomości IMUZ, 9, 1992.

11. **Oświt J.:** *Metoda przyrodniczej waloryzacji mokradeł i wyniki jej zastosowania na wybranych obiektach*. Wydawnictwo IMUZ, 79, 2000.
12. **Rychnovska M., Blazkova D., Hrabec F.:** *Conservation and development of floristically diverse grasslands in central Europe*. Proceedings of 15th General Meeting EGF, Wageningen 1994.
13. **Sawicki B.:** *Nowe spojrzenie na trzcinę pospolitą (*Phragmites australis*)*. Fol. Univ. Agric. Stetin 197 (75), 1999.
14. **Sawicki B., Kościsk K.:** *Trawy i zbiorowiska trawiaste*. W: *Rośliny energetyczne* pod red. Kościcka Bogdana, Wyd. AR Lublin. 2003.

Utility, Natural and Energetic Values of Grasslands at the Sea Coast

Abstract

EU subsidies encourage to obtain biomass. At the moment only about 60% of the biomass is used economically. It should be noted that the permanent grassland of Western Pomerania constitute approximately 23% of the total area of arable land. Difficulties with the development of biomass occur in areas covered by agro-environmental program or Natura 2000, which recommended mowing of meadows in the later stages of development. Such biomass is a low nutritional value and is suitable for use as energy source [12]. In recent years, much attention is paid to the possibilities of the use of biomass derived from grassland for energy purposes.

The aim of this study was to determine utility, natural and energy values of plant communities of West Pomeranian grasslands.

West Pomeranian grasslands are mostly located on the organic soils and most of them are polder meadows. Grasslands' functions are determined by habitat conditions and plant cover. There were wet and damp conditions stipulated on this area. Communities of *Carex gracilis* and *Phragmites australis* had from mediocre to good utility value and from moderate to very high natural values. Communities of *Alopecurus pratensis* and *Festuca rubra* – good fodder value and moderately natural values. *Arrhenatherum elatius* with *Festuca rubra* community – good fodder value and low natural values. Analysed communities had comparable energetic value (from 17,06 to 17,63 MJ·kg⁻¹s.m.). Natural values of locally situated flats with halophyte species were characterized as moderate to high but utility value of them were mediocre.



Ocena stanu ekologicznego cieków Jeziora Trzesiecko na podstawie wskaźników biotycznych

Magdalena Lampart-Kałużniacka, Anna Śliwińska
Politechnika Koszalińska

1. Wstęp

Ramowa Dyrektywa Wodna wprowadzona przez Unię Europejską [6] w celu ujednoczenia systemu monitoringu wód, wskazała nowe podejście do ich klasyfikacji, kładąc nacisk na ocenę stanu ekologicznego. Efektem tego był wzrost znaczenia badań prowadzonych w oparciu o wybrane elementy biotyczne takie jak np. skład gatunkowy, liczebność i struktura wieku ichtiofauny, przynależność taksonomiczna, biomasa zoobentosu, fitoplanktonu czy makrofitów. Szczególne miejsce wśród wymienionych analiz zajmuje makrozoobentos. Wiele taksonów należących do tej grupy ekologicznej określa się mianem bioindykatora, ponieważ posiadają cechy charakterystyczne dla organizmów wskaźnikowych. Właściwość tę wykorzystano do oceny jakości wód, ponieważ dowiedziono, że skład taksonomiczny fauny dennej doskonale obrazuje stan ekologiczny środowiska, w którym on występuje [13]. Badając go nie tylko oceniamy stopień eutrofizacji wód, czy ich stan ekologiczny ale także uzyskujemy informację o długotrwałych, negatywnych oddziaływaniach zanieczyszczeń na organizmy. Poznajemy także reakcję po-

szczególnych taksonów na substancje toksyczne [14]. Jednocześnie znajomość procesów fizjologicznych fauny dennej, dzięki którym biorą one udział w obiegu materii organicznej nie tylko przyczynia się do określenia stanu środowiska, lecz także może zostać wykorzystana w procesie oczyszczania wód [10].

Ocena stanu ekologicznego cieków Jeziora Trzesiecko stała się jednym z głównych problemów badawczych niniejszego opracowania. Dokonano jej w oparciu o makrozoobentos, czyli organizmy przystosowane do życia na dnie. Są one uważane za bardzo ważny element tych ekosystemów. Konsumują zarówno zakumulowaną jak i wytworzoną materię przez producentów oraz tą pochodzącą z działalności człowieka. Często pełnią rolę filtratorów oraz są pokarmem dla ryb i ptaków [4]. Jednym z czynników prowadzącym do degradacji środowisk wodnych, jest tzw. melioracja i regulacja rzek. Zabiegi takie jak: budowa stopni wodnych, prostowanie koryta, osuszanie terenów zalewowych – pozbawiły większość cieków ich walorów przyrodniczych i w zasadniczy sposób wpłynęły na zubożenie ich bioróżnorodności gatunkowej. Badane rzeki są dopływami i odpływami Jeziora Trzesiecko, które stanowi ważny element naturalnego krajobrazu miasta Szczecinek. Aby dokonać oceny zarówno stanu ekologicznego wód jak i składu taksonomicznego makrozoobentosu badanych cieków wykorzystano wskaźniki i indeksy biotyczne.

2. Materiały i metody

Próby pobrano 08 października 2009 roku, na ciekach będących dopływami i odpływami Jeziora Trzesiecko zgodnie z metodyką prezentowaną w normie [21]. Ogółem przebadano sześć cieków (Tab. 1) Na każdej z nich wybrano stanowisko, z którego pozyskano cztery próby jakościowe i jedną próbę ilościową fauny dennej, przy pomocy siatki bentosowej, posiadającej średnicę oczek 0,5 mm. Łącznie uzyskano 30 prób. Każdą z nich po przepłukaniu na sicie umieszczono w szczelnych etykietowanych pojemnikach, oraz zakonserwowano środkiem „preparation eae”. Prace polegające na określeniu przynależności taksonomicznej, oraz obliczaniu zagęszczenia liczebności i biomasy prowadzono w laboratorium Katedry Biologii Środowiskowej. W celu poprawnej klasyfikacji pozyskanych organizmów wykorzystano następujące klucze do oznaczeń taksonomicznych [14, 25÷27].

Tabela 1. Charakterystyka stanowisk poboru prób**Table 1.** The characteristic of sampling points

Stanowisko	Położenie	Dno	Charakterystyka zlewni
Rzeka Niezdobna Stanowisko I	53°42,370 N 16°41,675 E	Piaszczysto- żwirowe	Po obu stronach rzeki widoczna zabudowa miejska. Brzegi nieosłonięte. W miejscu poboru próby wyraźnie profilowana skarpa z widocznymi umocowaniami, co oznacza, że rzeka była regulowana. Widoczny wylot kolektora.
Potok Lipnicki (Liptowski), Stanowisko II	53°41,134 N 16°41,375 E	Muliste	Brzegi potoku wysokie, porośnięte roślinnością.
Potok Wilczkowski Stanowisko III	53°41,903 N 16°40,623 E	Piaszczysto- muliste	Zlewnia o charakterze leśno-łąkowym. Potok łączy Jezioro Wilczkovo z Jeziorem Trzesiecko.
Kanał Radacki Stanowisko IV	53°42,738 N 16°38,355 E	Piaszczysto- kamieniste	Lewa strona kanału otoczona łąką a prawa lasem iglastym sosnowym. Brzegi niezacienione. W korycie widoczne rośliny szuwarowe.
Mały Kanał Trzesiecki Stanowisko V	53°43,107 N 16°38,445 E	Muliste	Brzegi częściowo niezacienione, porośnięte makrofitami.
Kanał Miasto, Stanowisko VI	53°42,860 N 16°40,249 E	Mulisto- kamieniste	Brzegi niezacienione. Po obu stronach zabudowa miejska. Widoczne umocnienia brzegu z narzutu kamiennego zabezpieczonego siatką. Rzeka częściowo uregulowana. Widoczny wylot kolektora.

Jednocześnie każdy znaleziony organizm został policzony oraz zważony, przy czym przedstawiciele mięczaków ważono wraz z muszlami. Następnie na podstawie uzyskanych wyników dokonano oceny stanu ekologicznego rzek, poprzez obliczenie następujących wskaźników biotycznych: TBI, BMWP-PL oraz indeksów: saprobowego S i EPT [4].

Wskaźnik BMWP-PL (Biological Monitoring Working Party przystosowany do warunków polskich) oparty jest o występowanie 89 rodzin, którym przypisana jest różna wartość punktowa. W celu wyznaczenia wartości indeksu sumuje się punkty uzyskane dla poszczególnych rodzin występujących na danym stanowisku.

Indeks TBI (Trent Biotic Index) został opracowany na potrzeby analizy zoobentosu rzeki Trent. Wyznacza się go w oparciu o występowanie różnych grup taksonomicznych w kolejności od najbardziej wrażliwych do najbardziej odpornych na zanieczyszczenia, którym podobnie jak w przypadku indeksu BMWP-PL przypisuje się wartość punktową, potrzebną do wyznaczenia stanu ekologicznego.

Wskaźnik saprobowy S według listy SEW (Sladecka) obliczono zgodnie z metodą Pantale i Buck wg wzoru:

$$S = \Sigma(h_i \cdot S_i) / \Sigma h_i$$

gdzie:

S – wskaźnik saprobowy,

h_i – obfitość gatunku „i”,

S_i – wartość saprobowa „i”-tego gatunku.

Wskaźnik EPT wyznaczano jako stosunek liczby jętek (*Ephemeroptera*), widelnic (*Plecoptera*) i chruścików (*Trichoptera*) do wszystkich taksonów występujących na danym stanowisku. Obliczone jego wartości nie posiadają skali określającej stan środowiska ale przyjmuje się założenie, że im wyższa wartość tego wskaźnika, tym lepsza jest jakość wody. Wynika to z faktu, iż wyżej wymienione rodziny występują w środowisku mało zanieczyszczonym.

3. Wyniki badań

W pozyskanych próbach zidentyfikowano 4187 sztuk makrozoobentosu. Licznie notowano w nich przedstawicieli należących do następujących taksonów: *Bivalvia* – małże, *Coleoptera* – chrząszcze, *Crusta-*

cea – skorupiaki, *Diptera* – muchówki, *Ephemeroptera* – jętki, *Gastropoda* – ślimaki, *Hirudinea* – pijawki, *Oligochaeta* – skąposzczety, *Trichoptera* – chruściki. Największą liczebność odnotowano na stanowisku III. Dominowały tutaj ślimaki tj.: *Bithynia tentaculata* – zagrzebka pospolita, *Pisidium amnicum* – groszkówka rzeczna oraz skorupiak *Asellus aquaticus* – ośliczka pospolita. Najmniejszą liczebność odnotowano na stanowisku V, gdzie dość licznie stwierdzano skorupiaki *Gammarus sp.* – kiełż oraz *Asellus aquaticus* – ośliczka pospolita. Maksymalną biomasę w niniejszych badaniach odnotowano na stanowisku I a najmniejszą na II (Tab. 2).

Tabela 2. Zestawienie liczebności, zagęszczenia i biomasy na poszczególnych stanowiskach

Table 2. Numbers, abundance, and biomass values obtained in the studied sites

Rzeka Stanowisko	Liczebność [szt.]	Zagęszczenie [szt./m ²]	Biomasa [g]
Rzeka Niezdobna Stanowisko I	589	14725	365,89
Potok Lipnicki (Lip- towski), Stanowisko II	1037	25929	5,58
Potok Wilczkowski Stanowisko III	1193	29825	55,94
Kanał Radacki Stano- wisko IV	313	11325	8,76
Mały Kanał Trzesiecki Stanowisko V	416	10400	8,76
Kanał Miasto Stanowisko VI	499	12475	8,28

Stan ekologiczny badanych rzek kształtował się na poziomie od dobrego do dostatecznego w zależności od ciek i wskaźnika. Najlepszy wynik odnotowano dla: Niezdobernej, Potoku Lipnickiego i Małego Kanału Trzesieckiego. W tych trzech ciekach stwierdzono dwukrotnie dobrą jakość wód, analizując wyniki obliczanych wskaźników lub indeksów biotycznych. Jednocześnie wskaźnik EPT osiągnął wartość wyższą niż 0,2 (Tab. 3). Najniższą wartość EPT stwierdzono dla Potoku Wilczkow-

skiego (Stanowiska III). Rzeka ta, podobnie jak i Kanał Miasto (Stanowisko VI) uzyskało dwukrotnie umiarkowaną jakość wód na podstawie obliczonych wskaźników biotycznych (Tab. 3).

Tabela 3. Uzyskane wartości indeksów i wskaźników biotycznych dla stanowisk z rzecznych.

Table 3. Values of biotic indexes and indicators obtained for sites on rivers

Ciek Stanowisko	Wskaźniki biotyczne		Indeksy	
	BMWP-PL	TBI	Saprobowy S	EPT
Rzeka Niezdozna Stanowisko I	95 dobry	6 umiarkowany	1,76 dobry	0,217
Potok Lipnicki (Liptowski), Stanowisko II	88 dobry	5 umiarkowany	1,84 dobry	0,286
Potok Wilczkowski Stanowisko III	94 dobry	5 umiarkowany	2,19 umiarkowany	0,143
Kanał Radacki Stanowisko IV	79 dobry	4 dostateczny	1,74 dobry	0,174
Mały Kanał Trzesiecki Stanowisko V	86 dobry	5 umiarkowany	1,93 dobry	0,222
Kanał Miasto, Stanowisko VI	65 umiarkowany	5 umiarkowany	1,72 dobry	0,166

4. Dyskusja

Ocenę stanu ekologicznego cieków Jeziora Trzesiecko przeprowadzono w oparciu o makrozoobentos, na podstawie którego obliczono wartości indeksów i wskaźników biotycznych. W badaniach wykorzystano element biotyczny, co jest zgodne z Dyrektywą Wodną UE i rozporządzeniem ministra [6, 23]. Najstarszym indeksem służącym do oceny stanu środowiska jest indeks saprobowy S – powszechnie stosowany w Polsce oraz wielu innych krajach. Pozostałe wskaźniki wykorzystane w niniejszych badaniach stanowią pewną nowość, ponieważ stosowane są w Polsce dopiero od kilku lat. Pilotażowe badania w oparciu o powyższe wskaźniki wykonano w 2001 roku. Przeprowadziły je Wojewódzkie Inspektoraty Ochrony Środowiska (WIOŚ). W tym celu przystosowano brytyjski wskaźnik BMWP (Biological Monitoring Working Party), do

warunków polskich i nazwano go BMWP-PL [7]. Jednocześnie przetestowano także inny wskaźnik TBI (Trent Biotic Index). Został on opracowany dla rzeki „Trent” w Wielkiej Brytanii w 1964 roku. Obecnie stosowany w kilku krajach europejskich [1, 5, 8, 19, 30]. Cechą wspólną prezentowanych wskaźników i indeksów biotycznych jest fakt wykorzystywania do ich wyznaczenia organizmów należących do fauny dennej [9]. Do grupy tej należą zarówno zwierzęta hololimniczne, spędzające całe życie w tym środowisku wodnym jak i merolimniczne tj. larwy owadów, które po przeobrażeniu opuszczają je [13]. Zarówno jedne jak i drugie formy ekologiczne fauny dennej posiadają istotne cechy, które właściwe są bioindykatorom czyli organizmom wskaźnikowym. Są to: długi cykl życiowy, szerokie rozmieszczenie geograficzne, liczne występowanie w środowisku, łatwe do rozpoznawania, mają ograniczony poziom zmienności osobniczej mogącej utrudnić identyfikację, charakteryzują się dobrze poznaną biologią, rozwojem i dynamiką populacji [11]. Stąd stale rosnące zainteresowanie tą grupą ekologiczną, co zostało także wykorzystane w niniejszej pracy. Przeprowadzono ocenę składu taksonomicznego oraz wyznaczono stan ekologiczny sześciu cieków związanych z Jezioro Trzesiecko. Wydaje się to mieć kluczowe znaczenie dla prawidłowej oceny funkcjonowania, nie tylko analizowanych cieków, ale także wspomnianego jeziora. Tym bardziej, że od kilku lat zbiornik ten poddawany jest zabiegom rekultywacyjnym, które mają zapobiegać dalszej degradacji jego wód. W celu oceny skuteczności podjętych metod jezioro objęte zostało stałym monitoringiem zarówno parametrów fizyczno-chemicznych jak i biologicznych, prowadzonym tak dla wód oraz osadów dennych. Efektem przeprowadzonych prac są publikacje i raporty [11, 12, 15, 20]. Stwierdzono w nich m. in., że warunkiem efektywności prowadzonych zabiegów jest zmniejszenie dopływu ładunków związków biogenych ze zlewni. Dlatego w roku 2006 przeprowadzono badania Kanału Radackiego wyznaczając stan ekologiczny na podstawie wskaźników biotycznych [18]. Zarówno 13 września 2006 roku jak i 08 października 2009 stan wód zawierał się od dobrego do dostatecznego. Jednocześnie indeks EPT nie przekroczył wartości 0,2, co świadczy o nielicznym występowaniu wrażliwych na zanieczyszczenie larw owadów tj. jętek, chruścików czy widelnic. Na przestrzeni trzech lat jakość wód Kanału Radeckiego nie pogorszyła się, ale także nie uległa znaczącej poprawie, co nasuwa wniosek, że wciąż ciek ten wprowadza do wód

trzesieckich stosunkowo dużą ilość substancji przyczyniających się niewątpliwie do dalszego procesu eutrofizacji tego zbiornika i pogarszania jakości jego wód. Analizując uzyskane wyniki prezentowanych badań, można stwierdzić, że podobne zagrożenie jak w przypadku wód Kanału Radackiego wykazują wody Potoku Wilczkowskiego. Także w nim stwierdzono dwukrotnie umiarkowaną jakość wód a indeks EPT osiągnął najniższą wartość, bo zaledwie 0,143. Jednocześnie należy zauważyć, że zarówno Kanał Radacki jak i Potok Wilczkowski łączą Jezioro Trzesiecko z mniejszymi zbiornikami tj. Jezioro Radacz i Jezioro Wilczkovo, których zlewnię stanowią grunty orne. Należy więc się spodziewać w pewnych okresach roku zwiększonego spływu powierzchniowego substancji biogennej stosowanych przez rolników w czasie nawożenia pól [2]. Nieco lepsze wyniki uzyskano dla wód niewielkiego ciekę Małego Kanału Radackiego łączącego zbiorniki Mały Radacz z Jezioro Trzesiecko. Należy zaznaczyć, że miejsce poboru prób porośnięte było makrofitami. Roślinność ta posiada specyficzną budowę anatomiczną, umożliwiającą transport tlenu do strefy korzeniowej, co sprawia że w osadach dennych materia organiczna może być rozkładana na drodze aerobowej przez mikroorganizmy, w konsekwencji czego powstają proste związki nieorganiczne, wchłaniane przez systemy korzeniowe tych roślin naczyniowych. Tą specyficzną właściwość makrofitów wykorzystano w biologicznych oczyszczalniach korzeniowych i dlatego można przypuszczać, że w przypadku wód Małego Kanału Radackiego obserwowano pozytywny wpływ tych roślin [3].

Analizując dane uzyskane dla odpływów Jeziora Trzesiecko, stwierdzono w dwóch przypadkach dobrą jakość wód. W wodach tych cieków odnotowano występowanie larw owadów z rzędów, które znikają ze środowiska wraz ze wzrostem zanieczyszczeń. Stąd indeks EPT osiągnął wartość powyżej 0,2 a dla Potoku Lipnicki był najwyższy spośród wszystkich analizowanych stanowisk.

Uzyskane wyniki badań zwłaszcza dla rzeki Niezdobnej są pewnym zaskoczeniem. Koryto tej rzeki jest uregulowane i chociażby z tej racji ilość taksonów makrozoobentosu zazwyczaj ulega redukcji, ponieważ rodzaj podłoża jest głównym czynnikiem decydującym o osiedlaniu się fauny dennej [8, 22, 24, 28, 29]. Jednocześnie Niezdobna płynie przez miasto, które zawsze niesie ze sobą negatywną działalność człowieka. Można to zauważyć analizując dane z Kanału Miasto, gdzie zarówno

odnotowano nienajlepszą jakość wód jak i wartość EPT była stosunkowo niska. Z drugiej strony na uzyskanie dość dobrego wyniku jakości wód, w przypadku Rzeki Niezdobnej odpowiedzi można szukać w podłożu, znajdującym się na dnie koryta niniejszej rzeki. Stwierdzono tam kamienie i żwir, które są preferowane przez wiele organizmów dennych zwłaszcza larw owadów, o drapieżnym trybie życia [2, 13].

Przeprowadzona analiza biologiczna cieków w przeciwieństwie do metod fizyczno-chemicznych posiada wiele zalet. Uważana jest za znacznie tańszą (nie wymagającą odczynników chemicznych), szybszą (pozwala na sprawną ocenę stanu środowiska), skuteczną (ocenia nie ilość a jakość środowiska) [16, 17]. Należy zaznaczyć, że każdy monitoring wymaga badań kontrolnych w celu zarejestrowania zmian zachodzących w analizowanych ekosystemach. Stąd właściwe wydają się wszelkie badania, zarówno samej wody jak i dna Jeziora Trzesiecko wraz z jego ciekami zwłaszcza jeśli prowadzimy tam eksperymenty mające aspekt rekultywacji technicznej.

Literatura

1. **Admiraal W., van der Velde G., Smit H., Cazemier G.:** *The Rivers Rhine and Meuse in The Netherlands: present state and signs of ecological recovery*. Hydrobiologia, 265: 97÷128. 1993.
2. **Allan J.D.:** *Ecology of flowing waters*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 450. 1998.
3. **Bécares E.:** *Limnology of natural systems for wastewater treatment*. Ten years of periences at the Experimental Field for Low-Cost Sanitation in Mansilla de las Mulas (León, Spain). Limnetica, 25(1÷2): 143÷154. 2006.
4. **Błachuta J., Żurawska J., Brzostek-Nowakowska J., Martynko-Pluta E., Miluch J., Kassyk W., Wierzchowska E., Berendt I., Zakościelna A.:** *Monitoring of surface waters in Zachodniopomorskie Province Macro-invertebrates*. 62. 2002.
5. **Cals M.J.R., Postma R., Marteiijn E.C.L.:** *Ecological river restoration in The Netherlands: state of the art and strategies for the future*. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 8: 61÷70. 1996.
6. Council of the European Communities.: *Directive 2000/60/EC, Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy*. European Commission PE-CONS 3639/1/100 Rev 1, Luxembourg. 2000.
7. **Fleituch T., Soszka, H., Kudelska, D., Kownacki A.:** *The use of macroinvertebrates as indicators of water quality in rivers: a scientific basis*

- for Polish standard method. Large Rivers vol. 13, Arch. Hydrobiol. Suppl. 141/3 no 3÷4: 225÷239. 2002.
8. **Garcia-Criado F., Tomé A., Vega F.J., Antolin C.:** *Performance of some diversity and biotic indices in rivers affected by coal mining in northwestern Spain.* Hydrobiologia, Kluwer Academic Publishers, Leon, 394: 209÷217. 1999.
 9. **Gorzal M., Kornijów R.:** *Kosmos. Problemy nauk biologicznych.* Polskie Towarzystwo Przyrodników im. Kopernika. Tom 53, nr 2. 2004.
 10. **Hartmann L.:** *Biologiczne oczyszczanie ścieków.* Wydawnictwo Instalator Polski, Warszawa 1999.
 11. **Heese T., Styszko L., Zarzycki P., Boguski A., Wilk-Woźniak E., Żurek R., Lampart-Kaluźniacka M., Fijałkowska D., Włodarczyk E., Lewicka K., Arciszewski M., Chrzczonowicz H.:** *Ocena metod rewitalizacji Jeziora Trzesiecko w celu uzyskania pożądanego stanu stabilizacji.* Maszynopis Katedra Biologii Środowiskowej, Politechnika Koszalińska. 2004.
 12. **Heese T., Boguski A., Wilk-Woźniak E., Żurek R., Lampart-Kaluźniacka M., Fijałkowska D., Włodarczyk E., Lewicka K., Arciszewski M., Chrzczonowicz H.:** *Monitoring ekosystemu Jeziora Trzesiecko poddanego zabiegom rekultywacji w 2005 roku.* Maszynopis Katedra Biologii Środowiskowej, Politechnika Koszalińska. Koszalin 2005.
 13. **Kajak Z.:** *Hydrobiologia – limnologia.* PWN, Warszawa 1998.
 14. **Kołodziejczyk A., Koperski P., Kamiński M.:** *Klucz do oznaczania słodkowodnej makrofauny bezkręgowej dla potrzeb bioindykacji stanu środowiska.* Biblioteka Monitoringu Środowiska, Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa: 136. 1998.
 15. **Konieczna M., Kaczmarek F., Lampart-Kaluźniacka M.:** *Rewitalizacja Jeziora Trzesiecko koło Szczecinka wybór optymalnej metody.* Materiały Zjazdowe. II Międzynarodowa Konferencja Studentów i Młodych Pracowników Nauki. Jelenia Góra 2005; s :25÷27. 2005.
 16. **Kownacki A., Soszka H., Kudelska D., Flejtuch T.:** *Bioassessment of Polish rivers based on macroinvertebrates [in] “11th Magdeburg seminar on Waters In Central and Eastern Europe: Assessment, Protection, Management”* Geller W. et al. (eds.). Proceedings of the international conference, 18÷22 October 2004 at the UFZ. UFZ-Bericht, 18/2004: 250÷251. 2004.
 17. **Kownacki A., Soszka H.:** *Guidelines for the evaluation of the status of rivers on the basis of macroinvertebrates and for intakes of macroinvertebrate samples in lakes,* Warsaw: 51. 2004.
 18. **Lampart-Kaluźniacka M., Konieczna M., Piłkuła K.:** *Stan ekologiczny wód Kanału Radackiego na podstawie wskaźników i indeksów biotycznych.* Rocznik Ochrona Środowiska 12/2010: 444÷457. 2010.

19. **Lelek A.:** *The Rhine River and some on its tributaries under human impact in the last two centuries* [in] "Proc. Intern. Large River Symposium" Dodge D.P. (ed.). Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 106: 469÷487. 1989.
20. **Piesik Z., Poleszczuk G.:** *Możliwości rewitalizacji Jeziora Trzesiecko w Szczecinku*. V Konferencja Naukowo – Techniczna. Ochrona i rekultywacja jezior. Grudziądz 2004.
21. PN-EN 27828: „*Methods to take samples for biological examinations: guidelines for macrobenthos intake with the use of a hand net*”. Polski Komitet Normalizacyjny: 10. 2001.
22. **Richards C., Host G.E., Arthur J.W.:** *Identification of predominant environmental factors structuring stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment*. Freshwat. Biol., 29: 285÷294. 1993.
23. Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 roku z sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych. Dz. U. z dnia 9 września 2008 r.
24. **Ruse L.P.:** *Multivariate techniques relating macroinvertebrate and environmental data from a river catchment*. Wat. Res., 30: 3017÷3024. 1996.
25. **Rybak J.I.:** *Bezkręgowe zwierzęta słodkowodne*. PWN, Warszawa. 2000.
26. **Stańczykowska A.:** *Zwierzęta bezkręgowe naszych wód*. Wydawnictwo Szkolne i Pedagogiczne, Warszawa. 1986.
27. **Stańczykowska A.:** *Ekologia naszych wód*. Wydawnictwo Szkolne i Pedagogiczne, Warszawa 1997.
28. **Ślizowski R., Radecki-Pawlik A., Huta K.:** *Analiza wybranych parametrów hydrodynamicznych na bystrzu o zwiększonej szorstkości na Potoku Sanoczek*. Infrastructure and Ecology of Rural Areas, Polska Akademia Nauk, Kraków, 2: 47÷58. 2008
29. **Wright J.F., Moss D., Armitage P.D., Furse M.T.:** *A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macroinvertebrate species and the prediction of community type using environmental data*. Freshwat. Biol., 14: 221÷256. 1984.
30. **Van Urk G., de Vaate B.:** *Ecological studies in the Lower Rhine in The Netherlands* [in] "Biologie des Rheins" Kinzelbach R., Friedrich G. (eds). Vol. 1, Limnologie Aktuell: 131÷145. 1990.

Assessment of Degree of Eutrophization of Lake Trzesiecko Streams Based on Biotic Indicators

Abstract

The assessment of the rate of eutrophization of waters was carried out based on macrozoobenthos, i.e. organisms adapted to life in bottom sediments. They are considered as an important element of water ecosystems. They participate in organic matter circulation, and are a common food source for fish. Simultaneously, for the past few years in Poland, they have been used to determine water quality with the application of biotic indicators and indexes, i.e. TBI (Trent Biotic Index), BMWP-PL (Biological Monitoring Working Party adapted to Polish conditions), EPT (Ephemeroptera – mayflies, Plecoptera – stoneflies, Trichoptera – caddisflies), as well as the S saprobe index. In addition to determining the ecological status of waters, also the numbers, concentration, and biomass of the determined taxa were analyzed in the scope of this survey.

The research was carried out on 8 October 2009. Six streams were analyzed, namely: the Niezdobna River, the Lipnicki Creek, the Wilczkowski Creek, the Radacki Canal, the Small Trzesiecki Canal, and the Miasto Canal. On each of the streams, a research site was established, where four qualitative and one quantitative sample was taken.

In the scope of the research, the total of 30 samples were obtained, with 4187 individuals of macrozoobenthos identified. Organisms belonging to the following taxa were numerous: *Bivalvia* – mussels, *Coleoptera* – beetles, *Crustacea* – crustaceans, *Diptera* – flies, *Ephemeroptera* – mayflies, *Gastropoda* – snails, *Hirudinea* – leeches, *Oligochaeta* – earthworms, and *Trichoptera* – caddisflies. The highest numbers were observed for the Wilczkowski Creek, and the lowest in the case of the Miasto Canal. The highest biomass was determined for the Niezdobna River, and the minimal biomass – for the Lipnicki Creek. The ecological status of the streams studied varied between good and satisfactory, depending on the stream and indicator. The best result was obtained for the Niezdobna River, the Lipnicki Creek, and the Small Trzesiecki Canal. Unsatisfactory ecological status was determined for the Miasto Canal and the Wilczkowski Creek.

Water quality is of utmost importance for the accurate progress of the undertaken methods of the technical reclamation of the lake. The works aim at improving the ecological status of the lake, and increasing its natural values. This is bound to be difficult to achieve if the lake's tributaries introduce too large amounts of pollutants. Simultaneously, the lake cannot have negative influence on the rivers flowing out of the lake. Otherwise it is doubtful that they contribute to the attractiveness of the urban park.



Wpływ termicznego przetworzenia i enzymatycznej hydrolizy biomasy sorgo (*Sorghum bicolor*) na efektywność wytwarzania biogazu w procesie fermentacji metanowej

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

1. Wprowadzenie

Zwiększenie efektywności technologicznej procesów fermentacji metanowej substratów organicznych o różnej charakterystyce jest jednym z głównych zadań stojących przed naukowcami, technologami, eksploatatorami i projektantami systemów biogazowania. Z danych literaturowych wynika, iż osiągnięcie tego celu przy obecnym stanie techniki oraz wiedzy biotechnologicznej jest bardzo trudne. Wciąż jednak poszukiwane są alternatywne rozwiązania technologiczne wpływające bezpośrednio na uzyskiwane efekty końcowe, głównie ilość oraz skład jakościowy biogazu, a także charakterystykę wsadu przefermentowanego [1, 5]. Optymalizację procesu fermentacji metanowej próbuje się uzyskać poprzez wdrażanie nowych konstrukcji reaktorów, modyfikację warunków technologicznych prowadzenia procesu oraz wprowadzanie technik wstępnego przygotowania, kondycjonowania i preparowania substratu [7÷9].

Jednym z alternatywnych rozwiązań, skutecznie wspomagających proces beztlenowego rozkładu biomasy roślin energetycznych, może być wprowadzenie do układu technologicznego etapu obróbki enzymatycznej. Zastosowanie enzymów przeprowadzających hydrolizę celulozy, hemicelulaz i celobiozy stała się w ostatnim czasie tematem badań prowadzonych przez wielu naukowców na całym świecie [4, 6, 10]. Wiele grzybów i bakterii specjalizuje się w produkcji enzymów, które degradują materiał biologiczny w środowisku naturalnym, w związku z tym upatruje się tu możliwości, efektywnej pod względem ekonomicznym, produkcji biopaliw celulozowych.

Celem prezentowanych badań było określenie wpływu przeprowadzenia wstępnej hydrotermalnej depolimeryzacji oraz enzymatycznej hydrolizy biomasy sorgo (*Sorghum bicolor*) na efektywność procesu fermentacji metanowej prowadzonej w warunkach mezofilowych (35°C) pod kątem ilości i składu uzyskiwanego biogazu.

2. Metodyka

Prace badawcze przeprowadzono w warunkach laboratoryjnych. Doświadczenia zmierzały do określenia wpływu termicznego przetworzenia oraz enzymatycznej hydrolizy biomasy roślinnej na efektywność procesu fermentacji metanowej. W tym celu testowany substrat poddawano w pierwszej kolejności obróbce termicznej, a następnie kondycjonowaniu z wykorzystaniem multikompleksu enzymów. Proces fermentacji metanowej prowadzono w układzie statycznym z wykorzystaniem reaktorów modelowych, gdzie monitorowano zachodzące przemiany związków organicznych oraz ilość i skład powstającego biogazu. W eksperymencie wykorzystywano biomasę sorgo (*Sorghum bicolor*).

Niezależnie od części eksperymentu, rozdrobniony mechanicznie materiał roślinny z wykorzystaniem urządzenia rozdrabniającego Robot Coupe Blixer 3, poddawano wstępnej hydrotermalnej depolimeryzacji. Proces ten przeprowadzono w reaktorze ciśnieniowym o objętości czynnej 2,3 dm³. Do reaktora wprowadzano 300 g biomasy roślinnej i inkubowano w temperaturze 200°C przez okres 120 minut w piecu muflowym.

W dalszej części eksperymentu przetworzoną termicznie biomasę wprowadzano do reaktorów otwartych o objętości czynnej 0,5 dm³ wyposażonych w system mieszania, a następnie dozowano mutikompleks en-

zymatyczny Celluclast 1.5 L, Novozym 188 i Hemicellulase firmy Sigma-Aldrich. W celu uzyskania optimum aktywności stosowanych enzymów przed wprowadzeniem ich do przetworzonej hydrotermalnie biomasy uwadniano ją do poziomu 98,0% i obniżano wartość pH do wartości 5,23. Reaktory hydrolizy enzymatycznej zostały następnie umieszczone w temperaturze 20°C i były inkubowane przez okres 24 h. Doświadczenie zostało podzielone na trzy warianty. Kryterium podziału stanowiły dawki enzymów dozowane do układu technologicznego (tabela 1).

Tabela 1. Stosowane dawki enzymów w poszczególnych wariantach eksperymentu

Table 1. Doses of enzymes in particular experimental variants

Nazwa enzymu	Deklarowana aktywność [U/g]	Deklarowana aktywność [U/g s.m]	Dawka enzymu [g/g s.m]		
			wariant I	wariant II	wariant III
Cellulast 1,5 L	700	30	$9,61 \cdot 10^{-3}$	$19,23 \cdot 10^{-3}$	$38,46 \cdot 10^{-3}$
Novozym 188	250	25	$13,45 \cdot 10^{-3}$	$26,9 \cdot 10^{-3}$	$53,8 \cdot 10^{-3}$
Hemicellulase	1500	30	$4,425 \cdot 10^{-3}$	$8,85 \cdot 10^{-3}$	$17,7 \cdot 10^{-3}$
Łączna dawka enzymów			$24,8 \cdot 10^{-3}$	$55,0 \cdot 10^{-3}$	$109,9 \cdot 10^{-3}$

Po procesie inkubacji mieszaniny substratu roślinnego oraz określonej dawki enzymów przeprowadzono proces fermentacji metanowej. W tym celu substrat wprowadzono do komór reakcyjnych z osadem beztlenowym o objętości czynnej 0,5 dm³. Charakterystykę osadu beztlenowego stosowanego w eksperymencie przedstawia tabela 2.

Zastosowano następujące parametry technologiczne procesu fermentacji metanowej: obciążenie na poziomie 1,0 g s.m.o./dm³·d, temperatura 35°C. Na początku cyklu doświadczalnego, w celu wpracowania osadu beztlenowego, do modelowych komór fermentacyjnych wprowadzono 25% całkowitego ładunku testowanej biomasy roślinnej. Pozostałą część substratu wprowadzono piątego dnia trwania inkubacji.

W celu zapewnienia warunków beztlenowych przed rozpoczęciem procesu fermentacji dokonano odtlenienia całej objętości reaktora poprzez przedmuchiwanie azotem. Komory reakcyjne zaopatrzone były w system odprowadzania i gromadzenia biogazu oraz układ wprowadzania substratu. Pełne wymieszanie zapewniono dzięki zastosowaniu wy-

trząsarki laboratoryjnej, która pracowała z intensywnością 100 obr/min. Stabilność termiczną na poziomie 35°C uzyskano dzięki umieszczeniu układu reaktorów w szafie termostatujującej. Czas zatrzymania substratu w reaktorach wynosił 20 dni. Próby do badań pobierano co pięć dni.

Tabela 2. Charakterystyka osadu beztlenowego wykorzystanego w doświadczeniu

Table 2. Characteristics of anaerobic sludge used in the experiment

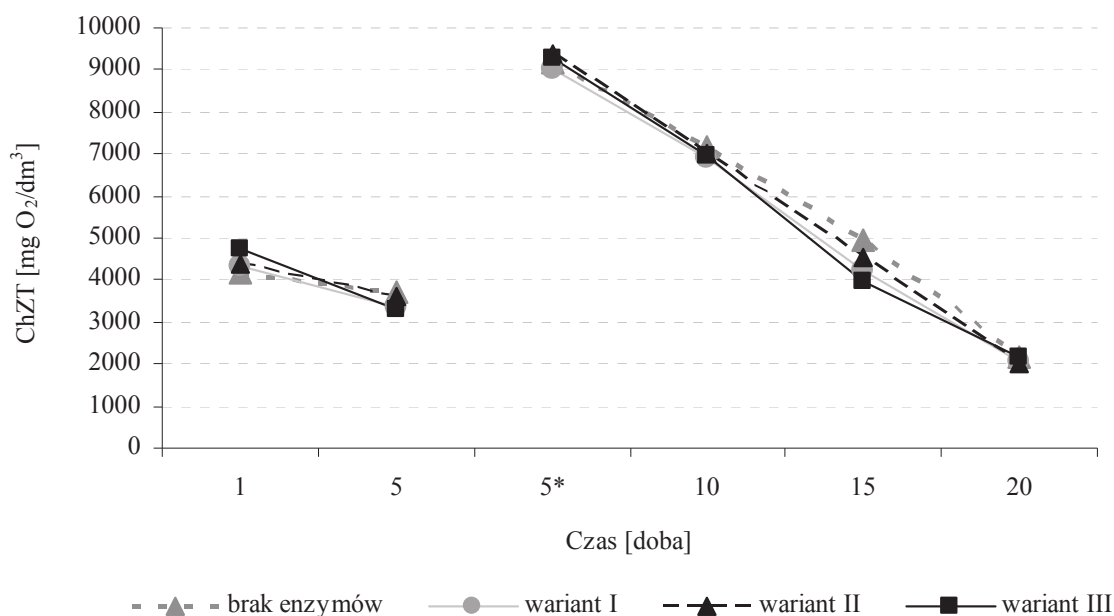
Parametr	Jednostka	wartość min.	wartość max.	średnia	odchylenie standardowe
pH	–	7,16	7,43	7,3	0,14
Uwodnienie	[%]	98,4	98,7	98,6	0,15
Sucha masa	[%]	1,3	1,6	1,5	0,15
Substancje organiczne	[% s. m.]	49,13	51,96	50,5	1,42
Substancje mineralne	[% s. m.]	48,04	50,87	49,5	1,41
CSK (czas ssania kapilarnego)	[s]	579	611	595	16,0

Badania ukierunkowane były na określenie ilości i składu uzyskiwanego biogazu (Gas Data LMS xi) oraz stopnia usunięcia substancji organicznych opisanych wskaźnikiem ChZT z fazy rozpuszczonej (metodą Hach Lange GMBH LCK 514). W fazie ciekłej prowadzono także analizy zmiany zawartości węglowodanów (metodą z odczynnikami antronowym). Kontrolowano również zmiany suchej masy (metodą wagową).

3. Wyniki badań

Zastosowanie kompleksu enzymatycznego do wstępnego kondycjonowania tego rodzaju biomasy spowodowało, wyższą efektywność usuwania związków organicznych wyrażonych wskaźnikiem ChZT z fazy rozpuszczonej testowanego substratu roślinnego. Po pięciu dniach inkubacji największą skuteczność wynoszącą 30,0% obserwowano w wariancie III. W tym przypadku wartość tego wskaźnika wynosiła średnio 3305 mg O₂/dm³. W wariancie I zanotowano 22,3% sprawność wykorzystania związków organicznych charakteryzowanych wskaźnikiem ChZT, natomiast w wariancie II proces zachodził ze średnią wydaj-

nością na poziomie 18,4%. W tych dwóch wariantach po pięciu dniach inkubacji stwierdzono odpowiednio 3362 mg O₂/dm³ i 3591 mg O₂/dm³. Dla porównania w wariantcie porównawczym, w którym testowany substrat poddawano jedynie wstępnej termicznej depolimeryzacji po porównywalnym czasie zatrzymania w układzie stwierdzono 3712 mg O₂/dm³.



Rys. 1. Zmiany wartości ChZT w fazie rozpuszczonej w czasie trwania eksperymentu w zależności od zastosowanego wariantu technologicznego (5* – moment wprowadzenia całkowitego ładunku substratu)

Fig. 1. Changes in COD value in the dissolved phase over the experimental period as affected by the technological variant applied (5* – moment of substrate administration)

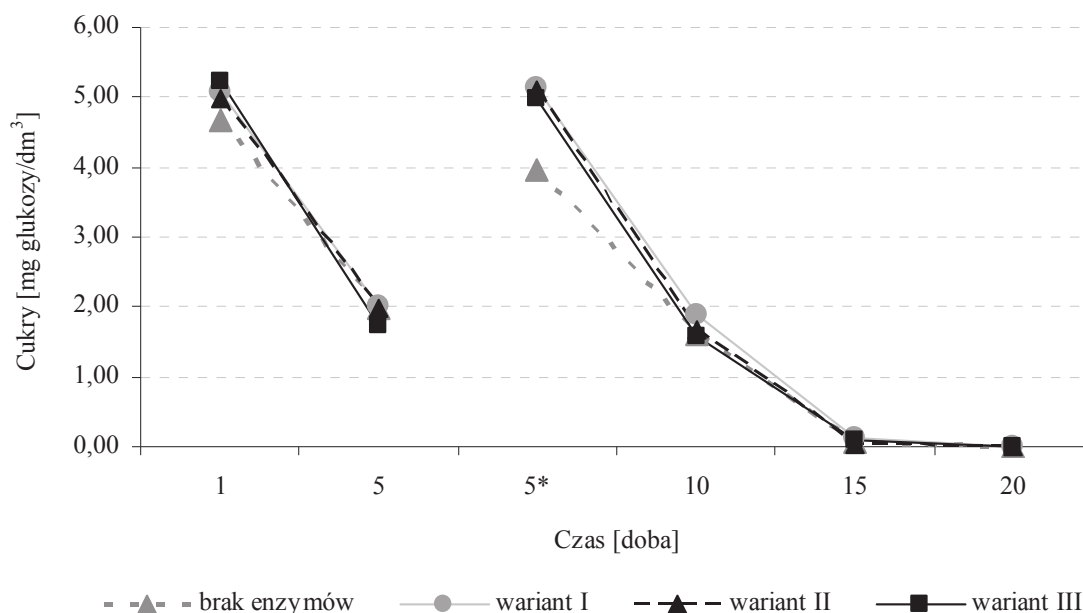
Po wprowadzeniu do eksploatowanych, modelowych komór fermentacyjnych całkowitej ilości substratu roślinnego wynikającej z założeń technologicznych przebiegu eksperymentu we wszystkich wariantach obserwowano stopniowe ograniczanie zawartości związków organicznych charakteryzowanych wskaźnikiem ChZT w fazie rozpuszczonej. Bezpośrednio po wprowadzeniu substratu wartość ChZT kształtowała się w zakresie od 8998 mg O₂/dm³ w wariantcie I do 9391 mg O₂/dm³ w wariantcie II. W próbie kontrolnej, bez stosowania multikompleksu enzymatycznego stwierdzono wartość ChZT na poziomie 9172 mg O₂/dm³. War-

tości wskaźnika ChZT w próbach pobieranych w kolejnych dniach prowadzenia eksperymentu pozwalają stwierdzić, iż proces wykorzystania rozpuszczonej frakcji węgla organicznego zachodził podobnie, niezależnie od zastosowanego wariantu technologicznego. Po 20 dobach zatrzymania substratu roślinnego w modelowych komorach fermentacyjnych stwierdzono, iż wartość ChZT zawierała się w wąskich granicach od 2004 mg O₂/dm³ w wariancie II do 2172 mg O₂/dm³ w wariancie bez zastosowania enzymów. W tej części doświadczenia nie stwierdzono, zależności istotnego zwiększenia sprawności rozkładu związków organicznych określonych wskaźnikiem ChZT od dawki zastosowanego kompleksu enzymatycznego.

Podczas 24 godzinnej inkubacji uwodnionej biomasy z enzymami nie stwierdzono wzrostu stężenia glukozy w fazie rozpuszczonej. Wariant I przyczynił się do wzrostu na poziomie 8,1% w stosunku do wartości początkowej, wariant III do 5,0% zwiększenia zawartości tego cukru. W przypadku, w którym testowano drugą co do wielkości dawkę kompleksu enzymatycznego obserwowano najniższą koncentrację cukrów która wynosiła 4,99 mg/dm³. W wariancie I koncentracja tego cukru kształtowała się na średnim poziomie 5,06 mg/dm³, natomiast w wariancie III – 5,24 mg/dm³. Po pięciu dobach fermentacji prowadzonej w modelowych komorach najwyższą skuteczność wykorzystania tego związku obserwowano w wariancie III. W tym przypadku sprawność rozkładu glukozy wynosiła 66,8%. W próbie bez wstępnej hydrolizy enzymatycznej zawartość cukrów kształtowała się na poziomie 1,98 mg/dm³ i była efektem 58,7% sprawność rozkładu w warunkach beztlenowych. Obserwacje i analizy prowadzone w dalszej części eksperymentu potwierdziły istotny wpływ wstępnej enzymatycznej hydrolizy na proces wykorzystania węglowodorów z fazy rozpuszczonej substratu organicznego. Stwierdzono, iż po 20 dniach zatrzymania substratu w modelowych komorach fermentacyjnych cukry zostały wykorzystane całkowicie zarówno w próbie bez dodatku multikompleksu enzymatycznego, jak i w pozostałych wariantach doświadczenia.

Proces ograniczania stężenia suchej masy w modelowych komorach beztlenowych zachodził w sposób bardzo wyrównany we wszystkich analizowanych przypadkach. Niezależnie od sposobu wstępnego kondycjonowania substratu roślinnego obserwowano zbliżone wartości suchej masy po zakończeniu eksperymentu. Wynosiły one średnio od

11992 mg/dm³ w wariancie II do 12418 mg/dm³ w przypadku, w którym zastosowano jedynie proces termalnej depolimeryzacji. Wartości suchej masy na początku i na końcu cyklu eksperymentalnego zaprezentowano w tabeli 3.



Rys. 2. Zmiany stężenia glukozy w fazie rozpuszczonej w czasie trwania eksperymentu w zależności od zastosowanego wariantu technologicznego (5* – moment wprowadzenia całkowitego ładunku substratu)

Fig. 2. Changes in the concentration of glucose in the dissolved phase over the experimental period as affected by the technological variant applied (5* – moment of substrate administration)

Tabela 3. Zmiany koncentracji suchej masy podczas trwania eksperymentu

Table 3. Changes in the concentration of dry matter over the experimental period

Wariant	Sucha masa ogólna [mg/dm ³]		Zmniejszenie ilości suchej masy ogólnej [%]
	1 dzień	20 dzień	
brak enzymów	19710	12418	37,0
I		12037	38,9
II		11992	39,2
III		12072	38,7

W tej części eksperymentu stwierdzono podobne ilości biogazu uzyskane po 20 dniach zatrzymania w układzie technologicznym próbek po wstępnej hydrolizie enzymatycznej. Uzyskana ilość biogazu w tych wariantach eksperymentu wynosiła 0,14 dm³. Próba z biomasą, która kondycjonowana była jedynie czynnikami fizycznymi pozwoliła na uzysk gazowych produktów metabolizmu bakterii beztlenowych na poziomie 0,12 dm³. Zawartość metanu w wariantach, w których zastosowano multikompleks enzymatyczny kształtowała się w zakresie od 40,9% w wariancie II do 43,2% w wariancie III. W przypadku, w którym biomasa poddawana była jedynie dwugodzinnemu procesowi termicznej depolimeryzacji w gazowych produktach metabolizmu bakterii beztlenowych stwierdzono 39,7% metanu. Pełną charakterystykę powstającego biogazu zaprezentowano w tabeli 4.

Tabela 4. Charakterystyka ilości i składu biogazu w zależności od wariantu eksperymentu

Table 4. Characteristics of the quantity and composition of biogas as affected by the experimental variant

Parametr	Wariant			
	brak enzymów	I	II	III
Zawartość C w fazie gazowej [mol]	0,00452	0,00439	0,00415	0,00482
Zawartość CO ₂ w fazie gazowej [mol]	0,002726	0,002533	0,002453	0,002738
Zawartość CH ₄ w fazie gazowej [mol]	0,001794	0,001857	0,001697	0,002082
Zawartość CO ₂ [%]	60,3	57,7	59,1	56,8
Zawartość CH ₄ [%]	39,7	42,3	40,9	43,2
Produkcja gazu [dm ³ /g s.m.]	0,12	0,14	0,14	0,14

4. Dyskusja wyników

W prezentowanym eksperymencie, podczas prowadzenia procesu fermentacji biomasy testowanych substratów, monitorowano zmiany stężenia ChZT w fazie rozpuszczonej. We wszystkich wariantach doświadczenia zmniejszenie wartości tego wskaźnika wynosiło powyżej 75% w stosunku do wartości początkowej. Jak wynika z badań przyto-

czonych przez Weilandta [11], fermentacja mezofilowa buraków pastewnych, pozwoliła na usunięcie zanieczyszczeń organicznych wyrażonych jako ChZT na poziomie 90,0%. Zawartość metanu w produkowanym biogazie w przypadku badań przytoczonych przez Weilandta wynosiła 54,0%, natomiast w prezentowanym eksperymencie zawartość metanu we wszystkich przypadkach oscylowała blisko poziomu 40%. Wydajność wytwarzania biogazu z tony świeżych buraków pastewnych wyniosła 45 m³/t surowca, z tony świeżej biomasy sorgo notowano 12 m³/t, natomiast w przypadku biomasy sorgo po procesie enzymatycznej hydrolizy stwierdzono 14 m³/t substratu.

Dinuccio i inni badali wydajność produkcji biogazu i zawartość metanu z takich substratów jak kukurydza, winogrona, słoma, ryż czy skórki pomidorów. We wszystkich przypadkach zawartość metanu w biogazie stabilizowała się do wartości 50% a 60% [3].

Shiguan Yanga i współautorzy w swojej pracy skupili się na zastosowaniu rośliny szuwarowej *Spartina alterniflora* jako surowca do fermentacji metanowej. Z przeprowadzonych przez autorów badań wynika że zawartość metanu w biogazie wzrosła z 53% w dniu 3 eksperymentu do około 62% po 13 dniach fermentacji. Procesem ograniczającym szybkość procesu była hydroliza substancji ligninocelulozowych. Uzyskana efektywność biodegradacji związków organicznych wyniosła 45%. Zawartość metanu w biogazie była także znacznie mniejsza niż w przypadku wariantów zastosowanych w opisywanym doświadczeniu. W badaniach Shiguana Yanga i innych wyprodukowana ilość metanu wyniosła 358 m³/t s.m.o. [12].

Bauer i inni badali wydajność metanu z różnych roślin energetycznych. użytymi substratami były kiszonki kukurydzy, słonecznika, lucerny, sorgo, jęczmienia i słomy pszennej. Jak wynika z przedstawionych wyników badań najlepsze efekty przyniosło biogazowanie kiszonki pszenicy, w wyniku tego procesu powstało 419 m³ CH₄/t s.m.o, ciekawym rozwiązaniem okazuje się być zastosowanie termicznej obróbki wstępnej, ze słomy pszennej poddanej działaniu 170°C przez 10 min, pod ciśnieniem 20 barów uzyskano 361 m³ CH₄/t s.m.o, aż o 85 m³ CH₄/t s.m.o więcej niż w przypadku słomy nie poddanej wstępnej obróbce [2]. Przedstawione wyniki badań nie potwierdzają, efektów uzyskanych podczas fermentacji metanowej sorgo po wstępnej obróbce hydrotermalnej depolimeryzacji w temperaturze 200°C.

5. Wnioski

Zastosowane metody obróbki wstępnej w przypadku biomasy sorgo nie okazały się być efektywne. Hydroliza enzymatyczna w większości analizowanych przypadków nie spowodowała uwolnienia znacznych ilości związków organicznych charakteryzowanych wskaźnikiem ChZT oraz węglowodanów do fazy rozpuszczonej. Bezpośrednim efektem zastosowania hydrolizy enzymatycznej było poprawienie wydajności produkcji i składu jakościowego biogazu pod kątem zawartości wysokoenergetycznego metanu.

Podczas eksperymentu obserwowano również zmniejszenie zawartości suchej masy we wsadzie przefermentowanym. Zjawisko to było szczególnie widoczne w wariancie, w którym do biomasy ślazuwca pensylwańskiego wprowadzono dawki testowanego multikompleksu enzymów.

Podziękowania

Przedstawione prace zostały wykonane w ramach realizacji projektu kluczowego pt. Modelowe kompleksy agroenergetyczne jako przykład kogeneracji rozproszonej opartej na lokalnych i odnawialnych źródłach energii, nr POIG.01.01.02-00-016/08, realizowanego w ramach Programu Operacyjnego Innowacyjna Gospodarka 2007÷2010. Projekt ten jest współfinansowany przez Unię Europejską ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego.

Literatura

1. **Baier U., Achmidheyny P.:** *Enhanced anaerobic degradation of mechanically disintegrated sludge.* Wat. Sci. and Technol., 36, 11, 137÷143, 1997.
2. **Bauer A., Leonhartsberger C., Bosch P., Amon B., Friedl A., Amon T.:** *Analysis of methane yields from energy crops and agricultural by-products and estimation of energy potential from sustainable crop rotation systems in EU-2.* Clean Techn Environ Policy, 12, 153÷161. 2010.
3. **Dinuccio E., Balsari P., Gioelli F., Menardo S.:** *Evaluation of the biogas productivity potential of some Italian agro-industrial biomasses.* Bioresource Technology, 101, 3780÷3783. 2010.
4. **Eder B., Gunthert F.:** *Practical experience of sewage sludge disintegration by ultrasounds.* TU Hamburg – Harburg Reports of Sanit. Eng., 35, 173÷188. 2002.

5. **Hogan F.:** *Ultrasound enhances sludge digestion.* Water and Wastewater International, 18, 6. 2003.
6. **Kim J., Park C., Kim T., Lee M., Kim S., Lee J.:** *Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge.* J. of Bioscience nad Bioeng. 95, 3, 271÷275. 2003.
7. **Kopp J., Dichtl W., Muller J., Schwedes J.:** *Anaerobic digestion and dewatering characteristics of mechanical disintegrated excess sludge.* Inter. Conf. of Sludge Management, Politechnika Częstochowska, 2, 231÷238. 1997.
8. **Li Y., Noike T.:** *Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by thermal pretreatment.* Wat. Sci. Tech., 26, 857÷866. 1992.
9. **Neis U.:** *Intensification of biological and chemical processes of ultrasounds.* TU Hamburg-Harburg Reports of Sanit. Eng., 35, 79÷90. 2002.
10. **Neves L., Ribeiro R., Oliveira R., Alves M. M.:** *Enhancement of methane production from barley waste.* Biomass and Bioenergy, 30, 599÷603. 2006.
11. **Weiland P.:** *Production and Energetic Use of Biogas.* Applied Biochemistry and Biotechnology, 109. 2003.
12. **Yanga S, Lia J., Zhenga Z., Meng Z.:** *Characterization of *Spartina alterniflora* as feedstock for anaerobic digestion.* Biomass and Bioenergy, 33, 597÷602. 2009.

Influence of Thermal Preparation and Enzymatic Hydrolysis of Sorghum (*Sorghum moench*) Biomass on the Yield of Methane Fermentation

Abstract

The process of methane fermentation is optimized by implementation of new reactors construction, modification of technological conditions of the process and implementation of techniques of preliminary preparation, pre-conditioning and pre-treatment of the substrate.

One of the alternative solutions, that effectively enhances the process of anaerobic decomposition of biomass from energy crops, may be the incorporation of the stage of enzymatic processing to the technological system. The application of enzymes hydrolyzing cellulose, hemicellulases and cellobiose, has recently been addressed in multiple re-

searches conducted worldwide. In addition, a number of fungi and bacteria are known to produce enzymes that are degrading biological material in the natural environment, and thereby may be applied for cost-effective production of cellulose biofuels.

The reported study was aimed at determining the effect of preliminary hydrothermal depolymerization and enzymatic hydrolysis of sorghum (*Sorghum moench*) biomass on the yield of methane fermentation in terms of the quantity and composition of biogas produced. Irrespective of the stage of experiment, plant substrate disintegrated mechanically with a disintegrating device Robot Coupe Blixer 3, was subjected to preliminary hydrothermal depolymerization. It was carried out in a pressure reactor with active volume of 2.3 dm³. In brief, 300 g of Virginia fanpetals biomass with hydration of 55% and organic matter content of 33.8% of fresh weight were administered to the reactor. Next, the reactor with the plant substrate was incubated at a temperature of 200°C, under a pressure of 17 Ba, for 120 minutes in a muffle furnace.

In the subsequent stage of the experiment, the processed biomass of Virginia fanpetals was applied into open reactors with active volume of 0.5 dm³ and equipped with a mixing system, and then an enzymatic multicomplex (Celluclast 1.5 L, Novozym 188 and Hemicellulase) was dosed in. In order to achieve the maximum activity of the enzymes applied, before they have been added to the hydrothermally-processed biomass of Virginia fanpetals the plant had been hydrated to 98.0% and the pH value had been reduced to 5.23. Reactors used for enzymatic hydrolysis were then incubated at 20°C for 24 h. The experiment was divided into three variants depending on doses of the enzymes applied into the technological system.

The application of pre-treatment turned out to be low effective, since enzymatic hydrolysis of sorghum caused the release of a small quantity of carbohydrates to the dissolved phase. Analyses conducted in the study demonstrated also a decrease in dry matter content of fermented feedstock, with the decrease being especially tangible in the variant in which the highest dose of the enzymatic multicomplex was administered to sorghum biomass. A direct result of the application of enzymatic hydrolysis was to improve production efficiency and qualitative composition of biogas in terms of high methane content.



Zmiany ilościowe WWA w ściekach oczyszczonych podczas utleniania

*Maria Włodarczyk-Makula
Politechnika Częstochowska*

1. Wstęp

Obecność WWA w ściekach potwierdzają doniesienia literaturowe i badania własne. Wykazano, że najbardziej obciążone tymi związkami są ścieki pochodzące z przeróbki paliw (koksownicze, petrochemiczne) [1, 2]. Potwierdzono także, w mniejszych stężeniach, występowanie WWA w ściekach komunalnych i bytowych [3, 4]. Dlatego udział ścieków przemysłowych decyduje o zawartości WWA w ściekach dopływających do oczyszczalni. W niektórych przypadkach do oczyszczalni wprowadzane są także ścieki deszczowe, które również zawierają WWA [5]. W prawnych przepisach dotyczących ścieków odprowadzanych do środowiska podano dopuszczalne wartości dla lotnych węglowodorów aromatycznych BTX, węglowodorów ropopochodnych oraz adsorbowanych związków chloroorganicznych AOX. W odniesieniu do WWA nie wyznaczono wartości dopuszczalnych. Jednak ze względu na wielokrotnie potwierdzone rakotwórcze, mutagenne i teratogenne właściwości należy je zaliczyć do substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego, które należy eliminować [6, 7]. Z drugiej strony

wymienia się WWA w przepisach prawnych dotyczących monitoringu wód powierzchniowych [8]. Ze względu na to, że WWA nie są usuwane w procesach oczyszczania ścieków w wystarczającym stopniu, ścieki odprowadzane do odbiorników mogą wносить znaczny ładunek tych zanieczyszczeń [4]. W wodach powierzchniowych są kumulowane w organizmach wodnych i osadach dennych [9, 10]. Mimo tego, że WWA zaliczane są do ksenobiotyków w określonych warunkach środowiska podlegają przemianom biologicznym i fizyczno-chemicznym [11, 12]. Wśród procesów zachodzących bez udziału mikroorganizmów wymienia się takie, w wyniku których ulegają przemieszczeniu do innego środowiska, takie, które prowadzą do destrukcji WWA oraz takie, w wyniku których powstają nowe związki. Ponadto WWA ulegają sorpcji na cząstkach stałych [13]. W przypadku zabsorbowanych WWA, eliminacja tych związków z wody i ścieków polega na usuwaniu zawiesin np. z wykorzystaniem metod membranowych (ultrafiltracja, odwrócona osmoza) [14, 15]. Migracja do innego środowiska następuje podczas ulatniania WWA do atmosfery lub wymywania z materiałów stałych przez opady atmosferyczne [16, 17]. Pochodne WWA powstają w wyniku reakcji z innymi składnikami matrycy (fluorowcowanie, nitrowanie, sulfonowanie, alkilowanie, acylowanie) [18]. Procesy destrukcji WWA skupiają się wokół chemicznego utleniania i fotodegradacji [19, 20]. Proces fotolizy wydaje się być jednym z obiecujących procesów w usuwaniu WWA z wody i ścieków. Efektywność usuwania WWA w tym procesie były przedmiotem badań własnych [21]. Utlenianie chemiczne można prowadzić z wykorzystaniem rodnika hydroksylowego z odczynnika Fentona, ozonu, nadmanganianu czy ditlenku diwodoru. Celem badań opisanych w niniejszym artykule było określenie zmian WWA w ściekach podczas działania silnego utleniacza jakim jest ditlenek diwodoru.

2. Metodyka badań

2.1. Materiał i metody

Badania prowadzono z wykorzystaniem ścieków oczyszczonych pobranych z miejskiej oczyszczalni, do której dopływają ścieki bytowe oraz przemysłowe (30%). RLM dla tej oczyszczalni przekracza 100 000 [6]. Procesy technologiczne stosowane w oczyszczalni opierają się o metodę osadu czynnego z biologicznym usuwaniem azotu i chemicznym

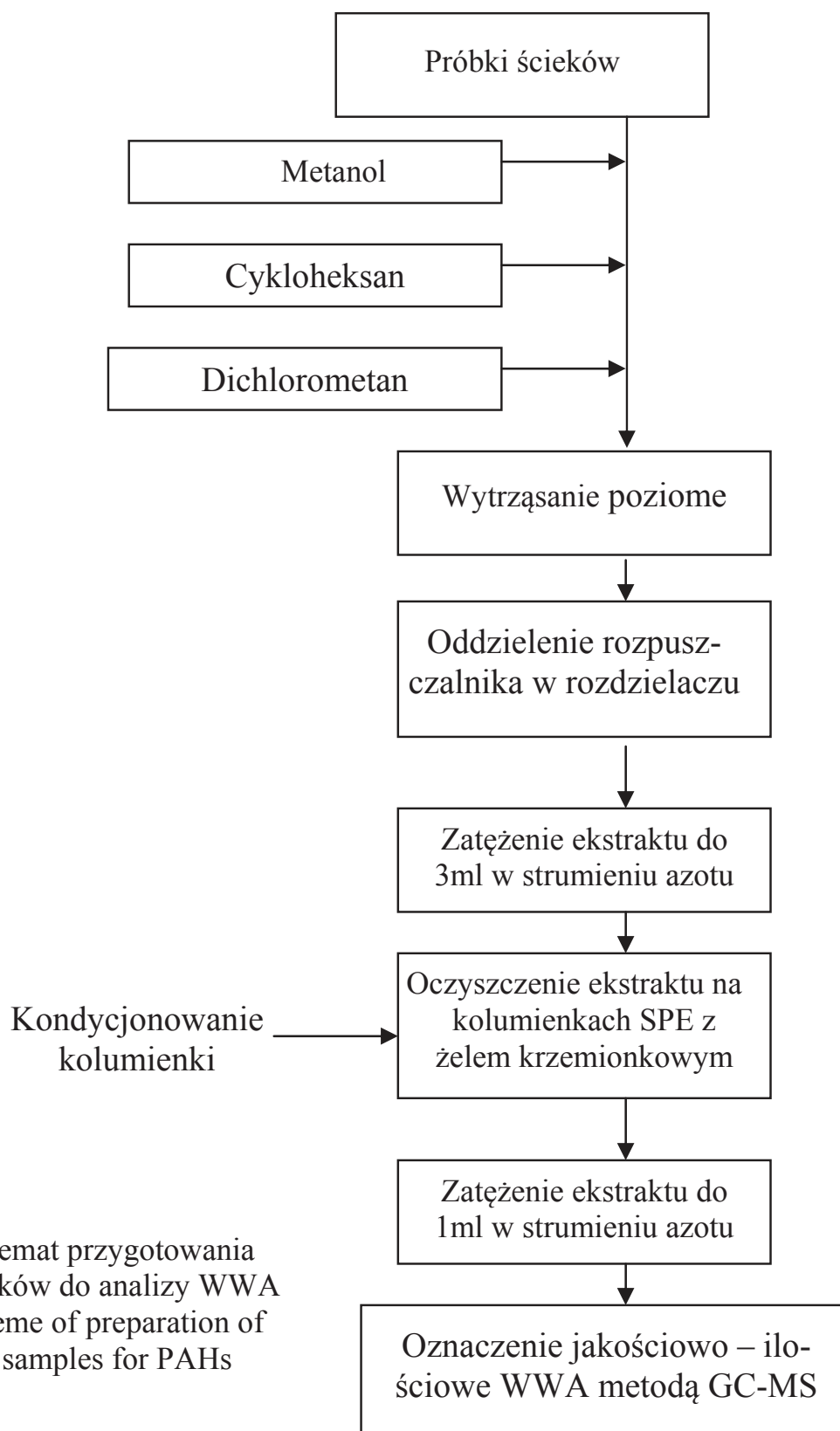
usuwaniem fosforu. Usuwanie azotu przebiega w 8 bioreaktorach z wydzielonymi strefami anoksydacyjnymi i tlenowymi. Chemiczne strącanie fosforu realizowane jest jako proces symultaniczny. Z oczyszczalni pobrano ścieki oczyszczone, które odprowadzane są w praktyce do odbiornika powierzchniowego. Próbkę ścieków pobrano jako chwilową. Ścieki wstępnie scharakteryzowano, wykonując oznaczenia takich wskaźników fizyczno-chemicznych jak: zawartość zawiesin, ChZT, pH oraz azotu ogólnego i fosforu ogólnego. Oznaczenia wykonano zgodnie z procedurą podaną przez Hermanowicza i innych [22]. Oznaczono także zawartość 16 WWA uznając te wartości jako stężenie początkowe. Przebieg przygotowania próbki i oznaczenia WWA przedstawiono w pkt. 2.2.

Ze ścieków pobranych z oczyszczalni do badań technologicznych wydzielono 6 próbek. Do próbek ścieków wprowadzono roztwór ditlenku diwodoru. Stężenie tego utleniacza wynosiło 1 mmol/l. Dawki reagentów wprowadzone do ścieków wynosiły: 20 mg/l (utlenianie I – trzy próbki) oraz 40 mg/l (utlenianie II – trzy próbki). Następnie próbki wymieszano i odstawiono na 1 godz., przechowując próbki w warunkach laboratoryjnych. Po tym czasie oznaczono stężenie WWA w badanych ściekach. Badania prowadzono w trzech powtórzeniach.

Zmiany stężenia WWA określano analizując stężenie tych związków w próbkach przed i po procesie utleniania. Do oceny czy zmiany stężenia WWA były istotne statystycznie wykorzystano test Studenta. Korzystając z tablic przyjęto, krytyczną wartość dla stopni swobody ($n-2$) i poziomu ufności 95% [23]. Dodatkowo w każdym przypadku kontrolowano skuteczność działania utleniacza na mikroflorę zawartą w ściekach, określając liczbę jednostek tworzących kolonie bakterii, poprzez wykonanie każdorazowo posiewu płytkowego. Inkubując próbki w temperaturach 20°C i 37°C nie wyhodowano bakterii [24].

2.2. Metodyka analityczna

Przygotowanie próbek do oznaczania ilościowego WWA polegało na wydzieleniu matrycy organicznej ze ścieków podczas ekstrakcji z zastosowaniem mieszaniny rozpuszczalników organicznych. Na rys. 1 przedstawiono schematycznie przebieg poszczególnych etapów przygotowania próbek do analizy chromatograficznej. Stosowano cykloheksan i dichlorometan oraz metanol [25].



Rys. 1. Schemat przygotowania próbek ścieków do analizy WWA
Fig. 1. Scheme of preparation of wastewater samples for PAHs analysis

Ekstrakty oddzielano od próbek ścieków, następnie oczyszczano na żelu krzemionkowym w warunkach próżniowych. Oczyszczone ekstrakty zatężano do objętości 1 ml w strumieniu azotu. Oznaczenia ilościowe WWA wykonywano metodą kapilarnej chromatografii gazowej, posługując się chromatografem gazowym sprzężonym z detektorem masowym GC-MS (GC8000/MS800 Fisons). Oznaczenie polegało na nastrzyknięciu przygotowanej próbki w ilości 2 μ l na kolumnę typu DB – 5 o długości 30 m, średnicy 0,25 mm, grubości filmu 1 μ m. Gazem nośnym był hel, którego szybkość przepływu wynosiła 0,5 cm³/min. Analiza była prowadzona w temperaturze 280°C. Programy temperaturowe pieca kolumny dobrano analizując mieszaniny wzorcowe, które dla WWA przedstawiały się następująco: 40°C/min, grzanie 5°C/min do 120°C, 280°C (60°C). Oznaczano 16 związków których zawartość w środowisku należy kontrolować według US EPA: Naph, Acyl, Ac, Phen, Ant, Fl, Pir, Flu, BaA, Ch, BkF, BbF, BaP, DahA, Bper, IP. Osiem z wymienionych węglowodorów (począwszy od BaA do IP) traktowano w opisie wyników jako kancerogenne. W celu weryfikacji przyjętego sposobu przygotowania ścieków do oznaczania WWA wyznaczono odzyski standardowej mieszaniny tych związków (tab. 1). Średni odzysk mieszaniny standardowej z pominięciem naftalenu (jako najbardziej lotnego) był wysoki i przekraczał 93%. Odzysk pirenu, dibenzo(ah)-antracenu oraz indeno(123cd)piranu przekraczał 100%. Uzyskane wyniki mieszczą się w zakresie podawanym w literaturze dla ścieków zawierających zawiesinę złożoną głównie z części organicznych (38÷95%) [2, 3].

3. Wyniki badań i dyskusja

Badania wstępne ścieków wykazały, że stężenie zawiesin ogólnych było na poziomie 24 mg/l, natomiast pH wynosiło 7,4. Zawartość zanieczyszczeń organicznych wyrażana wskaźnikiem ChZT wynosiła 48 mg/l. Zawartość pierwiastków biogennych była na poziomie 9 mg/l i 0,9 mg/l odpowiednio dla azotu ogólnego i fosforu ogólnego. Badania wstępne wykazały, że ścieki oczyszczone spełniały warunki określone w prawodawstwie polskim i mogły być odprowadzane do odbiornika powierzchniowego [6].

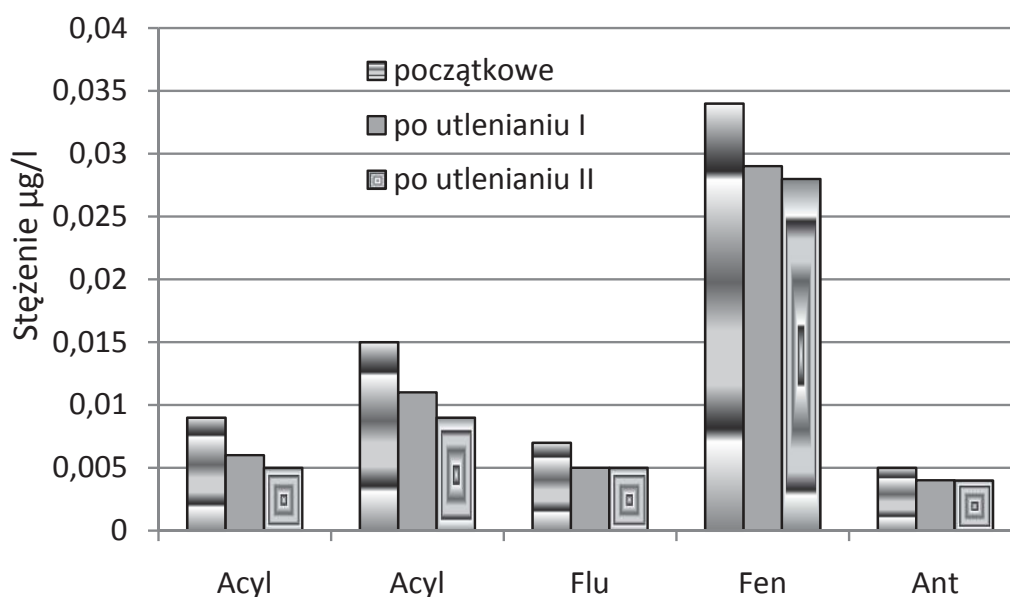
Tabela 1. Charakterystyka WWA, czas retencji, odzyski mieszaniny standardowej ze ścieków i stężenie początkowe WWA w ściekach

Table 1. Characteristics of PAHs, retention time, recoveries of standard mixture of PAHs from wastewater samples and initial concentration of PAHs

WWA	Rozpuszczalność w wodzie w 25°C	Log k_{ow}	Stała Henry'ego	Odzysk	Stężenie początkowe
	µg/l		Pa·m ³ /mol		%
Naftalen	31700	3,37	43,0	19,8	1,235
Acenaftylen	3930	4,07	n.w	19,1	0,009
Acenaften	3900	4,33	n.w	29,8	0,015
Fluoren	1980	4,18	n.w	67,9	0,007
Fenantren	1290	4,57	3,24	74,5	0,034
Antracen	73	4,54	3,96	87,9	0,005
Fluoranten	260	5,22	1,04	98,1	0,018
Piren	135	5,32	0,92	102,9	0,019
Benzo(a)antracen	14	5,61	0,58	90,4	0,006
Chryzen	2,0	5,63	$1,2 \cdot 10^{-2}$	96,8	0,010
Benzo(b)fluoranten	1,2	6,57	n.w	93,6	0,007
Benzo(k)fluoranten	0,55	6,84	n.w	85,4	0,008
Benzo(a)piren	3,8	6,06	$4,6 \cdot 10^{-2}$	68,4	0,006
Dibenzo(ah)antracen	0,5	6,86	$1,7 \cdot 10^{-2}$	105,2	0,003
Benzo(ghi)perylene	62,0	7,66	n.w	70,2	0,004
Indeno(123cd)piren	0,26	7,23	n.w	107,8	0,005

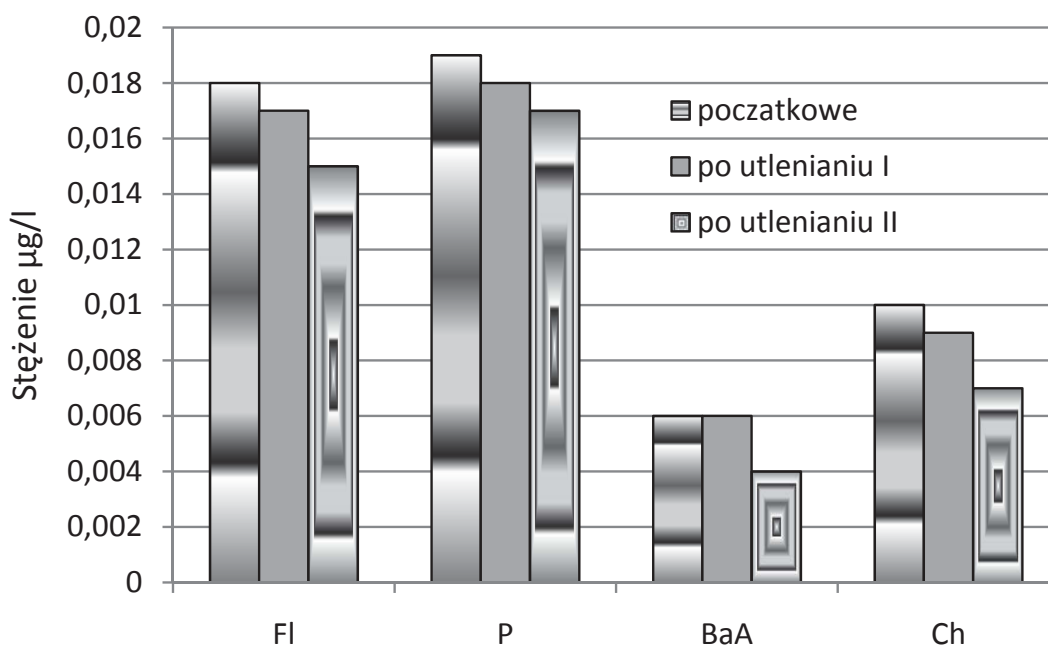
Stężenie sumaryczne 16 WWA w ściekach oczyszczonych wynosiło średnio 1,39 $\mu\text{g/L}$. W tabeli 1 przedstawiono stężenia poszczególnych oznaczanych węglowodorów. W sumarycznej ilości dominował dwupierścieniowy naftalen, który stanowił 89%. Spośród badanych węglowodorów jest najbardziej lotny (ciśnienie par w temperaturze 20°C – 6,54 Pa) o największej rozpuszczalności w wodzie (w temperaturze 25°C – 31,7 mg/l) i największej wartości stałej Henry'ego (43 Pa·m³/mol) (tab. 1). Węglowodory 3-pierścieniowe stanowiły 5% sumarycznej ilości WWA. W najmniejszych stężeniach, nie przekraczających 0,04 $\mu\text{g/l}$, występowały węglowodory takie jak dibenzo(ah)antracen i benzo(ghi)perylen.

Po procesie utleniania stężenia wszystkich węglowodorów w ściekach były mniejsze. Ubytek sumarycznej ilości 16 WWA wynosił 51% i 59% odpowiednio dla wzrastającej dawki utleniacza. Końcowe stężenie sumaryczne badanych węglowodorów było na poziomie 0,7 i 0,6 $\mu\text{g/l}$. Efektywność usuwania poszczególnych związków była zróżnicowana. Dla naftalenu była największa i wynosiła 56% i 64% dla kolejnych dawek utleniacza. Zmiany stężenia 3-pierścieniowych węglowodorów w ściekach poddawanych utlenieniu przedstawiono na rys. 2. Odnotowano 2% i 27% ubytek tych związków w odniesieniu do sumarycznego stężenia. Wielkość dawki utleniacza nie miała wpływu na usuwanie fluorenu i antracenu. Na rys. 3 przedstawiono zmiany stężenia 4-pierścieniowych węglowodorów. Przy mniejszej dawce ditlenku diwodoru stężenie tych związków nie zmniejszyło się statystycznie istotnie i było na poziomie początkowego. Wprowadzenie większej dawki utleniacza pozwoliło na obniżenie stężenia 4-pierścieniowych jedynie o 19%. Stężenie 5-pierścieniowych węglowodorów po procesie utleniania było na poziomie 0,022 i 0,018 $\mu\text{g/l}$ odpowiednio dla utleniania I i II. Zmiany stężenia tych węglowodorów przedstawiono na rys. 4. Po procesie utleniania I zmiany te były nieznaczące (10% mniejsze). Efektywność usuwania 5-pierścieniowych związków w procesie utleniania II wynosiła 25%. Ilość ditlenku diwodoru nie miała wpływu na ubytek benzo(a)pirenu. Najbardziej trwałe były węglowodory 6-pierścieniowe, których stężenie nie zmieniało się w procesie utleniania I (rys. 4). Po wprowadzeniu większej dawki utleniacza uzyskano obniżenie stężeń obu tych związków średnio o 25%.



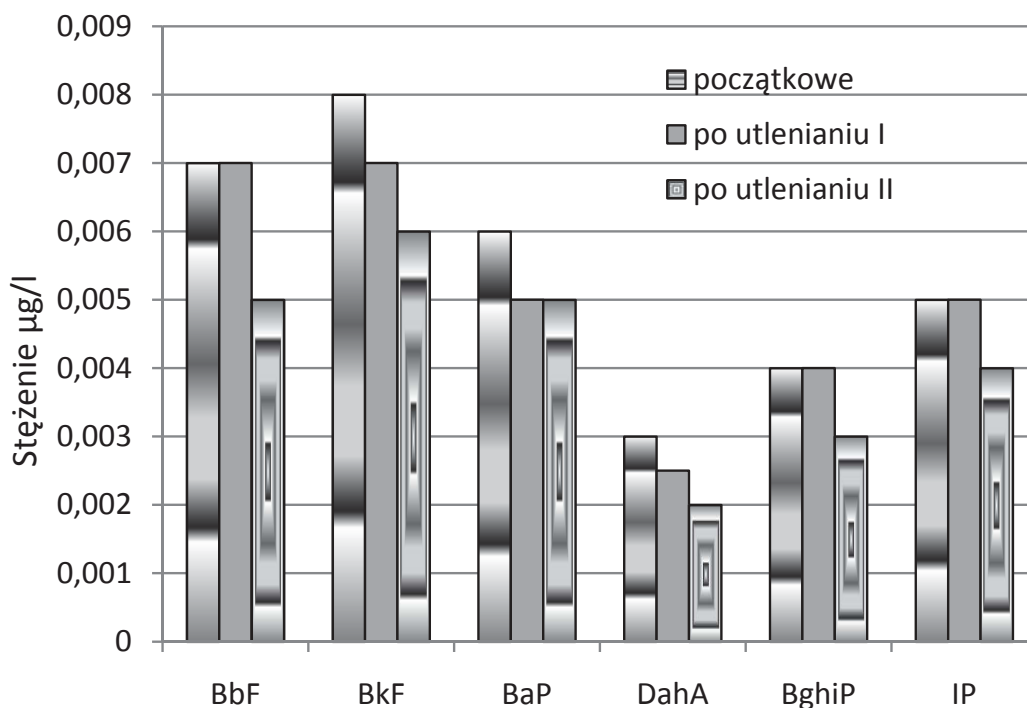
Rys. 2. Zmiany stężenia 3-pierścieniowych WWA w ściekach podczas utleniania

Fig. 2. Changes of 3-rings PAHs concentration in wastewater during oxidation process



Rys. 3. Zmiany stężenia 4-pierścieniowych WWA w ściekach podczas utleniania

Fig. 3. Changes of 4-rings PAHs concentration in wastewater during oxidation process



Rys. 4. Zmiany stężenia 5- i 6-pięścieniowych WWA w ściekach podczas utleniania

Fig. 4. Changes of 5-rings and 6-rings PAHs concentration in wastewater during oxidation process

Ubytki stężeń WWA w ściekach oczyszczonych podczas procesu chemicznego utleniania z wykorzystaniem ditlenku diwodoru pozwoliło na usunięcie tych związków w 59%. Największe straty dotyczyły naftalenu, ancanaftylenu i acenaftenu czyli tych związków, które są najbardziej lotne i najłatwiej rozpuszczalne. Stężenia poszczególnych węglowodorów rakotwórczych nie przekraczały 0,007 µg/l. Sumaryczne stężenie ośmiu kancerogenów po procesie utleniania wynosiło 0,045 µg/l i 0,036 µg/l odpowiednio dla utleniania I i II. Zwiększenie dawki utleniacza skutkowało zwiększeniem efektywności usunięcia cięższych węglowodorów o 15÷22%. Nie wpływało natomiast znacząco na zwiększenie usunięcia pozostałych węglowodorów a jedynie o kilka procent.

Porównanie otrzymanych wyników z danymi literaturowymi jest trudne z uwagi na to, że badania prowadzono z wykorzystaniem ścieków niesyntetycznych zawierających pewną ilość zawiesin i innych związków organicznych. W literaturze badania tych procesów skupiają się głównie na fotoutlenianiu pojedynczych węglowodorów uznając je jako wskaźnik

całej grupy policyklicznych węglowodorów. Badania zwykle dotyczą czystych matryc pozbawionych WWA (woda, gleba) [12, 19, 20]. Podaje się, że produktami utleniania w tym także fotoutleniania są diole, chinony i aldehydy. W przypadku BaP zidentyfikowano takie związki pochodne jak benzo(a)piren-1,6-dion oraz benzo(a)piren-3,6-dion [9, 21]. Dlatego w dalszych badaniach zostanie podjęta próba identyfikacji pochodnych procesu utleniania węglowodorów.

*Badania wykonano w ramach realizacji
projektu badawczego 4T09D 040 24 oraz BW-402-201/09/P*

Literatura

1. **Zhao X., Wang Y., Ye Z., Borthwick A.G.L., Ni J.:** *Oil field wastewater treatment in Biological Aerated Filter by immobilized microorganisms.* Process Biochemistry, 41, 2006, 1475÷1483.
2. **Bartulewicz E., Bartulewicz J., Gawłowski J.:** *Oznaczanie WWA w wodzie i ściekach.* Materiały Konferencyjne Problemy analityczne oznaczania substancji rakotwórczych w wodach, PZH, Warszawa 1997, 95÷109
3. **Perez S., Guillamon M., Barcelo D.:** *Quantitative analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in sewage sludge from wastewater treatment plants.* Journal of Chromatography. 2001, 938, 57÷65.
4. **Włodarczyk-Makuła M.:** *The Loads of PAHs in wastewater and sewage sludge of municipal Treatment Plant.* Polycyclic Aromatic Compounds, 2005, 25, 183÷194.
5. **Martinnents K., Kettunen R.H., Rintala J.A.:** *Occurrence and removal of organic pollutants In sewage and landfill leachates.* Sci. Total Environ. 2003, 1-3, 1÷12.
6. Dz. U 137, 984, 2006, Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego
7. Dz. U Nr 27, poz. 169, 2009, Rozporządzenie Ministra Środowiska zmieniające rozporządzenie w sprawie warunków jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego
8. Dz.81. poz. 685, 2009, Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych

9. **Traczewska T.:** *Aspekty ekologiczne zanieczyszczenia środowiska wodnego wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi.* Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 2000
10. **Haddox D.C., Cutright T.J.:** *Evaluation of two Bacterial Delivery Systems for in-situ Remediation of PAH Contaminated Sediments.* Soils and Sediments. 2003, 3 (1), 41÷48.
11. **Mulder H., Breure A.M., Rulkens W.H.:** *Prediction of complete bioremediation periods for PAH soil pollutants in different physical states by mechanistic models.* Chemosphere, 43, 2001, 1085÷1094.
12. **Haftka J.J.H., Govers H.A.J., Parsons J.R.:** *Influence of temperature and origin of dissolved organic matter on the partitioning behaviour of polycyclic aromatic hydrocarbons.* Environ. Sci. Pollut. Res., 2010, 17, 1070÷1079.
13. **Yakan S.D., Karacik B., Ceylan D., Dogu S., Okay O.S., Okay O.:** *Sorption kinetics of PAH by using various sorbents.* Proceedings of the 2th International CEMEPE and SECOTOX Conference Mykonos. Greece, 1385÷1390, 2009.
14. **Dudziak M., Luks-Betlej K., Bodzek M.:** *Application of ultrafiltration process for the removal of organic micropollutants from water.* Proceedings of International Conference PERMEA, 2003, Słowacja, wrzesień 7-11
15. **Luks-Betlej K., Dudziak M.:** *Techniki membranowe w procesach uzdatniania wody usuwanie wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych i ftalanów za pomocą nanofiltracji.* Ecohydrology and Hydrobiology, 5, 93÷99, 2005.
16. **Lepri L., Bubba M.D., Masi F., Udisti R., Cini R.:** Particle size distribution of organic compounds in aqueous aerosols collected from above sewage aeration tanks. Aerosol Science and Technology, 32, 404÷420. 2000.
17. **Szymański K.:** *Wpływ składowisk odpadów komunalnych na wody podziemne.* Materiały Konferencyjne „Kompostowanie i wartości użytkowe kompostu”, Puławy – Warszawa, 425÷443, 1999.
18. **Kupryszewski G.:** *Wstęp do chemii organicznej.* PWN, Warszawa 1997.
19. **Brown G.S., Barton L.L., Thomson B.M.:** *Permanganate oxidation of sorbed polycyclic aromatic hydrocarbons.* Waste Management. 2003, 23, 737÷740.
20. **Hassen A., Mahrouk M., Ouzari H., Cherif M., Boudabous A., Damelincourt J.J.:** *UV disinfection of treated wastewater in a large-scale pilot plant and inactivation of selected bacteria in a laboratory UV device.* Bioresource Technol. 2000, 74, 141÷150.
21. **Little C., Hepher M.J., El-Sharif M.:** *The sono-degradation of phenanthrene in an aqueous environment.* Ultrasonics, 40, 667÷674. 2002.

22. Dojlido J., Dożańska W., Hermanowicz W., Kozirowski B., Zerbe J.: *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków*. Arkady, 1999.
23. Zgirski A.; Gondko R.: *Obliczenia biochemiczne*. PWN, Warszawa, 1998.
24. Włodarczyk-Makula M.: *Preparation of wastewater samples for GC analysis of PAHs*. Archives of Environmental Protection, 2008.

Changes of PAHs Content in Wastewater During Oxidation Process

Abstract

The presence of PAHs in wastewater is by literature reports and own investigations. It was proved that their highest content is found in wastewater from the treatment of fuels (coke, petrochemicals) [1, 2]. It was also confirmed in lower concentrations, PAHs are present in municipal sewage [3, 4]. Therefore, the share of industrial wastewater determines the content of PAHs in sewage inflowing to treatment plants. In some cases, the rainwater also inflows to treatment plants, which also contains PAHs [5].

The investigations were carried out using wastewater from a municipal sewage treatment plant. The samples of wastewater were primarily characterized for concentration of selected indicators. Chemical oxidation process using hydrogen peroxide in two doses was carried out. Changes in the concentration of PAHs were determined in wastewater samples before and after adding chemical reagent. A quantitative analysis of PAHs was provided by GC-MS. The extraction of organic matrices from wastewater samples was done by the mixture of the organic solvents used (methanol, cyclohexane and dichloromethane). The extracts were separated from samples, purified on silica gel and concentrated under nitrogen stream. 16 PAHs according to EPA were determined. The limit of detection was in the range from 0.14 to 0.59 $\mu\text{g/L}$. The sum of 16 PAHs in wastewater taken from a municipal sewage treatment plant was 1.39 $\mu\text{g/l}$ in average. After chemical oxidation process decrease in PAHs concentration in the samples was observed. Addition of hydrogen peroxide resulted in a decrease in the concentration of PAHs in wastewater coming from sewage treatment plant up to 51-59%. The efficiency of the removal of hydrocarbons grouped according to a number of rings was different (0%-64%).



Analiza SWOT jako podstawowe narzędzie w zarządzaniu środowiskiem

*Łukasz Szalata, Jerzy Zwoździak
Politechnika Wroclawska*

1. Wprowadzenie

Wykorzystywanym narzędziem w zarządzaniu i ochronie środowiska jest analiza SWOT (S – Strengths, W – Weaknesses, O – Opportunities, T – Threats) [1÷5]. Jest to heurystyczna technika mająca na celu prawidłowe porządkowanie informacji w badanym zakresie, która używana jest we wszystkich obszarach zarządzania środowiskiem. Stanowi uniwersalne narzędzie w pierwszym etapie analizy strategicznej. W kwestii zarządzania środowiskiem niewiele jest opracowań naukowych podejmujących tematykę zastosowania analizy SWOT. Jest ona szeroko stosowana w opracowaniach środowiskowych, które zostały szerzej omówione w dalszej części artykułu.

2. Analiza SWOT jako narzędzie w zarządzaniu środowiskiem

Analiza SWOT jest popularną i kompleksową metodą służącą do badania otoczenia organizacji (obszaru badawczego) oraz analizy jej

wnętrza. Analiza wewnętrzna ma na celu określenie i ocenę zarówno materialnych i niematerialnych czynników sprzyjających rozwojowi danej organizacji lub utrudniających jego funkcjonowanie w czasie teraźniejszym, jak również w przyszłości. SWOT jest algorytmem procesu analizy strategicznej, propozycją systematycznej i wszechstronnej oceny zewnętrznych i wewnętrznych czynników określających kondycję bieżącą i potencjał rozwojowy danej organizacji, firmy czy programu.

Zakres rodzajowy czynników, które mają wpływ na przedmiot analizy SWOT jest bardzo szeroki. Z jednej strony są to czynniki zewnętrzne i wewnętrzne dotyczące zarządzania środowiskiem, a z drugiej czynniki pozytywne i negatywne.

Podstawą analizy SWOT jest prawidłowa identyfikacja następujących kategorii czynników SWOT [6]:

- Zewnętrzne pozytywne (szanse) – należy znaleźć w otoczeniu kluczowe czynniki, które pozwalają na utrzymanie pozycji lub jej ekspansję, a jednocześnie zagrożenia.
- Zewnętrzne negatywne (zagrożenia) – należy zidentyfikować w otoczeniu kluczowe czynniki, które stanowią przeszkodę dla utrzymania pozycji, rozwoju lub ekspansji. Zagrożenia mają negatywny wpływ przede wszystkim na utrzymanie pozycji, jak również na perspektywy rozwoju. Skuteczna ich identyfikacja jest podstawą opracowania prawidłowej strategii.
- Wewnętrzne pozytywne (mocne strony) – identyfikacja mocnych stron wynika ze znajomości przedmiotu analizy. Im ta znajomość jest głębsza, tym wynik analizy jest bardziej efektywny. Mocne strony uzależnione są od rodzaju przedmiotu analizy. Praktycznie w każdym przypadku mocne strony stanowią wynik wszelkiego rodzaju zasobów i kwalifikacji przedmiotu analizy.
- Wewnętrzne negatywne (słabe strony) – identyfikacja słabych stron przebiega podobnie jak identyfikacja mocnych stron przedmiotu analizy i jest wynikiem znajomości tego przedmiotu. Praktycznie w każdym przypadku słabe strony stanowią wynik wszelkiego rodzaju braku zasobów i braku kwalifikacji przedmiotu analizy.

Rozpatrzono te czynniki zgodnie z informacją strategiczną sklasyfikowaną według opisanych powyżej kryteriów i opracowano analizę

SWOT współpracy międzynarodowej w zakresie gospodarowania wodami w Unii Europejskiej na przykładzie dorzecza Odry i Łaby.

Analiza SWOT jest punktem wyjścia do opracowania dwóch macierzy TOWS. Pierwszy wariant obejmuje analizę „z zewnątrz do wewnątrz”, drugi obejmuje analizę „od wewnątrz na zewnątrz”. Oba podejścia wzajemnie się uzupełniają, co umożliwi optymalizację strategii współpracy międzynarodowej ze szczególnym uwzględnieniem organizacji i zarządzania.

Na podstawie przeprowadzonej analizy SWOT uzyskano m. in. następujące rezultaty:

- Prowadzona współpraca międzynarodowa ma niewielką przewagę mocnych stron nad słabymi stronami,
- Współpraca ma za zadanie wykorzystać istniejące i pojawiające się szanse, takie jak m.in.:
- Opracowanie modelu operacyjnego w ramach współpracy międzynarodowej w zakresie gospodarowania wodami mającego na celu racjonalne gospodarowanie zasobami wodnymi zgodnie z zasadą zrównoważonego rozwoju i korzystania z wód w celu osiągnięcia dobrego stanu wód do 2015 roku,
- Obniżenie kosztów prowadzonej współpracy międzynarodowej poprzez efektywne i skorelowane podejmowanie wspólnych działań,
- Racjonalne planowanie i podział nakładów rzeczowych i finansowych jest uzależnione od tempa wdrożenia modelu, co w rezultacie doprowadzi do znacznego obniżenia kosztów,
- Skoordynowanie prac związanych z wdrażaniem Ramowej Dyrektywy Wodnej oraz ustalenie ładu instytucjonalnego,
- Rozgraniczenie zadań i kompetencji pomiędzy Komisjami,
- Budowa hierarchicznego systemu decyzyjnego i nadanie stosownych uprawnień.

Uzyskane dane pozwoliły na podjęcie decyzji co do najlepszej strategii działania i opracowania modelu operacyjnego współpracy międzynarodowej i wymiany informacji w zakresie efektywnego gospodarowania wodami w Unii Europejskiej dla dorzecza Odry i Łaby. Całościowa analiza współpracy międzynarodowej oraz określenie kluczowych czynników było podstawą do opracowania modelu, który zawiera funkcję dynamiczną w skali czasu (tzn. w okresie do 2015 roku

z uwzględnieniem derogacji co 6 lat tzn. rok 2021 i 2027) oraz uwzględnienia rozpatrywane parametry:

- czasowe,
- finansowe,
- technologiczne,
- decyzyjne,
- przestrzenne oraz
- prawne,

w powiązaniu ze złożonymi procesami decyzyjnymi zmierzającymi do poprawy stanu jakości wód oraz zapobiegania skutkom susz i powodzi w ramach gospodarowania wodami w Unii Europejskiej, z uwagą zwróconą na odpowiednio prowadzoną współpracę międzynarodową.

W zastosowanym modelu uwzględniono kierunki i określone procedury realizacji współpracy międzynarodowej, przy jednoczesnym eliminowaniu słabych stron współpracy oraz budowaniu jej konkurencyjnej siły poprzez maksymalne wykorzystanie istniejących szans sprzyjających rozwojowi tej współpracy.

Analiza i optymalizacja procesu podejmowania decyzji może i powinna odwoływać się do aparatu kategoryjnego i procedur opisanych przez teorię decyzji [7], tak aby w stopniu możliwie największym maksymalizować korzyści związane z tymi decyzjami, względnie minimalizować zakres strat. W budowie modelu wykorzystano jedno z ujęć opisanych w teorii decyzji, mianowicie tzw. podejście normatywne [7], a także tzw. analizę zagrożeń będącą logiczną implikacją procedury SWOT.

Zaproponowany model współpracy międzynarodowej w zakresie gospodarowania wodami usprawni implementację planowanych przedsięwzięć w ramach wdrażania postanowień Ramowej Dyrektywy Wodnej i Dyrektywy Powodziowej, uwzględniając przy tym skuteczność ekologiczną oraz efektywność ekonomiczną. Istotne jest, że tego typu model jest uniwersalnym narzędziem w zarządzaniu środowiskiem i może być adoptowany dla innych dorzeczy.

4. Dyskusja

Zarządzanie środowiskiem rozumiane jako nauka i działalność praktyczna zajmuje się projektowaniem, kontrolowaniem i koordynowaniem procesów gospodarowania środowiskiem. Procesy, takie jak użyt-

kowanie, ochrona, i kształtowanie środowiska przebiegają w zakresie społecznym, gospodarczym i przyrodniczym [8]. Zarządzanie środowiskiem obejmuje takie obszary jak m.in. szeroko rozumiana edukacja ekologiczna społeczeństwa, poprzez zastosowanie narzędzi proekologicznego zarządzania i szukania optymalnego sposobu gospodarowania jego komponentami.

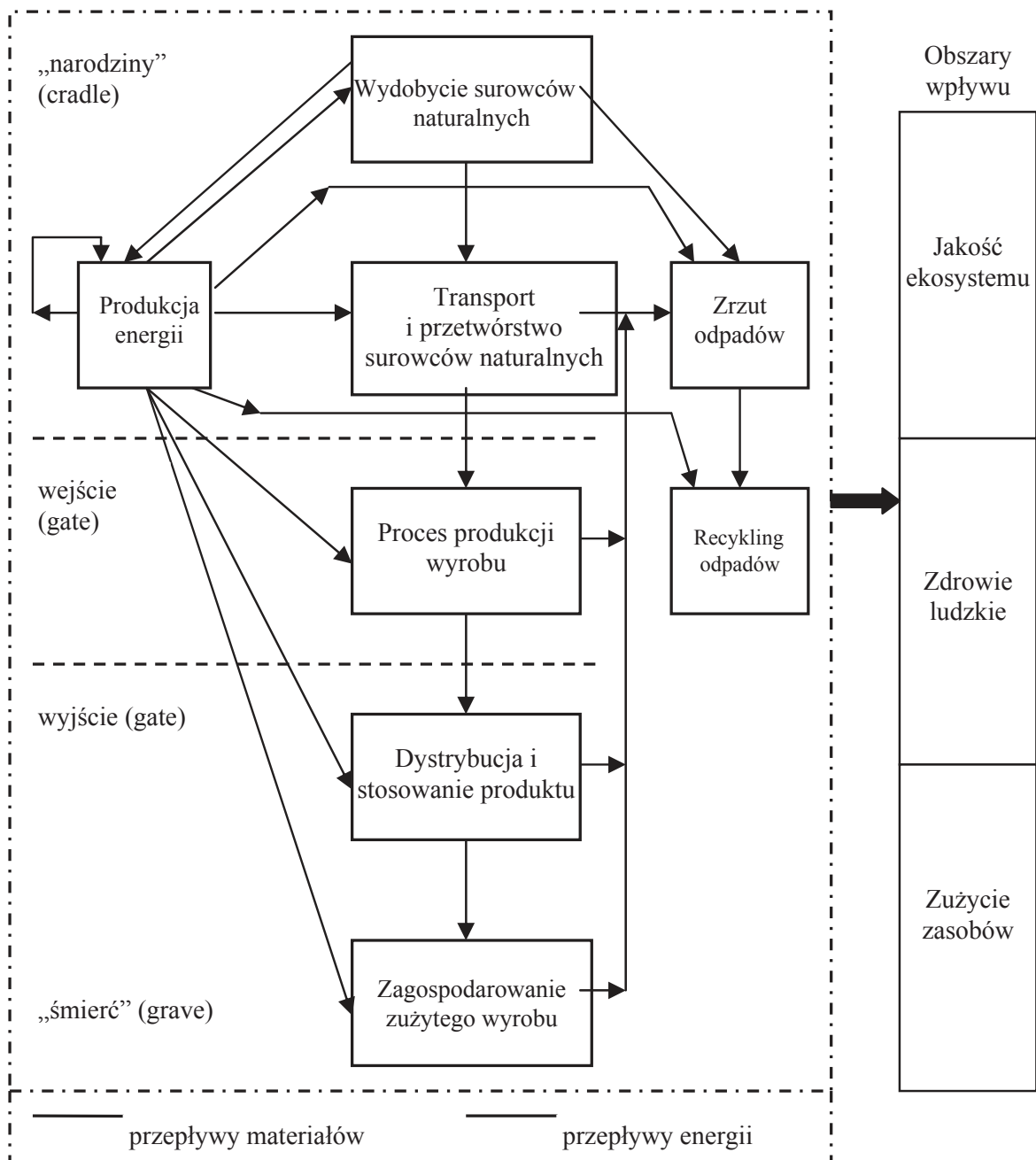
Aby w sposób optymalny móc gospodarować i zarządzać komponentami środowiska stosowane są liczne metody i techniki, które mają na celu optymalizację decyzji w danej dziedzinie. Jednym z narzędzi w zarządzaniu środowiskiem jest analiza SWOT. Ma ona zastosowanie w szeregu opracowań środowiskowych, takich jak m.in.:

- Programy Ochrony Środowiska dla Powiatów, Gmin i Miast,
- Programy zrównoważonego rozwoju i ochrony środowiska dla województw,
- Strategie rozwoju województw w zakresie ochrony środowiska i zrównoważonego rozwoju,
- Strategie rozwojowe na różnych szczeblach administracji,
- Programy zabezpieczenia powodziowego,
- Plan dla Bałtyku,
- Polska – Narodowy Plan Rozwoju – Strategia Ochrony Środowiska w świetle priorytetów Polityki Spójności,
- Strategia działania Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej na lata 2009÷2012.

W trakcie budowania analizy strategicznej w dłuższym okresie czasu przy określaniu jego perspektyw rozwoju proponujemy zastosowanie Analizy Cyklu Życia (Life Cycle Assessment), co oznacza systematyczne badanie wszystkich oddziaływań produktu na środowisko – od gotowego wyrobu do odzysku materiałów [9]. Jest to przedstawienie informacji bardziej ogólnych, dotyczących faz życia danego produktu czy przedsiębiorstwa: narodziny, rozwój, dojrzałość i starzenie się.

Analiza Cyklu Życia zaprezentowana poniżej na rys. 1, jako jedno z niewielu narzędzi dostarcza podstawowych informacji dotyczących oddziaływania na środowisko danego wyrobu na każdym etapie jego produkcji oraz wspomaga poszukiwanie optymalnego rozwiązania prośrodowiskowego.

Jednym z podstawowych założeń tej analizy jest badanie aspektów środowiskowych i potencjalnych wpływów w całym okresie życia wyrobu (tj. „od narodzin do śmierci”) począwszy od pozyskania surowców poprzez produkcję i użytkowanie wyrobów, aż do ich końcowego składowania lub gospodarczego wykorzystania.



Rys. 1. Schemat cyklu życia Life Cycle Assessment [10]

Fig. 1. Diagram of Life Cycle Assessment [10]

Stosowanie analizy SWOT w połączeniu z LCA w zarządzaniu środowiskiem umożliwia m. in. zróżnicowanie czynników oraz charakterystykę technologii ochrony środowiska i wyznaczenie tendencji, wskazanie potencjału i kierunków rozwoju technologii ochrony środowiska w Polsce i zagranicą.

5. Podsumowanie

W wyniku przeprowadzonych badań własnych oraz praktycznego wykorzystania narzędzia jakim jest analiza SWOT, można stwierdzić, iż posiada ona szerokie zastosowanie jako pierwszy etap budowania strategii (modelu zarządzania) w wielu obszarach badawczych. Na uwagę zasługuje fakt, iż jest ona szeroko stosowana w zarządzaniu środowiskiem, zarówno w Polsce jak i zagranicą. Implementowana jest do dowolnego zdarzenia ze sfery działalności człowieka jako efektywna metoda identyfikacji słabych i silnych stron oraz szans i zagrożeń. Dostarcza podstawowych informacji w zakresie istotnych czynników wewnętrznych i zewnętrznych, które mają wpływ na rozwój strategii danej organizacji, tematu badawczego, regionu lub branży. Prawidłowa identyfikacja czynników w poszczególnych parametrach nie jest zadaniem łatwym i wymaga wysoko wykwalifikowanej wiedzy merytorycznej w rozpatrywanym temacie. Identyfikacja tych czynników pozwala opracować model (strategię działania) i podejmowania kluczowych decyzji na przyszłość. Przy budowaniu modelu istotne jest zastosowanie drzewa dendrytów [11], uwzględnienie teorii decyzji w celu jej optymalizacji i budowania różnych scenariuszy rozwoju [rys. 2] danego tematu, przedsiębiorstwa czy sektora gospodarki mając na uwadze niepewność gospodarczą i otaczający nas chaos [12].



Rys. 2. Wybór optymalnej decyzji
[źródło zdjęcia – 13]

Fig. 2. Choice the optimal decision
[source of picture – 13]

Literatura

1. **Baum R., Wielecki W.:** *Metoda SWOT jako narzędzie analizy strategicznej przedsiębiorstw agrobiznesu*. Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu, Poznań 2004.
2. **Zwoździak J.:** *SWOT Heurystyczna technika analityczna*. Narodowy Program Foresight Polska 2020 – Technologie na rzecz ochrony środowiska, Rzeszów 2007.
3. **Jasiński Z.:** *Podstawy zarządzania operacyjnego*. Oficyna Ekonomiczna, Kraków 2007.
4. **Obój K.:** *Strategia organizacji – w poszukiwaniu trwałej przewagi konkurencyjnej*. Wydanie II zmienione, Polskie Wydawnictwo Ekonomiczne, Warszawa 2007.
5. **Olszewska B.:** *Zarządzanie strategiczne – Przedsiębiorstwo na progu XXI wieku*. Wydawnictwo Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu, Wrocław 2008.
6. **Szalata Ł.:** *Współpraca w zakresie gospodarowania wodami w Unii Europejskiej – na przykładzie dorzecza Odry i Łaby*. Dysertacja doktorska, Uniwersytet Ekonomiczny we Wrocławiu, Wrocław, 2009.
7. **Miller D. W., Starr M. K.:** *Praktyka i teoria decyzji – Executive Decisions and Operations Research*. Polskie Wydawnictwo naukowe, Warszawa 1971.
8. **Poskrobko B.:** *Zarządzanie środowiskiem*. Polskie Wydawnictwo Ekonomiczne, Warszawa 2007.
9. **Rogall H.:** *Ekonomia zrównoważonego rozwoju. Teoria i praktyka*. Zysk i S-ka Wydawnictwo, Poznań 2010.
10. **Góralczyk M., Kulczycka J.:** *Ekologiczna Ocena Cyklu Życia (LCA)-nową normą rodziny ISO 14000*. Problemy Ekologii, 2001, 4.
11. **Sikora W.:** *Badania operacyjne*. Polskie Wydawnictwo Ekonomiczne, Warszawa 2008.
12. **Kotler P., Caslione J.A.:** *Chaos – zarządzanie i marketing w erze turbulencji*. MT Biznes, Warszawa 2009.
13. <http://www.jmorganmarketing.com/using-swot-for-social-media-strategy/>

SWOT Analysis as a Primary Tool for Environmental Management

Abstract

Environmental management, understood as the science and practical activity is designing, controlling and coordinating environmental management processes. Processes, such as the use, protection, and development of the environment run in the social, economic and natural range [8]. Environmental management covers such areas as, widely understood ecological education of society through the application of ecological management tools and search for the optimal economic donated to its components.

In order to be able to optimally manage the environment components numerous methods and techniques that are designed to optimize decisions in the field are used. One of the tools in environmental management is SWOT analysis (S-Strengths, W-Weaknesses, O-Opportunities, T-Threats).

The SWOT analysis is a very good tool to build a model of environmental strategies. When building a model, it is important to use the dendritic tree, including decision theory in order to optimize it and build different scenarios of development of the topic, company or economic sector, due to the economic uncertainty and chaos that surrounds us. It is implemented to all events from the sphere of human activity as an efficient method to identify the strengths and weaknesses as well as opportunities and threats. It provides basic information on the significant internal and external factors that have influence on the development strategy of the organization, research topic, region or trade. Proper identification of these factors can develop a model (action strategy) and ability to make key decisions for the future.



Przesiewanie materiałów biologicznych w przesiewaczach rotacyjnych

Wojciech Poćwiardowski

Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy, Bydgoszcz

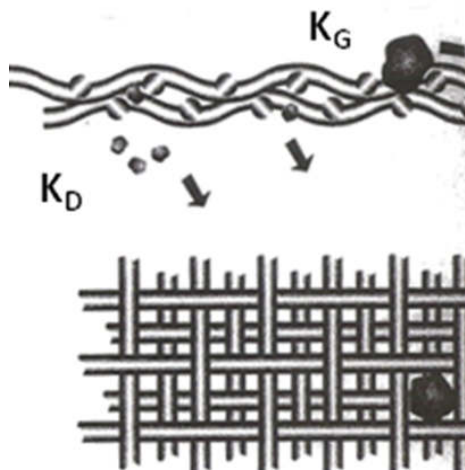
Piotr Wodziński

Politechnika Łódzka

1. Wstęp

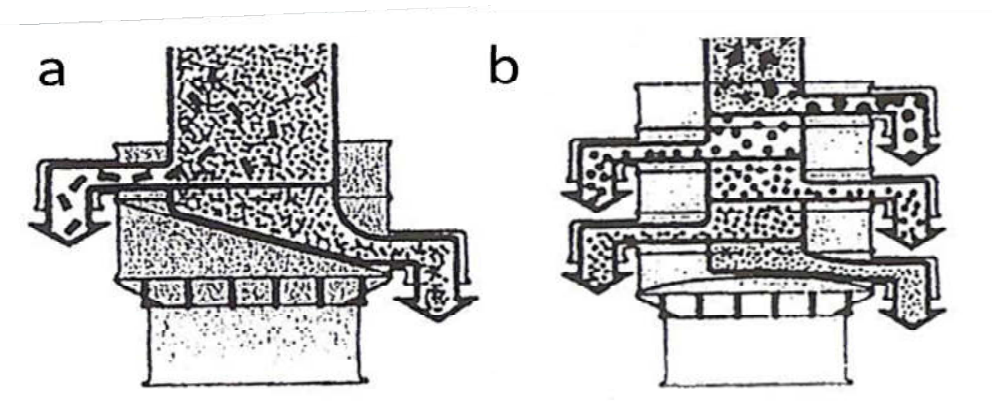
W technice przesiewania najbardziej rozpowszechnione są przesiewacze o liniowym przepływie materiału przesiewanego przez maszyny. Rzeszota przesiewaczy mają na ogół prostopadłościenny kształt i materiał porusza się po sicie ruchem prostoliniowym. Ruch ten jest niezbędny do zaistnienia procesu przesiewania, polegającego na przechodzeniu ziaren małych, stanowiących rozmiarowo klasę dolną K_D , przez otwory sitowe (rys. 1).

Przesiewacze rotacyjne składają się z walcowych kasetonów sitowych, umieszczonych jeden nad drugim tak, iż sita o największych otworach umieszczone są najwyżej, natomiast niższe sita mają stopniowo zmniejszające się otwory. Materiał do przesiewania (nadawa) jest kierowany na sito (lub sita) centralnie (w osi symetrii sita), co przedstawiono na rys. 2. Przesiewacze rotacyjne mogą być jednopokładowe (rys. 2a) lub wielopokładowe (rys. 2b).



Rys. 1. Rozdział mieszaniny ziarnistej na sicie

Fig. 1. Grain mixture separation on screen

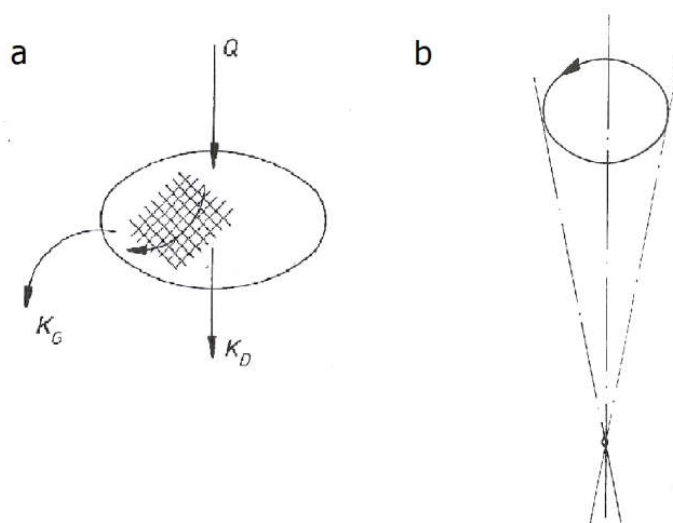


Rys. 2. Proces przesiewania w przesiewaczu rotacyjnym;
a – jednopokładowym, b – wielopokładowym

Fig. 2. Sieving process in rotary screen; a – singlelayer, b – multilayer

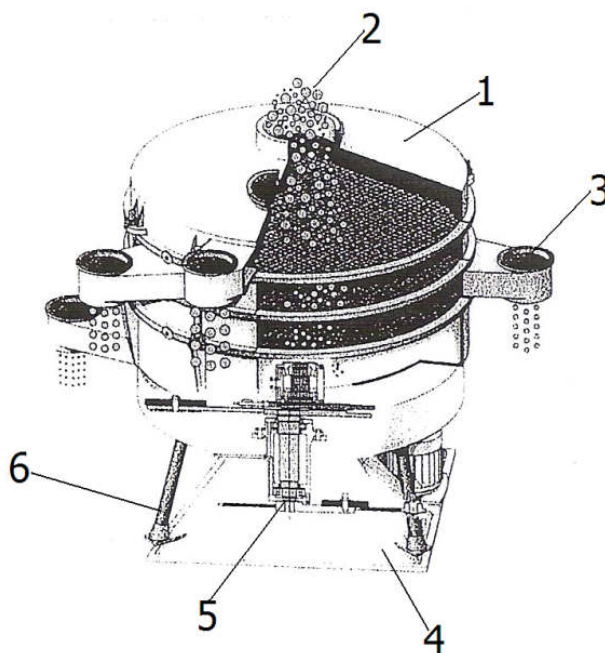
Schematycznie przebieg procesu przesiewania na sicie przesiewacza rotacyjnego pokazano na rys. 3a, gdzie uwidoczniło spiralny ruch materiału ziarnistego po sicie. Ruch taki uzyskujemy za pomocą precyzyjnego ruchu sita (zestawu sit), co pokazano na rys. 3b.

Kompletny przesiewacz rotacyjny przedstawiono na rys. 4 i składa się z sit, które umieszcza się w pakiecie jedno nad drugimi. Nadawa do przesiewania kierowana jest przez otwór (2) umieszczony nad najwyższym sitem, natomiast produkty przesiewania odbierane są przez wysypy boczne (3), każdy dla właściwego sita. Maszyna oparta jest na podstawie (4), a kasetony sitowe znajdują się na zawieszeniu sprężystym (6) i wprowadzone są w ruch rotacyjny za pomocą układu napędowego (5).



Rys. 3. Tory sit przesiewaczy rotacyjnych; a – proces przesiewania, b – ruch sita (Q – nadawa, K_G – klasa górna, K_D – klasa dolna)

Fig. 3. Sieves' tracks in rotary screen; a – sieving process, b – sieve's movement (Q – feeding material, K_G – upper degree, K_D – lower degree)



Rys. 4. Rotacyjny przesiewacz korbowy; 1 – kasetony sitowe, 2 – otwór centralny, 3 – wyspy boczne, 4 – rama, 5 – układ napędowy, 6 – zawieszenie sprężyste

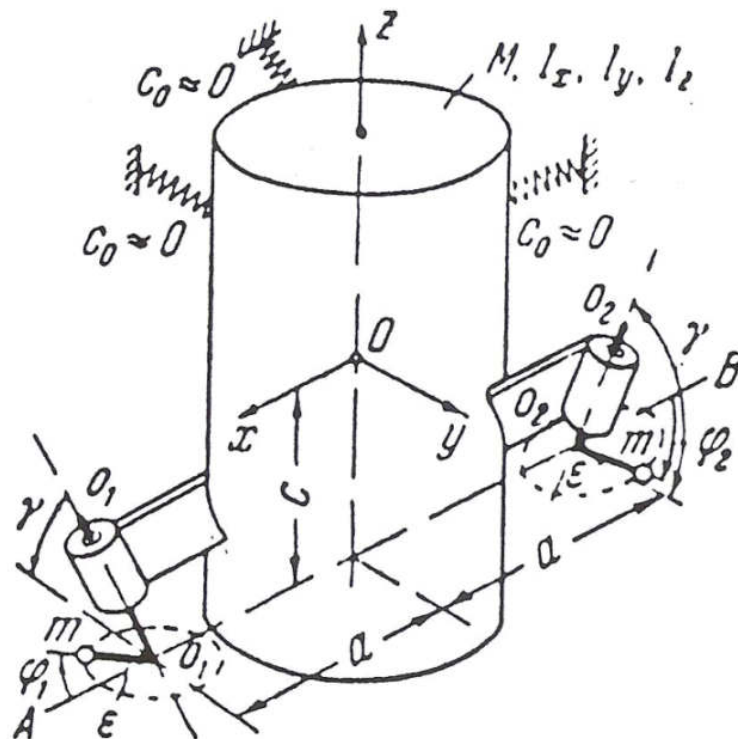
Fig. 4. Rotary crank screen; 1 – coffer sieves, 2 – central opening, 3 – side outlets, 4 – frame, 5 – propulsive system, 6 – spring suspension

2. Ruch sita w procesie przesiewania w przesiewaczu rotacyjnym

Przesiewacze rotacyjne różnią się między sobą układami napędowymi, co może się wiązać z ruchem drgającym wykonywanym przez sita. Spotykane są trzy rodzaje układów napędowych:

1. napęd korbowy,
2. napęd z pojedynczym wibratorem centralnym o mocowaniu kołnierзовym,
3. napęd dwoma nachylonymi wibratorami elektrycznymi rotacyjnymi, umieszczonymi symetrycznie po obu stronach rzeszota.

Autorzy niniejszego opracowania zajmować się będą przesiewaczem rotacyjnym, napędzanym dwoma zsynchronizowanymi wibratorami elektrycznymi. Układ napędowy został przedstawiony schematycznie na rys. 5.



Rys. 5. Schemat kinematyczny przesiewacza doświadczalnego
Fig. 5. Kinematic scheme of empirical screen

Model kinematyczny przesiewacza rotacyjnego pokazano w formie walca o masie M i momentach bezwładności I_x , I_y i I_z – względem osi układu współrzędnych O_{xyz} (układ kartezjański jest umieszczony tak, iż środek ciężkości bryły drgającej przesiewacza pokrywa się z środkiem O układu odniesienia). Do napędu maszyny zastosowano dwa wibratory rotacyjne, które są elektrycznymi silnikami z masami niewyważonymi.

Wibratory elektryczne pracują w warunkach samosynchronizacji dynamicznej. Wibratory rotacyjne są urządzeniami doczepnymi, produkowanymi seryjnie w różnych wielkościach (typoszeregach). Są to silniki elektryczne z wałem wyprowadzonym poza stojan z obu stron silnika (rys. 6).



Rys. 6. Wibratory elektryczne rotacyjne, sposób regulacji sił

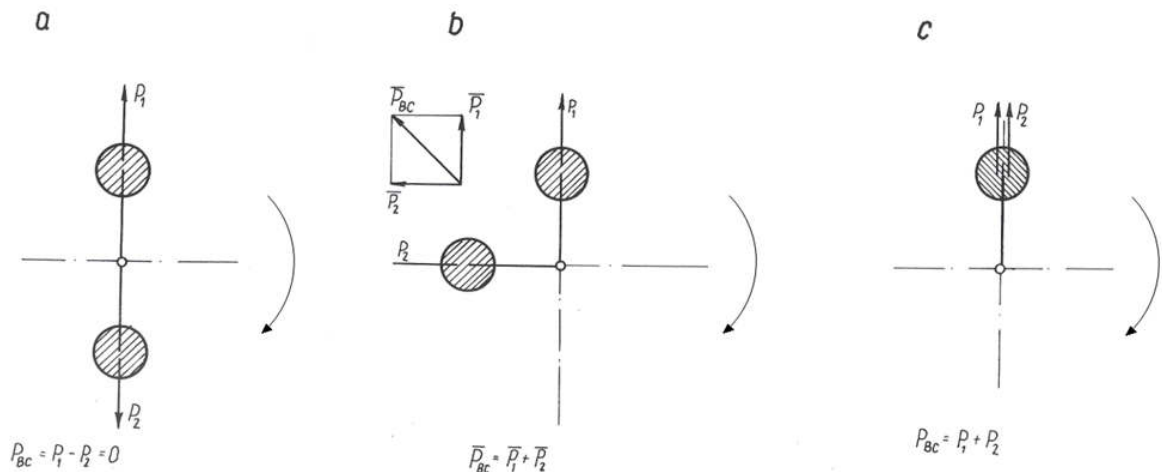
Fig. 6. Electric rotary vibrators, method of force regulation

Na wale, symetrycznie po obu stronach silnika, znajdują się po dwie masy (rys. 6a), które umożliwiają regulację ich wzajemnego położenia i masy. Ustawienie różnych położenia mas służy do regulacji siły wymuszającej drgania wibratorów i tym samym przesiewacza. Siła wymuszająca jest regulowana za pomocą kąta ustawienia mas. Zasadę regulacji siły wymuszającej pokazano na rys. 7.

Gdy masy ustawione są naprzeciw siebie, to sumaryczna siła odśrodkowa wynosi 0. Gdy masy niewyważone „pokrywają się”, to mamy do czynienia z maksymalną możliwą siłą wymuszającą dla danego wibratora (rys. 7c). Na rys. 7b. pokazano położenie pośrednie, w którym osiągamy pośrednią wartość siły wymuszającej pomiędzy wartością minimalną i maksymalną. Masy wirujące osłonięte są pokrywami dla bezpieczeństwa obsługi (rys. 6b).

Ruch rzeszota przesiewacza rotacyjnego, składa się z dwóch drgań:

- drgań skrętnych wokół osi O_z .
- drgań pionowych w osi O_z .



Rys. 7. Regulacja wartości siły wymuszającej wibratora z podwójnymi masami
Fig. 7. Control of vibrator with double mass coercive force value

3. Badania przesiewania rotacyjnego

3.1. Cel pracy

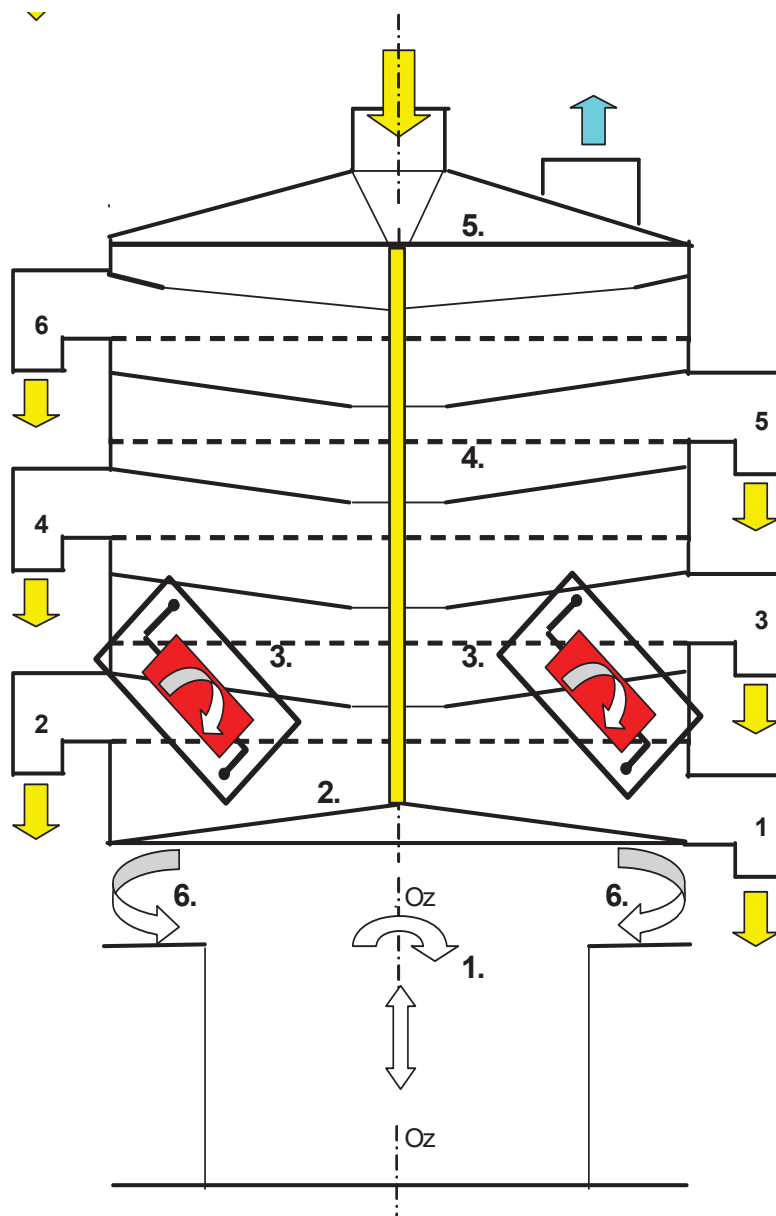
Celem pracy jest określenie wydajności przesiewania poszczególnych sit przesiewacza rotacyjnego z dwoma wibratorami elektrycznymi nachylonymi pod kątem 45° dla wydzielonych frakcji ziarnistych materiałów biologicznych. Sprawdzano też hipotezę opisu masowej prędkości przesiewania równaniami stosowanymi dla wysypu materiału ze zbiornika.

3.2. Aparatura

Przesiewacz ma kształt walcowej kolumny, składającej się z kilku elementów – rzeszota. Na metalowej podstawie przesiewacza zamontowano kolumnę sit o średnicy 0,538 m wspartą na 16 sprężynach. Powierzchnia całkowita sita 0,223 m².

Kolumnę montuje się z sześciu segmentów, między którymi są umieszczane sita i urządzenia do ich czyszczenia. Z powierzchni sita wysypy odprowadzają materiał do króćców przesypowych i dalej do odbieralników frakcji. Na podstawie spoczywa pierwszy segment dolny

z lejem stożkowym. Kolumnę zakrywa płaska pokrywa z króćcami o średnicy 2'' doprowadzającymi nasiona. Schemat przesiewacza przedstawiono na rys. 8.



Rys. 8. Schemat modelu przesiewacza rotacyjnego; 1 – podstawa przesiewacza, 2 – podstawa kolumny sitowej, 3 – wibratory, 4 – rzeszota kolumny sitowej, 5 – pokrywa, 6 – zawieszenie sprężynowe

Fig. 8. Scheme of rotary screen type; 1 – screen's base, 2 – sieve column's base, 3 – vibrators, 4 – sieves column, 5 – lid, 6 – spring suspension

3.3. Materiały do badań

Badania przeprowadzono na ziarnistych materiałach biologicznych (nasiona), które rozdzielono w przesiewaczu na 6 frakcji: 1,0÷1,2; 1,2÷1,4; 1,4÷1,6; 1,6÷1,8; 1,8÷2,0; 2,0÷2,2 mm.

Tabela 1. Charakterystyka materiału modelowego

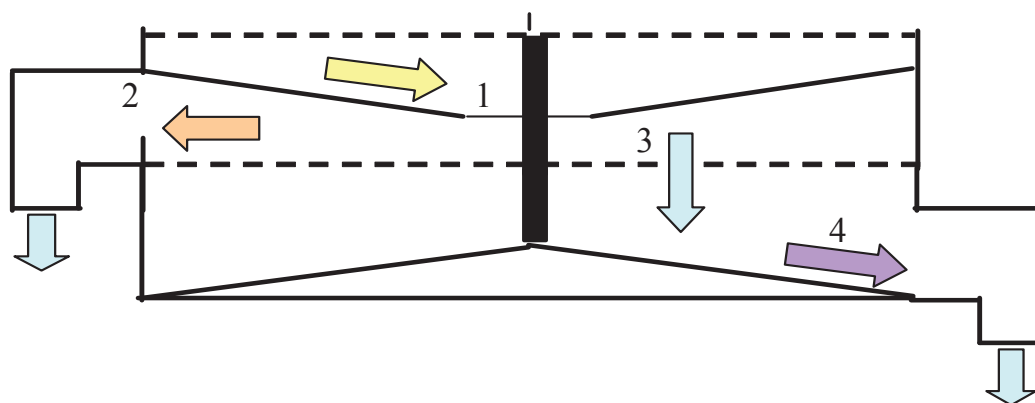
Table 1. Characteristic of model material

Lp.	Średnica sita d_o , mm	Średnia średnica frakcji d_z , mm	Gęstość usypowa minimalna, kg/m^3	Gęstość usypowa maksymalna, kg/m^3
1	1,0	1,1	0,4569	0,5056
2	1,2	1,3	0,4245	0,4737
3	1,4	1,5	0,3862	0,4185
4	1,6	1,7	0,3509	0,3865
5	1,8	1,8	0,3239	0,3571
6	2,0	2,1	0,2866	0,3132

Do badań wydajności przesiewania materiału użyto sit blaszanych z otworami okrągłymi.

Materiał modelowy z sita górnego (1) spływa do leja i dalej na środek sita dolnego. Pod wpływem drgań materiał ten rozplywa się po całym sicie. Frakcja o średnicy mniejszej od wymiarów otworów sita przechodzi przez nie (3), a frakcja grubsza przemieszcza się razem z dopływającym materiałem ziarnistym do otworu przesypowego (2) i dalej do odbieralnika frakcji. Na segmencie dolnym następuje odprowadzanie materiału modelowego o najmniejszej średnicy do otworu przesypowego.

Budowę segmentu i sita przedstawiono na rys. 9. Charakterystyki sit zestawiono w tabeli 2.



Rys. 9. Schemat przepływów materiału w segmencie przesiewacza; 1 – ruch poszczególnych frakcji nasion po leju stożkowym przesuującym materiał do środka sita, 2 – ruch poszczególnych frakcji nasion od środka sita do wysypu, 3 – przesyp poszczególnych frakcji nasion przez oczka sita, 4 – ruch poszczególnych frakcji nasion po dolnym elemencie stożkowym kalibratora do wysypu

Fig. 9. Measuring segments of the calibrator; 1 – seeds movement on the conical funnel, 2 – material transportation along the sieve, 3 – dumping through the sieve, 4 – material movement to the dump

Tabela 2. Charakterystyka sit o otworach okrągłych

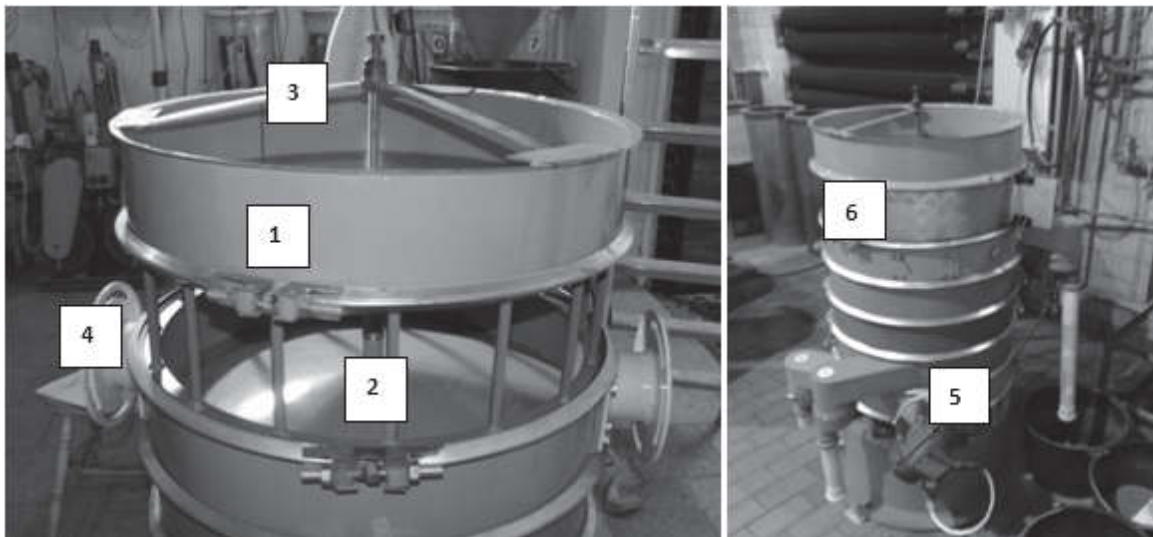
Table 2. Characteristic of sieves with round holes

Lp.	Średnica oczka sita d_o , m	Powierzchnia otworów f_o , m^2	Prześwit sita P	Powierzchnia sita F , m^2	Powierzchnia otworów $P \cdot F$, m^2	Ilość otworów w sicie n_s , szt
1	0,0012	$1,1304 \cdot 10^{-6}$	0,109	0,2272	0,0247	21 908
2	0,0014	$1,5386 \cdot 10^{-6}$	0,145	0,2272	0,0330	21 412
3	0,0016	$2,0096 \cdot 10^{-6}$	0,165	0,2272	0,0375	18 654
4	0,0018	$2,5434 \cdot 10^{-6}$	0,200	0,2272	0,0417	17 866
5	0,0020	$3,1400 \cdot 10^{-6}$	0,210	0,2272	0,0476	15 195
6	0,0022	$3,7994 \cdot 10^{-6}$	0,274	0,2272	0,0623	16 385

3.4. Metodyka badań

W celu obserwacji przejścia materiału modelowego przez sito, podczas badania wydajności poszczególnych sit (rys. 10), zamontowano nadstawkę pierścieniową (1) i żebrową (2).

Materiał przesiewano przez sita o różnej średnicy otworów sit od 1,2 do 2,2 mm (tabela 3.). Wsypywano porcję rozsianego wcześniej na frakcje materiału w ilości ok. 3 kg o $d_z = 1,1$ mm do 2,1 mm i po czasie τ zatrzymywano aparat. Ważono masę biologicznego materiału ziarnistego, która przeszły przez sito. Badania prowadzono dla kąta ustawienia wibratorów elektrycznych 45° .



Rys. 10. Stanowisko badawcze; 1 – nadstawka pierścieniowa, 2 – nadstawka żebrowa, 3 – docisk sita, 4 – uchwyty do wibratorów elektrycznych, 5 – wibratory boczne, 6 – osłona nadstawki żebrowej

Fig. 10. Investigation stand; 1 – ring segment, 2 – costal segment, 3 – sieve's pressure, 4 – electrical vibrators holders, 5 – side vibrators, 6 – cover of costal segment

Tabela 3. Algorytm przesiewania frakcji nasion przez kolejne sита
Table 3. Algorithm of seeds fractions' sieving by particular sieves

Średnia średnica frakcji nasion, mm d_z/d_o	Średnica otworu sита mm					
	2,2	2,0	1,8	1,6	1,4	1,2
1,10	X	X	X	X	X	X
1,30	X	X	X	X	X	
1,50	X	X	X	X		
1,70	X	X	X			
1,90	X	X				
2,10	X					

4. Wyniki i ich omówienie

Mierzono masę biologicznego materiału ziarnistego, która przeszła przez sito w określonym czasie.

Obliczano wydajność przesiewania zgodnie z zależnością 1.

$$\text{Wydajność przesiewania: } W_i = \frac{M_n}{\tau_p}, [\text{kg} \cdot (\text{h})^{-1}] \quad (1)$$

Wyniki badań przejścia poszczególnych frakcji materiału modelowego przez kolejne sита przedstawiono na rys. 11.

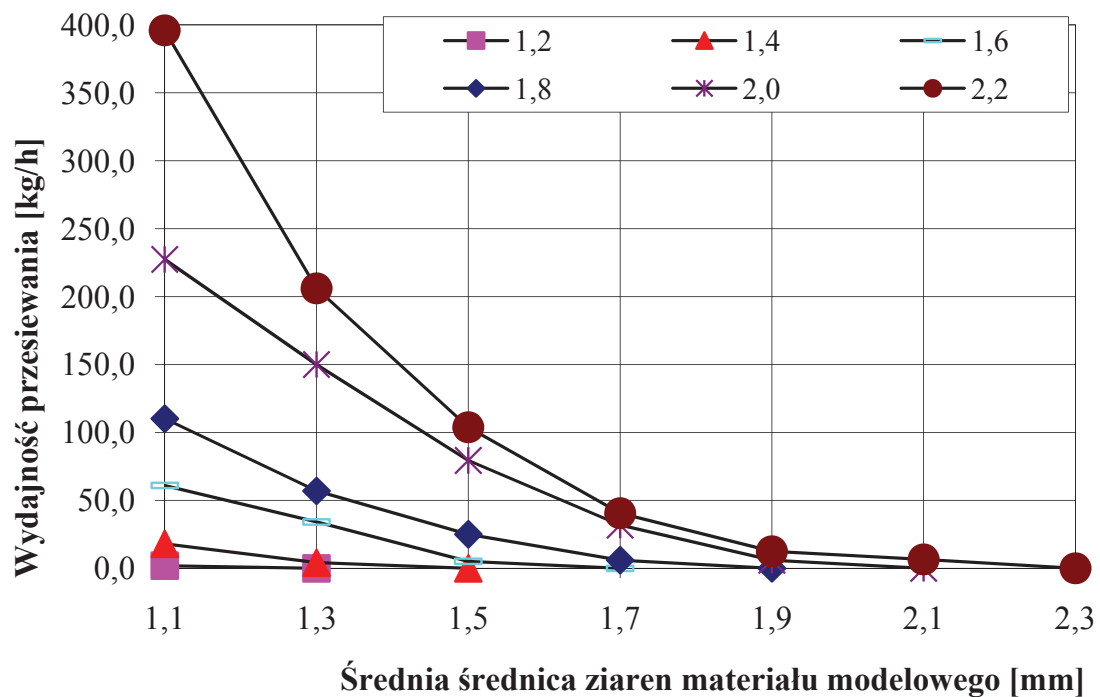
Na podstawie wykonanych badań obliczono masową prędkość przesypu i masową prędkość przesypu przez otwory sита dla frakcji, która już raz była odsiana na tym sicie.

$$\text{Powierzchnia kalibratora: } F = \frac{\pi \cdot D^2}{4}, [\text{m}^2] \quad (2)$$

$$\text{Powierzchnia otworów sита: } f_{i,o} = P_i \cdot F, [\text{m}^2] \quad (3)$$

$$\text{Masowa prędkość przesypu: } G_i = \frac{W_i}{F}, [\text{kg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}] \quad (4)$$

$$\text{Masowa prędkość przesypu przez otwory } g_{i,o} = G_i \cdot P_i, [\text{kg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}] \quad (5)$$



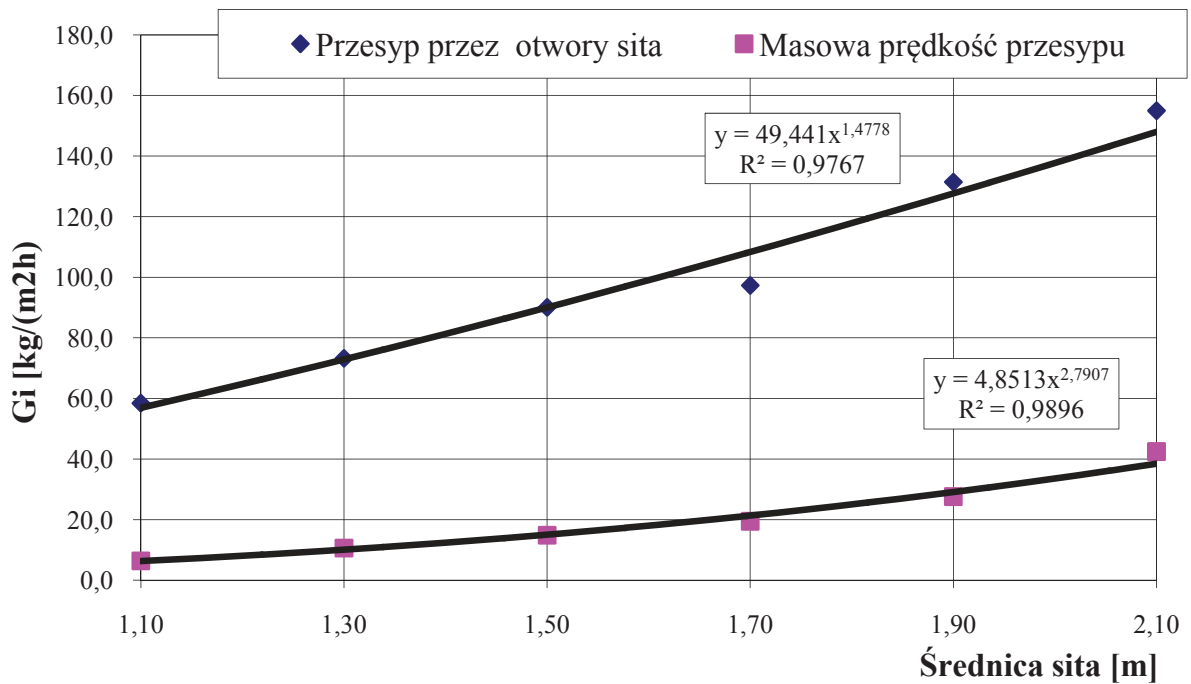
Rys. 11. Wydajność przesiewania materiału odsianego przez poszczególne sита w funkcji średniej średnicy nasion dla różnych średnic otworów sита

Fig. 11. Sieving efficiency of material screened by particular sieves related with function of medium seed diameter for different sieve hole diameter

Tabela. 4. Wydajność przesiewania materiału danej frakcji przez najmniejsze sito

Table 4. Sieving efficiency of given fraction by the smallest sieve

Średnica ziaren	Średnica sita	Średnica $d_s^{2,5}$	Prześwit sita	Strumień masowy	Powierzchnia sita	Gęstość strumienia przesiewu	Gęstość strumienia przez otwory sita
d^z	d_s	$(d_s)^{2,5}$	P_i	W_i	F	G_i	g_{oi}
mm	mm		%	$\text{kg}\cdot(\text{h})^{-1}$	m^2	$\text{kg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$	$\text{kg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$
1,10	1,20	1,27	0,109	1,803	0,283	6,37	58,4
1,30	1,40	1,93	0,145	3,005	0,283	10,62	73,2
1,50	1,60	2,76	0,165	4,205	0,283	14,86	90,1
1,70	1,80	3,77	0,200	5,507	0,283	19,46	97,3
1,90	2,00	4,98	0,210	7,810	0,283	27,60	131,4
2,10	2,20	6,39	0,274	12,016	0,283	42,46	155,0



Rys.12. Przesyp materiału modelowego przez najmniejsze sito dla danej frakcji w zależności od średnicy otworów sita

Fig. 12. Dumping of model material by the smallest sieve of given fraction in dependence on sieve hole diameter

Wysyp materiału ziarnistego przez otwór ze zbiornika przez otwór w dnie jest opisany zależnością [Błasiński i Młodziński 1971]:

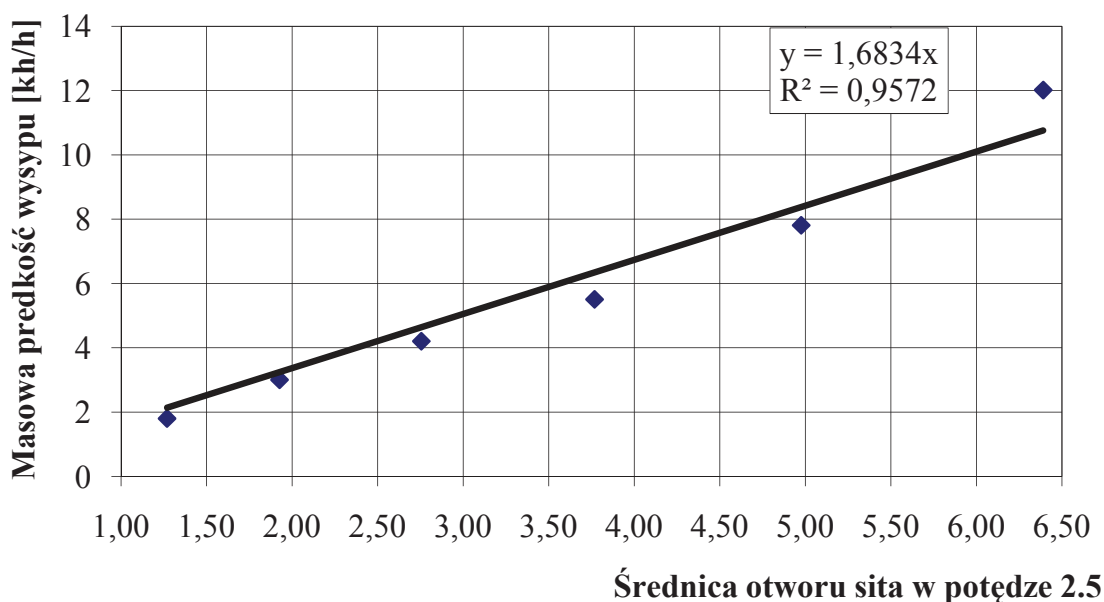
$$W_i = f_i \cdot u = n \cdot \frac{\pi \cdot d_o^2}{4} \cdot \varphi \sqrt{a \cdot g \cdot d_o} = A \cdot d_o^{2,5}, [\text{kg} \cdot (\text{h})^{-1}] \quad (6)$$

i jest on analogiczny do wyników uzyskanych w przeprowadzonych badaniach.

Uzyskano dla sit równania analogiczne jak równania opisujące wysyp materiału ze zbiornika, z tym że nie ma tutaj ograniczenia równomierności wysypu dla $\frac{d_o}{d_z} \leq 6$:

$$W_i = 1,472 \cdot d_o^{2,5}, R^2 = 0,9434$$

dla średnicy otworów sita: $1,2 \text{ mm} < d_z < 2,2 \text{ mm}$.



Rys.13. Wydajność przesiewania materiału modelowego przez najmniejsze sito dla danej frakcji w zależności od średnicy otworów sita

Fig. 13. Sieving efficiency of model material by the smallest sieve of given fraction in dependence on sieve hole diameter

5. Podsumowanie

1. Wydajność przesiewania dla poszczególnych sit jest uwarunkowana średnią średnicą zastępczą ziaren materiału modelowego.
2. Najwolniej przesypują się frakcje materiału przez sito, na którym następuje odsianie danej frakcji. (W badaniach frakcja odsiana wraca na sito do ponownego przesiania).
3. Obliczona wydajność przesiewania materiału przez otwory (wysyp) jest opisana równaniami analogicznymi jak w przypadku wysypu materiału ziarnistego przez otwór ze zbiornika:

$$W_i = 1,683 \cdot d_s^{2,5}, R^2 = 0,9572$$

dla średnicy otworów sita: $1,2 \text{ mm} < d_z < 2,2 \text{ mm}$.

Oznaczenia

$F = \frac{\pi \cdot D^2}{4}$ – całkowite pole powierzchni sita, m^2 ,

ρ_u – gęstość usypowa, $kg \cdot (m)^{-3}$,

$n_s = \frac{P \cdot F}{f_o}$ – ilość otworów w sicie o powierzchni F , szt,

$F_{CZ} = F \cdot P$ – powierzchnia czynna sita, m^2 ,

$d_z = \sqrt{d_{zi} \cdot d_{zi+1}}$ – średnia średnica ziaren frakcji nasion, mm,

$f_o = \frac{\pi \cdot d_o^2}{4}$ – pole powierzchni otworu wysypowego, lub pojedynczego otworu w sicie, m^2 ,

A, a – stałe w równaniach,

D – średnica sita, m,

d_o – średnica otworu wysypowego lub pojedynczego otworu w sicie, mm,

m – masa niewyważona, kg,

M – masa przesiewacza rotacyjnego,

M_n – masa nasion, która przeszła przez sito, kg,

n – wykładnik potęgi,

O_1-O_1 i O_2-O_2 – osie wibratorów,

P – prześwit sita,

u – liniowa prędkość wysypu materiału w otworze, $m \cdot (s)^{-1}$,

V – strumień objętościowy, $m^3 \cdot (s)^{-1}$,

V_i – strumień objętościowy dla jednego otworu, $kg \cdot (h \text{ otw.})^{-1}$,

W – strumień masowy wysypu, $kg \cdot (h)^{-1}$,

γ – kąt nachylenia osi wibratora do poziomu, $^\circ$,

ε – promień niewyważona, m,

τ – czas przejścia przez sito, h,

ω – prędkość obrotowa sinika, $(s)^{-1}$.

Literatura

1. **Blechman I.I.:** *Synchronizacja dynamicznych systemów*. Moskwa-Leningrad 1976.
2. **Błasiński H., Młodziński B.:** *Aparatura przemysłu chemicznego*. WNT, Warszawa 1971.

3. **Domoradzki M., Weiner W., Korpala W.:** *Badania sprawności przesiewacza wibracyjnego*. XII Ogólnopolska Konferencja Naukowa „Postęp w Inżynierii Żywności”, Suwałki 2004.
4. **Kanzleiter T.:** *Die Taumelsiebmaschine*. Maschinendynamik und Guttransport. 3,7, Auber.-Tech., 1971.
5. **Schmidt P.:** *Taumelsiebenmaschinen*. 7, Auber.-Tech. 1966.
6. **Wodziński P.:** *Przesiewanie i przesiewacze*. Wydawnictwo Politechniki Łódzkiej ISBN 83-87198-06-4. Łódź 1997.

Biological Material Sieving in Rotary Screen

Abstract

In the screening technology most common screens are ones with linear flow of material screened by machines. Riddle of screens generally have a rectangular shape and the material moves on sieve in a straight line movement. This movement is essential to the existence of the screening process, involving the passage of small grains, which are in size of the lower class KD, through sieve holes.

This paper concerns use of rotary screen for precise classification and separation of biological grain material.

In this research work sieving efficiency of multideck rotary vibrating screen with electrical side vibratos adjusted on angle of 45° were presented. Efficiency of sieving process by particular sieves (G_i) and material sieving by holes of those sieves (g_i) were calculated.

Equation of dumping rate through sieve holes are parallel to grain material dumping out of container through bottom hole.:

$$W_i = 1,683 \cdot d_s^{2,5}, R^2 = 0,9572$$

where sieve hole diameter is: $1.2 \text{ mm} < d_z < 2.2 \text{ mm}$.

Carried out research allows to make a statement that the separation of seeds is the slowest on the sieve with a hole diameter equal to the diameter of the seed of the given fraction. Rate of going through the sieve raised to increases with increase of sieve hole diameter raised to 2.5 power.



Eliminacja metali ciężkich z popiołów z użyciem roztworów lugujących zawierających bakterie utleniające siarkę lub bakterie produkujące biologiczne substancje powierzchniowo czynne

*Ewa Karwowska, Maria Łebkowska,
Agnieszka Tabernacka, Dorota Andrzejewska
Politechnika Warszawska*

1. Wstęp

Efektem ubocznym wytwarzania energii elektrycznej na drodze spalania węgla kamiennego lub brunatnego jest powstawanie znacznych ilości odpadów paleniskowych. Dodatkowym ich źródłem są procesy termicznego unieszkodliwiania różnego rodzaju odpadów, w tym zawierających metale ciężkie. Po spaleniu jednej tony węgla pozostaje około 250 kg popiołów i żużli. Jak podają Rosik-Dulewska i wsp. [24], w 2004 roku, w krajach Unii Europejskiej wytworzono około 43 mln ton lotnych popiołów. Szacuje się, że obecnie aż do około 40% popiołów lotnych jest gromadzonych na składowiskach, skąd obecne w nich zanieczyszczenia, w tym metale ciężkie, mogą ulegać wymywaniu do środowiska, powodując zagrożenie dla gleb i wód.

Metoda zagospodarowania odpadów popaleniowych polega na ich wykorzystaniu jako surowców do produkcji betonów i materiałów budowlanych, spoiw, uszczelnień, wypełnień wyrobisk górniczych oraz w budownictwie hydrotechnicznym [25]. Podejmowane są próby zastosowania popiołów do wytwarzania kompozytów mineralno-organicznych [26] oraz materiałów zeolitowych mogących posłużyć jako adsorbenty zanieczyszczeń gazowych [4]. Przeszkodą w powszechnym wykorzystaniu gospodarczym popiołów jest konieczność spełniania przez nie standardów odnośnie między innymi poziomu promieniotwórczości oraz zawartości metali ciężkich.

Pierwiastki śladowe, w tym metale stanowią zazwyczaj około 0,1÷0,3% ogólnej masy odpadów paleniskowych [25], aczkolwiek stwierdzono, że w popiołach ze spalarni odpadów na terenie Niemiec i USA zawartość metali sięgała nawet kilkunastu gramów na kilogram odpadu. Zaobserwowano, że największe ilości metali występowały w najdrobniejszej frakcji popiołów lotnych – poniżej 10 μm , co stanowi czynnik sprzyjający ich wymywaniu podczas składowania [27].

Jedną z metod pozwalających na eliminację metali z odpadów paleniskowych są procesy mikrobiologicznego ługowania z wykorzystaniem bakterii obniżających odczyn środowiska poprzez utlenianie związków siarki z wytworzeniem kwasu siarkowego, mikroorganizmów wytwarzających kwasy organiczne oraz produkujących związki o właściwościach kompleksujących [3, 9÷11, 18, 21]. Skuteczność bioługowania osiągnięta w pracach eksperymentalnych w przypadku niektórych metali, takich jak miedź i cynk sięga 80% ich początkowej zawartości w popiele.

Zastosowanie procesu ługowania w warunkach obniżonego odczynu środowiska napotyka w przypadku popiołów na trudności, ze względu na silnie alkalizujące właściwości odpadów popaleniowych wynikające ze znacznej zawartości metali alkalicznych takich jak wapń i sód. Istnieją jednak dane potwierdzające, że w przypadku niektórych metali niskie pH roztworu nie jest koniecznym warunkiem osiągnięcia pozytywnego efektu bioługowania. Groudeva i wsp. [8] uzyskali w warunkach alkalicznych 64% wydajność wyługowania miedzi z rudy węgłanowej miedzi po 30 dniach procesu. Stwierdzono również wymywanie chromu z popiołów w środowisku alkalicznym [25]. Zaobserwowano, że niektóre metale o właściwościach amfoterycznych, takie jak miedź, ołów, cynk i kadm mogą wykazywać zwiększoną mobilność nie tylko przy niskim pH, lecz również w środowisku silnie zasadowym [27].

Czynnikami o potencjalnym zastosowaniu w procesach bioługowania metali z popiołów są produkowane przez mikroorganizmy biologiczne substancje powierzchniowo czynne (BSPC). Większość niskocząsteczkowych BSPC to najczęściej glikolipidy zawierające oprócz węglowodanów długołańcuchowe kwasy alifatyczne lub lipopeptydy. Ramnolipidy i soforolipidy są dwucukrami acylowanymi długołańcuchowymi kwasami tłuszczowymi lub hydroksykwasami. Biosurfaktanty wielkocząsteczkowe składają się z polisacharydów, lipopolisacharydów, lipoprotein lub mieszanin tych biopolimerów [13, 22]. Mikroorganizmami zdolnymi do wytwarzania biologicznych substancji powierzchniowo czynnych są między innymi *Methanobacterium thermoautotrophicum*, *Bacillus stearothermophilus*, *Bacillus subtilis*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Bacillus licheniformis*, *Acinetobacter calcoaceticus*, *Acinetobacter radioresistensis*, *Arthrobacter spp.*, *Rhodococcus erythropolis*, *Rhodococcus ruber*, *Rhodococcus opacus*, *Corynebacterium spp.*, *Thiobacillus spp.*, *Streptococcus thermophilus*, *Candida apicola*, *Candida bombicola*, *Candida lipolytica*, *Saccharomyces cerevisiae* [2, 5, 12, 13, 19, 23].

Substancje powierzchniowo czynne produkowane przez mikroorganizmy mogą być nawet 5÷10 krotnie bardziej skuteczne w ługowaniu metali aniżeli syntetyczne emulsanty [22, 23]. Do zalet BSPC należą: biodegradowalność, działanie w szerokim zakresie temperatur i pH oraz niska toksyczność [1, 6, 7, 13].

Biosurfaktanty stosowano dotychczas z powodzeniem w procesach remediacji gruntów zanieczyszczonych metalami ciężkimi [15]. Stwierdzono, że BSPC o charakterze ramnolipidów w sposób preferencyjny wiązały metale takie jak ołów, kadm czy rtęć występujące w środowisku wodnym bądź glebowym [12]. Uwalnianie metali zachodziło poprzez ich kompleksowanie oraz na skutek zmniejszenia napięcia międzyfazowego, co umożliwiało bezpośredni kontakt biosurfaktantu z metalem [1]. Stwierdzono również, że BSPC, zawierające grupę aminową mogą współzawodniczyć z metalami o miejsca wiązania na powierzchni cząstek gleby [6].

Przedmiotem niniejszej pracy było porównanie skuteczności bioługowania metali ciężkich z popiołów z wykorzystaniem hodowli bakterii utleniających siarkę oraz bakterii produkujących biologiczne substancje powierzchniowo czynne.

2. Metodyka badań

W badaniach wykorzystano próbki trzech różnych popiołów:

- E – popiół gruboziarnisty z elektrociepłowni, o wielkości ziaren 0,5÷2 mm i uwodnieniu 27%,
- D – popiół ze spalarni odpadów komunalnych, o wielkości ziaren 0,1÷0,25 mm, i uwodnieniu 0,2%,
- G – popiół ze spalarni odpadów przemysłowych, znacznie uwodniony (62%) tworzący aglomeraty wielkości 2÷10 mm.

Zawartość metali ciężkich w poszczególnych popiołach przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Zawartość metali ciężkich w badanych popiołach (mg/kg odpadu)

Table 1. Heavy metals content in tested ashes (mg/kg of waste)

	Zn	Cu	Pb	Cd	Ni	Cr
E	22,6	33,4	443,1	299,1	3239,0	4696,5
G	5809,7	1925,5	1490,5	199,8	220,2	320,7
D	5533,5	685,9	614	40,4	305,1	371,5

Jako roztwory ługujące metale z popiołów wykorzystano dwa rodzaje hodowli mikroorganizmów:

- hodowlę na bazie osadu czynnego, w której stworzono warunki do rozwoju bakterii utleniających siarkę z wytworzeniem kwasu siarkowego,
- hodowlę bakterii wytwarzających biologiczne substancje powierzchniowo czynne.

Hodowlę ługującą mikroorganizmów zakwaszających założono poprzez wprowadzenie 1% siarki pylistej do mieszaniny ścieków z osadem czynnym pochodzącej z miejskiej oczyszczalni ścieków. Hodowlę prowadzono w warunkach wytrząsania (120 rpm), w temperaturze pokojowej przez 4 tygodnie, do uzyskania odczynu pH 1.

Hodowlę mikroorganizmów wytwarzających BSPC prowadzono w podłożu o składzie (g/l):

Podłoże podstawowe: KH_2PO_4 – 2,7; K_2HPO_4 – 13,9; skrobia – 10; NaCl – 50; ekstrakt drożdżowy – 0,5; NaNO_3 – 1 (sterylizowane w autoklawie),

Roztwór A: MgSO_4 – 25 g/l (sterylizowany w autoklawie),

Roztwór B: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ – 100 g/l (sterylizowany w autoklawie),

Roztwór C: EDTA – 0,5; $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ – 3; NaCl – 1;

$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ – 0,1; $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 0,1, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 0,1;

$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ – 0,01; $\text{AlK}(\text{SO}_4)_2$ – 0,01; $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ – 0,01;

kwas borny – 0,01; Na_2SeO_4 – 0,005; $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ – 0,003

(sterylizowany przez filtrację).

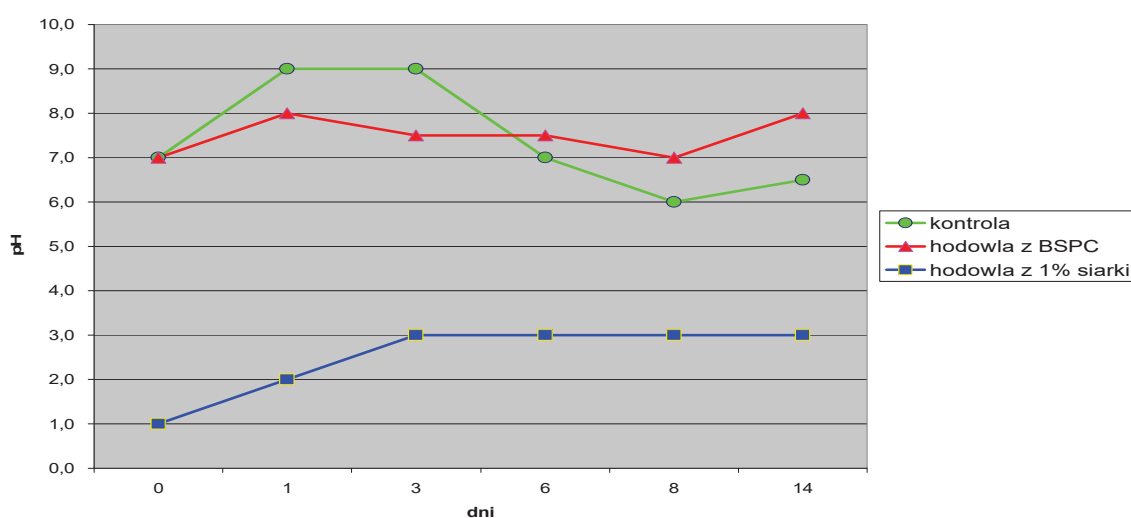
Gotowe podłoże uzyskano poprzez dodanie po 10 ml roztworów A, B oraz C do 1 litra podłoża podstawowego. Odczyn podłoża wynosił pH 6,8÷7.

W celu otrzymania hodowli ługującej zawierającej BSPC, podłoże zaszczerpiono mieszaniną szczepów bakterii *Bacillus cereus* oraz *Bacillus subtilis*, produkujących (co wykazały wcześniejsze badania własne) anionowe substancje powierzchniowo czynne, między innymi surfaktynę. Hodowlę prowadzono w warunkach wytrząsania (120 rpm), w temperaturze pokojowej, przez 7 dni. Po tym czasie uzyskano zawiesinę zawierającą 10^9 komórek bakterii/ml, oraz substancje powierzchniowo czynne w stężeniu 7 mg/l. Zawartość BSPC oznaczano metodą kolorymetryczną z błękitem metylenowym.

Proces bioługowania prowadzono dodając próbki popiołu o masie 6 g do 120 ml odpowiedniej hodowli ługującej. Próbki wytrząsano (120 rpm) przez 14 dni, w temperaturze pokojowej. Wariant kontrolny stanowiły próbki popiołu umieszczone w wodzie wodociągowej. Analizy kontrolne obejmowały oznaczenie zawartości metali w roztworze metodą atomowej spektrometrii absorpcyjnej, po 2, 4, 6, 8 i 14 dniach trwania procesu. W przypadku popiołu E badano efektywność ługowania ołowiu, kadmu, niklu i chromu, natomiast dla popiołów G i D – cynku, miedzi, ołowiu, niklu i chromu. Równolegle monitorowano zmiany odczynu wszystkich prowadzonych hodowli.

3. Wyniki badań

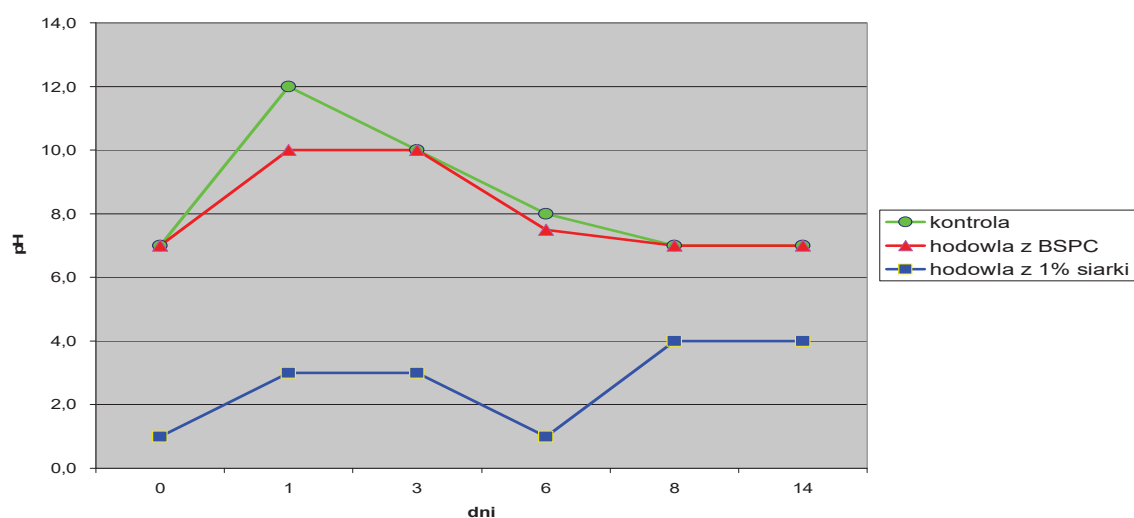
Pomiar pH hodowli ługujących w trakcie procesu wymywania metali z badanych popiołów pozwolił stwierdzić, że najslabszymi właściwościami alkalizującymi charakteryzował się popiół E (z elektrociepłowni), dzięki czemu możliwe było prowadzenie procesu z użyciem hodowli z dodatkiem siarki przy pH nie przekraczającym 3 aż do 14 dnia procesu. W przypadku hodowli ługującej zawierającej bakterie wytwarzające BSPC odczyn był zbliżony do obojętnego, podobnie jak dla próbki kontrolnej (rys. 1).



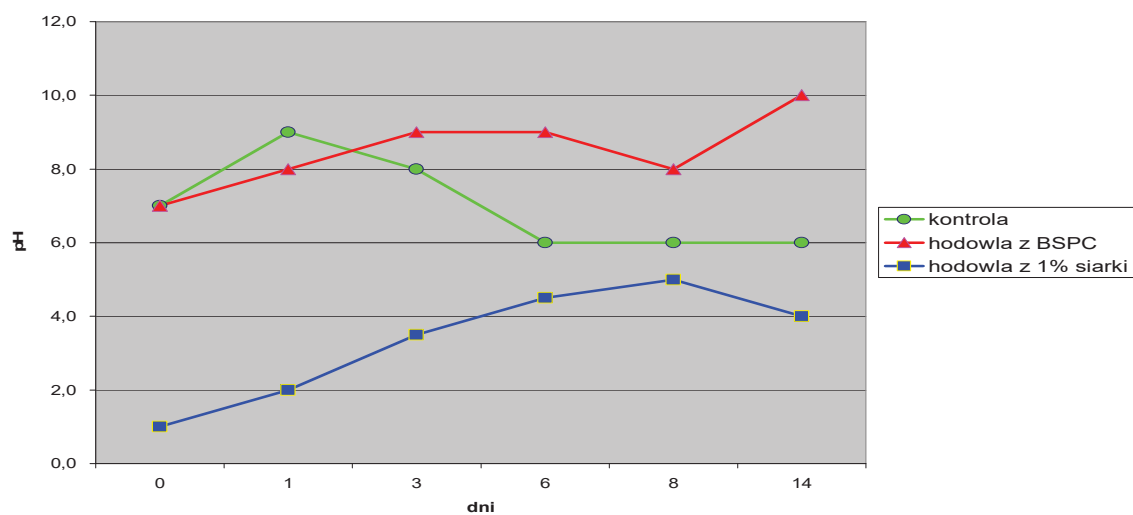
Rys. 1. Zmiany pH hodowli podczas bioługowania metali z popiołu E
Fig. 1. Changes of pH during bioleaching of metals from the ash E

W wariacie doświadczenia, w którym wykorzystano popiół D (ze spalarni odpadów komunalnych), proces bioługowania w hodowli z dodatkiem siarki przebiegał przy wartościach pH od 1 do 4. W hodowli z BSPC oraz w próbce kontrolnej początkowo zaobserwowano alkalizację podłoża do pH 10÷12, natomiast w miarę przebiegu procesu odczyn hodowli ustabilizował się na poziomie zbliżonym do obojętnego (rys. 2).

W przypadku popiołu G (ze spalarni odpadów przemysłowych) odczyn hodowli zawierającej bakterie kwaszące wzrastał stopniowo w trakcie procesu bioługowania, osiągając wartość pH 4.5. Ługowanie w hodowli z BSPC zachodziło przy odczynie alkalicznym (pH 8÷10) (rys. 3).



Rys. 2. Zmiany pH hodowli podczas bioługowania metali z popiołu D
Fig. 2. Changes of pH during bioleaching of metals from the ash D



Rys. 3. Zmiany pH hodowli podczas bioługowania metali z popiołu G
Fig. 3. Changes of pH during bioleaching of metals from the ash G

3.1. Bioługowanie ołowiu

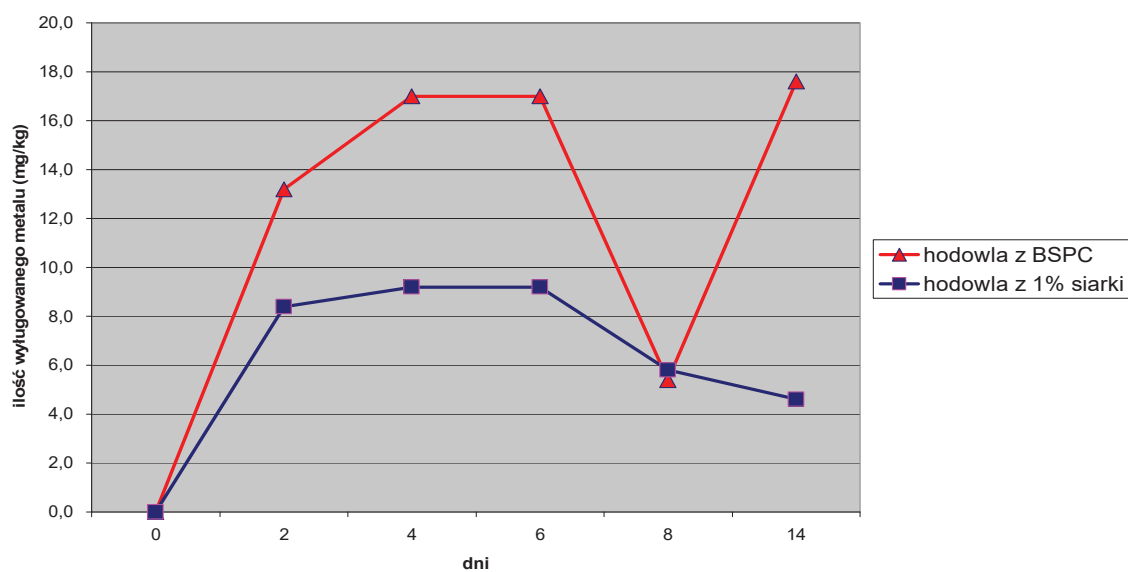
Ołów występował we wszystkich badanych próbkach popiołów. W trakcie procesu bioługowania wyższą efektywność eliminacji tego metalu z odpadu stwierdzono w przypadku hodowli bakterii produkujących biologiczne substancje powierzchniowo czynne. Największe różnice wydajności bioługowania pomiędzy testowanymi hodowlami wystąpiły dla popiołu D, gdzie ponadto uzyskano największą wydajność wymywania ołowiu (rys. 4÷6).

3.2. Bioługowanie niklu

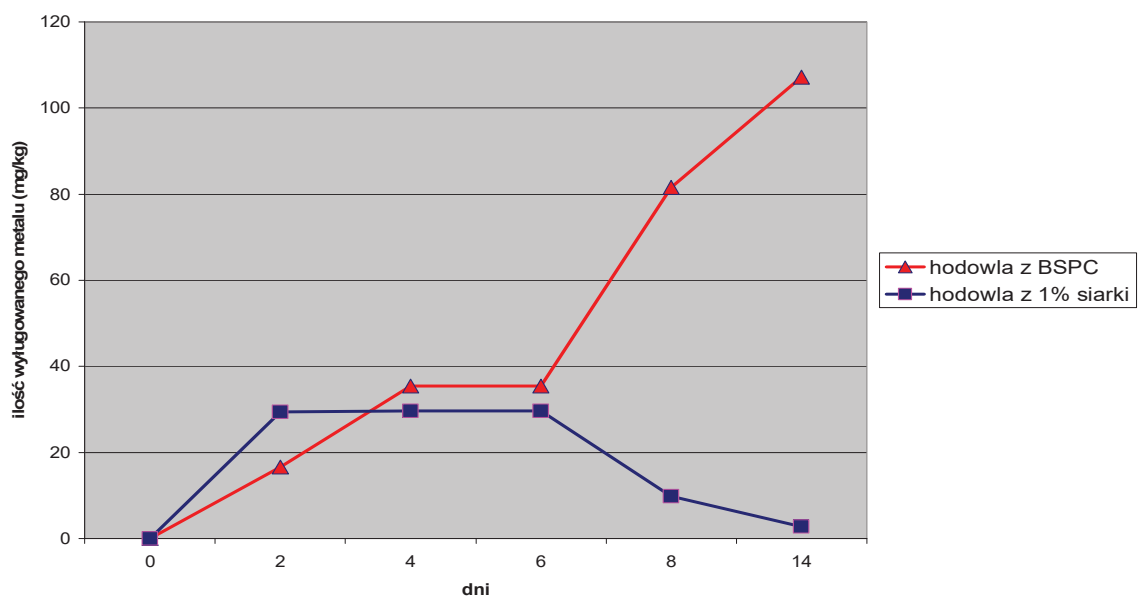
Nikiel ulegał wymyciu z popiołów w ilościach rzędu kilkudziesięciu miligramów na kilogram odpadu. Wyższą efektywność uzyskano dla hodowli bakterii produkujących BSPC, zwłaszcza pod koniec eksperymentu. Proces bioługowania był najmniej skuteczny w przypadku popiołu G, przy czym dla tej próbki popiołu zanotowano najmniejsze różnice w efektywności procesu pomiędzy badanymi hodowlami (rys. 7÷9).

3.3. Bioługowanie chromu

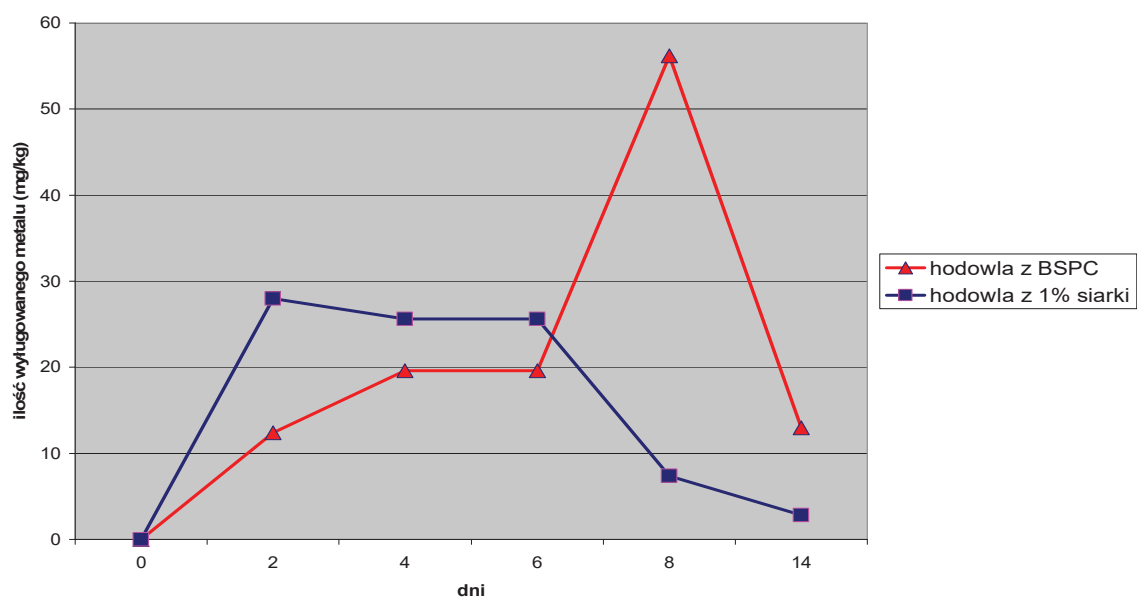
Ogólna efektywność wymywania chromu z popiołów zależała od rodzaju testowanego odpadu. W przypadku popiołu E ilość chromu uwolniona do roztworu była śladowa w porównaniu do jego zawartości w popiele, stąd też różnice w wydajności pomiędzy badanymi hodowlami ługującymi są praktycznie na granicy błędu (rys. 10). Większe ilości chromu zostały wymyte z popiołu D, przy czym w początkowym etapie procesu skuteczniejsza okazała się hodowla bakterii kwaszących, natomiast pod koniec bioługowania wyższą efektywność zaobserwowano w przypadku hodowli zawierającej BSPC (rys. 11). Bioługowanie z popiołu G zachodziło efektywniej przy udziale bakterii kwaszących, przy czym najwyższą ilość odpłukanego metalu stwierdzono po 6 dniach trwania doświadczenia (rys. 12). Uzyskane wyniki sugerują, że skuteczność eliminacji chromu z popiołów z użyciem różnych roztworów ługujących może być zależna przede wszystkim od właściwości danego odpadu.



Rys. 4. Bioługowanie ołowiu z popiołu E
Fig. 4. Bioleaching of lead from the ash E

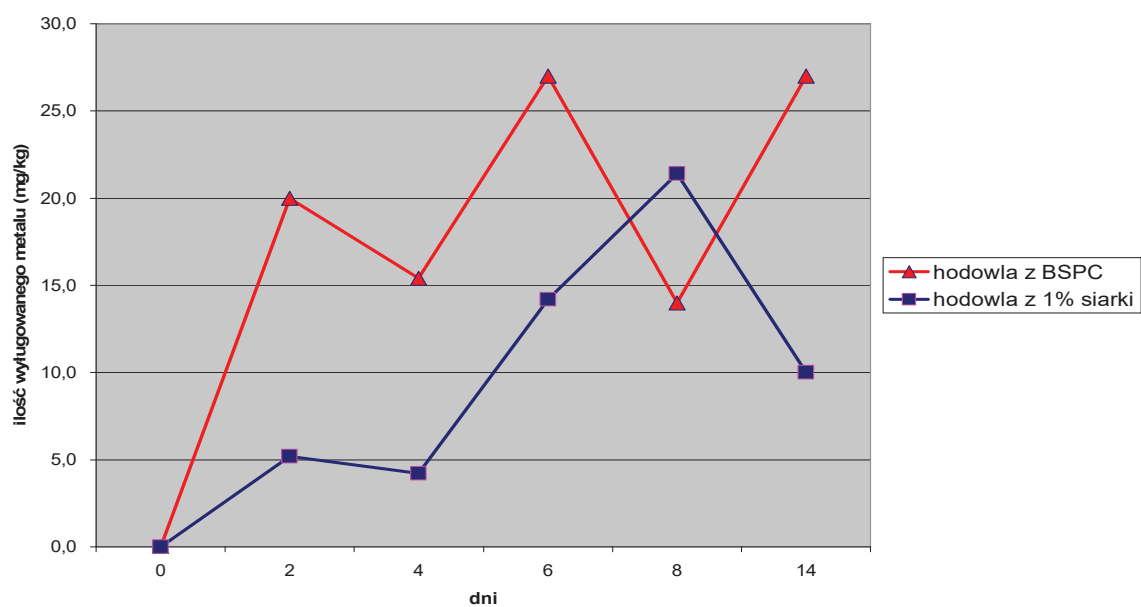


Rys. 5. Bioługowanie ołowiu z popiołu D
Fig. 5. Bioleaching of lead from the ash D



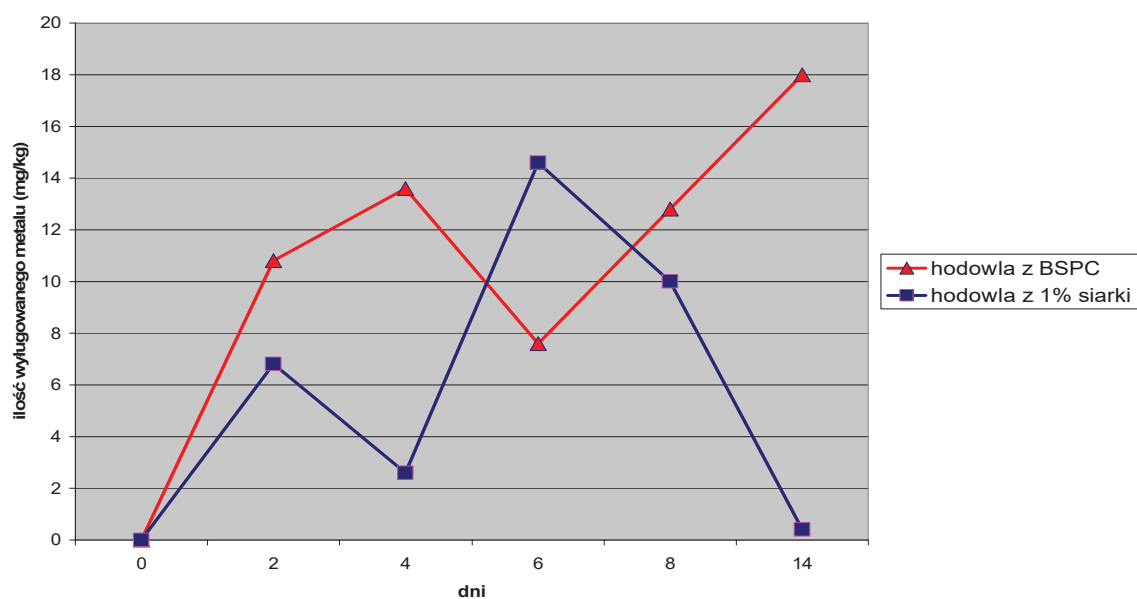
Rys. 6. Bioługowanie ołowiu z popiołu G

Fig. 6. Bioleaching of lead from the ash G

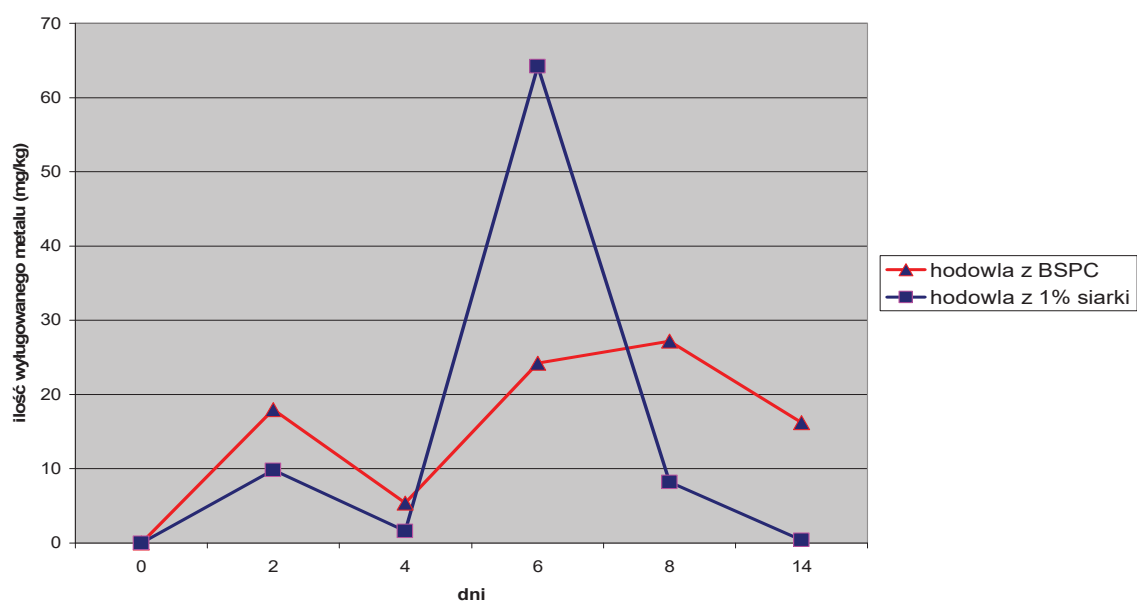


Rys. 7. Bioługowanie niklu z popiołu E

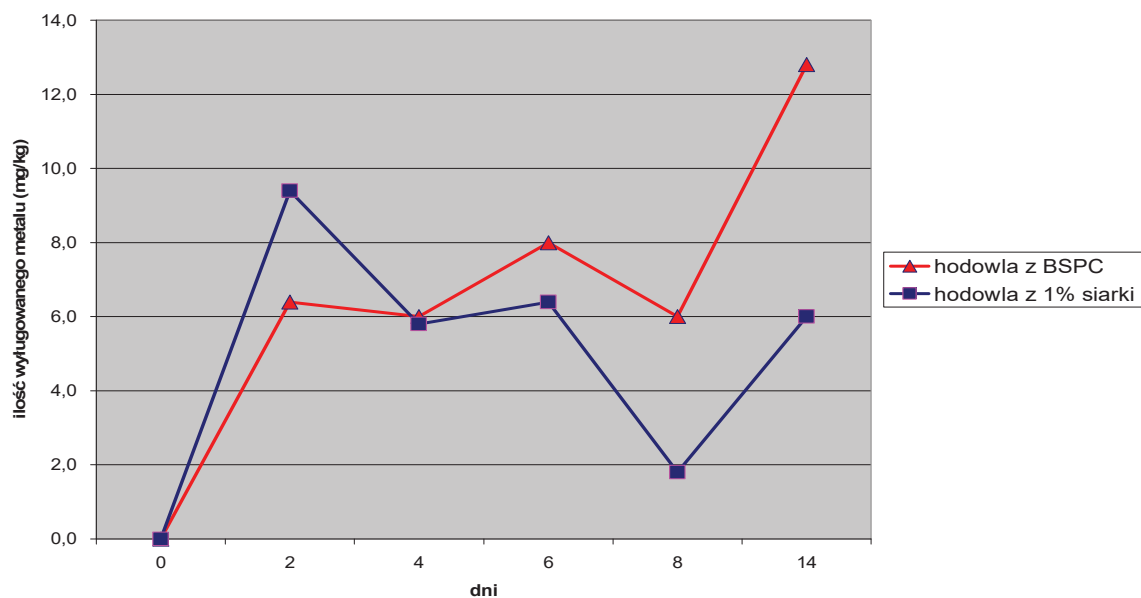
Fig. 7. Bioleaching of nickel from the ash E



Rys. 8. Bioługowanie niklu z popiołu D
Fig. 8. Bioleaching of nickel from the ash D

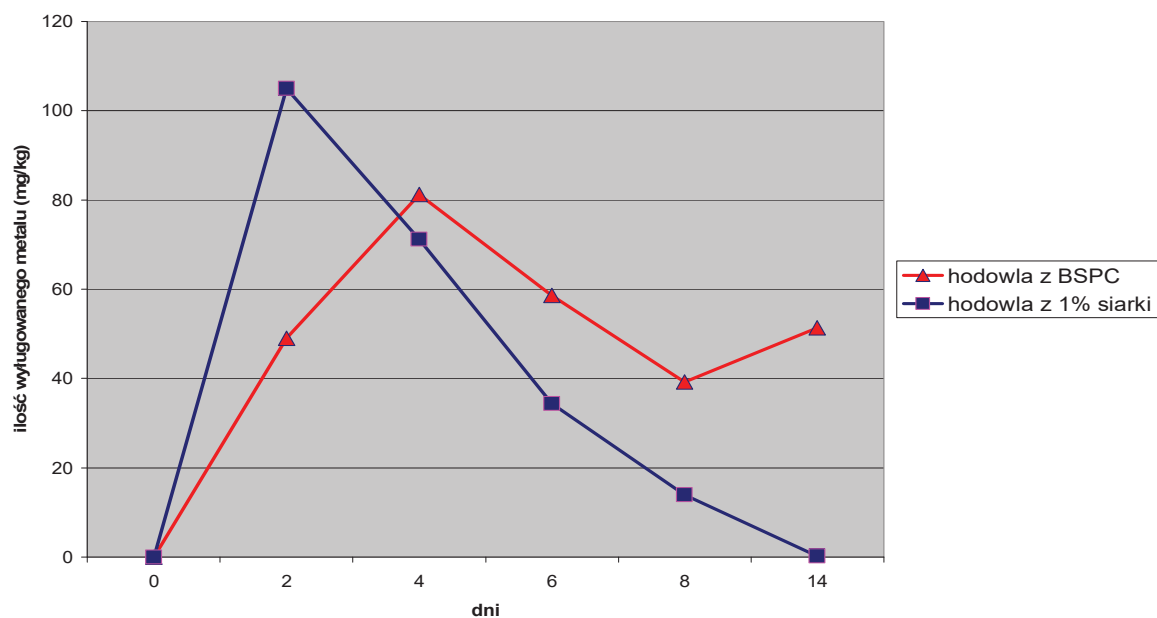


Rys. 9. Bioługowanie niklu z popiołu G
Fig. 9. Bioleaching of nickel from the ash G



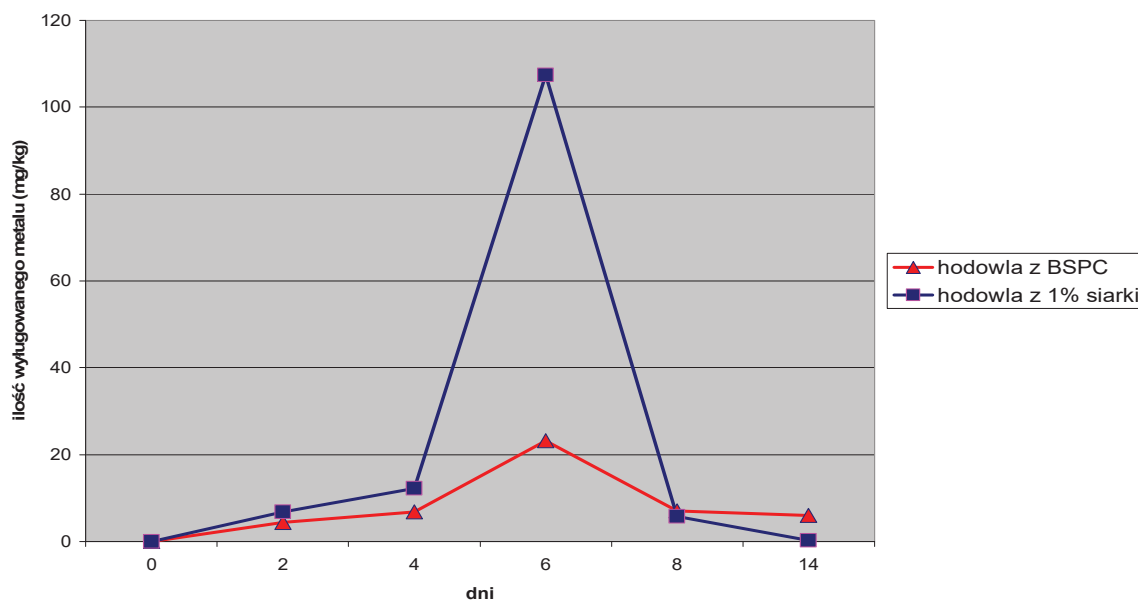
Rys. 10. Bioługowanie chromu z popiołu E

Fig. 10. Bioleaching of chromium from the ash E



Rys. 11. Bioługowanie chromu z popiołu D

Fig. 11. Bioleaching of chromium from the ash D

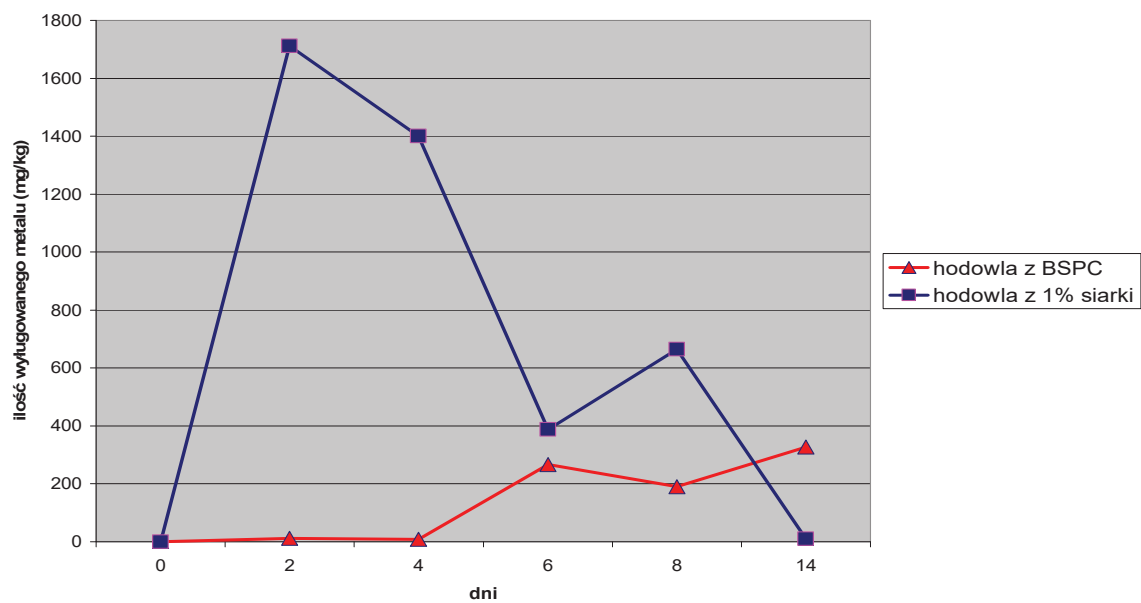


Rys. 12. Bioługowanie chromu z popiołu G
Fig. 12. Bioleaching of chromium from the ash G

3.4. Bioługowanie cynku

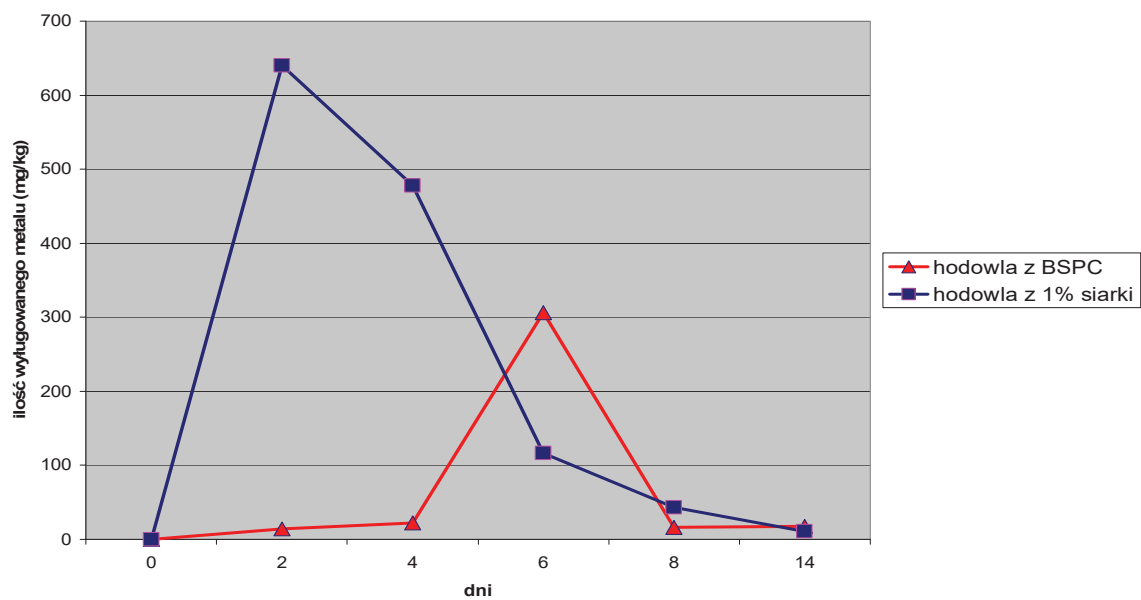
W przypadku obu popiołów (D i G), dla których badano efektywność bioługowania cynku, zaobserwowano, iż wielokrotnie wyższą efektywność usunięcia metalu z popiołu udało się uzyskać w hodowli ługującej bakterii utleniających siarkę do kwasu siarkowego. Efekt był szczególnie widoczny w początkowych etapach procesu, zwłaszcza w wariancie dotyczącym popiołu D, gdzie wydajność eliminacji cynku po 2 dniach ługowania przekroczyła 30% jego zawartości w odpadzie. Wydłużenie czasu bioługowania do 14 dni skutkowało spadkiem stężenia cynku w hodowli kwaszącej. Zjawiska tego nie zaobserwowano w przypadku hodowli bakterii wytwarzających BSPC (rys. 13).

Bioługowanie cynku z popiołu G zachodziło efektywnie tylko na początku procesu przy czym maksymalne wartości usuniętego metalu zanotowano dla hodowli kwaszącej po 2 dniach bioługowania, natomiast dla hodowli z BSPC – po 6 dniach doświadczenia (rys. 14).



Rys. 13. Bioługowanie cynku z popiołu D

Fig. 13. Bioleaching of zinc from the ash D



Rys. 14. Bioługowanie cynku z popiołu G

Fig. 14. Bioleaching of zinc from the ash G

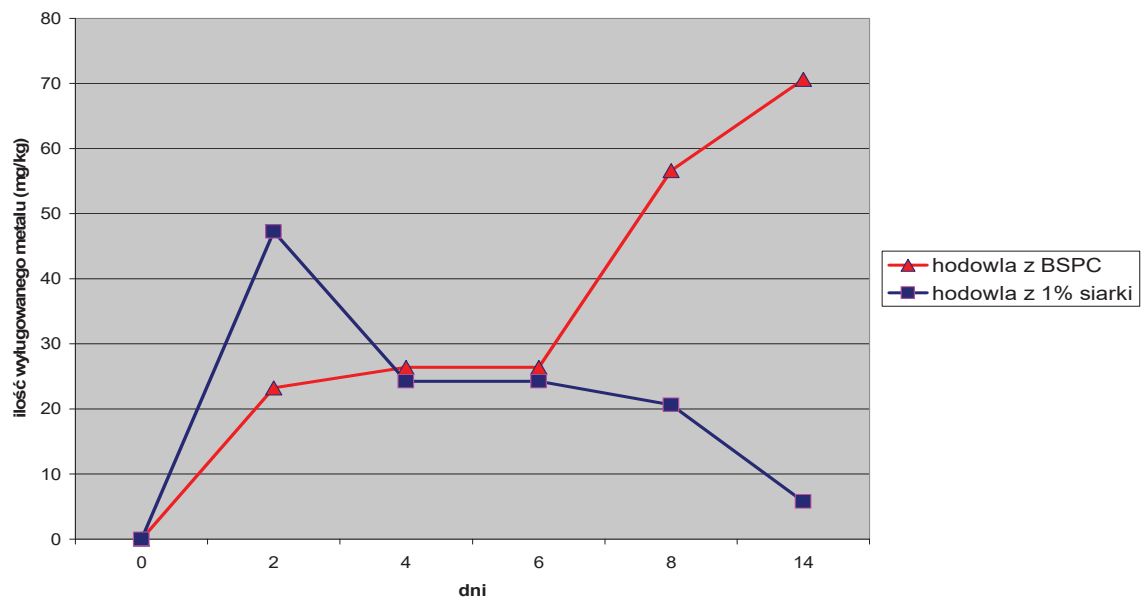
3.5. Bioługowanie miedzi

W trakcie bioługowania miedzi z popiołów D i G (rys. 15 i 16) zaobserwowano podobny efekt jak w przypadku cynku. Znaczne ilości metalu uległy odpłukaniu w hodowli z dodatkiem siarki już po 2 dniach trwania procesu, przy czym w miarę upływu czasu obserwowano spadek stężenia miedzi w roztworze. Dalszy przebieg procesu zależny był od rodzaju zastosowanego odpadu. W wariacie z wykorzystaniem popiołu G, w którym zanotowano nieznaczny wzrost wydajności procesu około 4÷6 dnia doświadczenia, końcowa efektywność bioługowania w obu hodowlach była bardzo niska. Natomiast w przypadku hodowli, do których wprowadzono próbki popiołu D, stwierdzono wzrost efektywności bioługowania miedzi w hodowli bakterii produkujących BSPC, czego efektem była kilkakrotnie wyższa efektywność wmywania miedzi w hodowli z biosurfaktantem w momencie zakończenia doświadczenia.

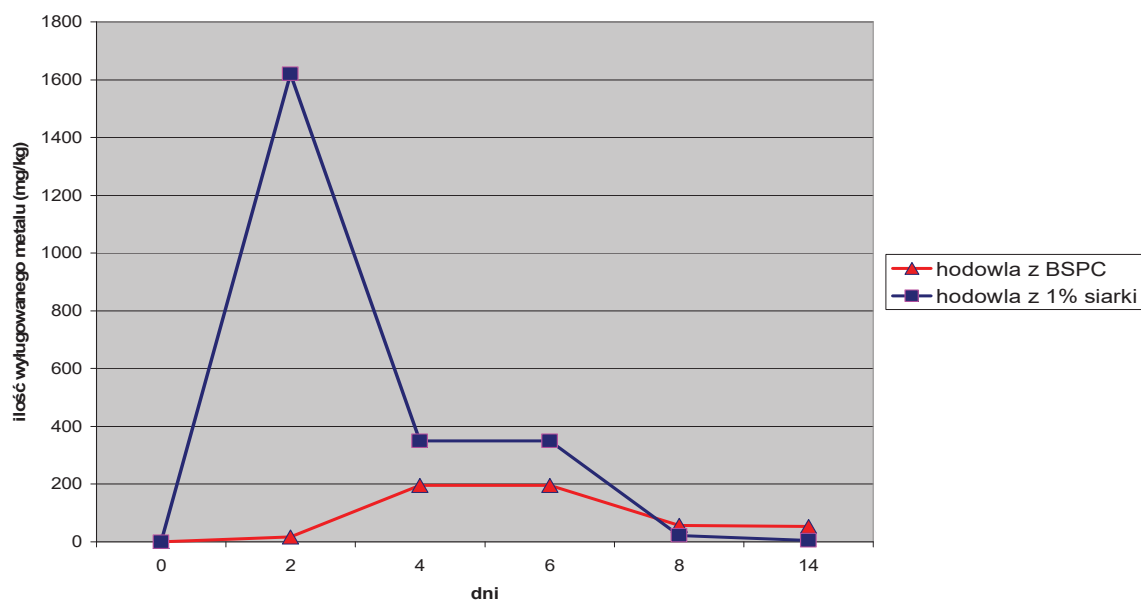
3.6. Bioługowanie kadmu

Do badań nad bioługowaniem kadmu wybrano popiół E, zawierający największą ilość tego metalu spośród badanych próbek odpadów paleniskowych. Stwierdzono, że w przypadku kadmu proces zachodził z niską efektywnością, przy czym znacznie lepsze rezultaty dało zastosowanie hodowli bakterii produkujących BSPC, zwłaszcza po 14 dniach eksperymentu (rys. 17).

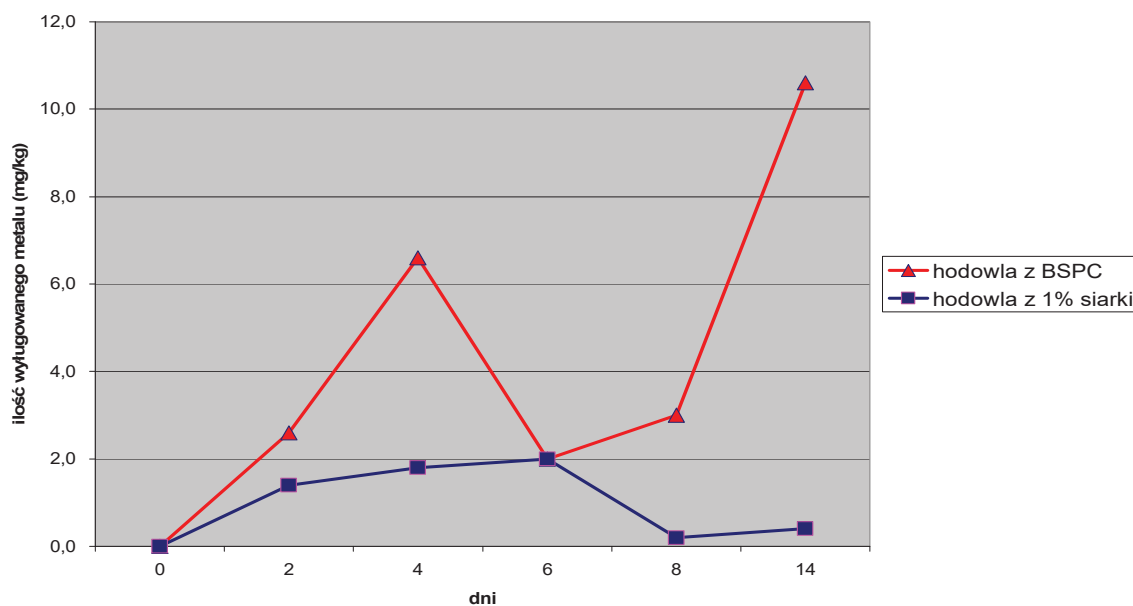
Biorąc pod uwagę zmienną efektywność wmywania wszystkich badanych metali z popiołów w ciągu 14 dni trwania procesu należy stwierdzić, że prawdopodobnie miała miejsce ich wtórna sorpcja w biomacie mikroorganizmów lub też w samych popiołach. Analiza tego zjawiska wymaga dalszych badań.



Rys. 15. Bioługowanie miedzi z popiołu D
Fig. 15. Bioleaching of copper from the ash D



Rys. 16. Bioługowanie miedzi z popiołu G
Fig. 16. Bioleaching of copper from the ash G



Rys. 17. Bioługowanie kadmu z popiołu E

Fig. 17. Bioleaching of cadmium from the ash E

4. Podsumowanie

Procesy ługowania metali ciężkich z popiołów powinny być brane pod uwagę zarówno z powodu potencjalnego zagrożenia dla środowiska, wynikające z niekontrolowanego wmywania metali z odpadów podczas ich składowania jak też ze względu na możliwość wykorzystania procesów ługowania mikrobiologicznego do zmniejszenia zawartości metali w popiołach w celu ich późniejszego wykorzystania na cele rekultywacyjne lub przemysłowe. Dodatkową korzyścią może być opracowanie metod odzyskiwania z popiołów wartościowych metali, takich jak miedź.

Badania przeprowadzone w niniejszej pracy pozwoliły stwierdzić, że wykorzystanie mikroorganizmów wytwarzających biologiczne substancje powierzchniowo czynne może posłużyć jako jeden ze sposobów eliminacji metali ciężkich z odpadów paleniskowych. Skuteczność zastosowanego rozwiązania okazała się porównywalna z efektywnością metody polegającej na zastosowaniu bakterii utleniających siarkę do kwasu siarkowego, stanowiącej klasyczną technikę bioługowania metali stosowaną przez wielu autorów w procesach mikrobiologicznej eliminacji metali ciężkich z rud oraz różnego rodzaju odpadów.

Wiele bakterii z rodzaju *Bacillus* zdolnych jest do wytwarzania lipopeptydu surfaktyny. Jest to BSPC o dużej przydatności w procesach remediacyjnych, zwłaszcza ze względu na możliwość jego pozyskiwania w warunkach *in situ* [16]. Surfaktyna powoduje obniżenie napięcia powierzchniowego z 72 do 27 mN/m, przy czym właściwości bioemulgujące występują już przy stężeniu 0,005% [16, 20]. Dotychczas surfaktyna wykorzystywana była w procesach oczyszczania gruntów zanieczyszczonych substancjami olejowymi, jednakże ze względu na występowanie w cząsteczce dwóch miejsc wiążących o ładunku ujemnym, możliwe jest jej zastosowanie do usuwania metali z gruntów i odpadów [14]. W niniejszej pracy zaproponowano wykorzystanie tego biosurfaktanta do eliminacji metali ciężkich z popiołów: pochodzących z elektrociepłowni (E) oraz spalarni odpadów komunalnych (D) oraz przemysłowych. W tym celu wykorzystano szczepy bakterii *Bacillus subtilis* oraz *Bacillus cereus*, przetestowane wcześniej pod względem zdolności do wytwarzania BSPC w warunkach hodowli ługujących.

Efektywność bioługowania zależała od rodzaju i właściwości odpadu, rodzaju metalu oraz czasu trwania procesu. Przeprowadzone doświadczenia wykazały, że przy krótkim czasie bioługowania (48 h) efektywność eliminacji niektórych metali (cynk, miedź) w hodowli z dodatkiem siarki była kilkakrotnie wyższa aniżeli w hodowli z BSPC; natomiast po upływie 14 dni wydajność bioługowania była porównywalna w obu hodowlach lub wyższa w hodowli z BSPC, czego przyczyną mogło być wtórne wiązanie metali przez mikroorganizmy w hodowli z dodatkiem siarki. W przypadku pozostałych metali lepszymi właściwościami ługującymi charakteryzowała się hodowla bakterii wytwarzających bioemulsanty, co było widoczne zwłaszcza w przypadku popiołów E i D. W tabeli 2 przedstawiono porównanie efektywności bioługowania poszczególnych metali na przykładzie popiołu D odpowiednio po 2 i 14 dniach procesu.

Stwierdzono ponadto, że skuteczność każdego ze stosowanych roztworów zależała od rodzaju odpadu poddawanego bioługowaniu. Potwierdziły to wyniki uzyskane w przypadku odpłukiwania miedzi z popiołów ze spalarni odpadów komunalnych (D) oraz odpadów przemysłowych (G) oraz chromu ze wszystkich testowanych odpadów.

Tabela 2. Porównanie efektywności wmywania metali w stosowanych hodowlach ługujących po 2 i 14 dniach doświadczenia, dla popiołu D

Table 2. The comparison of the effectiveness of metals removal in applied bioleaching cultures after 2 and 14 days of the experiment, from the ash D

Rodzaj metalu	Wydajność bioługowania po 2 dniach (mg/kg)		Wydajność bioługowania po 14 dniach (mg/kg)	
	Hodowla z 1% siarki	Hodowla z BSPC	Hodowla z 1% siarki	Hodowla z BSPC
Cynk	1712,0	11,6	10,6	326,6
Miedź	47,0	23,2	5,8	70,6
Ołów	29,4	16,6	2,8	107,2
Nikiel	6,8	10,8	0,4	18,0
Chrom	105	49,0	0,2	51,4

Najwyższą efektywność usuwania metali z popiołów uzyskano dla popiołu ze spalarni odpadów komunalnych, charakteryzującego się najmniejszym rozmiarem ziaren i niskim stopniem uwodnienia. Wydajność eliminacji metali w hodowli zawierającej bakterie zakwaszające, która osiągnęła wartości maksymalne około drugiego dnia procesu wynosiła odpowiednio Zn – 30%, Cu – 8%, Pb – 4,8%, Ni – 4,8%, Cr – 28%. Dla hodowli zawierającej BSPC ilości metali usunięte z popiołu po 14 dniach wynosiły odpowiednio : Zn – 6%, Cu – 10,3%, Pb – 17,4%, Ni – 6%, Cr – 13,8%. Są to wartości zbliżone do uzyskanych przez Mulligan i wsp [17] w badaniach nad zastosowaniem surfaktyny do usuwania metali z gleby (25% Cu i 6% Zn) oraz z osadów (15% Cu oraz 6% Zn). Zarówno w przypadku pracy Mulligan i wsp [17], jak i w niniejszych badaniach bioługowanie z udziałem BSPC zachodziło przy odczynie alkalicznym.

Wykorzystanie bioemulsantów na szerszą skalę ograniczone jest w pewnym stopniu względami ekonomicznymi. Koszty pozyskania biosurfaktantów są 3÷10-krotnie wyższe w porównaniu z SPC produkowanymi na drodze chemicznej [7]. Rozwiązaniem może być poszukiwanie i badania właściwości nowych substancji powierzchniowo czynnych wytwarzanych przez różne grupy drobnoustrojów. Podkreśla się jednak fakt [19], że w zastosowaniach środowiskowych, takich jak np. prace remediacyjne, wysoka czystość produkowanych biosurfaktantów nie odgrywa

znaczącej roli, zwłaszcza iż są to substancje ulegające biodegradacji. Wpływa to korzystnie na atrakcyjność ekonomiczną procesów z użyciem BSPC a jednocześnie skłania do poszukiwania nowych zastosowań bio-emulsantów w biotechnologii, także w procesach odzyskiwania metali z odpadów [7, 14, 16]. Ze względu na fakt, że w warunkach statycznych może dochodzić do wtórnej sorpcji metali na cząstkach popiołów i komórkach mikroorganizmów, przewiduje się kontynuację badań w warunkach dynamicznych.

*Praca finansowana ze środków Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa
Wyższego w ramach projektu nr O680/B/PO1/2009*

Literatura

1. **Banat I.M., Makkar R.S., Cameotra S.S.:** *Potential commercial applications of microbial surfactants*. Applied Microbiology and Biotechnology, 53, pp 495÷508, 2003.
2. **Bednarski W., Adamczak M.:** *Biotechnologiczne metody otrzymywania związków powierzchniowo aktywnych. Część II. Synteza związków powierzchniowo aktywnych przez mikroorganizmy*. Biotechnologia, 4, 47, str. 24÷41, 1999.
3. **Brombacher C., Bachofen R., Brandl H.:** *Biohydrometallurgical processing of solids: a patent review*. Applied Microbiology and Biotechnology, 48, pp 577÷587, 1997.
4. **Bukaluk D., Majchrzak-Kuceba, I., Nowak W.:** *Wpływ zawartości Si i Al. w popiele lotnym na tworzenie się frakcji zeolitowych typu NA-P1*. W: Polska Inżynieria Środowiska pięć lat po wstąpieniu do Unii Europejskiej (Ozonek J. i Pawłowska M. red.), str. 35÷47, Lublin 2009.
5. **Busscher H.J., Neu T.R., van der Mei H.C.:** *Biosurfactant production by thermophilic dairy streptococci*. Applied Microbiology and Biotechnology, 41, 1, pp 4÷7, 1994.
6. **Christofi N., Ivshina I.B.:** *Microbial surfactants and their use in field studies of soil remediation*. Journal of Applied Microbiology, 93, 6, pp 915÷929, 2002.
7. **Desai J.D., Banat I.M.:** *Microbial Production of Surfactants and Their Commercial Potential*. Microbiology and Molecular Biology Reviews, 61, 1, pp 47÷64, 1997.
8. **Groudeva V., Krumova K., Groudev S.:** *Bioleaching of a rich-in-carbonates copper ore at alkaline pH*. Advanced Materials Research, 20÷21, pp 103÷106, 2007.

9. **Ishigaki T., Nakanishi A., Tateda M., Ike M., Fujita M.:** *Bioleaching of metal from municipal waste incineration fly ash using a mixed culture of sulfur-oxidizing and iron-oxidizing bacteria.* Chemosphere, 60, pp 1087÷1094, 2005.
10. **Krebs W., Bachofen R., Brandl H.:** *Growth stimulation of sulfur oxidizing bacteria for optimization of metal leaching efficiency of fly ash from municipal solid waste incineration.* Hydrometallurgy, 59, 2÷3, pp 283÷290, 2001.
11. **Krebs W., Brombacher C., Bosshard P.P., Bachofen R., Brandl H.:** *Microbial recovery of metals from solids.* FEMS Microbiology Reviews, 20, 3÷4, pp 605÷617, 1997.
12. **Lang S.:** *Biological amphiphiles (microbial biosurfactants).* Current Opinion in Colloid and Interface Science, 7, pp 20÷21, 2002.
13. **Łebkowska M.:** *Biologiczne związki powierzchniowo czynne i ich zastosowanie do oczyszczania gruntów z produktów naftowych.* Biotechnologia, 1, 64, pp 43÷53, 2004.
14. **Mulligan C.:** *Environmental applications for biosurfactants.* Environmental Pollution, 133, pp 183÷198, 2005.
15. **Mulligan C.N.:** *Recent advances in the environmental applications of biosurfactants.* Current Opinion in Colloid and Interface Science, 14, pp 372÷378, 2009.
16. **Mulligan C., Yong R.N., Gibbs B.F.:** *Heavy metal removal from sediments by biosurfactants.* Journal of Hazardous Materials, 85, pp 111÷125, 2001.
17. **Mulligan C., Yong R.N., Gibbs B.F., James S., Bennett H.P.J.:** *Metal Removal from Contaminated Soil and Sediments by the Biosurfactant Surfactin.* Environmental Science and Technology, 33, 21, pp 3812÷3820, 1999.
18. **Paul M., Sandström Å, Paul J.:** *Prospects for cleaning ash in the acidic effluent from bioleaching of sulfidic concentrates.* Journal of Hazardous Materials, 106b, pp 39÷54, 2004.
19. **Philp J.C., Kuyukina M.S., Ivshina I.B., Dunbar S.A., Christofi N., Lang S., Wray V.:** *Alkanotrophic Rhodococcus ruber as a biosurfactant producer.* Applied Microbiology and Biotechnology, 59, pp 318÷324, 2002.
20. **Rahman P.K.S.M., Gakpe E.:** *Production, Characterisation and Applications of Biosurfactants-Review.* Biotechnologia, 7, 2, pp 360÷370, 2008.
21. **Rejinders L.:** *Disposal, uses and treatments of combustion ashes: a review.* Resources, Conservation and Recycling, 43, pp 313÷336, 2005.

22. **Ron E.Z., Rosenberg E.:** *Biosurfactants and oil bioremediation*. Current Opinion in Biotechnology, 13, 3, pp 249÷252, 2002.
23. **Rosenberg E., Ron E.Z.:** *Bioemulsions: microbial polymeric emulsifiers*. Current Opinion in Biotechnology, 8, pp 313÷316, 1997.
24. **Rosik-Dulewska C., Karwaczyńska U., Ciesielczyk T., Głowala K.:** *Możliwości nieprzemysłowego wykorzystania odpadów z uwzględnieniem zasad obowiązujących w ochronie środowiska*. Rocznik Ochrona Środowiska, 11, str. 863÷874, 2009.
25. **Rosik-Dulewska C., Karwaczyńska U.:** *Metody ługowania zanieczyszczeń z odpadów mineralnych w aspekcie możliwości ich zastosowania w budownictwie hydrotechnicznym*. Rocznik Ochrona Środowiska, 10, str. 205÷219, 2008.
26. **Sobczyk R.:** *Wykorzystanie popiołów lotnych do produkcji kompozytów mineralno-organicznych na bazie ubocznych produktów spalania węgla i osadów ściekowych*. Materiały IX Międzynarodowej Konferencji : Popioły z Energetyki. Ustroń, 8÷11 października, 2002.
27. **Williams P.T.:** *Pollutants from Incineration: An Overview*. In: Waste Incineration and the Environment. Hester R.E., Harrison R.M. (ed), Royal Society of Chemistry, Cambridge, 1994.

Elimination of Heavy Metals from Fly Ash Using Leaching Solutions Containing Sulphur-oxidizing Bacteria or Bacteria Producing Biological Surfactants

Abstract

One of the effective methods of heavy metals elimination from ashes is their microbial leaching. Bacteria capable of oxidizing sulphur compounds and producing sulphuric acid are the most commonly used in bioleaching process as well as microorganisms producing organic acids or complexing agents. Another group of microbes, that may be useful in heavy metals bioleaching from wastes are biosurfactant-producing bacteria, supporting the remediation process of soils contaminated with petroleum products and heavy metals.

The aim of this research was to compare the effectiveness of bioleaching of zinc, copper, nickel, lead, chromium and cadmium from three samples of ashes obtained from the municipal and industrial wastes incineration plants and a power plant, using sulphur oxidizing bacteria or biosurfactant producing bac-

teria. Acidifying microorganisms were obtained from the activated sludge from the municipal wastewater treatment plant, adapted to the growth in presence of 1% sulphur. As anionic biosurfactant producers the strains of *Bacillus cereus* and *Bacillus subtilis*, were used.

The highest effectiveness of zinc and copper elimination from ashes was achieved applying sulphur oxidizing bacteria and a short bioleaching period (up to 48 h). The other metals were bioleached more effectively in biosurfactant containing culture and the process was accomplished in neutral or alkaline environment. The best results of bioleaching was obtained in case of the ash obtained from the municipal wastes incineration plant. It was stated, that bioemulsan producing microorganisms are active as the stimulating factor of the heavy metal release from ashes so they may be applied in practice to the metals elimination from incineration wastes. Further investigation is necessary to determine the optimum bioleaching time in dynamic conditions due to the re-adsorption of metals on microbial cells and ash particles.



Frakcje ChZT ścieków w mechaniczno-biologicznej oczyszczalni

Zofia Sadecka, Ewelina Płuciennik-Koropczuk
Uniwersytet Zielonogórski

1. Wstęp

W celu scharakteryzowania zawartości substancji organicznej w ściekach, stosuje się powszechnie znane wskaźniki takie jak: biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT_5), chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT), ogólny węgiel organiczny (OWO) czy straty przy prażeniu [3, 7].

ChZT i straty przy prażeniu są miarą całkowitej ilości substancji organicznej, a BZT_5 najczęściej opisuje się jako całkowitą (rozpuszczoną i zawiesinową) biodegradowalną część materii organicznej. Żaden z tych parametrów nie daje szczegółowej informacji na temat ilościowego udziału frakcji biologicznie rozkładalnej.

Szacunkowo podatność związków organicznych na rozkład biologiczny (biodegradowalność) możemy ocenić, na podstawie wartości ilorazu ChZT/ BZT_5 . Wysoka jego wartość $>2,5$ wskazuje na powolny rozkład i dużą zawartość substancji niebiodegradowalnych, a niska wartość ilorazu $<1,8$ na podatność zanieczyszczeń na rozkład biologiczny [7].

W wielu przypadkach informacje dotyczące zanieczyszczeń organicznych w ściekach uzyskiwane na podstawie wymienionych wskaźni-

ków są niewystarczające i konieczna jest bardziej dokładna ich charakterystyka. W ostatnich latach, jednym z najbardziej znaczących osiągnięć w technologii ścieków jest frakcjonowanie ChZT, pozwalające wyróżnić frakcje odniesione do wielkości cząstek i ich podatności na rozkład biologiczny. Wyznaczenie składowych ChZT dostarcza bardziej szczegółowej charakterystyki składu ścieków, ale przede wszystkim pozwala na zidentyfikowanie łatwo i trudno rozkładalnych frakcji ChZT.

W ściekach bytowo-gospodarczych wyróżnia się cztery podstawowe frakcje ChZT [2]: frakcję substancji organicznych rozpuszczonych biologicznie łatwo rozkładalnych S_S , frakcję substancji organicznych rozpuszczonych biologicznie nierozkładalnych S_I , frakcję substancji organicznych w zawiesinie biologicznie nierozkładalnych X_I oraz frakcję substancji organicznych w zawiesinie biologicznie wolno rozkładalnych X_S . Wyznaczenie oraz śledzenie zmian frakcji ChZT w poszczególnych etapach mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków pozwala ocenić efektywność poszczególnych procesów technologicznych jak i wyznaczyć skuteczność pracy oczyszczalni ścieków.

W pracy przeprowadzono ocenę skuteczności rozkładu zanieczyszczeń organicznych w ściekach po poszczególnych procesach mechaniczno-biologicznego oczyszczania ze szczególnym uwzględnieniem zmian frakcji ChZT w ciągu technologicznym oczyszczalni w Zielonej Górze.

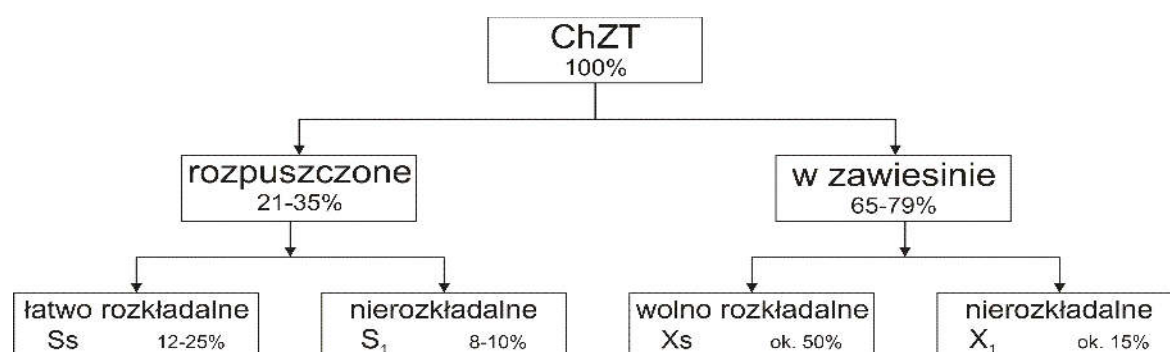
2. Frakcje ChZT

Podstawowy podział całkowitego ChZT [2, 10, 11] w ściekach surowych na frakcje stosowany w projektowaniu i modelowaniu systemów oczyszczania ścieków przedstawiono na rys. 1.

Przyjmuje się, że procentowy udział zawiesin w ściekach bytowo – gospodarczych wynosi około 57% ChZT, a koloidów i substancji rozpuszczonych łącznie około 43% [9].

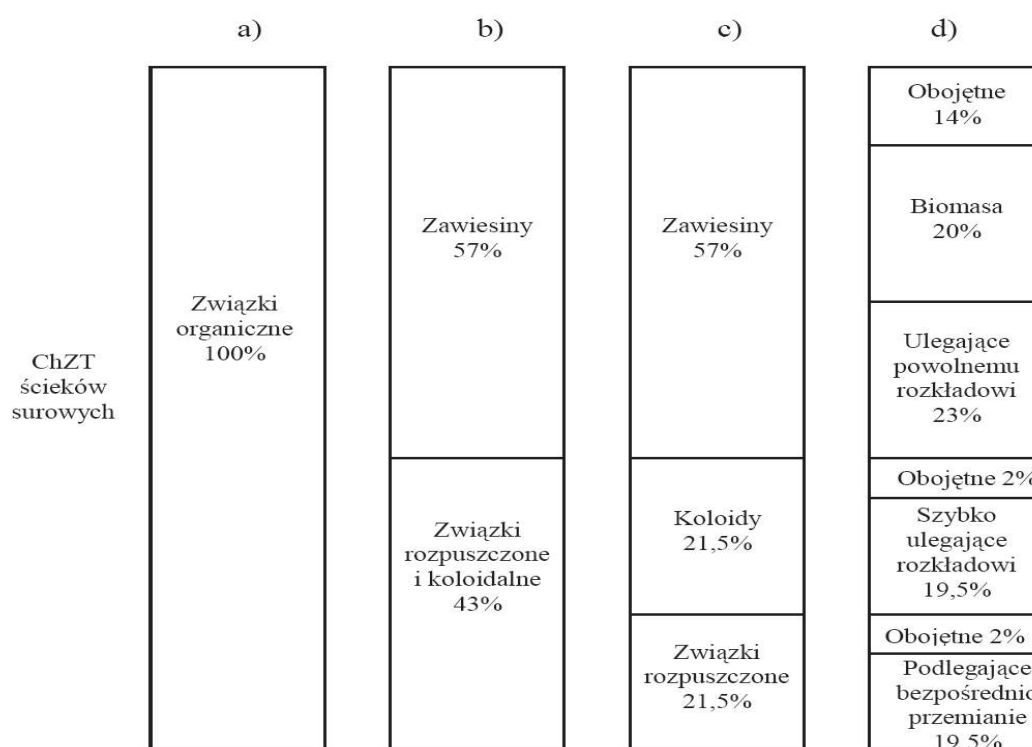
Procentowy udział frakcji zawiesinowej, obecnej w całkowitym ChZT ścieków bytowo-gospodarczych, wynosi $65 \div 79\%$, a rozpuszczonej $21 \div 35\%$ (rys. 1).

Procentowy udział składników organicznych w całkowitym ChZT ścieków bytowo gospodarczych wg różnych modeli przedstawiono na rys. 2.



Rys. 1. Podział ChZT całkowitego w ściekach bytowo-gospodarczych na frakcje [2, 13]

Fig. 1. Division of total COD into fractions in domestic wastewater [2, 13]



Rys. 2. Procentowy udział składników organicznych w ChZT całkowitym ścieków bytowo-gospodarczych a) model klasyczny, b) model postklasyczny, c) model uwzględniający stan skupienia związków organicznych, d) model uwzględniający podatność związków organicznych na biologiczny rozkład [8]

Fig. 2. Percentage contribution of organic components in total COD of domestic sewage a) classical model, b) postclassical model, c) model considering the state of aggregation of organic compounds, d) model considering biodegradability of organic compounds [8]

Po uwzględnieniu kryterium rozpuszczalności oraz podatności substancji organicznych na biodegradację, całkowite ChZT ścieków surowych można wyznaczyć w sposób uproszczony jako sumę frakcji, zgodnie z równaniem [1, 2, 12]:

$$\text{ChZT}_{\text{całk.}} = S_I + S_S + X_S + X_I, \text{ mg O}_2/\text{dm}^3,$$

gdzie:

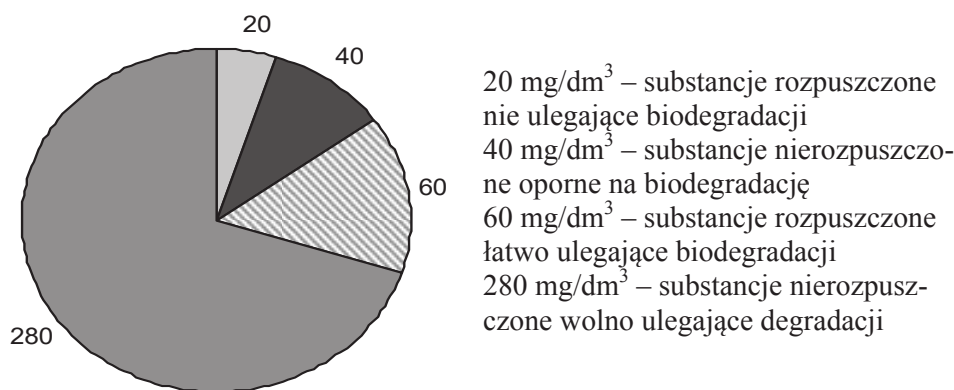
S_S – stężenie rozpuszczonych substancji organicznych, biologicznie łatwo rozkładalnych, $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$,

S_I – stężenie rozpuszczonych substancji organicznych, biologicznie nierozkładalnych, $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$,

X_S – stężenie substancji organicznych w zawieszynie, biologicznie wolno rozkładalnych, $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$,

X_I – stężenie substancji organicznych w zawieszynie, biologicznie nierozkładalnych, $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$.

Udział poszczególnych frakcji substancji organicznych w ściekach miejskich wg modelu ASIM1 (*Activated Sludge SIMulation Program*) przedstawiono na rys. 3 [7, 14].



Rys. 3. Udział frakcji substancji organicznych w ściekach miejskich wg modelu ASIM 1 [14]

Fig. 3. Fractions of organic matter in domestic wastewater by activated sludge model ASIM 1 [14]

3. Cel i zakres badań

Celem badań było wyznaczenie frakcji ChZT w ściekach surowych i ich zmian w ściekach po kolejnych procesach ich mechaniczno-biologicznego oczyszczania.

Badania prowadzono w centralnej oczyszczalni ścieków dla Zielonej Góry o przepustowości $Q_{\text{śrd}} = 51\,225 \text{ m}^3/\text{d}$ zaprojektowanej w układzie mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków z biologiczną defosfatacją, denitryfikacją i nityfikacją oraz chemicznym strącaniem fosforu. Schemat technologiczny oczyszczalni „Łącza” przedstawiono na rys. 4. Do analizy fizyczno-chemicznej pobrano następujące próbki ścieków:

P₁ – ścieki surowe, pobrane przed kratami z otwartego kanału dopływowego do budynku krat,

P₂ – ścieki po kratkach rzadkich o prześwicie 50 mm z komory krat rzadkich znajdujących się w budynku krat,

P₃ – ścieki po sitach o prześwicie 2,5 mm z kanału otwartego znajdującego się za budynkiem krat, przepompowni i sit,

P₄ – ścieki po piaskownikach przedmuchiwanych z kanału otwartego za piaskownikami,

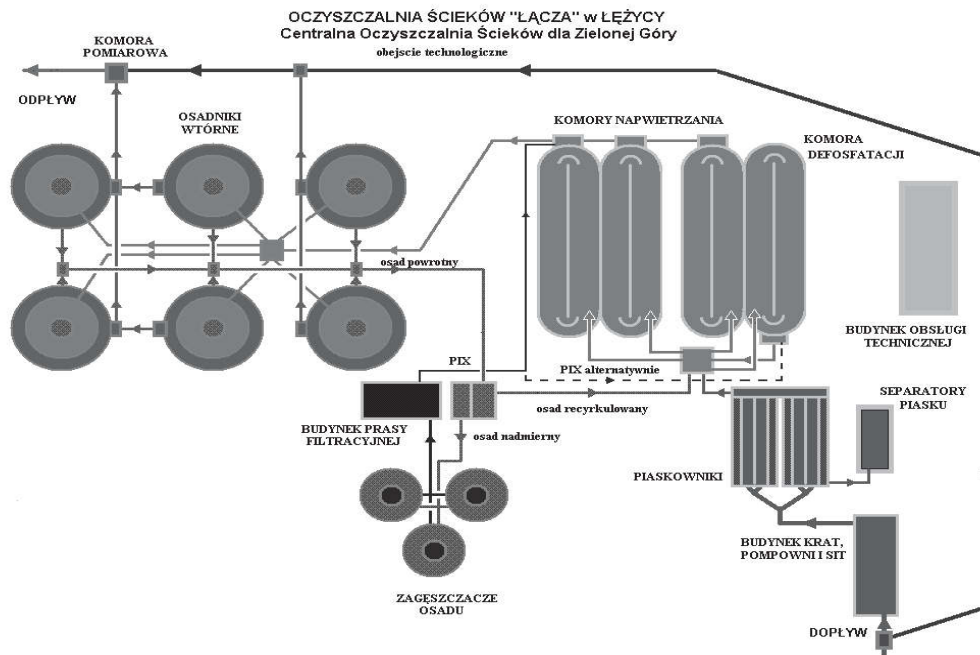
P₅ – ścieki po komorze defosfatacji z krawędzi przelewowej,

P₆ – ścieki po komorach napowietrzania z krawędzi przelewowej,

P₇ – ścieki po osadnikach wtórnych radialnych w odpływie ścieków oczyszczonych.

Próbki ścieków do badań pobrano w lipcu 2009 r, temperatura powietrza wynosiła 24°C, dzień był bezchmurny i bez opadów. Próbki ścieków do badań pobierano zgodnie z PN-ISO 5667-10:1997.

Pobór próbek odbył się zgodnie z kierunkiem przepływu ścieków w ciągu technologicznym oczyszczania. Próbki ścieków były nabierane za pomocą czepaków do 5 litrowych plastikowych butelek, w których niezwłocznie po napełnieniu, na terenie oczyszczalni zmierzono pH i temperaturę aparatem firmy WTW typu MultiLine P3. Podczas pobierania próbek nie uwzględniono czasu przetrzymania ścieków w poszczególnych urządzeniach.



Rys. 4. Układ technologiczny urządzeń centralnej oczyszczalni ścieków dla Zielonej Góry [6]

Fig. 4. Technological arrangement of appliances of the sewage treatment plant in Zielona Góra [6]

W próbkach ścieków surowych, oczyszczonych i po kolejnych procesach jednostkowych oznaczono: odczyn, temperaturę, ChZT, BZT₅, OWO, zgodnie z obowiązującą w Polsce metodyką. Frakcje ChZT: S_S, S_I, X_S oraz X_I wyznaczano na podstawie wytycznych ATV-A 131 [15]. Metodyka wyznaczania frakcji polega na oznaczaniu ChZT i BZT₅ w próbkach sączonych i niesączonych ścieków surowych i oczyszczonych.

- Frakcję rozpuszczoną biologicznie nierozkładalną S_I określa się jako ChZT w ściekach oczyszczonych sączonych.
- Frakcję rozpuszczoną biologicznie łatwo rozkładalną S_S oblicza się z różnicy stężenia organicznych zanieczyszczeń rozpuszczonych S_{ChZT} określonych w ściekach surowych sączonych: $S_S = S_{ChZT} - S_I$, mg O₂/dm³.
- Frakcję zawieszin organicznych wolno rozkładalnych X_S określa się jako różnicę BZT całkowitego (BZT_C), obliczonego na podstawie BZT₅ ścieków surowych niesączonych i współczynnika szybkości rozkładu biochemicznego (k₁) oraz frakcji rozpuszczonej łatwo rozkładalnej: $X_S = BZT_5/k_1 - S_S$.

- Zawiesinę organiczną biologicznie nierozkładalną X_I wyznacza się z zależności:

$$X_{\text{ChZT}} = X_S + X_I, \text{ mg O}_2/\text{dm}^3, \text{ stąd: } X_I = X_{\text{ChZT}} - X_S, \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$$

gdzie:

X_{ChZT} jest całkowitym stężeniem substancji organicznych w zawieszynie,

$$X_I = A \cdot X_{\text{ChZT}}, \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$$

Dla ścieków bytowo-gospodarczych przyjmuje się wartość współczynnika $A=0,25$. Podstawiając do równania otrzymano: $X_{\text{ChZT}} = X_S/0,75, \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$

- Całkowite ChZT ścieków wyznaczono jako sumę frakcji, wg równania:

$$\text{ChZT}_{\text{całk.}} = S_I + S_S + X_S + X_I, \text{ mg O}_2/\text{dm}^3.$$

4. Wyniki badań

Wyniki badań dotyczące składu ścieków po poszczególnych procesach ich mechaniczno-biologicznego oczyszczania zestawiono w tabeli 1.

Średnie wartości wskaźników ChZT, BZT₅ i OWO w ściekach surowych wynosiły odpowiednio 480 mg O₂/dm³, 250 mg O₂/dm³ i 135,85 mg C/dm³. W komorach osadu czynnego odnotowano zdecydowany wzrost wartości wszystkich omawianych wskaźników będący wynikiem udziału biomasy osadu czynnego. Ścieki oczyszczone charakteryzowały się wartościami wskaźników zanieczyszczeń organicznych: ChZT = 32 mg O₂/dm³, BZT₅ = 7,6 mg O₂/dm³ i OWO = 11,51 mg C/dm³.

Zmiany średnich wartości ChZT, BZT₅, i OWO w ściekach w ciągu technologicznym oczyszczalni przedstawiono na rys. 5.

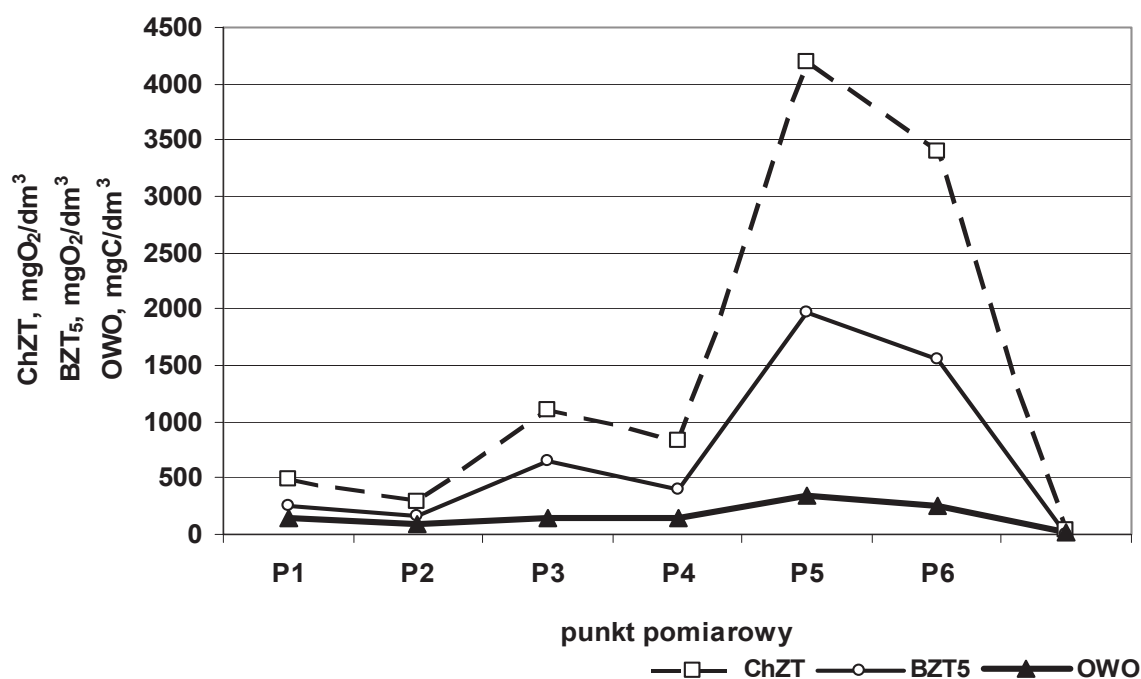
Wartość ilorazu ChZT/BZT₅ wyznaczona dla ścieków surowych wynosiła 1,92 co oznacza, że zanieczyszczenia organiczne zawarte w ściekach są podatne na rozkład w procesach biochemicznych. Z kolei wysoka wartość tego ilorazu wyznaczona dla ścieków oczyszczonych (5,26) informuje o tym, że ścieki oczyszczone zawierają głównie substancje organiczne odporne na procesy biologicznego rozkładu.

Wartości ilorazów BZT₅/OWO i ChZT/OWO wyznaczone dla ścieków surowych wynosiły odpowiednio 1,84 i 3,53, a dla ścieków oczyszczonych 0,66 i 3,47. Uzyskane wartości ilorazów były typowe dla ścieków bytowo-gospodarczych, z wyjątkiem ilorazu ChZT/OWO w ściekach oczyszczonych, którego wartość była wyższa.

Tabela 1. Wyniki badań (wartości średnie z 5 pomiarów) dotyczące zmian stężenia zanieczyszczeń w ściekach po kolejnych procesach ich mechanicznego-biologicznego oczyszczania

Table 1. Results (mean values of 5 measurements) of wastewater composition changes after subsequent processes of mechanical-biological wastewater treatment

Oznaczane wskaźniki	punkty poboru próbek ścieków						
	P ₁	P ₂	P ₃	P ₄	P ₅	P ₆	P ₇
Odczyn, pH	7,4	7,5	7,5	7,6	7,1	7,2	7,3
BZT ₅ , mg O ₂ /dm ³ (niesączone)	250	160	650	395	1975	1550	7,6
BZT ₅ , mg O ₂ /dm ³ (sączone)	100	52,1	55	28,2	32,2	13,8	6,7
ChZT, mg O ₂ /dm ³ (niesączone)	480	288	1100	840	4200	3600	40
ChZT, mg O ₂ /dm ³ (sączone)	176	128	96	160	72	48	32
OWO, mg C/dm ³ (niesączone)	135,85	81,8	142,95	138,05	346,15	261,95	11,51
OWO, mg C/dm ³ (sączone)	122,3	94,53	89,89	94,34	75,17	11,1	7,18
Zasadowość, mval/dm ³	7,6	6,2	6,0	6,2	5,6	4,4	4,0
Temperatura, °C	18	17,7	18,2	18,4	19,6	20,8	20,9



Rys. 5. Zmiany wartości BZT₅, ChZT i OWO w ściekach po kolejnych etapach mechaniczno-biologicznego oczyszczania

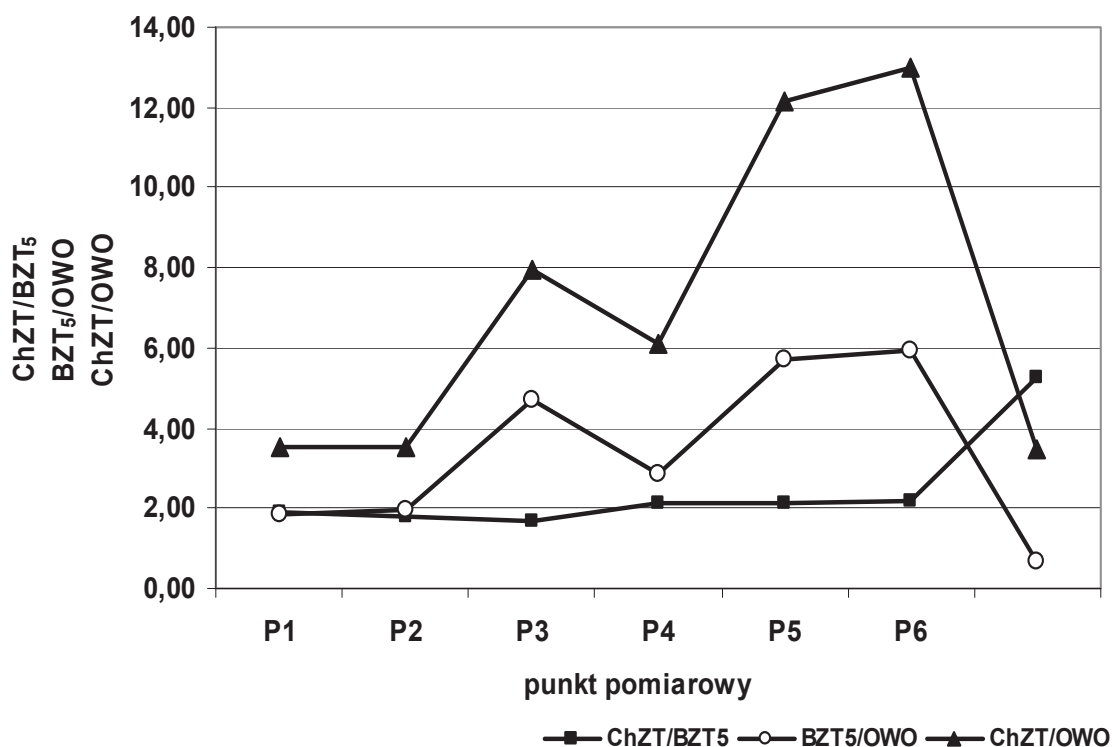
Fig. 5. The changes of BOD₅, COD and TOC values in wastewater after mechanical-biological subsequent wastewater treatment stages

Zmiany wartości ilorazu ChZT/BZT₅, BZT₅/OWO, ChZT/OWO w ściekach w ciągu technologicznego oczyszczania przedstawiono na rys. 6.

Wartości frakcji ChZT w ściekach po kolejnych etapach oczyszczania ścieków przedstawiono na rys. 7, a ich udział procentowy, obliczony w stosunku do ChZT całkowitego w próbce, na rys. 8.

Stężenie frakcji S_I charakteryzującej substancje organiczne nierozkładalne wynosiło 32 mg O₂/dm³ i nie ulegało zmianom w kolejnych etapach mechaniczno – biologicznego oczyszczania. Zatem frakcja S_I opuszcza system w odpływie z osadnika wtórnego, w stężeniu równym stężeniu w dopływie do oczyszczalni.

Stężenie frakcji S_s, którą stanowią łatwo biodegradowalne rozpuszczone substancje organiczne, wynosiło w ściekach surowych 144 mg O₂/dm³ i uległo zdecydowanemu obniżeniu w biologicznej części oczyszczalni, gdyż frakcja ta stanowi dla mikroorganizmów łatwo przyswajalny substrat wykorzystywany w reakcjach syntezy i respiracji. W ściekach oczyszczonych zaobserwowano obniżenie tej frakcji do minimalnej, zerowej wartości.

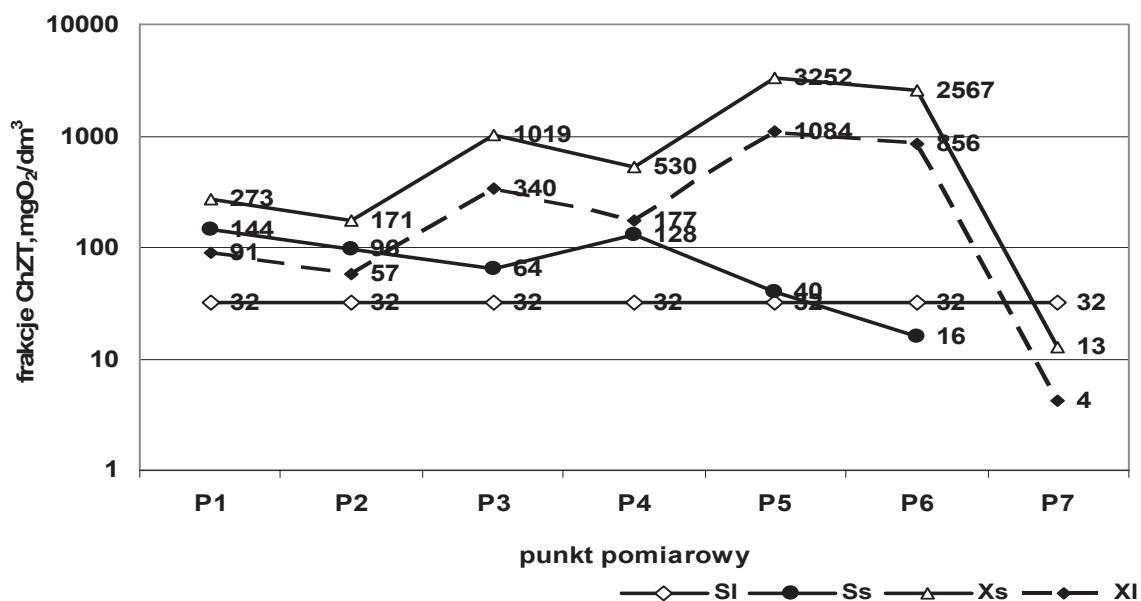


Rys. 6. Zmiany wartości ilorazu ChZT/BZT₅, BZT₅/OWO, ChZT/OWO w ściekach w ciągu technologicznym oczyszczalni

Fig. 6. The changes of COD/BOD₅, BOD₅/TOC and COD/TOC quotient values in wastewater after mechanical-biological subsequent wastewater treatment stages

Stężenia frakcji zawiesin w ściekach surowych wynosiły odpowiednio 273 mg O₂/dm³ w przypadku frakcji X_S i 91 mg O₂/dm³ dla frakcji X_I. W części biologicznej odnotowano wzrost stężenia obu frakcji w zawieszynie X_S oraz X_I, wynikający z rozkładu biomasy oraz łączenia się frakcji X_S z kłaczkami osadu czynnego. Znaczne obniżenie stężenia frakcji X_I i X_S w ściekach oczyszczonych jest wynikiem usuwania tych frakcji ze ścieków wraz z osadem nadmiernym.

Analizując zmiany udziału procentowego poszczególnych frakcji (rys. 8) można stwierdzić, że w ściekach surowych ponad 75% ChZT całkowitego stanowiły frakcje biologicznie rozkładalne w zawieszynie X_S = 50,6% oraz rozpuszczone S_S = 26,7%. Znaczny udział frakcji S_S w ściekach surowych decyduje o powodzeniu procesów denitryfikacji i defosfatacji.

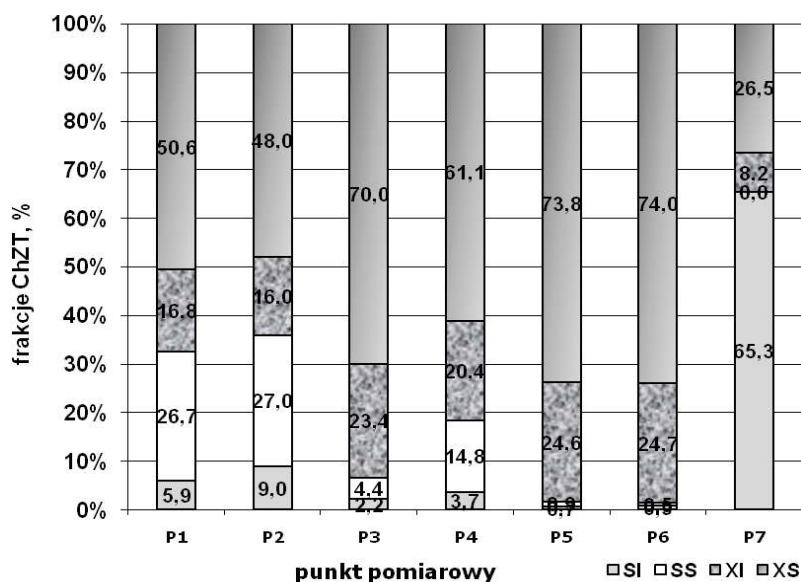


Rys. 7. Zmiany stężeń frakcji ChZT w ściekach po kolejnych procesach mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków

Uwaga: skala osi rzędnych jest skalą logarytmiczną

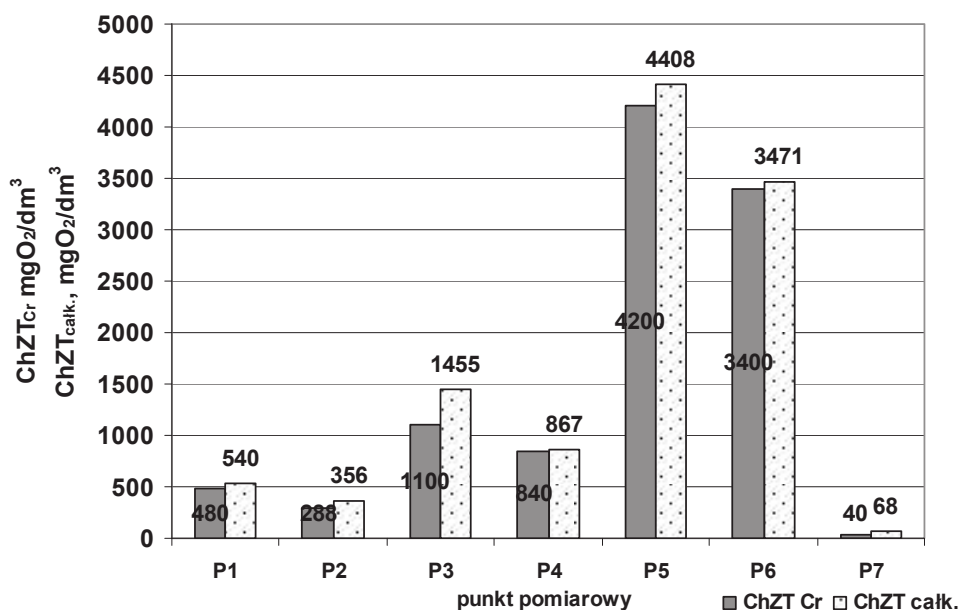
Fig. 7. Changes of the COD fraction concentration in wastewater after subsequent processes in mechanical-biological wastewater treatment

Note: the scale of ordinates axis is logarithmic



Rys. 8. Procentowy udział frakcji ChZT w ściekach po kolejnych procesach mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków

Fig. 8. Percentage contribution of COD fractions in wastewater after subsequent processes in mechanical-biological wastewater treatment



Rys. 9. Zmiany wartości ChZT_{cr} oraz ChZT_{całk.} w ściekach po kolejnych procesach mechaniczno-biologicznego oczyszczania

Fig. 9. Changes of COD and total COD values in wastewater after subsequent processes in mechanical-biological wastewater treatment

Wzrost udziału frakcji X_S oraz X_I nastąpił w części biologicznej i związany był z zawartością osadu czynnego w komorach: beztlenowej i denitryfikacji/nitryfikacji. Oczywistą konsekwencją zmniejszenia udziału frakcji X_S i X_I , usuwanych ze ścieków wraz z osadem nadmiernym, jest wzrost udziału w ściekach oczyszczonych frakcji S_I do 65,3%.

Zmiany wartości ChZT_{cr} i wyznaczonego w badaniach ChZT_{całk.} dla ścieków pobranych po kolejnych procesach oczyszczania ścieków przedstawiono na rys. 9.

5. Dyskusja i wnioski końcowe

W badanych próbkach ścieków pobranych w ciągu technologicznym oczyszczania wyznaczone wartości ChZT całkowitego będącego sumą frakcji ChZT, były w każdym punkcie pomiarowym wyższe niż wartości ChZT_{cr} oznaczone analitycznie. Skuteczność pracy oczyszczalni wyznaczona dla ChZT_{całk.} wynosiła 90,9%, a dla ChZT_{cr} – 91,7%.

Udział procentowy wyznaczonych w badaniach frakcji ChZT w ściekach surowych w porównaniu z wynikami Kappeler'a, Gujera [5],

grupy IWA [13], Kalinowskiej i Oleszkiewicz [4] oraz Ekamy [13] przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Udział poszczególnych frakcji w całkowitym ChZT ścieków surowych, określony w pomiarach w porównaniu z danymi literaturowymi
Table 2. Contribution of particular fractions in total COD concentration in raw wastewater determined in measurements compared to bibliography data

Fracja	Wyniki badań autorów	Kappeler, Gujer [5]	Ekama [13]	Grupa IWA [13]	Kalinowska, Oleszkiewicz [4]
	%	%	%	%	%
S _S	26,7	9	20÷25	25	12,5÷25
S _I	5,9	11	8÷10	10	8÷10
X _S	50,5	58	60÷65	45	50
X _I	16,9	22	5÷7	15	15

Dla ścieków surowych dopływających do oczyszczalni w Zielonej Górze, wyznaczone wartości poszczególnych frakcji ChZT dobrze korespondują z wartościami podawanymi w literaturze. W literaturze niewiele jest jednak danych dotyczących zmian frakcji ChZT w ciągu technologicznym oczyszczalni ścieków.

Analiza uzyskanych wyników dotycząca zmian frakcji ChZT w ściekach surowych oraz w ściekach po kolejnych procesach ich mechaniczno-biologicznego oczyszczania pozwala na sformułowanie następujących wniosków:

1. W ściekach surowych doprowadzanych do oczyszczalni ścieków „Łącza” ponad 75% ChZT całkowitego stanowiły frakcje biologicznie rozkładalne X_S i S_S,
2. Układ technologiczny oczyszczania ścieków badanej oczyszczalni nie wpływa na zmianę stężenia w ściekach rozpuszczonej frakcji biologicznie nierozkładalnej S_I,
3. Wartości procentowego udziału frakcji X_S, X_I, S_I oraz S_S w całkowitym ChZT ścieków surowych z Zielonej Góry są zgodne z wartościami podanymi w literaturze,
4. Zmiany udziału frakcji X_S, X_I, oraz S_S były konsekwencją przemian biochemicznych zachodzących w ciągu oczyszczania ścieków,

5. Wartości wskaźnika ChZT_{Cr} we wszystkich badanych próbkach ścieków były niższe niż ChZT całkowite będące sumą poszczególnych frakcji ChZT .
6. Różnice między efektywnością pracy oczyszczalni wyznaczoną na podstawie ChZT_{Cr} i ChZT całkowitego były niewielkie, rzędu 1%.

Literatura

1. **Dulekgurgen E., Dogruel S., Karahan O., Orhon D.:** *Size distribution of wastewater COD fractions as an index for biodegradability*. Water Research 40, s. 273÷282, 2006.
2. **Henze M., Gujer W., Mino T., Van Loosdrecht M.:** *Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d, ASM3 IWA task group on mathematical modelling for design and operation of biological wastewater treatment*. London 2007.
3. **Henze M., Harremoës P.:** *Oczyszczanie ścieków. Procesy biologiczne i chemiczne*. Wydawnictwo Politechniki Świętokrzyskiej w Kielcach, Kielce, 2000.
4. Kalinowska E., Oleszkiewicz J.: *Od projektowania do eksploatacji oczyszczalni ścieków. Optymalizacja poprzez symulację i modelowanie*. Narodowe seminarium szkoleniowe. LEM tech Konsulting. Warszawa, 2001.
5. **Kappeler J., Gujer W.:** *Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modeling*. Wat. Sci. Tech. Vol. 25, No 6, pp. 125÷139, 1992.
6. **Karpeta Z.:** *Oczyszczalnia ścieków Łącza*. Forum eksploatatora 2/2004, s. 3÷5, 2004.
7. **Klimiuk E., Łebkowska M.:** *Biotechnologia w ochronie środowiska*. Wydawnictwo naukowe PWN, Warszawa 2008.
8. **Łomotowski J., Szpindor A., Pawłowska L.:** *Nowoczesne systemy oczyszczania ścieków*. Arkady, Warszawa 1999.
9. **Myszograj S., Sadecka Z.:** *Frakcje ChZT w procesach mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków na przykładzie oczyszczalni ścieków w Sulechowie*. Rocznik Ochrony Środowiska tom 6. Środkowopomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska, s. 233÷243, Koszalin 2004.
10. **Orhon D., Okutman D.:** *Respirometric assessment of residual organic matter for domestic sewage*. Enzyme and Microbial Technology 32, s. 560÷566, 2003.
11. **Orthon D., Ates E., Sozen S., Ubay Cokgor E.:** *Characterization and fractionation of domestic wastewaters*. Istanbul Technical University, Environmental Engineering Department, s. 191÷203, 1996.

12. **Pluciennik-Koropczuk E.:** *Fracje ChZT miarą skuteczności oczyszczania ścieków*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna, nr 7-8, s. 11÷13, 2009.
13. **Rybicki S.M.:** Metody oznaczania wskaźników zanieczyszczeń organicznych w wodzie i ściekach. Wyznaczanie stężenia łatwo rozkładalnego ChZT w ściekach – metoda pomiaru i zastosowanie w technologii oczyszczania. Materiały seminaryjne, Politechnika Krakowska, Kraków 2002.
14. **Sadecka Z.:** *Podstawy biologicznego oczyszczania ścieków*. Wyd. Seidel-Przywecki, Warszawa 2010.
15. *Wytyczne ATV-DVWK-A 131P.: Wymiarowanie jednostopniowych oczyszczalni ścieków z osadem czynnym*. Wydawnictwo Seidel-Przywecki, Warszawa 2000.

COD Fractions in Mechanical-Biological Wastewater Treatment Plant

Abstract

In Polish literature there is little information regarding the distribution of COD fractions, therefore, identify the theoretical topic has been mainly based on foreign literature. Literature data tips a COD divided into factions as the most suitable for accurate characterization of organic matter in municipal wastewater. In Poland, continues for many years, to identify the organic matter in wastewater contractual indicators such as BOD₅, COD_{Cr}, COD_{Mn}, organic carbon content and loss during roasting were used. Information on the composition of the effluent, obtained based on these conventional indicators, are much less accurate when compared with data obtained on the basis of COD fractions. In the majority of cases the values of concentration of biodegradable organic matter in wastewater is expressed in BOD₅, whereas identification of COD fractions, additionally allows the evaluation of the amount of impurities which are non bio-degradable and which decrease the efficiency of biological treatment. The paper presents results of studies concerning the designation of COD fraction in the raw wastewater and their alternations after subsequent processes in mechanical-biological wastewater treatment. The test object was a wastewater treatment plant for the city of Zielona Góra. Sampling of raw wastewater and wastewater after various stages of mechanical-biological treatment, and laboratory tests such as designating pollution indicators such as: COD_{Mn}, COD_{Cr}, BOD₅, BOD_{tot} and TOC was performed according to Polish standards. During investigation following fractions of COD were also determined: dissolved non-

bioderadable S_I , dissolved easily biodegradable S_S , in organic suspension slowly degradable X_S and in organic suspension non-biodegradable X_I . Methodology for determining the COD fraction was based on the guidelines ATV A 131. Analysis of results of research concerning changes in fractions of COD in the wastewater treatment plant showed that:

1. More than 75% of the total COD in the raw wastewater inflowing to the wastewater treatment plant "Łączka" were biodegradable fractions: bound in suspension X_S and dissolved S_S ,
2. Technological system of the mechanical-biological wastewater treatment plant in Zielona Góra does not change the solute concentration in the effluent of non-biodegradable dissolved fraction S_I ,
3. Changes in the percentage contribution of fraction X_S , X_I , and the S_S were a consequence of biochemical changes occurring in the biological part of the plant,
4. COD_{Cr} indicator values in all analyzed wastewater samples were lower than the total COD, which is the sum of individual fractions of COD,
5. Differences between the effectiveness of work in the wastewater treatment plant in Zielona Góra based on COD_{Cr} and total COD were the order of 1%,
6. The values of the percentage contribution of X_S , X_I , S_I , and S_S fraction in the total COD of raw wastewater from Zielona Góra are consistent with the values given in the literature.



Adsorpcja barwników z roztworów wodnych na popiołach

*Urszula Filipkowska, Wojciech Janczukowicz,
Joanna Rodziewicz, Rafał Szmit
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*

1. Wprowadzenie

Wprowadzanie do użytku materiałów przemysłowych, do produkcji których używane są barwniki powoduje, że wiele gałęzi przemysłu odprowadza do środowiska zanieczyszczenia w postaci barwnych ścieków [8]. Barwniki są szeroko stosowane w przemyśle włókienniczym, papierniczym, gumowym, tworzyw sztucznych, skórzanym, kosmetycznym, farmaceutycznym i spożywczym. Obecnie istnieje ponad 10 000 barwników dostępnych na rynku. Są one zwykle pochodzenia syntetycznego i mają złożoną strukturę molekularną i aromatyczną, które czynią je bardziej stabilnymi i trudno ulegającymi biodegradacji.

Niedoskonałość procesu barwienia powoduje, że znaczne ilości związków barwnych od 2 do 50% przedostaje się do ścieków, a w konsekwencji trafiają do środowiska naturalnego.

Trudności w usuwaniu a także w procesie neutralizacji takich zanieczyszczeń sprawiają, że barwne ścieki są dużym problemem w ochronie środowiska [5]. Proces konwencjonalnego – biologicznego oczysz-

czania ścieków nie jest dość skuteczny ze względu na niski stopień biodegradacji barwników ze ścieków. Atrakcyjną alternatywę może stanowić proces adsorpcji, zwłaszcza jeśli adsorbent jest tani i łatwo dostępny [1, 6].

Barwniki anionowe są to barwniki rozpuszczalne w wodzie o dobrych i bardzo dobrych trwałościach wybarwień związanych z obecnością układu reaktywnego mające bezpośrednie powinowactwo do włókien celulozowych. Stosowane są szeroko ze względu na prosty proces farbowania i niską cenę.

Barwniki zasadowe (kationowe) to duża grupa barwników syntetycznych o charakterze słabo zasadowym, które dysocjują z odszczepieniem barwnego kationu związanego w niezdysocjowanej cząsteczce z anionem kwasu solnego, siarkowego (VI) lub szczawowego. Pod względem budowy chemicznej należą do barwników arylometanowych, ksantenowych, azowych, azynowych [4]. Są rozpuszczalne w wodzie oraz wielu rozpuszczalnikach organicznych takich jak, alkohol etylowy, metylowy, butanol, glikol itp.

Celem niniejszej pracy było określenie efektywności adsorpcji barwników anionowych i kationowych z roztworów wodnych na popiołach pochodzących, z dwóch różnych źródeł: ze spalania osadów ściekowych w Grupowej Oczyszczalni Ścieków „Dębogórze” w Gdyni i ze spalania węgla kamiennego w Olsztyńskiej Elektrowni Ciepłowniczej (OZOS). Jako adsorbenty zastosowane zostały barwniki rozpuszczalne w wodzie: z wytworzeniem barwnego kationu – Basic Green 4 (barwnik zasadowy) oraz z wytworzeniem barwnego anionu – Reactive Black 5 (barwnik helaktynowy winylosulfonyłowy).

Zakres pracy obejmował porównanie efektywności adsorpcji dwóch barwników pochodzących z przemysłu włókienniczego Reactive Black 5 (RB5) i Basic Green 4 (BG4) na dwóch różnych popiołach lotnych przy trzech wartościach pH 3,0, pH 6,0 i pH 9,0.

2. Metodyka badań

2.1 Charakterystyka i sposób przygotowania sorbentu

W przeprowadzonych badaniach zastosowano jako adsorbenty dwa rodzaje popiołów lotnych.

Adsorbent 1 stanowiły popioły pochodzące ze spalania osadów z oczyszczalni ścieków z Grupowej Oczyszczalni Ścieków „Dębogórze”

w Gdyni, gdzie jako końcowy etap zagospodarowania osadów ściekowych wdrożona została technologia ich spalania.

Adsorbentem 2 były popioły pochodzące ze spalania węgla kamiennego w elektrociepłowni Olsztyńskiej Elektrowni Ciepłowniczej OZOS.

Oba rodzaje popiołów bez wstępnego przygotowywania posłużyły jako materiał sorbujący. Właściwości fizyczne i chemiczne testowanych popiołów przedstawione zostały w tabeli 1.

Tabela 1. Właściwości fizyczne badanych popiołów

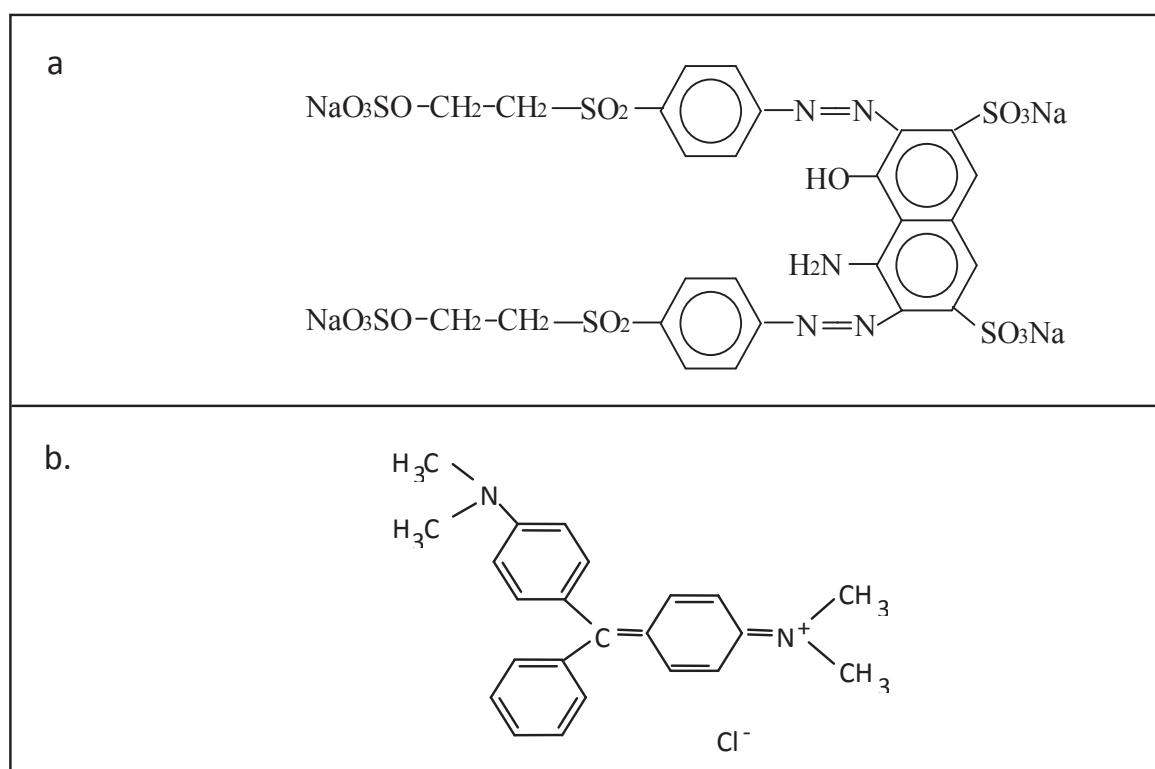
Table 1. Characteristics of examined ashes

Rodzaj popiołu	Ciężar nasypowy [g/cm ³]	Gęstość [g/cm ³]	Średnica zastępcza ziaren popiołu [mm]		
			Udział wagowy frakcji popiołu [% w/w]		
			10	50	60
z elektrociepłowni	0,850	2,200	0,015	0,090	0,270
z oczyszczalni	0,844	2,524	0,020	0,118	0,311

2.2. Charakterystyka i sposób przygotowania barwników

Do badań wykorzystano barwnik anionowy Reactive Black 5 oraz barwnik kationowy – Basic Green 4 (BG 4). Oba testowane barwniki pochodziły z zakładów „Boruta Kolor” w Zgierzu. Budowę barwników pokazano na rysunku 1.

W celu otrzymania roztworu roboczego odważano 1 g czystego barwnika RB 5 lub BG 4 w postaci sproszkowanej, który następnie przenoszono ilościowo do kolby miarowej o pojemności 1 dm³, po czym uzupełniano wodą destylowaną o odpowiednim pH 3,0; 6,0 i 9,0. Stężenie barwnika w otrzymanym roztworze wynosiło 1000 mg/dm³.



Rys. 1. Budowa chemiczna testowanych barwników: a) Reactive Black 5, b) Basic Green 4

Fig. 1. Chemical structure of examined dyes: a) Reactive Black 5, b) Basic Green 4

2.3. Sposób prowadzenia badań

Przeprowadzono 12 serii badawczych. W każdej serii do 12 kolb Erlenmayera o pojemności 200 cm³ odważano sorbent w ilości 1 g s.m./dm³, po czym dodawano barwnik w stężeniu; 5; 10; 20; 50; 70; 100; 120; 150; 200; 300; 400 i 500 mg/dm³ i objętości 100 cm³. Próby umieszczano na wytrząsarce laboratoryjnej Elpan 358 S o na 96 godzin, przy stałej szybkości drgań „200” i amplitudzie drgań „9”. Następnie próby sedymentowano przez jedną minutę, po czym roztwór barwnika zdekantowano, odwirowywano przez 10 minut w wirówce MPW 210 przy obrotach 10 tys./min. Absorbencję w próbach oznaczono za pomocą spektrofotometru UV-VIS SP 3000 przy długości fali $\lambda = 355$. Do badań zastosowano kuwety szklane o długości drogi optycznej 10 mm.

3. Wyniki badań i dyskusja

Efektywność adsorpcji testowanych barwników na popiołach lotnych analizowano na podstawie zależności pomiędzy ilością barwnika adsorbowanego Q (mg/g s.m.), a jego stężeniem równowagowym C (mg/dm³).

Do analizy uzyskanych wyników wykorzystano model Langmuira. Efektywność adsorpcji barwników na adsorbentach obliczano z równania (1), przedstawiającego zależność pomiędzy ilością masy barwnika adsorbowanego Q (mg/g s.m.), a jego stężeniem równowagowym w roztworze C (mg/dm³).

$$Q = \frac{b \cdot K \cdot C}{1 + K \cdot C} \quad (1)$$

gdzie:

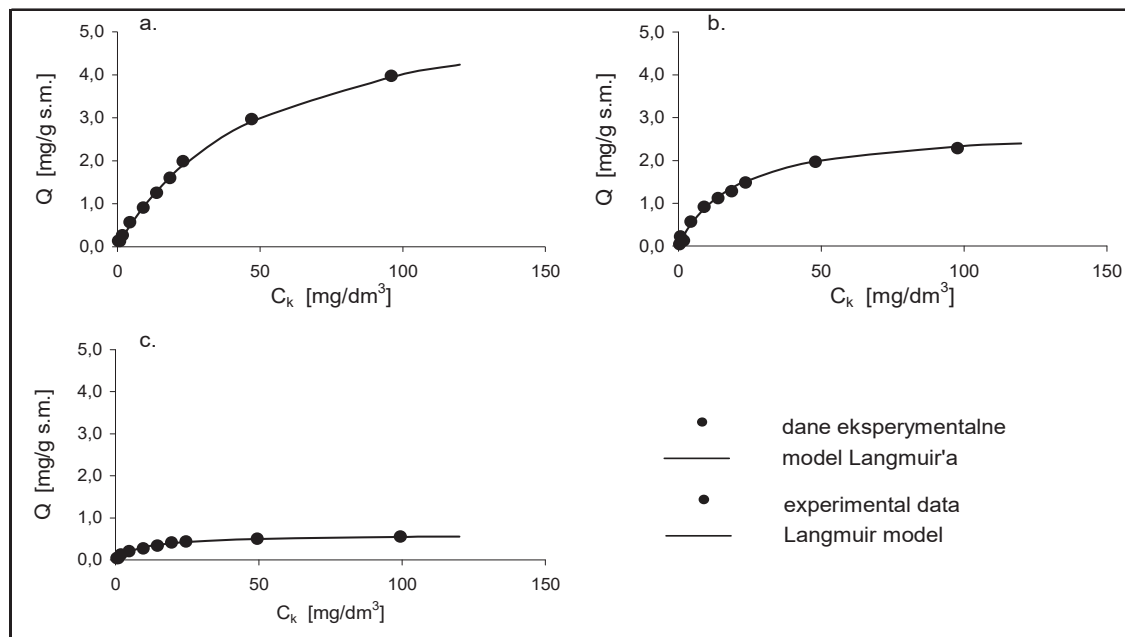
Q – masa barwnika adsorbowanego na adsorbencie (mg/g s.m.),
 b – maksymalna pojemność adsorpcyjna adsorbentu (mg/g s.m.),
 K – stała w równaniu Langmuira (dm³/g s.m.),
 C – stężenie barwnika w roztworze (mg/dm³).

Stałe K i b wyznaczono metodą regresji nieliniowej. Jako miarę dopasowania krzywej (przy wyznaczonych parametrach) do danych eksperymentalnych przyjęto współczynnik R^2 .

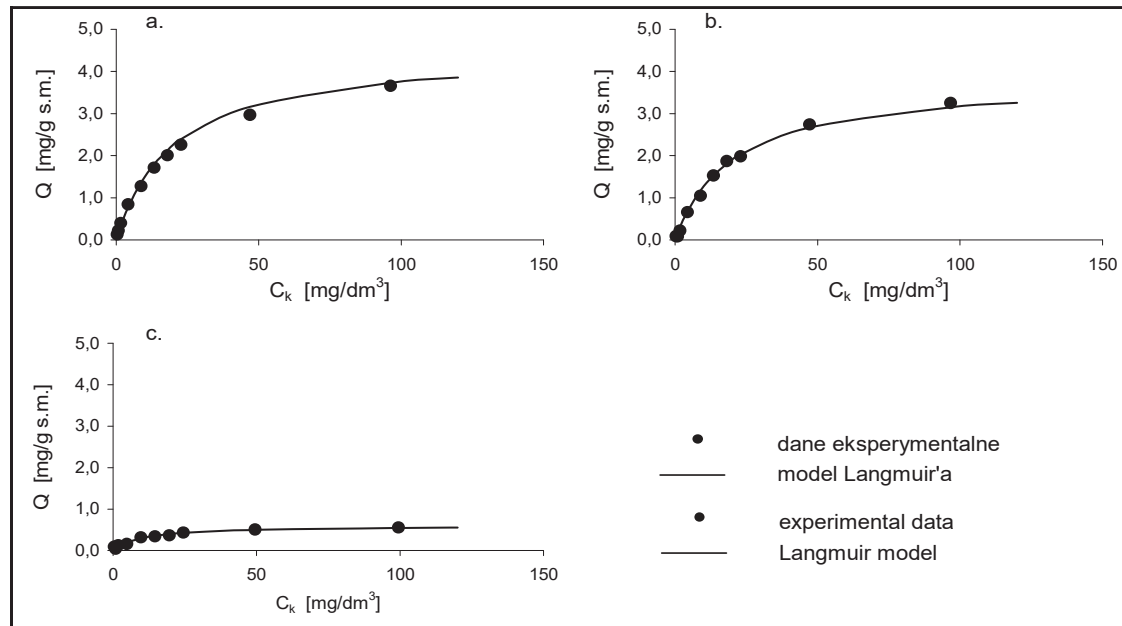
Przeprowadzone badania wykazały, że efektywność adsorpcji zależała zarówno od zastosowanego popiołu, rodzaju barwnika oraz od odczynu.

Wyniki doświadczalne przedstawiające zależność między ilością barwnika RB5 oraz BG4 adsorbowanych na popiołach z oczyszczalni ścieków i elektrociepłowni a stężeniem równowagowym oraz krzywe wyznaczone z równania Langmuira pokazano na rysunkach 2÷5.

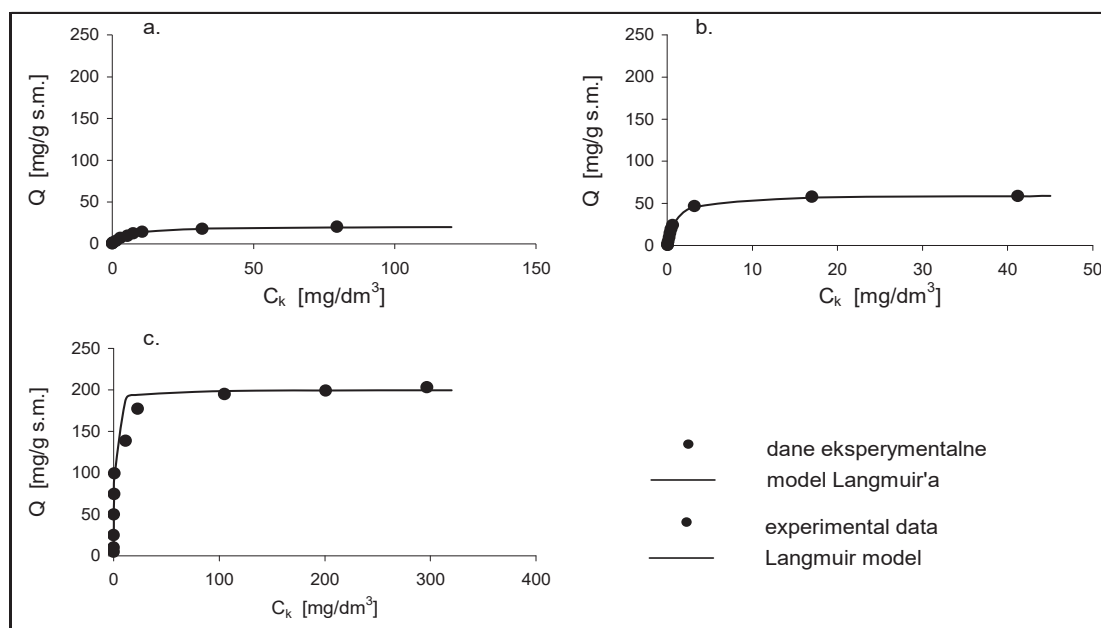
Maksymalna pojemność adsorpcyjna testowanych popiołów (b) oraz ich powinowactwo adsorpcyjne (K) barwnika RB 5 i BG 4 wyznaczone zostały z równania Langmuira. Stałe te zostały przedstawione w tabelach 2÷3. Na podstawie wyznaczonych wartości R^2 można stwierdzić, że izoterma Langmuira dobrze opisuje uzyskane wyniki niezależnie od rodzaju sorbentu jak i odczynu, przy którym prowadzona była adsorpcja barwnika.



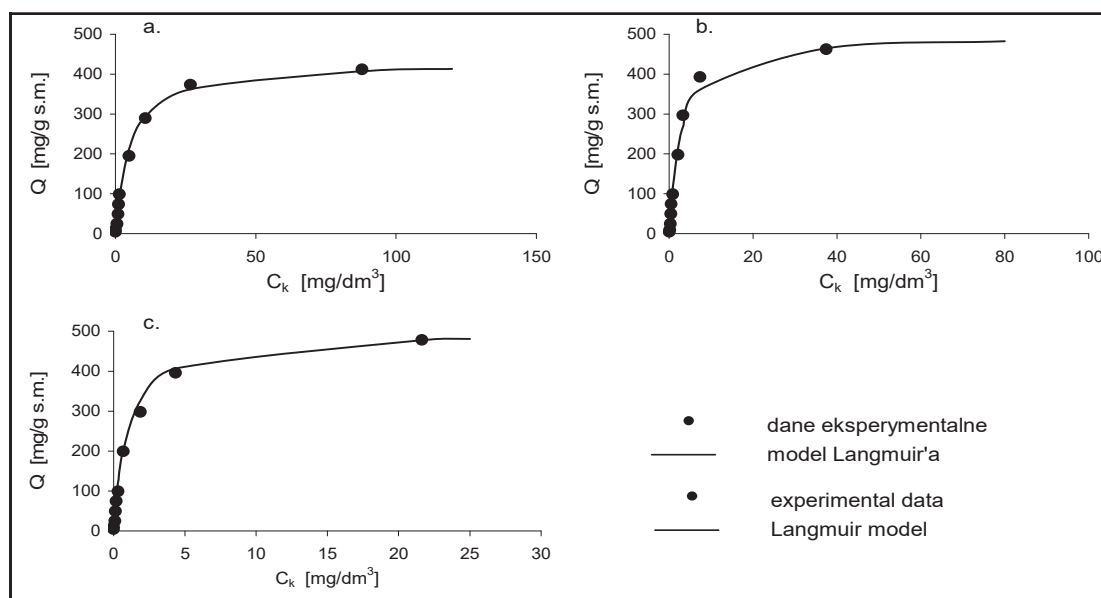
Rys. 2. Izotermy adsorpcji barwnika RB 5 dla danych eksperymentalnych na popiołach lotnych z osadów z oczyszczalni ścieków a. pH 3,0, b. pH 6,0, c. pH 9,0
Fig. 2. Isotherms of RB 5 dye adsorption for experimental data onto fly ashes from sludge of sewage treatment plant. a) pH 3,0, b) pH 6,0, c) pH 9,0



Rys. 3. Izotermy adsorpcji barwnika RB 5 dla danych eksperymentalnych na popiołach lotnych z osadu elektrociepłowni. a) pH 3,0, b) pH 6,0, c) pH 9,0
Fig. 3. Isotherms of RB 5 dye adsorption for experimental data onto fly ashes from heat and power plant. a) pH 3,0, b) pH 6,0, c) pH 9,0



Rys. 4. Izotermi adsorpcji barwnika BG 4 dla danych eksperymentalnych na popiołach lotnych z osadu z oczyszczalni ścieków. a) pH 3,0, b) pH 6,0, c) pH 9,0
Fig. 4. Isotherms of BG 4 dye adsorption for experimental data onto fly ashes from sewage treatment plant sludge. a) pH 3,0, b) pH 6,0, c) pH 9,0



Rys. 5. Izotermi adsorpcji barwnika BG 4 dla danych eksperymentalnych na popiołach lotnych z osadu elektrociepłowni. a) pH 3,0, b) pH 6,0, c) pH 9,0
Fig. 5. Isotherms of BG 4 dye adsorption for experimental data onto fly ashes from heat and power plant sludge. a) pH 3,0, b) pH 6,0, c) pH 9,0

Tabela 2. Stałe wyznaczone z równania Langmuira dla RB 5**Table 2.** Constants determined from Langmuir equation for RB 5

Popioły z osadu z oczyszczalni ścieków			
pH	K [dm ³ /mg]	b [mg/g s.m.]	R^2
3,0	0,02	6	0,996
6,0	0,05	2,75	0,991
9,0	0,01	0,6	0,991
Popioły z elektrociepłowni			
pH	K [dm ³ /mg]	b [mg/g s.m.]	R^2
3,0	0,05	4,3	0,992
6,0	0,05	3,8	0,995
9,0	0,031	0,1	0,968

Tabela 3. Stałe wyznaczone z równania Langmuira dla BG 4**Table 3.** Constants determined from Langmuir equation for BG 4

Popioły z osadu z oczyszczalni ścieków			
pH	K [dm ³ /mg]	b [mg/g s.m.]	R^2
3,0	0,16	22	0,995
6,0	0,92	61,4	0,995
9,0	1,4	200	0,951
Popioły z elektrociepłowni			
pH	K [dm ³ /mg]	b [mg/g s.m.]	R^2
3,0	0,17	445,5	0,996
6,0	0,35	500	0,994
9,0	0,86	500,5	0,997

Z danych eksperymentalnych wynika, że niezależnie od rodzaju użytego sorbentu i odczynu, przy którym prowadzony był proces, adsorpcja barwnika zasadowego BG 4 charakteryzowała się zdecydowanie wyższą efektywnością w porównaniu z usuwaniem barwnika reaktywnego RB 5, o czym świadczą wyższe wartości pojemności adsorpcyjnych b wyznaczone z modelu Langmuira.

Analizując uzyskane wyniki, zauważono, że pojemności adsorpcyjne dla każdego z testowanych adsorbentów zależały również od zastosowanego pH.

Barwnik reaktywny RB 5 niezależnie od rodzaju testowanego popiołu najefektywniej sorbował się przy pH 3. Wzrost wartości pH do 9,0 powodował nawet 10-krotny spadek ilości usuwanego barwnika. Odwrotną tendencję zaobserwowano w przypadku barwnika zasadowego BG 4. Wzrost odczynu wpływał korzystnie na ilość zaadsorbowanego barwnika. Podczas adsorpcji na popiołach lotnych pochodzących z osadu z oczyszczalni ścieków zwiększenie wartości pH z 3.0 do 9.0 spowodowało ponad 9-krotny wzrost ilości związanego barwnika. Wyższą efektywność usuwania barwników zasadowych przy odczynie zasadowym potwierdzają badania innych autorów niezależnie od rodzaju zastosowanego adsorbentu. Mittal [7] badający adsorpcję barwnika zasadowego Malachite Green na piórach, również najwyższą efektywność uzyskał przy wyższych wartościach odczynu.

Analogiczną tendencję ilości usuniętego barwnika zasadowego w zależności od odczynu przedstawili Crini i in.[3], którzy badali adsorpcję barwnika kationowego Basic Green 4 na cyklodekstrynie oraz Chowdhury i Saba [2], którzy badali adsorpcję BG 4 na morskich muszlach. Autorzy, badania adsorpcji przeprowadzili dla odczynu w zakresie odpowiednio od pH 5,0 do pH 10,0 i od pH 2,0 do pH 9,0. W obu pracach najlepsze rezultaty autorzy uzyskali dla pH powyżej 8,0.

W badaniach własnych analogiczna tendencję uzyskano w przypadku adsorpcji barwnika zasadowego BG 4 na popiołach pochodzących ze spalania osadów z oczyszczalni. W przypadku popiołów pochodzących z elektrociepłowni efektywność usuwania barwnika BG 4 była bardzo wysoka niezależnie od odczynu procesu adsorpcji.

Badania własne wykazały, że ilość związanego w procesie adsorpcji barwnika zależała również od rodzaju testowanego barwnika i popiołu. Najwyższą pojemność adsorpcyjną – 6 mg/g s.m. (tab. 1) uzyskano dla RB 5 w przypadku popiołu lotnego z oczyszczalni ścieków i pH 3,0. W przypadku pojemności barwnika BG 4 niezależnie rodzaju testowanego popiołu lotnego uzyskano znacznie wyższą efektywnością wiązania. Dla popiołów pochodzących z oczyszczalni ścieków pojemność adsorpcyjna wahała się w zakresie od 22 mg/s.m. (pH 3,0) do 200 mg/g s.m. (pH 9,0). Pojemność adsorpcyjna popiołów z elektrociepłowni wynosiła od 445,5 do 500,5 mg/g s.m. i nie zależała od odczynu, przy jakim prowadzony był proces adsorpcji.

Porównując wartości stałych K wyznaczonych z równania Langmuira opisujących powinowactwo adsorpcyjne barwnika do testowanych popiołów lotnych zauważono, że w przypadku barwnika anionowego RB 5 wzrost odczynu przy którym prowadzono proces adsorpcji powodował spadek powinowactwa adsorpcyjnego. Natomiast dla barwnika zasadowego BG 4 wzrost odczynu wpływał na wzrost powinowactwa adsorpcyjnego niezależnie od rodzaju popiołów lotnych.

Uzyskana w niniejszej pracy efektywność usuwania barwnika zasadowego BG 4 na popiołach lotnych jest wyższa w porównaniu z efektywnością przedstawioną w pracach innych autorów zajmujących się adsorpcją barwników zasadowych na popiołach lotnych jak i innych adsorbentach.

W pracy Chowdhury i Saha [2], którzy badali adsorpcje barwnika zasadowego BG 4 na muszlach morskich, ilość usuniętego barwnika zasadowego BG4 wahała się w zakresie 35,6÷42,3 mg/g zależnie od temperatury poprowadzenia procesu. Crini i wsp. [3] uzyskali pojemność adsorpcyjną cyclodextriny podczas adsorpcji BG 4 od 3,9 mg/g ($C_o = 20 \text{ mg/dm}^3$) do 37,2 mg/g ($C_o = 200 \text{ mg/dm}^3$).

Znacznie niższa efektywność usuwania barwników reaktywnych anionowych uzyskana w badaniach własnych potwierdzają wyniki Sun i wsp.[9], którzy również badali adsorpcję barwników reaktywnych anionowych na popiołach. Ilości usuniętego błękitu reaktywnego RB 171 i czerwieni reaktywnej RR 23 były znacznie niższe niż uzyskane dla barwników kationowych i wahały się w zakresie od 3,75 mg/g do 5,04 mg/g.

4. Wnioski

W wyniku przeprowadzonych badań stwierdzono, że efektywność procesu adsorpcji zależy od rodzaju barwnika oraz adsorbentu a także od wartości pH roztworu wodnego. W przypadku anionowego barwnika RB 5 wraz ze wzrostem pH efektywność adsorpcji znacznie spadała, odwrotną tendencję zaobserwowano w przypadku barwnika kationowego BG 4 gdzie wzrost odczynu sprzyjał większemu usuwaniu barwy.

Zastosowane popioły lotne zarówno z Elektrociepłowni OZOS-u jak ze spalania osadu czynnego charakteryzowały się wysoką efektywnością usuwania barwnika kationowego. Najwyższą pojemność adsorpcyjną (b) dla kationowego barwnika BG 4 otrzymano na popiołach lotnych z elektrociepłowni dla pH = 9,0 i wynosiła 500,5 mg/g.

Skuteczność usuwania barwnika anionowego RB 5 na obu sorbentach była na znacznie niższym poziomie. Najwyższą pojemność adsorpcyjną (b) dla anionowego barwnika RB 5 uzyskano na popiołach z osadów dla pH 3,0 i wyniosła ona 6 mg/g s.m.

Stwierdzono, że popioły pochodzące ze spalania węgla z elektrociepłowni kamiennego oraz ze spalania osadów z oczyszczalni ścieków mogą być wykorzystane do usuwania barwników kationowych. Wysoka efektywność procesu związana jest z zapewnieniem odpowiedniego odczynu. Przeprowadzone badania wykazały możliwość zastosowania produktów odpadowych jakim są popioły lotne do usuwania barwników w oczyszczalniach i podczyszczalniach do których odprowadzane są ścieki zawierające barwniki.

Literatura

1. **Alpat S. K., Özbayrak Ö., Alpat Ş., Akçay H.:** *The adsorption kinetics and removal of cationic dye, Toluidine Blue O, from aqueous solution with Turkish zeolite.* Journal of Hazardous Materials, B151: 213÷220, 2008.
2. **Chowdhury S., Saha P.:** *Sea shel powder as a New adsorbent to remove Basic Greek 4 (Malachite Green) from aqueous solution: Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies.* Chemical Engineering Journal, 164: 168÷177, 2010.
3. **Crini G., Peindy H.N., Gimbert F., Robenrt C.:** *Removal of C.I. Basic Green 4 (Malachite Green) from aqueous solutions by adsorption using cyclodextrin-based adsorbent: Kinetic and equilibrium studies.* Separation and Purification Technology, 53: 97÷110, 2007.
4. **Czajkowski W.:** *Barwniki dla włókiennictwa: wczoraj, dziś i jutro.* Prace Instytutu Włókiennictwa. 55: 7 ÷14, 2005.
5. **Demir H., Top A., D. Balkose, S.U.:** *Dye adsorption behavior of Luffa cylindrica fibers.* Journal of Hazardous Materials, 153: 389÷394, 2008.
6. **Mesko Vera, Markovska L., Mineeva M., Burevski D.:** *Equilibrium Isotherms For Adsorption Of Basic Dyes From Aqueous Solutions On Different Adsorbents.* Bulletin the Chemists and Technologists of Macedonia, 20(2):. 143÷150, 2001.
7. **Mittal A.:** *Adsorption kinetics of removal of a toxic dye, Malachite Green, from wastewater by using hen festhers.* Journal of Hazardous Materials, B133: 196÷202, 2006.
8. **Renmin G., Li M., Yang Ch., Sun Y., Chen J.:** *Removal of cationic dyes from aqueous solution by adsorption on peanut hull.* Journal of Hazardous Materials, B121: 247÷250, 2005.

9. **Sun D., Zhang X., Wu Y., Liu X.:** Adsorption of anionic dyes from aqueous solution on fly ash. *Journal of Hazardous Materials*, 181: 335÷342, 2010.

Adsorption of Dyes from Aqueous Solutions on Ashes

Abstract

This study was conducted with water-soluble dyes used as sorbates: with the formation of color cation – Basic Green 4 (basic dye) and with the formation of color anion – Reactive Black 5 (helactine vinyl sulfone dye).

Its objective was to investigate possibilities of dyes adsorption from aqueous solutions on ashes.

The scope of the study included a comparison of adsorption effectiveness of two dyes originating from the textile industry: Reactive Black 5 (RB5) and Basic Green 4 (BG4) by fly ashes of two different origins:

- from coal combustion at the Olsztyn Thermal Power Station (OZOS),
- from combustion of sewage sludge originating from Group Wastewater Treatment Plant „Dębogórze” in Gdynia.

Results achieved in the study demonstrated that the effectiveness of the adsorption process was determined by the type of dye and adsorbent as well as by pH value of the aqueous solution. In the case of the anionic dye RB 5, the increase in pH was accompanied by diminishing adsorption effectiveness, whereas an opposite tendency was observed in the case of the cationic dye BG4 when the increase in pH value resulted in enhanced dye removal.

The fly ashes applied in the research, both from the Thermal Power Station OZOS and from combustion of activated sludge, were characterized by a high effectiveness of cationic dye removal. In the case of the cationic dye BG 4, the highest adsorption capacity (*b*) accounting for 500.5 mg/g was achieved on fly ashes from the Thermal Power Station at pH = 9.0.

In turn, the effectiveness of anionic dye RB 5 removal on both sorbents was at a similar, considerably lower level (0.6÷4%). In the case of this dye, the highest adsorption capacity (*b*) reaching 6 mg/g d.m. was achieved on ashes from the sludge at pH 3.0, whereas the lowest one – 0.1 mg/g d.m. – at pH 9.0 on fly ashes from the Thermal Power Station.



Testy filtracji ciśnieniowej zawiesiny odpadowej z odmulnika DORRa

*Michał Palica, Wiesław Spyrka, Malwina Adamczyk
Politechnika Śląska, Gliwice*

1. Wprowadzenie i cel pracy

W jednej z kopalń Jastrzębskiej Spółki Węglowej zawiesina odpadowa, zawierająca niewielką ilość węgla, kierowana jest z odstojnika DORRa na prasy filtracyjne, a celem tej operacji jest odzysk cieczy klarownej i zmniejszenie ilości uciążliwych odpadów. Wynika ona głównie z polityki ekologicznej i przepisów związanych z ochroną środowiska naturalnego. Głównym problemem technicznym filtracji prowadzonej na prasach jest jej wolny przebieg, który wynika z drobnego uziarnienia odwadnianych odpadów. Dlatego rozważana jest przez służby technologiczne koncepcja zwiększenia ciśnienia procesowego, by przyspieszyć filtrację. Celem pracy było stwierdzenie, czy taki sposób jest uzasadniony, a ponadto, czy proces zachodzi zgodnie z teorią filtracji [1, 2] i czy użyta metodyka badawcza jest wystarczająco precyzyjna, by na podstawie skróconych testów wyznaczyć tzw. parametry filtracyjne, niezbędne do modelowania procesu [3÷8]. Przyjęto, by prowadzić testy w zakresie różnicy ciśnień $\Delta P \approx 0,5 \div 1,5$ MPa. Użycie niższych wartości ΔP wiąże się zwykle z nieuniknionymi błędami pomiarowymi, związanymi z tar-

ciem osadu o ściany cylindra pomiarowego, zaś ciśnienia przekraczające 2 MPa są technicznie rzadko stosowane, a zakres około 3-krotnej zmiany ΔP jest wystarczający w tego typu badaniach.

2. Metodyka badań i obliczenia

Metodyka badań i aparatura pomiarowa zostały szczegółowo opisane we wcześniejszych [2÷8] pracach, a w prezentowanych badaniach jedynymi zmianami aparaturowymi było wprowadzenie ogranicznika przesuwu tłoka w cylindrze i użycie w fazie mieszania wstępnego w pojemnikach mieszadła elektrycznego z regulacją liczby obrotów. Zawieszona flotokoncentratu w odmulniku w fazie jego zasilania zawierała 70 g flokulantu Magnafloc 336/1 Mg suchego ciała stałego (którym były ziarna węgla z flotokoncentratu) i można było założyć, że flokulant został wyprowadzony z flotokoncentratem, a zawieszina odpadowa praktycznie nie zawierała flotokoncentratu. Odpady (szlam) charakteryzowały się stosunkowo dużą zawartością ciała stałego. Zestawienie parametrów fizycznych zawiesiny odpadowej podano w tabeli 1, przy czym jedyną z wielkości, która nie była zmierzona, a obliczona z zależności (1)

$$\rho_s = \frac{u_z}{\frac{1}{\rho_z} - \frac{1-u_z}{\rho_f}} \quad (1)$$

była gęstość ciała stałego. Może się ona nieznacznie różnić od wartości rzeczywistej ze względu na nakładające się błędy oznaczeń u_z , ρ_z i ρ_f , ale parametr ten ma jedynie charakter informacyjny i nie jest potrzebny do modelowania procesu odwodnienia [2, 10]. Zbliżoną do obliczonej w ten sposób wartości $\rho_s \approx 1963 \text{ kg/m}^3$ (tabela 1) ma ziemia gliniasta wilgotna ($\rho = 1960 \text{ kg/m}^3$ [9]), co sugeruje, że ciało stałe w zawieszinie odpadowej stanowi mieszaninę gliny, ilów i węgla. Potwierdzeniem tej sugestii jest mikroskopowy obraz zawiesiny zagęszczonych odpadów z odmulnika DORRa, pokazany w pracy [4] w postaci kolorowej fotografii, na którym zdecydowaną przewagę nad innymi składnikami ma glina (kolor żółty).

W skrócie metodyka badań polegała na poddaniu badanej zawiesiny testom filtracji ciśnieniowej w możliwie szerokim zakresie ΔP . Dla tej zawiesiny określano zawartość ciała stałego i jej gęstość. Testy prowadzono przy czterech wartościach ΔP do momentu, gdy nie obserwowano

już wypływu filtratu z utworzonego osadu (a więc do strefy stabilizacji). Dla takiego osadu określano jego wilgotność, zaś dla uzyskanego filtratu zawartość soli i gęstość. Celem testów było wyznaczenie stałych K i C charakterystyk filtracji. Na podstawie tych danych można wyliczyć porowatość osadu, opór właściwy, opór tkaniny (PT – 912) i wilgotność w funkcji wywieranego ciśnienia. Wszystkie te badania prowadzono zgodnie z obowiązującymi normami i zasadami, w tym gęstości oznaczano piknometrycznie, a wilgotności i udziały masowe metodą wagową z suszeniem. Uzyskane wyniki wilgotności osadu dotyczą sumy zawartości ciała stałego i soli, natomiast udział masowy soli w filtracie, pozwalający odnieść wilgotność tylko do ciała stałego, został określony dla klarownego filtratu, czyli przy założeniu, że klarowny filtrat nie zawiera ziaren ciała stałego (ponieważ ilość soli w filtracie jest niewielka, wilgotności osadu bez uwzględnienia zawartości soli i z poprawką na jej zawartość są zbliżone). Podaje to zależność (2):

$$w_{pl}^* = \frac{w_{pl}}{1 - w_{pl} \frac{u_s}{1 - u_s}} \quad (2)$$

3. Opis parametrów procesu filtracji ciśnieniowej

Prostoliniowe odcinki charakterystyk filtracji opisywano równaniem:

$$\frac{V}{F} = K \frac{\tau}{V/F} + C \quad (3)$$

wymagającym spełnienia założeń teorii filtracji osadowej ([1]).

Wilgotność osadu określa równanie:

$$w_{pl} = e^{A \cdot \Delta P^B} + C_1 \quad (4)$$

a porowatość:

$$\varepsilon = \frac{1 - u_{pl}}{1 - \frac{u_{pl}}{u_z} \left(1 - \frac{\rho_f}{\rho_z} \right)} \quad (5)$$

W zależności (5) poszczególne wielkości wyznaczano z zależności [2]:

$$u_{pl} = 1 - w_{pl} \quad (6)$$

$$\alpha = \frac{2 \cdot \Delta P}{K \cdot z \cdot \eta} \quad (7)$$

$$z = \frac{u_z \cdot w_{pl}}{\hat{\varepsilon} \cdot (1 - u_z - w_{pl})} \quad (8)$$

$$\hat{\varepsilon} = 0,8 \cdot \varepsilon \quad (9)$$

Zgodnie z [10] i [11] porowatość i opór właściwy osadu opisują funkcje:

$$(1 - \varepsilon) = (1 - \varepsilon_0) \cdot \left(1 + \frac{\Delta P}{0,005}\right)^\beta \quad \Delta P \text{ MPa} \quad (10)$$

$$\alpha = \alpha_0 \cdot \left(1 + \frac{\Delta P}{0,005}\right)^{s_{TL}} \quad \Delta P \text{ MPa} \quad (11)$$

Niezależnie od tych wielkości wyliczono dla użytych wartości ΔP opór tkaniny

$$R_p = \frac{C \cdot \Delta P}{K \cdot \eta} \quad (12)$$

a zmianę oporów tkaniny przy zmieniającej się różnicy ciśnień ΔP opisano wzorem:

$$R_p = A_p + B_p \cdot \Delta P \quad (13)$$

Wyznaczono również współczynnik ściśliwości z zależności Spe-ry'ego:

$$K = \frac{2 \cdot \Delta P^{1-s_s}}{u_z \cdot \rho_z \cdot \alpha' \cdot \eta} = A_1 \cdot \Delta P^{1-s_s} \quad (14)$$

Przyjmując, że dla badanej zawiesiny u_z i ρ_z były niezmiennie, a badania prowadzono w stałej temperaturze ($t_{ot} = 20^\circ\text{C}$), dla której $\eta = 0,001 \text{ kg}/(\text{m} \cdot \text{s})$, można opisać $\ln K$ jako funkcję liniową w układzie podwójnie logarytmicznym:

$$\ln K = \ln A_1 + (1 - s_s) \cdot \ln \Delta P \quad (15)$$

i wyznaczyć eksperymentalnie s_s . Wymaga to jednak spełnienia zależności Sperry'ego:

$$\alpha = \alpha' \cdot \Delta P^{s_s} \quad (16)$$

Zalecanym sposobem wyznaczenia s_s jest skorzystanie ze zmodyfikowanej stałej K' :

$$K' = K \cdot u_z \cdot \rho_z \quad (17)$$

i wyrównywanie danych podobnie jak zależnością (15):

$$\ln K' = \ln A_2 + (1 - s_s) \cdot \ln \Delta P \quad (18)$$

przy czym zależność $K' = f(\Delta P)$ ma postać pierwotną:

$$K' = A_2 \cdot \Delta P^{1-s_s} \quad (19)$$

4. Wyniki badań i obliczeń

Parametry fizyczne zawiesiny zestawiono w tabeli 1, zaś dane z testów na filtrze ciśnieniowym oraz obliczeń wielkości niezbędnych w modelowaniu procesu przedstawiono w tabeli 2.

Zestawienie stałych i wykładników równań (4), (10), (11), (12) i (14) zamieszczono w tabeli 3.

Na ich podstawie sporządzono w odpowiednich układach współrzędnych rysunki 1÷6. Ponadto w tabeli 4 podano wybrane dane analizy ziarnowej, wykonanej na analizatorze Analysette – 22 firmy Fritsch.

u_z	kg/kg	0,2592
ρ_z	kg/m ³	1162,23
ρ_s	kg/m ³	1962,95
ρ_f	kg/m ³	1008,37
u_s	kg/kg	0,01541
pH	–	7,3

Tabela 1. Parametry fizyczne zawiesiny odpadowej
Table 1. Physical parameters of waste suspension

Tabela 2. Zestawienie danych z testów filtracji ciśnieniowej**Table 2.** Data of pressure filtration tests

ΔP MPa	$K \cdot 10^4$ m^2/s	$K' \cdot 10^2$ kg/(m's)	$C \cdot 10^2$ m^3/m^2	w_{pl} kg/kg	u_s kg/kg	ε m^3/m^3	$\alpha \cdot 10^{-11}$ $1/m^2$	$R_p \cdot 10^{-11}$ $1/m$
0,4470	0,3297	0,0099	-1,5537	0,2181	0,01563	0,3519	7,057	2,1065
0,6328	0,3976	0,0120	-1,7363	0,2109	0,01706	0,3422	8,366	2,7634
1,1915	0,5126	0,0154	-2,5298	0,1979	0,01539	0,3245	12,575	5,8803
1,5703	0,5615	0,0169	-2,0953	0,1885	0,01588	0,3114	15,840	5,8597

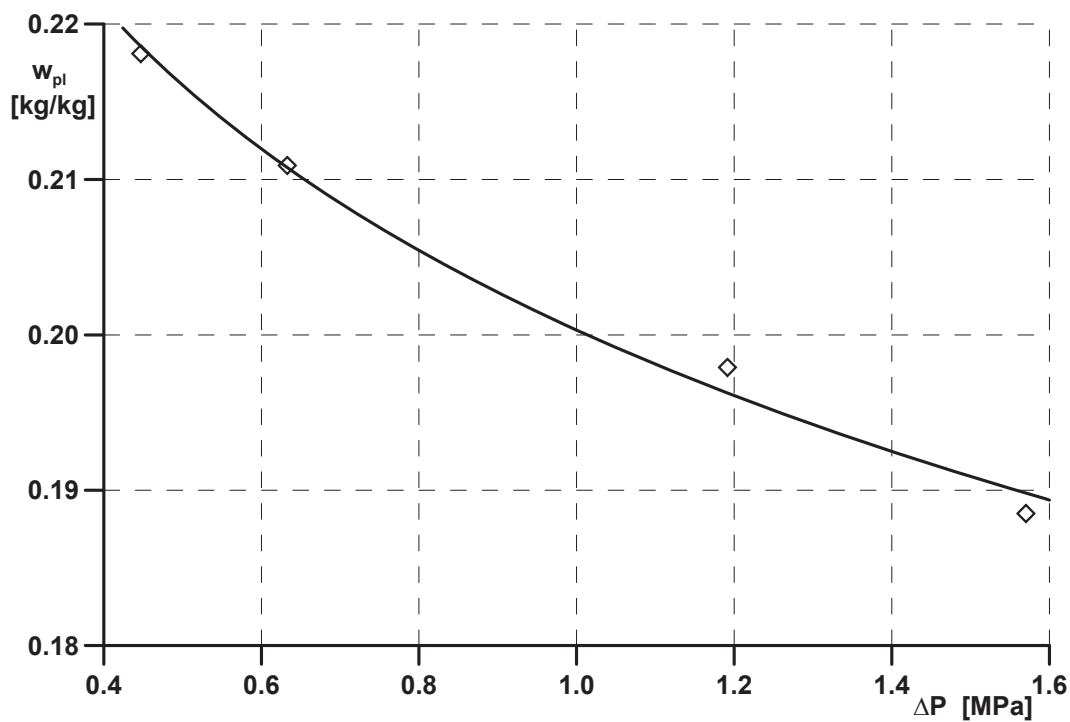
Tabela 3. Zestawienie stałych i wykładników równań opisujących zmianę parametrów filtracyjnych z ciśnieniem**Table 3.** Constants and exponents in equations describing the change of filtration parameters with pressure

Wielkość i równanie	w_{pl} kg/kg (4)	ε m^3/m^3 (10)	α $1/m^2$ (11)	R_p $1/m$ (13)	K m^2/s (14)	K' kg/(m's) (19)
Stała (stałe)	$A = -0,4761$ $C = -0,4210$	$\varepsilon_0 = 0,4768$	$\alpha_0 = 3,339 \cdot 10^{12}$	$A_p = 3,998 \cdot 10^{11}$ $B_p = 0,241 \cdot 10^{11}$	$A_1 = 0,4712$	$A_2 = 1,4178$
Wykładnik	$B = 0,0780$	$\beta = 0,0473$	$s_{TL} = 0,6679$	–	$s_s = 0,5796$	$s_s = 0,5795$
R^2	0,9911	0,9903	0,9933	0,9510	0,9934	0,9923

Tabela 4. Wybrane dane z laserowego analizatora ziarnowego ANALYSETTE – 22

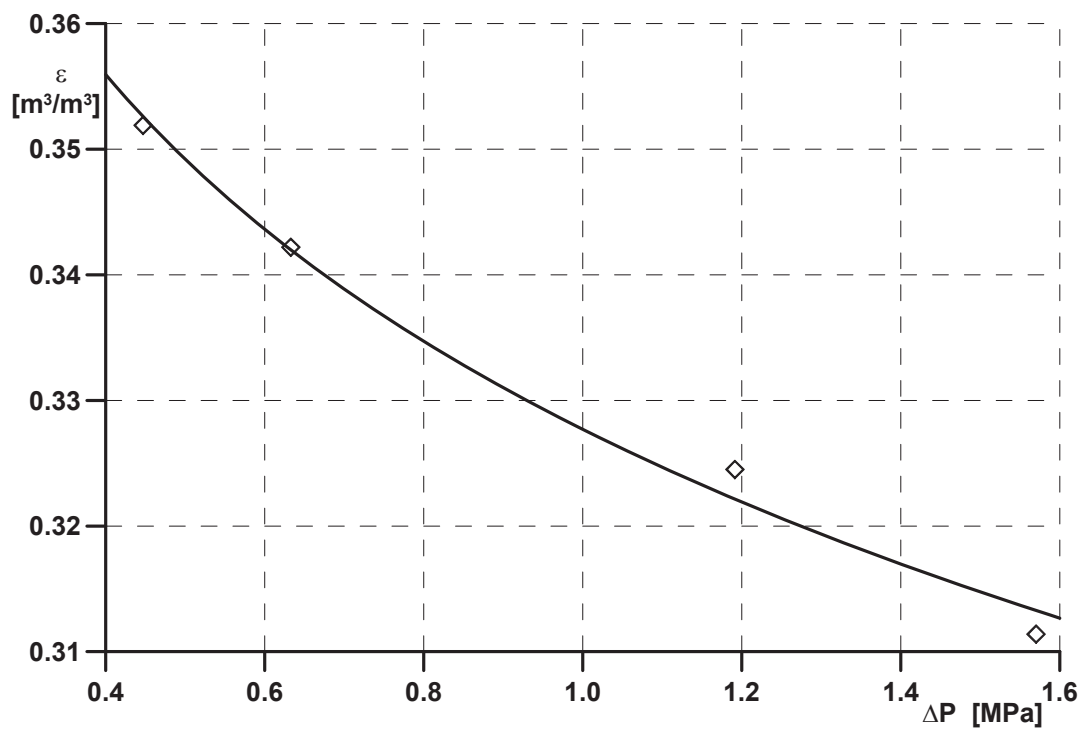
Table 4. Selected data obtained in laser particle analyser ANALYSETTE – 22

Ilość ziaren o średnicy	< 1 μm	< 2 μm	< 3 μm	< 4 μm	< 5 μm
% obj.	11,06	26,86	37,64	45,26	51,25
Ilość ziaren o średnicy	< 8 μm	< 10 μm	< 20 μm	< 30 μm	< 40 μm
% obj.	64,93	71,92	91,91	98,35	99,96
$d_{32} = 2,29 \mu\text{m}, \quad a = 2,62 \text{ m}^2/\text{cm}^3$					



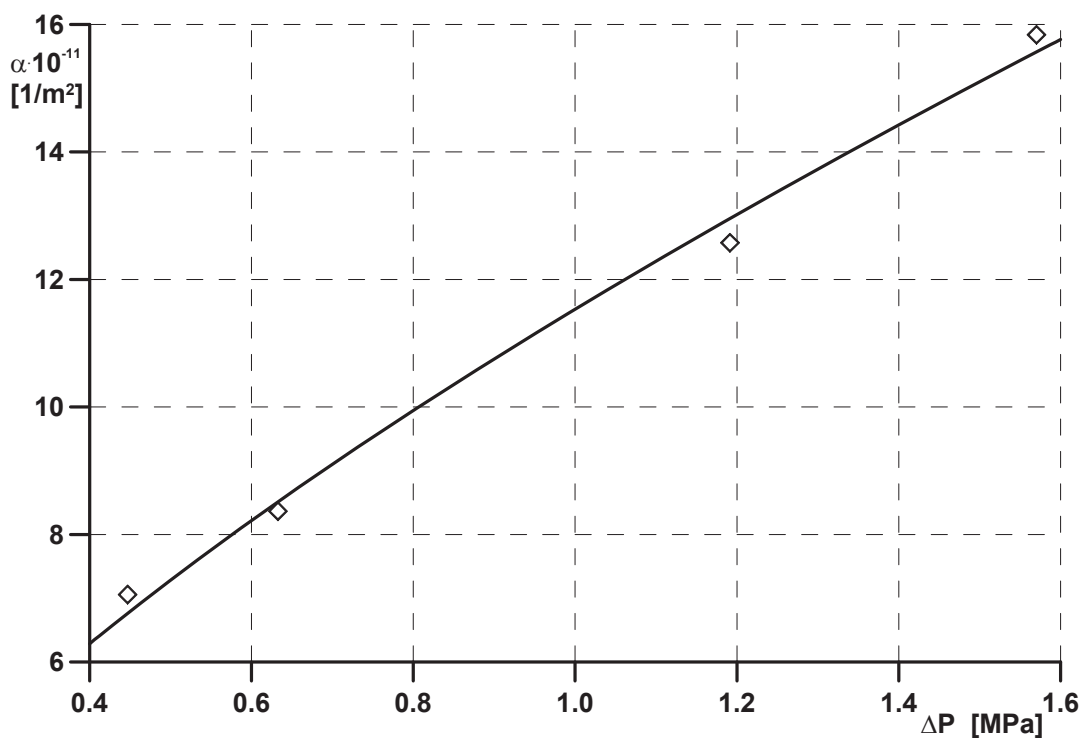
Rys. 1. Zależność $w_{pl} = f(\Delta P)$ wg (4)

Fig. 1. Relationship $w_{pl} = f(\Delta P)$ acc. (4)



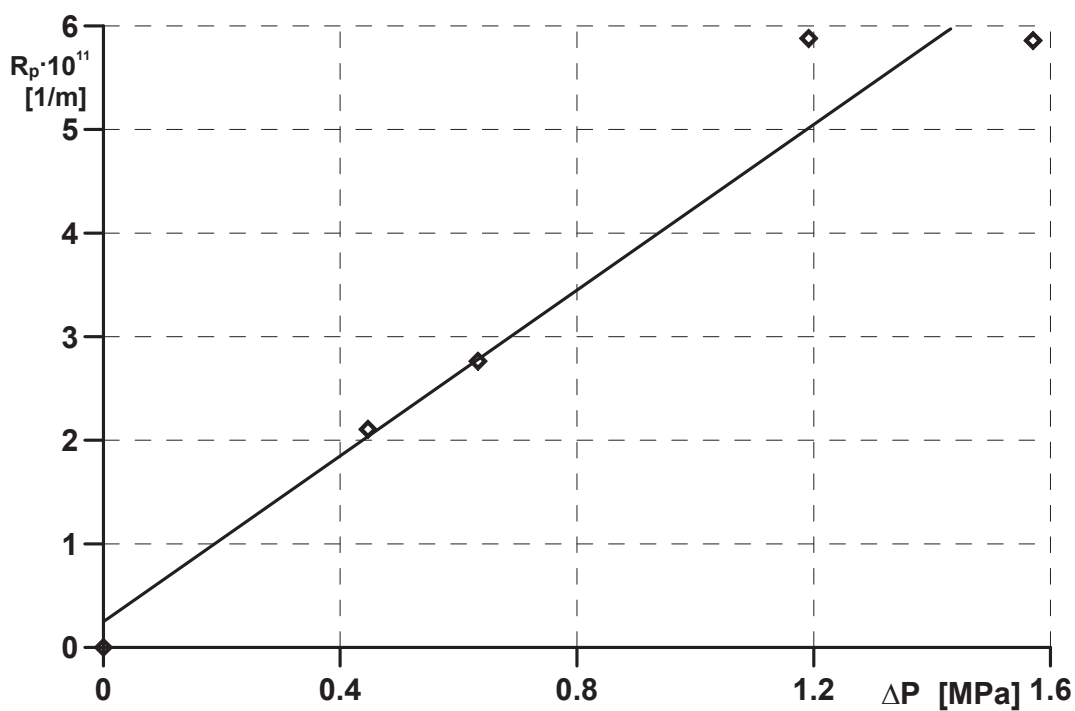
Rys. 2. Zależność $\varepsilon = f(\Delta P)$ wg (10)

Fig. 2. Relationship $\varepsilon = f(\Delta P)$ acc. (10)



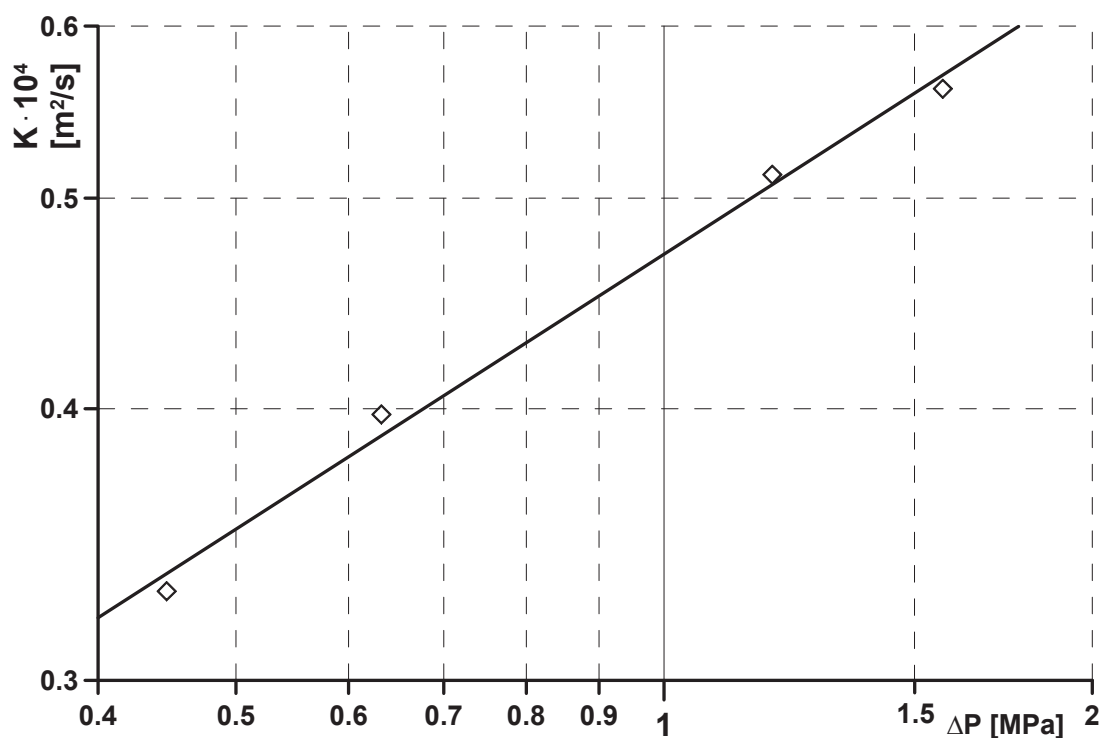
Rys. 3. Zależność $\alpha = f(\Delta P)$ wg (11)

Fig. 3. Relationship $\alpha = f(\Delta P)$ acc. (11)



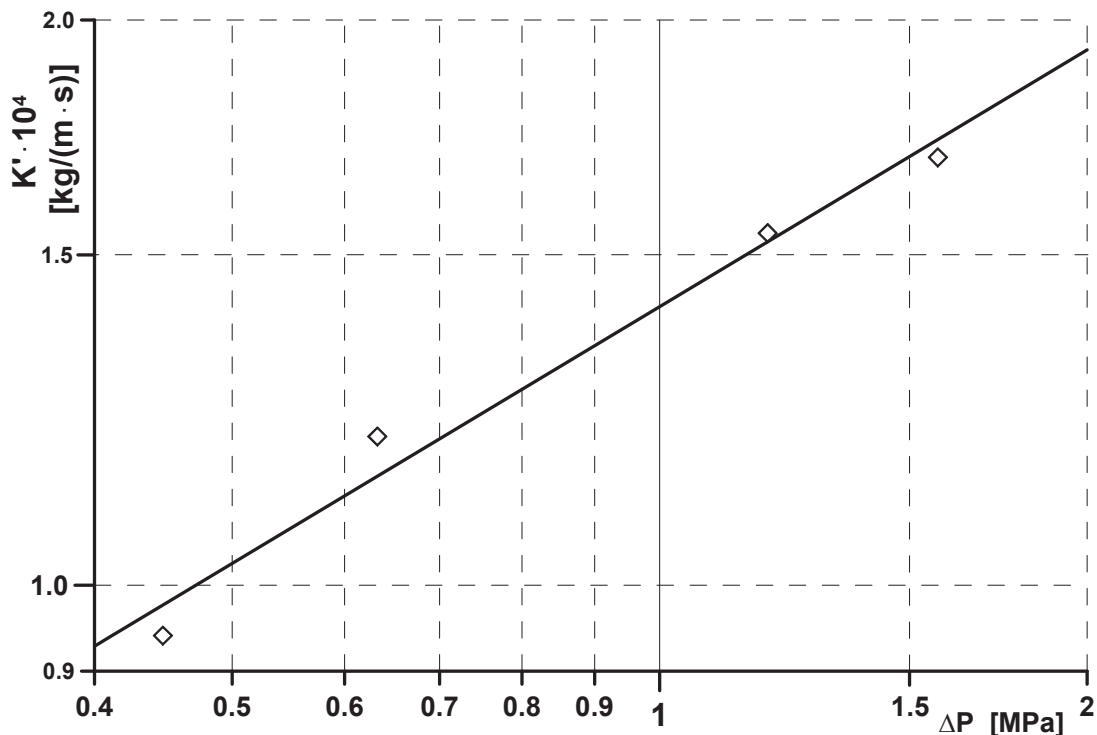
Rys. 4. Zależność $R_p = f(\Delta P)$ wg (13)

Fig. 4. Relationship $R_p = f(\Delta P)$ acc. (13)



Rys. 5. Zależność $K = f(\Delta P)$ wg (14)

Fig. 5. Relationship $K = f(\Delta P)$ acc. (14)



Rys. 6. Zależność $K' = f(\Delta P)$ wg (19)

Fig. 6. Relationship $K' = f(\Delta P)$ acc. (19)

5. Omówienie wyników badań

Jak wskazują dane tabeli 3, podczas wyrównywania danych dot. K , K' , w_{pl} , ε i α uzyskano wysoką zgodność doświadczeń z wielkościami opisywanymi ($R^2 > 0,99$), jedynie dla R_p (oporów tkaniny) wartość R^2 było nieco mniejsza ($R^2 = 0,951$). Świadczy to o właściwym doborze odpowiednich funkcji (w tym empirycznych) i staranności prowadzonych doświadczeń. Równocześnie badania pozwoliły na ocenę dodatkowego odwodnienia osadu podczas filtracji ciśnieniowej przy zwiększeniu ciśnienia procesowego z 0,9 MPa na 1,1 MPa. Otóż zależność na ilość uzyskanego filtratu G_f w stosunku do ilości ciała stałego G_s ma postać [12]:

$$\frac{G_f}{G_s} = \frac{1}{u_z} - \frac{1}{1 - w_{pl}} \quad (20)$$

Dla $\Delta P = 0,9$ MPa i $\Delta P = 1,1$ MPa z zależności (4) obliczono

$$(w_{pl})_{0,9} = 0,2026 \text{ i } (w_{pl})_{1,1} = 0,1970$$

Ponieważ $u_z = 0.2592$, toteż

$$\left(\frac{G_f}{G_s}\right)_{0,9} = \frac{1}{0,2592} - \frac{1}{1-0,2026} = 3,8580 - 1,2541 = 2,6039$$

$$\left(\frac{G_f}{G_s}\right)_{1,1} = \frac{1}{0,2592} - \frac{1}{1-0,1970} = 3,8580 - 1,2453 = 2,6127$$

Zatem dodatkowe odwodnienie w wyniku zwiększenia ciśnienia z 0,9 MPa do 1,1 MPa w stosunku do stanu obecnego (0,9 MPa) wyniesie:

$$(2,6127 - 2,6039)/2,6039 = 0,00338 \approx 0,34\%$$

Efekt lepszego odwodnienia wskutek zwiększonego ciśnienia jest tak mały, że poddaje w wątpliwość użycie takiej metody. Przyczyną tego jest zarówno małe uziarnienie (przykładowo, ponad 51% ziaren poniżej 5 μm), ale również duża podatność osadu na ciśnienie kompresji – współczynnik ściśliwości wg Sperry'ego $s_s \approx 0,580$, wg Tiller'a i Leu $s_{TL} = 0,668$. Dla tak dużych wartości s efekt zwiększania ciśnienia jest na ogół niewielki. Ponadto znaczący efekt odwodnienia uzyskuje się dla zawiesiny pierwotnej o niewielkiej zawartości ciała stałego (niskiej wartości u_z). Dla szlamów (wysokich u_z) nawet znaczące ich odwodnienie (uzyskanie niskich w_{pl}) tylko w ograniczonym stopniu przekłada się na dodatkowy odzysk filtratu.

6. Wnioski

Z przeprowadzonych badań wynika, że:

- szlam z odmulnika Dorra filtruje się zgodnie z modelem klasycznej filtracji osadowej,
- ilość testów przy starannej ich realizacji może być niewielka i wystarczać do opisu i modelowania procesu odwodnienia,
- uzyskane na podstawie testów i oznaczeń dane pozwalają na interpolację i ekstrapolację wyników dot. stałej filtracji K i K' , porowatości osadu, jego wilgotności, oporu właściwego i oporów tkaniny w zależności od różnicy ciśnień ΔP ,
- zwiększenie ciśnienia filtracji skutkuje jedynie niewielkim (ok. 0,34%) wzrostem uzysku filtratu i z technicznego punktu widzenia wydaje się niecelowe. Oznacza to, że wskazane jest przed podjęciem ewentualnych decyzji technicznych przeprowadzić skrócone badania

uzasadniające decyzję, a nie opierać się wyłącznie na intuicji, która nie podaje informacji ilościowych.

Spis oznaczeń

- a – jednostkowa powierzchnia właściwa, m^2/cm^3
 – specific surface area, m^2/cm^3
- d_{32} – średnica Sautera, μm
 – Sauter diameter, μm
- s_s – współczynnik ściśliwości osadu wg Sperry’ego
 – cake compressibility coefficient acc. Sperry
- s_{TL} – współczynnik ściśliwości osadu wg Tillera i Leu
 – cake compressibility coefficient acc. Tiller and Leu
- u_{pl} – udział masowy ciała stałego w placku, kg/kg
 – solid phase fraction in cake, kg/kg
- u_s – udział masowy rozpuszczonych soli w klarownym filtracie, kg/kg
 – mass fraction of the salts dissolved in clarified filtrate, kg/kg
- u_z – udział masowy ciała stałego w zawieszynie, kg/kg
 – solid phase fraction in suspension, kg/kg
- w_{pl} – wilgotność placka, kg/kg
 – cake moisture content, kg/kg
- w_{pl}^* – wilgotność placka skorygowana o zawartość soli, kg/kg
 – cake moisture content considering salts, kg/kg
- z – parametr opisany zależnością (8)
 – parameter described by eq. (8)
- A, A_1 , A_2 , A_p – stałe równań (4), (14), (19) i (13)
 – constants in eqs. (4), (14), (19) and (13)
- B, B_p – stałe równań (4) i (13)
 – constants in eqs. (4) and (13)
- C, C_1 – stałe równań (3) i (4)
 – constants in eqs. (3) and (4)
- F – powierzchnia filtracji, m^2
 – filtration area, m^2
- G_f – masa filtratu, kg
 – filtrate mass, kg
- G_s – masa ciała stałego, kg
 – mass of solid, kg
- K – stała filtracji, m^2/s
 – filtration constant, m^2/s
- K' – zmodyfikowana stała filtracji, $\text{kg}/(\text{m} \cdot \text{s})$

	– modified filtration constant, kg/(m · s)
ΔP	– różnica ciśnień, MPa – pressure difference, MPa
R_p	– opór tkaniny filtracyjnej, 1/m – resistance of filter, 1/m
V	– objętość filtratu, m ³ – filtrate volume, m ³
α	– opór właściwy osadu, 1/m ² – specific resistance of cake, 1/m ²
α'	– współczynnik proporcjonalności w zależności (16) – proportionality coefficient in eq. (16)
α_0	– współczynnik proporcjonalności w zależności (11) – proportionality coefficient in eq. (11)
β	– współczynnik podatności porowatości osadu na ciśnienie – cake porosity susceptibility coefficient on pressure
ε	– porowatość osadu, m ³ /m ³ – cake porosity, m ³ /m ³
ε_0	– porowatość graniczna, m ³ /m ³ – limiting porosity, m ³ /m ³
$\hat{\varepsilon}$	– porowatość przy 80% ciśnienia filtracji, m ³ /m ³ – porosity at 80% filtration pressure, m ³ /m ³
η	– dynamiczny współczynnik lepkości filtratu, kg/(m · s) – filtrate dynamic coefficient of viscosity, kg/(m · s)
ρ_f	– gęstość filtratu, kg/m ³ – filtrate density, kg/m ³
ρ_s	– gęstość ciała stałego, kg/m ³ – solid phase density, kg/m ³
ρ_z	– gęstość zawiesiny, kg/m ³ – suspension density, kg/m ³
τ	– czas filtracji, s, min – filtration time, s, min

Literatura

1. **Żużikow W.A.:** *Filtracja. Teoria i praktyka rozdzielania zawiesin*, tłum. z jęz. ros., WNT, Warszawa 1985
2. **Palica M., Kocurek J.:** *Wybrane zagadnienia teorii filtracji i kompresji osadów*, Wyd. Pol. Śl., Gliwice 2001

3. **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, Tom 10, 301, 2008
4. **Adamczyk M.:** *Wpływ ultradźwięków na wilgotność osadów po filtracji ciśnieniowej zawiesiny węglowej z dodatkiem flokulantu*, Praca dyplomowa magisterska (do użytku wewnętrznego), Pol. Śl., Gliwice 2010
5. **Palica M., Gierczycki A., Berny K., Wojtowicz M.:** *Filtracja ciśnieniowa zagęszczonej zawiesiny węglowej z odmulnika DORRa*, Karbo, Tom 3, 146, 2010
6. **Palica M., Spyrka W.:** *Dobór dawki flokulantu Magnafloc 336 do kopalnianej zawiesiny zrzutowej po wirówkach BIRD'a*, Karbo, 3, 142, 2008
7. **Palica M., Kocurek J., Szymczyk S.:** *Modelowanie rozdziału flotokonzentratu węgla kamiennego na bazie parametrów filtracyjnych*, Rocznik Ochrony Środowiska, Tom 8, 215, 2006
8. **Palica M.:** *Badania filtracji w skali laboratoryjnej*, Chemik, 6, 307, 2005
9. **Palica M., Raczek J. i inni:** *Pomoce projektowe z inżynierii chemicznej i procesowej*, Wyd. Pol. Śl., Gliwice 2010
10. **Sørensen P.B., Moldrup P., Hansen J.:** Chem. Eng. Sci., 51, 967, 1996
11. **Tiller F.M., Leu W.F.:** J. Chinese Ins. Chem. Eng., 11, 61, 1980
12. **Chmiel K., Palica M.:** *Stopień odwodnienia zneutralizowanych zawiesin pogalwanicznych na drodze dekantacji wirowej*, Rocznik Ochrony Środowiska, Tom 6, 159, 2004.

Pressure Filtration Tests of Waste Suspension from DORR's Clarifier

Abstract

Research results dealing with pressure filtration and filtration parameters calculations for dump sludge taken from coal mine Dorr's clarifier are presented in the paper. The research aim was to check in the increasing of filtration pressure in a filter – press was justified in view of larger volume of clarified liquid and smaller amount of wet wastes. It was stated that due to high concentration of solid phase in suspension, low granulation and participation of clay, and relatively high compressibility coefficient, the filtration ran reluctantly and moreover the decrease of cake moisture content required high, not used in practice, filtration pressure. It is visible from experiments and calculations that

sludge from Dorr's clarifier filtrates according to classical filtration model with cake formation. The employed experimental method is so precise that a number of filtration test, sufficient for the description of separation process, can be small and the obtained data may be interpreted and extrapolated in used in practice technical conditions. The pressure increase even of 50% in relation to the one used now – a – day results in a little improvement of phase separation and therefore is useless from technical point of view. Moreover, the application of such method should be based on quantitative conditions and not on intuition.



Aplikacyjne zastosowanie kompostu sokólskiego do ochrony terenów uprawnych wokół mogilnika pestycydowego

*Katarzyna Ignatowicz
Politechnika Białostocka*

1. Wstęp

Nieprzydatne środki ochrony roślin i opakowania po nich to bardzo istotny problem nie tylko w Polsce, ale przede wszystkim w krajach byłego ZSRR – Armenii, Białorusi, Mołdawii, Kazachstanie, Kirgizji, Uzbekistanie, Ukrainie i Rosji oraz Albanii, Rumunii, Turcji. [1, 3, 4, 6÷9, 16, 17] Składowiska przeterminowanych i nieprzydatnych środków ochrony roślin stanowią największe zagrożenie środowiska naturalnego, jakie przyniosła chemizacja rolnictwa. 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. Zjawisko to uległo nasileniu w latach 70., gdy część środków uważanych za szkodliwe została wycofana z użytku. 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. ubiegłego stulecia, kiedy to mogilniki zaczęto traktować jako obiekty niebezpieczne dla środowiska naturalnego z powodu ich nieszczelności, czego efektem jest przenikanie przeterminowanych pestycydów do środowiska i jego skażenie. W związku z tym podjęto działania dotyczące inwentaryzacji mogilników. Według Państwowego Instytutu Geologicznego liczba mogilników i magazynów z przeterminowanymi pestycydami w Polsce w 2003 roku wynosiła 284 [16]. Według szacunków Ministerstwa Środowiska (sprzed 2009 r.) zdeponowano w nich około 13,9 Mg niebezpiecznych odpadów. Zgodnie z inwentaryzacją przeprowadzoną w 2009 roku przez Regionalne Dyrekcje Ochrony Środowiska i uaktualnionymi danymi podanymi przez Ministerstwo Środowiska w lipcu 2010 roku liczba ta wzrosła prawie dwustukrotnie, bo aż do 2567,81 Mg. W samym tylko województwie zachodniopomorskim jest jeszcze 19 mogilników, w których zdeponowano 1010,9 Mg odpadów, zaś na Podlasiu zlokalizowanych jest 10 mogilników, w tym 5 do likwidacji zawierających 18,41 Mg pestycydów. Stan 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, 8, 9].

Warto pamiętać, że nawet po likwidacji mogilnika skutki składowania substancji toksycznych będą obserwowane przez wiele lat zarów-

no w glebie jak i wodzie. Stąd też, zachodzi konieczność szukania sposobów na ograniczenie migracji pestycydów w środowisku oraz wdrażania nowych rozwiązań. W związku z tym, celowym wydało się przeprowadzenie badań nad zastosowaniem procesu sorpcji na wybranych materiałach odpadowych jako bariery przenikania pestycydów oraz metali (będących składnikiem pestycydów) do środowiska w celu ograniczenia ich migracji z istniejących mogiłników i magazynów.

2. Materiał i metody badań

2.1. Teren badań

Badania rozpoznawcze przeprowadzono na obiektach zlokalizowanym na Podlasiu w Folwarkach Tylwickich, Rybołach, Majdanie, Baciutach, Łapach, Zbójnej, Słochach Annopolskich. Eksperyment zasadniczy realizowano w Folwarkach Tylwickich. Jest to czynny mogiłnik zbudowany z trzech zbiorników składających się z betonowych kręgów studziennych izolowanych papą i lepikiem oraz z nieizolowanych dołów ziemnych.



Rys. 1. Mapa okolicy mogiłnika i widok na studnię nr 1

Fig. 1. Map of graveyard's area. View on well no. 1



Rys. 2. Widok na studnię nr 2 i nr 3 mogilnika oraz niezaizolowany dół ziemny z odpadami pestycydowymi w Folwarkach Tylwickich

Fig. 2. View on well no. 2 and 3 and not insulated earth pit with waste pesticide in Folwarki Tylwickie



Rys. 3. Zdjęcie odkrywki studni nr 1

Fig. 3. Photo of well no. 1 outcrop

Należy on do I kategorii zagrożenia. Analizowane zbiorniki mają następujące objętości: 1,26, 1,8 oraz 1,8 m³. W mogilniku tym zgodnie z inwentaryzacją z 2009 roku zdeponowano prawie 2,3 Mg przeterminowanych pestycydów, zaś szacowana masa niebezpiecznych odpadów pestycydowych do unieszkodliwienia wynosi 43,3 Mg. Składowisko to posadowione zostało w piaskach różnoziarnistych i średnioziarnistych, które posiadają dobrą przepuszczalność (współczynnik filtracji $k = 10^{-3} \div 10^{-4}$ m/s). W takich utworach bez większych trudności mogą migrować wraz z wodami opadowymi wszelkie substancje niebezpieczne wydostające się z nieszczelnych komór. Mogilnik funkcjonuje na głębokości około 1,6 m, przy czym głębokość zalegania wód podziemnych wynosi tu 2 m. Ujęcie wód powierzchniowych znajduje się w odległości około 4,5 km, zaś gruntowych około 1 km (najbliższa studnia wiercona w odległości 1000 m, zaś studnie kopane 800 m). W pobliżu (około 1,5 km) płynie rzeka Małynka. Mogilnik usytuowany jest wśród zarośli bezpośrednio w polu uprawnym, w pobliżu obszarów chronionych (Ostoja Knyszyńska) i zabudowy zwartej.

2.2. Materiał badawczy

Na podstawie danych literaturowych [1, 3, 4, 16, 17] oraz badań własnych [6÷9] jako reprezentatywne anality (sorbaty) wytypowano najczęściej i w największych stężeniach występujące w okolicach mogilników pestycydy chloroorganiczne. Zastosowano pojedyncze czyste substancje aktywne HCH, HCB, DDE, DDT, DMDT, DDD, pirymikarb, chloroprofam, heptenofos oraz aldrynę. W badaniach jako materiał odniesienia zastosowano węgiel aktywny, zaś jako sorbenty następujące materiały odpadowe: osad mleczarski, kompost z osadu mleczarskiego i odpadów leśnych, kompost z osadów ściekowych komunalnych uzyskany w halach, kompost z osadów ściekowych komunalnych uzyskany z wykorzystaniem dżdżownicy kalifornijskiej.

Na podstawie badań wstępnych do aplikacyjnego zastosowania wybrano kompost sokólski. Powstaje on jako produkt uboczny na oczyszczalni ścieków w Sokółce z osadów ściekowych. Mechaniczno-biologiczna oczyszczalnia ścieków w Sokółce oczyszcza ścieki bytowo-gospodarcze i przemysłowe – głównie mleczarskie. Jest ona przykładem oczyszczalni, w której część biologiczna oparta jest o działanie reaktorów sekwencyjnych typu SBR. Przepustowość oczyszczalni wynosi 6000 m³/d, a ilość wytwarzanych osadów wynosi około 330 ton s.m./rok.

Oczyszczalnia ścieków w Sokółce należy do nielicznych tego typu obiektów położonych na terenie województwa podlaskiego, w których kompleksowo rozwiązano problem gospodarki osadowej.



Rys. 4. Pryzmy kompostowe na Oczyszczalni ścieków w Sokółce

Fig. 4. Compost heaps in Sokółka WWTP

Tabela 1. Charakterystyka kompostu z Sokółki

Table 1. Characteristics of compost from Sokółka

Właściwości						
Fizyczne, %						
pH	Uwodnienie	Sucha masa		Substancje organiczne		
6,7	67,5	32,5		67,5		
Nawozowe, g/kg sm						
Ca	Mg	Nog	N-NH ₄ ⁺	Pog	K	
56,1	4,6	13,9	0,09	14,7	4,5	
Metale, mg/kg sm						
Pb	Cu	Cd	Cr	Ni	Zn	Hg
7,0	22,7	0,63	9,9	5,8	210	2,5

Na terenie oczyszczalni prowadzi się kompostowanie osadu. Proces ten opiera się na następującej technologii: odwodniony osad podawany jest taśmociągiem do zadaszzonego boksu, gdzie następuje jego mie-

szanie z nośnikami węgla i trocinami. Tak przygotowana mieszanka służy do usypywania pryzm kompostowych. Pryzmy zostają usypane w specjalnych halach. W trakcie usypywania do wnętrza pryzm wkładane są ruszty odciągające gazy, które powstają w procesie kompostowania. Po zakończeniu pierwszej fazy kompostowania pryzmy przykrywa się folią i pozostawia na trzy tygodnie. W tym czasie zachodzą intensywne procesy fermentacji osadów z równoczesnym wzrostem temperatury w pryzmie do 60°C. Po tym okresie do ułożonych wcześniej rusztów podłączony jest wentylator w celu wytworzenia warunków tlenowych w pryzmie (napowietrzanie trwa około 14÷20 dni). Wytworzony kompost jest przetrzymywany w pryzmach (do około 2,5 miesiąca).

2.3. Metody badawcze

Badania prowadzono od 2000 roku i obejmowały one kilka etapów:

- I. Określenie jakościowe i ilościowe pozostałości pestycydów w elementach środowiska otaczającego mogilniki,
- II. Określenie przydatności różnych materiałów naturalnych i odpadowych do sorpcji pestycydów składowanych w mogilnikach,
- III. Badania aplikacyjne w skali rzeczywistej na terenie czynnego mogilnika.

I. Określenie jakościowe i ilościowe pozostałości pestycydów w elementach środowiska otaczającego mogilniki

W bezpośrednim otoczeniu składowiska przeterminowanych pestycydów przeprowadzono analizy próbek roślin, gleby (w promieniu do 30 m od składowiska), wód naturalnych, między innymi wody spożywanej przez okolicznych mieszkańców (w promieniu do 2 km od składowiska). Materiał do badań pobierano wiosną w okresie roztopów oraz silnych deszczy, w pozostałe miesiące w okresie nawalnych deszczy. Pobrane, nie przesączone próbki wód zbadano na zawartość 47 biologicznie czynnych substancji aktywnych pochodzących z różnych grup chemicznych pozostałości pestycydów: chloroorganicznych, fosforoorganicznych, pyretroidów, nitrofenoli, triazyn i fenoksykwasów, będących składnikami preparatów najczęściej składowanych. W analizowanych próbkach wody oznaczono także metale ciężkie, które często były komponentami środków ochrony roślin (np. w pestycydach rtęcioorganicznych): glin, arsen, bor, bar, beryl, bizmut, kadm, kobalt, chrom, miedź,

żelazo, gal, rtęć, lit, mangan, molibden, nikiel, ołów, selen, stront, tal, wanad oraz cynk.

II. Określenie przydatności różnych materiałów naturalnych i odpadowych do sorpcji pestycydów składowanych w mogilnikach

Badania w warunkach statycznych prowadzono według metodyki amerykańskiej firmy Chemviron Carbon oraz danych literaturowych [5, 10÷12, 17]. Miały one na celu wykreślenie izoterm adsorpcji, dzięki którym możliwe jest porównanie wielkości sorpcji różnych adsorbatów na różnych sorbentach. Analizę procesu sorpcji przeprowadzono na podstawie uzyskanych wyników (wykorzystując program Statistica) estymowano izotermy Freundlicha, Langmuira, BET, Huttiga oraz Dubinina-Raduszkiewicza jako modele nieliniowe metodą najmniejszych kwadratów za pomocą algorytmu Gaussa-Newtona lub Lovenberga-Marquandta [2, 10÷14, 17].

III. Badania aplikacyjne w skali rzeczywistej na terenie czynnego mogilnika

Badania aplikacyjne przeprowadzono w województwie podlaskim, w gminie Zabłudów, w miejscowości Folwarki Tylwickie. Miejsce badań znajduje się bezpośrednio w polu uprawnym (rys. 5).

2.4. Metody analityczne

We wszystkich próbkach określano zgodnie z obowiązującą metodyką w akredytowanym laboratorium stężenie pestycydów z wykorzystaniem 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 wzbudzeniem w plazmie indukcyjnie sprzężonej ICP-AES, przy czym rtęć oznaczano metodą atomowej spektrofotometrii absorpcyjnej metodą zimnych par CV-AAS [3÷9, 15, 17, 18].

Tabela 2. Wykaz substancji aktywnych i metody oznaczania w pobranych próbkach wody; H – herbicydy, IC – insektycydy karbaminowe, OC – insektycydy chloroorganiczne, OP – insektycydy fosforoorganiczne, P – pyretroidy, LD – limit detekcji

Table 2. List of substances evaluated by gas chromatography in water and soil samples; H – herbicides IC – carbamate insecticides, OC – chloroorganic insecticides, OP – organophosphate, P – pyrethroide, LD – limit of detection

Substancje aktywne		Metoda	LD [mg/dm ³]	Substancje aktywne		Metoda	LD [mg/dm ³]	
H	Atrazine	GC – NP	0.0001	OC	HCB	GC – EC	0.0001	
	Chlorpropham*	GC – NP	0.0006		α -HCH	GC – EC	0.0001	
	Dichlorprop*	GC – EC	0.0038		β -HCH	GC – EC	0.0002	
	Dinoseb	GC – NP	0.0015		γ -HCH	GC – EC	0.0001	
	DNOK	GC – NP	0.0010		δ -HCH	GC – EC	0.0001	
	MCPA*	GC – EC	0.0020		Methoxychlor	GC – EC	0.0001	
	Mecoprop*	GC – EC	0.0033		Bromfenvinfos	GC – EC	0.0004	
	Simazine	GC – NP	0.0001		Chlorfenvinfos	GC – EC	0.0003	
2,4-D*	GC – EC	0.0010	Chlorpyrifos*	GC – EC	0.0002			
IC	Carbaryl	GC – NP	0.0030	OP	Chlorpyrifos – methyl	GC – EC	0.0002	
	Carbofuran	GC – NP	0.0004		Diazinon	GC – NP	0.0001	
	Pirimicarb*	GC – NP	0.0001		Dimethoate*	GC – NP	0.001	
	Propoxur*	GC – NP	0.0005		Fenthion	GC – NP	0.0002	
OC	Chlorfenson	GC – EC	0.0002		Fenitroton	GC – NP	0.0002	
	p,p'-DDD	GC – EC	0.0002		Heptenophos	GC – NP	0.0004	
	o,p'-DDT	GC – EC	0.0002		Izofenphos	GC – NP	0.0001	
	p,p'-DDE	GC – EC	0.0001		Methidation	GC – NP	0.0052	
	p,p'-DDT	GC – EC	0.0002		Parathion	GC – NP	0.0001	
	Dieldrine	GC – EC	0.0010		Thiometon	GC – NP	0.0001	
	DMDT	GC – EC	0.0010		Triazophos	GC – NP	0.0002	
	endrine	GC – EC	0.0010		P	Cypermethrin*	GC – EC	0.0004
	α - β Endosulfan	GC – EC	0.0001			Deltamethrin*	GC – EC	0.0005
	Endosulfan – sulfate	GC – EC	0.0001			Fenpropathrin*	GC – EC	0.0003

*związki obecnie stosowane

2.5. Wyniki i dyskusja

Przeprowadzone analizy potwierdziły obecność pestycydów w środowisku otaczającym mogilniki Podlasia. Wykryte stężenia pestycydów podano w publikacjach autora [5÷9]. Najwięcej pozostałości substancji biologicznie czynnych stwierdzono w próbkach gleb (tabela 3). W badanych próbkach gleby stwierdzono obecność 10 z 16 badanych związków chloroorganicznych: pirymikarb, o,p-DDT, DDE, p,p-DDT, α -HCH, γ -HCH, δ -HCH, HCB, metoksychlor oraz endrynę. Są to związki najbardziej trwałe i najtrudniej biodegradowalne w środowisku.

Tabela 3. Stężenia pestycydów wykrytych w próbkach wody i gleby

Table 3. Concentrations of pesticides determined in water and soil samples

Substancje aktywne		Woda [$\mu\text{g}/\text{dm}^3$]			Gleba [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	Substancje aktywne		Woda			Gleba [$\mu\text{g}/\text{kg}$]
		studnia	piezometr	rzeka				studnia	piezometr	rzeka	
H	Atrazine	2,23		3,35	700	OC	HCB				53
	Chlorpropham			0,15			α -HCH	13,6	0,88	0,04	3,59
	Dichlorprop						β -HCH		0,20		
	Dinoseb	3,0		3,9			γ -HCH	0,15	9,00	0,18	13
	DNOK						δ -HCH	21,7	0,04		1,72
	MCPA	30,0		23,0			Methoxychlor		0,18	0,10	20,8
	Mecoprop			10,9		OP	Bromfenvinfos				
	Simazine						Chlorfenvinfos				
	2,4-D						Chlorpyrifos				
IC	Carbaryl						Chlorpyrifos – methyl				
	Carbofuran						Diazinon				
	Pirimicarb				10		Dimethoate				
	Propoxur	0,2		0,30			Fenthion				
OC	Chlorfenson						Fenitrothion				
	p,p'-DDD	3,6	1,99				Heptenophos				
	o,p'-DDT	0,25	0,18	0,35	927		Izofenphos				45
	p,p'-DDE		0,47		175	Methidation					
	p,p'-DDT	0,63	0,18	0,20	136	Parathion					
	Dieldrine		0,10			Thiometon		0,28			
	DMDT					Triazophos		0,84			
	endrine		0,20	0,01	2	P	Cypermethrin				
	α - β Endosulfan		0,62				Deltamethrin				
	Endosulfan – sulfate						Fenpropathrin				

Uzyskane wyniki badań gleby [6÷9] pokazują, że teren na dość dużej powierzchni jest skażony związkami pestycydowymi pochodzącymi najprawdopodobniej z nieszczelnych komór składowiska lub z zakopanych w ziemi odpadów pestycydowych. Stwierdzono obecność związków fosforoorganicznych, pyretroidów oraz herbicydów. Uzyskane zawartości pestycydów świadczą o rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń w glebie. W mogiłnikach najwięcej zdeponowano pestycydów z grupy insektycydów chloroorganicznych [6÷9, 16], co odzwierciedla obecność tych toksyn i ich metabolitów także w środowisku otaczającym mogilnik w Folwarkach Tylwickich. Bardzo charakterystyczne jest występowanie izomeru p,p' DDT w stężeniu od 0,11 do 0,63 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ w wodach oraz 136 $\mu\text{g}/\text{kg}$ w glebie, a także γ -HCH (lindan) (0,15÷9,0 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$) oraz 13 $\mu\text{g}/\text{kg}$ w glebie, który jest najtrudniej degradowalny ze wszystkich metabolitów HCH [3]. Te bardzo toksyczne związki charakteryzują się długim okresem rozkładu i trudno ulegają biodegradacji. Czas rozkładu 95% DDT w środowisku wynosi od 4 do 30 lat, zaś γ -HCH od 3 do 10 lat [3].

W drugim etapie badań, po określeniu, jakie związki pestycydowe ulegają emisji z mogilnika do środowiska, przeprowadzono szereg doświadczeń mających na celu stwierdzenie przydatności sorbentów naturalnych do ograniczenia tej emisji. Uzyskane wyniki badań w pracach autora [10÷13]. Charakterystyka zastosowanych sorbentów odpadowych wskazuje, że spełniają one warunki, jakim powinny odpowiadać osady stosowane do przyrodniczego wykorzystania. Proces sorpcji opisano równaniami Freundlicha (F), Langmuira (L), BET, Dubinina-Raduszkiewicz (DR) oraz Huttiga (H). Stałe w modelach matematycznych wyznaczono metodą najmniejszych kwadratów za pomocą pakietu statystycznego STATISTICA, a następnie określono wielkości błędów tych stałych. Wartości parametrów stałych, a także współczynniki korelacji R poszczególnych adsorbatów przedstawiono w tabelach prac [10÷13] oraz w tabeli 4. Wszystkie wyliczone współczynniki korelacji są na podobnym poziomie od 0,947 dla węgla aktywnego oraz wermikompostu do 0,770 dla osadu mleczarskiego. Dopasowanie zastosowanych modeli opisu procesu sorpcji jest zbliżone.

Najwięcej informacji wnosi równanie Freundlicha. Znajomość wartości parametru $1/n$ równania Freundlicha pozwala ocenić intensywność adsorpcji danej substancji z fazy wodnej na sorbencie, natomiast wielkość stałej a określa pojemność sorpcyjną sorbenta przy stężeniu

równowagowym w roztworze. Większa wartość współczynnika a odpowiada większej pojemności sorpcyjnej. W prowadzonych badaniach uzyskano wysokie wartości współczynnika a (dla osadu mleczarskiego $a = 3264,79$, dla kompostu z Rudki $a = 626,79$, dla kompostu sokólskiego $a = 1678,13$, dla wermikompostu $a = 2399,5$) (tabela 4), co potwierdza przydatność materiałów odpadowych do zastosowania jako ekranu sorpcyjnego do ograniczenia migracji pestycydów chloroorganicznych i fosforoorganicznych wokół mogilnika pestycydowego. Na węglu aktywnym wartość ta wynosiła $a = 643,75$. Biorąc pod uwagę, iż osad i badane komposty są materiałem odpadowym, który należy zagospodarować zaś koszt węgla jest wysoki, tym bardziej z powodzeniem można zastosować je jako sorbent. Stała $1/n$ równania Freundlicha jest współczynnikiem kierunkowym izotermy, równym tangensowi kąta nachylenia prostej w układzie współrzędnych logarytmicznych. W związku z tym, im większa wartość $1/n$, tym proces sorpcji zachodzi intensywniej. W prowadzonych badaniach wyliczono, iż współczynnik $1/n$ w przypadku osadu mleczarskiego jest ponad dwukrotnie mniejszy od tego parametru dla badanych kompostów (dla osadu $1/n = 0,919$, wermikompostu $3,535$, kompostu sokólskiego $2,512$), co świadczy o większej intensywności zatrzymywania pestycydów chloroorganicznych na kompoście.

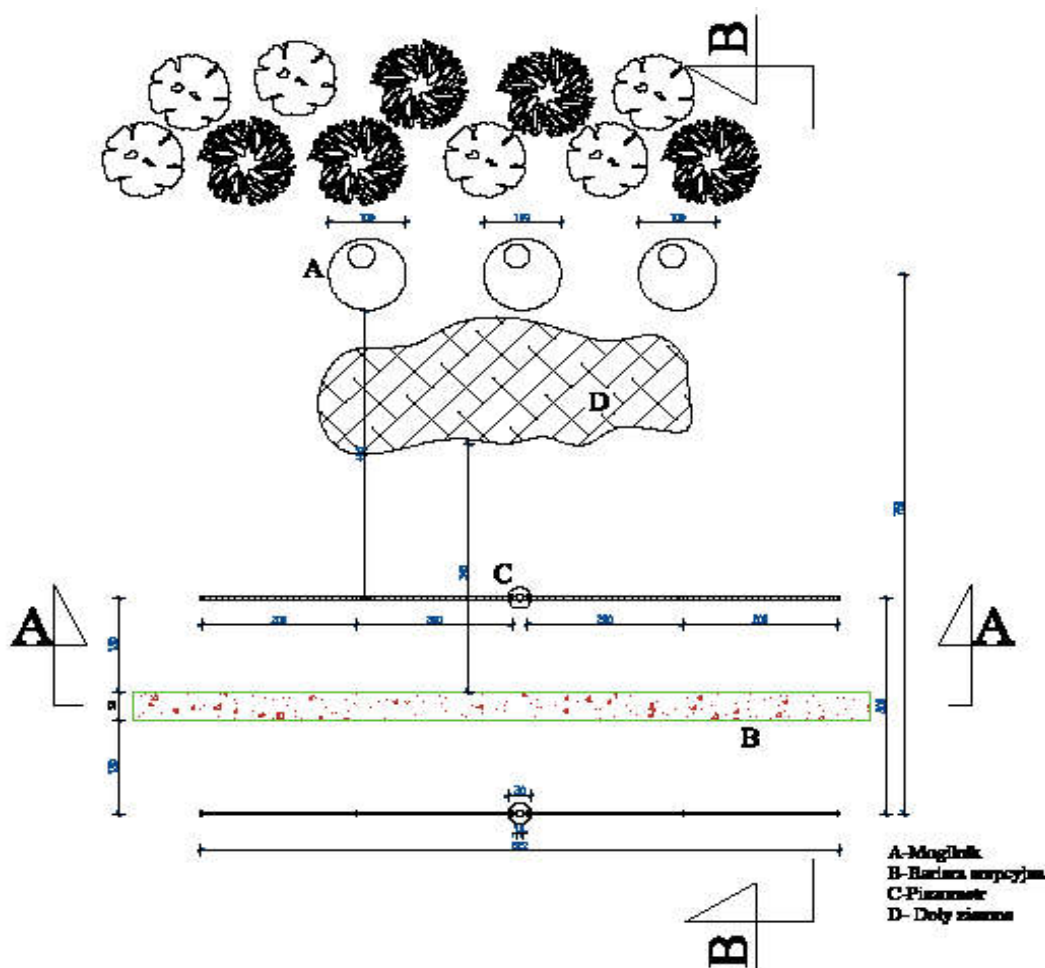
Tabela 4. Izotermy Freundlicha grupy badanych pestycydów na sorbentach odpadowych

Table 4. Freundlich isotherms of investigated pesticides on waste sorbents

Sorbent	Wzór izotermy Freundlicha $A=a c^{1/n}$		Współczynnik korelacji R
	a	1/n	
Węgiel aktywny	643,75	0,547	0,947
Osad mleczarski	3264,79	0,919	0,770
Kompost z Rudki	626,79	0,487	0,880
Kompost sokólski	1678,13	2,512	0,822
Wermikompost	2399,50	3,535	0,947

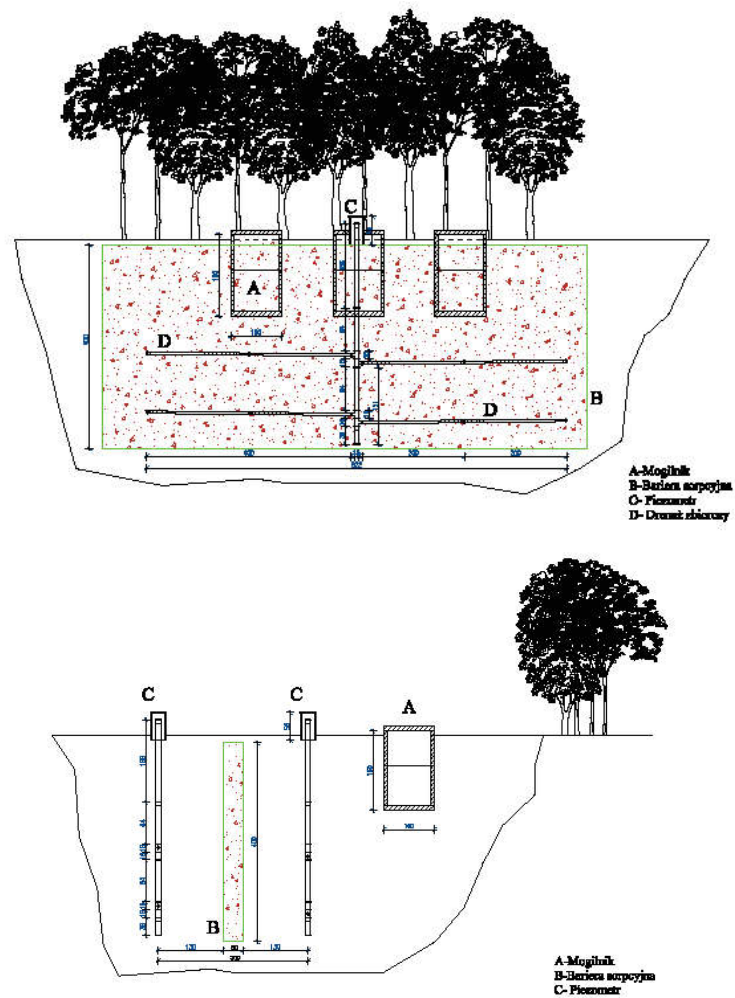
Na podstawie badań przeprowadzonych na etapach I-II, w celu zapobieżenia migracji pestycydów, zaprojektowano barierę sorpcyjną usytuowaną obok mogilnika na linii spływu wód powierzchniowych i podziemnych. Projekt bariery pokazano na rysunkach 5, 6. Jest to opaska o szerokości 0,5 m i głębokości 4 m do warstwy nieprzepuszczalnej gruntu.

Badania aplikacyjne przeprowadzono w 2009 roku w województwie podlaskim, w gminie Zabłudów, w miejscowości Folwarki Tylwickie. Miejsce badań znajduje się bezpośrednio w polu uprawnym (rys. 7, 8). Prace badawcze w terenie rozpoczęto od porządkowanie terenu z gałęzi i kamieni przy pomocy ciężkiego sprzętu (rys. 7). Mogilnik ten składa się z 3 studni zbudowanych z betonowych kręgów studziennych, które zostały zaizolowane papą i lepikiem. Podczas prac badawczych w sąsiedztwie studni natrafiono na niezaizolowany dół ziemny wypełniony pestycydami (rys. 2). Mogilnik ten został zakwalifikowany do *I* kategorii zagrożenia.



Rys. 5. Rzut terenu wokół mogilnika

Fig. 5. View of graveyards area



Rys. 6. Przekrój przez mogiłek oraz barierę sorpcyjną
Fig. 6. Cross-section of graveyard and sorption barrier



Rys. 7. Oczyszczanie terenu mogilnika. Praca koparki na terenie mogilnika
Fig. 7. Refining of graveyard area. Excavator near graveyard



Rys. 8. Teren mogilnika – widok na pole kukurydzy

Fig. 8. Graveyard area. View on corn's field

W celu założenia bariery został wykopany dół (pomiędzy mogilnikiem a polem uprawnym) o głębokości 4 m i szerokości około 4 m (rys. 9). Do wykonania bariery sorpcyjnej jako wypełnienie został wykorzystany kompost sokólski jako naturalny sorbent odpadowy. Następnie został założony drenaż oraz piezometry po skrajnych stronach bariery sorpcyjnej (rys. 10). Jeden piezometr został założony bliżej mogilnika (przed barierą), natomiast drugi bliżej pola uprawnego (za barierą). Tak rozmieszczone piezometry miały za zadanie zbierać wodę (przed i za barierą sorpcyjną) w celu potwierdzenia skuteczności działania bariery.

Drenaż został wykonany z rur o średnicy 50 mm, które nawiercono, aby mogła się w nich zbierać woda, a na wywiercone otwory została założona siatka z włókna szklanego, aby nie mógł się tam dostać np. piasek. Na skrajnych końcach drenażu zostały zamontowane odejścia o średnicy 50 mm z którymi połączono rury PVC o średnicy 110 mm służące za piezometry. Na końcach założono korki w celu zabezpieczenia przed dostaniem się np. piasku. Kompost, który służył jako naturalny sorbent odpadowy, został usypany od dna wykopu do powierzchni gruntu między piezometrami (rys. 11). Piezometry zostały zabezpieczone karbowanymi rurami o średnicy 315 mm w celu ochrony przed ich przypadkowym uszkodzeniem przez właściciela gruntu (bariera sorpcyjna znajduje się na polu uprawnym). Wykop został zrównany z gruntem (rys. 12).



Rys. 9. Wykop pod barierę
Fig. 9. Excavation for barrier



Rys. 10. Piezometr wraz z fragmentem bariery
Fig. 10. Piezometer with drainage and part of compost barrier

Od momentu założenia bariery wiosną 2009 roku do jesieni 2010 roku systematycznie (w okresie silnych deszczy oraz roztopów śniegu) pobierano próbki wody z założonych piezometrów. Średnie z uzyskanych analiz przedstawiono w tabeli 5. Na podstawie przeprowadzonych analiz GC, pomimo obecności pestycydów w piezometrze przed barierą, nie stwierdzono ich występowania w wodzie za barierą. Można więc wstępnie przyjąć, że ekran ochronny spełnia swoją funkcję. Jednak w celu potwierdzenia wyników badań pilotażowych analizy będą nadal prowadzone. Po upływie dwóch lat pobrane zostaną próbki kompostu w celu określenia pozostałości pestycydów w barierze ochronnej.

Tabela 5. Stężenie pestycydów w próbkach wody z piezometrów
Table 5. Concentrations of pesticides determined in water samples from piezometers

Substancje aktywne		Woda [$\mu\text{g}/\text{dm}^3$]		Substancje aktywne	Woda [$\mu\text{g}/\text{dm}^3$]		
		Piezometr "przed"	Piezometr "za"		Piezometr "przed"	Piezometr "za"	
H	Atrazine		pgo	O C	HCB		pgo
	Chlorpropham				α -HCH	0,92	
	Dichlorprop				β -HCH	0,25	
	Dinoseb				γ -HCH	9,00	
	DNOK				δ -HCH	0,06	
	MCPA				Methoxychlor	0,22	
	Mecoprop			Bromfenvinfos			
	Simazine			Chlorfenvinfos			
	2,4-D			Chlorpyrifos			
IC	Carbaryl		OP	Chlorpyrifos – methyl			
	Carbofuran			Diazinon			
	Pirimicarb			Dimethoate			
	Propoxur			Fenthion			
O C	Chlorfenson			Fenitrothion			
	p,p'-DDD	1,89		Heptenophos			
	o,p'-DDT	0,20		Izofenphos			
	p,p'-DDE	0,52		Methidation			
	p,p'-DDT	0,18		Parathion			
	Dieldrine	0,12		Thiometon	0,28		
	DMDT			Triazophos	0,94		
	endrine	0,22		P	Cypermethrin		
	α - β Endosulfan	0,65			Deltamethrin		
	Endosulfan – sulfate				Fenpropathrin		

pgo – poniżej granicy oznaczalności



Rys. 11. Widok na fragment bariery
Fig. 11. View of a barrier



Rys. 12. Teren mogilnika po zakończeniu prac
Fig. 12. The final view of graveyard area

4. Podsumowanie

Przeprowadzone badania wykazały znaczne zanieczyszczenie pestycydami środowiska otaczającego mogilniki. Na podstawie przeprowadzonych analiz próbek środowiskowych można przypuszczać, że w ciągu minionych lat nastąpiła korozja betonowych ścian mogilnika. Przede wszystkim jednak emisja pestycydów do środowiska następuje z odpadów nagromadzonych w niezaizolowanym dole ziemnym. W próbkach wody i gleby na podstawie analiz chemicznych stwierdzono obecność aktywnych substancji pestycydów chloroorganicznych i fosforoorganicznych.

Na podstawie izoterm sorpcji stwierdzono, iż osad mleczarski jak i komposty powstające z odpadów leśnych, osadów komunalnych i wermikompost z powodzeniem można zastosować jako barierę na drodze emisji pestycydów z mogilnika do środowiska. Potwierdzone zostało to badaniami na terenie istniejącego mogilnika. Przeprowadzone przez autora badania nad zastosowaniem sorpcji do ograniczenia emisji pestycydów z mogilników pozwolą na ochronę różnych elementów środowiska, a w efekcie końcowym wód spożywanych przez człowieka jak i roślin uprawianych na polach i w sadach w bezpośrednim sąsiedztwie mogilników.

Podziękowania

*Praca powstała w ramach realizacji pracy badawczej N N304 274840
w Katedrze Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska
Politechniki Białostockiej.*

Literatura

1. 8th International HCH and Pesticides Forum Sofia, Bułgaria 26÷28.05.2005.
2. **Atkins P.W.:** *Chemia fizyczna*. PWN, Warszawa 2001.
3. **Biziuk M.:** *Pestycydy. Występowanie, oznaczanie i unieszkodliwianie*. WNT, Warszawa 2001.
4. **Feng K., Yu B.Y., Ge D.M., Wong M.H., Wang X.C., Cao Z.H.:** Organochlorine pesticide (DDT and HCH) residues in the Taihu Lake Region and its movement in soil-water system – I. Field survey of DDT and HCH residues in ecosystem of the region *Chemosphere*, vol 50(6), pp. 683÷687(5). 2003.
5. **Ignatowicz K.:** *Zastosowanie sorpcji na odpadowych materiałach naturalnych do ograniczenia migracji pestycydów z mogilników*. Przemysł Chemiczny, 2008.

6. **Ignatowicz K.:** *Zanieczyszczenie wód podziemnych i powierzchniowych środkami ochrony roślin w pobliżu mogilnika pestycydowego.* Gaz, Woda i Technika Sanitarna, nr 9, s. 13÷15. 2008.
7. **Ignatowicz K.:** *Content of harmful substances in natural environment elements near pesticide tomb.* Oceanological and Hydrobiological Studies, Vol. XXXVI, No.3, s. 163÷170. 2007.
8. **Ignatowicz K.:** *Evaluation of pesticide remains and heavy metals concentrations near burial grounds.* Polish Journal of Environmental Studies. Vol.16, nr 3B, s. 177÷181. 2007.
9. **Ignatowicz K.:** *Określenie wielkości migracji pozostałości pestycydów i metali ciężkich z mogilników do wód naturalnych.* Rocznik Ochrona Środowiska Tom 9 Rok 2007. s. 281÷293. 2007.
10. **Ignatowicz K.:** *Selection of sorbent for removing pesticides during water treatment.* Journal of Hazardous Materials, vol. 169, s. 953÷957. 2009.
11. **Ignatowicz K.:** *Sewage sludge compost applying for migration reduction of pesticide from graveyards.* Polish Journal of Environmental Studies. Series of Monographs Vol.6, s.49÷54. 2009.
12. **Ignatowicz K.:** *Sorption process for migration reduction of pesticides from graveyards.* Archives of Environmental Protection, vol. 34 no 3, s.143÷149. 2008.
13. **Ignatowicz K.:** *Zastosowanie modeli matematycznych do opisu procesu sorpcji przeterminowanych pestycydów z mogilników na węglu aktywnym.* Ekologia i Technika, nr 6(91), s. 225÷230. 2007.
14. **Popovski D., Mitrevski V.:** *Agricultural and Food Chemistry.* 4(3), 945. 2005.
15. **Siepak, J., Kowalski, A., Astel, A., Barański, A., Gworek, B.:** *Mercury mobility and bioavailability in soil from contaminated area Boszke L.* 2008 Environmental Geology 55 (5), pp. 1075÷1087.
16. **Siłowicki A.:** *Iwentaryzacja odpadów środków ochrony roślin.* Mat. IOR, projekt w ramach Projektu GEF w Polsce, 2003.
17. **Spadotto, C.A., Hornsby, A.G.:** *Soil sorption of acidic pesticides: modeling pH effects.* Journal Environmental Quality. 32, 949÷95. 2003.
18. **Wiater J.:** *Assessment of manurial value of composts made from municipal wastes.* Pol. J. Environ. Stud. – Vol.16, nr 2A s.707÷710. 2007.

Application of Sokolka Compost to Protect Pesticide Graveyard Area

Abstract

After liquidation of graveyard consequences of depositing toxic substances will be seen for many years both in soil and water. Therefore, it is necessary to find ways to reduce the migration of pesticides in the environment and implementing new solutions. Therefore, it seemed advisable to carry out studies on the application of sorption process on selected waste materials as a barrier against penetration of pesticides and metals (which are a component of pesticides) into the environment and in order to reduce their migration from existing graveyards and warehouses. Exploratory research was conducted on the premises located in Podlasie region in Folwarki Tylwickie, Ryboły, Majdan, Baciuty, Łapy, Zbójna, Słochy Annopolskie. The major experiment was carried out in Folwarki Tylwickie. It is an open graveyard consisting of three reservoirs made of concrete well circles and isolated with tar paper and asphalt and additional earth pits.

The results of investigations show significant contamination with pesticides of environment surrounding the graveyard. On the basis of analysis of environmental samples it may be assumed that in the past years there has been a corrosion of the concrete walls of graveyard. Above all, the emission of pesticides into the environment comes from waste accumulated not sealed earth pit. In samples of water and soil presence of active substances of chloroorganic and phosphoroorganic pesticides was determined on the basis of chemical analysis.

Chosen waste materials were tested in order to build barrier for pesticide migration from existing graveyards. Due to preliminary investigations Sokolka compost was selected for farther research. The sorption barrier was designed down by the surface and underground water run-off. The line of the barrier was made around the centre of graveyard, with 0.5 meter of width and 4.0 meters of depth up to the non permeable ground layer. GC analyses have shown presence of pesticides in piezometer before barrier and no pesticides in water outside sorption barrier. The pilot scale researches and analyses must be continued.



Metale ciężkie w minogu rzeczny *Lampetra fluviatilis* (L. 1758)

Mikołaj Protasowicki, Artur Ciemniak, Magdalena Mamińska
Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny, Szczecin

1. Wstęp

Chociaż minogi jako bezszczętkowce nie należą formalnie do ryb to jednak jak podaje Załachowski [19] są przedmiotem zainteresowania ichtiologów z uwagi na wiele podobieństw w ich biologii. Minóg rzeczny jest zaliczany do zwierząt dwuśrodowiskowych. Tarło odbywa w rzekach, a po przeobrażeniu się larw (stadium larwalne może trwać nawet kilkanaście lat) spływają do morza, skąd po osiągnięciu dojrzałości płciowej wracają na tarło do rzek. Minogi są pasożytami, odżywiają się krwią i płynami tkankowymi ryb, do których przysysają się otworem gębowym. Nie zawsze jednak prowadzi to do śmierci gospodarza [19].

Obecnie gatunek ten jest objęty ścisłą ochroną [7] jednak wcześniej, przed rokiem 2004, był on chroniony tylko w stadium larwalnym [6]. Jednak jak podaje Bartel [2] w okresie międzywojennym połowy minoga w Polsce sięgały nawet 50 ton dziennie. Wysokie połowy do 80 ton rocznie osiągnęto jeszcze do końca lat 1970-tych. Z końcem następnej dekady spadły one do ok. 900 kg w skali roku. Do tej pory w wielu krajach nadbałtyckich minogi są cenione ze względu na wartości odżywcze

ich mięsa, które charakteryzuje się dużą zawartością białka (do 16%) i tłuszczu (do 30%), a w porównaniu z rybami zawiera więcej witaminy A i B₁₂ [8].

Jak dotąd wiele uwagi poświęcono badaniom zawartości metali ciężkich w rybach [10, 14÷16]. Minogi są jedną z rzadziej badanych grup zwierząt wodnych i tylko nieliczne opublikowane prace dotyczyły poziomu zawartości metali ciężkich w ich tkankach [11, 17, 18].

Celem niniejszej pracy było określenie zawartości wybranych metali ciężkich (Hg, Cd, Pb, Cu i Zn) w minogu rzecznym (*Lampetra fluviatilis*), porównanie zawartości metali w zależności od miejsca połowu i płci oraz wykazanie, które spośród badanych narządów kumulują je w największych ilościach.

2. Materiał i metody

Do badań pobrano po 20 minogów odłowionych przez rybaków w obszarach ujściowych Wisły (11 samców, 9 samic) i Odry (8 samców, 12 samic) w październiku 2000 r. Badane zwierzęta były zbliżone pod względem wielkości, chociaż nieco większe były minogi z ujścia Odry. Masa ciała mieściła się w zakresie 61÷198 gram, a długość całkowita 313÷482 mm. Z każdego osobnika do badań pobrano mięśnie, gonady i worki skrzelowe.

Analizy zawartości rtęci wykonano metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej z zastosowaniem techniki zimnych par (CV AAS) po mineralizacji próbek wg metody Adriana [1]. Kadm, ołów, miedź i cynk analizowano po zmineralizowaniu próbek w stężonym kwasie azotowym techniką mikrofalową, przy czym Cd i Pb oznaczono metodą GF AAS, a Cu i Zn metodą ICP-AES. Granica oznaczalności poszczególnych metali wynosiła 0,001 µg g⁻¹ dla Hg i Cd oraz 0,01 µg g⁻¹ dla pozostałych metali.

3. Wyniki i dyskusja

Zakresy zawartości oznaczanych metali, wyrażone w µg·g⁻¹ masy mokrej, zestawiono w tabeli 1.

Z przedstawionych w tabeli danych wynika, że zawartość rtęci w badanych narządach mieściła się w przedziale od 0,007 do 0,170, kadmu – od 0 do 0,540, ołowiu – od 0 do 2,48, miedzi – od 1,14 do 6,98 i cynku – od 9,65 do 100,7 µg g⁻¹ mokrej masy. Wynika stąd, że

w niektórych próbkach nie notowano obecności kadmu i ołowiu w stężeniach pozwalających na ich oznaczenie. Najwyższe zawartości rtęci stwierdzono w mięśniach minogów z Wisły, zaś kadmu, ołowiu, miedzi i cynku w workach skrzelowych minogów z Odry. Pomimo pewnych widocznych różnic między średnimi stężeniami metali w narządach minogów z Wisły i Odry analiza statystyczna (test t-Studenta) potwierdziła istotność tych różnic tylko w przypadku zawartości rtęci i cynku w gonadach oraz kadmu i ołowiu w workach skrzelowych, więcej wymienionych metali zawierały narządy minogów z Odry. Należy podkreślić, że poziom zawartości Hg, Cd, Pb, Cu i Zn w mięśniach minogów z Wisły i Odry był jednakowy. Wynika stąd, że miejsce bytowania miało pewien wpływ na zawartość niektórych metali tylko w gonadach i workach skrzelowych tych zwierząt, nie wpływało natomiast na ich poziom w mięśniach.

Z uwagi na zbyt małą liczbę prac dotyczących obecności metali ciężkich w minogach wyniki niniejszych badań można odnieść tylko do publikacji na temat ryb. W badaniach notowano zarówno brak różnic w zawartości metali [16] jak i ich występowanie [10, 14] w przypadku gdy ryby pochodziły z różnych akwenów. Poza wpływem stopnia zanieczyszczenia wody, wskazywano też, że istotny wpływ na poziom metali w narządach ryb może mieć zawartość ich frakcji wymiennej w osadach [3, 4].

Stężenia oznaczanych pierwiastków w minogach wykazywały znaczne podobieństwo do poziomu ich zawartości w rybach słodkowodnych Polski [10, 14÷16]. Niestety jak wspomniano wcześniej niewiele jest prac poświęconych badaniu zawartości metali ciężkich w minogu rzeczonym. Renaud i in. [17] analizowali metale (Cu, Fe, Ni, Pb) w muzealnych preparatach minogów, stąd ich wyniki nie stanowią materiału porównawczego. W minogach z dopływów rzeki Świętego Wawrzyńca, w porównaniu z wynikami niniejszych badań, notowano bardzo wysokie stężenia rtęci, od 1,748 do 6,793 $\mu\text{g g}^{-1}$ m.m. [18]. Natomiast Merivirta [11] w minogach rzecznych (51 osobników) złowionych w 9 rzekach i 5 obszarach ujściowych do Zatoki Botnickiej wykazał podobne, do stwierdzonych w niniejszej pracy, stężenia rtęci (79 $\mu\text{g g}^{-1}$) i kadmu (43 $\mu\text{g g}^{-1}$). Obecność ołowiu stwierdził on tylko w jednej próbce w ilości 0,064 $\mu\text{g g}^{-1}$, jednak jak podaje granica wykrywalności Pb wynosiła 0,040 $\mu\text{g g}^{-1}$.

Tabela 1. Zawartości metali ciężkich* ($\mu\text{g g}^{-1}$ m.m.) w mięśniach, gonadach i workach skrzelowych minoga rzecznej (*Lampetra fluviatilis*) z Wisły i Odry

Table 1. Heavy metals content* ($\mu\text{g g}^{-1}$ w.w.) in muscles, gonads and branchial sacks of the riverine lamprey (*Lampetra fluviatilis*) from the Vistula and Odra rivers

Narząd Organ	Miejsce połowu Place of fishing	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn
Mięśnie Muscle	Wisła N=20	0,107 ±0,021 (0,073 – 0,170)	0,027 ±0,008 (0,013 – 0,040)	0,05 ± 0,03 (0,00 – 0,15)	1,56 ±0,51 (1,25 – 2,00)	20,49 ±5,78 (12,48 – 34,79)
	Odra N=20	0,098 ±0,031 (0,058 – 0,162)	0,028 ±0,025 (0,003 – 0,113)	0,03 ±0,04 (0,00 – 0,12)	1,59 ±0,30 (1,08 – 2,20)	23,61 ±8,85 (9,65 – 53,24)
Gonady Gonads	Wisła N=20	0,017 ±0,006 ^a (0,007 – 0,030)	0,090 ±0,114 (0,015 – 0,533)	0,08 ±0,20 (0,00 – 0,90)	2,17 ±0,82 (1,13 – 4,28)	53,07 ±12,43 ^a (32,48 – 93,58)
	Odra N=20	0,022 ±0,011 ^b (0,009 – 0,047)	0,102 ±0,082 (0,027 – 0,360)	0,02 ±0,06 (0,00 – 0,25)	2,30 ±0,72 (1,28 – 3,91)	68,33 ±14,77 ^b (43,73 – 90,73)
Worki skrzelowe Gill sacks	Wisła N=20	0,046 ±0,028 (0,014 – 0,143)	0,073 ±0,047 ^a (0,027 – 0,196)	0,14 ±0,24 ^a (0,00 – 1,04)	3,08 ±0,94 (1,69 – 4,95)	33,03 ±7,64 (24,55 – 56,06)
	Odra N=20	0,045 ±0,028 (0,018 – 0,102)	0,154 ±0,139 ^b (0,000 – 0,540)	0,83 ±0,65 ^b (0,02 – 2,48)	3,39 ±1,57 (1,14 – 6,98)	40,59 ±7,64 (17,66 – 100,7)

* podano średnią i odchylenie standardowe oraz w nawiasie minimum i maksimum; N – liczebność; a, b – litery oznaczają, że średnie różnią się statystycznie istotnie $p \geq 95$; mean and SD, in parentheses minimum and maximum are given; N – number of samples; a, b – the letters indicate that the average differ significantly $p \geq 95$

Badania porównawcze odnośnie do zawartości metali ciężkich w rybach w zależności od płci były podejmowane już w drugiej połowie ubiegłego wieku. Zazwyczaj nie stwierdzano różnic w przypadku mięśni, wykazywano natomiast, że różniła się zawartość metali w narządach, zwłaszcza było to wyraźnie widoczne w gonadach [12÷14]. Zawartości metali w narządach samic i samców badanych minogów zestawiono w tabeli 2.

Przeprowadzone porównanie wykazało, że jedynie w przypadku cynku zawartość wykazywała statystycznie istotną zależność od płci. Podobnie jak w badaniach wcześniejszych więcej tego metalu zawierały gonady żeńskie [12÷14]. Poziom zawartości pozostałych metali w badanych narządach obu płci był porównywalny.

Badane samice i samce minogów różniły się nieco pod względem masy i długości całkowitej ciała. Jak podano masa ciała badanych zwierząt mieściła się w zakresie 61÷198 gram, a długość całkowita 313÷482 mm. Masa ciała samic wynosiła od 80 do 198 gram (średnio 126 ± 35), a samców od 61 do 189 gram (średnio 103 ± 34). Długość całkowita ciała samic mieściła się natomiast w zakresie od 336 do 482 mm (średnio 393 ± 35), a samców od 313 do 446 mm (średnio 370 ± 35). Wynika stąd, że samce były nieco mniejsze od samic, co znalazło też potwierdzenie w analizie statystycznej. Jednak jak wykazała przeprowadzona analiza korelacji, wymiary ciała nie miały istotnego wpływu na poziom zawartości metali w narządach, wyliczone współczynniki korelacji były statystycznie nieistotne ($r < 0,365$). Również nie wydaje się aby zależał od nich poziom cynku w gonadach, w tym przypadku raczej istotne było znaczenie tego pierwiastka dla rozwoju produktów płciowych, a później dla rozwoju początkowego larw. Chociaż pewne znaczenie mogła mieć masa gonad. Wyliczony współczynnik korelacji ($r = 0,453$) wydaje się wskazywać na pewną niewielką zależność między zawartością cynku a masą gonad (w odniesieniu do pozostałych pierwiastków współczynniki były statystycznie nieistotne). Masa gonad samic wynosiła od 3,3 do 23 gram (średnio $10,6 \pm 4,2$), a samców od 2,1 do 7,1 gram (średnio $3,7 \pm 1,3$), a więc była prawie trzykrotnie większa.

Tabela 2. Porównanie średnich zawartości metali ciężkich* ($\mu\text{g g}^{-1}$ m.m.) w mięśniach, gonadach i workach skrzelowych samic i samców minoga rzeczno (*Lampetra fluviatilis*) z Wisły i Odry
Table 2. Comparison of mean heavy metals content* ($\mu\text{g g}^{-1}$ w.w.) in muscle, gonads and gill sacks of male and female of the riverine lamprey (*Lampetra fluviatilis*) from the Vistula and Oder rivers

Narząd Organ	Płeć Sex	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn
Mięśnie Muscle	samice female N=21	0,104 ±0,028 (0,058-0,162)	0,024 ±0,013 (0,003-0,060)	0,04 ±0,03 (0,00-0,12)	1,61 ±0,26 (1,15-2,20)	20,52 ±5,51 (12,48-32,20)
	samce male N=19	0,101 ±0,026 (0,062-0,170)	0,032 ±0,023 (0,013-0,113)	0,04 ±0,04 (0,00-0,15)	1,53 ±0,24 (1,08-1,96)	24,12 ±9,44 (9,65-53,24)
Gonady Gonads	samice female N=21	0,018 ±0,009 (0,007-0,047)	0,076 ±0,072 (0,015-0,360)	0,02 ±0,05 (0,00-0,25)	2,82 ±3,45 (1,13-18,25)	69,43 ±13,79 ^b (46,61-93,58)
	samce male N=19	0,022 ±0,008 (0,009-0,042)	0,123 ±0,122 (0,030-0,533)	0,09 ±0,21 (0,00-0,90)	2,34 ±0,77 (1,23-4,28)	48,88 ±8,29 ^a (32,48-65,24)
Worki skrzelowe Gill sacks	samice female N=21	0,050 ±0,027 (0,026-0,143)	0,112 ±0,116 (0,027-0,540)	0,053 ±0,66 (0,00-2,48)	3,39 ±1,31 (1,14-6,94)	35,53 ±17,19 (17,66-100,72)
	samce male N=19	0,040 ±0,021 (0,014-0,102)	0,116 ±0,106 (0,000-0,331)	0,042 ±0,51 (0,02-1,43)	3,02 ±1,25 (2,06-6,98)	38,61 ±15,26 (27,48-88,03)

* podano średnią i odchylenie standardowe oraz w nawiasie minimum i maksimum; N – liczebność; a, b – litery oznaczają, że średnie różnią się statystycznie istotnie $p \geq 95$ (dotyczy danego narządu); mean and SD, in parentheses minimum and maximum are given; a, b – the letters indicate that the average differ significantly $p \geq 95$ (relates to the organ)

Wielu autorów zwracało też uwagę, że zawartość metali w poszczególnych narządach ryb jest zróżnicowana i zależy od ich funkcji [5, 14]. Podobne różnice notuje się także w przypadku zwierząt lądowych [9]. Porównanie zawartości metali ciężkich w narządach minogów wskazuje na znaczne różnice między poszczególnymi narządami (tabela 3).

Zawartość metali w narządach była wyraźnie różna, co potwierdziła analiza statystyczna. Pod względem średniej zawartości metali narządy można uszeregować następująco: Hg – mięśnie > worki skrzelowe > gonady, Cd – worki skrzelowe \geq gonady > mięśnie, Pb – worki skrzelowe > gonady \geq mięśnie, Cu – worki skrzelowe > gonady > mięśnie i Zn – gonady > worki skrzelowe > mięśnie. Porównanie wskazuje, że zasadniczo najmniej metali, za wyjątkiem rtęci, zawierały mięśnie, natomiast dużo kumulowało się w układzie oddechowym, który jest odpowiedzialny za bezpośrednie pobieranie pierwiastków z wody. Wysoki poziom cynku w gonadach jest związany prawdopodobnie z jego zapotrzebowaniem w procesach rozrodu.

Tabela 3. Porównanie średnich zawartości metali ciężkich* ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ m.m.) w mięśniach, gonadach i workach skrzelowych minoga rzeczowego (*Lampetra fluviatilis*)

Table 3. Comparison of mean heavy metals content* ($\mu\text{g g}^{-1}$ w.w.) in muscle, gonads and gill sacks of the riverine lamprey (*Lampetra fluviatilis*)

Narząd Organ	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn
Mięśnie Muscle N=40	0,056 \pm 0,027 ^c	0,028 \pm 0,018 ^a	0,04 \pm 0,04 ^a	1,58 \pm 0,25 ^a	22,05 \pm 7,55 ^a
Gonady Gonads N=40	0,020 \pm 0,009 ^a	0,096 \pm 0,098 ^b	0,05 \pm 0,15 ^a	2,24 \pm 0,77 ^b	60,70 \pm 15,53 ^c
Worki skrzelowe Gill sacks N=40	0,045 \pm 0,025 ^b	0,113 \pm 0,111 ^b	0,49 \pm 0,60 ^b	3,24 \pm 1,28 ^c	36,81 \pm 16,26 ^b

* podano średnią i odchylenie standardowe; N – liczebność; a, b, c – litery oznaczają, że średnie różnią się statystycznie istotnie $p \geq 95$; mean and SD; N – number of samples; a, b, c – the letters indicate that the average differ significantly $p \geq 95$

4. Wnioski

1. Miejsce bytowania miało pewien wpływ na zawartość niektórych metali w gonadach (Hg, Zn) i workach skrzelowych (Cd, Pb) minogów, jednak nie wpływało w istotny sposób na ich poziom w mięśniach. W przypadku potwierdzonych statystycznie różnic nieco więcej metali zawierały narządy zwierząt odłowionych w Odrze.
2. W wyniku przeprowadzonej analizy wykazano, że gonady samic zawierały więcej cynku niż gonady samców, pozostałe różnice okazały się statystycznie nieistotne. Poziom zawartości cynku w gonadach obu płci w niewielkim stopniu ($r = 0.453$) zależał od masy tego narządu.
3. Generalnie najmniej metali, za wyjątkiem rtęci, zawierały mięśnie, dużo kumulowało się w układzie oddechowym odpowiedzialnym za bezpośrednie pobieranie pierwiastków z wody. Wysoki poziom cynku w gonadach jest związany prawdopodobnie z jego rolą w procesach rozrodu.
4. Nie wykazano statystycznie istotnej zależności między poziomem analizowanych metali w narządach, a masą ciała i długością całkowitą minogów (współczynniki korelacji $r < 0,365$).

Literatura

1. **Adrian W.:** *A new digestion method for biological material utilizing pressure*. At. Absorpt. Newsl., 10(4): 96. 1971.
2. **Bartel R.:** *Ryby anadromiczne w ichtiofaunie Polski*. Komunikaty Rybackie, 2: 22÷25. 1992.
3. **Bochenek I., Protasowicki M., Brucka-Jastrzębska E.:** *Concentrations of Cd, Pb, Zn, and Cu in roach, Rutilus rutilus (L.) from the lower reaches of the Oder River, and their correlation with concentrations of heavy metals in bottom sediments collected in the same area*. Archives of Polish Fisheries, 16(1): 21÷36. 2008.
4. **Bochenek I., Protasowicki M., Brucka-Jastrzębska E.:** *Studies on the bioavailability of heavy metals (Cd, Pb, Cu, Zn) from bottom sediments for guppies (Poecilia reticulata Peters)*. Archives of Polish Fisheries, 16(2): 155÷166. 2008.
5. **Durrieu G., Maury-Brachet R., Girardin M., Rochard E., Boudou A.:** *Contamination by heavy metals (Cd, Zn, Cu and Hg) of eight fish species in the Gironde Estuary (France)*. Estuaries, 28(4): 581÷591. 2005.

6. Dziennik Ustaw, Rozporządzenie Ministra Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 6 stycznia 1995 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt. Nr 13, poz. 61, 1995.
7. Dziennik Ustaw, Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 28 września 2004 r. w sprawie gatunków dziko wstępujących zwierząt objętych ochroną. Nr 220, poz. 2237. 2004.
8. **Filipiak J., Raczyński M.:** *Minogi*. Magazyn Przemysłu Rybnego, 2(10): 36÷38. 1999.
9. **Kucharczak E., Jopek Z., Moryl A.:** *Wpływ środowiska na zawartość wybranych metali (Pb, Cd, Zn, Cu) w tkankach saren i dzików*. Acta Sci. Pol. Med. Vet., 2(2): 37÷47. 2003.
10. **Łuczyńska J., Markiewicz K., Jaworski J.:** *Interspecific differences in the contents of macro- and microelements in the muscle of six species from lakes of the Olsztyn Lake District (North-East of Poland)*. Pol. J. Food Nutr. Sci., 56: 29÷35. 2006.
11. **Merivirta L.O.:** *Cadmium, mercury and lead content of river lamprey caught in finnish rivers*. Arciv für Lebensmittelhygiene, 52(3): 69÷71. 2001.
12. **Protasowicki M., Morsy G.:** *Preliminary studies on heavy metal contents in aquatic organisms from the Hornsund area, with a particular reference to the Arctic charr [Salvelinus alpinus (L.)]*. Acta Ichthyol. et Piscat. suppl., 23: 115÷132. 1993.
13. **Protasowicki M.:** *Sex effects on Cd, Pb, Cu, and Zn contents in selected fish organs*. Baltic Sea Environment Proc., 19: 433÷441. 1986.
14. **Protasowicki M.:** *Wybrane metale ciężkie w rybach Bałtyku Południowego*. Rozprawy AR Szczec., 110, 78s. 1987.
15. **Protasowicki M., Chodyniecki A., Ociepa A.:** *Heavy metals in the fish caught in 1976÷1980*. Zesz. Nauk. AR Szczec. Ryb. Mor., 103: 181÷197. 1983.
16. **Rajkowska M., Wechreowicz Z., Lidwin-Każmierkiewicz M., Pokorska K., Protasowicki M.:** *Accumulation of selected metals in roach (Rutilus rutilus L.) from West Pomeranian lakes*. Ecological Chemistry and Engineering, 15(1-2), 119÷123. 2008.
17. **Renaud C.B., Nriagu J.O., Wong H.K.T.:** *Trace metals in fluid-preserved museum fish specimens*. Sci. Total Environ., 159: 1÷7. 1995.
18. **Renaud C.B., Wong H.K.T., Metcalfe J.I.:** *Trace metal levels in benthic biota from four tributaries to the St. Lawrence River, Quebec*. Water Quality Research Journal of Canada, 33(4): 595÷610. 1998.
19. **Zalachowski W.:** *Zwierzęta świata. Ryby*. Wyd. Naukowe PWN. Warszawa. 600 s. 1992.

Heavy Metals in the Riverine Lamprey *Lampetra fluviatilis* (L. 1758)

Abstract

Despite numerous studies of metals in ichthyofauna, research lampreys which, as Agnatha, not belong formally to the fish, although they are of interest to ichthyologists are still very few.

The purpose of this study was to determine the content of selected heavy metals (Hg, Cd, Pb, Cu and Zn) in the riverine lamprey (*Lampetra fluviatilis*), the comparison of metal content depending on the location of catches and sex, and to demonstrate which of the examined organs accumulate them in the largest quantities.

The study included females and males from the river Odra and the Vistula, weighing from 61 to 198 grams and total length from 313 to 482 mm. For analysis muscles, gonads and gill bags were collected.

Samples for the determination of mercury were wet mineralized in a mixture of concentrated nitric and perchloric acids, and for analysis of other metals in nitric acid by microwave technique. Analyse of Hg content was performed by CV AAS, Cd and Pb by GF AAS method, and Cu and Zn by ICP-AES.

It has been shown that the gonads of the Odra river lampreys contained more mercury and zinc, gill bags more of cadmium and lead, than those organs of lampreys from the Vistula. Metal content in the other cases was the same. Female gonads also contained more zinc than the male gonads, and the levels of this element in both sexes slightly correlated ($r = 0.453$) with the mass of the gonads. High levels of zinc in the gonads is probably associated with its role in the processes of reproduction.

Generally, the lowest metal concentration, except mercury, contained muscle, a lot was accumulated in the respiratory system responsible for direct downloading of the elements from the water.

There were no statistically significant relationship between the level of the analyzed metals in the organs, and body weight and total length of lampreys (correlation coefficients of $r < 0.365$).



Zastosowanie tarczowych złóż biologicznych do oczyszczania ścieków z hodowli ryb

*Joanna Rodziewicz, Urszula Filipkowska, Wojciech Janczukowicz
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*

1. Wprowadzenie

Związki azotu negatywnie wpływają na odbiorniki, do których są odprowadzane. Zużywają tlen w procesach utleniania azotu amonowego, co toksycznie wpływa na ryby. Poza tym azot, podobnie jak fosfor, jest czynnikiem powodującym eutrofizację zbiorników wodnych, dlatego redukcja jego zawartości w ściekach jest konieczna.

Azot wprowadzany do odbiorników, pochodzi nie tylko ze ścieków komunalnych, ale również z takich gałęzi gospodarki jak przemysł czy rolnictwo. Duże zagrożenie dla wód powierzchniowych stanowi intensywny chów ryb, w szczególności prowadzony w naturalnych akwenach jezior. Z uwagi na ochronę środowiska intensywną hodowlę ryb w zbiornikach naturalnych zastępuje się hodowlą z zamkniętym obiegiem wody, co prowadzi między innymi do zmniejszenia wodochłonności produkcji [8].

Ładunek zanieczyszczeń wprowadzanych do wód z gospodarki rybackiej nie jest duży, jednak może stanowić groźne punktowe źródło związków biogenych [13]. Źródłem tego typu substancji w hodowli ryb

są między innymi produkty metabolizmu ryb oraz pasze jakimi są karmione [11].

Oczyszczanie wód poprodukcyjnych zapewnia dobrą jakość wody rybom hodowanym w obiegu zamkniętym, jak również redukcję stężeń związków azotu i fosforu odprowadzanych do odbiorników w systemach otwartych, a co za tym idzie zmniejszenie wpływu tych związków na naturalne ekosystemy wodne.

Opracowanie odpowiednich technologii intensywnej gospodarki rybackiej oraz oczyszczania wód poprodukcyjnych jest wynikiem coraz ostrzejszych wymagań dotyczących jakości odprowadzanych ścieków.

Zdarza się, że wybrana metoda oczyszczania konwencjonalnego nie wykazuje oczekiwanej sprawności. W takich przypadkach można zastosować zabiegi usprawniające usuwanie zawiesin i związków biogennych, jako dodatkowy, trzeci stopień oczyszczania [3]. Zastosowanie dodatkowego oczyszczania podnosi jednak koszty produkcyjne. Aby tego uniknąć wykorzystuje się systemy, dzięki którym zanieczyszczenia powstające w jednej gałęzi produkcji wykorzystywane są w innej [17]. Bogata w związki azotowe i fosforowe woda z intensywnej hodowli ryb może być wykorzystana przykładowo w celu nawodnień oraz produkcji roślinnej [9].

Barramundi (*Lates calcarifer*), ze względu na swoje walory smakowe, są rybami cenionymi w gastronomii na całym świecie, co potwierdza stały wzrost zapotrzebowania na ten gatunek. W warunkach naturalnych barramundi żyją w morskich przybrzeżnych wodach tropikalnych, gdzie temperatura wody nie spada poniżej 20°C. Dorosłe barramundi osiągają długość do 1,8 m i ważą do 60 kg. Najczęściej łowi się je, gdy mają od 1,0 do 1,2 m. Są to ryby mięsożerne i bardzo drapieżne. Odżywiają się mniejszymi rybami i owadami. Ponieważ jest to gatunek dwuśrodowiskowy ryby te potrafią przebywać w wodzie słodkiej i słonej. Dzięki swoim walorom gatunek ten nabiera znaczenia także w polskiej akwakulturze.

Celem niniejszej pracy było zbadanie możliwości zastosowania elektrolitycznie wspomaganą denitryfikacji w procesie oczyszczania wód poprodukcyjnych z intensywnej hodowli ryb barramundi.

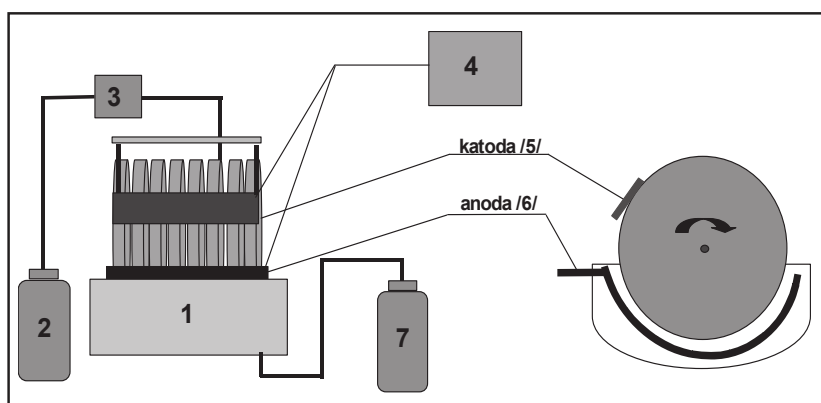
W założeniach technologicznych przyjęto, że podczas przepływu prądu elektrycznego zajdzie proces redukcji związków azotu. Na powierzchni katody, w procesie elektrolizy wody, powstanie gazowy wodór

wykorzystywany jako źródło elektronów przez autotroficzne mikroorganizmy w procesie denitryfikacji. Strefa anoksyiczna powstaje w głębszych warstwach błony biologicznej z powodu ograniczenia penetracji tlenu.

2. Metodyka badań

2.1. Stanowisko badawcze

Badania prowadzone były w warunkach laboratoryjnych na elektro-biologicznym złożu tarczowym (rys. 1). Tarcze ze stali nierdzewnej, z unieruchomioną biomasą, stanowiły katodę, natomiast anodą była elektroda aluminiowa zanurzona w komorze przepływowej złoża. Całkowita powierzchnia czynna złoża wynosiła $0,6 \text{ m}^2$. Tarcze obracały się z prędkością 9 obr./min. Badania prowadzono w warunkach przepływu prądu elektrycznego o gęstości $4,75 \text{ mA/m}^2$.



Rys. 1. Schemat stanowiska badawczego: 1 – biologiczne złoże tarczowe, 2 – zbiornik ścieków surowych, 3 – pompa perystaltyczna, 4 – źródło prądu elektrycznego, 5 – katoda, 6 – anoda, 7 – zbiornik ścieków oczyszczonych

Fig. 1. The scheme of the experimental stand: 1 – rotating biological contactor, 2 – raw wastewater tank, 3 – peristaltic pump, 4 – a source of electric current, 5 – cathode, 6 – anode, 7 – treated wastewater tank

2.2. Założenia technologiczne prowadzonego doświadczenia

Badania nad możliwością wykorzystania procesu elektrolitycznie wspomaganą denitryfikacji do oczyszczania wód poprodukcyjnych z hodowli ryb prowadzone były przez okres trzech miesięcy. Parametry pracy biologicznego złoża tarczowego zostały przedstawione w tabeli 1.

Tabela 1. Założenia technologiczne
Table 1. Technological assumptions

Parametr	Jednostka	Wartość
Czas zatrzymania w reaktorze	[h]	3
Natężenie przepływu	[dm ³ /d]	64
Obciążenie hydrauliczne	[dm ³ /m ² ·d]	107
Obciążenie złoża ładunkiem zanieczyszczeń ChZT	[g ChZT/m ² ·d]	11,8
Obciążenie złoża ładunkiem azotu ogólnego	[g N _{og} /m ² ·d]	8,6
Gęstość prądu elektrycznego	[mA/m ²]	4,75

2.3. Charakterystyka wód poprodukcyjnych

W badaniach wykorzystano wody poprodukcyjne z hodowli ryb barramundi. Skład wód poprodukcyjnych przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 2. Wskaźniki zanieczyszczeń w wodach poprodukcyjnych
Table 2. Pollution indicators in fish breeding wastewater

Wskaźniki zanieczyszczeń	Jednostka	Wartość średnia	Odchylenie standardowe
ChZT	[mg O ₂ /dm ³]	110,82	12,17
BZT ₅	[mg O ₂ /dm ³]	68,71	10,32
Azot ogólny Kjeldahla	[mg N-N ₄ /dm ³]	2,10	0,87
Azot amonowy	[mg N-NH ₄ /dm ³]	1,43	0,15
Azot azotanowy III	[mg N-NO ₂ /dm ³]	0,33	0,20
Azot azotanowy V	[mg N-NO ₃ /dm ³]	78,22	10,93

W poprodukcyjnych wodach dopływających i oczyszczonych oznaczano następujące wskaźniki zanieczyszczeń:

- stężenie związków organicznych wyrażonych wartością ChZT metodą dwuchromianową [PN-74/C-04578/03],

- stężenie azotu ogólnego Kjeldahla [PN-73/C-04576/12],
- stężenie azotu amonowego metodą kolorymetryczną [PN-73/C-04576/01],
- stężenie azotu azotanowego III metodą kolorymetryczną [PN-73/C-04576/06],
- stężenie azotu azotanowego V metodą kolorymetryczną [PN-73/C-04576/08].

2.3. Metody obliczeniowe

Stężenie azotu usuniętego w denitryfikacji [mg N/dm^3]

$$C_{Nred} = C_{N_{utl}} - C_{e,N-NO_2} - C_{e,N-NO_3} \quad (1)$$

gdzie:

$C_{N_{utl}}$ – stężenie utlenionych form azotu (azotu azotanowego III i azotanowego V) w wodach dopływających [mg N/dm^3],

$C_{e,N-NO_2}$ – stężenie azotu azotanowego III w wodach oczyszczonych [$\text{mg N-NO}_2/\text{dm}^3$],

$C_{e,N-NO_3}$ – stężenie azotu azotanowego V w wodach oczyszczonych [$\text{mg N-NO}_3/\text{dm}^3$].

Sprawność usunięcia azotu w wyniku denitryfikacji [%]

$$\eta_{Nus} = \frac{C_{Nus}}{C_{O,Nog}} \cdot 100 \quad (2)$$

gdzie:

$C_{O,Nog}$ – stężenie azotu ogólnego Kjeldahla w wodach dopływających [mg Nog/dm^3],

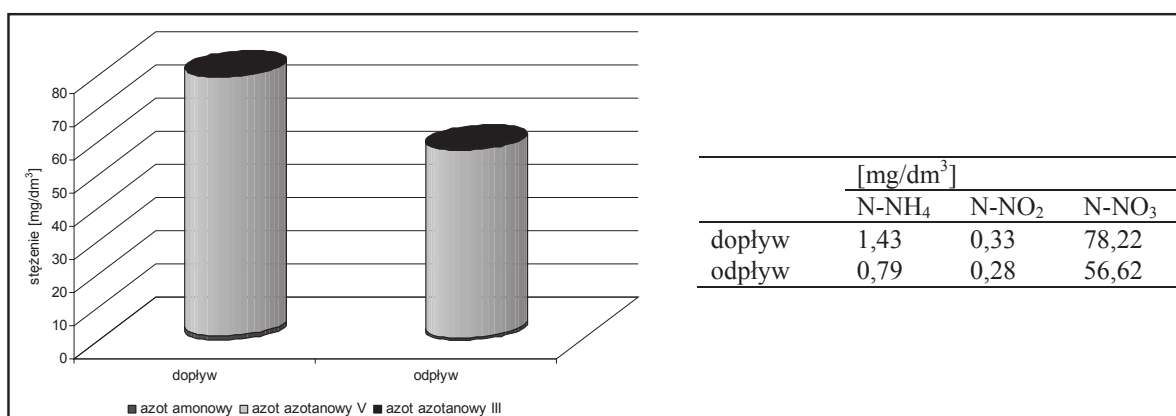
C_{Nus} – stężenie azotu usuniętego [mg N/dm^3].

3 Wyniki badań i dyskusja

W pracy badano możliwość wykorzystania procesu elektrolitycznie wspomaganą denitryfikacji do oczyszczania wód poprodukcyjnych z intensywnej hodowli ryb. Wody poprodukcyjne charakteryzowały się wysokim stężeniem związków azotu – $79,98 \text{ mg N/dm}^3$ i stosunkowo niewielkim stężeniem związków organicznych wyrażonych ChZT – $110,82 \text{ mg/dm}^3$. Zgodnie z danymi literaturowymi zapotrzebowanie na

węgiel organiczny w procesie biologicznej denitryfikacji wynosi od 5 do 10 g ChZT/g N_{NO_3} [6]. W prowadzonym doświadczeniu stosunek ChZT do N_{NO_3} wynosił zaledwie 1,4.

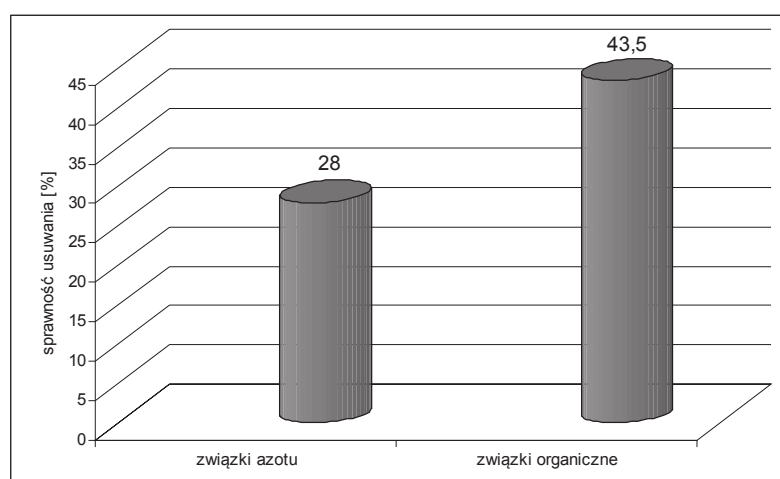
W wodach poprodukcyjnych dopływających do układu oczyszczania azot występował przede wszystkim w formie azotu azotanowego V – 78,22 mg N- NO_3/dm^3 (rys. 2), stężenie azotu amonowego i azotanowego III wynosiło odpowiednio 1,43 mg N- NH_4/dm^3 i 0,33 mg N- NO_2/dm^3 . Prowadzenie procesu oczyszczania w warunkach przepływu prądu elektrycznego o gęstości 4,75 A/ m^2 prowadziło do redukcji związków azotu. W poprodukcyjnych wodach oczyszczonych uzyskano zmniejszenie stężenia azotu azotanowego V do $56,62 \pm 12,19$ mg N- NO_3/dm^3 , a zawartość azotu amonowego i azotanowego III wynosiła odpowiednio $0,79 \pm 0,13$ mg N- NH_4/dm^3 i $0,28 \pm 0,09$ mg N- NO_2/dm^3 .



Rys. 2. Stężenie związków azotu w poprodukcyjnych wodach dopływających i oczyszczonych

Fig. 2. Nitrogen compounds concentration in the inflowing and treated fish breeding wastewater

Prowadzenie doświadczenia w warunkach przepływu prądu elektrycznego o gęstości 4,75 mA/ m^2 umożliwiło uzyskanie blisko 30% efektywności procesu redukcji utlenionych form związków azotu (rys. 3). Poza tym uzyskano ponad 40% sprawność usuwania związków organicznych wyrażonych ChZT.



Rys. 3. Sprawność usuwania związków azotu i związków organicznych
Fig. 3. Efficiency of nitrogen and organic compounds removal

Heterotroficzna denitryfikacja jest procesem powszechnie stosowanym w tradycyjnych oczyszczalniach ścieków, podczas gdy zainteresowanie procesem autotroficznej denitryfikacji dotyczy ostatnich dwudziestu lat. Procesy biologicznego usuwania związków azotu ze ścieków, zawierających ich duże stężenia, mogą być ograniczone z powodu zbyt małego stężenia związków organicznych w oczyszczanych ściekach [9, 10].

Autotroficzne denitryfikanty wykorzystują nieorganiczne związki węgla (dwutlenek węgla lub węglany) jako źródło pożywienia oraz donory elektronów takie jak wodór i zredukowane związki siarki jako źródło energii [2].

Ukazuje się coraz więcej informacji świadczących o możliwości zwiększenia mikrobiologicznej redukcji azotanów w wyniku elektrolitycznego pobudzenia. Istotą tej metody jest prowadzenie procesu w polu elektrycznym. Aktywność mikrobiologiczną ułatwia wodór produkowany na katodzie [1].

Sakakibara i wsp. [18] prowadząc badania w reaktorze z unieruchomioną biomasą, w którym zastosowano cylindryczną katodę oraz pręt węglowy jako anodę, w warunkach przepływu prądu elektrycznego o natężeniu porównywalnym do badań własnych – 2,5 mA, odnotowali ilość azotu usuniętego na poziomie 10 mg N/dm³. W badaniach własnych uzyskano znacznie wyższą wartość wynoszącą 22,29 mg N/dm³. Korzystny efekt stosowania elektrolitycznie wspomaganą denitryfikacji potwierdzony został przez Islama i Suidana [7]. W warunkach przepływu

prądu o natężeniu 25 mA, odnotowali oni 85% redukcję azotu. Inni autorzy dowiedli, że oddziaływanie prądu elektrycznego ma istotny wpływ na szybkość denitryfikacji, nawet przy wysokim stężeniu azotu azotanowego w dopływie. Prowadząc badania w bioreaktorze z unieruchomioną biomasa, zaszczerpioną bakteriami *Pseudomonas denitrificans* zdolnymi do jednoczesnej nityfikacji i denitryfikacji uzyskali, przy początkowym stężeniu azotanów 300 mg/dm^3 , większą, w porównaniu z układem konwencjonalnym, redukcję wynoszącą 90%. Uznano, że stałe pole elektryczne zapewnia stabilną denitryfikację przy wysokim ładunku zanieczyszczeń na dopływie [15]. Wykorzystywanie gazowego wodoru produkowanego na powierzchni katody jako wewnętrznego źródła energii przez mikroorganizmy autotroficzne błony biologicznej, skutkowało osiągnięciem, przy początkowym stężeniu $492 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$, wysokiej redukcji azotanów – 98%, przy natężeniu prądu elektrycznego 200 mA [14]. Zhang i wsp. [20] prowadząc badania w bio-katodowym reaktorze, bez zasilania materia organiczną, w warunkach przepływu prądu elektrycznego o natężeniach: 5, 20, 40 i 75 mA zaobserwowali przy 40 mA wzrost sprawności denitryfikacji o 55,1% w porównaniu z reaktorem kontrolnym.

Visvanathan i wsp. [19] wykazali wysoką skuteczność hydrogennotroficznej denitryfikacji w procesie oczyszczania ścieków pochodzących z hodowli ryb z zamkniętym systemem recyrkulacyjnym. Prowadząc badania w bioreaktorze w warunkach anoksyliczno-aerobowych uzyskali 91,4% sprawność usuwania związków azotu przy początkowym stężeniu azotu azotanowego $50 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$ i hydraulicznym czasie zatrzymania 3 h.

W prowadzonych wcześniej badaniach, nad połączeniem procesów elektrochemicznych, powstających podczas przepływu prądu elektrycznego z procesami biologicznymi, zachodzącymi na biologicznym złożu tarczowym, Krzemieniecki i Rodziewicz [12] obserwowali, oczyszczając ścieki syntetyczne, ponad 83% efektywność denitryfikacji w warunkach przepływu prądu elektrycznego o gęstości $0,2 \text{ A/m}^2$. Nieco niższe sprawności redukcji utlenionych form związków azotu uzyskano oczyszczając ścieki komunalne – 65% [16].

W prowadzonym doświadczeniu uzyskano znacznie niższą efektywność procesu denitryfikacji – niecałe 30%, dlatego konieczne są dalsze badania nad zwiększeniem skuteczności elektrolitycznie wspomoga-

nej denitryfikacji przy oczyszczaniu wód poprodukcyjnych pochodzących z hodowli ryb. Mogą one być ukierunkowane na zwiększenie gęstości prądu elektrycznego lub czasu zatrzymania w reaktorze. Jednak zwiększanie natężenia prądu elektrycznego może prowadzić do strat energii elektrycznej zużywanej do podgrzewania ścieków. Co więcej stosowanie prądu elektrycznego, o zbyt dużej gęstości, może istotnie zmniejszać efektywność procesu [3] i prowadzić do tzw. wodorowej inhibicji. Według Flora i wsp. [5] wodorowa inhibicja może występować z powodu zwiększenia poziomu wodoru wewnątrz błony biologicznej, który produkowany jest w nadmiarze w porównaniu ze stechiometryczną ilością wymaganą do przeprowadzenia denitryfikacji.

4. Wnioski

1. Badania potwierdziły możliwość wykorzystania procesu elektrolitycznie wspomaganą denitryfikacji do oczyszczania ścieków z hodowli ryb.
2. W warunkach przepływu prądu elektrycznego o gęstości $4,75 \text{ mA/m}^2$ uzyskano blisko 30% efektywność procesu redukcji utlenionych form związków azotu i ponad 40% sprawność usuwania związków organicznych wyrażonych ChZT.

Literatura

1. **Beschkov V., Velizarov S., Agathos S.N., Lukova V.:** *Bacterial denitrification of waste water stimulated by constant electric field*. Biochemical Engineering Journal. 17: 141÷145, 2004.
2. **Biswas S., Bose P.:** *Zero-valent iron-assisted autotrophic denitrification*. J. Environ. Eng. 131 (8): 1212÷1220, 2005.
3. Chen G.: *Electrochemical technologies in wastewater treatment*. Separation and Purification Technology. 38: 11 – 41, 2004.
4. **Firk W.:** *Weitergehende Abwasserreinigung durch den kombinierten Einsatz der Fällung, der Flockung und der Filtration*. Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, H. Aachen, 1985.
5. **Flora J.R.V., Suidan M.T., Islam S., Biswas P.:** *Numerical modeling of a biofilm-electrode reactor used for enhanced denitrification*. Wat. Sci. Tech. 29: 517÷524, 1994.
6. **Henze M.:** *Capabilities of biological nitrogen removal process from wastewater*. Wat. Sci. Tech. 23: 667÷679, 1991.

7. **Islam H., Suidan M.T.:** *Electrolytic denitrification: long term performance and effect of current intensity.* Wat. Res. 32(2): 528÷536, 1998.
8. **Kestemont P.:** *Different system of carp production and their impacts on the environment.* Aquaculture. 129: 347÷372, 1995.
9. **Killingstad M.W., Widdowson M.A., Smith R.L.:** *Modeling enhanced in situ denitrification in groundwater.* J. Environ. Eng. 128 (6), 491÷504, 2002.
10. **Kim Y.S., Nakano K., Lee T.J., Kanchanatawee S., Matsumura M.:** *On-site nitrate removal of groundwater by an immobilized psychrophilic denitrifier using soluble starch as a carbon source.* J. Biosci. Bioeng. 93(3): 303÷308, 2002.
11. **Kolman R.:** *Efektywność biologicznego filtru półkowego zastosowanego do uzdatniania wody w systemie recykulacyjnym przy wychowie pstrąga.* Archiwum Rybactwa Polskiego. 1(1): 1÷37, 1992.
12. **Krzemieniewski M., Rodziewicz J.:** *Nitrogen compounds removal in a rotating electrobiological contactor.* Environment Engineering Science. 22(6): 816÷822, 2005.
13. **Mayer I., McLean E.:** *Bioengineering and biotechnological strategies for reduced waste aquaculture.* Wat. Sci. Tech. 31(10): 85÷102, 1995.
14. **Park H.I., Kim D.K., Choi Y., Pak D.:** *Nitrate reduction using an electrode as direct electron donor in a biofilm-electrode reactor.* Process Biochemistry. 40: 3383÷3388, 2005.
15. **Parvanova – Mancheva T., Beschkov V.:** *Microbial denitrification by immobilized bacteria Pseudomonas denitrificans stimulated by constant electric field.* Biochemical Engineering Journal. 44: 208÷213, 2009.
16. **Rodziewicz J., Filipkowska U., Dziadkiewicz E.:** *Electrolytically aided denitrification on a rotating biological contactor.* Environmental Technology. 32 (1): 93÷102, 2011.
17. **Rosenthal H.:** *Fish farm effluents and their control in EC countries: summary of a workshop.* Journal Applied Ichthyology. 10: 215÷224, 1994.
18. **Szekeres S., Kiss I., Bejerano T.T., Ines M., Soares M.:** *Hydrogen-dependent denitrification in a two reactor bio–electrochemical system.* Wat. Res. 35(3): 715÷719, 2001.
19. **Visvanathan C., Hung N.Q., Jegatheesan V.:** *Hydrogenotrophic denitrification of synthetic aquaculture wastewater using membrane bioreactor.* Process Biochemistry. 43: 673÷682, 2008.
20. **Zhang L., Jia J., Ying D., Zhu N., Zhu Y.:** *Electrochemical effect on denitrification in different microenvironments around anodes and cathodes.* Research in Microbiology. 156: 88÷92, 2005.

Application of Rotating Biological Contactor for Treatment of Wastewaters from Fish Breeding

Abstract

This manuscript describes a study conducted in the fractional-technical scale on a rotating electro-biological contactor operating under conditions of electric current flow with a density of: 4.75 mA/m^2 . Stainless-steel disks with immobilized biomass served as a cathode, whereas an aluminum electrode mounted in the flow tank of the contactor – as an anode.

The study was aimed at determining the feasibility of applying electrolytically-aided denitrification in the treatment process of waters from intensive fish breeding.

The waters used in the experiment originated from the culture of barramundi fish conducted in a closed system. They were characterized by a high concentration of nitrogen compounds – 79.98 mgN/dm^3 and a relatively low concentration of organic compounds expressed as COD – 110.82 mg/dm^3 , which made the application of the classical denitrification process impossible.

The technological design of the study assumed that nitrogen compounds would be subject to reduction during electric current flow. In turn, in the process of water electrolysis, gaseous hydrogen would be produced on the cathode's surface, that would be further utilized as a source of electron donor by autotrophic microorganisms in the denitrification process, owing to the formation of anoxic areas in the deeper layers of the biofilm due to restricted penetration of oxygen.

The study resulted in nearly 30% effectiveness of nitrogen compounds removal and over 40% effectiveness of organic compounds removal.



Produkcja metanu wskaźnikiem oceny biodegradowalności substratów w procesie fermentacji metanowej

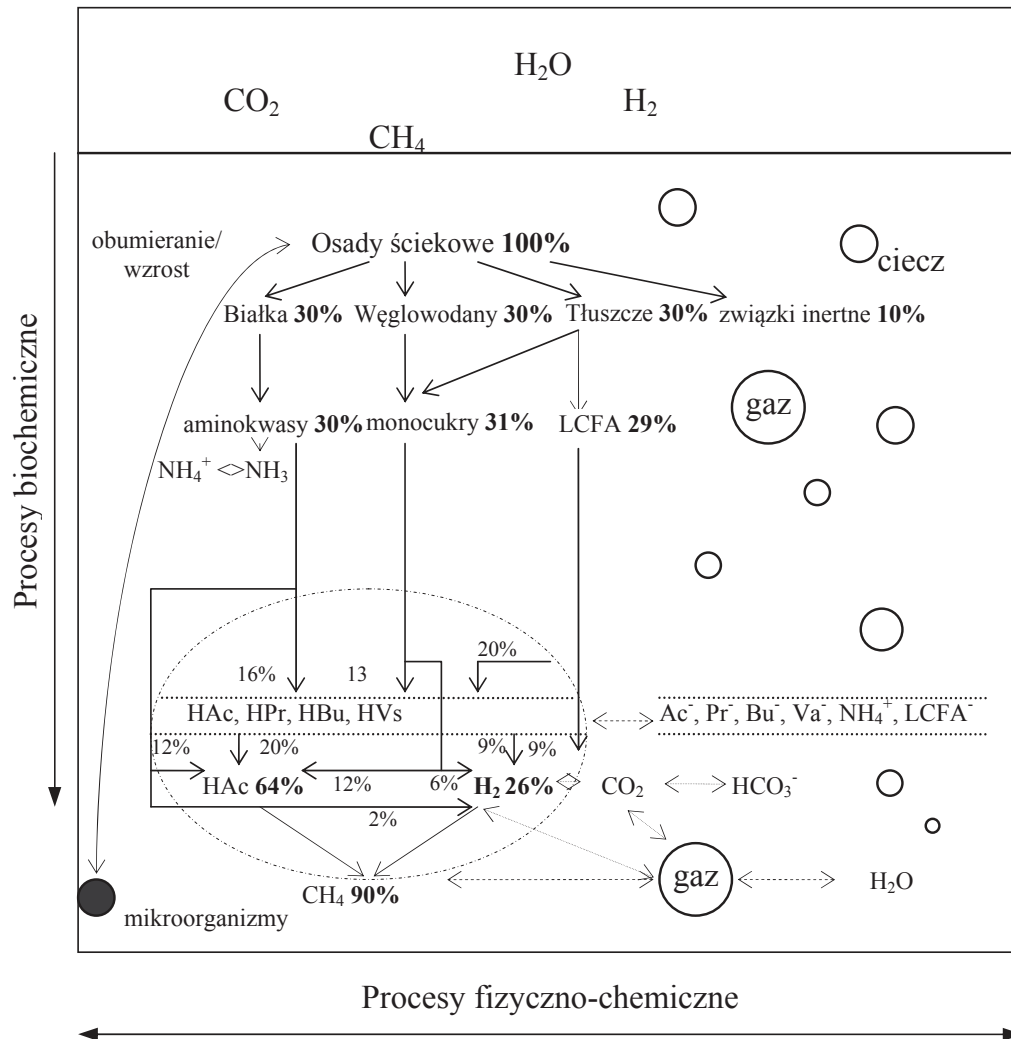
*Sylwia Myszograj
Uniwersytet Zielonogórski*

1. Wprowadzenie

Fermentacja jest beztlenowym biologicznym procesem rozkładu (mineralizacji) złożonych wysokocząsteczkowych substancji organicznych. Technologia ta jest stosowana do stabilizacji osadów ściekowych i biofrakcji odpadów organicznych. Substraty poddawane fermentacji metanowej charakteryzują się różnymi właściwościami. Ogólnie można je podzielić na dwie zasadnicze grupy: substraty z dużą zawartością zawiesin organicznych oraz substraty zawierające głównie rozpuszczone i koloidalne związki organiczne (tabela 1) [2]. Głównymi produktami procesu jest przefermentowana biomasa oraz biogaz.

Pomimo znacznego wykorzystania technologii fermentacji w praktyce, projektowanie, działanie i kontrola procesów beztlenowych zwykle opiera się na wskazówkach empirycznych. Wraz z rozwojem metodologii tworzenia modeli procesów, sytuacja ta zaczęła się gwałtownie zmieniać, a modele matematyczne znalazły swoje wykorzystanie

jako cenne narzędzia w kontroli i optymalizacji procesów beztlenowych. Drogi przemian i procentowy udział związków organicznych w kolejnych fazach fermentacji metanowej opracowane na podstawie Anaerobic Digestion Model No. 1 przedstawiono na rys. 1 [1].



Rys.1. Procesy jednostkowe fermentacji metanowej ujęte w modelu ADM1 [1]

Fig.1. Conversion processes in anaerobic digestion used in the ADM1 [1]

LCFA długiłańcuchowe kwasy tłuszczowe (long chain fatty acids), LCFA zdy-cocjowane kwasy tłuszczowe (LCFA base equivalent), HVa kwas walerianowy (valeric acid), Va waleriany (valerate), HBU kwas masłowy (maślany), HPr kwas propionowy (propionic acid), Pr propioniany (propionate), HAc kwas octowy (acetic acid), Ac octany (acetate)

W ADM1 założono, że pierwszym etapem procesów beztlenowych jest dezintegracja, która w dużym stopniu nie jest procesem biologicznym i dotyczy upłynniania substratów takich jak m.in. obumarłe mikroorganizmy, osad wstępny, aktywny osad nadmierny do cząsteczkowych cukrów, białek i tłuszczu oraz frakcji nierozkładalnych (inertnych).

Tabela 1. Charakterystyka substratów przekształcanych w procesie fermentacji metanowej [2]

Table 1. Characteristics of the components of substrates treated in anaerobic digestion process [2]

Rodzaj substratu	Zawierający duże ilości zawiesiny organicznej	Zawierający głównie rozpuszczone i koloidalne związki organiczne
Przykład	Osady ściekowe, odpady organiczne	Ścieki bytowo-gospodarcze, miejskie i przemysłowe
Cel/skutek fermentacji	Przemiana niebezpiecznego pod względem sanitarnym silnie uwodnionego substratu o dużej zawartości substancji organicznej w substrat o małej lepkości, ziemisty, niezagniwający przy jednoczesnym pozyskaniu biogazu	Przemiana koloidalnych i rozpuszczonych substancji w biomasę i biogaz
Faza limitująca szybkość procesu	Hydroliza polimerów organicznych występujących w zawiesinie	Metanogeneza
Korzyści z procesu	Uzyskanie bezpiecznego sanitarnie produktu o dużej zawartości związków biogenych, wytwarzanie biogazu mogącego służyć jako odnawialne źródło energii, mniejsze zapotrzebowanie na energię i substancje biogenne w porównaniu z procesami rozkładu tlenowego, może być stosowany na skalę przemysłową i przy gospodarstwach domowych	
Wady procesu	Duża wrażliwość na: zmiany temperatury, odczynu, przeciążenie bioreaktora, obecność ksenobiotyków, obecność tlenu	

Enzymatyczna hydroliza obejmuje dalszy rozkład tych polimerów odpowiednio do monocukrów, aminokwasów i długo łańcuchowych kwasów tłuszczowych, które są transportowane przez ściany komórkowe bakterii. Proces ten prowadzony jest przez bakterie hydrolizujące, które poprzez enzymy zewnątrz komórkowe działają na nierozpuszczalne związki organiczne. Proces ten z zasady jest bardzo powolny, co może

spowodować, że fermentacja metanowa może być limitowana w układach, do których doprowadzona jest duża ilość zawiesin organicznych.

Obydwie fazy rozkładu, dezintegracja i hydroliza traktowane są jako reakcje pierwszego rzędu.

Stała hydrolizy dla równania pierwszego rzędu (k) dla podstawowych związków wynosi [3, 4]:

– węglowodany	$k = 0,5 - 2 \text{ (d}^{-1}\text{)},$
– tłuszcze	$k = 0,1 - 0,7 \text{ (d}^{-1}\text{)},$
– białka	$k = 0,25 - 0,8 \text{ (d}^{-1}\text{)}.$

Najczęściej przy wyznaczaniu stałych kinetycznych bioodpady mogą być charakteryzowane jako substrat złożony z węglowodanów, tłuszczu i białek. Z drugiej strony należy uwzględnić m.in. udział poszczególnych związków, stopień rozdrobnienia i rozmiar cząstek. Dlatego też wyznaczenie współczynników kinetycznych jest trudne [3, 4].

Przykładowe wartości stałej hydrolizy dla osadów ściekowych oraz dla wybranych odpadów przedstawiono w tabeli 2 [3, 4, 8].

Tabela 2. Stała hydrolizy dla osadów ściekowych oraz dla wybranych odpadów [3, 4, 8]

Table 2. First order specific hydrolysis rate constant for sewage sludge and chosen wastes [3, 4, 8]

substrat	$k_h \text{ (d}^{-1}\text{)}$	T (°C)	Autor
Odpady			
Odpadki kuchenne	0,34	35	Liebetau
Bioodpady	0,12	35	Liebetau
Komunalne odpady stałe	0,10	15	Bolzonella
Odpady spożywcze	0,55	37	Vavilin
Osady ściekowe			
Osad wstępny	0,4÷1,2	35	O' Rourke
Osad wstępny	0,99	35	Ristow
Osad wtórny	0,17÷0,6	35	Ghosh
Osad mieszany	0,25	35	Siegrist

W kolejnej fazie (acidogenezie) w wyniku działalności bakterii kwasotwórczych produkty hydrolizy są rozkładane do niskocząsteczkowych związków organicznych, głównie lotnych kwasów tłuszczowych (mrówkowego, octowego, propionowego, masłowego walerianowego, kapronowego) oraz alkoholi (etanolu, metanolu, butanolu), aldehydów i produktów gazowych (dwutlenku węgla i wodoru). Bakterie dominujące w tej fazie są zarówno bezwzględnymi jak i też względnymi beztlenowcami. Już na tym etapie powstają związki posiadające charakter metanogeny np. kwas mrówkowy, kwas octowy, metanol, dwutlenek węgla i wodór. Mogą być one wykorzystywane przez bakterie metanowe i przetwarzane do końcowego produktu fermentacji, tj. metanu. Kwasy organiczne, m.in. propionowy, masłowy i walerianowy są przekształcane w fazie octanogennej w kwas octowy (octanogeneza) i wodór. Metan ostatecznie produkowany jest z rozkładu kwasu octowego (octanogenna metanogeneza = 64%) i redukcji dwutlenku węgla przez wodór cząsteczkowy (wodorowa metanogeneza = 26%).

2. Metodyka badań

Celem badań było porównanie stopnia biodegradacji biofrakcji odpadów komunalnych i osadów nadmiernych w warunkach mezofilowej fermentacji metanowej oraz wyznaczenie wartości stałej szybkości fazy hydrolizy k_h dla tych substratów.

2.1. Zakres badań

Zakres badań obejmował przeprowadzenie procesu mezofilowej (36°C) fermentacji metanowej dla dwóch substratów: osadów nadmiernych i biofrakcji odpadów komunalnych. W sześciu bioreaktorach stanowiska do fermentacji umieszczono biofrakcję odpadów, a w pozostałych sześciu osad nadmierny. Ilość substratów przyjęto tak, aby obciążenie bioreaktorów (o obj. 1 dm³) masą organiczną było porównywalne, wynosiło ono 25,32 g smo dla odpadów i 28,46 g smo dla osadów nadmiernych. Substraty zaszczerpiono osadem przefermentowanym z oczyszczalni w Gubinie (700 cm³). W reaktorach z odpadami objętość próbek uzupełniono wodą do 1 dm³. W każdym dniu procesu mierzono ilość biogazu. W biogazie oznaczano zawartość metanu, ditlenku węgla, amoniaku i siarkowodoru analizatorem gazu firmy Geox 2000.

2.2. Charakterystyka substratów do badań

Odpady komunalne zostały pobrane z osiedla wielorodzinnego o nowej zabudowie. Do oceny składu morfologicznego i chemicznego odpadów przyjęto frakcję 0-80 mm, po wstępnym wyselekcjonowaniu szkła, tworzyw sztucznych, tekstyliów, metali i odpadów niebezpiecznych. W próbce reprezentatywnej 61% stanowiły odpadki kuchenne (20÷80 mm), 26% frakcja 0-20 mm, 12% papier i patyczki drobne 1%. Skład chemiczny odpadów wykorzystanych w badaniach zestawiono w tabeli 3.

Tabela 3. Skład odpadów wykorzystanych w badaniach

Table 3. The composition of wastes used during the experiments

Parametr	Wartość
wilgotność	59,8% s.m.
azot ogólny (TKN)	1,4% s.m.
fosfor ogólny	7,1% s.m.
ogólny węgiel organiczny (OWO)	25,4% s.m.
straty prażenia (substancje org.)	62,0% s.m.
białka	8,75% s.m.
Stosunek C:N	18,1

Osad nadmierny został pobrany w mechaniczno-biologicznej oczyszczalni pracującej w oparciu o technologię niskoobciążonego osadu czynnego w układzie cyrkulacyjnym, z biologiczną defosfatacją, symultaniczną denitryfikacją i nitryfikacją oraz chemicznym strącaniem pozostałego fosforu.

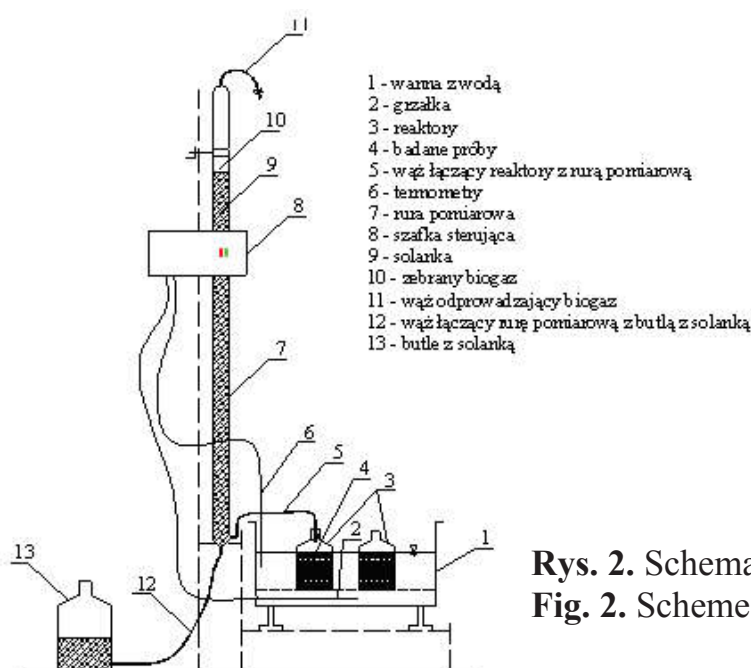
Wybrane oznaczenia składu fizyczno-chemicznego osadu nadmiernego wykorzystanego w badaniach przedstawiono w tabeli 4.

Tabela 4. Skład osadu nadmiernego wykorzystanego w badaniach
Table 4. The composition of sewage sludge used during the experiments

Parametr	Mieszanina	Ciecz osadowa	Frakcja stała
pH	-	7,87	-
LKT, mg/dm ³	-	164	-
węgiel ogólny.WO, mg C/dm ³	10749	298	10451
węgiel nieorganiczny WN, mg C/dm ³	713	226	487
ogólny węgiel organiczny OWO, mg C/dm ³	10036	72	6771
ChZT, mg/dm ³	43560	49	43511
sucha pozostałość, g/dm ³	52,77	1,11	51,66
Straty prażenia	g/dm ³	36,40	0,29
	%	69,0	26,0

2.3. Stanowisko badawcze

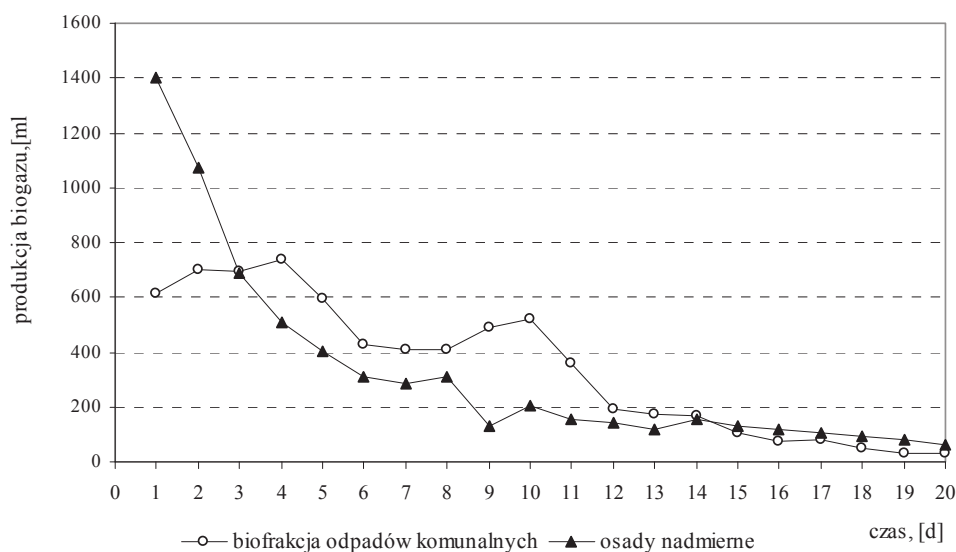
Schemat stanowiska badawczego przedstawiono na rys. 2. Badania procesu fermentacji metanowej przeprowadzono w dwunastu reaktorach o objętości czynnej 1,0 dm³. Reaktory umieszczono w wannie ze stali nierdzewnej wypełnionej wodą. Równomierny rozkład temperatury w wannie zapewniały dwa mieszadła. Wyprodukowany biogaz zbierano w szklanych rurach o objętości 2200 cm³ wypełnionych roztworem HCl zabarwionym oranżem metylowym.



Rys. 2. Schemat stanowiska badawczego
Fig. 2. Scheme of the digester

3. Wyniki badań

Dobową produkcję biogazu uzyskaną w badaniach (wartości przeliczono na warunki normalne) przedstawiono na rys. 3, a produkcję biogazu i metanu w 1, 3, 5, 9, 15, 20 dobie procesu w przeliczeniu na kg suchej masy oraz suchej masy organicznej substratu zestawiono w tabelach 5 i 6.



Rys. 3. Dobowa produkcja biogazu

Fig. 3. Daily biogas production

Dobowa produkcja biogazu z osadu nadmiernego malała wraz z czasem prowadzenia procesu. W pierwszych trzech dobach procesu uzyskano około 50% całkowitej ilości biogazu. W pierwszej dobie rozkładu produkcja biogazu wynosiła $66,5 \text{ dm}^3/\text{g s.m.o.}$, natomiast w piątej dobie była trzykrotnie większa ($193,1 \text{ dm}^3/\text{g s.m.o.}$). W kolejnych dobach trwania procesu przyrost produkowanego biogazu zmniejszał się. W 20 dobie procesu potencjał biogazowy osadów nadmiernych wynosił $302,5 \text{ dm}^3/\text{g s.m.o.}$. Udział procentowy metanu w biogazie był najniższy na początku procesu (51,3%) i wzrastał w czasie trwania fermentacji do 72,0% (po zakończeniu procesu) (tabela 5).

Proces fermentacji biofrakcji odpadów komunalnych przebiegał z większą nierównomiernością produkcji biogazu w porównaniu z fermentacją osadów nadmiernych. Maksymalną dobową produkcję biogazu (739 ml) odnotowano w czwartej dobie procesu. Zbliżone ilości stwier-

dzono również w drugiej i trzeciej dobie fermentacji. W piątej dobie uzyskano 47,7% całkowitej ilości biogazu wyprodukowanego podczas dwudziestodobowej fermentacji. W pierwszej dobie uzyskano biogaz w ilości 28,6 dm³/g s.m.o., w trzeciej dobie produkcja była 3,5 razy większa (101,3 dm³/g s.m.o.), natomiast w piątej dobie produkcja biogazu była 6,1 razy większa (175,4 dm³/g s.m.o.). W kolejnych dobach testu ilość produkowanego biogazu malała. W 20 dobie procesu potencjał biogazowy biofrakcji odpadów komunalnych wynosił 367,6 dm³/g s.m.o. Udział procentowy metanu w biogazie na początku procesu wynosił 40,7% i wzrastał w czasie trwania fermentacji do 62,8% (tabela 6).

Tabela 5. Potencjał biogazowy osadów nadmiernych i udział metanu w biogazie
Table 5. Biogas potential for tested sludge and participation of methane in the biogas

Doba procesu	Produkcja biogazu		Produkcja metanu		Udział metanu
	dm ³ /g s.m.	dm ³ /g s.m.o.	dm ³ /g s.m.	dm ³ /g s.m.o.	%
1	45,9	66,5	23,6	31,1	51,3
3	103,3	149,8	65,5	95,0	63,4
5	133,2	193,1	85,0	123,2	65,5
9	160,6	232,9	112,6	163,2	70,1
15	198,0	287,0	138,4	200,6	69,9
20	208,7	302,5	150,2	217,8	72,0

Tabela 6. Potencjał biogazowy odpadów komunalnych i udział metanu w biogazie
Table 6. Biogas potential for tested wastes and participation of methane in the biogas

Doba procesu	Produkcja biogazu		Produkcja metanu		Udział metanu
	dm ³ /g s.m.	dm ³ /g s.m.o.	dm ³ /g s.m.	dm ³ /g s.m.o.	%
1	17,7	28,6	7,2	11,7	40,7
3	62,8	101,3	29,4	47,4	46,8
5	108,8	175,4	56,2	90,6	51,6
9	149,1	240,6	75,9	122,5	50,9
15	217,4	350,7	131,3	211,7	60,4
20	227,9	367,6	143,2	231,0	62,8

4. Dyskusja wyników badań

Biodegradacja jest rozważana zazwyczaj jako rozkład substratów organicznych do prostych związków nieorganicznych, jednak zawsze należy rozpatrywać możliwość powstania przejściowych substancji organicznych. Zróżnicowanie mechanizmów biochemicznego rozkładu związków organicznych, a także różnorodność warunków abiotycznych mających wpływ na biodegradację obrazuje szerokie spektrum ustanowionych norm. Najczęściej w testach biodegradacji stosuje się specyficzne wskaźniki ubytku substratu, przez pomiar ChZT, OWO, zmniejszenia masy organicznej lub ilość wytworzonego CO₂/CH₄.

Opracowano wiele metod badań podatności na rozkład biologiczny, wśród których wyróżnia się testy statyczne, gdzie substancję testową dodaje się jednorazowo, oraz testy semistatyczne i ciągłe z dozowaniem substancji w sposób ciągły.

Kryteria dalszego podziału testów to „łatwa rozkładalność” i „potencjalna rozkładalność”. Do badania „łatwej rozkładalności” stosuje się zazwyczaj testy statyczne, które wykonuje się w warunkach optymalnych przez niezaadaptowane mikroorganizmy z oczyszczalni ścieków. W przypadku gdy testowana substancja nie jest „łatwo rozkładalna” zdolność do biodegradacji badana jest w efekcie wielokrotnego dozowania testowanej substancji z dodatkową adaptacją mikroorganizmów. Warunki testów statycznych częściowo odbiegają od warunków panujących w oczyszczalniach ścieków. Często konieczne jest wykonanie testów symulacyjnych, gdy zdolność do rozkładu została udowodniona w testach statycznych, a sprawdzić trzeba kinetykę rozkładu w warunkach rzeczywistych.

Bez względu na metodę testowania stopień rozkładu substratu zależy od zawartości biodegradowalnego węgla organicznego, a efektywność procesu fermentacji może być mierzona m.in. udziałem metanu w biogazie.

Stopień przekształcenia węgla organicznego zawartego w substracie w metan (W_{CH₄}) wyznaczyć można z zależności [6]:

$$W_{\text{CH}_4} = \frac{\text{CH}_4 \cdot \frac{12 \text{ (mg/mmol)}}{25,4 \text{ (ml/mmol)}}}{\text{OWO}} \cdot 100\% \quad (1)$$

gdzie:

CH₄ – wyprodukowany metan (ml),

OWO – ogólny węgiel organiczny zawarty w substracie w próbce (mg).

Obliczony na podstawie wzoru (1) stopień przekształcenia węgla organicznego w metan dla osadu nadmiernego i biofrakcji odpadów komunalnych stosowanych w badaniach zestawiono w tabeli 7.

Tabela 7. Stopień przekształcenia węgla organicznego zawartego w substracie w metan, %

Table 7. The stage of organic carbon in the substrate transformation to methane, %

Stopień przekształcenia węgla organicznego zawartego w substracie w metan, W_{CH_4} %	Doba procesu					
	1	3	5	9	15	20
Osady nadmierne	4,03	11,21	14,93	19,26	23,68	25,70
Biofrakcja odpadów komunalnych	1,05	4,25	8,12	10,98	18,97	20,70

Do 9 doby procesu stopień przekształcenia węgla organicznego zawartego w osadach nadmiernych był kilkakrotnie większy (od 2 do 4 razy) niż w próbkach odpadów. Wraz z upływem czasu fermentacji parametr W_{CH_4} wzrastał i po 20 dobie procesu wynosił 25,7% dla osadów nadmiernych i 20,7% dla biofrakcji odpadów komunalnych.

Stopień beztlenowej biodegradacji substratów może być również oszacowany na podstawie sumarycznej produkcji metanu oraz wartości ChZT substratów zgodnie z równaniem [5, 7, 8]:

$$BD = \frac{CH_4}{M_{org}} \cdot \frac{2,85}{ChZT} \cdot 100\% \quad (2)$$

gdzie:

BD – stopień biodegradacji (%),

CH_4 – wyprodukowany metan (dm^3),

M_{org} – masa organiczna zawarta w substracie w próbce (g s.m.o.),

ChZT – ChZT substratu (g ChZT/g s.m.o.).

Stopień biodegradacji obliczony w oparciu o ChZT substratów oraz ilość wyprodukowanego metanu zestawiono w tabeli 8.

Stopień beztlenowej biodegradacji substratów wyznaczony w oparciu o ChZT substratów i produkcję metanu po 20 dobie fermentacji był wyższy dla osadów nadmiernych (41,12%), niż dla biofrakcji odpadów komunalnych (38,51%).

Tabela 8. Stopień biodegradacji wyznaczony w oparciu o ChZT substratów i produkcję metanu

Table 8. The stage of biodegradation appointed on the ground of COD in the substrate and methane production

Stopień biodegradacji, %	Doba procesu					
	1	3	5	9	15	20
Osady nadmierne	6,04	16,80	22,38	28,87	35,48	41,12
Biofrakcja odpadów komunalnych	2,08	8,44	16,12	21,81	37,68	38,51

Sumaryczne krzywe produkcji metanu mogą być podstawą wyznaczenia szybkości biodegradacji substratów, która jest opisana równaniem reakcji I- rzędu [3, 5, 6]:

$$\text{CH}_{4(t)} = \text{CH}_{4(\text{max})} \cdot (1 - e^{-k_h \cdot t}) \quad (3)$$

gdzie:

$\text{CH}_{4(t)}$ – sumaryczna produkcja metanu po czasie t ($\text{dm}^3/\text{kg s.m.o.}$),

$\text{CH}_{4(\text{max})}$ – maksymalna sumaryczna produkcja metanu ($\text{dm}^3/\text{kg s.m.o.}$),

k_h – stała szybkości hydrolizy substratu (d^{-1}),

t – czas procesu (d).

Wartości stałych szybkości hydrolizy zostały wyznaczone metodą estymacji nieliniowej i zestawione w tabeli 9.

Tabela 9. Stała szybkości hydrolizy osadów nadmiernych i biofrakcji odpadów komunalnych

Table 9. First order specific hydrolysis rate constant for sewage sludge and biofraction of wastes

Stała szybkości hydrolizy k_h , d^{-1}	Doba procesu				
	3	5	9	15	20
Osady nadmierne	0,203 $\pm 0,0055$	0,195 $\pm 0,0046$	0,182 $\pm 0,0047$	0,178 $\pm 0,0034$	0,179 $\pm 0,0032$
Biofrakcja odpadów komunalnych	0,077 $\pm 0,0035$	0,091 $\pm 0,0052$	0,105 $\pm 0,0049$	0,127 $\pm 0,0084$	0,137 $\pm 0,0083$

5. Wnioski

Przeprowadzone badania laboratoryjne oraz interpretacja uzyskanych wyników pozwoliły na sformułowanie następujących wniosków:

1. Efektywność produkcji biogazu (metanu) z osadów nadmiernych oraz biofrakcji odpadów komunalnych zależy od składu fizyczno-chemicznego tych substratów, a w szczególności od zawartości węgla organicznego.
2. Potencjał biogazowy dla badanych osadów nadmiernych wynosił ok. 302,5 dm³/kg s.m.o. oraz ok. 367,6 dm³/kg s.m.o. dla biofrakcji odpadów komunalnych. Udział procentowy metanu w biogazie był wyższy o ok. 10% dla osadów nadmiernych w porównaniu do odpadów komunalnych. Uzyskane ilości biogazu i udział metanu w biogazie są zgodne z danymi eksploatacyjnymi w skali technicznej.
3. Dobowa produkcja biogazu (metanu) z osadów nadmiernych malała z czasem trwania procesu. Produkcja biogazu (metanu) z biofrakcji odpadów komunalnych przebiegała nierównomiernie z największą intensywnością w 4 i 10 dobie procesu.
4. Współczynnik beztlenowej biodegradacji substratów (BD) wyznaczony na podstawie maksymalnej produkcji metanu oraz wartości ChZT substratów wynosił 41,1% s.m. dla osadów nadmiernych i 38,5% s.m. dla odpadów komunalnych.
5. Wartości stałej szybkości hydrolizy dla osadów nadmiernych wynosiły od 0,203 d⁻¹ w trzeciej dobie procesu do 0,179 d⁻¹ w dwudziestej dobie fermentacji. Są to wartości typowe dla osadów nadmiernych. Zmniejszenie wartości parametru k w czasie fermentacji metanowej świadczy o stopniowym zmniejszaniu się dostępności substratów dla mikroorganizmów.
6. Wyznaczone wartości stałej szybkości hydrolizy dla biofrakcji odpadów komunalnych w zakresie od 0,077 d⁻¹ do 0,137 d⁻¹ są charakterystyczne dla bioodpadów. Wzrost wartości stałej k wraz z czasem trwania procesu wynika ze stopniowego upłynniania i hydrolizy stałej frakcji odpadów.
7. Na uzyskany stopień biodegradacji, mierzony różnymi parametrami, istotny wpływ obok charakterystyki fizyczno-chemicznej substratów ma ich stopień rozdrobnienia. Wielkość cząstek stałych decyduje o szybkości hydrolizy frakcji organicznej i dostępności związków organicznych dla mikroorganizmów.

Literatura

1. ADM1 (*Anaerobic Digestion Model No1*), Scientific and Technical Report No 13, IWA 2001.
2. **Janosz-Rajczyk M.:** *Wybrane procesy jednostkowe w inżynierii środowiska*. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa, 2004.
3. **Vavilin V.A., Fernandez B., Palatsi J., Flotats X.:** *Hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic material: An overview*. Waste Management, Vol. 28, 939÷951, 2008.
4. **Vavilin V.A., Lokshina L.YA., Rytov S.V., Kotsyurbenko O.R., Nozhevnikova A.N., Parshina S.N.:** *A description of hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic matter*. Bioresource Technology, Vol. 56, 229÷237, 1996.
5. **Mata-Alvarez J.:** *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes*. IWA Publishing, Barcelona, 2002.
6. **Sanchez E., Borja R., Weiland P., Travieso L., MartõÂn A.:** *Effect of temperature and pH on the kinetics of methane production, organic nitrogen and phosphorus removal in the batch anaerobic digestion process of cattle manure.*, Bioprocess Engineering 22 Springer-Verlag, 247÷252, 2000.
7. **Veeken A., Hamelers B.:** *Effect of temperature on hydrolysis rates of selected biowaste components.*, Bioresource Technology 69, 249-254, 1999.
8. **Jokela J.P.Y., Vavilin V.A., Rintala J.A.:** *Hydrolysis rates, methane production and nitrogen solubilisation of grey waste components during anaerobic degradation.*, Bioresource Technology 96, 501÷508, 2005.

Biochemical Methane Potential as Indicator of Biodegradability of Organic Matter in Anaerobic Digestion Process

Abstract

Anaerobic digestion is used for stabilization of sewage sludge and bio-fraction of organic wastes. In spite of general applying of fermentation technology in the practice, projecting, working and the control of anaerobic processes usually is based on empirical indicators. The biodegradability of the organic matter is often estimated by the biochemical methane potential, the participation of methane in biogas and reduction of the organic mass.

In this paper the biodegradability ratio of sewage sludge and biofraction of municipal wastes on anaerobic digestion were compared, on the basis of the biochemical methane potential (BMP). The efficiency of the production of biogas (methane) from sewage sludge and biofraction of municipal wastes depends on the chemical composition of these substrates, particularly on the content of organic carbon.

Digestion of sewage sludge after 20 days resulted in BMP of 302.5 dm³/g VSS added. The participation of methane in the biogas was the lowest on beginning of process (51.3%) and increased while duration of fermentation to 72.0%. The production of biogas from the biofraction of municipal wastes in the end of the process was 367.6 dm³/g VSS. The participation of methane in the biogas on the beginning of the process was 51.3% and increased with duration of fermentation to 62.8%. The coefficient of the anaerobic biodegradation of substrates (BD) determined on the basis of the maximum production of methane and COD value of substrates received 41.1% VSS for sewage sludge and 38.5%VSS for municipal wastes.

The values of hydrolysis rate k_h for these substrates were also determined. First order specific hydrolysis rate constant for sewage sludge decreased from 0.203 d⁻¹ in third day of process to 0.179 d⁻¹ in twentieth day of the digestion. This are typical values for the sewage sludge. Decrease of the parameter k value during anaerobic digestion proves graded reduction of accessibility of substrates for microorganisms. First order specific hydrolysis rate constant for waste in range from 0.077 d⁻¹ to 0.137 d⁻¹ is characteristic for biowaste. The growth of the parameter k value with the time of the process duration results from graded solubilisation and hydrolysis of the solid fraction of wastes.

Fractional size of substrates has a significant influence on obtained stage of the biodegradation, beside the chemical characteristic. The size of solid particles decides about the speed of the hydrolysis of organic fraction and the accessibility of organic compounds for microorganisms.



Prognozowanie stężeń zanieczyszczeń powietrza w GOP-ie modelami statystycznymi

Jarosław Siewior

Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska, Katowice

Tadeusz Tumidajski, Dariusz Foszcz, Tomasz Niedoba

Akademia Górniczo-Hutnicza, Kraków

1. Wstęp

Propagację zanieczyszczeń powietrza można opisywać za pomocą modeli deterministycznych, wykorzystujących równania różniczkowe fizyki atmosfery lub modeli fenomenologicznych analizujących statystycznie zebrane dane pomiarowe. Zgodność obu typów modeli z danymi rzeczywistymi jest różna, zakres i sens ich stosowalności także są inne i wielokrotnie wybór modelu jest określony celem jego stosowania [5, 12, 23] oraz posiadaniem zbiorem danych.

W przypadku analizy propagacji zanieczyszczeń w dużych aglomeracjach przemysłowych stosowanie modeli deterministycznych jest praktycznie niemożliwe ze względu na potrzeby w zakresie danych (charakterystyka źródeł topografii terenu, charakterystyk meteorologicznych itp.) i dlatego próbuje się wykorzystać fenomenologiczne podejście do problemu opisu propagacji z zastosowaniem różnych technik oblicze-

niowych – od prostych metod statystycznych do sieci neuronowych [1÷4, 6, 11÷17, 22, 23].

Istnieje wiele podejść określających postacie modeli statystycznych wiążących stężenia zanieczyszczeń powietrza z warunkami meteorologicznymi i sytuacjami synoptycznymi które były opracowywane dla wielu aglomeracji oraz różne zespoły badawcze [1, 2, 6, 16, 17]. Nasz zespół także zajmował się przez lata tym zagadnieniem w odniesieniu do Krakowa i GOP-u [7÷10, 18÷21]. W ostatnich latach pojawił się model typu ARX (autoregresja stężeń oraz warunki meteorologiczne), który znalazł elementarne uzasadnienie.

Prezentowany artykuł poświęcony jest próbom wykorzystania opracowanego modelu jako bazy prognoz stężeń zwłaszcza SO₂, które mogą być stosowane do zarządzania emisją SO₂ poprzez jej ograniczenie (wyłączanie określonych obiektów) a także do ostrzegania ludności miast.

2. Bazowa postać modelu

Wieloletnie badania średniodobowych stężeń SO₂ mierzonych w stacjach zlokalizowanych w miastach GOP-u doprowadziły do następujących wniosków:

- stężenia SO₂ w obu kolejnych dobach są ze sobą skorelowane na bardzo wysokim poziomie istotności;
- można przyjąć, że wraz ze wzrostem prędkości wiatru stężenie SO₂ (średniodobowe) spada, co na wykresie daje kształt paraboli lub hiperboli;
- analogicznie zachowuje się zależność między SO₂ i temperaturą.

Te obserwacje pozwalają na zaproponowanie addytywnej postaci zależności SO₂(*t*) i wymienionych wyżej wielkości czyli:

$$\text{SO}_2(t) = a\text{SO}_2(t-1) + b(v - v_0)^2 + c(T - T_0)^2 + d \quad (1)$$

gdzie:

SO₂(*t*), SO₂(*t*-1) – średniodobowe stężenia SO₂ w dniach *t* i *t*-1,
v i *T* – średnie prędkości wiatru i temperatury powietrza w dniu *t*,
*v*₀ i *T*₀ – przyjęte współrzędne (odcięte) wierzchołków parabol.

Tabela 1. Modele średniodobowych zanieczyszczeń powietrza SO₂ dla Zabrze w sezonach grzewczych 2005/2006, 2006/2007, 2008/2009, 2009/2010

Table 1. Models of daily average SO₂ air pollution for Zabrze for heating seasons 2005/06, 2006/2007, 2008/09, 2009/10

Sezon 2005/2006
$S(t) = -25,42 + 0,591 \cdot S(t-1) + 0,119 \cdot (T-T_0)^2 + 1,505 \cdot (v-v_0)^2$ <p style="text-align: center;"> [9,946] [0,0558] [0,0219] [0,4025] </p>
<p>R² = 61,51%, S_r = 25,921 v₀ = 6 m/s T₀ = 5°C</p>
Sezon 2006/2007
$S(t) = 0,95 + 0,516 \cdot S(t-1) + 0,037 \cdot (T-T_0)^2 + 0,481 \cdot (v-v_0)^2$ <p style="text-align: center;"> [3,036] [0,0613] [0,0249] [0,1312] </p>
<p>R² = 32,41%, S_r = 10,006 v₀ = 6 m/s T₀ = 5°C</p>
Sezon 2008/2009
$S(t) = -13,11 + 0,515 \cdot S(t-1) + 0,091 \cdot (T-T_0)^2 + 0,982 \cdot (v-v_0)^2$ <p style="text-align: center;"> [4,485] [0,0555] [0,0181] [0,1864] </p>
<p>R² = 51,58%, S_r = 13,942 v₀ = 6 m/s T₀ = 5°C</p>
Sezon 2009/2010
$S(t) = -21,11 + 0,570 \cdot S(t-1) + 0,075 \cdot (T-T_0)^2 + 1,334 \cdot (v-v_0)^2$ <p style="text-align: center;"> [5,508] [0,0502] [0,0115] [0,2324] </p>
<p>R² = 67,51%, S_r = 14,323 v₀ = 6 m/s T₀ = 5°C</p>

Tabela 2. Statystyki opisowe zmiennych: ditlenek siarki (SO₂), prędkość wiatru oraz temperatura, dla Zabrze w sezonach 2005/2006, 2006/2007, 2008/2009, 2009/2010

Table 2. Descriptive statistics for variables: sulfur dioxide (SO₂), wind velocity and temperature for Zabrze, seasons 2005/06, 2006/07, 2008/09, 2009/10

	<i>n</i> ważnych	Średnia	Minimum	Maksimum	Odchylenie Standardowe
Zabrze 2005/2006					
Ditlenek siarki (SO ₂) [μg/m ³]	149	48,30	2,00	242,00	41,21
Prędkość wiatru [m/s]	182	1,19	0,10	3,20	0,59
Temperatura [°C]	182	-0,29	-22,20	15,30	6,72
Zabrze 2006/2007					
Ditlenek siarki (SO ₂) [μg/m ³]	182	23,21	3,95	57,26	12,16
Prędkość wiatru [m/s]	182	1,61	0,40	4,25	0,69
Temperatura [°C]	182	3,59	-7,88	16,02	4,60
Zabrze 2008/2009					
Ditlenek siarki (SO ₂) [μg/m ³]	181	28,55	2,00	88,00	19,95
Prędkość wiatru [m/s]	182	1,31	0,10	3,30	0,64
Temperatura [°C]	182	0,25	-13,60	12,30	5,69
Zabrze 2009/2010					
Ditlenek siarki (SO ₂) [μg/m ³]	182	34,03	2,68	137,83	25,13
Prędkość wiatru [m/s]	182	1,32	0,47	2,98	0,51
Temperatura [°C]	182	-1,04	-18,13	15,48	6,78

Model ten został szeroko omówiony w pracy [19]. Analogiczny model został zaproponowany dla Wiednia, przy czym wykorzystano w nim uogólnione zależności hiperboliczne [1].

Przykładem zastosowania modelu (1) do opisu zmian średniodobowych zanieczyszczeń SO₂ w okolicach stacji pomiarowej w Zabrzu są modele zamieszczone w tab. 1. Warto zwrócić uwagę, że współczynniki tych równań (modeli *a posteriori*) są praktycznie stabilne (nie zmieniają

się bardzo w kolejnych okresach – analizowanych sezonach grzewczych (zwłaszcza przy $SO_2(t-1)$), co może być interpretowane na korzyść poprawności wyboru postaci modelu. Współczynniki wszystkich równań są istotne (ich błędy znajdują się w nawiasach kwadratowych) oraz istotne są także współczynniki korelacji wielokrotnej R .

Biorąc pod uwagę fakt, że punkty o współrzędnych będących wartościami średnimi rozpatrywanych zmiennych spełniają badane równanie regresji można na podstawie tab. 2 stwierdzić że największy wpływ na kształtowanie się stężeń $SO_2(t)$ ma stężenie $SO_2(t-1)$ około 40÷50%, potem prędkość wiatru około 40÷45% i wreszcie temperatura około 5÷10%. Wynika z tego też że współczynnik przy $SO_2(t-1)$ przejmuje pewien ułamek wpływu temperatury.

Przedstawione równania regresji mogą być podstawą do realizacji zadań prognozowania stężeń zanieczyszczeń średniodobowych powietrza.

3. Metodyka prognozowania stężeń zanieczyszczeń powietrza

Biorąc pod uwagę naturę procesów, zmienne charakterystyki sezonów grzewczych (warunki meteorologiczne, zmiany ilości i jakości emitorów zanieczyszczeń), należy dokładnie przeanalizować możliwości prognozowania średniodobowych wartości zanieczyszczeń dla obszaru którego stan środowiska objęty jest badaniami danej stacji pomiarowej. Generalnie rzecz biorąc, można przyjąć trzy rozwiązania w zakresie sposobów prognozowania:

- a) aktualizacja bieżąca modeli matematycznych;
- b) stosowanie „ruchomych” modeli matematycznych z użyciem wag czasowych danych;
- c) bieżąca adaptacja modeli, wykorzystująca antygradientowe określenie współczynników na podstawie bieżącej weryfikacji zgodności prognoz z rzeczywistością; [7, 9, 10, 19÷21].

Przez bieżącą aktualizację modeli matematycznych będziemy rozumieć procedurę polegającą na przyjęciu za podstawę wyznaczania współczynników prognozowanego modelu n zestawów danych (rekordów zgodnych z czasem obserwacji) na podstawie którego przeprowadza się prognozę na dzień $(n + 1)$ – szy, wykorzystując prognozy wartości T

i v. Prognozę na dzień $(n + 2)$ – przeprowadza się w oparciu o przeliczony model dla danych w których pomija się dane za dzień pierwszy a wprowadza się dane z dnia $(n + 1)$ – go.

Modele z użyciem wag czasowych danych wyznacza się minimalizując sumę ważonych kwadratów odchyień

$$S = \sum_{i=1}^k w_i (S_i - \hat{S}_i)^2 \quad (2)$$

gdzie S_i oznacza rzeczywistą wartość stężenia w i – tym dniu, \hat{S}_i – ocenę wartości stężenia na podstawie modelu w i – tym dniu a w_i – wagę zestawu danych używanych w obliczeniach, przy czym $w_i = \frac{1}{k - i + 1}$. Dla liniowego modelu $\hat{S}_i = ax_i + b$ (x_i – zmienna niezależna) stosuje się wzory

$$a = \frac{\overline{xS} - \bar{x} \cdot \bar{S}}{\overline{x^2} - \bar{x}^2}, \quad b = \bar{S} - a \cdot \bar{x} \quad (3)$$

gdzie nadkreślenia oznaczają uśrednianie względem sumy wag i np.

$$\overline{x_s} = \frac{\sum_{i=1}^k w_i S_i x_i}{\sum_{i=1}^k w_i} \quad (4)$$

Zasady przeprowadzania prognoz oraz wyznaczania kolejnych modeli analogiczne jak opisane wyżej.

Adaptacja modeli wykorzystująca antygradientowe określenie współczynników na podstawie bieżącej weryfikacji zgodności prognoz z rzeczywistością, przebiega wg następującego ogólnego schematu [8, 10, 19÷21].

Przyjmując ogólniej, że model prognoz zanieczyszczeń ma postać

$$S_i(t) = f(\mathbf{X}_i, \mathbf{C}_i) = \sum_{j=1}^r c_j \varphi_j(\mathbf{X}_i) \quad (5)$$

gdzie:

X_i – wektor zmiennych niezależnych,

C_i – wektor współczynników dla i -tego zestawu danych określających X_i ,
 $j = 1, \dots, r$; $i = 1, \dots, N$, $N \geq k$;

$\varphi_j(X_i)$ – wyspecyfikowany układ funkcji wielu zmiennych niezależnych liniowo.

Jeżeli otrzymamy nowy zestaw danych X_{i+1} i chcemy uzyskać na ich podstawie wartość $S_{i+1}(t)$ powinniśmy skorygować współczynnik C_i na C_{i+1} opierając się na korekcie rozbieżności między $S_i(t)$ określonej z modelu (5) i rzeczywistej wartości zanieczyszczenia $S_i(t)$, czyli:

$$q_{i+1}(C_i) = f(X_{i+1}, C_i) - S_{i+1}(t) \quad (6)$$

Wartość poprawki ΔC_{i+1} powinna być taka aby zmniejszać kwadrat tej różnicy. Osiąga się to metodą „antygradientową”, przyjmując że

$$\Delta C_{i+1} = -\alpha_{i+1} \nabla q^2_{i+1}(C_i) \quad (7)$$

gdzie:

α_{i+1} – dodatni współczynnik,

∇ – operator nabra, $\nabla = \left(\frac{\partial q}{\partial c_1}, \dots, \frac{\partial q}{\partial c_k} \right)$

Po przeprowadzeniu obliczeń otrzymuje się wzór na:

$$\alpha_{i+1} = \frac{1}{2} \left[C_{0i} + \sum_{j=1}^r c_{ji} \varphi_{ji}^2(\mathbf{X}_{i+1}) \right]^{-1} \quad (8)$$

gdzie: X_{i+1} – układ współrzędnych wektora wejść X w chwili $i+1$.

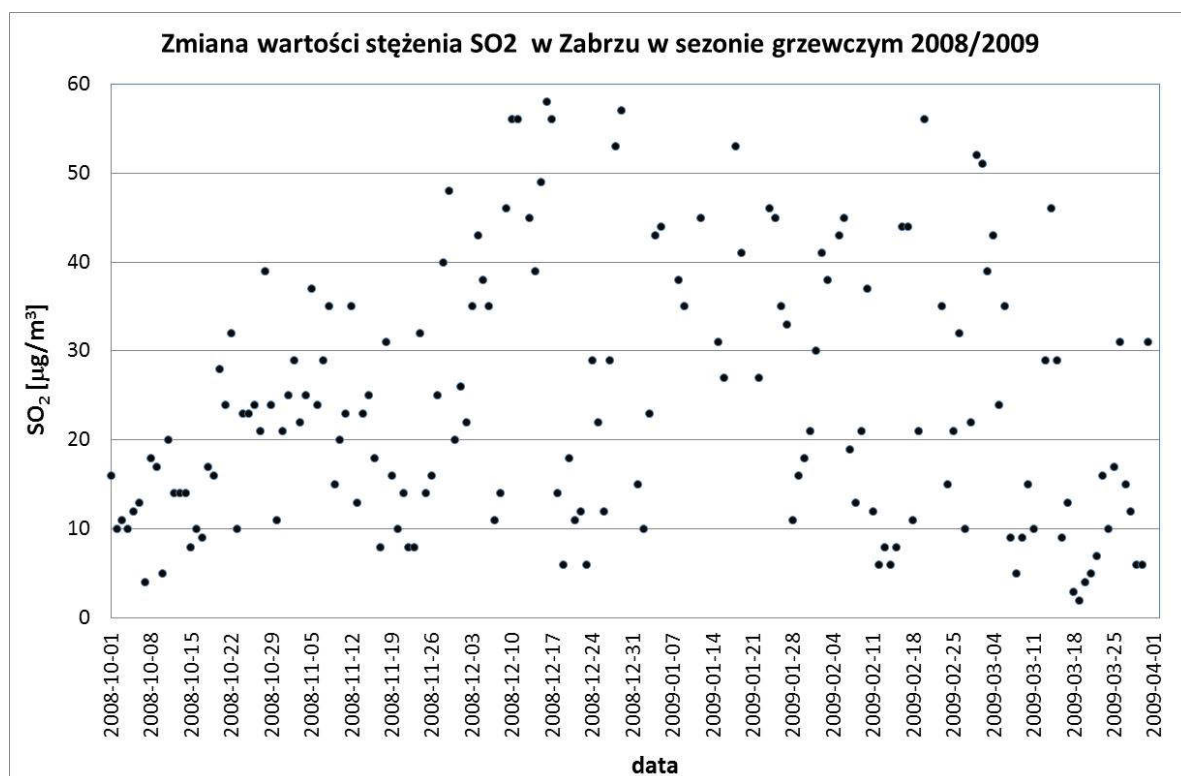
4. Weryfikacja metod prognozowania

Przedstawiamy w rozdziale drugim model bazowy (a posteriori) nie może być podstawą uzasadnionej prognozy stężeń SO_2 z dwóch powodów: po pierwsze – każdy okres chłodny cechuje się swoimi współczynnikami w modelu i nie można go przenieść na okres następny (tab. 1); po drugie – w trakcie okresu chłodnego (grzewczego) zmienia się ranga wpływu rozważanych zmiennych na stężenie $SO_2(t)$. Analizę tych

spozrzeń przedstawimy na przykładzie okresu grzewczego 2008/09, dla którego dane były rejestrowane na stacji pomiarowej w Zabrze.

Na rys. 1 pokazano rozkład wartości $SO_2(t)$ pomierzonych w Zabrzu. Przyjmuje się ogólnie, że zależność $SO_2(t)=f(t)$ opisuje się parabolą ponieważ stężenia $SO_2(t)$ na początku i końcu okresu grzewczego są względnie niewielkie i zwiększają się w środku okresu. Rys. 1 potwierdza tę zależność i zimę 2008/09 można uznać za typową.

Zgodnie z propozycjami omówionymi w rozdziale trzecim, symulację prognozowania przeprowadzono na danych związanych z rys. 1, traktując dane dotyczące prędkości wiatru i temperatury z dnia o numerze t jako prognozy.



Rys. 1. Zmiana wartości stężenia SO_2 w trakcie sezonu grzewczego 2008/2009
Fig. 1. Change of SO_2 concentration during heating season 2008/09

Kolejne modele regresyjne i modele z wagami wyznaczono na podstawie 30-dniowych zestawów danych. Wyniki obliczeń (wartości współczynników modeli) przedstawiono w tab. 3. Można zauważyć, że obie metody modelowania dają podobne wyniki (zbliżone wartości

współczynników); w okresie października zmienna $(T-T_0)^2$ ma ujemny wpływ na stężenie $SO_2(t)$ temperatury średnie są wyższe od 5°); w miesiącach typowo zimowych rośnie wpływ zmiennej $(v-v_0)^2$.

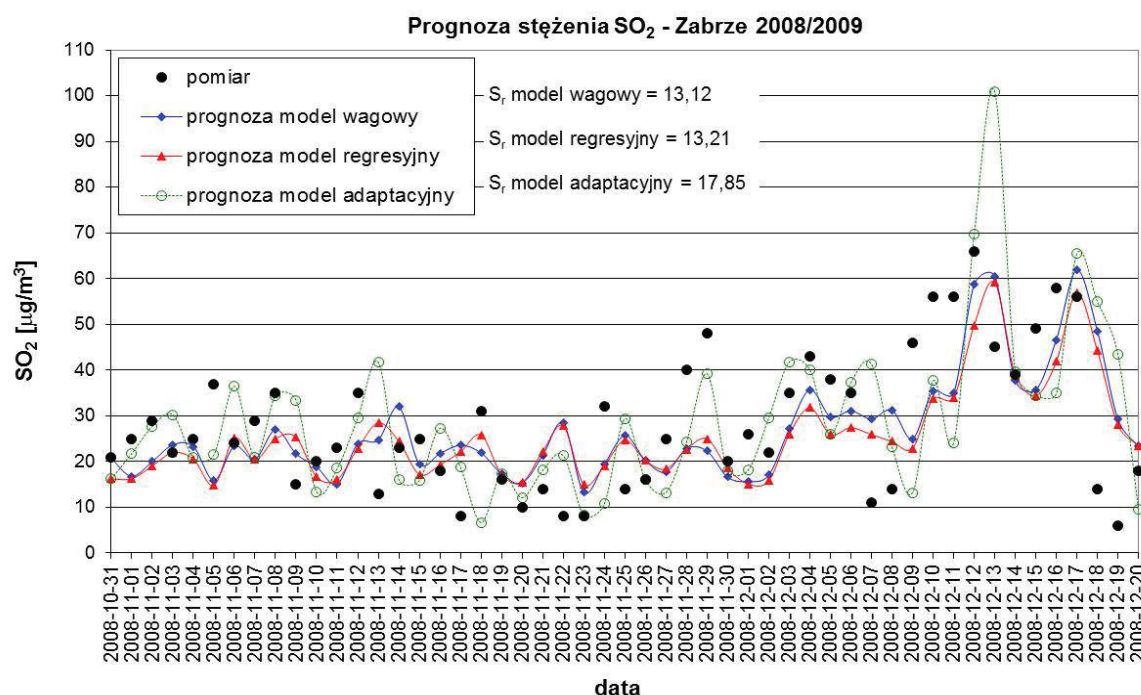
Tabela 3. Wartości współczynników w modelach prognoz stężenia (dane za okres 30 dni)

Table 3. Values of coefficients in models of concentration forecast (data for 30 days)

model w dniu	Model regresyjny				Model wagowy			
	w w	$(v-v_0)^2$	$(T-T_0)^2$	$SO_2(t-1)$	w w	$(v-v_0)^2$	$(T-T_0)^2$	$SO_2(t-1)$
31.10.2008	5,85	0,248	-0,118	0,346	8,01	0,416	-0,185	0,142
30.11.2008	-2,50	0,957	0,039	0,135	-4,43	1,248	-0,009	0,042
31.12.2008	-16,34	1,182	0,086	0,643	-21,34	1,233	0,103	0,718
30.01.2009	-7,87	1,776	0,067	0,139	-3,86	1,725	0,066	0,095
28.02.2009	-32,41	1,966	0,090	0,439	-36,19	1,897	0,143	0,405
30.03.2009	-12,45	0,849	0,053	0,653	-6,88	0,457	0,100	0,617

Przykładowe wyniki prognoz opisanymi trzema metodami przedstawiono na rys. 2. Wartości s_r były wyznaczone według wzorów określających odchylenie resztowe. Należy wyraźnie podkreślić, że wykazują one zmienność zależną od okresu, w którym są rozpatrywane a także od zmienności wartości $SO_2(t)$. Okazało się, że najdokładniejsze prognozy podaje model wagowy, trochę gorsze – nadążny model regresyjny a najgorsze model adaptacyjny.

Model adaptacyjny ma tę właściwość, że zmienia wartość współczynników, w pewnym sensie, proporcjonalnie do ich wartości, w zależności od wartości różnicy $SO_2(t+1)$ i jej prognozy. Wprowadzone poprawki wpływają korzystnie na dokładność prognozy gdy stężenia $SO_2(t)$ wykazują tendencje wzrostowe lub spadkowe, w przypadku zmian tendencji model adaptacyjny daje pogorszenie prognoz. Rys. 2 jest bardzo dobrą ilustracją opisanego zachowania modelu.



Rys. 2. Prognoza wartości stężenia SO₂ w Zabrzu modelami wagowym, regresyjnym i adaptacyjnym dla wybranego okresu 31.10.2008÷20.12.2008
Fig. 2. Forecast of SO₂ concentration in Zabrze by weight, regressive and adaptive models for chosen period 31.10.2008-20.12.2008

5. Wnioski końcowe

Zaprezentowane wyniki badań dotyczące zastosowania modeli statystycznych propagacji zanieczyszczeń powietrza i wykorzystania danych pochodzących ze stacji pomiarowych rozmieszczonych w obszarze GOP-u są wynikiem długoletnich prac w tym zakresie, które miały także inne cele i zadania niż prognozowanie stężeń SO₂. Pozostając w zakresie prezentowanej tematyki można sformułować kilka wniosków.

1. Udokumentowane heurystycznie modele statystyczne pozwalają stwierdzić, że przy jednoznacznej sytuacji synoptycznej odznaczającej się niskimi temperaturami średnimi i bezwietrzną pogodą można oczekiwać przekroczeń dopuszczalnych wartości stężeń zanieczyszczeń. Jest to przejaw zgodności modeli z rzeczywistością. Przykładem tego jest odnotowany przed końcem 2010 roku smog w Krakowie, przy opisanych wyżej warunkach meteorologicznych.
2. Można stwierdzić, że zaprezentowane w artykule metody prognozy sprawdzają się, przy czym najlepsze są modele oparte o dane z wa-

gami uwzględniającymi ich aktualność. Jeżeli współczynniki takiego modelu przyjmie się za podstawę modelowania adaptacyjnego dla przewidywanych okresowych wzrostów lub obniżek stężeń SO_2 , to wyniki prognozowania będą dokładniejsze.

3. Dokładniejsze oceny technik prognozowania można uzyskać tylko po efektywnym ich wdrożeniu w trakcie wybranego okresu chłodnego dla stacji pomiarowej.
4. Zastosowanie statystycznych metod opisu danych pomiarowych ze stacji pozwala na dokładniejszą ich interpretację oraz udokumentowanie istniejących zależności ilościowych a nawet jakościowych, na co nie zawsze pozwalają czysto numeryczne metody modelowania, czy prognozowania (np. sieci neuronowe).

Literatura

1. **Bolzern P., Fronza G., Runze E., Uberhuber C.:** *Statistical analysis of winter sulphur dioxide concentration data in Vienna*. Atmosph. Envir., vol. 16 no 8, pp. 1899÷1906, 1982.
2. **Bringfelt B.:** *Important factors for the sulphur dioxide concentration in central Stockholm*. Atmosph. Envir. vol. 5, pp. 949÷972, 1971.
3. **Carach V., Mačala J.:** *Modelovanie znečistenia ovzdušia z cestnej dopravy*. Ochrana ovzdušia 2008, Vysoke Tatry – Strbske Pleso, pp. 173÷180, Bratislava, 2008.
4. **Carach V., Mačala J.:** *Road traffic NO_x emissions from passenger cars*. Transport and Logistics, vol. 12, pp. 37÷54, Košice, 2007.
5. **Juda J., Chróściel S.:** *Ochrona powietrza atmosferycznego*. WNT, Warszawa, 1974.
6. **Finzi G., Tebaldi G.:** *A mathematical model for air pollution forecast and alarm in an urban area*. Atmosph. Envir., vol. 16, no 9, pp. 2055÷2090, 1982.
7. **Foszcz D., Gawenda T., Kunysz J., Tumidajski T.:** *Modele adaptacyjne jako metoda prognozowania średniodobowych stężeń SO_2* . Ochrona Powietrza i Problemy Odpadów nr 3/2001, 2001.
8. **Foszcz D., Gawenda T., Siewior J., Tumidajski T.:** *Modele prognoz średniego dobowego stężenia SO_2 dla wybranych miast Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego*. Ochrona powietrza i problemy odpadów, Wydawnictwo Naukowo-Techniczne EcoEdycja, rok XXXIV – 2000, nr 5 (199), 174÷179, 2000.

9. **Foszcz D., Niedoba T., Siewior J., Tumidajski T.:** *Stochastic models of air pollutants spreading as the method of emission amount management allowing elimination of high pollution concentrations in ecosystems.* Environmental Management Accounting and Cleaner Production Conference, CD, Graz, Austria, 2006.
10. **Foszcz D., Niedoba T., Siewior J.:** *The methods of forecasting of SO₂ and suspended dust concentrations for warning purposes in the example of selected polluted regions in Poland.* in Ecosystems and Sustainable Development V, red. E. Tiezzi, C.A. Brebbia, S.E. Jorgensen and D. Almorza Gomar, pp. 477÷491, WIT Press, Southampton, Boston, Great Britain, 2005.
11. **Holnicki-Szulc P.:** *Modele propagacji zanieczyszczeń atmosferycznych w zastosowaniu do kontroli i sterowania jakością środowiska,* Akademicka Oficyna Wydawnicza EXIT, Warszawa, 2006.
12. **Markiewicz M.T.:** *Podstawy modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym.* Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa, 2004.
13. **Morawska-Horawska M.:** *Stochastyczne modele prognozy średniego dobowego stężenia SO₂ dla Krakowa,* Wiadomości IMGW, t. IX, z. 3, 1988.
14. **Morawska-Horawska M., Kuroś E.:** *Specyfika kształtowania się wielkości emisji SO₂ na obszarze GOP i możliwości prognozowania średnich dobowych stężeń SO₂.* Ochrona Powietrza i Problemy Odpadów. Nr 6/1992, s. 148÷150, 1992.
15. **Pomorska K., Duda A.:** *Porównanie poziomu stężeń tlenków azotu w powietrzu na wybranych skrzyżowaniach ulic miasta Lublina w latach 2004 i 2005.* Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Politechnika Koszalińska, pp. 209÷219, Koszalin-Darłówek, 2007.
16. **Rastrigin L. A.:** *Contemporary principles to control complex objects.* Mir Publishers, Moscow, 1983.
17. **Skrzypski J.:** *Analiza i modelowanie pól emisji zanieczyszczeń powietrza w dużych miastach.* Polska Akademia Nauk, Łódź, 2001.
18. **Tumidajski T., Foszcz D., Gawenda T.:** *The principles of the building of average daily gas pollutants stochastic models for municipal agglomeration.* VI Conference on Environment and Mineral Processing, Czech Republic, Ostrava, 2002.
19. **Tumidajski T., Foszcz D., Niedoba T., Siewior J.:** *Ocena napływu zanieczyszczeń powietrza różnymi metodami statystycznymi.* Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska, no 23, Koszalin – Darłówek, Wydawnictwo Uczelniane PK, 2007.

20. **Tumidajski T., Foszcz D., Siewior J.:** *Wpływ lokalizacji stacji pomiarowych na efekty modelowania stochastycznego stężeń SO_2 w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym*. Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska, no 22, Koszalin – Ustronie Morskie, Wydawnictwo Uczelniane PK, 2005.
21. **Tumidajski T., Foszcz D., Niedoba T., Siewior J.:** *Modele stochastyczne zanieczyszczeń powietrza w aglomeracjach przemysłowych*. Rocznik Ochrona Środowiska, t. 11, cz. 1, pp. 543÷554, 2009.
22. **Walczewski J.:** *Charakterystyka warstwy granicznej atmosfery nad miastem (na przykładzie Krakowa)*. Materiały badawcze IMGW, Seria Meteorologia, no 22, 1994.
23. **Zwoździak J.:** *Prognozy i analizy stężeń zanieczyszczeń w powietrzu w regionie Czarnego Trójkąta*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 1998.

Prediction of Air Pollutants Concentrations in GOP Using Statistical Models

Abstract

Predicting of pollutants concentrations is very crucial for big cities and industrial agglomerations. It allows introduction of possible preventive activities with purpose of prevention to accumulation of concentrations as well warning people of possible states being dangerous to health for people from risk group, i.e. elders, people with cardiovascular diseases or people with respiratory system diseases.

Upper Silesian Industrial Region (GOP) is one of the most polluted regions in Poland. Because of the location of several important heavy industrial plants it is necessary to constantly monitor concentrations of various dust and gas pollutants in this area. The paper presents the possibilities of stochastic modeling of air pollutants on the basis of data collected by monitoring stations and their application to pollutants concentrations forecasting. The data from following heating seasons from monitoring station in Zabrze concerning SO_2 concentrations was applied to the analysis. The obtained models were statistically evaluated.

Efficient modeling of daily SO_2 concentrations should be based on regressive models with weights as well on adaptive approach to concentrations modeling dependably on forecasted synoptic situations.

Documented heuristically statistical models allow to state that at unambiguous synoptic situation distinguished by low temperatures and windless weather, average limit values of concentrations of pollutants are expected to be exceeded. It is a manifestation of the compatibility of models with reality. An example of this is smog in Cracow recorded before the end of 2010, at meteorological conditions described above.

The use of statistical methods of description of measurement data from the station allows for more accurate interpretation and documentation of the existing quantitative and even qualitative dependencies, which is not provided by purely numerical methods of modeling and predicting (e.g. neural networks).



Zastosowanie niemieckich rozwiązań w ocenie uciążliwości zapachowej w Polsce

*Izabela Sówka, Alicja Nych, Jerzy Zwoździak
Politechnika Wroclawska*

1. Wprowadzenie

Zgodnie z definicją WHO [20], zdrowie to nie tylko całkowity brak choroby, czy kalectwa, ale także stan pełnego, fizycznego, umysłowego i społecznego zadowolenia. Zapachy natomiast powodować mogą dyskomfort, irytację, bóle głowy, mdłości, problemy z koncentracją, brak apetytu, bezsenność czy stres [1, 11]. Dlatego też uciążliwość zapachową można zdefiniować jako szkodliwą dla zdrowia poprzez powtarzające się odczuwanie niechcianych zapachów.

Pomimo przeprowadzonych badań związanych z oceną uciążliwości zapachowej Polsce nie udało się do tej pory stworzyć uregulowań prawnych dotyczących tego zagadnienia [10, 12, 14, 15]. W wielu krajach na całym świecie istnieją normy dotyczące zapachów (Niemcy, Holandia, Kanada, Australia). Funkcjonuje europejska norma EN 13725 dotycząca określenia stężenia zapachu metodą olfaktometrii dynamicznej, a także jej polska wersja PN EN 13725. Normy te dotyczą jednakże emisji odorów. Do tej pory, natomiast, nie udało się na skalę europejską

wprowadzić podobnych standardów odnośnie badań emisji zapachu i jakości powietrza atmosferycznego.

2. Niemieckie podstawy prawne przy ocenie uciążliwości zapachowej

Podstawą prawną w odniesieniu do jakości powietrza jest w Niemczech Ustawa o Ochronie Powietrza Atmosferycznego (niemiecki BImSchG – Bundes-Immissionsschutzgesetz). Zgodnie z nim (§ 3 (1)) pogorszenie stanu środowiska spowodowane jest zanieczyszczeniami, które, ze względu na rodzaj, wielkość i czas trwania, mogą powodować zagrożenie, poważne szkody lub uciążliwość dla społeczeństwa. Tylko w ramach tej ustawy można rozpatrywać uciążliwość zapachową jako zanieczyszczenie środowiska.

Każde uzyskanie pozwolenia na prowadzenie działalności lub kontrola funkcjonujących już zakładów ma na celu ocenę, w jakim stopniu ewentualna uciążliwość może być rozpatrywana jako poważna. Opracowano więc wytyczne „Odory w powietrzu atmosferycznym” [8]. Przedstawiony w nich został plan działania, od metod pomiarów emisji zapachu do wymagań dotyczących jakości powietrza. W wytycznych przedstawione zostały między innymi wartości dopuszczalne rozpoznawanego zapachu na terenach wokół zakładów. Wartości dopuszczalne wyznaczone zostały na podstawie przeprowadzonych porównawczych badań pomiarów wpływu oraz częstotliwości występowania zapachów [19], a także stopnia uciążliwości zapachowej ocenianego na podstawie badań ankietowych zgodnie z wytycznymi VDI 3883 [18]. Zgodnie z GOAA [8], zapach można scharakteryzować poprzez jego rodzaj, poziom odczuwania – powyżej progu rozpoznania, oraz za pomocą tzw. godzin odorowych.

3. Metodyka oceny uciążliwości zapachowej w Niemczech

W związku z brakiem ujednoliconej terminologii w dziedzinie zapachów, wyjaśnienia wymagają pojęcia: ‘emisja zapachu’ oraz ‘badania ankietowe’. Pierwsze z nich pozwalają na ocenę częstotliwości występowania odorów, nazywane są także ‘badaniami terenowymi’. Natomiast mianem ‘badań ankietowych’ (ankiet) określana jest ocena uciążliwości zapachowej. Termin ‘pomiarów terenowe’ odnosi się do całości

oceny uciążliwości zapachowej z zastosowaniem zarówno pomiarów imisji, jak i ankiet.

3.1. Pomiary imisji zapachu

Ocenie podlegają obszary, na których zapach można zidentyfikować jako charakterystyczny dla danego zakładu, tj. jeśli można rozróżnić go od zapachu z transportu drogowego, palenisk domowych, roślinności czy nawozów. Zgodnie z prawem, imisja zapachu uznawana jest jako uciążliwość zapachową, jeśli przekracza ona wartość dopuszczalną EXP_{lim} . Wartości dopuszczalne, odpowiadające godzinom odorowym zestawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Wartości dopuszczalne imisji zapachu (EXP_{lim}) dla różnych typów obszarów [8]

Table 1. Exposure limits (EXP_{lim}) for different area of utilization [8]

Obszary mieszkalne i mieszane	Obszary przemysłowe	Obszary wiejskie
0,10	0,15	0,15

Pomiary imisji zapachu przeprowadzane są na ‘obszarze pomiarowym’, składającym się z ‘kwadratów pomiarowych’, położonych wewnątrz okręgu o środku obliczonym na podstawie emisji zapachu ze wszystkich źródeł. Promień powinien odpowiadać 30 wysokościom emitora i być nie mniejszy niż 600 m. Długości boków kwadratów powinny wynosić 250 m. Ponadto, wszystkie źródła powinny mieć środek w centralnym punkcie jednego z kwadratów. Pomiar prowadzi się na wysokości ok. 1,5 do 2 m nad poziomem gruntu, w odległości nie mniejszej niż 1,5 m od zabudowań. Okres pomiarów musi być reprezentatywny dla całego roku. Wyniki powinny być reprezentatywne także dla całej doby. Dlatego pomiary odbywają się równomiernie przez 24 godziny, co oznacza, że wykonuje się je także w nocy. Ważne jest, aby zagwarantować położenie punktów pomiarowych możliwie jak najbliżej ustalonych węzłów w siatce, a w przypadku jakichkolwiek przeszkód, w najbliższym możliwym punkcie. W każdym punkcie pomiarowym należy dokonać 13 lub 26 pomiarów, w zależności od możliwości zapewnienia wymaganej wiarygodności pod względem statystycznym, a rozkład pomiarów pod-

czas całego okresu badań musi być równomierny. Sumą wyników ze wszystkich rogów jednego kwadratu pomiarowego są godziny odorowe. W celu zapewnienia wymaganej jakości wyników, co najmniej 10 osobowa grupa, przeprowadzająca pomiary, musi być odpowiednio wyszkolona i wrażliwa na zapachy, ponieważ pod uwagę bierze się wyłącznie wyraźnie wyczuwalne zapachy, możliwe do odróżnienia spośród innych występujących na badanym terenie. Aby zagwarantować odpowiednią dokładność badań, czas pojedynczego pomiaru wynieść musi 10 minut. W tym czasie, osoba dokonująca pomiaru, skierowana do kierunku wiatru, co 10 sekund wdycha otaczające ją powietrze, a na karcie odpowiedzi zaznacza, czy wyczuła jakiś zapach i podaje jego rodzaj, stosując odpowiedni kod. Jedna ‘godzina odorowa’ oznacza, że zapach wyczuwany był ponad 10% czasu jednego pomiaru, czyli ponad 6 razy [8]. Wartość charakterystyczną emisji (EXP) zapachu oblicza się z równania (1),

$$EXP = \frac{k \cdot n}{N} \quad (1)$$

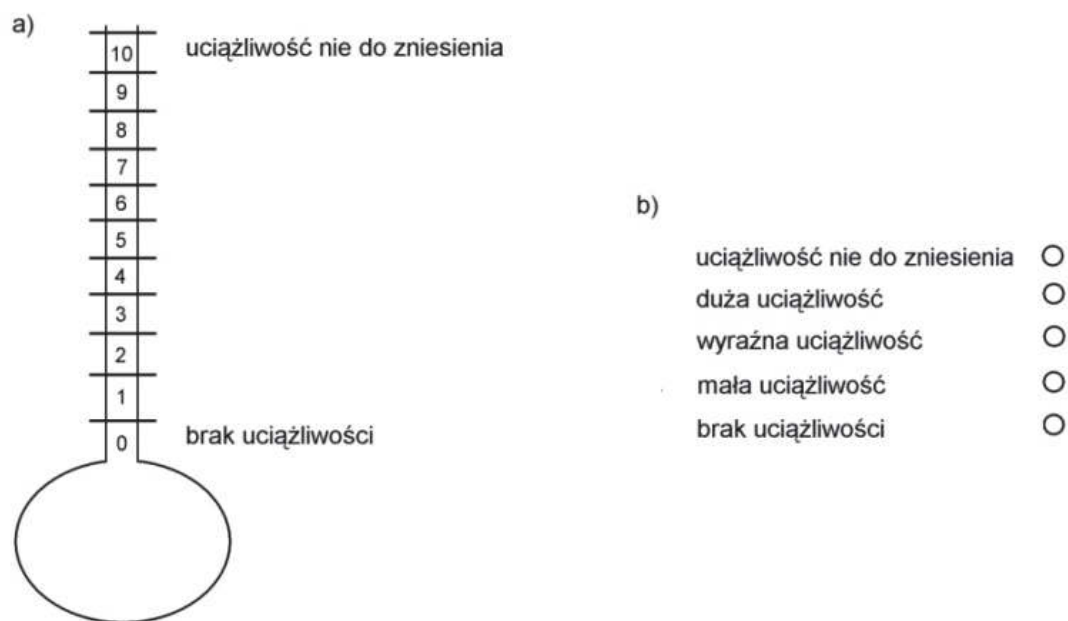
gdzie N to wielkość próby, a n suma godzin odorowych – wynik z czterech punktów kwadratu pomiarowego. Wartość EXP zapachu obliczana jest następnie dla każdego kwadratu całego obszaru pomiarowego na siatce pomiarowej. Potem możliwa jest ocena czy istniejące zanieczyszczenie zapachem jest poniżej czy powyżej wartości dopuszczalnych. W przypadku przekroczenia limitów, zaleca się wprowadzenie technologii dezodoryzacyjnych.

3.2. Badania ankietowe

Przed badaniami należy ustalić obszar potencjalnego występowania odorów. W tym celu stosuje się następujące metody: modele rozprzestrzeniania zanieczyszczeń oraz mapy skarg. W oparciu o pomiary emisji zapachu z badanego zakładu, za pomocą odpowiednich programów komputerowych, np. AUSTAL2000G, możliwe jest obliczenie zasięgu rozprzestrzeniania się odorów. Dodatkowo, zebrane i uporządkowane skargi od mieszkańców pozwalają na pierwszą ocenę stanu uciążliwości na badanym obszarze. Bazując na otrzymanych wynikach wykonuje się następnie mapę potencjalnego zagrożenia odorami. Kolejnym etapem jest wyznaczenie stref badań, a także strefy kontrolnej. Potem wykonywane są krótkie inspekcje na badanym obszarze, co pozwala zorientować się

czy poza zapachem znajdują się tam również inne zanieczyszczenia (hałas, zanieczyszczenie elektromagnetyczne), oraz czy nie są one dominujące. Podczas takiej wizyty należy także upewnić się czy struktura mieszkalna jest jednolita, a także czy na terenie znajduje się wystarczająca liczba budynków mieszkalnych. Gospodarstwa domowe poddane ankietyzacji wybiera się losowo, a odpowiedzi udziela osoba, która na ogół spędza w domu więcej czasu. W celu zapewnienia równomiernego rozkładu należy wykonać 3 próby kontaktu z ankietowanym, zanim wyznaczy się nową osobę, a informacja na temat przeprowadzanych badań powinna być przekazywana także listownie, aby dodatkowo zachęcić mieszkańców do udziału w badaniach. Zbadano [2], że powinno się poinformować 3 razy większą liczbę mieszkańców niż wymagana, aby zagwarantować odpowiednio dużą próbę. Natomiast poszczególne strefy ankietyzacji powinny liczyć przynajmniej 20 ankietowanych. Dane zbierane są podczas ustnych wywiadów przeprowadzanych z wybranymi mieszkańcami, na podstawie opisanych niżej ankiet. Ważne, aby zapisane zostały takie informacje jak liczba ankiet, odmowy, ankiety przerwane, całkowity brak odpowiedzi czy nieważne adresy. Stosunek liczby ankiet udanych do całkowitej próby, czyli wskaźnik odpowiedzi, powinien być podobny we wszystkich strefach ankietyzacji, a także odpowiednio duży, aby zniwelować błędy pomiarowe. Ogólnie, wskaźnik ten może wahać się między 18 a 43% [16].

Do oceny uciążliwości zapachowej stosuje się ankietę, przygotowaną zgodnie z wytycznymi VDI 3883 [18], bazującą na najnowszych badaniach nad uciążliwością spowodowaną zapachem i hałasem opisanymi w dalszej części. Najważniejszą częścią kwestionariusza są skale uciążliwości: graficzna (termometr) oraz słowna (rysunek 1). Niezbędne jest porównanie wyników na obu skalach (tabela 2). Ankiety z bardzo rozbieżnymi wynikami (np. bardzo duża uciążliwość wskazana na skali graficznej i bardzo niska na opisowej) należy wykluczyć z analizy. Ankieta powinna także zawierać pytanie dotyczące akceptacji uciążliwości.



Rys. 1. a) 11-punktowa graficzna skala (termometr uciążliwości) oraz b) międzynarodowa 5-punktowa skala opisowa oceny uciążliwości zapachowej [4, 6, 7, 9]

Fig. 1. a) 11-point graphic scale (annoyance thermometer) and b) internationally standardised 5-point verbal scale for odour annoyance assessment [4, 6, 7, 9]

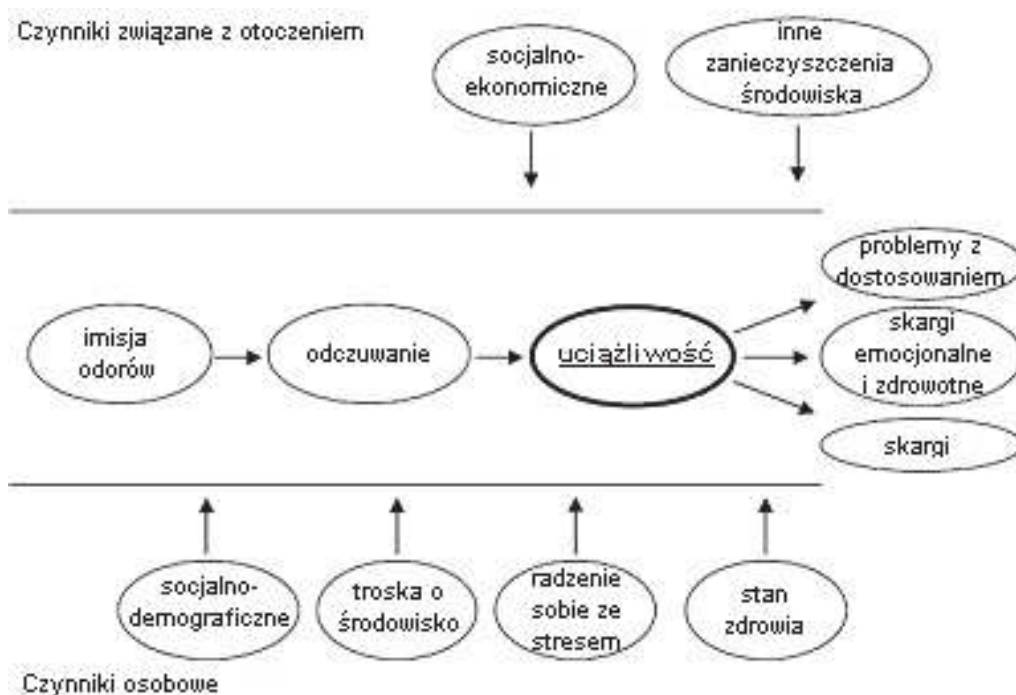
Tabela 2. Dopuszczalny zakres dla wyników z graficznej i opisowej skali uciążliwości zapachowej

Table 2. Acceptance area for the data given on the verbal and the thermometer scale

Skala opisowa	Skala termometru
0 – brak uciążliwości	0÷3
1 – mała uciążliwość	2÷5
2 – umiarkowana uciążliwość	3÷7
3 – bardzo duża uciążliwość	5÷9
4 – uciążliwość nie do zniesienia	7÷10

Ponieważ celem prowadzenia pomiarów jest ostatecznie obniżenie uciążliwości zapachowej oraz wyeliminowanie skarg, istotnym jest, aby wziąć pod uwagę, wspomniane wcześniej, tak zwane *czynniki nie węchowe*, aby oszacować czy zastosowane ulepszenia przyniosą spodziewane wyniki. Mogą one wzmacniać lub osłabiać odczuwaną uciążli-

wość niezależnie od poziomu emisji zapachu. Dlatego też, w ankiecie powinny znaleźć się pytania w odniesieniu do dwóch grup czynników: związanych z otoczeniem, takich jak stan socjalno-ekonomiczny (np. czas spędzany w domu w ciągu dnia, okres zamieszkania, korzystanie z balkonu, liczba osób w domu) czy inne zanieczyszczenia środowiska (np. hałas, zanieczyszczenie elektromagnetyczne), oraz czynników osobowych (np. socjalno-demograficzne: wiek, płeć czy odczuwany stan zdrowia) (rysunek 2).



Rys. 2. Model zależności między emisją zapachu, jego odczuwaniem, oraz uciążliwością, a także reakcją na uciążliwość i wpływ czynników niewęchowych (zmodyfikowane zgodnie z [3, 5, 13, 16, 17, 21])

Fig. 2. Model of the relationship between odour exposure, perception, and annoyance and outcome of annoyance and influencing factors (modified according to [3, 5, 13, 16, 17, 21])

Dodatkowo, w ankiecie powinny znaleźć się pytania dotyczące częstotliwości występowania zapachu (np. raz w miesiącu), jego natężenia (np. niewyczuwalny, mocny), rodzaju (np. słodki, zgniły, chemiczny) oraz możliwe źródło pochodzenia.

Zapewnienie jakości danych jest jednym z najważniejszych punktów podczas prowadzenia badań ankietowych. Dlatego przeprowadza się kontrole ankietowanych, ankieterów oraz wyników, w trakcie i po zakończeniu badań. Sprawdzane są błędy w stosunku do przyjętych reguł (np. metody wyboru ankietowanych, sposób przeprowadzania ankiety), a także braki i nieprawidłowe dane. Ponadto, do badań zatrudniani są wyłącznie wykwalifikowani ankieterzy.

Do kompleksowej analizy wyników niezbędne jest odpowiednie oprogramowanie. Wyniki są najczęściej poddane analizie opisowej oraz analitycznej. Niezbędne jest obliczenie: liczby odpowiedzi i procentu w odniesieniu do całkowitej próby w każdej strefie przy opisie zmiennych nominalnych (np. liczba osób, które nie akceptują odczuwanej uciążliwości), a także średniej arytmetycznej, mediany, odchylenia standardowego, wartości minimalnych i maksymalnych, oraz 95% przedziału ufności, przy opisie zmiennych porządkowych (np. stopień uciążliwości zapachowej). Dodatkowo, współczynnik korelacji liniowej Pearsona określa stopień powiązania między pomiarami; w celu zaobserwowania różnic między strefami ankietyzacji (np. w rozkładzie płci) stosuje się test Chi-Kwadrat, a analizę wariancji np. przy określaniu różnic w stopniu uciążliwości. Analiza kowariancji, natomiast, zastosowana może być przy opisie wpływu czynników nie węchowych na reakcje respondentów. Najczęściej badane czynniki nie węchowe to płeć, wiek, wykształcenie i odczuwany stan zdrowia, a jako poziom istotności przyjmuje się wartość $p = 0,05$.

Do opisu poziomu uciążliwości zapachowej, wprowadzono podział na respondentów, dla których zapach jest „nieuciążliwy” i tych, dla których jest on „bardzo uciążliwy”. Zwykle na 11-stopniowej skali termometru od 0 do 10, stan powyżej ‘7’ określany jest mianem „bardzo uciążliwego”. Ustalono, że ponad 10% odpowiedzi „bardzo uciążliwy” wskazuje na krytyczny poziom uciążliwości, która może być wtedy rozpatrywana jako poważna (znacząca).

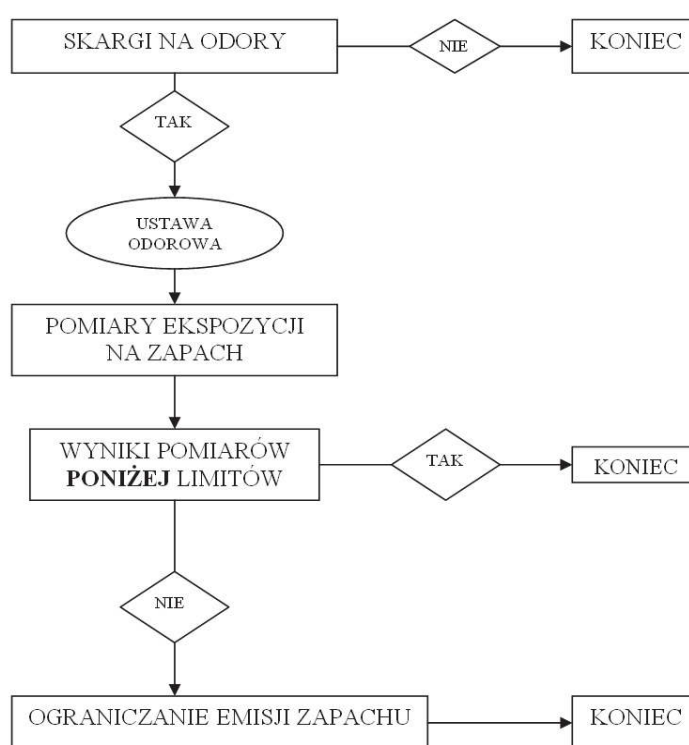
4. Dyskusja

Brak uregulowań prawnych w dziedzinie zapachów stanowi bez wątpienia podstawowe ograniczenie przy próbie zastosowania metod oceny uciążliwości zapachowej w Polsce. Obecnie jedyną drogą do prze-

przewodzenia badań na terenie i wokół potencjalnego źródła emisji jest dobra wola przedstawicieli zakładu. Jednak zdecydowana większość przedsiębiorców obawia się pomiarów terenowych, gdyż uzyskane wyniki pomiarów sugerować mogłyby konieczność potencjalnych zmian i ulepszeń technologii będącej źródłem emisji zapachu, co bez wątpienia wiązałyby się z dużymi nakładami finansowymi.

Kolejne ograniczenia dotyczą przeprowadzania samych badań. Z jednej strony pomiary nie wymagają żadnych skomplikowanych lub kosztownych urządzeń. Z drugiej, niezbędni są ludzie tworzący panel, którzy powinni być odpowiednio wyszkoleni, a następnie przeprowadzać pomiary, co wymaga środków finansowych. Innym problemem, natury formalnej, jest ustawa o ochronie danych osobowych. Niemożliwy lub utrudniony dostęp do bazy danych ludności, potencjalnych respondentów, z danego obszaru, ich nazwisk, adresów może prowadzić do znacznego obniżenia jakości wyników badań i braku ich wiarygodności.

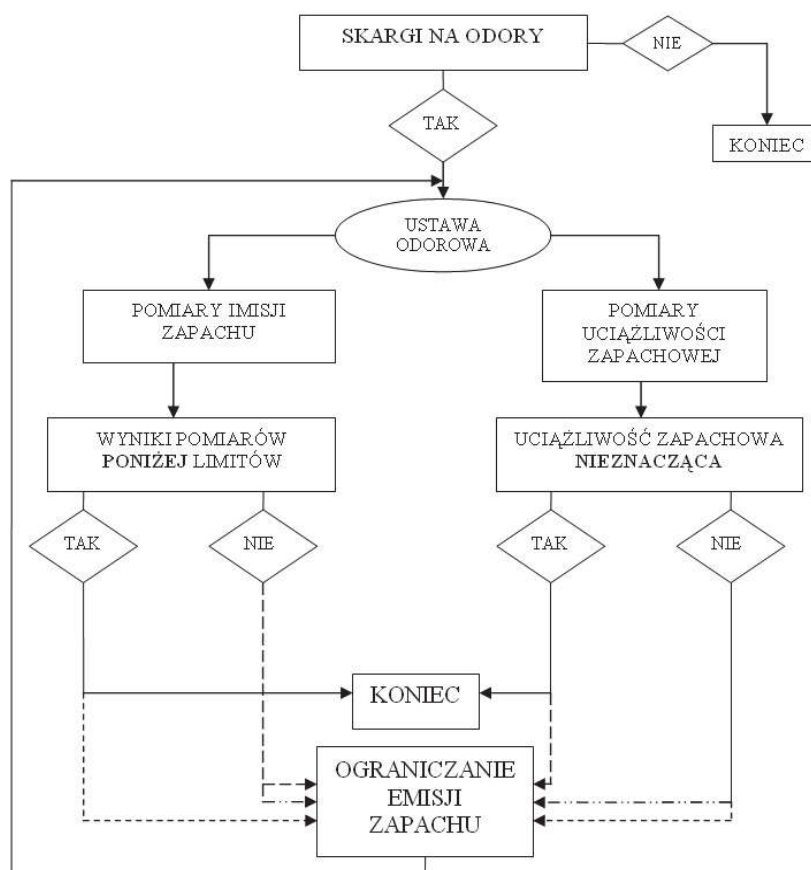
Na rysunku 3 pokazano uproszczony schemat działania podczas oceny uciążliwości zapachowej w Niemczech.



Rys. 3. Schemat działania w ocenie uciążliwości zapachowej w Niemczech

Fig. 3. A scheme of the odour annoyance evaluation process in Germany

Biorąc jednak pod uwagę bardzo złożoną naturę problemu uciążliwości zapachowej, a szczególnie wpływu *czynników nie węchowych* na odczuwanie zapachu, proces oceny uciążliwości zapachu powinien być rozbudowany właśnie o badania ankietowe (rysunek 4).



Rys. 5. Schemat działania przy ocenie uciążliwości zapachowej rozszerzony o badania ankietowe

Fig. 5. A scheme of the odour annoyance evaluation with questionnaires added

5. Podsumowanie

Wprowadzenie uregulowań prawnych związanych m.in. z metodyką badań terenowych niewątpliwie ułatwiłoby kontrolę związaną z oceną zapachowego oddziaływania źródeł emisji odorów w Polsce. Ponadto, umożliwiłoby stworzenie grup ekspertów biorących udział w badaniach terenowych. Na terenach wokół zakładów, gdzie emisja zapachów jest wyraźnie przyczyną uciążliwości oraz konfliktów o wymiarze lokalnym, usprawniłoby komunikację między wszystkimi

zainteresowanymi stronami (społecznością, administracją państwową oraz zakładem).

W porównaniu do regulacji niemieckich należałoby dokonać pewnych zmian podczas tworzenia prawa 'odorowego' w Polsce. Poza badaniami imisji zapachu w terenie, niezbędnym wydaje się uwzględnienie reakcji mieszkańców na emitowany zapach i jej opisu w badaniach ankietowych. Dzięki temu możliwa byłaby kompleksowa ocena problemu i znalezienie optymalnego rozwiązania polegającego m.in. na wybrze odpowiedniej metody dezodoryzacji.

Literatura

1. **Artis D.:** *Odour nuisances and their control*, London, Shaw&Sons Ltd., 1984.
2. **Bortz J., Döring N.:** *Forschungsmethoden und Evaluation für Human- und Sozialwissenschaftler*. 4. Aufl., Berlin: Springer Verlag, 2006.
3. **Cavalini P.M.:** *It's an ill wind that brings no good*. Studies on odour annoyance and the dispersion of odorant concentrations from industries. University of Groningen, The Netherlands. Groningen University Press, 1992.
4. **Cervinka R, Neudorfer E.:** *Psychometrische Erfassung der Geruchsbelästigung. Probleme und Lösungsvorschläge bei der Verwendung der Thermometerskala bei schriftlichen Erhebungen*. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft 65: 271÷274, 2004.
5. **Cervinka R, Neudorfer E.:** *Bewältigungsstrategien/Coping bei Geruchsbelästigung. Fallstudie und Follow-up*. In: Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN (Hrsg.): *Gerüche in der Umwelt. Innenraum- und Außenluft*. VDI-Berichte Nr. 1995. Düsseldorf: VDI Verlag GmbH, 149÷161, 2007.
6. **Felscher-Suhr U, Guski R, Schuemer R.:** *Internationale Standardisierungsbestrebungen zur Erhebung von Lärmbelästigung*. Zeitschrift für Lärmbekämpfung 47: 68÷70, 2000.
7. **Fields JM, De Jong RG, Gjestland T, Flindell IH, Job RFS, Kurra S, Lercher P, Vallet M, Yano T, Guski R, Felscher-Suhr U, Schuemer R.:** *Standardized general-purpose noise reaction questions for community noise surveys: research and recommendation*. Journal of Sound and Vibration 242: 641÷679, 2001.
8. **Guideline on Odour in Ambient Air (GOAA).** *Determination and Assessment of Odour in Ambient Air*. (Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen – Geruchsimmissions- Richtlinie, revised versions 2004, 2008 available only in German), 1998-1999.

9. **Hangartner M.:** *Bewertung von Geruchsbelästigungen. Staub, Reinhalt. Luft* 48 (2): 81-85. Luginaah I N, Taylor SM, Elliott SJ, Eyles JS (2002). Community reappraisal of the perceived health effects of al petroleum refinery. *Social Science and Medicine* 55 (1): 47÷61, 1988.
10. **Kośmider J.:** *Uciążliwość zapachowa. Metodyka terenowych oznaczeń stężenia odorów w powietrzu na przykładzie fermy norek*, Archiwum Ochrony Środowiska 1-2, 19÷32, 1998.
11. **Kośmider J., Mazur-Chrzanowska B. and Wyszynski B.:** *Odory*, Warszawa, Wydawnictwo Naukowe PWN SA, 2002.
12. **Kulig A., Lelicińska-Serafin K., Podedworna J., Sinicyn G., Heidrich Z., Czyżkowski B.:** *Charakterystyka i ocena oddziaływania zapachowego źródeł odorantów w gospodarce ściekowej i odpadowej w Polsce na podstawie badań ankietowych*. *Chemik*, Vol. 11, ss. 414÷420, 2009.
13. **Rethage T. zur Nieden A, Eikmann T, Herr C.:** *Körperliche Beschwerden im Zusammenhang mit Geruchsbelästigungen im Wohnumfeld: Perspektiven für eine systematische, effektive Erfassung*. In: Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN (Hrsg.): *Gerüche in der Umwelt. Innenraum- und Außenluft. VDI-Berichte Nr. 1995*. Düsseldorf: VDI Verlag GmbH, 139÷148, 2007.
14. **Sówka I., Zwoździak J., Nych A., Szklarczyk M., Skrętowicz M., Zwoździak P.:** *Ocena uciążliwości zapachowej wybranego źródła przemysłowego na podstawie badań ankietowych*. *Chemik*, vol. 11, ss. 400÷402, 2009.
15. **Sówka I., Zwoździak J., Nych A., Szklarczyk M., Skrętowicz M., Zwoździak P.:** *Zastosowanie badań ankietowych do określenia uciążliwości zapachowej na terenach przyległych do przemysłowych źródeł emisji odorów*. *Przemysł Chemiczny*, Vol. 89, nr 4, ss. 546÷549, 2010.
16. **Sucker K, Both R, Winneke G.:** *Review of adverse health effects of odours in field studies*. *Water Sci Technol.* 59 (7): 1281÷1289, 2009.
17. **Van Harreveld A.P.:** *From odorant formation to odour nuisance: new definitions for discussing a complex process*. *Water Science and Technology*, 44 (9): 9–15, 2001.
18. **VDI 3883/Part 1** *Effects and assessment of odours – Psychometric assessment of odour annoyance – Questionnaires (Issue German / English 07/97)*. Düsseldorf, Verein Deutscher Ingenieure, 1997.
19. **VDI 3940** *Measurement of odour impact by field inspection – measurement of the impact frequency of recognizable odours – Grid measurement*. Düsseldorf. (German/ English); Düsseldorf, Verein Deutscher Ingenieure, 1993÷2008.
20. **WHO**, *Preamble to the Constitution of the World Health Organization as adopted by the International Health Conference, New York, 1948*.

21. **Winneke G, Steinheider B.**: *Expositions-Wirkungs-Zusammenhänge für Geruchsbelästigungen und Beschwerden: Eine Übersicht*. In Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN (Hg.), *Gerüche in der Umwelt. Innenraum- und Außenluft*. (361-371). Düsseldorf: VDI Verlag GmbH, 1998.

Application of German Solutions in Odour Annoyance Evaluation in Poland

Abstract

Poland has not managed to create regulations on the odour nuisance assessment in spite of studies related to this issue. In many countries around the world e.g. in Germany, Netherlands, Canada, Australia, there are standards relating to odours. For several years, operates the European standard EN 13725 for the determination of odour concentration by dynamic olfactometry, and its Polish version PN-EN 13725. However, these standards relate to odour emission. So far, there are no similar standards for odour in ambient air (odour imission) and air olfactory quality assessment on a European scale.

The legal basis for air quality in Germany is the Act on Protection of Atmospheric Air (German BImSchG: Bundes-Immissionsschutzgesetz). According to it (§ 3 (1)) deterioration of the environment due to pollution, which, because of the nature, size and duration, can cause harm, serious injury or annoyance to the public. Only under this Act a odour nuisance as environment pollution may be viewed. Each plant obtaining licenses for the operation or control of already existing plants is obliged to assess the extent to which the possible nuisance can be considered as serious. So guidelines for "Odour in the air" were developed. In these guidelines, the methods of dealing in relation to immission odour measurement methods and requirements for air olfactory quality are presented: inter alia, the limits of recognized odours in the areas around the industrial plants. The limit values were obtained basing on carried out measurements, comparative tests of the impact and odour frequency and level assessed on the basis of surveys in accordance with VDI 3883. According to GOAA (Guideline on Odour in Ambient Air), the smell can be characterized by its type, the level of feelings – above the threshold of recognition, and through the so-called 'odour hour'.

Lack of regulation and standardized terminology relating inter alia to odour measurements in the field is definitely a basic limitation when trying to apply methods of odour assessing in Poland. Therefore, there is a need to clarify the concepts of 'odour imission' (odour in ambient air) and 'survey'. The first of

them allows an assessment of frequency of the odour occurrence, is also called 'field research / inspections / measurements'. However, as a 'survey' (questionnaires) is defined odor nuisance assessment. The term 'field research' refers to the total assessment of odour with both the imission measurements and questionnaires.

Currently, the only way to carry out research in and around a potential odour emission source is the good will of the representatives of the plant. However, the vast majority of traders fear field measurements, since the results of measurements would suggest a potential need for changes and improvements in technology of the industrial plant, which undoubtedly would impose a large financial outlay. Further restrictions apply to conduct research themselves. On one hand, the measurements do not require any complicated or expensive equipment. On the other, are indispensable to the people creating the panel, who should be trained and then perform measurements, which require financial resources. Another problem of a formal nature, is a law on the protection of personal data. Impossible or difficult access to the population database of potential respondents from the area could lead to a significant reduction in the quality of research results and their lack of credibility.

However, taking into account the very complex nature of the problem of odour nuisance, and particularly the influence of 'no olfactory' factors, odour evaluation process should be expanded just a survey. Thus, in this study modifications to the German methodology have been done in order to develop evaluation process of the air olfactory quality assessment. It has been concluded that the legislation related to odours should be introduced in Poland in order to improve the evaluation of the problem and finding the optimal deodorization solution.



Foresight OGWK – Analiza innowacyjności technologii zagospodarowania odpadów pochodzących z górnictwa węgla kamiennego z zastosowaniem metody Delphi

Ireneusz Baic, Beata Witkowska-Kita

Instytut Mechanizacji Budownictwa i Górnictwa Skalnego, Katowice

Aleksander Lutyński, Wiesław Blaschke

Politechnika Śląska, Gliwice

Wiesław Kozioł, Zbigniew Piotrowski

Akademia Górniczo-Hutnicza, Kraków

1. Wprowadzenie

Głównym celem projektu pn.: „Foresight w zakresie priorytetowych i innowacyjnych technologii zagospodarowania odpadów pochodzących z górnictwa węgla kamiennego” (Foresight OGWK) jest identyfikacja wiodących technologii zagospodarowania odpadów górniczych o znaczeniu strategicznym, których rozwój w następnych 20 latach będzie priorytetowy dla Polski a także opracowanie scenariuszy ich rozwoju przez zastosowanie usystematyzowanej metodyki badawczej [1].

Czwarty etap realizacji projektu Foresight OGWK stanowił jego rdzeń i dotyczył przeprowadzenia badań przy zastosowaniu różnych metodologii pod kątem oceny innowacyjności technologii zagospodarowywania odpadów pochodzących z górnictwa węgla kamiennego oraz wpływu wybranych czynników na ich rozwój [5].

Jedną z wykorzystanych w tym celu metod badawczych była metoda Delphi. Metoda ta opiera się na badaniu strukturalnym z wykorzystaniem doświadczenia i wiedzy uczestników badania, którzy są ekspertami w danych dziedzinach.

Metoda Delphi jest ściśle zorganizowanym procesem komunikacji grupowej na temat, na który dostępna wiedza jest niepełna. Istotnymi cechami badania Delphi jest każdorazowe dostarczanie wyników badań z etapu poprzedzającego oraz anonimowość respondentów. Standardowo metodę Delphi można określić w następujący sposób: „Jest to badanie, które jest kierowane przez grupę monitorującą i obejmuje kilka etapów ankietyzacji wybranej grupy ekspertów, którzy są anonimowi i którego celem jest wypracowanie subiektywnego i intuicyjnego konsensusu. Po każdym etapie badania, dostarczana jest informacja na temat grupowej opinii uzyskana na podstawie mediany i kwantylu pojedynczej prognozy oraz w miarę możliwości przedstawiane są argumenty i kontrargumenty dla skrajnych opinii” [2, 3, 6].

W przedmiotowym projekcie metoda Delphi polegała na przeprowadzeniu trzykrotnej ankietyzacji, w taki sposób, że wyniki poprzedzającego etapu badania stanowiły źródło i podstawę do przeprowadzenia kolejnego etapu. W ten sposób na odpowiedzi ekspertów udzielone w etapie drugim i trzecim etapie miały wpływ poprzednie opinie ekspertów. W przeprowadzonych w ten sposób badaniach ankietowych uczestniczyło łącznie 170 ekspertów reprezentujących sektor wyrobowy, sektor administracji samorządowej oraz sektor naukowy [5].

2. Zakres ankiety Delphi

W projekcie Foresight OGWK ankieta składała się z trzech segmentów tematycznych:

- Część I Określenie podstawowych celów strategicznych i częściowych w zakresie zagospodarowania odpadów z górnictwa węgla kamiennego,

- Część II Ocena zagadnień technologicznych wykorzystania odpadów z górnictwa węgla kamiennego z podziałem na następujące kierunki:
 - I – Budownictwo hydrotechniczne, ziemne, rekultywacja terenów,
 - II – Roboty likwidacyjne w kopalniach węgla kamiennego,
 - III – Podszadanie wyrobisk eksploatacyjnych,
 - IV – Kruszywa, ceramika,
 - V – Odzysk substancji węglowej.
- Część III Ocena kierunków prac naukowo-badawczych dotyczących zagospodarowania odpadów z górnictwa węgla kamiennego z uwzględnieniem:
 - Hierarchii ważności kierunków prac naukowo-badawczych umożliwiających postęp w zakresie rozwoju technologii zagospodarowania odpadów z górnictwa węgla kamiennego i osiągnięcie wytypowanych priorytetów strategicznych i technologicznych oraz przewidywany okres ich realizacji.
 - Hierarchii ważności obszarów instytucjonalnych niezwiązanych z wytwarzaniem i przetwórstwem odpadów z górnictwa kamiennego, w których powinny koncentrować się działania administracji rządowej i samorządowej umożliwiające osiągnięcie wytypowanych celów strategicznych i technologicznych [5].

3. Analiza wyników badań

W ramach I segmentu tematycznego eksperci dokonali najpierw oceny hierarchii ważności zdefiniowanych celów strategicznych w zakresie zagospodarowania odpadów z górnictwa węgla kamiennego oraz szans i zagrożeń związanych z możliwością ich realizacji [4].

Spośród trzech zdefiniowanych celów strategicznych najwyższą ocenę uzyskał cel nr 2 – *„Pełne wykorzystanie odpadów wytwarzanych obecnie i w okresach wcześniejszych przez górnictwo węgla kamiennego”*. Natomiast jako drugi w hierarchii ważności eksperci uznali cel nr 3 – *„Identyfikacja nowych obszarów zastosowań surowców odpadowych i produktów wytworzonych na bazie odpadów z górnictwa węgla kamiennego”*.

W ramach celu strategicznego nr 2 jako główne szanse związane z możliwością jego realizacji eksperci uznali:

- uwarunkowania prawne preferujące wykorzystanie surowców odpadowych,
- wzrost cen naturalnych surowców odpadowych,
- uwarunkowania fiskalne preferujące wykorzystanie surowców odpadowych
- natomiast do głównych zagrożeń zaliczyli:
- wysokie koszty przetwarzania surowców odpadowych,
- skomplikowane procedury pozyskania środków finansowych,
- trudności w utrzymaniu stałości parametrów jakościowych surowców odpadowych.

Z kolei w ramach celu strategicznego nr 3 jako główne szanse związane z możliwością jego realizacji eksperci uznali:

- konieczność osiągnięcia standardów ekologicznych zawartych w krajowych i na poziomie UE uwarunkowaniach prawnych,
- wzrost cen naturalnych surowców odpadowych,
- „moda” na efektywne wykorzystanie odpadów
- natomiast do głównych zagrożeń zaliczyli:
- wysokie koszty przetwarzania surowców odpadowych,
- konieczność rozbudowy istniejącej infrastruktury,
- zmieniające się warunki górnictwo-geologiczne a tym samym właściwości odpadów.

Następnie eksperci dokonali oceny hierarchii ważności zdefiniowanych celów cząstkowych w zakresie zagospodarowania odpadów z górnictwa węgla kamiennego oraz szans i zagrożeń związanych z możliwością ich realizacji.

Spośród ośmiu zdefiniowanych celów cząstkowych najwyższą ocenę uzyskał cel nr 2 – „*Stworzenie mechanizmów prawnych i finansowych motywujących rozwój i wdrażanie innowacyjnych technologii zagospodarowania odpadów z górnictwa węgla kamiennego*”. Natomiast jako drugi w hierarchii ważności eksperci uznali cel nr 1 – „*Ograniczenie negatywnego oddziaływania odpadów z górnictwa węgla kamiennego na środowisko*”.

W ramach celu cząstkowego 2 jako główne szanse związane z możliwością jego realizacji eksperci uznali:

- konieczność osiągnięcia standardów ekologicznych zawartych w krajowych i na poziomie UE uwarunkowaniach prawnych,
- uwarunkowania fiskalne preferujące wykorzystanie surowców odpadowych
- natomiast do głównych zagrożeń zaliczyli:
- ciągle zmiany uregulowań prawnych,
- brak środków własnych przedsiębiorstw na inwestycje.

Z kolei w ramach celu cząstkowego nr 1 jako główne szanse związane z możliwością jego realizacji eksperci uznali:

- konieczność osiągnięcia standardów ekologicznych zawartych w krajowych i na poziomie UE uwarunkowaniach prawnych,
- potrzeby górnictwa węgla kamiennego w zakresie wykorzystania odpadów w technologiach górniczych,
- natomiast do głównych zagrożeń zaliczyli:
- konieczność budowy dodatkowej infrastruktury mogącej znacząco oddziaływać na środowisko,
- niechęć do płacenia za badania specjalistyczne identyfikujące oddziaływanie.

W ramach II segmentu tematycznego eksperci dokonali najpierw oceny wpływu kryteriów społecznych, techniczno-technologicznych, ekonomicznych i polityczno-prawnych na innowacyjność zagospodarowania odpadów z górnictwa węgla kamiennego wraz z hierarchią ich ważności. Oceny te zostały przeprowadzone dla wszystkich wyszczególnionych kierunków gospodarczego wykorzystania odpadów z górnictwa węgla kamiennego. Następnie eksperci dokonali oceny stopnia istotności czynników określających poszczególne kryteria oraz stopnia więzi pomiędzy wytypowanymi innowacyjnymi technologiami, a kryteriami w określonych kierunkach gospodarczego wykorzystania. Ostatnim etapem w ramach tego segmentu była ocena szans i zagrożeń rozwoju technologicznego w poszczególnych kierunkach gospodarczego wykorzystania odpadów z górnictwa węgla kamiennego [4].

Oceniając hierarchię ważności kryteriów mających wpływ na innowacyjność technologii zagospodarowania odpadów z górnictwa węgla kamiennego eksperci uznali, że niezależnie od kierunków gospodarczego

wykorzystania przedmiotowych odpadów, najistotniejsze role odgrywają kryteria ekonomiczne i kryteria techniczno –technologiczne.

Dla kryterium ekonomicznego za czynniki najbardziej istotne uznano:

- koszty wdrożenia i eksploatacji instalacji do przetwarzania odpadów wydobywczych,
- koszty produkcji nowych produktów,
- instrumenty finansowe preferujące wykorzystanie surowców odpadowych (podatki, opłaty środowiskowe i in.).

Natomiast dla kryterium techniczno-technologicznego za czynniki najbardziej istotne uznano:

- dostępność odpadów o wymaganych właściwościach jakościowych,
- łatwość wdrożenia,
- energochłonność i materiałochłonność.

W ramach kierunku gospodarczego wykorzystania – *Budownictwo hydrotechniczne, ziemne, rekultywacja terenów* jako główne szanse związane z możliwością rozwoju technologii w tym obszarze, eksperci uznali:

- niskie koszty produkcji,
- dostępność odpadów,
- minimalizowanie skutków eksploatacji na powierzchni obszaru górniczego,
- wysoki stopień wykorzystania odpadów,
- natomiast do głównych zagrożeń zaliczyli:
- brak środków finansowych na inwestycje,
- ciągle zmiany uregulowań prawnych i środowiskowych,
- brak systemu motywującego wdrażanie innowacyjnych technologii.

W ramach kierunku gospodarczego wykorzystania – *Roboty likwidacyjne w kopalniach węgla kamiennego* jako główne szanse związane z możliwością rozwoju technologii w tym obszarze, eksperci uznali:

- minimalizowanie skutków eksploatacji na powierzchni obszaru górniczego,
- dostępność odpadów,
- wysoki stopień wykorzystania odpadów,

- niskie koszty produkcji,
- natomiast do głównych zagrożeń zaliczyli:
- brak środków finansowych na inwestycje,
- brak systemu motywującego wdrażanie innowacyjnych technologii,
- ciągle zmiany uregulowań prawnych i środowiskowych.

W ramach kierunku gospodarczego wykorzystania – *Podsadzanie wyrobisk eksploatacyjnych* jako główne szanse związane z możliwością rozwoju technologii w tym obszarze, eksperci uznali:

- minimalizowanie skutków eksploatacji na powierzchni obszaru górniczego,
- dostępność odpadów,
- wysoki stopień wykorzystania odpadów,
- natomiast do głównych zagrożeń zaliczyli:
- brak środków finansowych na inwestycje,
- konieczność budowy dodatkowej infrastruktury,
- wysoki koszt wdrożenia i eksploatacji.

W ramach kierunku gospodarczego wykorzystania – *Kruszywa, ceramika* jako główne szanse związane z możliwością rozwoju technologii w tym obszarze, eksperci uznali:

- dostępność odpadów,
- zapotrzebowanie odbiorców,
- wysoki stopień wykorzystania odpadów,
- natomiast do głównych zagrożeń zaliczyli:
- wysoki koszt wdrożenia i eksploatacji,
- konieczność budowy dodatkowej infrastruktury,
- wysokie wymagania odbiorców.

W ramach kierunku gospodarczego wykorzystania – *Odzysk substancji węglowej* jako główne szanse związane z możliwością rozwoju technologii w tym obszarze, eksperci uznali:

- dostępność odpadów,
- niskie koszty produkcji,
- wysoki stopień wykorzystania odpadów,
- natomiast do głównych zagrożeń zaliczyli:
- brak środków finansowych na inwestycje,

- brak systemu motywującego wdrażanie innowacyjnych technologii,
- ciągle zmiany uregulowań prawnych i środowiskowych.

W ramach III segmentu tematycznego eksperci dokonali najpierw oceny hierarchii ważności kierunków prac naukowo-badawczych umożliwiających postęp w zakresie rozwoju technologii zagospodarowania odpadów z górnictwa węgla kamiennego i osiągnięcie wytypowanych priorytetów strategicznych, a następnie określili hierarchię ważności obszarów instytucjonalnych nie związanych z wytwarzaniem i przetwórstwem odpadów z górnictwa kamiennego [4].

Spośród trzynastu zidentyfikowanych kierunków prac naukowo-badawczych najwyższą ocenę uzyskały projekty związane z:

- poszukiwaniem nowych kierunków zastosowań odpadów z górnictwa węgla kamiennego,
- opracowaniem nowych innowacyjnych technologii wykorzystania odpadów z górnictwa węgla kamiennego,
- opracowaniem wytycznych technicznych dla prac rekultywacyjnych z wykorzystaniem odpadów z górnictwa węgla kamiennego,
- metodami badań jakościowych odpadów z górnictwa węgla kamiennego,
- oceną efektywności ekonomicznej technologii zagospodarowania odpadów z górnictwa węgla kamiennego,
- opracowaniem kompleksowej bazy danych o zdeponowanych w okresach wcześniejszych odpadach z górnictwa węgla kamiennego.

Natomiast jeżeli chodzi o hierarchię ważności obszarów instytucjonalnych nie związanych z wytwarzaniem i przetwórstwem odpadów z górnictwa kamiennego, eksperci uznali za najważniejsze stworzenie warunków prawnych i instytucjonalnych umożliwiających rozwój technologiczny branży wydobywczej i przetwórczej oraz instrumentarium finansowego wspierającego inicjatywy technologiczne w zakresie zagospodarowania odpadów z górnictwa węgla kamiennego.

4. Wnioski

Przeprowadzona z zastosowaniem metody Delphi ocena innowacyjności technologii zagospodarowania odpadów pochodzących z górnictwa węgla kamiennego odzwierciedla hierarchizację postępowania z odpadami wynikająca z zapisów zawartych w ustawie o odpadach wydobywczych tzn. zapobieganie, minimalizację i gospodarcze wykorzystanie odpadów wydobywczych.

Jako priorytetowy cel strategiczny eksperci wskazali „Pełne wykorzystanie odpadów wytwarzanych obecnie i w okresach wcześniejszych przez górnictwo węgla kamiennego” podkreślając, że możliwość jego realizacji uzależniona jest od stworzenia odpowiednich mechanizmów prawnych i fiskalnych preferujących wykorzystanie surowców odpadowych.

Oceniając hierarchię ważności kryteriów mających wpływ na innowacyjność technologii zagospodarowania odpadów z górnictwa węgla kamiennego eksperci uznali, że niezależnie od kierunków gospodarczego wykorzystania przedmiotowych odpadów, najistotniejszą rolę odgrywają kryterium ekonomiczne i kryterium techniczno –technologiczne.

Dla kryterium ekonomicznego za czynniki najbardziej istotne uznano koszty wdrożenia i eksploatacji instalacji do przetwarzania odpadów wydobywczych natomiast dla kryterium techniczno-technologicznego – dostępność odpadów o wymaganych właściwościach jakościowych.

Według ekspertów szanse rozwoju technologicznego w poszczególnych kierunkach gospodarczego wykorzystania odpadów z górnictwa węgla kamiennego wynikają głównie z dostępności przedmiotowych odpadów i konieczności minimalizacji skutków eksploatacji na powierzchni obszaru górniczego, zaś zagrożenia wynikają z konieczności budowy dodatkowej infrastruktury i brakiem środków finansowych.

Eksperti stwierdzili również, że występuje pilna konieczność podjęcia prac naukowo-badawczych nad opracowaniem nowych innowacyjnych technologii wykorzystania odpadów z górnictwa węgla kamiennego oraz opracowanie wytycznych technicznych dla prac rekultywacyjnych z wykorzystaniem tych odpadów.

Reasumując należy stwierdzić, że występuje pilna konieczność opracowania kompleksowego programu zagospodarowania odpadów pochodzących z górnictwa węgla kamiennego oraz stworzenia warunków

prawnych i instytucjonalnych umożliwiających rozwój technologiczny branży wydobywczej i przetwórczej oraz instrumentarium finansowego wspierającego inicjatywy technologiczne w zakresie zagospodarowania odpadów z górnictwa węgla kamiennego.

Literatura

1. **Baic I, Góralczyk S.:** „*Foresight*” w zakresie priorytetowych i innowacyjnych technologii zagospodarowania odpadów pochodzących z górnictwa węgla kamiennego. Monografia „Paliwo – Bezpieczeństwo – Środowisko, ITG KOMAG, Gliwice 2010.
2. **Berkhout F., Hertin J.:** *Foresight Futures Scenarios: Developing and Applying a Participative Strategic Planning Tool*. GMI newsletter, 2000.
3. **Coates J. F., Mahaffie J. B., Hines A.:** *2025: Scenarios of US and Global Society reshaped by Science and Technology*. Greensboro, Oakhill Press, 1998.
4. **Kudelko M., Kamiński J., Kaszyński P.:** *Foresight OGWK – Metoda Delphi – raport z przeprowadzonej ankietyzacji*. Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN Kraków, 2010.
5. Praca zbiorowa: „*Foresight OGWK – Priorytetowe i innowacyjne technologie zagospodarowania odpadów pochodzących z górnictwa węgla kamiennego – Etap IV*”, Warszawa 2009.
6. **Rotman J.:** *Cloudy Crystal Balls: An Assessment of Recent European and Global Scenario Studies and Models*. “Experts Corner Report: Prospects and Scenarios” (Copenhagen: European Environment Agency), 2000.

Foresight OGWK – Innovativeness Analysis of Hard Coal Mining Waste Management Technology with Application of Delphi Method

Abstract

The main objective of the project "Foresight on priority and innovative technologies for handling hard coal mining waste" (Foresight OGWK) is to identify leading technologies of mining waste management of strategic importance which development will be a priority for Poland in the next 20 years and to provide scenarios of their development by applying systematic research method [1].

The fourth stage of the project realization was its core and dealt with conducting research with various methods to evaluate innovativeness of technologies dealing with coal mining waste management and the influence of cer-

tain factors [2, 3, 5, 6]. One of the methods used for this research was the Delphi method. It is based on structural research incorporating experience and knowledge of the research participants who are the experts in given areas.

In the project, the Delphi method involves triple surveys, so that the results of previous survey were the source and basis for conducting the next one. In those surveys 170 experts have been involved, who represented hard coal mining, local administration and science sector [5].

In the Foresight OGWK Project, the survey included three thematic areas:

- Part I Evaluation and prioritizing strategic and particular objectives of hard coal waste management,
- Part II Evaluation of technological issues of hard coal waste management,
- Part III Estimation of directions of research and development of hard coal waste management [5].

The evaluation of innovativeness of hard coal mining waste management technology with the Delphi method reflects the hierarchy of dealing with waste according to the Act of extractive waste meaning: preventing, minimizing and economic use of resources. As the prior goal, the experts indicated “Full usage of waste currently and previously produced by hard coal mining” underlining that the possibility of reaching that goal depends on creating appropriate legal and fiscal mechanisms promoting the use of waste resources.

Through the evaluation of the hierarchy in the importance of criteria influencing the innovativeness of waste management technologies the experts recognized that regardless the economic use of the waste the most important is financial criterion and technical & technological one.

According to the experts the chances of technological development in particular directions of economic use of the waste result mainly from the accessibility of the waste and the necessity of minimizing mining exploitation effects, on the other hand the problems may result from the necessity of creating additional infrastructure and lack of financial means.

The experts also claim that there is an urgent need of conducting research and development works on new innovative technologies of using hard coal mining waste and on issuing technical requirements for reclamation works.

To conclude, it must be stated that there is an urgent need of creating complete hard coal mining waste management plan, creating legal and institutional conditions facilitating technological development of mining sector and providing financial instruments supporting technological initiatives in the subject of hard coal mining waste management.



Możliwości zastosowania kompostu z odpadów do usuwania węglowodorów alifatycznych C₆-C₉ z roztworu

Tomasz Ciesielczuk, Urszula Karwaczyńska
Uniwersytet Opolski

Czesława Rosik-Dulewska
Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN, Zabrze

1. Wstęp

W celu ograniczenia negatywnych skutków wycieków oleju napędowego, mazutu czy benzyn obchodzenie się z cysternami służącymi do ich przewozu powinno być szczególnie ostrożne. Jednak wskutek katastrof w ruchu lądowym czy morskim, przypadkowych wylewów na stacjach przeładowniczych paliw, a także uszkodzeń linii przesyłowych, wycieki te stanowią poważne zagrożenie powodując degradację wód oraz mogą przyczyniać się do wyłączenia terenów rolniczych z produkcji. Z uwagi na możliwość znacznego obciążenia gleb, a następnie konieczność rekultywacji, zastosowanie sorbentów służących pochłanianiu zanieczyszczeń ropopochodnych, znajduje tu szerokie zastosowanie [1, 9, 12]. Jest to szczególnie ważne z punktu widzenia przygotowywania wody do celów konsumpcyjnych [21]. Wyspecjalizowane służby, w tym

straż pożarna, dysponują zwykle sorbentami gotowymi, konfekcjonowanymi w poręcznych opakowaniach (10÷25 kg), służących do natychmiastowego użycia podczas akcji ratowniczych. Jednak sorbenty mineralne bądź organiczne oprócz szeregu zalet takich jak znaczna pojemność sorpcyjna, stabilność w czasie składowania, mają także kilka istotnych wad [8, 9]. Ich produkcja wiąże się zwykle z zaangażowaniem znacznych środków finansowych w celu pozyskania naturalnego surowca skalnego lub organicznego służącego do wyrobu gotowego sorbentu lub znacznego nakładu energii w celu wyprodukowania sorbentu w procesach technologicznych [5, 16, 18]. Ponadto łączy się to zwykle z eksploatacją surowców nieodnawialnych, dewastacją krajobrazu, a także naruszeniem stosunków wodnych na eksploatowanym terenie. Po wykorzystaniu sorbentu, zgodnie z obowiązującymi przepisami należy traktować go jako odpad, który musi zostać zdeponowany na składowisku odpadów niebezpiecznych lub, w przypadku sorbentu organicznego, przekształcony termicznie. W związku ze stopniowym wypełnianiem się istniejących składowisk oraz (w dobie społeczeństwa „samoorganizującego się”) coraz większych trudności procesie wyznaczania terenów dla lokalizacji nowych składowisk, a ponadto mało rozpowszechnionej technologii termicznego przekształcania, unieszkodliwianie wykorzystanych sorbentów, nie jest łatwe. Dodatkową przeszkodą w stosowaniu sorbentów gotowych jest ich cena. Finansowanie specjalistycznych służb ratowniczych na niewystarczającym poziomie skutkuje powszechnym stosowaniem mieszanki piasku i trocin drzewnych, które do niedawna były łatwo dostępne i tanie. Jednak w chwili obecnej trociny kontraktowane są umowami wieloletnimi na wykorzystanie jako odnawialne źródło energii głównie w przemyśle energetycznym. Dodatkową trudnością w pozyskaniu trocin jest ich subwencjonowana cena w przypadku wykorzystania ich do celów energetycznych. Zastosowanie kompostu z odpadów jako sorbentu ma wiele zalet. Kompost jest produktem naturalnym, który powstaje niemal samoistnie z odpadów komunalnych zmieszanych lub wysegregowanej ze strumienia odpadów komunalnych frakcji biodegradowalnej, a ponadto jest produktem aktywnym biologicznie, co wspomaga proces rozkładu zanieczyszczeń [2, 4, 17]. Jego stan i skład umożliwia długotrwałe przechowywanie oraz szybki transport w dowolne miejsce [15]. Proces kompostowania nie musi opierać się na kosztownych technologiach dynamicznego kompostowania. Znakomitej jakości produkt

uzyskuje się w kompostowniach pryzmowych, gdzie koszty inwestycyjne oraz eksploatacyjne są niższe. Zawiera on zarówno cząstki organiczne jak i mineralne – stanowiąc niejako odpowiednik mieszanki piasku i trocin, jednak z tą przewagą, iż jest efektem odzysku odpadów które w przeciwnym razie trafiłyby na składowisko. Zgodnie z obowiązującymi przepisami ilość odpadów biodegradowalnych trafiających na składowiska, powinna ulec ograniczeniu, aż do uzyskania 35% masy tych odpadów w porównaniu do składowanych w roku bazowym 1995 pod groźbą kar finansowych [13]. Użycie kompostu jako sorbentu wykorzystuje się w praktyce do pochłaniania substancji złoonych (odorów) powstających np. w procesach dynamicznego kompostowania metodą MUT-Dano lub procesów przemysłowych [7, 11]. Przy zapewnieniu odpowiedniej wilgotności masy kompostowej możliwa jest sorpcja i rozkład pochłoniętych związków na drodze mikrobiologicznej. Komposty wykorzystuje się także jako sorbent do pochłaniania metali ciężkich, oraz z powodzeniem do przyspieszania rozkładu zanieczyszczeń gleb obciążonych lotnymi i trwałymi węglowodorami [3, 20]. Wykorzystanie kompostu do minimalizowania negatywnych skutków wycieków substancji ropopochodnych mogłoby być znakomitą alternatywą dla dotychczas stosowanych materiałów.

2. Materiał i metody

Sorpcję węglowodorów alifatycznych badano w eksperymentach typu „batch” w temperaturze pokojowej ($20 \pm 2^\circ\text{C}$). Badano sorpcję czterech związków organicznych (heksanu, heptanu, oktanu oraz nonanu których charakterystykę zamieszczono w tabeli 1). Jako potencjalne sorbenty testowano trzy rodzaje materiałów będących produktami różnych technologii. Pierwszym materiałem był kompost MD – produkowany z odpadów komunalnych zmieszanych wg technologii MUT-Dano, drugi – hydrofobowy sorbent organiczny (SO) wyprodukowany na bazie torfu i używany do usuwania zanieczyszczeń węglowodorowych z powierzchni stałych oraz z powierzchni wody. Pojemność sorpcyjna tego produktu wynosi 32 dm^3 oleju/kg. Ostatnim materiałem był sorbent mineralny (MI) przeznaczony do pochłaniania substancji ropopochodnych z powierzchni stałych. Pojemność sorpcyjna tego produktu wynosi 13 dm^3 oleju/kg produktu. Oba sorbenty komercyjne są dostępne w handlu –

dystrybutorem jest firma REO AMOS. Wszystkie roztwory wodne badanych związków przygotowano na bazie wody redestylowanej. Jakkolwiek przypuszcza się, iż stężenia rozpuszczonych węglowodorów w warunkach rzeczywistych występujących w czasie katastrof w ruchu lądowym, mogą być znacznie wyższe z uwagi na współwystępowanie związków o charakterze detergentów (płyny chłodnicze oraz płyny do spryskiwania szyb), to w warunkach eksperymentu nie stosowano żadnych środków zwiększających rozpuszczalność badanych węglowodorów. Wszystkie używane odczynniki posiadały stopień czystości do analiz chromatograficznych.

Tabela 1. Podstawowe parametry badanych związków

Table 1. Basic parameters of the investigated compounds

Związek	Wzór chemiczny	Masa molowa [g/mol]	Rozpuszczalność w wodzie (20°C)	Gęstość [g/cm ³]
Heksan	C ₆ H ₁₄	86,18	12,5 mg/dm ³	0,6594
Heptan	C ₇ H ₁₆	100,20	2,68 mg/dm ³	0,6838
Oktan	C ₈ H ₁₈	114,23	0,66 mg/dm ³	0,7027
Nonan	C ₉ H ₂₀	128,20	0,122mg/dm ³	0,7177

2.1. Przygotowanie prób

Próby sorbentów zostały pobrane bezpośrednio z opakowań, w których są one konfekcjonowane. Wyjątek stanowił kompost pozyskany bezpośrednio w kompostowni. Badania prowadzono z wykorzystaniem kompostu grzejnego – pozyskany materiał nie był poddany procesowi dojrzewania na pryzmach. Ujednolicanie oraz mielenie stosowano jedynie w celu oznaczenia podstawowych parametrów charakteryzujących badane sorbenty. Dane te zamieszczono w tabeli 2. Badania podstawowe wykonano zgodnie z polskimi normami. Wyniki analizy granulometrycznej zawarte w tabeli 3 odnoszą się do badanych materiałów sorpcyjnych nie poddanych mieleniu. Analizę granulometryczną przeprowadzono metodą wagową na sitach Multiserv.

2.2. Eksperymenty sorpcyjne

Badania prowadzono w szklanych naczyniach zamykanych szlifowanymi korkami. Każdorazowo bezpośrednio do naczyń odważano po 5g badanego sorbentu. Roztwory wodne zawierające związki organiczne

wykonywano z mieszaniny heksanu, heptanu, oktanu oraz nonanu powstałej poprzez zmieszanie tych związków w równych proporcjach (m/m). Charakterystykę badanych związków przedstawiono w tabeli 1. Roztwory badawcze wykonano rozpuszczając 500 μl mieszaniny węglowodorów w 1000 cm^3 wody redestylowanej. Uzyskane roztwory wodne przechowywano w temp. 20°C bez dostępu światła. Straty obliczone dla prób ślepych nie przekraczały 3%, a wyniki nie były korygowane pod tym kątem. Stosunek sorbentu do roztworu w czasie eksperymentu wynosił 1 : 10. Czas sorpcji wynosił 15, 30, 60, 120 i 240 minut. Po upływie wyznaczonego czasu pobierano próby, sączono je przez sączki szklane (Advantec GD-120), a następnie poddawano ekstrakcji przy pomocy dichlorometanu poprzez 1 godzinne wstrząsanie w 4 ml wialkach z ciemnego szkła zakręcanych teflonowym korkiem. Eluat osuszano przy użyciu Na_2SO_4 uprzednio suszonego do stałej masy w 130°C. Badane węglowodory alifatyczne oznaczano w nieoczyszczonych ekstraktach metodą GC-FID przy użyciu kolumny kapilarnej ZB-5 przy stałym przepływie helu przez kolumnę w ilości 1 ml/min ($3,531 \cdot 10^{-5}$ CFM). Temperatura dozownika wynosiła 250°C, a temperatura detektora 280°C. Program temperaturowy pieca rozpoczynał się przy temperaturze 30°C, utrzymanej przez 2 min, i przyrostem temperatury do 80°C w tempie 4°C/min a następnie do 150°C w tempie 15°/min. Końcowa temperatura programu (150°C) była utrzymywana przez 1min. Limit detekcji wynosił 1,0÷1,5 ng dla pojedynczego związku. Do wykonania krzywej kalibracyjnej użyto wzorców firmy LGC Promochem o początkowym stężeniu 200 $\mu\text{g}/\text{ml}$ każdego związku. Procent adsorpcji obliczono ze wzoru:

$$A_{ti} = \frac{m_s^{ads}(t_i)100}{m_0} (\%)$$

gdzie:

A_{ti} – procent adsorpcji (%) w czasie t_i ,

$m_s^{ads}(t_i)$ – masa badanej substancji w sorbencie w czasie t_i , [μg],

m_0 – masa związku na początku badania [μg].

3. Wyniki i dyskusja

Alkany uznawane za praktycznie nierozpuszczalne w wodzie są zwykle postrzegane jako grupa związków które po wydostaniu się do

środowiska wodnego tworzą frakcję LNAPL lub DNAPL. Jednak właściwości węglowodorów krótkołańcuchowych tej grupy pozwalają w niewielkim stopniu na migrację do fazy wodnej (tabela 1). Badane sorbenty różniły się pod względem składu chemicznego. Jednym z ważniejszych parametrów jest zawartość substancji organicznej w badanych materiałach (tabela 2). Najwyższą ilość substancji organicznej posiadał sorbent SO wytwarzany z torfu – niemal 99% (co decyduje o znacznej pojemności sorpcyjnej), a najniższą – zgodnie z oczekiwaniami sorbent MI – poniżej 1%. Badany kompost zawierał 48,16% materii organicznej, co jest wartością typową dla tego rodzaju materiału.

Table 2. Charakterystyka sorbentów użytych do doświadczeń

Table 2. Characteristic of sorbents used in experiments

Parametr	MI	SO	MD
Substancje organiczne (%)	0,87±0,01	98,73±0,13	48,16±4,18
TOC (% d.m.)	<0,5	95,7±0,28	24,9±4,1
pH w H ₂ O	6,16±0,03	3,85±0,02	7,95±0,06
EC (mS/cm)	0,709±0,11	0,09±0,01	3,02±0,38
Gęstość nasypowa (g/dm ³)	421,8±6,1	93,7±3,7	185,2±9,6

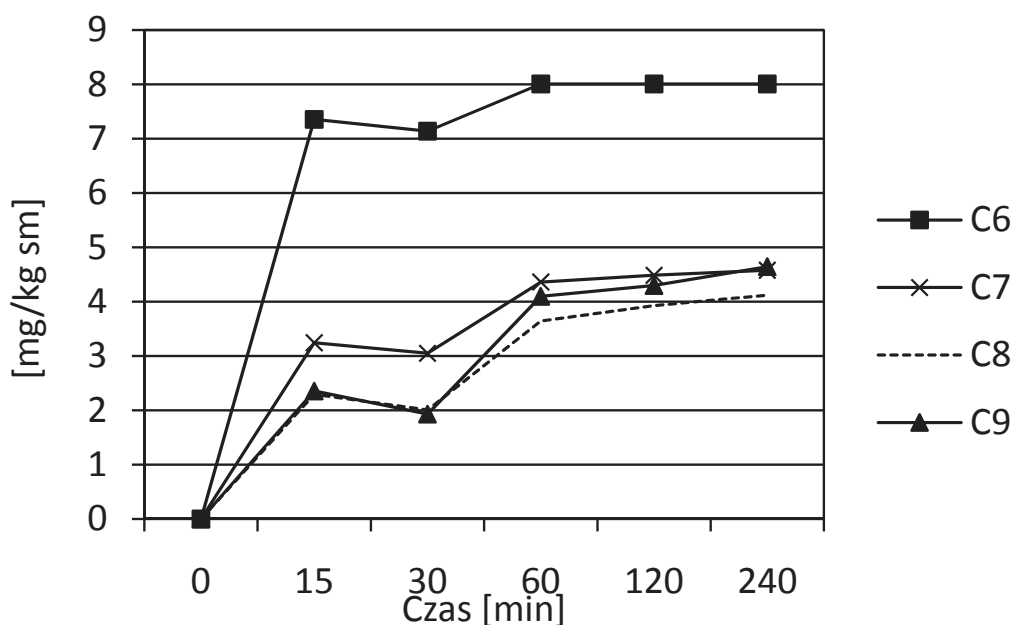
Tabela 3. Skład granulometryczny badanych sorbentów [%]

Table 3. Granulometric composition of investigated sorbents [%]

Wielkość ziaren (mm)	MI	SO	MD
> 4	0,0	0,4	34,8
> 2	43,6	15,0	12,5
> 1	54,7	10,6	20,0
> 0,5	1,70	17,2	13,9
> 0,25	0,07	22,7	16,9
> 0,1	0,01	20,0	5,2
< 0,1	0,01	9,16	1,5

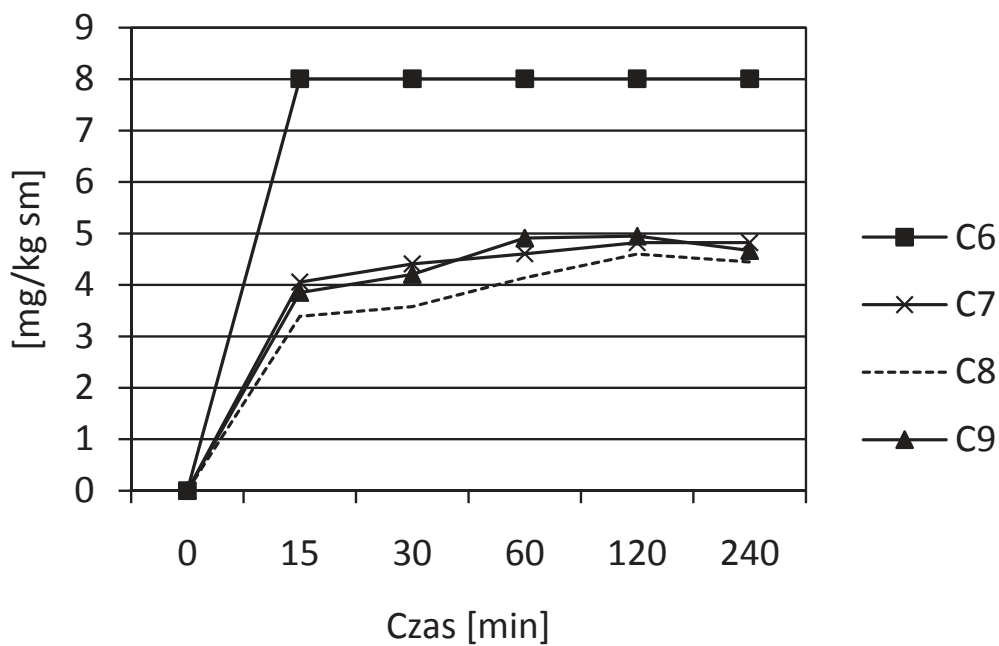
Także skład granulometryczny sorbentów użytych do doświadczeń był zróżnicowany. Na uwagę zwraca szczególnie wysoki udział (ponad 9%) frakcji < 0,1 mm sorbentu organicznego oraz duża ilość (niemal 35%) frakcji > 4 mm w przypadku sorbentu MD. Duża zawar-

tość frakcji drobnej sorbentu organicznego SO może być jednym z głównych czynników wpływających na duże zdolności sorpcyjne tego materiału. Badane alkanole rozpuszczono w wodzie destylowanej osiągając stężenia 8,0; 4,8; 4,6 i 5,6 mg/dm³ odpowiednio dla testowanego szeregu homologicznego alkanolew. Uwzględniając rozpuszczalność poszczególnych związków, należy przypuszczać, iż w przypadku heptanu, oktanu i nonanu część związku znajdowała się w fazie zawieszony. W badaniach sorpcji wykonywanych metodą statyczną wykazano, że ilość sorbowanych zanieczyszczeń jest zależna od czasu kontaktu zanieczyszczonej wody i sorbentu. W 30 minucie eksperymentu zaobserwowano niewielki spadek ilości sorbowanych związków w przypadku wszystkich testowanych sorbentów, szczególnie wyraźny dla oktanu i nonanu. Najkrótszy czas kontaktu po którym oznaczono ilość zabsorbowanych związków wynosił 15'. Po tym czasie zanotowana redukcja ilości zanieczyszczeń wynosiła dla heksanu $A_{t15} = 37,5\%$ dla sorbentu MI i $A_{t15} = 100\%$ dla sorbentu SO i $A_{t15} = 91,9\%$ dla testowanego kompostu MD (rys 1, 2 i 3). Związek ten był najsilniej sorbowany spośród wszystkich testowanych. Najslabiej w przypadku sorbentu MI sorbowany był heptan ($A_{t120} = 61,5\%$), natomiast w przypadku sorbentu SO nonan ($A_{t120} = 82,8\%$), podobnie jak w przypadku kompostu ($A_{t120} = 76,2\%$).



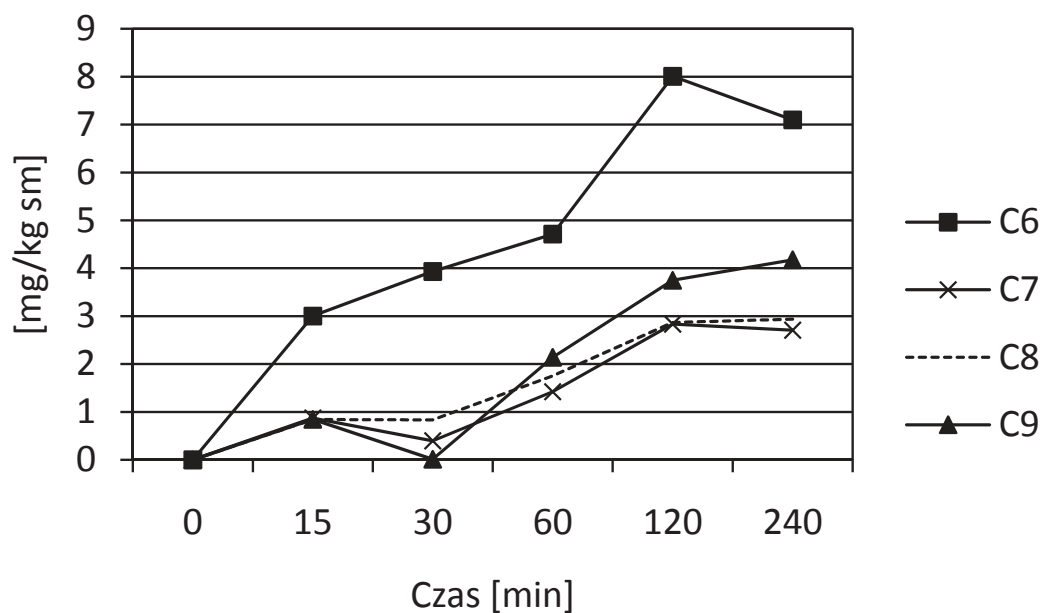
Rys. 1. Sorpcja n-alkanolew na kompoście MD

Fig. 1. N-alkanes sorption on MD compost



Rys. 2. Sorpcja n-alkanów na sorbencie SO

Fig. 2. N-alkanes sorption on SO sorbent



Rys. 3. Sorpcja n-alkanów na sorbencie MI

Fig. 3. N-alkanes sorption on MI sorbent

Po 240 minutach w niektórych przypadkach (sorbenty SO oraz MI) zanotowano niewielki stopień desorpcji w przypadku heptanu, oktanu i nonanu. Zjawiska tego nie zanotowano jedynie w przypadku kompostu MD. Sorbent organiczny SO najsilniej sorbował heksan ($A_{t15} = 100\%$) oraz heptan ($A_{t120} = 100\%$). Oktan i nonan były sorbowane słabiej, jednak zaznaczyć należy, iż po wyczerpaniu związku z roztworu po 120 minutach, zanotowano niewielką desorpcję tych związków. Silną sorpcję badanych związków w krótkim czasie należy tłumaczyć hydrofobowym charakterem sorbentu oraz dużą powierzchnią sorpcyjną.

Kompost MD najsilniej sorbował heksan ($A_{t60} = 100\%$), a następnie heptan, oktan oraz nonan. Sorbent mineralny wykazywał słabsze właściwości od pozostałych testowanych materiałów, jednak i w tym przypadku w największym stopniu eliminował z roztworu heksan natomiast w odróżnieniu od sorbentów SO i MD najsłabiej sorbował heptan eliminując tylko $A_{t240} = 63,9\%$. Optymalny czas sorpcji powinien wynosić 120 minut ponieważ dłuższe przetrzymywanie sorbentu w roztworze prowadzi do zapoczątkowania desorpcji związanych cząsteczek. Nie zanotowano wyraźnego wydłużania czasu osiągnięcia równowagi w układzie sorbent – woda w przypadku badań sorpcji nonanu na membranach [16].

W wyniku badań prowadzonych metodą „batch” określono zarówno łączną ilość zabsorbowanych węglowodorów oraz zabsorbowane ilości pojedynczych węglowodorów. Całkowita sorpcja wszystkich testowanych związków określona metodą batch wyniosła 16,9 mg/kg, 21,9 mg/kg oraz 21,3 mg/kg odpowiednio dla sorbentu MI, SO i kompostu MD i była niższa od zanotowanej w przypadku sorpcji n-alkanów z mieszaniny gazów na zeolitach [9]. W badaniach kompostów pod kątem sorpcji pestycydów przy porównywalnych wartościach do stężeń badanych tu związków, zanotowano wartości rzędu 40÷200 mg/kg, a więc wyższe niż sumaryczna sorpcja badanych tu związków [19]. Zanotowano także wysoką efektywność kompostów w eliminacji węglowodorów aromatycznych z roztworu wodnego, gdzie całkowita masa sorbowanych związków osiągała niemal 2 g/kg sorbentu [13]. Możliwość powtórnego użycia kompostu MD po zeskładowaniu go na polach biodegradacyjnych pozwala na uniknięcie kosztów termicznego unieszkodliwienia zużytych sorbentów oraz eksploatacji środowiska w celu wyprodukowania nowych [10]. Badane sorbenty wykazały wysoką efektywność w usuwaniu związków organicznych z wody, podobnie do efektywności sorbentów w eliminacji metali ciężkich [6].

4. Wnioski

Badane właściwości sorpcyjne kompostu MD i sorbentów dostępnych komercyjnie (SO oraz MI) są zróżnicowane. Na podstawie uzyskanych rezultatów najlepszymi własnościami charakteryzuje się sorbent SO przeznaczony do sorpcji zanieczyszczeń ropopochodnych z powierzchni wody. Jego właściwości hydrofobowe predestynują go do tego rodzaju zastosowania, jednak jak wykazano jest również skuteczny w przypadku sorpcji badanych alkanów rozpuszczonych i pozostających w fazie zawieszonyj w roztworze wodnym. Jednak z uwagi na to iż produkowany jest z surowców nieodnawialnych jego zastosowanie powinno być kontrolowane. Najsłabsze właściwości sorpcyjne wykazywał sorbent mineralny MI. Po czasie kontaktu wynoszącym 4 godziny usunął 73,3% mieszaniny węglowodorów z roztworu. Masa sorbowanych związków spadała w szeregu heksan > heptan > oktan > nonan. Badane sorbenty w znacznym stopniu powodowały spadek stężeń węglowodorów alifatycznych rozpuszczonych w wodzie, co może stanowić o ich wykorzystaniu jako środków ograniczających skutki przedostawania się zanieczyszczeń ropopochodnych do środowiska naturalnego. Dodatkowym atutem przemawiającym za stosowaniem badanego kompostu MD jako sorbentu, jest niska cena oraz poprzez generowanie popytu na kompost, ograniczanie ilości biodegradowalnej frakcji odpadów komunalnych trafiającej na składowiska.

Literatura

1. **Chen H., Chen S., Quan X., Zhao H., Zhang Y.:** *Sorption of polar and nonpolar organic contaminants by oil-contaminated soil.* Chemosphere 73. 1832÷1837. 2008.
2. **Gestel van K., Mergaert J., Swings J., Coosemans J., Ryckeboer J.:** *Bioremediation of diesel-oil contaminated soil by composting with bio-waste.* Environmental Pollution 125. 361÷368. 2003.
3. **Gibert O., Pablo de J., Cortina J.L., Ayora C.:** *Municipal compost-based mixture for acid mine drainage bioremediation: Metal retention mechanisms.* Applied Geochemistry 20. 1648÷1657. 2005.
4. **Ignatowicz-Owsieniuk K.:** *Zastosowanie metod biologiczno-fizycznych do usuwania zanieczyszczeń pestycydowych z wody.* Rocznik Ochrona Środowiska 4. 229÷240. 2002.

5. **Koh S.M., Dixon J.B.:** *Preparation and application of organo-minerals as sorbent of phenol, benzene and toluene.* Applied Clay Science 18 111÷122. 2001.
6. **Malej J.:** *Sorbenty organiczne i mineralne w procesie oczyszczania ścieków.* Rocznik Ochrona Środowiska 11 355÷380. 2009.
7. **Mathur A.K., Majumder C.B., Chatterjee S.:** *Combined removal of BTEX in air stream by using mixture of sugar cane bagasse, compost and GAC as biofilter media.* Journal of Hazardous Materials 148 64÷74. 2007.
8. **McNevin D., Barford J.:** *Biofiltration as an odour abatement strategy.* Biochemical Engineering Journal 5 231÷242. 2000.
9. **Möller A., Guimaraes A.P., Gläser R., Staudt R.:** *Uptake-curves for the determination of diffusion coefficients and sorption equilibria for n-alkanes on zeolites.* Microporous and Mesoporous Materials 125 23÷29. 2009.
10. **Namkoong W., Hwang E-Y., Park J_S., Choi J-Y.:** *Bioremediation of diesel-contaminated soil with composting.* Environmental Pollution 119. 23÷31. 2002.
11. **Otten L., Afzal M.T., Mainville D.M.:** *Biofiltration of odours: laboratory studies using butyric acid.* Advances in Environmental Research, 397÷409. 2004.
12. **Oyanedel-Crever V.A., Fuller M., Smith J.A.:** *Simultaneous sorption of benzene and heavy metals onto two organoclays.* Journal of Colloid and Interface Science 309 485÷492. 2007.
13. **Rosik-Dulewska Cz., Ciesielczuk T.:** *The possibilities of using waste compost to remove aromatic hydrocarbons from solution.* (w) Environmental Engineering III, Pawłowski, Dudzińska & Pawłowski (red.) Taylor&Francis Group London, 237-24. 2010.
14. **Soumare M., Demeyer A., Tack F.M.G., Verlo M.G.:** *Chemical characteristics of Malian and Belgian solid waste composts.* Bioresource Technology 81. 97÷101 2002.
15. **Tognetti C., Mazzarino M.J., Laos F.:** *Improving the quality of municipal organic waste compost.* Bioresource Technology 98 1067÷1076. 2007.
16. **Trung T.K., Ramsahye N.A., Trens P., Tanchoux N., Serre C., Fajula F., Férey G.:** *Adsorption of C5–C9 hydrocarbons in microporous MOFs MIL-100(Cr) and MIL-101(Cr): A manometric study.* Microporous and Mesoporous Materials 134 134÷140. 2010.
17. **Tsui L., roy W.R.:** *The potential application of using compost charts for removing the hydrophobic herbicide atrazine from solution.* Bioresource Technology 99 5673÷5678. 2008.

18. **Wefer-Roehl A., Graber E.R., Borisover M.D., Adar E., Nativ R., Ronen Z.:** *Sorption of organic contaminants in a fractured chalk formation.* Chemosphere 44. 1121÷1130. 2001.
19. **Wilde de T., Mertens J., Spanoghe P., Ryckeboer J., Jaeken P., Springael D.:** *Sorption kinetics and its effect on retention and leaching.* Chemosphere 72. 509÷516. 2008.
20. **Williamson J.C., Akinola M., Nason M.A., Tandy S., Healey J.R., Jones D.L.:** *Contaminated land clean-up using composted wastes and impacts of VOCs on land.* Waste Management 29, 1772÷1778. 2009.
21. **Zhu L., Ruan X., Chen B., Zhu R.:** *Efficient removal and mechanisms of water soluble aromatic contaminants by a reduced-charge bentonite modified with benzyltrimethylammonium cation.* Chemosphere 70. 1987÷1994. 2008.

Possibilities of Application of Compost from Waste for Removal of C₆-C₉ Aliphatic Hydrocarbons from Solution

Abstract

Sorption of petroleum products (mostly liquid fuels) is the basic process that counteracts to the spreading of this type of pollution in the natural environment. Composts from wastes are currently being used as biofilters which eliminate organic compounds (mainly odors) from the air stream. The present study investigates the possibility of using compost, produced from mixed municipal waste, as sorbent for the absorption of aliphatic hydrocarbons C₆-C₉ from aqueous solution, and its features are compared to commercially available mineral and organic sorbents. Analysis of the basic parameters of the tested materials, showed high content of the organic matter (99%) in the sorbent SO and high share of small fraction particles in this material. The combination of these two features, constitutes its large sorption capacity. Mineral sorbent (MI) with low organic matter content (below 1%) is also applied in practice to absorb petroleum products, however, only from solid surfaces. In this study the sorption of the following aliphatic hydrocarbons: hexane, heptane, octane and nonane by 'batch' method was investigated. The study was conducted at room temperature and distilled water prior to experiments was used to prepare the solutions of tested compounds. The concentrations of hydrocarbons dissolved in water in real conditions, can be much higher due to coexistence of a detergent-like compounds, but in this work compounds that increase the solubility of in-

investigated alkanes in water were not used. However, it is necessary to state that the concentrations of tested compounds, noted in aqueous solution, exceeds the solubility level of these compounds in water. This indicates their presence in water not only in a soluble form but also as a suspension. In the study the ratio of sorbent to solution was 1:10. The concentrations of tested aliphatic were determined in the aqueous phase after 15, 30, 60, 120 and 240 minutes. The obtained samples were filtered through glass filter and then extracted by shaking with dichloromethane. The eluate was dried and then tested, aliphatic hydrocarbons were determined by GC-FID method. The conducted experiments showed strong absorption of studied organic pollutants from aqueous solution. Tests showed the best sorption properties of absorbing SO sorbent, which after 240 minutes sorbed 95.1% of organic compounds, and then compost MD (with 92.6% sorption efficiency). The worst sorption properties has sorbent MI – obtained results showed only 73.3% elimination of a mixture of aliphatic compounds from solution. Mass of sorbed compounds declined in the following order: hexane > heptane > octane > nonane. Tested sorbents, lead to a significant decrease of aliphatic hydrocarbons concentrations present in suspended and dissolved phase in water. It creates the real possibility of using them as a materials for limiting the effects of spreading oil products in the environment. Using compost for the absorption of fuel could be an opportunity to use compost which was eliminated while being used as fertilizer eg. due to its contamination by heavy metals.



Technologie zagospodarowania odpadów z górnictwa węgla kamiennego – diagnoza stanu aktualnego, ocena innowacyjności i analiza SWOT

Ireneusz Baic, Beata Witkowska-Kita

Instytut Mechanizacji Budownictwa i Górnictwa Skalnego, Katowice

1. Wstęp

Działania naukowe w obszarze gospodarki surowcami mineralnymi wskazują wyraźnie, że coraz więcej substancji, uznawanych jeszcze niedawno za odpady, zyskuje w nowych technologiach wartość surowca mineralnego. Funkcjonujące powszechnie jeszcze do niedawna określenie „odpad” zastępuje się określeniem „potencjalny surowiec mineralny”, a ostatnio coraz częściej jako „surowiec wtórny”. Odzwierciedla to zarówno wartości użytkowe, jak i ewentualne korzyści wynikające z możliwości jego wykorzystania. W dniu 31 lipca 2007 r. Rada Ministrów przyjęła dokument „Strategia działalności górnictwa węgla kamiennego w Polsce w latach 2007÷2015”. W strategii określono, że: „Celem polityki Państwa w stosunku do sektora górnictwa węgla kamiennego jest racjonalne i efektywne gospodarowanie złożami węgla znajdującymi się na terytorium Rzeczypospolitej Polskiej tak, aby zasoby te służyły kolejnym pokoleniom Polaków”. Do osiągnięcia tego celu ko-

nieczna jest realizacja szeregu zadań, w tym m.in.: „Podjęcie przez spółki węglowe działań związanych ze zwiększeniem przychodów poprzez racjonalne gospodarowanie produktami ubocznymi i odpadami” [10].

Potrzebą chwili staje się więc podjęcie działań (wdrożenie innowacyjnych technologii) w celu wykorzystania kopalin towarzyszących, a także pozostałych odpadów powstających w trakcie udostępniania złóż, wydobywania i uszlachetniania.

2. Podział i klasyfikacja odpadów z górnictwa węgla kamiennego

Ustawa z dnia 10 lipca 2008 r. o odpadach wydobywczych (Dz. U. z 2008 r. Nr 138 poz. 865) wprowadza następujący podział (art. 3) [11]:

- *odpady przeróbcze* – odpady wydobywcze w formie stałej lub szlamu, które pozostają po przeróbce kopalin, przeprowadzonej w drodze procesów mechanicznych, fizycznych, biologicznych, termicznych lub chemicznych, a także z połączenia tych procesów;
- *odpady wydobywcze* – odpady pochodzące z poszukiwania, rozpoznawania, wydobywania, przeróbki i magazynowania kopalin ze złóż.

Natomiast zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 27 września 2001 r. w sprawie katalogu odpadów (Dz. U. z 2001 r. Nr 112, poz. 1206) odpady z górnictwa węgla kamiennego zostały zaklasyfikowane pod następującymi kodami rodzajowymi [8]:

- 01 01 02 Odpady z wydobywania kopalin innych niż rudy metali,
- 01 04 12 Odpady powstające przy płukaniu i oczyszczaniu kopalin inne niż wymienione w 01 04 07 i 01 04 11,
- 01 04 81 Odpady z flotacyjnego wzbogacania węgla inne niż wymienione w 01 04 80.

3. Inwentaryzacja ilościowo-jakościowa

W oparciu o dane statystyczne (stan na koniec 2009 r.) ilość odpadów wytwarzanych przez sektor gospodarczy w Polsce wynosi 111,06 mln Mg. W tej masie odpady pochodzące z górnictwa węgla kamiennego stanowią około 30 mln Mg, czyli prawie 27%. Dodatkowo szacuje się, że 583,8 mln Mg tego rodzaju odpadów jest już zdeponowana w środowisku [5]. W tabeli 1 zaprezentowano strukturę rodzajową

odpadów z górnictwa węgla kamiennego wytwarzanych w województwie śląskim w latach 2006÷2008 [7].

Tabela 1. Struktura rodzajowa odpadów z górnictwa węgla kamiennego wytwarzanych w województwie śląskim w latach 2006÷2008

Table 1. Structure of waste from coal mining which are produced in the province of Silesia in 2006÷2008

Lp.	Rodzaj odpadu	Nazwa odpadu	Ilość wytworzona w [tys. Mg]		
			2006	2007	2008
1.	01 01 02	Odpady z wydobywania kopalin innych niż rudy metali	1 333,9	782	825,7
2.	01 04 12	Odpady z procesu płukania i oczyszczania kopalin	28 528,5	28 986,8	23 662,7
3.	01 04 81	Odpady z flotacyjnego wzbogacania węgla	2 041,9	2 085,3	1 711,6
RAZEM			31 904,3	31 854,1	26 200,0

Z analizy dostępnych danych wynika, że około 92% odpadów powstających podczas eksploatacji i przeróbki kopalin jest – dla uniknięcia konieczności uiszczania opłat za ich składowanie – wykorzystywana gospodarczo. Z tej ilości zaledwie 30% jest wykorzystywane przemysłowo, a prawie 70% wykorzystuje się do niwelacji terenów, robót inżynierskich czy tzw. „budowli ziemnych”. W ten sposób znaczna ilość potencjalnego surowca mineralnego jest bezpowrotnie tracona.

4. Stan prawny

Podstawowym aktem prawnym dotyczącym gospodarki odpadami wydobywczymi jest ustawa z dnia 10 lipca 2008 r. o odpadach wydobywczymi (Dz. U. Nr 138 poz. 865) transponująca do prawodawstwa krajowego zapisy dyrektywy 2006/21/WE. Celem tej ustawy jest zapobieganie powstawaniu odpadów w przemyśle wydobywczym, ograniczanie ich niekorzystnego wpływu na środowisko oraz życie i zdrowie ludzi, przez wprowadzenie m.in.:

- zasad gospodarowania odpadami wydobywczymi,

- zasad prowadzenia obiektu unieszkodliwiania odpadów wydobywczych,
- procedur kwalifikacji odpadów wydobywczych do odpadów obojętnych,
- procedur związanych z uzyskiwaniem zezwoleń i pozwoleń związanych z gospodarką odpadami wydobywczymi,
- procedur związanych z kwalifikacją obiektów unieszkodliwiania odpadów wydobywczych do kategorii A.

Jednym z najważniejszych instrumentów prawnych, jaki wprowadziła ustawa o odpadach wydobywczych jest program gospodarowania odpadami wydobywczymi, który stanowi podstawowy dokument zawierający najistotniejsze informacje o wytwarzanych odpadach. Program zawiera m.in. charakterystykę odpadów, informacje o procesach ich wytwarzania, przeróbki, a także zagospodarowania polegającego na ich odzysku lub unieszkodliwianiu w obiekcie do tego przeznaczonym. Program powinien również opisywać skutki, jakie dla środowiska i zdrowia ludzi będzie powodowało unieszkodliwianie odpadów, a także instrumenty prewencyjne z tym związane [11].

Skuteczne funkcjonowanie ustawy wymaga wydania szeregu rozporządzeń wykonawczych. W kwietniu 2009 r. Komisja Europejska przyjęła pięć decyzji do dyrektywy 2006/21/WE. Na bazie tych decyzji Ministerstwo Środowiska opracowało projekty następujących rozporządzeń wykonawczych w sprawie:

- klasyfikacji obiektów unieszkodliwiania odpadów wydobywczych,
- charakterystyki odpadów wydobywczych,
- zaliczania odpadów wydobywczych do odpadów obojętnych,
- monitoringu obiektu unieszkodliwiania odpadów wydobywczych.

Projekty te są obecnie w fazie konsultacji społecznych i uzgodnień międzyresortowych. Z punktu widzenia sektora górnictwa węgla kamiennego do najbardziej istotnych należą rozporządzenia dotyczące zaliczania odpadów wydobywczych do odpadów obojętnych, kwalifikacji obiektów unieszkodliwiania odpadów wydobywczych oraz charakterystyki odpadów wydobywczych.

5. Foresight OGWK – „Foresight w zakresie priorytetowych i innowacyjnych technologii w zakresie zagospodarowywania odpadów pochodzących z górnictwa węgla kamiennego”

Myślą przewodnią projektu jest wskazanie priorytetów inwestycyjnych w sferze badań i rozwoju technologicznego, zmiana orientacji nauki i systemu innowacji, wzmocnienie polskiego potencjału sfery badawczo-rozwojowej oraz przedsiębiorstw sektora publicznego i prywatnego funkcjonujących w sektorze gospodarczego wykorzystania odpadów pochodzących z przemysłu wydobywczego, przez rozwój i wdrażanie metodyki foresight w zakresie innowacyjnych technologii zagospodarowywania odpadów.

Głównym celem projektu jest identyfikacja wiodących technologii zagospodarowania odpadów górniczych o znaczeniu strategicznym, których rozwój w następnych 20 latach będzie priorytetowy dla Polski oraz opracowanie scenariuszy ich rozwoju przez zastosowanie usystematyzowanej metodyki badawczej.

Projekt jest realizowany przez Konsorcjum w skład, którego obok Instytutu Mechanizacji Budownictwa i Górnictwa Skalnego wchodzi Politechnika Śląska w Gliwicach oraz Akademia Górniczo-Hutnicza im. St. Staszica w Krakowie.

Celem II etapu projektu Foresight OGWK było opracowanie analizy zawierającej diagnozę stanu obecnego rozwoju technologii, w obszarze zagospodarowywania odpadów z górnictwa węgla kamiennego, która w kolejnych etapach projektu zostanie zaprezentowana Ekspertom Kluczowym w celu weryfikacji i oceny z zastosowaniem metody Delphi, analizy krzyżowej i analizy AHP [6].

Zakres II etapu realizacji projektu obejmował m.in.:

- przedstawienie terminologii i definicji stosowanych w odniesieniu do odpadów z górnictwa węgla kamiennego,
- inwentaryzację ilościową i jakościową odpadów w górnictwie węgla kamiennego,
- opracowanie kryteriów oceny innowacyjności stosowanych rozwiązań technologicznych,
- analizę i ocenę innowacyjności stosowanych obecnie rozwiązań technologicznych,

- analizę przyczyn obecnego stanu w obszarze gospodarki odpadami z górnictwa węgla kamiennego – czynniki zewnętrzne i wewnętrzne,
- analizę SWOT – instytucjonalną i technologiczną.

6. Kierunki gospodarczego wykorzystania odpadów powstających w górnictwie węgla kamiennego i kryteria oceny ich innowacyjności

Do podstawowych kierunków gospodarczego wykorzystania odpadów z górnictwa węgla kamiennego zaliczyć należy [3]:

- redukcję u „źródła” – na etapie projektowania oraz poprzez optymalizację zastosowanych technologii drążenia złoża,
- odzysk – w kopalni po ziemię i na powierzchni,
- unieszkodliwianie poprzez składowanie.

Kierunki gospodarczego wykorzystania odpadów z górnictwa węgla kamiennego są ściśle powiązane z stosowanymi rozwiązaniami technologicznymi. Z tego też względu zidentyfikowane w ramach projektu technologie podzielono na następujące sekcje odzwierciedlające potencjalne kierunki gospodarczego wykorzystania:

- Sekcja I – Budownictwo hydrotechniczne, ziemne, rekultywacja terenów
- Sekcja II – Roboty likwidacyjne w kopalniach węgla kamiennego,
- Sekcja III – Podsadzanie wyrobisk eksploatacyjnych,
- Sekcja IV – Kruszywa, ceramika,
- Sekcja V – Odzysk substancji węglowej.

Łącznie zidentyfikowano i opisano w oparciu o sporządzoną na potrzeby realizacji projektu „Kartę technologii zagospodarowania odpadów z górnictwa węgla kamiennego” ok. 40 technologii a wśród nich m.in.:

- technologie wykorzystania skały płonnej do rekultywacji technicznej terenów zdegradowanych i w budownictwie hydrotechnicznym,
- technologie wykorzystania skały płonnej do likwidacji szybów i pustek po eksploatacji pokładów,
- technologie wykorzystania odpadów poflotacyjnych w doszczelnianiu zrobów zawałowych,
- technologie zagospodarowania odpadów poflotacyjnych w podsadzkach typu „pasta”,

- technologie produkcja lekkich kruszyw sztucznych z mułów węglowych powstających w procesach flotacji,
- technologie produkcji ceramiki budowlanej ze skały płonnej,
- technologie pozyskiwania mikro i nano węgla jako paliwa żelowego z odpadów poflotacyjnych.

Dla zidentyfikowanych technologii opracowano kryteria oceny innowacyjności uwzględniające zarówno aspekty natury technologicznej i ekonomicznej pozwalające na uzyskanie wymiernych efektów finansowych, jak i aspekty natury społeczno-środowiskowej, które trudno w sposób mierzalny zdefiniować.

Przyjęto następujące kryteria poziomu innowacyjności technologii:

1. kryterium obecnego poziomu technologicznego (technicznego) odnoszonego do innych zaawansowanych dziedzin techniki (materiały, automatyzacja, informatyka, itp.),
2. kryterium, skuteczności technologii odnoszona do warunków zewnętrznych,
3. kryterium uniwersalności technologii odnoszona do techniki i warunków ich stosowania,
4. kryterium negatywnego wpływu na środowisko,
5. kryterium bezpieczeństwa i higieny pracy.

Każdemu z powyższych kryteriów przyporządkowano wielkość wagową w zakresie od 0,1÷0,25, a każdej zidentyfikowanej technologii przypisano jeden z 4 stopni zaawansowania:

- 0 – technologia nieprzydatna,
- 1 – technologia o ograniczonej przydatności,
- 2 – technologia przydatna,
- 3 – technologia bardzo przydatna.

Tak więc, ocena końcowa danej technologii stanowić będzie sumę iloczynów wielkości wagowych i stopnia zaawansowania. Powyższa metodyka oceny stopnia innowacyjności technologii została opracowana przez Politechnikę Śląską w Gliwicach [2, 4, 9].

Przyjmując jako kryterium kwalifikujące wartość oceny końcowej danej technologii na poziomie $> 2,0$ wyniki oceny innowacyjności przedstawiają się następująco:

- Sekcja I – 3 technologie,
Sekcja II – 6 technologii,
Sekcja III – 3 technologie,
Sekcja IV – 6 technologii,
Sekcja V – 6 technologii.

Technologie które uzyskały najwyższe oceny to:

- technologie produkcji ceramiki budowlanej ze skały płonnej,
- technologie wykorzystania skały płonnej do likwidacji pustek po eksploatacji pokładów,
- technologie pozyskiwania węgla z odpadów drobnoziarnistych,
- technologie produkcja lekkich kruszyw sztucznych z mułów węglowych powstających w procesach flotacji.

7. Analiza SWOT

W przedmiotowy projekcie Foresight OGWK analiza SWOT została przeprowadzona na poziomie instytucjonalnym tzn. firm zajmujących się zagospodarowaniem i unieszkodliwianiem odpadów z górnictwa węgla kamiennego jak i technologii ich przetwarzania zgodnie z przyjętymi kierunkami gospodarczego wykorzystania [1].

Analiza SWOT na poziomie instytucjonalnym, wykazała:

- niski poziom innowacyjności stosowanych rozwiązań (produktów, technologii, materiałów),
- brak wiedzy o możliwościach wykorzystania różnych instrumentów finansowych,
- brak wiedzy o funkcjonowaniu instytucji B+R, ich ofercie i możliwościach transferu technologii,
- barierę kapitałową przy wprowadzaniu nowoczesnych rozwiązań technologicznych w eksploatacji i przeróbce kopalin.

Natomiast analiza SWOT na poziomie technologicznym wykazała m.in.:

- znaczne zasoby odpadów powstających i zdeponowanych w okresach wcześniejszych,
- niekorzystne zmiany prawne dotyczące przetwarzania odpadów i wykorzystywania pozyskanego z nich produktu,

- zmiany w sposobach wydobywania węgla, minimalizujące udział technologii z wykorzystaniem odpadów,
- konieczność budowy dodatkowej infrastruktury,
- konieczność wykonywania specjalistycznych badań jakościowych odpadów,
- zmieniające się warunki górnictwo-geologiczne i tym samym właściwości odpadów,
- brak systemu motywującego wdrażanie innowacyjnych technologii zagospodarowania odpadów,
- skomplikowane procedury finansowania nowych inwestycji.

8. Wnioski

Pomimo wysokiego poziomu odzysku i unieszkodliwiania (poza składowaniem) odpadów z wydobycia i przetwarzania węgla kamiennego, aktualnego stanu gospodarki odpadami wydobywczymi nie można uznać za zadowalający. Jest to spowodowane wieloma czynnikami, do których zaliczyć należy:

- niedostatek technicznie, ekologicznie i ekonomicznie sprawdzonych technologii przeróbki kopalin i odzysku surowców odpadowych,
- częste zmiany uregulowań prawnych w dziedzinie gospodarowania odpadami i ochronie środowiska w tym w szczególności brak rozporządzeń wykonawczych do ustawy o odpadach wydobywczych,
- brak wystarczających mechanizmów ekonomicznych sprzyjających odzyskowi surowców odpadowych,
- barierę kapitałową przy wprowadzaniu nowoczesnych rozwiązań technologicznych w eksploatacji i przeróbce kopalin,
- brak pełnego zbilansowania odpadów składowanych i nagromadzonych na nieewidencjonowanych składowiskach.

Reasumując należy stwierdzić, że występuje pilna konieczność opracowania kompleksowego programu zagospodarowania odpadów pochodzących z górnictwa węgla kamiennego oraz umieszczenia w rządowych programach restrukturyzacji górnictwa węglowego oraz energetyki odpowiednich zapisów dotyczących przedmiotowych odpadów i ich wykorzystania.

Literatura

1. **Baic I, Góralczyk S.:** *Foresight w zakresie priorytetowych i innowacyjnych technologii zagospodarowania odpadów pochodzących z górnictwa węgla kamiennego*. Monografia „Paliwo – Bezpieczeństwo – Środowisko, ITG KOMAG, Gliwice 2010.
2. **Góralczyk S., Baic I.:** *Odpady z górnictwa węgla kamiennego i możliwości ich gospodarczego wykorzystania*. *Polityka Energetyczna* Tom 12 Zeszyty 2/2. 2009.
3. **Koziół W., Piotrowski Z.:** *Aktualne kierunki zagospodarowania odpadów z udostępniania węgla kamiennego*. *Przeгляд Górniczy*, 10/2009.
4. **Lutyński A., Blaschke W.:** *Aktualne kierunki zagospodarowania odpadów przeróbczych węgla kamiennego*. *Przeгляд Górniczy* Nr 10/2009 s. 33÷35.
5. „Ochrona środowiska 2010”, Główny Urząd Statystyczny, Warszawa 2010.
6. Praca zbiorowa: *Foresight OGWK – Priorytetowe i innowacyjne technologie zagospodarowania odpadów pochodzących z górnictwa węgla kamiennego – Etap II*. Warszawa 2009.
7. *Rocznik Statystyczny Województwa Śląskiego 2009*, Urząd Statystyczny w Katowicach, Katowice 2010.
8. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 27 września 2001 r., w sprawie katalogu odpadów (Dz. U. z 2001 r. Nr 112 poz. 1206).
9. Scenariusze rozwoju technologicznego przemysłu wydobywczego węgla kamiennego. Praca zbiorowa pod redakcją Mariana Turka. Główny Instytut Górnictwa. Katowice 2008.
10. *Strategia działalności górnictwa węgla kamiennego w Polsce w latach 2007÷2015*. Warszawa 2007.
11. Ustawa z dn. 10 lipca 2008 r. o odpadach wydobywczych (Dz. U. z 2008 r., Nr 138 poz. 865).

Hard Coal Mining Waste Management Technologies – Diagnosis of Current Development, Innovativeness Evaluation and SWOT Analysis

Abstract

The article presents current state of waste management from hard coal mining industry including legal requirements within the field. The article also deals with the research project “Foresight in priority and innovative technologies of hard coal mining waste management“ which aims at evaluating current

state of technological development in economic usage of hard coal mining waste and indicating investments priorities and directions of management.

Research activities in the area of mineral resource management clearly show that more and more of the substance, recently regarded as waste, is getting in new technologies, the value of minerals. Functioning well until recently, the term "waste" shall be replaced by "potential mineral resource", and recently more and more as a "secondary raw material". This reflects both the values of utility and possible benefits from its use.

Idea of the project "Foresight on priority and innovative technologies for handling hard coal mining waste" (Foresight OGWK) is to identify priorities for investment in research and technological development, changing the orientation of science and innovation system, strengthening the potential of Polish research & development sphere and public as well as private sector enterprises operating in the sector of economic use of waste from extractive industries, through development and implementation of foresight methodology in the range of innovative waste management technologies.

There is an urgent need to develop a comprehensive program of waste management from coal mining and the placement in government programs for restructuring of coal mining and power industries, adequate records regarding the waste and their use.



Przyrodnicze wykorzystanie osadów dennych w świetle obowiązujących przepisów

*Tomasz Ciesielczuk, Grzegorz Kusza, Urszula Karwaczyńska
Uniwersytet Opolski*

1. Wstęp

Prawo polskie definiuje nawozy zapisem Ustawy z dnia 10 lipca 2007 o nawozach i nawożeniu (Dz.U. Nr 147 poz. 1033) jako produkty przeznaczone do dostarczania roślinom składników pokarmowych lub zwiększenia żyzności gleb albo zwiększania żyzności stawów rybnych, którymi są nawozy mineralne, nawozy naturalne, nawozy organiczne oraz nawozy organiczno-mineralne. Definicja nawozów organicznych i naturalnych nie obejmuje osadów dennych. Są one postrzegane jako materiał który może być wykorzystywany do celów rolniczych, ale powinny wówczas spełniać standardy jakości gleb występujących w miejscu ich ostatecznego stosowania, a więc ich jakość powinna być zgodna z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 w sprawie standardów jakości gleby i standardów jakości ziemi (Dz.U. 2002 Nr 165 poz. 1359). W dobie intensywnego rolnictwa właściwie zbilansowane nawożenie jest konieczne. Alternatywą dla stosowanych nawozów mineralnych mogą stać się nawozy pochodzenia naturalnego mianowicie osady denne, które powstają w zbiornikach wodnych pod-

czas procesu sedymentacji. Powoduje to stopniowe wypływanie mł, a zatem powstaje konieczność odmulniania zbiorników i ich renowacji, a także późniejszego zagospodarowania urobku w postaci osadów [12].

Osady denne stanowią bowiem bardzo cenne źródło materii organicznej, a także biogenów łatwo przyswajalnych dla roślin. Jednak ze względu na trudności w pozyskaniu, znaczne uwodnienie czy możliwość znacznego ich zanieczyszczenia, np. metalami ciężkimi oraz związkami organicznymi (jak np. substancje ropopochodne, pestycydy czy WWA), wykorzystanie ich w tym celu staje się problematyczne [7]. Zanieczyszczenia osadów dennych substancjami ropopochodnymi są powszechne i mogą przekraczać 1 g/kg s.m. osadu [1]. Ponadto zgromadzone odsady wykazują silną tendencję do zagniwania oraz tworzenia dużych ilości odcieków mogących niekorzystnie wpływać na otaczające komponenty środowiska (gleby i wody podziemne), w związku z czym musiałyby być wykorzystywane krótko po pozyskaniu [19]. Celem pracy była ocena możliwości wykorzystania osadów dennych jako nawozów na podstawie analizy chemicznej wybranych parametrów osadów pobranych ze zbiorników wodnych zlokalizowanych na terenie miasta Opola oraz zbiornika zaporowego Jezioro Turawskie Duże w Turawie.

2. Materiały i metodyka

Do badań pobrano osady denne pochodzące z 3 różnych stanowisk na terenie miasta Opola, jednego stanowiska na terenie gminy Stobrawa (OS 0) oraz jednego znajdującego się na terenie gminy Turawa. Próby oznaczone jako OS 0 pobrane na terenie leśnym stanowiły „próbę odniesienia” w stosunku do pozostałych, jako pochodzące z niezanieczyszczonej małej zlewni. Zbiornik ten zasilany jest wodą opadową i gruntową. Próby oznaczone jako OS I, pobrano z kanału Wińskiego oddzielającego tereny rekreacyjne Opola od pól uprawnych. Zbiornik ten zasilany jest wodami gruntowymi oraz opadowymi odprowadzanymi z terenów Wyspy Bolko gdzie zlokalizowany jest ogród zoologiczny. Próby oznaczone jako OS II pobrano ze zbiornika śródpolnego (bez nazwy) zlokalizowanego około 300 metrów od szosy, (tzw. Obwodnica północna), zasilanego wodami gruntowymi. Sporadycznie zbiornik ten pokrywają wody powodziowe rzeki Odry. Natomiast próbę OS III, pobrano ze zbiornika stanowiącego odbiornik ścieków deszczowych po-

chodzących z terenu dużego zakładu przemysłowego. Osad denny pobrany z tego zbiornika jest zanieczyszczony związkami ropopochodnymi z placu manewrowego zakładu. Ponadto akwen ten narażony jest na oddziaływanie pól uprawnych i cofkę wód powodziowych rzeki Odry. Próby oznaczone jako OS IV pobrano ze zbiornika zaporowego „Jezioro Turawskie Duże”, gdzie punkty poboru zlokalizowano w odległości 100÷150 metrów od zapory. Pobory osadów zostały wykonane w jesieni 2009 roku. Osady denne pobrano za pomocą czerpacza osadów typu Eckmana-Birge'a, co pozwoliło na pobranie wierzchniej warstwy (o miąższości do 20 cm). Z każdego zbiornika pobrano 3 niezależne próby. Następnie osady zostały przewiezione do laboratorium oczyszczone z gałęzi i zanieczyszczeń mechanicznych (tworzywa sztuczne), zhomogenizowane, a następnie poddane analizie chemicznej. Oznaczono następujące parametry: odczyn (pH), suchą masę, ogólną zawartość substancji organicznej, a także wybranych metali ciężkich i pestycydów. Odczyn pobranych prób oznaczono metodą elektrometryczną, suchą masę metodą wagową, a zawartość substancji organicznej oznaczono jako straty prażenia w temperaturze 600°C w czasie 3 godzin, i regeneracji węglanów. Metale ciężkie oznaczono metodą spektroskopii absorpcji atomowej za pomocą aparatu PHILIPS-UNICAM PU 9100X, po mikrofalowej mineralizacji na mokro z wodą królewską. Mineralizację wykonano w bombach teflonowych w mineralizatorze MARS-X. Pestycydy chlorowane oznaczono metodą chromatografii gazowej z detektorem wychwyty elektronu (GC-ECD) za pomocą aparatu Varian 3800 wyposażonego w kolumnę DB 1701 dł. 30 m. Ekstrakcji heksanem (POCH) poddano 20 g odważki prób świeżych suszonych za pomocą bezwodnego siarczanu sodowego. W celu oczyszczania ekstraktu zastosowano pył miedziany (Fluka) w ilości 0,5 g/próbę. W grupie pestycydów chlorowanych oznaczono: DDT, DDD, DDE, aldrynę, dieldrynę, endrynę, a-HCH, b-HCH oraz g-HCH. W tym przypadku temperatura dozownika chromatografu wynosiła 260°C, a detektora ECD – 330°C. Piec chromatografu rozpoczął pracę od 100°C, utrzymywanych przez 1min., a następnie przy naroście 5°C/min. osiągnęto 310°C, którą to temperaturę utrzymywano przez 5 min. Przepływ gazu nośnego (He) przez kolumnę chromatograficzną wynosił 1 ml/min.

3. Wyniki i dyskusja

Badane osady miały zróżnicowany charakter co przedstawia tabela 1. Uwodnienie osadów było wysokie i wynosiło od 30,8% w przypadku OS III, do 48,2% dla OS I. Odczyn wszystkich badanych prób był zbliżony do obojętnego. Cechą charakteryzującą próbę OS III było znaczne jej zaolejenie oraz występowanie dużych ilości nierozłożonych liści drzew w wyniku procesu petryfikacji. Zawartość substancji organicznej była wysoka i za wyjątkiem osadu OS I przekraczała 90% s.m. Zawartość analizowanych metali w próbach osadów była zróżnicowana. Ich zawartość była najwyższa w próbach OS III (w szczególności Cd, Cu, Pb i Zn), co prawdopodobnie było spowodowane bezpośrednim narażeniem na oddziaływanie sąsiadującego ze zbiornikiem zakładu przemysłowego. Ponadto zawartość kadmu w próbce OS IV kwalifikowała go do osadów znacznie zanieczyszczonych (przekroczenie poziomu prawdopodobnej toksyczności PEL wyznaczonego zarówno przez CCME (Canadian Council Ministers of Environment), jak i USEPA (United States Environment Protection Agency) ponad 10 razy). Tak wysokie stężenia kadmu w próbce OS IV zanotowano prawdopodobnie w wyniku wieloletniej presji ze strony hałdy odpadów huty w miejscowości Ozimek (tabela 2). Krawędź hałdy opiera się o brzeg rzeki Małapanew będącej głównym dopływem badanego zbiornika. W organicznych osadach dennych pochodzących z tego akwenu we wcześniejszych badaniach zanotowano szczególnie wysokie zawartości tego pierwiastka. Maksymalna zanotowana ilość kadmu w jednej z prób pierwotnych wynosiła 270 mg/kg s.m. [Ciesielczuk dane niepubl.]. Pomimo, że w trzech pozostałych próbach zanotowane stężenia metali nie odbiegają od spotykanych w osadach dennych zbiorników wodnych będących pod wpływem zanieczyszczeń antropogenicznych [5], to sporadycznie notowano przekroczenia wartości zalecanych PEL i poziomu progowego toksyczności TEL. Wyjątek stanowiła próba „odniesienia” OS 0, nie wykazująca ponadnormatywnych ilości badanych metali. Podwyższone ilości zanieczyszczeń mogą być także efektem oddziaływania wód powodziowych niosących allochtoniczną materię nawet ze znacznych odległości [14].

Osady denne mogą być zanieczyszczone metalami w różnym stopniu, który głównie zależy od charakteru zlewni oraz sposobu i intensywności użytkowania zbiornika. W osadach Jeziora Balaton notowano

stosunkowo wysokie zawartości dwóch metali – miedzi i ołowiu, które wynosiły odpowiednio 153 mg i 612 mg w kg s.m. osadu [7]. W niniejszej pracy nawet osady obciążone ściekami z terenu przemysłowego nie zawierały tak znacznych ilości ołowiu. W osadach jeziora Turtle Creek zanotowano natomiast podwyższone ilości niklu (77 mg/kg) i ołowiu (160 mg/kg). Zanotowane ilości pozostałych analizowanych metali były niższe lub podobne do zanotowanych w niniejszych pracach [8, 14, 15]. Jednak podstawą do zakwalifikowania osadów do wykorzystania przyrodniczego są zapisy rozporządzenia z dnia 9.09.2002 (Dz.U. 2002 nr 165 poz. 1359). W tym przypadku rozpatrzyć należy możliwość zastosowania osadów do polepszania właściwości gleb użytkowanych rolniczo. W odniesieniu do tych danych (tabela 2) jedynie trzy pierwsze (OS 0, OS I i OS II) zawierają metale w normatywnych ilościach. Spodziewano się jednak, iż próby pochodzące ze zbiornika śródpolnego, okresowo zalewane wodami powodziowymi, będą zawierały większe ilości metali ciężkich. Potwierdza to znikomy udział nanosów powodziowych we wzbogacaniu osadów w pierwiastki śladowe [10]. Osady OS III i OS IV zawierają więcej metali w szczególności cynku, miedzi, kadmu i ołowiu, których zawartość kilkukrotnie przekracza ilość dopuszczalną.

Tabela 1. Podstawowe parametry badanych osadów dennych
Table 1. Basic parameters of investigated bottom sediments

Parametr	OS 0	OS I	OS II	OS III	OS IV
Odczyn (pH)	7,28	7,59	7,49	6,53	7,85
Sucha masa [%]	54,74	51,82	61,81	69,20	65,5
Substancje organiczne [% s.m.]	92,80	73,47	94,69	92,37	90,45

Takie ilości mogą stanowić znaczne zagrożenie dla ekosystemu, ponieważ w badaniach laboratoryjnych stwierdzono toksyczność badanych w niniejszej pracy osadów na kiełkowanie i wzrost siewek roślin testowych (*Lepidium*, *Sinapsis*), jednak w celu szczegółowego określenia możliwości migracji, a co za tym idzie możliwości pobierania ich przez rośliny należy wykonać ekstrakcję sekwencyjną [11, 16]. Zanotowane ilości metali stwarzają w przypadku ich zastosowania do celów nawozowych, możliwość wzmożonego pobierania tych pierwiastków przez ro-

śliny, a co za tym idzie negatywnie wpływać na wysokość i jakość uzyskiwanych plonów [2, 3]. Zawartość chlorowanych pestycydów w badanych osadach jest zróżnicowana (tabela 3). W pracy analizowano związki zawarte w rozporządzeniu (Dz.U. 2002 Nr 165 poz. 1359) będące efektem uprawy roli oraz rozpowszechnionego w latach 1945÷1975 stosowania popularnego insektycydu DDT (Azotoxu) do zwalczania owadów nie tylko w uprawach rolniczych ale także w gospodarstwach domowych.

Tabela 2. Zawartość metali ciężkich w badanych osadach dennych [mg/kg s.m.]
Table 2. Heavy metals content in investigated bottom sediments [mg/kg dw]

Miejsce poboru osadów	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Cr
OS 0	< 0,50	15,6	6,7	8,4	116,9	10,2
OS I	1,39	46,5	31,2	63,2	622,2	61,1
OS II	< 0,50	13,3	12,8	11,3	105,5	15,4
OS III	4,81	174,7	33,6	205	986	88,1
OS IV	44,1	85	22,5	183	1128	30,8
TEL Klasyfikacja CCME	0,6	35,7	-	35	123	nn
PEL	3,5	197	-	91,3	315	
TEL Klasyfikacja USEPA	0,68	18,7	15,9	30,2	124	52,3
PEL	4,21	108	42,8	112	271	160
Dz.U. 2008 Nr 119 poz. 765	5	nn	60	140	nn	100
Dz.U. 2002 Nr 165 poz. 1359	4	150	100	100	300	150

TEL – Threshold Effect Level – zawartość pierwiastka, która może wykazywać toksyczne działanie na organizmy

PEL – Probable Effect Level – zawartość pierwiastka toksycznie oddziałująca na organizmy

nn – wartość nie normowana

Tabela 3. Zawartość pestycydów chlorowanych w badanych osadach dennych [mg/kg s.m.]**Table 3.** Organochlorine pesticides content in investigated bottom sediments [mg/kg dw]

Miejsce poboru osadów	DDT i metabolity	Aldryna	Dieldryna	Endryna	a-HCH	b-HCH	g-HCH
OS 0	0,0021	0,0002	< 0,0001	0,0012	0,0005	0,0011	< 0,0001
OS I	0,0045	0,0003	< 0,0001	0,0021	0,0005	0,0018	0,0007
OS II	0,0061	0,0002	0,0006	0,0029	0,0004	0,0009	0,0005
OS III	0,0283	0,0307	0,0748	0,0220	0,0018	0,0028	0,0029
OS IV	0,0255	0,0136	0,0079	0,0311	0,0016	0,0034	0,0018
Dz.U. 2002 Nr 165 poz.1359	0,025	0,025	0,005	0,01	0,025	0,01	0,0005

W szczególności wysokie zawartości zanotowano w próbach OS III oraz OS IV. Przekroczenia dopuszczalnych ilości zanotowano w przypadku DDT, DDE, DDD, aldryny, dieldryny oraz endryny, co można wyjaśnić biorąc pod uwagę podatność na degradację tej grupy związków [20]. Związek DDT oraz jego metabolity mogą stanowić nawet ponad 90% pestycydów chlorowanych notowanych w osadach jeziornych zbiorników sąsiadujących ze zlewnią intensywnie użytkowaną rolniczo [4]. Przekroczenia dopuszczalnej ilości DDT i jego metabolitów zanotowano także w przypadku osadów OS I i OS II, jednak były one niewielkie. Notowane ilości są spotykane także w osadach dennych innych jezior, ale często są one bardzo niskie, szczególnie aldryny i dieldryny, jednak rozpowszechnienie DDT jest nadal duże i związek ten notowany jest nawet w osadach jezior górskich w zlewniach, w których związek ten nigdy nie był stosowany [1, 8, 18]. Podobne ilości chlorowanych pestycydów zanotowano w osadach rzeki Odry, gdzie średnie ich stężenie wyniosło 0,0121 mg/kg [17]. Zawartość pestycydów w znacznym stopniu wynika z ich dopływu ze zlewni, nie tylko w przypadku zbiorników położonych na nizinach, ale także w przypadku jezior górskich, gdzie dominującym związkiem tej grupy jest DDT i jego pochodne, notowane w ilościach dochodzących do 0,054 mg/kg s.m. [6]. W ekstremalnych przypadkach zanotowana ilość DDT wyniosła nawet 100 mg/kg [13]. Osady

zbiorników wodnych, a w szczególności zaporowych, które narażone są na dopływ dużych ilości zanieczyszczeń mogą zawierać nawet dziesięciokrotnie wyższe stężenia od notowanych w niniejszej pracy, co może być zagrożeniem dla organizmów, nie tylko w obrębie danego zbiornika, ale także rzeki z niego wypływającej [20]. W uzasadnionych przypadkach, równoległe do badań fizyko-chemicznych, wskazane są testy toksykologiczne mogące pomóc właściwie ocenić wpływ danego osadu na organizmy roślinne i zwierzęce [3, 9].

4. Wnioski

Wyniki przeprowadzonych badań metali ciężkich pozwalają zakwalifikować trzy spośród pięciu badanych osadów dennych jako możliwe do przyrodniczego wykorzystania na glebach użytkowanych rolniczo lub glebach terenów przemysłowych. Osady z Kanału Wińskiego (OS I) oraz ze zbiornika śródpolnego (OS II) mogą być z powodzeniem stosowane do nawożenia organicznego gleb. Jednak dwa kolejne badane osady zawierają ponadnormatywne ilości metali (cynku, kadmu i ołowiu) co eliminuje je z zastosowania nawozowego. Jednak zawartość pestycydów eliminuje wszystkie badane osady (za wyjątkiem prób OS 0) z użycia do zabiegów nawożenia gleb uprawnych z uwagi na znaczne przekroczenia dopuszczalnych stężeń DDT i jego metabolitów oraz g-HCH, aldryny i endryny. Natomiast osady OS I i OS II mogą być stosowane na glebach terenów uprzemysłowionych. W związku z tym każda partia osadu dennego, nawet ze zbiorników narażonych na antropopresję w niewielkim stopniu, powinna być szczegółowo zbadana przed zastosowaniem nawozowym. Działanie takie umożliwi szczegółowe wskazanie terenu, na którym mogą być stosowane lub podjęcie decyzji o zaniechaniu wykorzystania takiego materiału. Podobnie postępuje się z pozostałością po fermentacji metanowej, która ma być wykorzystana jako nawóz. Aby poszerzyć możliwości wykorzystania osadów dennych do celów nawozowych konieczna byłaby zmiana przepisów poprzez włączenie osadów do grupy nawozów naturalnych, oraz opracowanie dopuszczalnych stężeń zanieczyszczeń organicznych oraz nieorganicznych.

Literatura

1. **Aleksandryan A., Bunatyan Y., Hovhannisyany R., Khachatryan A.:** *Sevan Lake ecosystem pollution by persistent organic pollutants*. Abstracts / Toxicology Letters 172S S1–S240. 2007.
2. **Ciesielczuk T., Czerniawska-Kusza I., Kusza G.:** *Zawartość metali ciężkich w osadach dennych i możliwość ich bioakumulacji w roślinach*. (w) *Obieg Pierwiastków w Przyrodzie* red. B. Gworek, IOŚ, Warszawa 2005. 403÷406.
3. **Czerniawska-Kusza I., Ciesielczuk T., Kusza G., Cichoń A.:** *Comparison of the Phytotoxkit microbiotest and chemical variables for toxicity evaluation of sediments*. *Environmental Toxicology*, 21(4), 2006. 367÷372.
4. **Darko G., Akoto O., Oppong C.:** *Persistent organochlorine pesticide residues in fish, sediments and water from Lake Bosomtwi, Ghana*. *Chemosphere* 72. 2008. 21÷24.
5. **Ghrefat H., Yusuf N.:** *Assessing Mn, Fe, Cu, Zn, and Cd pollution in bottom sediments of Wadi Al-Arab Dam, Jordan*. *Chemosphere* 65 2006 2114÷2121
6. **Grimalt J.O., van Drooge B.L., Ribes A. Vilanova R.M., Fernandez P., Appleby P.:** *Persistent organochlorine compounds in soils and sediments of European high altitude mountain lakes*. *Chemosphere* 54. 2004. 1549÷1561
7. **Hlavay J., Polyak K.:** *Investigation on the pollution sources of bottom sediments in the Lake Balaton*. *Microchemical Journal* 73. 2002. 65÷78.
8. **Juracek K.E., Mau D.P.:** *Metals, trace elements, and organochlorine compounds in bottom sediment of Tuttle Creek Lake, Kansas, U.S.A.* *Hydrobiologia* 494. 2003. 277÷282.
9. **Kalinowski R., Załęska-Radziwiłł M.:** *Wyznaczanie standardów jakości osadów dennych na podstawie badań ekotoksykologicznych*. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 40. 2009.
10. **Kusza G., Ciesielczuk T.:** *Wybrane właściwości fizyko-chemiczne nanosów mineralnych powstałych w wyniku powodzi w 1997 roku na terenie Powiatu Krapkowickiego*. *Rocznik Ochrona Środowiska* 10. 2008. 697÷705.
11. **Markiewicz E., Strzelczyk I., Terelak E., Hyper M., Wróż E., Ciesielczuk T., Kusza G.:** *Ocena wzrostu roślin uprawianych po zastosowaniu osadów dennych jako nawozów organicznych*. (w) *Studenckie Spotkania Odrzańskie w Aspekcie Woda-Człowiek Środowisko*, Opole, 2009. 67÷73.
12. **Olsson S., Regnell J., Persson A., Sandgren P.:** *Sediment-chemistry response to land-use change and pollutant loading in a hypertrophic lake, southern Sweden*. *Journal of Paleolimnology*, 17. 1997. 275÷294.

13. **Peris E., Requena S., de la Guardia M., Pastor A., Carrasco J.M.:** *Organochlorinated pesticides in sediments from the Lake Albufera of Valencia (Spain)*. Chemosphere 60 2005. 1542÷1549.
14. **Polechoński R.:** *Ołów w ekosystemie Jeziora Ślawa – przemieszczanie kumulacja oraz próba bilansu w dziesięcioleciu 1993-2003*. Zeszyty Naukowe AR Wrocław. 497. 2004.
15. **Senze M., Kowalska-Górska M., Polechoński R., Pokorny P., Dobicki W.:** *Accumulation of selected heavy metals in bottom sediments of dolnośląskie province dam reservoirs Teka Kom.* Ochr. Kszt. Środ. Przyr. OL PAN 5A. 2008. 126÷132.
16. **Stead-Dexter K., Ward N.I.:** *Mobility of heavy metals within freshwater sediments affected by motorway stormwater*. Science of the Total Environment 334÷335. 2004. 271÷277.
17. **Wolska L., Zygmunt B., Namiesnik J.:** *Organic pollutants in the Odra river ecosystem*. Chemosphere 53. 2003. 561÷569.
18. **Xue N., Zhang D., Xu X.:** *Organochlorinated pesticide multiresidues in surface sediments from Beijing Guanting reservoir*. Water Research 40 183÷194.
19. **Yuvanatemiya V., Boyd C.E.:** *Physical and chemical changes in aquaculture pond bottom soil resulting from sediment removal*. Aquacultural Engineering 35. 2006. 199÷205.
20. **Zoumis T., Schmidt A., Grigorova L., Calmano W.:** *Contaminants in sediments: remobilisation and demobilization*. The Science of the Total Environment 266. 2001. 195÷202.

Natural Usage of Bottom Sediments on the Base of Existing Law Rules

Abstract

This paper attempts to assess the quality of sediments derived from surface water, in order to assess their suitability for use as fertilizers or as material for ground reclamation procedures. Bottom sediments contain high amounts of organic matter and this base could be a potential source of easily accessible nutrients and organic matter, which could increase the water capacity of soil and moreover contribute to the stabilization of soil pH. The studied sediments came mostly from small water reservoirs (small lakes and canals) supplied by rainwater. Sample OS 0 (shown as “reference sample”) was taken from small reservoir

with small forest catchment area. Samples OS I – OS IV were exposed to the impact of: agriculture, rainwater coming from industrial areas, non-ferrous metal smelter and rainwater from city recreational areas. All samples were taken by Eckman-Birge sediment sampler. In the studied samples basic parameters for general characterization (pH, organic matter content, hydration) were defined. The main investigated parameters include heavy metals and organochlorine pesticides content, both of which are required for the analysis according to the Polish law, enactment 2002 No. 165 pos.1359. The studied bottom sediments, although originated from different reservoirs, were organic and all belong to gyttia sediment type. High amounts of organic matter in all examined samples allowed the comparison of recorded concentrations of heavy metals and pesticides. One of the tested samples was different – sediment OS III. This sample was contaminated with petroleum compounds originating from the maneuver yard from industry plant. Obtained results indicate the high contents of heavy metal in samples exposed to industrial effluents and metal smelter. In this case, such deposits cannot be applied as fertilizers on agricultural soils. The content of pesticides in the studied sediments was high and all tested samples (except 'reference' sample OS 0), showed supranormal quantities. On this basis, the test samples OS I – IV OS are not suitable for the use on natural soils used for agriculture, but the first two investigated sediments (OS I OS II) can be used on soils of industrialized areas. In the group of chlorinated pesticides, in tested samples high concentrations of DDT and γ -HCH compounds were recorded. The use of sediments as fertilizers, materials for improving soil parameters, or for ground reclamation is increasing, due to decreasing amounts of good quality organic fertilizers (e.g. manure) and difficulty in saving utilization sediments from dredging water reservoirs. The reported results indicate the real possibility of using bottom sediments as organic fertilizers, especially when they came from small reservoirs or lakes with uncontaminated catchment areas.



**Wpływ wybranych czynników
na rozwój innowacyjnych technologii
zagospodarowywania odpadów pochodzących
z górnictwa węgla kamiennego określony
metodą krzyżowej analizy wpływów**

Ireneusz Baic, Beata Witkowska-Kita

Instytut Mechanizacji Budownictwa i Górnictwa Skalnego, Katowice

Wiesław Blaschke, Aleksander Lutyński

Politechnika Śląska, Gliwice

Wiesław Kozioł, Zbigniew Piotrowski

Akademia Górniczo-Hutnicza, Kraków

1. Wprowadzenie

Zagadnienia związane z tematyką surowcową, szczególnie surowców energetycznych znajduje swoje odzwierciedlenie w szeregu projektach typu foresight o zasięgu zarówno globalnym jak i lokalnym czy krajowym. Zagadnienia tam prezentowane, w pewnych tylko wąskich fragmentach, poruszały tematyką odpadów i to głównie z procesów termicznego przetwarzania surowców energetycznych.

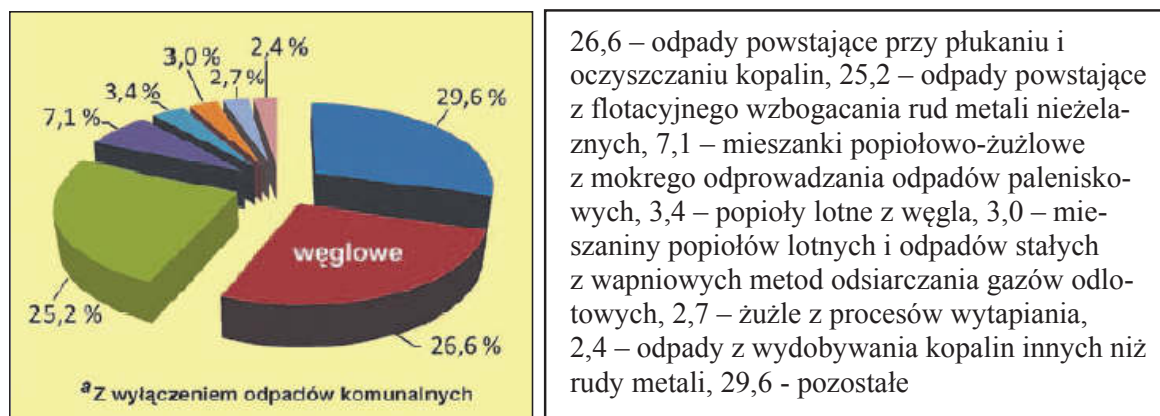
W roku 2007 wytworzono w Polsce 124,4 mln ton odpadów. Duży udział, bo 34,4 mln ton, a więc 26,6 %, stanowiły odpady mineralne powstające przy wydobyciu i przetwarzaniu węgla, co pokazano na rys. 1. Pomimo znacznego gospodarczego wykorzystania opisywanych odpadów, najczęściej w różnego typu pracach rekultywacyjnych na obszarach objętych eksploatacją górnictwa, ich ilość deponowana na składowiskach stale wzrasta i w 2007 (dane GUS) osiągnęła ponad 0,5 mld ton [4].

Na rys. 2 pokazano procentowe udziały poszczególnych rodzajów odpadów wytworzonych w 2007 r. w kopalniach węgla kamiennego Górnośląskiego Zagłębia Węglowego.

Wydaje się więc, w świetle przedstawionych danych, że problematyka efektywnego i szerokiego wykorzystania odpadów z produkcji węgla kamiennego jest niezwykle aktualna. Pewne pozytywne trendy zaobserwować można ostatnio w podejściu spółek węglowych, co wynika z obowiązującej już Ustawy o odpadach wydobywczych (Dz.U. z 2008 r. Nr 138, poz. 865) [3], [5]. Ustawa zobowiązuje bowiem wytwórców odpadów do ich utylizacji i zagospodarowania w instalacjach przemysłowych, wykluczając niektóre dotychczas stosowane metody zagospodarowania, np. poprzez składowanie.

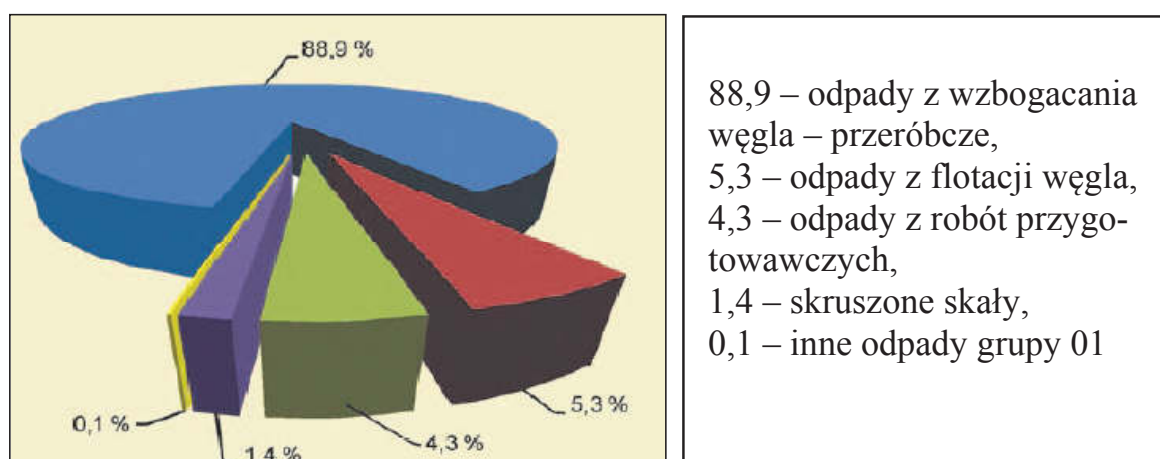
Przedstawiona sytuacja legła u podstaw zgłoszenia projektu „*Forecast* w zakresie priorytetowych i innowacyjnych technologii zagospodarowania odpadów pochodzących z górnictwa węgla kamiennego”. Koordynatorem projektu, którego realizację przewidziano na lata 2009 – 2011, jest Instytut Mechanizacji Budownictwa i Górnictwa Skalnego w Warszawie. Partnerami projektu są Akademia Górniczo Hutnicza i Politechnika Śląska.

W ramach wykonywanego projektu przewiduje się szereg badań mających na celu identyfikację wiodących technologii zagospodarowania odpadów górniczych o znaczeniu strategicznym, których rozwój w następnych 20 latach będzie priorytetowy dla Polski, a także opracowanie ich scenariuszy z określeniem czynników mających istotny wpływ na ten rozwój [1].



Rys. 1. Ilość odpadów wytworzona wg rodzajów w 2007 r. [4]

Fig. 1. The amount of waste produced by type in 2007 [4]



Rys. 2. Procentowe udziały poszczególnych rodzajów odpadów wytworzonych w 2007 r. w kopalniach węgla kamiennego Górnośląskiego Zagłębia Węglowego [4]

Fig. 2. Percentage share of different types of waste produced in 2007 in hard coal mines of Upper Silesia Coal Basin [4]

Czwarty etap realizacji projektu Foresight OGWK stanowił jego rdzeń i dotyczył przeprowadzenia badań przy zastosowaniu różnych metodologii pod kątem oceny innowacyjności technologii zagospodarowywania odpadów pochodzących z górnictwa węgla kamiennego oraz wpływu wybranych czynników na ich rozwój [6].

2. Metoda krzyżowej analizy wpływów

Jedną z wykorzystanych w tym celu metod badawczych była w krzyżowej analizie wpływów metoda Analizy Strukturalnej Wpływów. Analiza Strukturalna Wpływów stanowi jedno z podstawowych narzędzi analitycznych stosowanych podczas realizacji projektów typu foresight. Zwykle przeprowadza się ją na początkowych etapach realizacji projektu, lecz w zależności od przyjętej metodyki realizacji projektu foresight może zostać również wykorzystana w kolejnych etapach prac. Metoda służy do oceny wzajemnego oddziaływania licznych grup różnorodnych czynników wywierających wpływ na rozwój analizowanego systemu (np. rozwój technologii) w określonych ramach czasowych. Dzięki zbadaniu istniejących związków pomiędzy zestawem pozornie niezwiązanych ze sobą zdarzeń i trendów, można zwiększyć wewnętrzną spójność analizowanego systemu. Podobnie jak inne metody analizy wpływów (*Cross-Impact*), służy ona określeniu związków pomiędzy danym zestawem zmiennych w celu wyodrębnieniu czynników kluczowych.

Analiza strukturalna wpływów przeprowadzona została w trzech etapach, którymi były:

1. Inwentaryzacja czynników mających wpływ na rozwój analizowanego układu (technologii) w określonych ramach czasowych.
2. Stwierdzenie występowania zależności pomiędzy wytypowanymi czynnikami oraz opis ilościowy występujących zależności przy wykorzystaniu macierzy wpływów.
3. Identyfikacja czynników kluczowych dla ewolucji analizowanego układu (technologii) w założonych ramach czasowych.

Inwentaryzacja istotnych czynników

Był to etap, który ma decydujące znaczenie w całym procesie analizy strukturalnej. Czynniki kluczowe stanowią zestaw zdarzeń oraz trendów i tendencji, panujących w danym systemie, które w największym stopniu zdecydują o ewolucji systemu w założonych ramach czasowych. Pakiet czynników istotnych wytypowali eksperci kluczowi foresightu.

Stwierdzenie występowania zależności – tworzenie macierzy wpływów

Wytypowane czynniki stanowiły podstawę do opracowania tzw. macierzy wpływów. Wybrane czynniki umieszczone zostały w rzędach i kolumnach macierzy (rys. 3).

	CZYNNIK 1	CZYNNIK 2	CZYNNIK 3	CZYNNIK 4	CZYNNIK 5
CZYNNIK 1	X				
CZYNNIK 2		X			
CZYNNIK 3			X		
CZYNNIK 4				X	
CZYNNIK 5					X

Rys. 3. Przykład macierzy wykorzystywanej w krzyżowej analizie wpływów
Fig. 3. Example of an array used in cross-impact analysis

Tak skonstruowaną macierz wypełniali eksperci kluczowi w miejscach przecięcia się wiersza i kolumny odpowiadając sobie na postawione pytania według następującego schematu:

1. Czy czynnik A ma bezpośredni wpływ na czynnik B?

Jeśli nie stwierdzono bezpośredniego wpływu w odpowiedniej kratce wpisywane było 0.

2. W jakim stopniu czynnik A bezpośrednio wpływa na czynnik B?

Stosowano następującą skalę określającą wpływ:

- 1 – słaby wpływ,
- 2 – średni wpływ,
- 3 – silny wpływ.

Kiedy wartości macierzy wpływów zostaną określone wprowadza się je do odpowiednich narzędzi informatycznych, np. programu MICMAC.

Identyfikacja czynników kluczowych (etap realizowany przez specjalistów [2])

Analiza macierzy wpływów pozwala zaklasyfikować zadane czynniki (zmienne) do następujących grup:

Czynniki Kluczowe jako te, które łączą w sobie siłę oddziaływania z dużym stopniem zależności, wskazując, które działania powinny być uznane za priorytetowe w procesie opracowywania Planów Strategicznych.

Czynniki Decydujące jako te, które wywierają bardzo silny wpływ na system i stąd mogą zachowywać się jako czynniki napędzające i hamujące, ale są one bardzo trudne do skontrolowania. Wiedza na ich temat jest niezwykle istotna w procesie obserwowania trendów długoterminowych w badaniach nad przyszłością.

Cele i Rezultaty – ewolucja tych czynników będzie zależeć od tego jak rozwijać się będą pozostałe zmienne w systemie. Niektóre z nich mogą być użyte jako zmienne kontrolne w kwestionariuszu delfickim.

Zmienne Regulujące i Narzędzia Pomocnicze – są umiejscowione blisko centrum matrycy i mogą okazać się pomocne do osiągnięcia celów strategicznych, jednakże ich wpływ na całość systemu nie jest decydujący.

Zmienne Autonomiczne jako te, które wykazują najmniejszy wpływ na zmiany zachodzące w systemie jako całości.

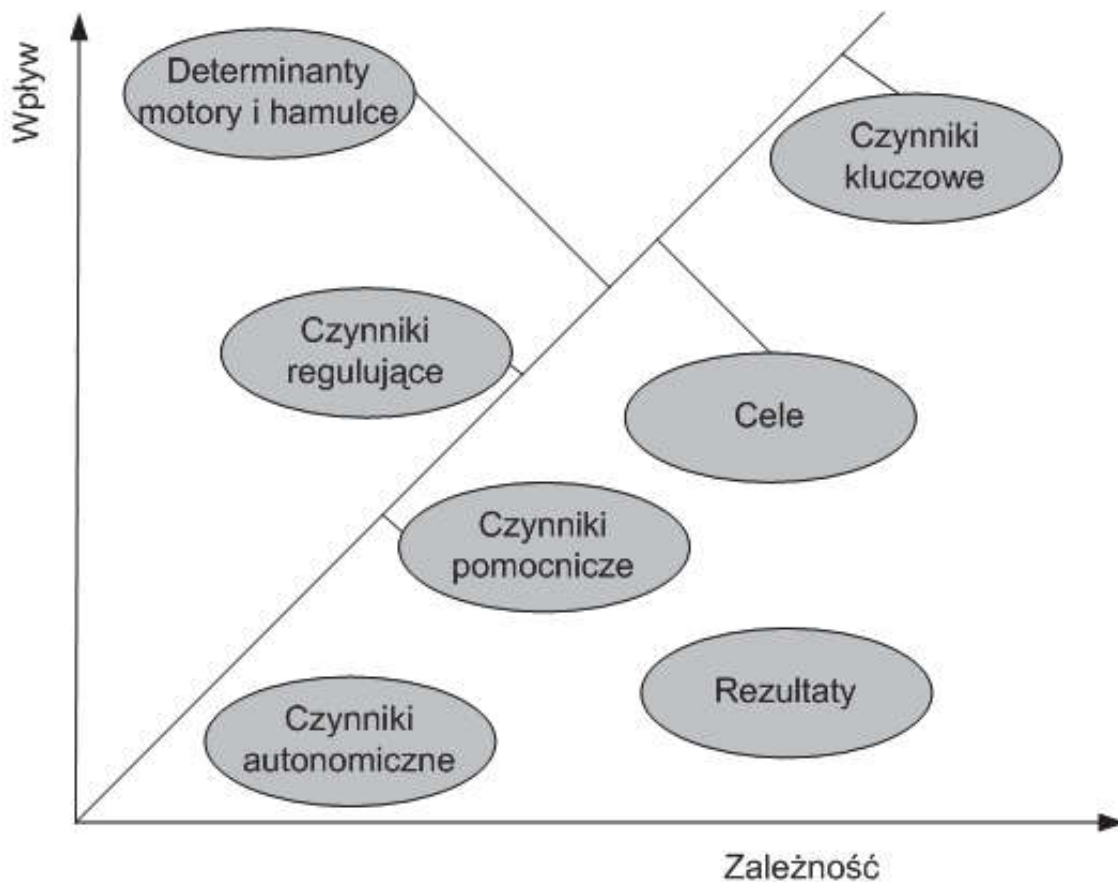
Każda z określonych grup czynników ma swoje ścisłe położenie na wykresie zależność/wpływ (rys. 4). Dodatkowa analiza wykresu pozwala wyciągnąć wnioski dotyczące stabilności i spójności analizowanego układu.

We wcześniej przeprowadzonych analizach sprecyzowano w foresighcie trzy cele strategiczne, którymi były:

1. ochrona złóż surowców mineralnych poprzez substytucję produktami otrzymanymi z przetwarzania i recyklingu odpadów wydobywczych,
2. pełne wykorzystanie odpadów wytwarzanych obecnie i w okresach wcześniejszych przez górnictwo węgla kamiennego,
3. identyfikacja nowych obszarów zastosowań surowców odpadowych i produktów wytworzonych na bazie odpadów z górnictwa węgla kamiennego,

oraz pięć grup technologicznych wykorzystania odpadów z górnictwa węgla kamiennego z podziałem na następujące kierunki:

- I – Budownictwo hydrotechniczne, ziemne, rekultywacja terenów,
- II – Roboty likwidacyjne w kopalniach węgla kamiennego,
- III – Podsadzanie wyrobisk eksploatacyjnych,
- IV – Kruszywa, ceramika,
- V – Odzysk substancji węglowej.



Rys. 4. Grupowanie czynników kluczowych przy pomocy narzędzia MICMAC
Fig. 4. Grouping of key factors with the use of MICMAC tool

Dla każdego z celów strategicznych wytypowane zostały czynniki istotne, mające wpływ na jego realizację.

Cel strategiczny 1.

1. Wysokie koszty przetwarzania surowców odpadowych i trudność w utrzymaniu stałości ich parametrów jakościowych.
2. Uwarunkowania prawne (głównie środowiskowe) preferujące wykorzystanie surowców odpadowych.
3. Skomplikowane procedury pozyskania środków finansowych.
4. Wzrost cen naturalnych surowców mineralnych.
5. Uwarunkowania fiskalne preferujące wykorzystanie surowców odpadowych.
6. Ograniczone zdolności eksploatacyjne złóż surowców mineralnych.
7. Mała świadomość ekologiczna i związana z tym niechęć do wykorzystania odpadów.

8. Wzrost zapotrzebowania na wyroby z surowców odpadowych.
9. Kosztowny transport naturalnych surowców mineralnych.
10. Zastosowanie bardziej efektywnych metod przeróbki i wzbogacania węgla.

Cel strategiczny 2.

1. Wysokie koszty przetwarzania surowców odpadowych i trudność w utrzymaniu stałości ich parametrów jakościowych.
2. Wzrost cen naturalnych surowców mineralnych.
3. Uwarunkowania prawne (głównie środowiskowe) preferujące wykorzystanie surowców odpadowych.
4. Skomplikowane procedury pozyskania środków finansowych.
5. Ograniczone zdolności eksploatacyjne złóż surowców mineralnych.
6. Uwarunkowania fiskalne preferujące wykorzystanie surowców odpadowych.
7. Mała świadomość ekologiczna i związana z tym niechęć do wykorzystania odpadów.
8. Wzrost zapotrzebowania na wyroby z surowców odpadowych.
9. Kosztowny transport naturalnych surowców mineralnych.
10. Zastosowanie bardziej efektywnych metod przeróbki i wzbogacania węgla.

Cel strategiczny 3.

1. Konieczność osiągnięcia standardów ekologicznych zawartych w krajowych i na poziomie UE uregulowaniach prawnych.
2. Wysokie koszty przetwarzania surowców odpadowych.
3. Wzrost cen naturalnych surowców mineralnych.
4. Konieczność budowy dodatkowej infrastruktury zakładów przetwórczych.
5. Przewidywane korzyści z lokowania produktów w nowych obszarach zastosowań.
6. Moda na efektywne wykorzystywanie odpadów.
7. Zmieniające się warunki górniczo-geologiczne a tym samym właściwości odpadów.
8. Ryzyko inwestowania w nowe technologie.
9. Niewielka konkurencja na rynku w początkowym okresie stosowania technologii.
10. Negatywny wpływ na środowisko operacji przetwarzania odpadów z górnictwa węgla kamiennego.

Analiza przedstawionych czynników wykazała ich znaczną zbieżność czynników w ramach przyjętych celów strategicznych. Wobec powyższego postanowiono rozpatrywać je łącznie, tworząc macierz horyzontalną z trzynastoma czynnikami, które co najmniej dwukrotnie wystąpiły w trzech celach strategicznych. Wyodrębniono trzynaście takich czynników, którymi są:

1. Wysokie koszty przetwarzania surowców odpadowych.
2. Trudność w utrzymaniu stałości ich parametrów jakościowych.
3. Konieczność osiągnięcia standardów ekologicznych zawartych w krajowych i europejskich uregulowaniach prawnych.
4. Skomplikowane procedury pozyskania środków finansowych.
5. Wzrost cen naturalnych surowców mineralnych.
6. Uwarunkowania fiskalne preferujące wykorzystanie surowców odpadowych.
7. Ograniczone zdolności eksploatacyjne złóż surowców mineralnych.
8. Mała świadomość ekologiczna i związana z tym niechęć do wykorzystania odpadów.
9. Wzrost zapotrzebowania na wykorzystanie surowców odpadowych,
10. Kosztowny transport naturalnych surowców mineralnych.
11. Konieczność budowy dodatkowej infrastruktury zakładów przetwórczych.
12. Zmieniające się warunki górniczo-geologiczne a tym samym właściwości odpadów.
13. Negatywny wpływ na środowisko operacji przetwarzania odpadów z górnictwa węgla kamiennego.

W pięciu grupach tematycznych technologii wykorzystania odpadów z górnictwa węgla kamiennego wytypowano następujące czynniki:

GRUPA I – Budownictwo hydrotechniczne, ziemne, rekultywacja terenów

1. Niskie koszty produkcji (przetwarzania odpadu do wykorzystania).
2. Dostępność odpadów wydobywczych, w tym odpadów o wymaganych właściwościach jakościowych dla danej technologii.
3. Koszty wdrożenia i eksploatacji instalacji.
4. Uwarunkowania prawne związane z zagospodarowaniem odpadów z górnictwa węgla.

5. Instrumenty finansowe preferujące wykorzystanie surowców odpadowych (podatki, opłaty).
6. Minimalizowanie skutków eksploatacji na powierzchni obszaru górniczego.
7. Dostępność funduszy na rekultywację terenów, prace hydrotechniczne i inne inwestycje proekologiczne.
8. Łatwość wdrożenia technologii.
9. Zapotrzebowanie odbiorców.
10. Niska energochłonność i materiałochłonność.

GRUPA II – Roboty likwidacyjne w kopalniach węgla kamiennego

1. Dostępność odpadów wydobywczych, w tym odpadów o wymaganych właściwościach jakościowych dla danej technologii.
2. Niskie koszty produkcji (przetwarzania odpadu do wykorzystania).
3. Koszty wdrożenia i eksploatacji instalacji.
4. Instrumenty finansowe preferujące wykorzystanie surowców odpadowych (podatki, opłaty).
5. Polityka wspierająca zagospodarowanie odpadów (strategie, plany).
6. Niska energochłonność i materiałochłonność.
7. Łatwość wdrożenia technologii.
8. Zapotrzebowanie odbiorców.
9. Potrzeby technologiczne związane z eksploatacją węgla kamiennego.
10. Uwarunkowania prawne związane z zagospodarowaniem odpadów z górnictwa węgla.

GRUPA III – Podszadzanie wyrobisk eksploatacyjnych

1. Dostępność odpadów wydobywczych, w tym odpadów o wymaganych właściwościach jakościowych dla danej technologii.
2. Niskie koszty produkcji (przetwarzania odpadu do wykorzystania).
3. Koszty wdrożenia i eksploatacji instalacji.
4. Instrumenty finansowe preferujące wykorzystanie surowców odpadowych (podatki, opłaty).
5. Polityka wspierająca zagospodarowanie odpadów (strategie, plany i itd.).
6. Niska energochłonność i materiałochłonność.
7. Łatwość wdrożenia technologii.
8. Zapotrzebowanie odbiorców.
9. Konieczność minimalizacji skutków eksploatacji na powierzchni obszaru górniczego w zależności od stopnia jego zagospodarowania.

10. Uwarunkowania prawne związane z zagospodarowaniem odpadów z górnictwa węgla.

GRUPA IV – Kruszywa, ceramika

1. Niskie koszty produkcji (przetwarzania odpadu do wykorzystania).
2. Dostępność odpadów wydobywczych, w tym odpadów o wymaganych właściwościach jakościowych dla danej technologii.
3. Ograniczenie powierzchni zajmowanych terenów.
4. Uwarunkowania prawne związane z zagospodarowaniem odpadów z górnictwa węgla.
5. Instrumenty finansowe preferujące wykorzystanie surowców odpadowych (podatki, opłaty).
6. Efektywność przeróbki i wzbogacania węgla.
7. Dostępność funduszy na rekultywację terenów, prace hydrotechniczne i inne inwestycje proekologiczne.
8. Łatwość wdrożenia technologii.
9. Zapotrzebowanie odbiorców.
10. Niska energochłonność i materiałochłonność.

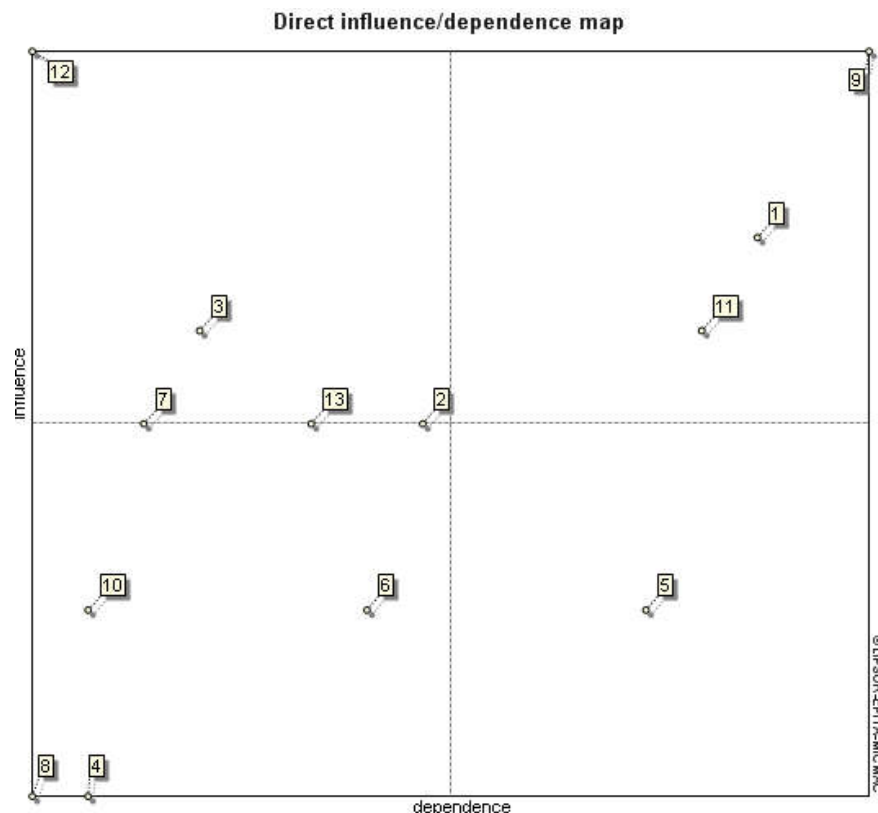
GRUPA V – Odzysk substancji węglowej

1. Dostępność odpadów o wymaganych właściwościach jakościowych dla danej technologii ich wykorzystania.
2. Niskie koszty produkcji (przetwarzania odpadu do wykorzystania).
3. Koszty wdrożenia i eksploatacji instalacji.
4. Instrumenty finansowe preferujące wykorzystanie surowców odpadowych (podatki, opłaty).
5. Polityka wspierająca zagospodarowanie odpadów (strategie, plany i itd.).
6. Łatwość wdrożenia technologii.
7. Niska energochłonność i materiałochłonność.
8. Zapotrzebowanie odbiorców.
9. Efektywność przeróbki i wzbogacania węgla.
10. Uwarunkowania prawne związane z zagospodarowaniem odpadów z górnictwa węgla.

3. Wyniki przeprowadzonych badań

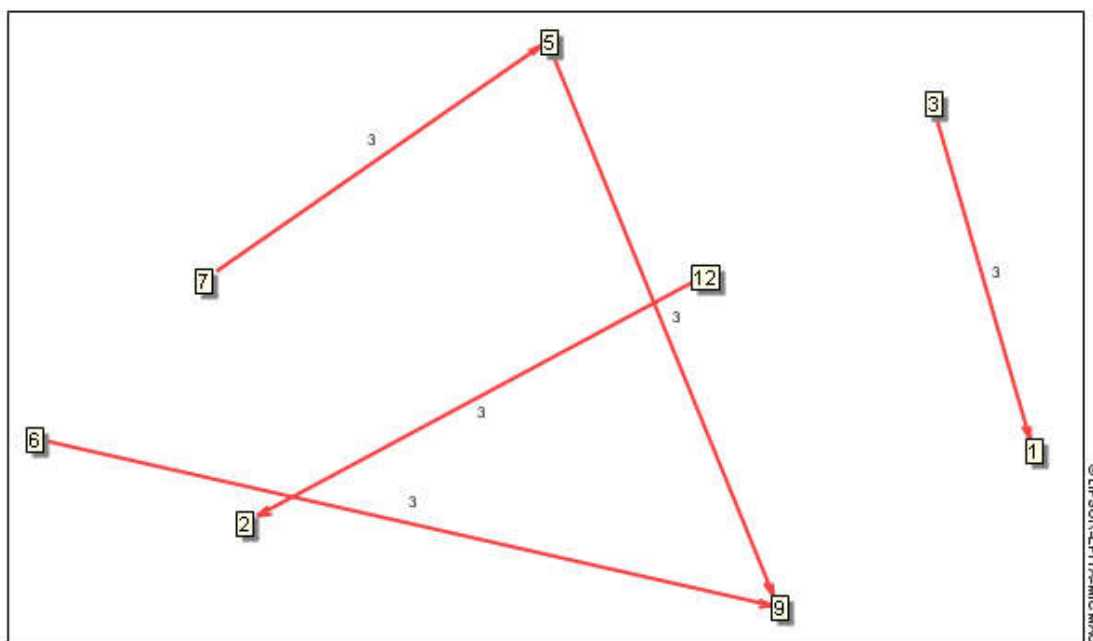
W przeprowadzonych badaniach eksperci dokonali, poprzez wypełnienie odpowiednio przygotowanych ankiet-macierzy, oceny czynników mających wpływ na realizację założonych celów strategicznych (macierz horyzontalna) oraz oceny czynników mających wpływ na rozwój technologii w poszczególnych grupach tematycznych technologii wykorzystania odpadów z górnictwa węgla kamiennego. Wyniki ankiet stanowiły podstawę szerokiej analizy pozwalającej na identyfikację czynników kluczowych w rozpatrywanych procesach.

Wyniki analiz prezentowane były w tabelach i w postaci graficznej jako mapy wpływów/zależności bezpośrednich i pośrednich oraz schematów wpływów bezpośrednich i pośrednich. Przykład postaci graficznej wyników analizy macierzy horyzontalnej przedstawiony został na rys. 5 i 6 [2]. Na rys. 5 pokazano mapę wpływów/zależności bezpośrednich, a na rys. 6 schemat wpływów bezpośrednich dla macierzy horyzontalnej.



Rys. 5. Mapa wpływów/zależności bezpośrednich – Panel Horyzontalny [2]

Fig. 5. Map of direct impact/dependence – Horizontal Panel [2]



Rys. 6. Schemat wpływów bezpośrednich (wpływy najsilniejsze) – Panel Horyzontalny [2]

Fig. 6. Scheme of direct impacts (strongest influences) – Horizontal Panel [2]

W analizie czynników wpływających na realizację założonych celów strategicznych uznano za:

Czynniki kluczowe

- 9. Wzrost zapotrzebowania na wykorzystanie surowców odpadowych.

Czynniki decydujące

- 11. Zmieniające się warunki górniczo-geologiczne a tym samym właściwości odpadów.

Czynniki z grupy Cele

- 1. Wysokie koszty przetwarzania surowców odpadowych.
- 11. Konieczność budowy dodatkowej infrastruktury zakładów przetwórczych.

Czynniki z grupy Rezultaty

brak

Zmienne Regulujące i Narzędzia Pomocnicze

- 2. Trudność w utrzymaniu stałości ich parametrów jakościowych.
- 3. Konieczność osiągnięcia standardów ekologicznych zawartych w krajowych i europejskich uregulowaniach prawnych.
- 13. Negatywny wpływ na środowisko operacji przetwarzania odpadów z górnictwa węgla kamiennego.

7. Ograniczone zdolności eksploatacyjne złóż surowców mineralnych
5. Wzrost cen naturalnych surowców mineralnych.
6. Uwarunkowania fiskalne preferujące wykorzystanie surowców odpadowych.

Czynniki te pomocne są do osiągnięcia celów strategicznych, jednakże ich wpływ na całość systemu nie jest decydujący.

Zmienne Autonomiczne

10. Kosztowny transport naturalnych surowców mineralnych.
4. Skomplikowane procedury pozyskania środków finansowych.
8. Mała świadomość ekologiczna i związana z tym niechęć do wykorzystania odpadów.

Wyniki analiz czynników mających wpływ na rozwój technologii przedstawiają się następująco:

GRUPA I – Budownictwo hydrotechniczne, ziemne, rekultywacja terenów

Czynniki kluczowe

1. Niskie koszty produkcji (przetwarzania odpadu do wykorzystania).
3. Koszty wdrożenia i eksploatacji instalacji.

Czynniki decydujące

2. Dostępność odpadów wydobywczych, w tym odpadów o wymaganych właściwościach jakościowych dla danej technologii.

Czynniki z grupy Cele

8. Łatwość wdrożenia technologii.

Czynniki z grupy Rezultaty

6. Minimalizowanie skutków eksploatacji na powierzchni obszaru górniczego.

Zmienne Regulujące i Narzędzia Pomocnicze

4. Uwarunkowania prawne związane z zagospodarowaniem odpadów z górnictwa węgla.
5. Instrumenty finansowe preferujące wykorzystanie surowców odpadowych (podatki, opłaty).
10. Niska energochłonność i materiałochłonność.
7. Dostępność funduszy na rekultywację terenów, prace hydrotechniczne i inne inwestycje proekologiczne.
9. Zapotrzebowanie odbiorców.

Zmienne Autonomiczne

Nie zostały zidentyfikowane.

GRUPA II – Roboty likwidacyjne w kopalniach węgla kamiennego

Czynniki kluczowe

2. Niskie koszty produkcji (przetwarzania odpadu do wykorzystania).
3. Koszty wdrożenia i eksploatacji instalacji.

Czynniki decydujące

1. Dostępność odpadów wydobywczych, w tym odpadów o wymaganych właściwościach jakościowych dla danej technologii.

Czynniki z grupy Cele

7. Łatwość wdrożenia technologii.
8. Zapotrzebowanie odbiorców.

Czynniki z grupy Rezultaty

5. Polityka wspierająca zagospodarowanie odpadów (strategie, plany i itd.).
4. Instrumenty finansowe preferujące wykorzystanie surowców odpadowych (podatki, opłaty).

Zmienne Regulujące i Narzędzia Pomocnicze

10. Uwarunkowania prawne związane z zagospodarowaniem odpadów z górnictwa węgla.
6. Niska energochłonność i materiałochłonność.

Zmienne Autonomiczne

9. Potrzeby technologiczne związane z eksploatacją węgla kamiennego.

GRUPA III – Podszadzanie wyrobisk eksploatacyjnych

Czynniki kluczowe

2. Niskie koszty produkcji (przetwarzania odpadu do wykorzystania).
3. Koszty wdrożenia i eksploatacji instalacji.

Czynniki decydujące

1. Dostępność odpadów wydobywczych, w tym odpadów o wymaganych właściwościach jakościowych dla danej technologii.

Czynniki z grupy Cele

7. Łatwość wdrożenia technologii.
6. Niska energochłonność i materiałochłonność.
4. Instrumenty finansowe preferujące wykorzystanie surowców odpadowych (podatki, opłaty).
5. Polityka wspierająca zagospodarowanie odpadów (strategie, plany i itd.).
8. Zapotrzebowanie odbiorców.

Czynniki z grupy Rezultaty

Nie zostały zidentyfikowane.

Zmienne Regulujące i Narzędzia Pomocnicze

10. Uwarunkowania prawne związane z zagospodarowaniem odpadów z górnictwa węgla.

Zmienne Autonomiczne

9. Konieczność minimalizacji skutków eksploatacji na powierzchni obszaru górnictwa w zależności od stopnia jego zagospodarowania.

GRUPA IV – Kruszywa, ceramika

Czynniki kluczowe

1. Niskie koszty produkcji (przetwarzania odpadu do wykorzystania).

Czynniki decydujące

2. Dostępność odpadów wydobywczych, w tym odpadów o wymaganych właściwościach jakościowych dla danej technologii.

6. Efektywność przeróbki i wzbogacania węgla.

Czynniki z grupy Cele

8. Łatwość wdrożenia technologii.

Czynniki z grupy Rezultaty

Nie zostały zidentyfikowane.

Zmienne Regulujące i Narzędzia Pomocnicze

4. Uwarunkowania prawne związane z zagospodarowaniem odpadów z górnictwa węgla.

5. Instrumenty finansowe preferujące wykorzystanie surowców odpadowych (podatki, opłaty).

9. Zapotrzebowanie odbiorców.

10. Niska energochłonność i materiałochłonność.

7. Dostępność funduszy na rekultywację terenów, prace hydrotechniczne i inne inwestycje proekologiczne.

Zmienne Autonomiczne

3. Ograniczenie powierzchni zajmowanych terenów.

GRUPA V – Odzysk substancji węglowej

Czynniki kluczowe

2. Niskie koszty produkcji (przetwarzania odpadu do wykorzystania).

3. Koszty wdrożenia i eksploatacji instalacji.

Czynniki decydujące

1. Dostępność odpadów o wymaganych właściwościach jakościowych dla danej technologii ich wykorzystania.

9. Efektywność przeróbki i wzbogacania węgla.

Czynniki z grupy Cele

Nie zostały zidentyfikowane.

Czynniki z grupy Rezultaty

Nie zostały zidentyfikowane.

Zmienne Regulujące i Narzędzia Pomocnicze

5. Polityka wspierająca zagospodarowanie odpadów (strategie, plany i itd.).

10. Uwarunkowania prawne związane z zagospodarowaniem odpadów z górnictwa węgla.

7. Niska energochłonność i materiałochłonność.

6. Łatwość wdrożenia technologii.

Zmienne Autonomiczne

4. Instrumenty finansowe preferujące wykorzystanie surowców odpadowych (podatki, opłaty).

8. Zapotrzebowanie odbiorców.

4. Podsumowanie

Przeprowadzona krzyżowa analiza wpływów pozwoliła na wyodrębnienie kluczowych czynników w ramach grup tematycznych technologii zagospodarowania odpadów z górnictwa węgla kamiennego oraz czynników macierzy horyzontalnych – panelu horyzontalnego.

Zbiorcza analiza uzyskanych wyników prowadzi do następujących wniosków:

- występuje duża powtarzalność czynników kluczowych w poszczególnych Grupach tematycznych technologii, co może prowadzić do sformułowania zbiorczej wizji rozwojowej zawierającej elementy poszczególnych grup tematycznych technologii,
- wynikowy zestaw czynników kluczowych wskazuje na silny wpływ czynników o charakterze ekonomicznym przy braku, lub relatywnie niskim znaczeniu, czynników odnoszących się do zagadnień technologicznych w poszczególnych obszarach tematycznych,
- w analizie czynników panelu horyzontalnego za czynnik kluczowy uznano wzrost zapotrzebowania na wykorzystanie surowców odpadowych, a więc czynnik o charakterze społecznym.

Literatura

1. **Baic I, Góralczyk S.:** *Foresight w zakresie priorytetowych i innowacyjnych technologii zagospodarowania odpadów pochodzących z górnictwa węgla kamiennego*. Monografia Paliwo – Bezpieczeństwo – Środowisko, ITG KOMAG, Gliwice 2010.
2. **Bondaruk J., Uszok E., Zawartka P.:** *Raport z krzyżowej analizy wpływów*. Katowice, październik 2010 (praca niepublikowana).
3. **Dulewski J.:** *Konsekwencje dla przemysłu wydobywczego wynikające z nowych uwarunkowań prawnych dotyczących odpadów*. Przegląd Górniczy 10/2009.
4. **Góralczyk S.:** *Foresight, a problematyka odpadów z górnictwa węgla kamiennego*. Przegląd Górniczy 10/2009.
5. **Kłopotek B.:** *Przepisy o odpadach wydobywczych*. Przegląd Górniczy 10/2009.
6. **Lutyński A., Blaschke W.:** *Aktualne kierunki zagospodarowania odpadów przerobczych węgla kamiennego*. Przegląd Górniczy 10/2009.

Effect of Selected Factors on the Development of Innovative Hard Coal Mining Waste Management Technologies Determined by Cross-impact Analysis

Abstract

In Poland 124.4 mln t of waste was created in 2007. A large share, i.e. 34.4 million tonnes accounting for 26.6%, was mineral waste produced during coal mining and processing. Despite the economic use of such waste in rehabilitation of mining areas the amount of waste accumulated in waste heaps is growing and in 2007 (according to GUS) reached 0.5 billion tonnes.

It seems that according to abovementioned data the problem of effective and comprehensive use of mine waste is extremely valid. Certain positive trends are observed in the approach of Coal Companies due to Act on Extractive waste (OJ of 2008. No. 138, item. 865). The Act obliges producers to utilize and dispose waste in industrial facilities excluding some of the methods already used e.g. storage.

Presented status gave fundaments for submitting the project titled “Foresight for prioritized and innovative hard coal waste disposal technologies”. The project which is scheduled for implementation on 2009–2011 is coordi-

nated by Institute of Mechanised Construction and Rock Mining in Warsaw. Partners are: AGH University of Science and Technology and Silesian University of Technology. In the project certain investigations were carried out in order to identify leading technologies of mine waste disposal of strategic importance which in the next 20 years will be the priority for Poland. Certain scenarios of factors affecting the development of these technologies were prepared.

The fourth stage of the OGWK Foresight project included core activity which was focused on carrying out the research with various methodologies on innovativeness of hard coal mining waste management and influence of selected factors on their development.

The paper presents results of cross-impact analysis of selected factors on innovativeness of hard coal mining waste management technology. The cross-impact analysis were supported by MICMAC software which allowed identification of sets of factors with the most powerful feedback effects. In total, six sets of arrays were analyzed, including five arrays of technological groups and one horizontal array representing strategic objectives factors.

Cross-impact analysis were conducted in the following three stages:

1. Inventory of factor affecting the analyzed system (technology) development within the specific timeframe.
2. Determination of the relationship between selected factors and quantitative description of existing relationships with the use of cross-impact matrix.
3. Identification of key factors for the evolution of analyzed system (technology) within the specific timeframe.

In the performed study experts were evaluating factors affecting implementation of strategic objectives (horizontal array) and evaluation of factors affecting development of technology in five thematic groups of hard coal waste usage. Survey results were used for the extensive analysis allowing identification of key factors in the considered processes.

Conducted cross-impact analysis allowed to determine key factors in thematic groups of hard coal waste disposal technologies and in horizontal array factors.

It was found that there is a good repeatability of key factors in individual thematic technology groups. Resulting set of key factors indicates strong impact of economic factors with the lack or relatively low impact of factors related to technological issues in individual thematic groups.



Porównanie wydajności produkcji biogazu w procesie fermentacji metanowej wybranych roślin energetycznych

*Anna Grala, Magda Dudek, Marcin Zieliński, Marcin Dębowski
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*

1. Wstęp

Ze względu na obowiązek osiągnięcia przez Polskę do końca 2010 r. wskaźnika 7,5% energii pochodzącej ze źródeł odnawialnych wzrosło zainteresowanie nowymi gatunkami roślin, które charakteryzują się wysokim plonem biomasy. Biomasa staje się surowcem coraz bardziej poszukiwanym przez zakłady energetyczne oraz użytkowników indywidualnych [1]. Obecnie prowadzi się wiele prac badawczych nad biogazowaniem roślin z upraw energetycznych. Eksperyment opisany w niniejszym artykule przeprowadzony został z wykorzystaniem dwóch gatunków trawy z rodziny wiechlinowatych, *Miscanthus giganteus* i *M. sacchariflorus*. Ze względu na dużą zawartość lignocelulozy gatunki te często wykorzystywane są do produkcji biopaliw.

Skuteczna konwersja materiału roślinnego na biogaz jest wyzwaniem ze względu na złożoną strukturę ściany komórkowej roślin. W celu ułatwienia szybkiej i skutecznej hydrolizy węglowodanów wymagana

jest wstępna obróbka biomasy [2]. Wstępna obróbka surowców lignocelulozowych może być prowadzona w sposób fizyczny (mechaniczne rozdrabnianie, piroliza), chemiczny (rozcieńczonym kwasem, za pomocą obróbki alkalicznej), fizyczno-chemiczny (wybuch pary) i biologiczny (z wykorzystaniem grzybów produkujących enzymy hydrolityczne) [3]. Znalezienie odpowiedniego sposobu prowadzenia procesu kondycjonowania surowców energetycznych przed biogazowaniem jest tematem licznych badań. Poszukiwane są metody, które przyczynią się do uzyskania gazu o wyższej wydajności.

2. Cel badań

Celem prezentowanych badań było określenie wpływu przeprowadzenia wstępnej hydrotermalnej depolimeryzacji na efektywność procesu fermentacji metanowej dwóch rodzajów mискanta olbrzymiego i cukrowego, pod kątem ilości i składu uzyskiwanego biogazu.

3. Metodyka badań

Materiałem użytym w doświadczeniu były trawy z rodziny *Miscanthus*. Substrat został rozdrobniony mechanicznie z wykorzystaniem urządzenia rozdrabniającego Robot Coupe Blixer, a następnie przygotowany materiał roślinny został poddany hydrotermalnej depolimeryzacji. Proces ten przeprowadzono w reaktorze ciśnieniowym o objętości czynnej 2,3 dm³. Do reaktora wprowadzano 600 g biomasy mискantusa o uwodnieniu 90% i zawartości substancji organicznych na poziomie 10% w świeżej masie. Reaktor wraz z materiałem roślinnym inkubowano w temperaturze 200°C i pod ciśnieniem 17 bar przez okres 30, 60 i 120 minut w piecu muflowym. Doświadczenie prowadzone było w czterech powtórzeniach dla każdego z substratów, parametrem który ulegał zmianie był czas kondycjonowania (30, 60, 120 min). W świeżych substratach i substratach po wstępnej obróbce przeprowadzono analizy suchej masy ogólnej, mineralnej oraz organicznej wyniki zestawiono w tabelach poniżej.

W dalszej części eksperymentu przetworzoną biomasę wprowadzano do zestawów respirometrycznych typu Oxi-Top Control firmy WTW, zaszczepionych osadem czynnym, w których przeprowadzono pomiary ilości i składu gazowych produktów metabolizmu oraz podatności stosowanych substratów organicznych na biodegradację. Urządzenia

składały się z komór reakcyjnych połączonych szczelnie z urządzeniami pomiarowo-rejestrującymi. Zestawy rejestrowały i analizowały zmiany ciśnienia parcjalego w komorze pomiarowej wywołanego produkcją biogazu w beztlenowych procesach prowadzonych przez mikroorganizmy. Kompletny zestaw pomiarowy, składający się z komory reakcyjnej oraz urządzenia pomiarowo-rejestrującego umieszczono w szafie termostatu o histerezie nie przekraczającej $\pm 0,5^{\circ}\text{C}$. Pomiarów prowadzono w temperaturze 36°C . W każdym z prowadzonych wariantów eksperymentu do komór reakcyjnych wprowadzano 25 cm^3 osadu oraz wyliczoną na podstawie zawartości suchej masy organicznej ilość substratów roślinnych w ilości odpowiadającej obciążeniu $A = 2,0\text{ kg}_{\text{s.m.o.}}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$. Następnie, przedmuchano próby azotem. Zestawy umieszczono w szafie termostatu na 20 dni, wartości ciśnienia w komorze reakcyjnej były rejestrowane co 15 min. Trzy dni przed końcem pomiaru wprowadzono do specjalnego pojemnika we wnętrzu komory reakcyjnej 30% zasadę sodową (NaOH). Pozwoliło to na wytrącenie z fazy gazowej dwutlenku węgla (CO_2). Spadek ciśnienia w komorze reakcyjnej odpowiadał zawartości dwutlenku węgla, natomiast za pozostałą wysokość ciśnienia odpowiadała zawartość metanu.

Tabela 1. Sucha masa ogólna, mineralna i organiczna miskanta olbrzymiego
Table 1. Total dry, mineral and organic mass of *Miscanthus giganteus*

Jednostki olbrzymi	Sucha masa ogólna	Sucha masa mineralna	Sucha masa organiczna
	mg/g	mg/g	mg/g
Substrat surowy	320	15	305
Substrat kondycjonowany 600 g 0,5h	600	160	440
Substrat kondycjonowany 600 g 1,0h	468	28	440
Substrat kondycjonowany 600 g 2,0h	621	40	581

Tabela 2. Sucha masa ogólna, mineralna i organiczna miskanta cukrowego
Table 2. Total dry, mineral and organic mass of *Miscanthus sacchariflorus*

Jednostki	Sucha masa ogólna	Sucha masa mineralna	Sucha masa organiczna
	mg/g	mg/g	mg/g
Substrat surowy	437	20	412
Substrat kondycjonowany 600g 0,5h	514	22	492
Substrat kondycjonowany 600g 1,0h	449	61	388
Substrat kondycjonowany 600g 2,0h	730	30	700

Podstawą obliczeń w badaniach respirometrycznych było równanie gazu doskonałego [30]:

$$n = \frac{p \cdot V}{R \cdot T} \quad (1)$$

gdzie:

n – ilość moli gazu [mol],

p – ciśnienie gazu [Pa],

V – objętość gazu [m^3],

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:

$n_{CO_2 + CH_4}$ – ilość wytworzonych moli dwutlenku węgla i metanu [mol],

p_1 – różnica ciśnienia gazu w naczyniu badawczym na początku i na końcu doświadczenia, spowodowana zużyciem tlenu i absorpcją powstającego CO_2 [hPa],

V – objętość fazy gazowej w komorze pomiarowej [ml],

R – stała gazowa [8,314 J/mol · K],

T – temperatura inkubacji [K],

10^{-4} – współczynnik przeliczeniowy Pa na hPa oraz m^3 na cm^3 .

Zawartość dwutlenku 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:

n_{CO_2} – ilość wytworzonych moli dwutlenku węgla [mol],

p_2 – różnica ciśnienia gazu w odpowiednim naczyniu badawczym na końcu doświadczenia minus ciśnienie na początku doświadczenia minus ciśnienie w próbie ślepej po dodaniu roztworu KOH [hPa],

V_{KOH} – objętość roztworu KOH [ml].

Zawartość metanu w fazie gazowej:

$$n_{CH_4} = n_{CO_2+CH_4} - n_{CO_2} \quad (4)$$

Produkcję biogazu wyznaczono na podstawie badań respirometrycznych, w zależności od sposobu kondycjonowania substratu i zastosowanego obciążenia osadu ładunkiem związków organicznych. Pomiar ciśnienia dokonywane były przez analizator w odstępach 15 minutowych, pomiary ciśnienia we wnętrzu komory pozwoliły na określenie szybkości procesu. Stosując program Statistica 8.0 wyznaczono stałe szybkości reakcji na podstawie uzyskanych danych eksperymentalnych metodą regresji nieliniowej. Wykorzystano metodę iteracyjną, w której w każdym kroku iteracyjnym funkcję zastępuje się różniczką liniową względem wyznaczonych parametrów. Przy wyznaczonych parametrach jako miarę dopasowania krzywej do danych eksperymentalnych przyjęto współczynnik zgodności φ^2 . Współczynnik ten jest stosunkiem sumy kwadratów odchyłeń wartości obliczonych na podstawie wyznaczonej funkcji od wartości eksperymentalnych do sumy kwadratów odchyłeń wartości eksperymentalnych od wartości średniej. Im wartość współczynnika φ^2 niższa tym lepsze dopasowanie modelu. Przyjęto takie dopa-

sowanie modelu do punktów doświadczalnych, przy którym współczynnik zgodności nie przekraczał 0,2.

3. Wyniki badań i dyskusja

Przeprowadzone badania wykazały zależność pomiędzy czasem termicznej depolimeryzacji substratu roślinnego, a ilością i składem biogazu, powstającego w procesie fermentacji metanowej. Wraz z wydłużaniem czasu termicznej depolimeryzacji obu badanych gatunków miskantusa stwierdzano zwiększanie ilości powstającego biogazu. W przypadku miskantusa cukrowego z substratu niekondycjonowanego termicznie uzyskano w warunkach eksperymentu biogaz w ilości 0,21 l/g s.m. Po zastosowaniu 30 minutowej termicznej obróbki miskantusa cukrowego uzyskano w teście respirometrycznym 0,25 l/g, co oznacza 19% wzrost ilości powstającego biogazu. Wydłużenie czasu termicznej depolimeryzacji miskantusa cukrowego przed procesem biogazowania do 60 minut spowodowało iż ilość powstającego biogazu wzrosła średnio o 52% osiągając 0,32 l/g. Znaczący był w tym przypadku wzrost zawartości metanu w powstającym biogazie. W porównaniu do próby kontrolnej wyniósł on około 16%. Wydłużenie czasu termicznej obróbki spowodowało w przypadku miskantusa cukrowego zwiększenie zawartości metanu w powstającym biogazie aż o 19% w porównaniu do próby kontrolnej, jednocześnie ilość biogazu wytwarzanego w procesie fermentacji wzrosła do 0,48 l/g s.m. (tabela 3).

Wykorzystując świeżą biomasę miskantusa olbrzymiego jako substrat do procesu fermentacji metanowej, uzyskano w warunkach eksperymentu 0,25 l/g s.m. biogazu. Pożądany składnik – metan stanowił prawie 54% jego zawartości. W wyniku przeprowadzenia termicznej depolimeryzacji w czasie 30 minut ilość produkowanego biogazu wzrosła do 0,32 l/g s.m. jednocześnie termiczna obróbka substratu przed fermentacją spowodowała wzrost zawartości metanu do 1,3%. Przy 60 minutowym czasie termicznej obróbki substratu roślinnego przed procesem fermentacji uzyskano wzrost jakości powstającego biogazu w porównaniu do próby kontrolnej o 9%. Natomiast ilość wytworzonego biogazu w porównaniu do próby kontrolnej wzrosła o 0,14 l/g s.m. Biorąc pod uwagę wyniki uzyskane przy czasie kondycjonowania 30 min wzrost ilości biogazu wyniósł 0,07 l/g s.m. 4% był natomiast wzrost zawartości metanu w biogazie. Wydłużenie czasu termicznej obróbki miskantusa olbrzymiego do 120 minut spowodowało, że

w procesie fermentacji metanowej z przetworzonego substratu uzyskano 0,55 l/g s.m. co stanowiło istotny wzrost przyrostu w odniesieniu do serii z 60 minutowym czasem kondycjonowania. Stwierdzono także znaczącą poprawę składu biogazu (tabela 4).

Tabela 3. Charakterystyka biogazu w zależności od czasu kondycjonowania miskanta cukrowego

Table 3. Characteristics of biogas, depending on the conditioning time of *Miscanthus sacchariflorus*

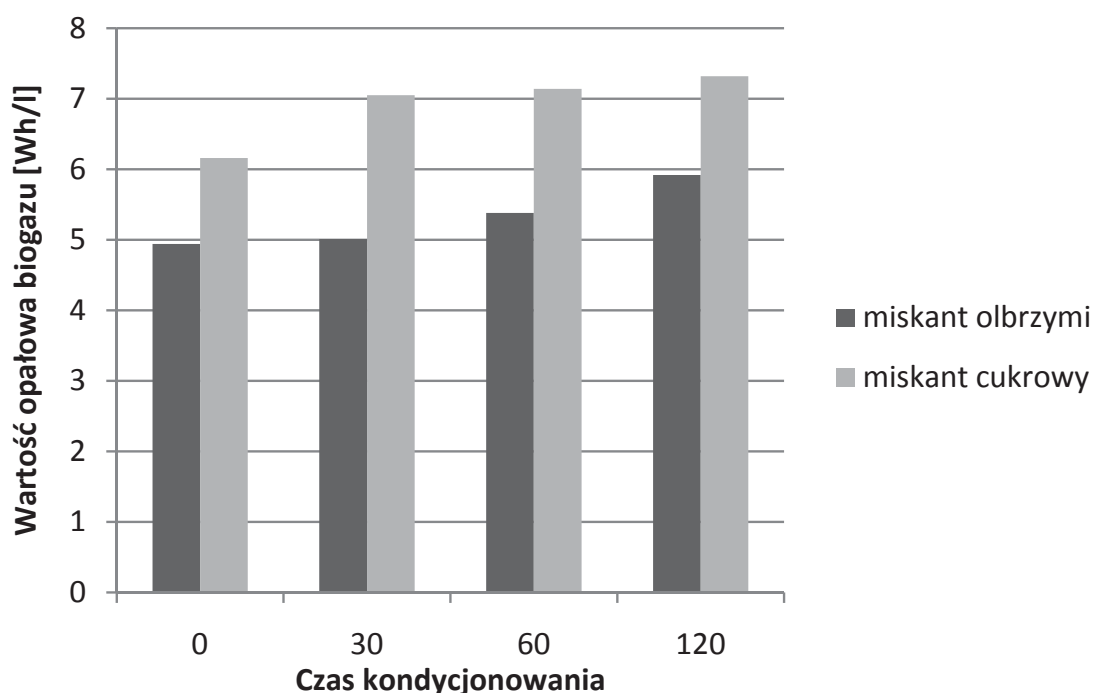
Parametr	Czas kondycjonowania			
	0	30	60	120
Zawartość CO ₂ [%]	31,8	22,1	21,1	19,1
Zawartość CH ₄ [%]	67,2	76,9	77,9	79,9
Wartość opałowa biogazu [Wh/l]	6,16	7,05	7,14	7,32
Produkcja gazu w warunkach normalnych [l]	0,15	0,12	0,15	0,14
Ilość gazu w warunkach normalnych[l/g s.m.]	0,21	0,25	0,32	0,48

Tabela 4. Charakterystyka biogazu w zależności od czasu kondycjonowania miskanta olbrzymiego

Table 4. Characteristics of biogas, depending on the conditioning time of *Miscanthus giganteus*

Parametr	Czas kondycjonowania [min]			
	0	30	60	120
Zawartość CO ₂ [%]	45,1	44,4	40,3	34,4
Zawartość CH ₄ [%]	53,9	54,6	58,7	64,6
Wartość opałowa biogazu [Wh/l]	4,94	5,01	5,38	5,92
Produkcja gazu w warunkach normalnych [l]	0,096	0,8	0,12	0,12
Ilość gazu w warunkach normalnych[l/g s.m.]	0,25	0,32	0,39	0,55

Porównując dwie z badanych roślin pod kątem ich wykorzystania jako substrat w biogazowniach rolniczych stwierdzono wyższy potencjał w przypadku miskanta cukrowego. Porównując wartość opałową obu gatunków traw, widać iż znacznie lepszym substratem okazał się także miskant cukrowy (rys. 1). Gatunek ten okazał się jednocześnie szczególnie podatny na termiczną obróbkę. Biorąc pod uwagę iloraz wartości energetycznej powstałego biogazu do czasu termicznego kondycjonowania skuteczniejsze okazało się biogazowanie miskanta cukrowego.



Rys. 1. Wartość opałowa biogazu powstałego z dwóch gatunków miskanta w zależności od czasu kondycjonowania

Fig.1. The calorific value of biogas formed from two species of Miscanthus, depending on the conditioning time

Liczne prace traktują o poprawieniu efektywności procesu pozyskiwania biogazu z surowców roślinnych. Uzyskane wyniki zależą głównie od zastosowanej metody obróbki wstępnej, istotny jest czas trwania procesu, ciśnienie i temperatura. Bobleter udowadnia, że pod wpływem temperatury wyższej od 150°C biomasa lignocelulozowa ulega destabilizacji [4]. Obróbka termiczna wpływa korzystnie na rozkład struktur lignocelulozowych biomasy, odpowiada za to zależność szybko-

ści przebiegu reakcji od wzrostu temperatury. Ma to związek ze wzrostem energii kinetycznej cząstek i z większą częstotliwością zderzeń ich cząsteczek. Przeciętnie szybkość reakcji wzrasta dwukrotnie przy wzroście o każde 10°C [5].

Petersson i inni oceniali przydatność słomy kilku gatunków roślin lignocelulozowych: żyta ozimego, rzepaku oraz fasoli jako surowca w produkcji biogazu. W procesie obróbki wstępnej autorzy użyli Na_2CO_3 oraz poddali substraty działaniu temperatury 195°C przez okres 15 min pod ciśnieniem 12 barów. Zastosowany sposób kondycjonowania przyczynił się do wzrostu produkcji biogazu. Osiągnięto produkcję metanu na poziomie 0,36 l/g s.m. z żyta, 0,42 l/g s.m. z rzepaku i 0,44 l/g s.m. z fasoli. Porównując opisane wyniki z rezultatami badań własnych, widać iż 120 minutowy czas kondycjonowania substratów przyczynił się do powstania większej ilości biogazu, niż te opisane w doświadczeniu, zarówno w przypadku miskanta cukrowego jak i olbrzymiego [6].

Teghammar i inni badali przydatność odpadów lignocelulozowych do produkcji biogazu. Substraty poddawali obróbce hydrotermalnej po uprzednim dodaniu wodorotlenku sodu lub nadtlenu wodoru. Autorzy oceniali warunki prowadzenia procesu kondycjonowania i uzyskane efekty w postaci produkcji metanu. Eksperyment prowadzony był w różnych temperaturach, w różnych przedziałach czasowych, z dodatkiem różnej ilości związków chemicznych. Najlepsze efekty uzyskano podczas kondycjonowania substratów przez 10 min w temperaturze 220°C z dodatkiem 2% NaOH i 2% H_2O_2 , uzyskano wówczas 0,49 l/g s.m. metanu. Przytoczone wartości były większe kolejno o 0,25 g/l i 0,32 l/g s.m. od wartości uzyskanych podczas prowadzenia eksperymentu przez 10 min, w temperaturze 190°C, bez dodatku związków chemicznych i wyników osiągniętych w trakcie kondycjonowania w czasie 30 min, temperaturze 220°C, bez dodatków chemikaliów [7]. Opisane uzyski metanu są zbliżone do uzyskanej produkcji podczas badań własnych.

Dinuccio i inni badali wydajność produkcji biogazu i zawartość metanu w takich substratach jak kukurydza, winogrona, słoma, ryż czy skórki pomidorów. We wszystkich przypadkach zawartość metanu w biogazie stabilizowała się do wartości 50% a 60%, więc mniej niż w wypadku miskantusa olbrzymiego [8].

Klimiuk i inni badali wydajność procesu biogazowania kiszzonek czterech gatunków roślin uprawnych: kukurydzy zwyczajnej, sorgo cu-

krowego, miskanta olbrzymiego oraz miskanta cukrowego. Z uwagi na wysoką zawartość ligniny w miskantach wydajność procesu biogazowania tych roślin była niższa niż w przypadku kukurydzy i sorga, w przypadku miskanta olbrzymiego 48,2%, miskanta cukrowego 55,3% [9]. Podobną tendencję można zauważyć w badaniach opisanych w niniejszym artykule, biogaz pochodzący z fermentacji miskanta cukrowego charakteryzował się większą zawartości metanu niż biogaz z miskanta olbrzymiego.

Shiguan Yanga i współautorzy w swojej pracy skupili się na zastosowaniu rośliny szuwarowej *Spartina alterniflora* jako surowca do fermentacji metanowej. Z przeprowadzonych przez autorów badań wynika że zawartość metanu w biogazie wzrosła z 53% w dniu 3 eksperymentu do około 62% po 13 dniach fermentacji. Procesem ograniczającym szybkość procesu była hydroliza substancji lignocelulozowych. Zawartość metanu w biogazie była znacznie mniejsza niż w przypadku wariantów zastosowanych w opisywanym doświadczeniu. W badaniach Shiguan Yanga i innych wyprodukowana ilość metanu wyniosła 358 m³/t s.m. [10], w badaniach własnych wartości te dochodziły do 550 m³/t s.m.

Bauer i inni badali wydajność metanu z różnych roślin energetycznych. użytymi substratami były kiszonki kukurydzy, słonecznika, lucerny, sorgo, jęczmienia i słomy pszennej. Jak wynika z przedstawionych wyników badań najlepsze efekty przyniosło biogazowanie kisonki pszenicy, w wyniku tego procesu powstało 419 m³ CH₄/t s.m.o. Ciekawym rozwiązaniem okazało się być zastosowanie termicznej obróbki wstępnej do kondycjonowania słomy pszennej. Słomę poddano działaniu 170°C przez 10 min, pod ciśnieniem 20 barów co skutkowało uzyskaniem 361 m³ CH₄/t s.m.o, aż o 85 m³ CH₄/t s.m.o. więcej niż w przypadku słomy nie poddanej wstępnej obróbce [11]. Podobną zależność zaobserwować można w przypadku analizowanych w niniejszym doświadczeniu miskantów.

Dane literaturowe potwierdzają wyniki uzyskane podczas badań własnych, proces obróbki wstępnej poprzez depolimeryzację hydrotermalną przynosi efekty w postaci lepszej wydajności biogazu oraz polepszenia jego składu jakościowego.

5. Wnioski

Na podstawie przeprowadzonych badań nad procesem biogazowania mискantów wnioskować można iż depolimeryzacja termiczna wpływa na polepszenie procesu fermentacji metanowej. Lepszym substratem biorąc pod uwagę zarówno jakość jak i ilość biogazu okazał się być mискant cukrowy. Biogazowanie mискanta cukrowego skutkowało uzyskaniem biogazu o zawartości metanu min 12% większej niż fermentownie mискanta olbrzymiego. Mискant cukrowy dawał o min 0,4 dm³/g więcej biogazu. Warianty doświadczenia, w których zastosowano depolimeryzację termiczną przyniosły lepszy rezultat w porównaniu z wariantami, w których nie stosowano kondycjonowania, najlepszym wariantem doświadczenia okazał się być najdłuższy czas kondycjonowania, w każdym przypadku przyczynił się do polepszenia właściwości biogazu.

Jak wynika z opisanych badań biomasa lignocelulozowa doskonale nadaje się jako surowiec energetyczny. Z wykorzystaniem mискanta jako wsadu w procesie biogazowania wiąże się wiele pozytywnych aspektów, między innymi to, że wytworzony biogaz może skutecznie zastąpić paliwa kopalne. Z 1 hektara upraw można otrzymać znacznie więcej biomasy celulozowej niż z biomasy zawierającej skrobię, czy roślin oleistych, z których wykorzystuje się jedynie poszczególne części, a nie całe rośliny. Biomasa lignocelulozowa może być przechowywana przez wiele lat, nie tracąc przy tym wartości energetycznej.

Podziękowania

Przedstawione prace zostały wykonane w ramach realizacji projektu kluczowego pt. Modelowe kompleksy agroenergetyczne jako przykład kogeneracji rozproszonej opartej na lokalnych i odnawialnych źródłach energii, nr POIG.01.01.02-00-016/08, realizowanego w ramach Programu Operacyjnego Innowacyjna Gospodarka 2007-2010.

Literatura

1. **Majtkowski W., Majtkowska G.:** *Produktywność wieloletnich plantacji energetycznych w Polsce.* Problemy Inżynierii Rolniczej, nr 2/2008.
2. **Bruni E., Anders P. J., Angelidaki I.:** *Comperative study of mechanical, hydrothermal, chemical and enzymatic treatments of digested biofibers to improve biogas production.* Bioresource Technology, 101, 8713÷8717, 2010.

3. **Hong-Wei Yen, Brune Anaerobic D.E.:** *Co-digestion of algal sludge and waste paper to produce methane.* Bioresource Technology, 98, 130÷134, 2007.
4. **Bobleter O.:** *Hydrothermal degradation of polymers derived from plants.* Progress in Polymer Science, Volume 19, Issue 5, 797÷841, 1994.
5. **Polanowski A (red.):** *Laboratorium z biochemii,* Instytut Biochemii i Biologii Molekularnej Uniwersytetu Wrocławskiego. Wrocław 2005.
6. **Petersson A., Thomsen M. H., Hauggaard-Nielsen H., Thomsen A. B.:** *Potential bioethanol and biogas production using lignocellulosic biomass from winter rye, oilseed rape and faba bean.* Biomass and Bioenergy, 31, 812÷819, 2007.
7. **Teghammar A., Yngvesson Y., Lundin M., Taherzadeh M.J., Horváth I.S.:** *Pretreatment of paper tube residuals for improved biogas production.* Bioresource Technology, 101, 1206÷1212, 2010.
8. **Dinuccio E., Balsari P., Gioelli F., Menardo S.:** *Evaluation of the biogas productivity potential of some Italian agro-industrial biomasses* Bioresource Technology, 101, 3780÷3783, 2010.
9. **Klimiuk E., Pokój T., Budzyński W, Dubis B.:** *Theoretical and observed biogas production from plant biomass of different fibre contents.* Bioresource Technology, 101, 9527÷9535, 2010.
10. **Yanga S., Lia J., Zhenga Z., Meng Z.:** *Characterization of *Spartina alterniflora* as feedstock for anaerobic digestion,* Biomass and bioenergy, 33, 597÷602, 2009.
11. **Bauer A., Leonhartsberger Ch., Bosch P. , Amon B., Friedl A., Amon T.:** *Analysis of methane yields from energy crops and agricultural by-products and estimation of energy potential from sustainable crop rotation systems in EU-27.* Clean Techn Environ Policy, 12:153÷161, 2010.

Comparison of Biogas Output During Methane Fermentation of Selected Energy Plants

Abstract

Efficient conversion of plant material in the biogas is a challenge due to the complex structure of the cell wall of plants. In order to facilitate rapid and effective hydrolysis of carbohydrates pretreatment of biomass [2] is required. Pre-treatment of lignocellulosic materials can be carried out in a physical, chemical, physical-chemical and biological way [3]. Finding the right method of conducting the process of conditioning before anaerobic digestion is the subject

of numerous studies. They are looking for methods that help to obtain a gas with higher efficiency.

The reported study was undertaken in order to determine the effect of preliminary hydrothermal depolymerization on the efficiency of methane fermentation process in terms of quantity and composition of biogas obtained from two grass species: *Miscanthus giganteus* and *Miscanthus sacchariflorus*. The substrate was mechanically fragmented using a shredding machine Robot Coupe Blixer, and then prepared the plant material underwent hydrothermal depolymerization. This process was conducted in a pressure reactor with a active volume of 2.3 dm³. The reactor was fed with 600 g of *Miscanthus* biomass of hydration of 90% and organic matter content of 10% in fresh weight. The reactor with the plant material was incubated at 200°C and a pressure of 17 Ba for 30, 60 and 120 minutes in a muffle furnace. The processed plant substrate was next subjected to mesophilic fermentation. Application of hydrothermal depolymerization led to an increase in biogas quantity and improve its quality, the longer the conditioning time, the better outcome of this process. Due to content of methane in the biogas and the calorific value of methane *Miscanthus saccharifloru* was found to be more efficient.

The study showed the relationship between the time of thermal depolymerization plant substrate, and the amount and composition of biogas produced in the process of methane fermentation. With the time of thermal depolymerization of both species tested the amount of the resulting biogas increased. Comparing two of the studied plants for their use as feedstock in biogas farm had a higher potential for *Miscanthus sacchariflor*. Comparing the calorific value of the two grass species, we can see that a much better substrate proved to be the *Miscanthus saccharifloru*. This species also proved to be particularly vulnerable to heat. Taking into account the ratio of the energy value of the resulting biogas for thermal conditioning of the time proved to be effective biogas *Miscanthus saccharifloru*. Based on the survey it was found that the conditioning process improves the fermentation process. Better substrate in terms of quality and quantity of biogas has proved to be a *Miscanthus saccharifloru*. *Miscanthus saccharifloru* fermentation resulted in obtaining biogas methane content min 12% more than the *Miscanthus giganteus* fermentation.



Wstępne badania nad możliwością przewidywania parametrów jakościowych odpadów powstających w procesach wzbogacania węgla kamiennych

Ireneusz Baic, Wiesław Blaschke

Instytut Mechanizacji Budownictwa i Górnictwa Skalnego, Katowice

Zbigniew Grudziński

Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi

i Energią PAN, Kraków

1. Wstęp

Urobek wydobywany w wyniku eksploatacji prowadzonej w kopalniach węgla kamiennego jest zbiorem różnej wielkości ziarn węgla, ziarn skały płonnej, łupków przywęglowych, pirytu, przerostów węglowo-kamiennych. W takiej postaci nie nadaje się do bezpośredniego wykorzystania przez użytkowników. Aby można go było sprzedać jako produkt handlowy musi być poddany procesom przeróbczym.

Gdy parametry jakościowe urobku węglowego (dotyczy to tylko węgla energetycznego) odpowiadają potencjalnym odbiorcom wystarczy go rozsiać i w postaci sortymentów handlowych oferować użytkownikom. Najczęściej jednak, jakość urobku węglowego nie odpowiada wymaganiom jakościowym jego dalszego wykorzystania. W takich przy-

padkach urobek musi być poddany procesom wzbogacania polegającym na rozdziale materiału na koncentrat i odpady.

Produkty odpadowe składają się z ziarn kamienia, łupków, przerostów, piasku podsadzkowego i piryków. Mogą być one produktem handlowym, jeżeli ich parametry jakościowe spełniają wymagania konkretnych odbiorców. Wymagania te mogą być różne w zależności od kierunków zagospodarowania odpadów. Nazwa odpady jest wówczas myląca, ale taka nazwa przyjęła się w górnictwie węgla kamiennego. Bardziej odpowiednim określeniem byłby tutaj produkt pośredni lub produkt odpadowy. Aby określić przydatność takiego produktu należy przeprowadzić jego analizę mineralogiczną.

Skład mineralogiczny odpadów można regulować zmieniając głębokość wzbogacania (różne gęstości rozdziału urobku na poszczególne produkty). W tym celu należy przeprowadzić analizę gęstościową podawanego do wzbogacania materiału i na jej podstawie określić korzystne dla użytkowników parametry jakościowe. Niestety procesy wzbogacania przemysłowego są niedokładne i efekty uzyskiwane w warunkach przemysłowych mogą różnić się od jakości określonej w warunkach laboratoryjnych. Przewidywanie skutków niedokładności procesów wzbogacania, na jakość produktów odpadowych, jest celem niniejszego artykułu.

2. Dokładność procesów wzbogacania

Rozdział węgla surowego w warunkach laboratoryjnych prowadzi się w kadziach wypełnionych roztworami (najczęściej) chlorku cynku. Kadzie ustawia się w kolejności wzrastających gęstości roztworów (przykładowo 1,30; 1,35; 1,40; 1,45; 1,50; 1,60; 1,80; 2,00 g/cm³). Jak łatwo zauważyć prowadzenie rozdziału w ten sposób jest bardzo dokładnym sposobem podzielenia nadawy na frakcje gęstościowe.

W warunkach przemysłowych nie stosuje się roztworów chlorku cynku ze względu na jego własności korodujące. Niezbędną, do rozdziału nadawy na produkty wzbogacania, gęstość rozdziału uzyskuje się stosując mieszaninę wody z tzw. obciążnikami (najczęściej magnetytem) i utrzymując ją w zawieszeniu dzięki odpowiedniemu rozwiązaniu mechanicznemu urządzeń wzbogacających – przepływ cieczy ciężkiej (mieszaniny) przez wzbogacalnik. Proces ten nazywany jest wzbogacanym w cieczach ciężkich.

Do rozdziału nadawy stosuje się też inne rozwiązanie, a mianowicie poddawanie nadawy pulsacyjnemu działaniu strumienia wody. Ziarna podnoszone do góry rozwarstwiają się, a ponieważ w wodzie cięższe ziarna opadają szybciej to po kilku takich cyklach przesuwający się po sicie materiał rozdziela się na warstwy ułożone od najcięższej do najlżejszej. Warstwy te rozdziela się mechanicznie na poszczególne produkty. Proces ten nazywany jest wzbogacaniem w osadzarkach.

Rozdział urobku w warunkach przemysłowych w cieczach ciężkich czy osadzarkach jest, jak łatwo zauważyć, dużo mniej dokładny niż rozdział w warunkach laboratoryjnych. Uzyskiwane rezultaty (zawartości składników) są więc inne niż można się było spodziewać po rezultatach laboratoryjnej analizy densymetrycznej.

Dokładność wzbogacania (rozdzielanie nadawy na poszczególne produkty) zależy od wielu czynników. Do głównych zaliczyć należy: niedokładność pracy wzbogacalnika, wady konstrukcyjne, uszkodzenia elementów maszyny, niedokładność obsługi, niedokładny odbiór produktów, nienajlepiej pracujące automatyczne urządzenia kontroli procesu rozdziału, zmiana składu mineralogicznego nadawy, różnice w wielkości i kształcie ziarn wzbogacanego materiału, wahania w obciążeniu maszyny wzbogacającej, czas przebywania materiału w maszynie, zmiana składu ziarnowego lub gęstościowego nadawy oraz sposób podawania nadawy i mediów (wody, cieczy ciężkiej).

Czynniki wpływające na dokładność rozdziału nadawy na poszczególne produkty powodują, że ziarna o określonej gęstości trafiają do innych produktów niż założone na podstawie badań laboratoryjnych. Zjawisko to nazwane jest rozproszaniem się ziarn. Im stopień rozproszenia się ziarn jest większy tym mniejsza dokładność wzbogacania.

W ubiegłych latach prowadzono szereg prac nad zjawiskiem rozproszania się ziarn pomiędzy niewłaściwe produkty. Zagadnienie to nie będzie tu omawiane. Zainteresowani czytelnicy mogą sięgnąć do odpowiedniej literatury [1÷4]. W rezultacie prowadzonych badań i analiz teoretycznych zaproponowano, m.in., określanie dokładności wzbogacania tzw. współczynnikiem rozproszenia prawdopodobnego. Inne to metoda trójkąta błędów i inperfekcja. W niniejszej pracy do określenia dokładności wzbogacania wykorzystano współczynnik rozproszenia prawdopodobnego.

Rozproszenie prawdopodobne (oznaczone symbolem E_p – écarte probable) określa przedział gęstości, w którym znajduje się 50% ziarn o gęstości równej przyjętej gęstości rozdziału ziarn na koncentrat i odpady. Stosując zaproponowaną na wstępie nomenklaturę należałoby raczej stwierdzić, że rozproszenie prawdopodobne określa przedział gęstości, w którym znajduje się 50% ziarn o gęstości równej przyjętej gęstości rozdziału ziarn na koncentrat i produkt odpadowy. Przykładowo – jeżeli gęstość rozdziału przyjęto w wysokości $1,60 \text{ g/cm}^3$ to współczynnik rozproszenia prawdopodobnego $E_p = 0,12$ oznacza, że 50% ziarn o gęstości $1,6 \text{ g/cm}^3$ znajdzie się w przedziale gęstości $1,48 \div 1,72 \text{ g/cm}^3$. Dla $E_p = 0,04$, 50% ziarn o gęstości $1,6 \text{ g/cm}^3$ znajdzie się w przedziale $1,56 \div 1,64 \text{ g/cm}^3$. Im mniejsze rozproszenie prawdopodobne tym dokładniejszy sposób wzbogacania.

3. Przewidywanie rezultatów wzbogacania

Rozproszenie się ziarn pomiędzy produktami może mieć charakter rozkładu normalnego (Gaussa), rozkładu normalnego uciętego, lub też przyjmować inny rozkład. Badania Trompa i Terry [3] pokazały, że można z dużą dokładnością przyjąć, że ziarna o różnej gęstości rozpraszają się wg rozkładu normalnego. Założenie to pozwala na przewidywanie rezultatów przemysłowego wzbogacania urobku węglowego na podstawie składu densymetrycznego nadawy i znanego dla danej maszyny współczynnika rozproszenia prawdopodobnego. Współczynniki rozproszenia prawdopodobnego podają grawitacyjnych m.in. producenci wzbogacalników grawitacyjnych zastrzegając, że będzie on utrzymany jeżeli wzbogacalniki będą pracować prawidłowo zgodnie z wymogami technologiczno – technicznymi. Można wyznaczyć doświadczalnie rozproszenie prawdopodobne pracującego już wzbogacalnika analizując składy gęstościowe nadawy, koncentratu i odpadów (produktów odpadowych) [4].

Przewidywanie rezultatów wzbogacania jest złożonym zagadnieniem obliczeniowym. Jeżeli przyjmie się, że rozproszenie ziarn ma charakter rozkładu normalnego to można opracować odpowiedni model matematyczny i komputerowy program obliczeniowy. Przy innych rozkładach trzeba stosować metody graficzne [1].

W niniejszej pracy założono, że rozproszenie ziarn ma charakter rozkładu normalnego. Przyjmując takie założenie, na podstawie tabel

rozkładu normalnego, można wykreślić krzywe całkowite funkcji Gaussa dla różnych parametrów funkcji prawdopodobieństwa (błędu prawdopodobnego). Przy tym założeniu „błąd prawdopodobny” jest „rozproszeniem prawdopodobnym” a krzywe całkowite Gaussa noszą nazwę krzywych rozdziału. Wykreślając krzywe w układzie: oś odciętych – gęstość, a oś rzędnych – względne ilości ziarn trafiające do jednego z produktów i przyjmując, że rzędna 50% krzywej rozdziału odpowiada odciętej równej przyjętej gęstości rozdziału można odczytać z krzywej prawdopodobieństwo nazywanego czasami liczbą rozdziału, trafienia ziarn o gęstościach różniących się od gęstości rozdziału do poszczególnych produktów (koncentrat, produkt odpadowy). Oczywiście suma prawdopodobieństw, ziarn o konkretnej gęstości, trafiających do i koncentratu do produktów odpadowych będzie równa 100.

Dysponując krzywą rozdziału (dla określonego rozproszenia prawdopodobnego) można wyliczyć zawartość poszczególnych składników w koncentracie i w produktach odpadowych – dla dwuproduktowego procesu rozdziału. Dla procesu trójproduktowego trzeba najpierw wyznaczyć rozproszenie prawdopodobne dla każdej granicy rozdziału pomiędzy wydzielanymi produktami. Schemat obliczeń w uproszczeniu jest następujący:

- wyznaczamy przedziały gęstości analizowanych ziarn, w praktyce są to przedziały gęstości przyjęte podczas rozdziału próbki węgla w laboratoryjnych cieczach ciężkich, otrzymując frakcje gęstościowe,
- dla każdej frakcji gęstościowej posiadamy informacje o jej wychodzie (procentowym udziale w całości próby) oraz o zawartości badanego składnika,
- iloczyn zawartości składnika przez jego wychód jest ilością tego składnika we frakcji,
- z krzywej rozdziału odczytuje się względną ilość ziarn (tzw. liczbę rozdziału) konkretnej frakcji trafiającej do produktów odpadowych lub do koncentratu; do odczytów przyjmuje się średnią gęstość każdej frakcji,
- mnożąc otrzymaną liczbę rozdziału (dla określonej frakcji gęstościowej) przez ilość danego składnika (w tej frakcji) otrzymuje się ilości składnika w koncentracie i w produktach odpadowych (suma będzie ilością składnika w tej frakcji),

- sumując ilości składnika przechodzącego z każdej frakcji do określonego produktu otrzymujemy jego ilość w całym produkcie (w koncentracie lub w produktach odpadowych),
- dzieląc ilość składnika przez wychód produktów otrzymuje się zawartość tego składnika w koncentracie lub w produktach odpadowych, a więc jego przewidywaną zawartość.

Ten schemat postępowania jest stosunkowo prosty, choć obliczenia trzeba wykonywać przy pomocy tabeli rozkładu Gaussa pozwalającej na podstawie liczb rozdziałów odczytać liczbowe wartości ($\delta - \Delta$) dla założonego (danego) rozproszenia prawdopodobnego (w tablicach jest to błąd prawdopodobny). Tu należy przypomnieć, że zgodnie z założeniem Terry zależność między dokładnością wzbogacania a rozproszeniem prawdopodobnym jest taka sama jak między dokładnością spostrzeżenia i błędem prawdopodobnym.

Mimo prostoty schematu postępowania przy wykonywaniu obliczeń, same obliczenia są bardzo żmudne i czasochłonne. Należy je wykonywać dla każdej przyjętej gęstości rozdziału na koncentrat i produkty odpadowe. W praktyce z tego powodu obliczenia takie są bardzo rzadko prowadzone.

4. Przewidywanie parametrów jakościowych produktów odpadowych w procesach wzbogacania węgla kamiennego energetycznego

Węgle kamienne energetyczne wzbogaca się w zasadzie dwuproduktowo otrzymując koncentrat i produkty odpadowe. Gęstość rozdziału ustala się na podstawie badań laboratoryjnych przyjmując, jako kryterium parametry jakościowe koncentratu odpowiadające konkretnym użytkownikom tego produktu. Parametry jakościowe produktów odpadowych są wynikiem powyższego założenia.

Tabela 1. Parametry jakościowe produktów odpadowych wydzielonych przy gęstościach 2,0 g/cm³; 1,8 g/cm³; 1,60 g/cm³ dla różnych wskaźników dokładności wzbogacania E_p

Table 1. Quality parameters of waste products isolated at densities 2.0 g/cm³, 1.8 g/cm³, 1.60 g/cm³ for the different indicators of enrichment accuracy E_p

Gęstość rozdziálu g/cm ³	Dokładność rozdziálu E _p	Wychód odpadów γ%	Zawartość składników [%]										
			A ^a	S _t ^a	Cl ^a	P ^a	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	Na ₂ O	K ₂ O
2,0	0,04	12,8	77,2	3,57	0,80	0,0540	41,8	18,6	7,94	1,20	1,34	0,53	1,88
	0,08	10,6	76,8	3,56	0,80	0,0533	41,5	18,6	7,89	1,20	1,33	0,53	1,87
	0,12	8,9	75,6	3,53	0,80	0,0579	40,8	18,3	7,77	1,20	1,32	0,53	1,84
	0,16	7,7	73,8	3,47	0,80	0,0502	39,7	17,9	7,58	1,18	1,30	0,54	1,80
	0,20	7,4	67,4	3,24	0,78	0,0457	36,0	16,4	6,91	1,13	1,20	0,53	1,63
1,80	0,04	16,3	72,8	3,44	0,80	0,0490	39,1	17,6	7,47	1,18	1,29	0,54	1,78
	0,08	16,1	73,1	3,46	0,80	0,0491	39,2	17,6	7,50	1,18	1,29	0,54	1,78
	0,12	15,7	71,6	3,40	0,80	0,0480	38,3	17,4	7,34	1,17	1,27	0,54	1,74
	0,16	16,0	64,8	3,15	0,77	0,0436	34,5	15,8	6,64	1,10	1,17	0,53	1,57
	0,20	18,2	53,0	2,70	0,72	0,0363	27,9	12,9	5,42	0,97	0,98	0,50	1,26
1,60	0,04	19,1	67,6	3,29	0,79	0,0438	35,9	16,5	6,93	1,14	1,22	0,55	1,65
	0,08	20,3	64,3	3,16	0,79	0,0419	34,1	15,7	6,59	1,11	1,17	0,54	1,56
	0,12	23,9	55,4	2,81	0,74	0,0370	29,1	13,5	5,67	1,01	1,03	0,51	1,33
	0,16	29,5	45,1	2,40	0,68	0,0310	23,4	11,0	4,60	0,89	0,86	0,48	1,06
	0,20	35,0	37,4	2,09	0,64	0,0266	19,2	9,1	3,81	0,80	0,73	0,45	0,86

Produkty odpadowe są poszukiwanym materiałem skalnym wykorzystywanym w wielu gałęziach przemysłu. Dla użytkowników w wielu przypadkach, niezwykle ważnym jest skład mineralny tych produktów. Parametry jakościowe produktów odpadowych, wydzielanych w zakładach wzbogacania węgla, można regulować poprzez wydzielanie produktów pośrednich. Takiej technologii jeszcze się nie prowadzi, gdyż w zakładach przerobczych jeszcze nie zwraca się uwagi na możliwość dostosowania parametrów jakościowych produktów odpadowych do wymagań poszczególnych użytkowników.

Parametry jakościowe (zawartość poszczególnych składników) zależą też będą od dokładności wzbogacania. Przewidywanie parametrów jakościowych produktów odpadów było celem niniejszej pracy. W prezentowanym artykule rozważa się jeden przypadek wzbogacania węgla kamiennego energetycznego wykorzystując dane zamieszczone w publikacji L. Róg [5]. Wykonano w niej analizę densymetryczną nadawy określając szereg interesujących nas składników w każdej frakcji gęstościowej. W niniejszej pracy przyjęto założenie, że węgiel będzie wzbogacany w osadzarce. Nie znając rozproszenia prawdopodobnego takiej osadzarki przyjęto umownie, że będzie się ono wahać w przedziale E_p od 0,04 do 0,20 co 0,04.

Obliczenia wykonano wg schematu opisanego w poprzednich rozdziałach zakładając, że rozproszenie ziarn ma charakter rozkładu normalnego (Gaussa). Założono też, że produkty odpadowe będą wydzielane alternatywnie przy gęstościach rozdziału $2,0 \text{ g/cm}^3$; $1,8 \text{ g/cm}^3$; $1,6 \text{ g/cm}^3$. Rezultaty obliczeń zestawiono w tabeli 1.

5. Podsumowanie

Zaprezentowane w tabeli 1 rezultaty obliczeń pozwalają na przeprowadzenie szczegółowych analiz, w jaki sposób zmieniają się w produktach odpadowych zawartości składników w miarę pogorszenia się dokładności wzbogacania (rozdziału na koncentrat i produkty odpadowe).

I tak przykładowo:

- zakładając, że produkty odpadowe wydziela się przy gęstości rozdziału równej $2,0 \text{ g/cm}^3$ zawartości składników zmieniają się w granicach:
 - zawartość popiołu od 77,2% ($E_p=0,04$) do 67,4% ($E_p=0,20$),
 - zawartość siarki całkowitej od 3,57% ($E_p=0,04$) do 3,24% ($E_p=0,20$),
 - zawartości SiO_2 od 41,8% ($E_p=0,04$) do 36,0% ($E_p=0,20$),
 - zawartości Al_2O_3 od 18,6% ($E_p=0,04$) do 16,4% ($E_p=0,20$),
 - itd.
- zakładając, że produkty odpadowe wydziela się przy gęstości rozdziału równej $1,8 \text{ g/cm}^3$ zawartości składników zmieniają się w granicach:
 - zawartość popiołu od 72,8% ($E_p=0,04$) do 53,0% ($E_p=0,20$),
 - zawartość siarki całkowitej od 3,44% ($E_p=0,04$) do 2,70% ($E_p=0,20$),
 - zawartości SiO_2 od 39,1% ($E_p=0,04$) do 27,9% ($E_p=0,20$),
 - zawartości Al_2O_3 od 17,6% ($E_p=0,04$) do 12,9% ($E_p=0,20$).
 - itd.
- zakładając, że produkty odpadowe wydziela się przy gęstości rozdziału równej $1,6 \text{ g/cm}^3$ zawartości składników zmieniają się w granicach:
 - zawartość popiołu od 67,6% ($E_p=0,04$) do 37,4% ($E_p=0,20$),
 - zawartość siarki całkowitej od 3,29% ($E_p=0,04$) do 2,09% ($E_p=0,20$),
 - zawartości SiO_2 od 35,9% ($E_p=0,04$) do 19,2% ($E_p=0,20$),
 - zawartości Al_2O_3 od 16,5% ($E_p=0,04$) do 9,1% ($E_p=0,20$).
 - itd.

Przeprowadzone, na konkretnym przypadku węgla energetycznego, obliczenia pokazują, że dokładność procesu wzbogacania ma istotny wpływ na zawartość poszczególnych składników w produkcie odpadowym. Dotyczy to głównie zawartości popiołu, siarki, SiO_2 , Al_2O_3 , K_2O . Inne składniki zmieniają się w mniejszym stopniu, w zależności od przyjętej gęstości rozdziału.

Dokładność wzbogacania ma też wpływ na wychód produktów odpadowych. Im wyższa gęstość rozdziału tym wychody produktów odpadowych maleją, przy niskich gęstościach rozdziału wychody rosną.

Należy też zwrócić uwagę, że im mniejsza gęstość rozdziału pomiędzy koncentratem i produktami odpadowymi tym różnice w zawartości składników, przy różnych dokładnościach wzbogacania, są większe. Jeżeli różnice te będą miały istotny wpływ na wykorzystanie produktów odpadowych przez odbiorców może okazać się konieczne wydzielanie produktów odpadowych o pożądanej zawartości składników i oczywiście koncentratów o żądanej jakości. W takim przypadku konieczne będzie wydzielanie produktów pośrednich wraz z analizą możliwości ich unieszkodliwiania.

Przeprowadzone obliczenia pokazały, że zawartość poszczególnych składników w produktach odpadowych różnią się w skrajnych przypadkach dość znacznie. Powstaje tu pytanie czy różnice te są istotne dla wymagań różnych odbiorców tych produktów.

Procesy wzbogacania węgla należy prowadzić przy jak największej dokładności rozdziału. Dysponując jednak konkretnymi maszynami wzbogacającymi musimy liczyć się z faktem, że przy źle pracujących wzbogacalnikach parametry jakościowe produktów odpadowych będą się zmieniać czasami dość znacznie w porównaniu z rezultatami uzyskiwanymi podczas rozdziału laboratoryjnego.

Obliczenia przeprowadzono, ze względu na ich pracochłonność, na jednym przykładowym węglu. Należałoby podane powyżej wnioski sprawdzić prowadząc analogiczne obliczenia na innych węglach.

Literatura

1. **Blaschke W.:** *Przewidywanie rezultatów wzbogacania węgla*. Zeszyty Naukowe AGH Nr 106, Kraków 1981.
2. **Blaschke W.:** *Przeróbka węgla kamiennego – wzbogacanie grawitacyjne*. Wyd. IGSMiE PAN Kraków 2009.
3. **Budryk W.:** *Wyniki działania płuczek i wialni w świetle teorii*. Przegląd Górniczy Nr 9 i 10, Katowice 1949.
4. **Stępiński W.:** *Wzbogacanie grawitacyjne*. PWN Warszawa 1964.
5. **Róg L.:** *Możliwości wykorzystania zespołów krzywych wzbogalności do oceny właściwości fizykochemicznych koncentratów węgla kamiennych*. Przegląd Górniczy nr 7-8. Katowice 2009.

6. *Opracowanie metody prognozowania parametrów jakościowych odpadów powstających w wyniku grawitacyjnego wzbogacania energetycznego węgla kamiennego*. Praca statutowa IMBiGS Nr 14_70/411_01_01 Katowice 2010.

Preliminary Studies on the Possibility of Prediction of Quality Parameters of Waste Produced in the Process of Coals Enrichment

Abstract

Material debris excavated during operations carried out in coal mines must be subjected to enrichment processes. The accuracy of the enrichment (separation of feed into individual products) depends on many factors. Factors affecting the accuracy of the separation of feed into different products make the grain of a specific density goes to products other than established on the basis of laboratory tests. This phenomenon is called dispersion of grains. The greater degree of dispersion of the particles the lower the accuracy of enrichment. In the present study probable dispersion coefficient was used to determine the accuracy of the enrichment.

Prediction of the outcome of enrichment is a complex calculation issue. Assuming that the dispersion of particles has a normal distribution character it is possible to develop an appropriate mathematical model and computational computer program. In this study it was assumed that the dispersion of particles has a normal distribution character (Gaussian). It was also assumed that the waste products are isolated alternatively at densities of separation 2.0 g/cm^3 , 1.8 g/cm^3 , 1.6 g/cm^3 .

The calculations carried out show that the accuracy of the enrichment process has an important influence on the content of individual ingredients in the waste product. The accuracy of enrichment has also an influence on yield of waste products. The higher the density of separation outcomes of waste products decrease, at low densities of separation outcomes increase.



Złóża biologiczne jako alternatywa oczyszczania małych ilości ścieków

*Katarzyna Ignatowicz, Monika Puchlik
Politechnika Białostocka*

1. Wstęp

Złóża biologiczne opracowane i wdrożone już w XIX wieku, były niegdyś najpopularniejszą oraz najbardziej efektywną formą biologicznego oczyszczania. W latach 60. i 70. ubiegłego stulecia naturalne złoża straciły swoją popularność za sprawą obiegowej opinii o tym, iż nie nadają się one do usuwania ze ścieków związków biogennych. O ile w przypadku fosforu było to prawdą, o tyle w kwestii związków azotu stwierdzenie to nie było uzasadnione, gdyż w prawidłowo zaprojektowanych złożach biologicznych (w tym obrotowych) procesy nitryfikacji i denitryfikacji przebiegają z powodzeniem [1, 2, 5, 7]. Dopiero wczesne lata 80. ponownie przyniosły im sławę, za sprawą wprowadzenia innowacyjnych rozwiązań. Zrezygnowano z naturalnego wypełnienia, co zaowocowało większą efektywnością procesu oczyszczania. Nowe sposoby oczyszczania ścieków przy użyciu złóż biologicznych rozwiązały wiele dotychczasowych problemów z ich eksploatacją [1, 2, 18, 19]. Obecnie złoża biologiczne są bardzo często wykorzystywane do oczyszczania ścieków na terenach wiejskich dla zlew-

ni o wielkości do 1000 RLM, a w krajach Europy Zachodniej nawet do 20000 RLM (do Q około 5000 m³/d).

Prawidłowa eksploatacja nowoczesnych, nawet małych systemów oczyszczania umożliwiających usuwanie związków węgla, azotu i fosforu wymaga kontroli szeregu parametrów i wskaźników. W celu scharakteryzowania zawartości substancji organicznej w trakcie oczyszczania ścieków komunalnych, stosuje się powszechnie biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT₅), chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT), ogólny węgiel organiczny (OWO). Rozbudowana kontrola jakości ścieków podczas procesu oczyszczania ma istotne znaczenie w intensyfikacji jego poszczególnych etapów. Rozszerzenie oceny procesu oczyszczania dodatkowo o pomiary frakcji ChZT pozwoli na szczegółowe określenie zawartości biodegradowalnych substancji pokarmowych. Pomoże to zintensyfikować proces oczyszczania małych ilości ścieków w już istniejących obrotowych złożach biologicznych.

2. Złoża biologiczne jako urządzenia do oczyszczania ścieków komunalnych

Tarczowe złoża biologiczne (TZB) przestały być stosowane w Polsce między innymi za sprawą Rozporządzenia Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 5 listopada 1991 r. w sprawie klasyfikacji wód oraz warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki wprowadzane do wód lub do ziemi. Dokument ten wprowadzał zaostrzone wymogi dotyczące zawartości związków biogenych w ściekach oczyszczonych odprowadzanych do odbiornika. Zmiany te najbardziej odbiły się na małych oczyszczalniach, w tym opartych o tarczowe złoża biologiczne (TZB). Identyczne wymogi stawiano zarówno małym jak i dużym oczyszczalniom, bez względu na obsługiwaną RLM.

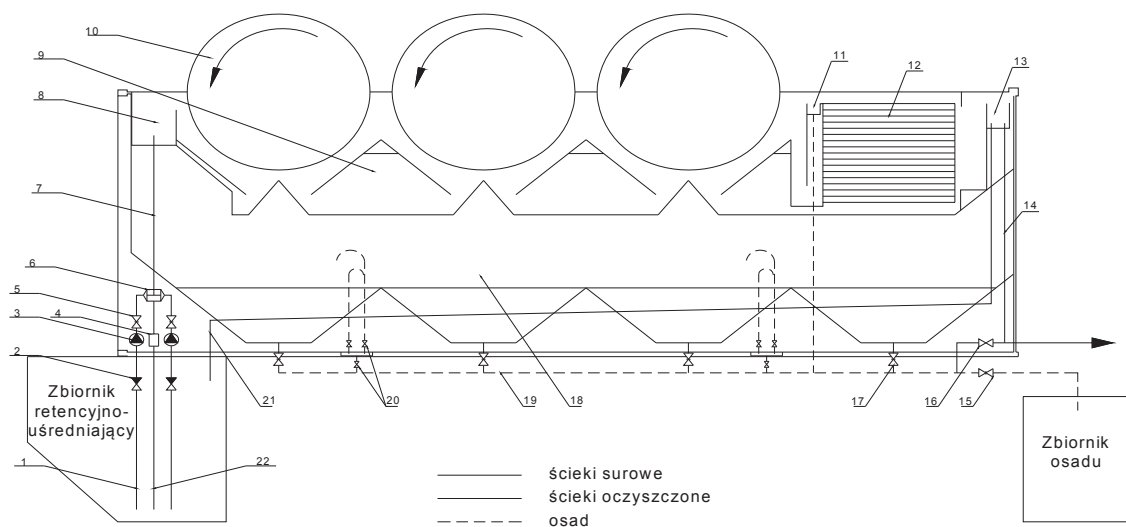
Najistotniejszą cechą małych i średnich oczyszczalni ścieków powinna być ich prostota techniczna, technologiczna oraz obsługi, którą mogłaby eksploatować mniej wykwalifikowana załoga. Należy więc stwierdzić, że oferowanie małych oczyszczalni ścieków (w tym przydomowych), bazujących na osadzie czynnym jest nieporozumieniem chociażby ze względu na złożoną eksploatację. Wychodząc naprzeciw potrzebom postanowiono zastosować rozwiązania symultaniczne lub pośrednie, oscylujące między złożami klasycznymi a osadem czynnym,

eliminując jednocześnie wady obydwu znanych i powszechnie stosowanych metod. Złóża biologiczne ze względu na ich wyjątkową prostotę konstrukcji i obsługi mogą być szczególnie przydatne do oczyszczania niedużych ilości ścieków [5]. Charakterystyczną cechą tego typu złożeń jest duża podatność na dopasowanie do zmiennych obciążeń przy zachowaniu stabilności działania. Nie wymagają one sztucznego napowietrzania, choć w uzasadnionych przypadkach może być zastosowane [1, 5, 9, 18]. Biorąc pod uwagę prosty i szybki rozruch technologiczny, oczyszczalnie z tymi złożami można z powodzeniem stosować na terenach wiejskich czy też w ośrodkach sezonowo czynnych.

Schemat kontenerowej oczyszczalni z biologicznym złożem obrotowym produkcji polskiej przedstawiono na rysunku 1. Choć już niedostępny na „rynku”, to poddawany remontom i systematycznej konserwacji, wciąż jest używany do oczyszczania niewielkich ilości ścieków. Aktualnie oferowane kontenerowe złoża BD-Polaris pozwalają na efektywne oczyszczanie ścieków pochodzących od 2 do 1000 mieszkańców. Typowa budowa (złoże tarczowe oraz wielostrumieniowy osadnik wtórny) zapewnia stabilną pracę oraz prostotę obsługi. Warunkiem jest prawidłowy dobór typu oczyszczalni do indywidualnych potrzeb eksploatacyjnych. Gwarantowane przez producenta parametry ścieków oczyszczonych przedstawiono w tabeli 1.

Obecne systemy oczyszczania ścieków muszą spełniać coraz ostrzejsze wymagania jakościowe. Szczególnie istotne jest usuwanie azotu i fosforu. W wielu oczyszczalniach ścieków, których głównym elementem układu technologicznego są nadal złoża biologiczne utrudnione jest stosowanie ich jako jednego z elementów zintegrowanych układów biologicznego usuwania związków organicznych, azotu i fosforu. Dlatego przy modernizacji i rozbudowie oczyszczalni ścieków, istniejące i sprawne złoża biologiczne są najczęściej likwidowane. W ich miejsce buduje się nowe obiekty charakteryzujące się dużą złożonością, a koszty ich budowy i eksploatacji są wysokie. Obecnie rozwój technologii ma na celu m.in. obniżanie tych kosztów. We Wrocławiu [19] zaproponowano technologiczny układ biologicznego usuwania fosforu w warunkach niedotlenionych (defosfatacją anoksydacyjną), które stanowią atrakcyjny ekonomicznie i wysokoefektywny sposób oczyszczania ścieków. Przedstawiony został oryginalny sposób oczyszczania ścieków pozwalający na wykorzystanie likwidowanych przy modernizacji oczyszczalni ścieków

złóż biologicznych. Zasadniczymi elementami układu oznaczonego jako SBR-ZN są: sekwencyjny reaktor wsadowy, w którym następuje usuwanie związków organicznych, fosforu i azotanów, oraz złożo biologiczne, w którym zachodzi nityfikacja. Stwierdzono, że układ taki zapewnia wysokoefektywne oczyszczanie ścieków przy obniżonych kosztach inwestycyjnych i eksploatacyjnych. Na obniżenie kosztów inwestycyjnych wpływa wykorzystanie istniejących złóż biologicznych, ale także znacząco mniejsza, w porównaniu z rozwiązaniami tradycyjnymi, pojemność zbiorników ścieków i mniejsze zapotrzebowanie na tlen (tańsze systemy napowietrzania).



Rys. 1. Schemat technologiczny oczyszczalni typu KOS-2

Fig. 1. Technological scheme of wastewater treatment plant of type KOS-2

1 – przewód ssący, 2 – zawór zwrotny, 3 – pompa, 4 – kryza napowietrzająca, 5 – zasuwa, 6 – rozdzielacz, 7 – przewód dopływowy, 8 – koryto dopływowe, 9 – komora przepływowa, 10 – tarczowe złożo biologiczne, 11 – koryto pośrednie, 12 – poziomy osadnik wielostrumieniowy, 13 – koryto odpływowe, 14 – przewód odpływowy, 15 – przepustnica spustowa, 16 – zawór spustowy, 17 – przewód recyrkulacji, 18 – komora stabilizacji osadu, 19 – kolektor spustu osadu, 20 – zawory pobiercze, 21 – przewód recyrkulacji ścieków oczyszczonych, 22 – przewód recyrkulacji ścieków surowych

Tabela 1. Efekt oczyszczania ścieków na BD-POLARIS**Table 1.** The efficiency of wastewater treatment on BD-POLARIS

Parametry ścieków		Uzyskana wartość w ściekach oczyszczonych
Zawiesina	g/m ³	<15
BZT ₅	g O ₂ /m ³	<20
ChZT	g O ₂ /m ³	<120
Azot ogólny	g/m ³	<30
Fosfor ogólny	g/m ³	<5

Złóża tarczowe cieszą się nieśląbnącą popularnością w Anglii, Szwajcarii czy Niemczech. Anglicy w swoich konstrukcjach bazują raczej na sprawdzonych, typowych rozwiązaniach dla tarczowych złóż biologicznych, starając się zintensyfikować proces oczyszczania. Do czołowych firm rozwijających ideę oczyszczania ścieków w oparciu o TZB (ang.: *Rotating Biological Contactor RBC*) należą KEE oraz OVIVO (rys. 2). W swoich konstrukcjach firma KEE przewiduje dodatkowy stopień chemicznego usuwania fosforu, oparty na procesie koagulacji. Celem takiego rozwiązania jest limitowanie zawartości związków biogenych w oczyszczanych ściekach, jeżeli ilość fosforu i azotu na odpływie musi być dostosowana do określonych norm. Zdjęcia zrealizowanych inwestycji opartych o systemy firmy KEE przedstawiono na rysunkach 3÷5, zaś podstawowe parametry oczyszczonych ścieków uzyskane w poszczególnych oczyszczalniach zawiera tabela 2.

Tabela 2. Parametry ścieków oczyszczonych na wybranych oczyszczalniach opartych na systemach firmy KEE**Table 2.** The sewage effluent parameters in selected KEE's RBC WWTP

Lp.	Lokalizacja	Typ	Parametry		
			BZT ₅ [mg O ₂ /dm ³]	Zawiesina ogólna [mg/dm ³]	N-NH ₄ [mg/dm ³]
1	Winchester, UK	DN16 RBC	<20	<30	<10
2	Kinallen, N.I.	DN19S RBC	<10	<20	<2,6
3	Corpach, UK	Multiple RBC	<20	<30	-



Rys. 2. Oczyszczalnia ścieków oparta o obrotowe złożo biologiczne
Fig. 2. The WWTP with Rotating Biological Contactor



Rys. 3. Oczyszczalnia typu DN16 RBC – Winchester, Anglia
Fig. 3. The wastewater treatment plant DN16 RBC – Winchester, United Kingdom



Rys. 4. Oczyszczalnia typu DN19S RBC – Kinallen, północna Irlandia
Fig. 4. The wastewater treatment plant DN19S RBC – Kinallen, Northern Ireland



Rys. 5. Oczyszczalnia z TZB – Corpach, Anglia
Fig. 5. The wastewater treatment plant RBC – Corpach, United Kingdom

3. Charakterystyka frakcji ChZT w ściekach oczyszczanych na złożach biologicznych

Dokładniejsza charakterystyka substancji organicznych w ściekach może zostać osiągnięta przez określenie frakcji ChZT. Wśród nich wyróżnia się substraty łatwo biodegradowalne oraz te, które hydrolizują powoli. Pozostała część materii organicznej jest nie biodegradowalna lub wolno biodegradowalna. ChZT ścieków z podziałem na frakcje można obliczać w sposób uproszczony wg zależności [9]:

$$\text{ChZT} = S_S + S_I + X_S + X_I$$

gdzie:

S_S – ChZT rozpuszczonych związków organicznych biologicznie łatwo rozkładalnych (COD reading biodegradable substratem),

S_I – ChZT rozpuszczonych związków biologicznie nierozkładalnych (COD soluble inert organics),

X_S – ChZT zawiesin organicznych wolno rozkładalnych (COD slowly biodegradable substrates),

X_I – ChZT zawiesin organicznych biologicznie nierozkładalnych (COD inert particulate organics).

W przypadku złóż biologicznych należy dokonać zróżnicowania pomiędzy dwoma rodzajami substratów: dyfundujących oraz nie dyfundujących. Przez pierwsze rozumie się takie, które mogą być przenoszone w głąb błony biologicznej drogą dyfuzji molekularnej i powszechnie nazywane są rozpuszczonymi. Natomiast substraty nie dyfundujące utożsamiane są z zawiesinami zatrzymanymi na mikrosączku o porach $1 \div 1,6 \mu\text{m}$ [9]. Dominująca część substancji w ściekach komunalnych należy do frakcji przechodzącej przez mikrofiltr, chociaż nie jest ona rozpuszczona w rozumieniu chemicznym.

Różnorodny skład ścieków ma istotny wpływ na zawartość poszczególnych frakcji ChZT. Różni autorzy podają, że udział procentowy w przypadku pierwszego podziału zawiesinowej frakcji obecnej w całkowitym ChZT ścieków bytowo-gospodarczych, wynosi średnio $40 \div 60\%$, a rozpuszczonej $20 \div 60\%$ [3, 6, 8-10, 12, 14, 16, 21]. Również związki organiczne, biodegradowalne stanowią średnio $60 \div 80\%$ wszystkich substancji organicznych w ściekach, a niepodatne na biologiczny

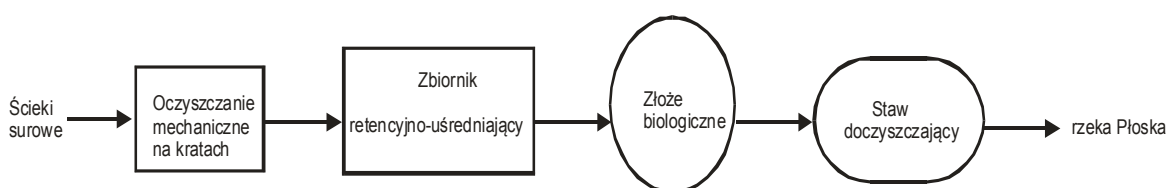
rozkład – około 20÷40%. Hipotetycznie zakłada się, że frakcja rozpuszczona łatwo rozkładalna S_S (22÷65%) składa się z substancji, które mogą być bezpośrednio przyswajalne i metabolizowane przez mikroorganizmy dla potrzeb syntezy i pozyskiwania energii drogą dyfuzji molekularnej. Zachodzi to jednak po uprzedniej hydrolizie. Przyjmuje się, że frakcja wolno rozkładalna X_S (5÷54%), składa się z materiału cząsteczkowego (koloidalnego) i złożonych cząsteczek organicznych, które wymagają rozbicia (hydrolizy) przed wykorzystaniem przez enzymy zewnątrzkomórkowe. Podobnie jak frakcja rozpuszczona S_S , również frakcja w zawiesinie biodegradowalna X_S ma duży wpływ na dynamikę złóż biologicznych. Uważa się, że materia nierozkładalna, rozpuszczona jak i obecna w zawiesinie, nie ulega zmianom w biologicznym tlenowym oczyszczaniu ścieków. Frakcja w zawiesinie nie ulegająca biodegradacji X_I (3÷11%) może być usuwana na błonie biologicznej na drodze adsorpcji. Odbywa się to drogą dyfuzji ze ścieków do powierzchni błony, osadzania lub przyczepiania do chropowatej powierzchni błony [4, 9]. W związku z ograniczoną możliwością adsorpcyjną błony, która nie ma zdolności selektywnego wiązania substancji nierozkładalnych, ograniczona jest eliminacja tego rodzaju zanieczyszczeń. W procesie złóż biologicznych, frakcja nierozkładalna rozpuszczona S_I (9÷25%) opuszcza system w odpływie z osadnika wtórnego. Znajomość udziału poszczególnych frakcji ChZT pozwala na dokładniejszą ocenę podatności ścieków na oczyszczanie biologiczne niż stosowany iloraz ChZT/BZT₅. Zwłaszcza prowadzenie efektywnej nityfikacji, denityfikacji i defosfatacji wymaga szczególnej uwagi, w określaniu ilości substancji organicznej łatwo biodegradowalnej. Informacje te, są niezbędne do wykorzystania modeli matematycznych i programów symulacyjnych, opisujących biologiczne oczyszczanie ścieków [6, 9, 15].

4. Materiał i metody badań

Celem pracy było wyznaczenie poszczególnych frakcji ChZT i ich zmian w ściekach, po kolejnych etapach oczyszczania oraz zaproponowanie intensyfikacji procesów zachodzących w oczyszczalni ścieków.

Badania przeprowadzono w 2010 roku w oczyszczalni kontenerowej typu KOS-2, zainstalowanej przy Domu Pomocy Społecznej (DPS) we wsi Bobrowa w województwie podlaskim (rys. 6). Średni dobowy

dopływ ścieków surowych do oczyszczalni w okresie pomiarów wynosił od 6,5 do 10,0 m³/d. Oczyszczalnia tego typu standardowo wyposażona jest w trzystopniowe złożo biologiczne. W badanym obiekcie pracowały dwa stopnie oczyszczania, co spowodowane było tym, że obsługuje ona zaledwie 38 mieszkańców i pracuje w warunkach niedociężonych. Oczyszczalnia wyposażona jest w zbiornik retencyjno-uśredniający oraz staw biologiczny typu tlenowego o objętości około 240 m³. Odbiornikiem ścieków oczyszczonych jest rzeka Płoska.



Rys. 6. Schemat technologiczny oczyszczalni ścieków w Bobrowej

Fig. 6. Flow diagram of Bobrowa WWTP

W celu określenia składu oczyszczanych ścieków pobierano każdorazowo próbki zgodnie z przepływem wzdłuż przekroju oczyszczalni:

1. ścieki surowe ze zbiornika uśredniającego po mechanicznym oczyszczeniu,
2. ścieki po złożu biologicznym,
3. ścieki oczyszczone po stawie biologicznym.

W celu określenia składu oczyszczanych ścieków w próbkach ścieków surowych i sączonych oznaczono zgodnie z obowiązującą metodyką: ChZT, BZT₅, OWO, azot amonowy (NH₄⁺), azot azotanowy (NO₃⁻), azot Kjeldahla (TKN), fosforany (PO₄³⁻), fosfor ogólny (P_{og}) oraz odczyn. Metodyka określania frakcji ChZT została opracowana na podstawie wytycznych ATV-131 [20].

5. Wyniki badań

Wyniki badań (będące średnią z 6 pomiarów) zestawiono w tabeli 3. Iloraz ChZT do BZT₅ dla ścieków surowych jest mniejszy od 2, co wskazuje, iż mamy do czynienia ze ściekami łatwo biodegradowalnymi. Obciążenie powierzchni złoża ładunkiem BZT₅ wynosi około 4,76 g BZT₅/(m² · d) i spełnia wymogi dotyczące zasad wymiarowania

złóż tarczowych wg Heidricha [7]. Największe obniżenie obu parametrów zaobserwowano podczas przepływu ścieków przez tarczowe złożo biologiczne. Efekt oczyszczania na tym urządzeniu dla BZT₅ wyniósł 95,2%, natomiast dla ChZT 90,1%. Przepływ przez staw doczyszczający, spowodował dalsze zmniejszenie wartości BZT₅ oraz ChZT, co zaowocowało całkowitym efektem oczyszczania dla BZT₅ na poziomie 99,2%, natomiast dla ChZT – 94,5%. Efekt oczyszczania ścieków przez tarczowe złożo biologiczne dla OWO (przy wartości początkowej 247,14 mg C/dm³) wyniósł 95,1% natomiast, dalsze ich doczyszczenie w stawie spowodowało kolejne obniżenie parametru OWO, do 2,98 mg C/dm³ a co za tym idzie podwyższenie całkowitego efektu oczyszczania dla ogólnego węgla organicznego do 98,8%. Wysoki procentowy efekt oczyszczania dla BZT₅, jak i ChZT oraz OWO świadczy o prawidłowym przebiegu oczyszczania ścieków z zanieczyszczeń organicznych, a osiągnięte stężenia na odpływie do odbiornika odpowiadają wymogom stawianym przez Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 roku (ze zmianami w 2009 roku) w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego.

Ścieki poddawane oczyszczaniu biologicznemu mają pH = 6,5÷8, dlatego amoniak praktycznie występuje w nich w postaci zjonizowanej NH₄⁺. Ścieki komunalne zawierają azot organiczny nierozkładalny biologicznie w ilości około 2 mg N/m³. Pozostaje on w takiej formie i ilości w ściekach oczyszczonych [11]. Identyczną ilość azotu organicznego zaobserwowano w badanych próbkach, na podstawie różnic między stężeniem TKN a N-NH₄. Organiczne związki azotu ulegają procesowi amonifikacji już podczas dopływu na oczyszczalnię. W efekcie, ilość azotu amonowego w pierwszej badanej próbce wyniosła 21,8 mg N/dm³, natomiast azotu Kjeldahla 26,3 mg N/dm³. Sprzyjające warunki dla procesu nityfikacji (dobre natlenienie ścieków, pH zbliżone do 7), podczas przepływu ścieków przez tarczowe złożo biologiczne, przyczyniły się do usunięcia azotu amonowego w 93,6%. Mikroorganizmy mogą asymilować azot jedynie w formie nieorganicznej, a łatwo przyswajalną dla nich formą jest azot amonowy. To również miało wpływ na stężenie NH₄⁺ w ściekach odpływających do odbiornika, które ostatecznie wyniosło 1,4 mg N/dm³. Stężenie azotu Kjeldahla w ściekach oczyszczonych równe 3,4 mg N/dm³, wskazuje na obecność niewielkiej ilości azotu w formie

organicznej oraz azotu amonowego, który nie uległ nityfikacji. O aktywności bakterii *Nitrosomonas* i *Nitrobacter* świadczy nie tylko ograniczenie ilości azotu amonowego w odpływających ściekach, ale również wzrost stężenia azotanów w drugim punkcie pomiarowym (po złożach). Porównując uzyskane wartości oraz biorąc pod uwagę fakt, iż bakterie heterotroficzne w walce o substraty wypierają z błony biologicznej bakterie nityfikacyjne, można założyć, że znaczna część ładunku organicznego została usunięta już na pierwszym stopniu złoża tarczowego, natomiast proces nityfikacji realizowany był głównie na stopniu trzecim (drugi stopień nieaktywny). Jednak aby dokładnie to stwierdzić, należałoby w przyszłości po pierwszym stopniu złoża pobrać dodatkową próbkę ścieków do analizy. Podczas przepływu ścieków przez staw doczyszczający doszło do usunięcia azotanów z 28,2 do 4,4 mgN/dm³ (84,4%). Potwierdzeniem przebiegu denityfikacji jest obniżenie wartości ChZT w stawie doczyszczającym oraz podwyższenie odczynu ścieków, wywołane rozkładem organicznych związków węgla przez bakterie oraz uwolnieniem jonów wodorotlenowych [9, 11].

Niewielka ilość ścieków dopływających do oczyszczalni w ciągu doby, powoduje znaczne stężenia niektórych zanieczyszczeń. Widoczne to jest w przypadku fosforu ogólnego oraz fosforanów. Fosforany w ściekach biorą się głównie z syntetycznych środków piorących, detergentów, a ich ilość wpływa na zawartość fosforu ogólnego. W badanych ściekach surowych zawartość fosforanów wyniosła aż 68,3 mg P/dm³, natomiast fosforu ogólnego 72 mg P/dm³. Podczas przepływu ścieków przez tarczowe złoża biologiczne stężenie fosforanów spadło do 29 mg P/dm³, a całkowity efekt usuwania fosforanów ze ścieków osiągnął 77,5%. Proces usuwania fosforu ogólnego dał zbliżony wynik, w postaci zmniejszenia jego ilości o 74,4%, do stężenia 18,4 mg P/dm³. Część związków fosforu została zasymilowana przez bakterie oraz glony, które zasiedlają staw doczyszczający. Mimo znacznego usunięcia związków fosforu, ich stężenie w ściekach odpływających do odbiornika wyraźnie przekracza wartości określone w rozporządzeniu. Przyczyną takiego stanu mógł być fakt, iż w ściekach część związków fosforu występowała w formie niedostępnej dla mikroorganizmów. W celu polepszenia efektu ich usunięcia, należałoby zastosować chemiczne strącanie w procesie koagulacji analogicznie jak proponuje firma KEE.

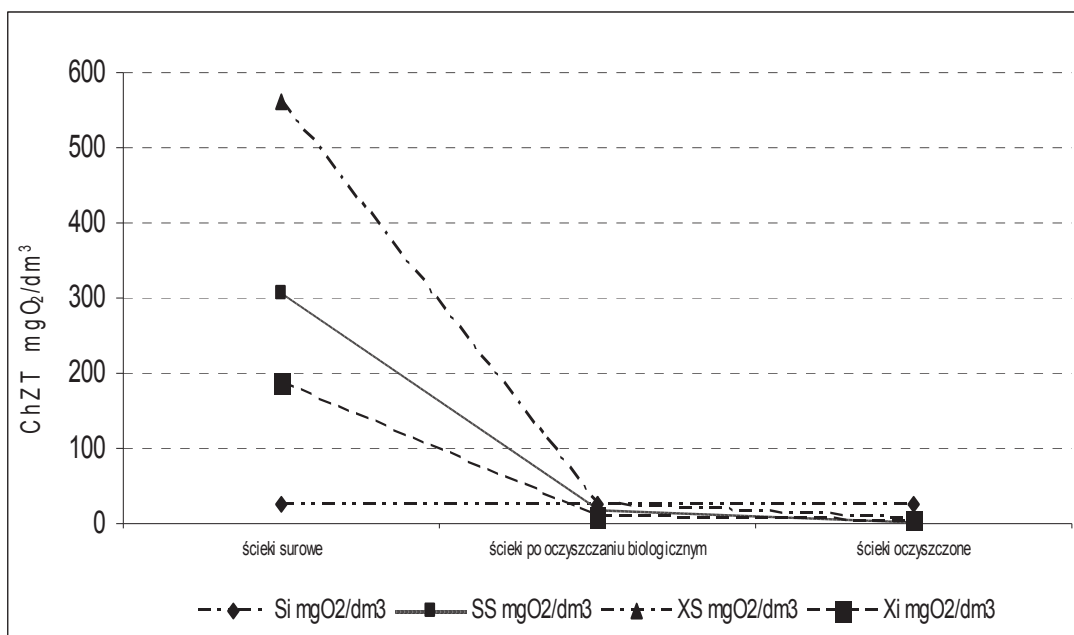
Procentowy udział frakcji ChZT zgodnie z podaną metodyką w pobranych próbkach ścieków, obliczony w stosunku do ChZT całkowitego przedstawiono na rys. 7÷8. Średnia wartość ChZT ścieków dopływających do oczyszczalni z w całym okresie badawczym wynosiła $669 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, a w ściekach oczyszczonych – $37 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (obniżenie o 94,47%). Wartości frakcji ChZT charakteryzujące ilość substancji organicznych rozpuszczonych w ściekach surowych wynosiły – S_I (nierozkładalne) – $26,0 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, S_S (łatwo rozkładalne) – $307,0 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, natomiast frakcji w zawiesinie: X_I (nierozkładalne) – $186,6 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, X_S (wolno rozkładalne) – $560,0 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. Ilości te stanowią odpowiednio dla frakcji zawiesiny (X_S, X_I) 69,2%, co jest wartością wyższą niż podaje Bogdańska i Sadecka (57%) [3, 16]. Henze (65%) [8], grupa IWA (25%) [10]. Natomiast związki rozpuszczone i koloidalne w analizowanych ściekach stanowiły, (S_S, S_I) 30,8%, co jest wartością znacznie niższą niż podaje Sadecka (43%) [16] oraz grupa IWA (70%) [10], zaś nieco wyższą od przytaczanej przez Henze [8] (35%).

ChZT całkowite ścieków oczyszczonych wynosiło $37,0 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. Wartość frakcji ChZT, charakteryzujących ilość substancji organicznych rozpuszczonych w ściekach oczyszczonych wynosiły kolejno – S_I (nierozkładalne) – $26,0 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, S_S (łatwo rozkładalne) – poniżej $1,0 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, natomiast frakcji w zawiesinie – X_I (nierozkładalne) – $2,2 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, X_S (wolno rozkładalne) – $6,7 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. Z porównania zawartości procentowej poszczególnych frakcji wynika, ($S_I = 74,5\%$, $S_S < 1,0\%$) że podczas procesu oczyszczania całkowicie uległy zmianie proporcje związków charakteryzowanych jako S_I, S_S, X_I, X_S . Można też zauważyć, że najwyższy był udział frakcji rozpuszczonej nierozkładalnej przez mikroorganizmy, którą można usunąć tylko za pomocą strącania chemicznego. Natomiast związki z frakcji zawieszony nierozkładalnej (nie dyfundujące) uległy adsorpcji na błonie biologicznej oraz na mikroorganizmach i osadzie dennym w stawie biologicznym.

Tabela 3. Parametry fizyczno-chemiczne ścieków surowych i oczyszczonych w oczyszczalni ze złożem biologicznym

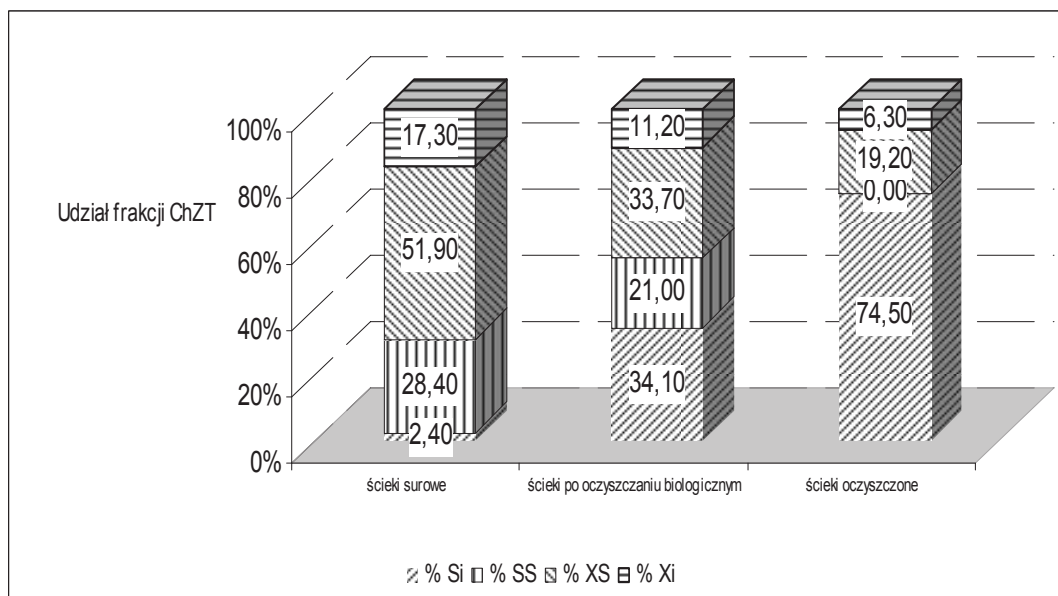
Table 3. Physico-chemical parameters of raw sewage and sewage effluent in WWTP operating with RBC

Parametry fizyczno-chemiczne									
	ChZT	ChZT'	BZT ₅	OWO	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	TKN	PO ₄ ³⁻	P _{og}
	[mg O ₂ /dm ³]			[mg C/dm ³]	[mg N/dm ³]	[mg N/dm ³]	[mg N/dm ³]	[mg P/dm ³]	[mg P/dm ³]
ścieki surowe	669,0	333,0	520,0	247,1	21,8	4,1	26,3	68,3	72,0
ścieki po złożu biologicznym	66,0	42,0	25,0	12,1	1,4	28,2	3,4	29,0	31,0
ścieki oczyszczone po stawie biologicznym	37,0	26,0	4,0	2,9	1,4	4,4	3,4	15,4	18,4



Rys. 7. Zmiany wartości frakcji ChZT (S1, X1, Ss, Xs) w ściekach bytowo-gospodarczych podczas oczyszczania na złożach biologicznych

Fig. 7. Changes of COD fractions in municipal wastewater during RBC treatment



Rys. 8. Procentowy udział frakcji ChZT w ściekach oczyszczanych na złożach biologicznych

Fig. 8. Percentage share of COD fractions during RBC treatment

Tabela 4. Udział poszczególnych frakcji w całkowitym stężeniu ChZT ścieków surowych, określony w pomiarach w porównaniu z danymi literaturowymi [6, 8, 10÷12, 14, 16, 21]

Table 4. Share of fractions in the total COD concentration in raw sewage, as determined in measurements and compared with the references data [6, 8, 10÷12, 14, 16, 21]

Frakcje	Badania własne	Myszograj Sadecka	Kappeler Gujer	Ekama	Grupa IWA	Kalinowska	Henze
	%						
S ₁	2,4	22,6	9,0	20,0÷25,0	25,0	12,5÷25,0	13,0
S _s	28,4	56,0	58,0	60,0÷65,0	45,0	50,0	22,0
X _s	51,9	18,7	22,0	5,0÷7,0	15,0	15,0	54,0
X ₁	17,3	2,7	11,0	8,0÷10,0	10,0	8,0÷10,0	11,0

Porównanie procentowego udziału poszczególnych frakcji ChZT w ściekach surowych określonych przez Myszograj i Sadecką [14, 16], Kappelera'a i Gujer'a [6] Grupę IWA [10] oraz metodami uproszczonymi przez Kalinowską [11] i Ekama [21] przedstawiono w tabeli 4. Na podstawie danych badane ścieki surowe pochodzące z Domu Pomocy Społecznej odbiegają składem frakcji od badanych przez innych autorów. Potwierdza to fakt, iż małe ilości ścieków są zupełnie odmienne składem od ścieków komunalnych z dużych jednostek.

Jak podaje Sadecka i Myszograj [13, 17] w przypadku ścieków z terenów wiejskich należy się liczyć z innymi niż podaje literatura stężeniami zanieczyszczeń szczególnie w odniesieniu do zawartości związków biogenych. W przypadku analizy składu ścieków, należy pamiętać, że ulegają one ciągłym zmianom, co spowodowane jest dużą nierównomiernością wynikającą z trybu pracy czy też przyzwyczajen ludzi korzystających z danej oczyszczalni.

6. Wnioski

Analiza wykonanych pomiarów oraz obliczeń pozwala na następujące stwierdzenia:

1. W ściekach surowych dopływających do oczyszczalni ścieków przy Domu Pomocy społecznej w Bobrowej ponad 80% ChZT całkowitego stanowiły frakcje biologicznie rozkładalne związane w zawieszynie X_S oraz rozpuszczone S_S .
2. Obok przemian biochemicznych na zmiany udziałów frakcji ChZT znacząco wpłynął proces wstępnego mechanicznego oczyszczania ścieków.
3. Badana oczyszczalnia charakteryzuje się wysoką efektywnością w zakresie utleniania zanieczyszczeń organicznych zawartych w ściekach. Świadczy o tym skuteczność usuwania BZT_5 ChZT oraz OWO.
4. Obciążenie złoża ładunkiem organicznym równym $4,76 \text{ g BZT}_5/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, pozwoliło na skuteczny przebieg procesu nitryfikacji. Świadczy o tym wzrost stężenia azotanów(V) oraz znaczne zmniejszenie stężenia azotu amonowego i Kjeldahla w ściekach po złożu biologicznym.
5. Zmniejszenie stężenia fosforanów, a tym samym fosforu ogólnego, osiągnięto dzięki procesowi defosfatacji, który prowadzony był przez mikroorganizmy zdolne do gromadzenia związków fosforu w warunkach tlenowych. Proces ubytku fosforu obserwowany był zarówno podczas przepływu ścieków przez TZB, jak i staw doczyszczający – co świadczy o zachowaniu warunków tlenowych.
6. Duża efektywność oczyszczania ścieków w oczyszczalni stanowiącej obiekt badań pokazuje, że tarczowe złoża biologiczne mogą nadal odgrywać ważną rolę w oczyszczaniu małych ilości ścieków, a otrzymany efekt zależy głównie od zastosowanego układu technologicznego oraz prawidłowości w doborze parametrów.

Podziękowania

*Praca powstała w ramach realizacji pracy badawczej N N304 274840
w Katedrze Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska
Politechniki Białostockiej.*

Literatura

1. **Al-Ahmady, Kossay K.:** *Effect of Organic Loading on Rotating Biological Contactor Efficiency*. Int International Journal of Environmental Research and Public Health, nr 3, str.: 469÷477. 2005.
2. **Ayoub G.M., Saikalyb P.:** *The combined effect of step-feed and recycling on RBC performance*. Water Research 38. 3009÷3016. 2004.
3. **Bogdańska D.:** *Elementy składowe COD w ściekach komunalnych na przykładzie miasta Zielona Góra*. Praca magisterska, Uniwersytet Zielonogórski 2002.
4. **Bouwer E.J.:** *Theoretical Investigation of Particle Deposition in Biofilm Systems*. Water Research vol. 21, 1489÷1498. 1987.
5. **Dymaczewski Z., Oleszkiewicz J., Sozański M.:** *Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków*. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, Poznań 1997.
6. **Gujer W., Kappeler J.:** *Modeling Population Dynamics in Activated Sludge Systems*. Water Sci. Techn., 25, 93÷103. 1992.
7. **Heidrich Z.:** *Złoża biologiczne – zasady wymiarowania*. Przegląd komunalny, nr 7, str.: 41÷42. 2003.
8. **Henze M., Gujer M., Mino W., van Loosdrecht M. C.M.:** *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d, and ASM3*. IWA. Scientific and Technical Report n 9. IWA Publishing, London, UK 2000.
9. **Henze M., Harremoës P., Jansen J., Arvin E.:** *Oczyszczanie ścieków. Procesy biologiczne i chemiczne*. Wyd. Politechniki Śląskiej. Kielce 2000.
10. IWA Scientific and Technical Report no 9. IWA Publishing. London UK
11. **Kalinowska E., Bonar G., Duma J.:** *Zasady i praktyka oczyszczania ścieków*. Wyd. LEMTECH Konsulting, Kraków 2005.
12. **Kapper J., Gujer W.:** *Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and Characterization of wastewater for activated sludge modeling*. Wat. Sci. Tech. Vol. 25, No 6, pp. 125÷139, 1992.
13. **Myszograj S.:** *Zmiany ilościowe i jakościowe ścieków dopływających do małych oczyszczalni*. Oczyszczanie ścieków i przeróbka osadów ściekowych, Zielona Góra, Tom 2/2008.
14. **Myszograj S.:** *Zmiany składu ścieków w czasie transportu siecią kanalizacyjną*. Gaz, Woda, Technika Sanitarna, nr 7–8. 2006.
15. **Palma L. Di, Merli C., Paris M., Petrucci E.:** *A steady-state model for the evaluation of disk rotational speed influence on RBC kinetic: model presentation*. Bioresource Technology 86 193÷200. 2003.
16. **Sadecka Z., Myszograj S.:** *Fracje COD w procesach mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków na przykładzie oczyszczalni ścieków w Sulechowie*. Uniwersytet Zielonogórski.

17. **Sadecka Z.:** *Oczyszczanie ścieków z małych miejscowości. Oczyszczanie ścieków i przeróbka osadów ściekowych*, Zielona Góra, Tom 2/2008.
18. **Sirianuntapiboon S., Chuamkaew C.:** *Packed cage rotating biological contactor system for treatment of cyanide wastewater*. *Bioresource Technology* 98. 266÷272. 2007.
19. **Sosnowska B.:** *Kinetyka i efektywność biologicznego oczyszczania ścieków w beztlenowo-anoksylicznym reaktorze SBR z wydzieloną nitryfikacją na złożu biologicznym*. Politechnika Wrocławska. (rozprawa doktorska). Wrocław 2003.
20. Wytyczne ATV-DVWK-A 131 Wytyczne ATV-DVWK-A 131 P.: Wymiarowanie jednostopniowych oczyszczalni ścieków z osadem czynnym. Wydawnictwo Seidel-Przywecki, 05.2000.
21. **Wentzel M.C., Muller A., Loewenthal R.E., Ekama G.A.:** *Heterotroph anoxic yield in anoxic aerobic activated sludge systems treating municipal wastewater*. *Water Research* 37, 2435÷2441, 2003.

Rotary Biological Contactor as Alternative for Small Amount of Wastewater Treatment

Abstract

The aim of the research was to find out COD fractions in raw wastewater and during biological treatment. Intensification of wastewater treatment processes was one of the results of this project. An experiment was carried out in WWTP operating with Rotary Biological Contactor to treat wastewater from Social Assistance House located in Bobrowa.

The average daily inflow of raw sewage to treatment plant during the measurements time ranged from 6.5 to 10.0 m³/d. Treatment plant of this type as standard equipped with a three-stage biological bed. In the investigated object only two steps of treatment were working, which was caused by the fact that it works only for 38 people and operates in underload conditions. Wastewater treatment tank is equipped with a retention-averaging tank and biological pond of oxygen type with a volume of about 240 m³. Receiver of treated wastewater is Płoska river.

To find out the characteristic of treated wastewater such parameters as: COD, BOD₅, TOC, NH₄⁺, NO₃⁻, TKN, PO₄³⁻, P_{total} were determined in samples with and without filtration due to standing regulations. COD fractions were determined according to ATV-131 standards.

It was found that above 80% of total COD was represented by biological resoluble fractions in suspended solids X_s and dissolved S_s . High efficiency of analyzed wastewater treatment plant confirmed that RBC contactors can be successfully applied for small amount of wastewater treatment. Final results mainly depend on technological scheme and proper parameters selection.

In addition to biochemical changes the process of preliminary mechanical treatment of wastewater significantly influenced the change in fractions of COD.

The studied wastewater treatment plant is highly effective in range of oxidation of organic pollutants in wastewater. Efficiency of COD, BOD_5 and TOC removal proves that fact.

Reduction of phosphate concentration, and thus total phosphorus, was achieved through dephosphatation process, which was led by micro-organisms able to accumulate phosphorus under aerobic conditions. The process of phosphorus loss was observed during both wastewater flow through RBC and pond – which proves keeping of aerobic conditions.



Depozyty mułów węglowych – inwentaryzacja i identyfikacja ilościowa

Wojciech Sobko, Ireneusz Baic, Wiesław Blaschke
Instytut Mechanizacji Budownictwa i Górnictwa Skalnego, Katowice

1. Wstęp

Instytut Mechanizacji Budownictwa i Górnictwa Skalnego, Centrum Gospodarki Odpadami i Zarządzania Środowiskowego realizuje wspólnie z Politechniką Śląską (Katedra Przeróbki Kopalni i Utylizacji Odpadów) projekt rozwojowy Nr N R09 0006 06/2009 pn. „Identyfikacja potencjału energetycznego depozytów mułów węglowych w bilansie paliwowym kraju oraz strategia rozwoju technologicznego w zakresie ich wykorzystania”. Głównym celem projektu jest określenie możliwości włączenia do krajowego bilansu paliwowego istniejących depozytów mułów węglowych. Realizacja projektu zakłada wykonanie ściśle określonych zadań badawczych. Pierwszym z nich było przeprowadzenie inwentaryzacji i określenie ilości zdeponowanych w środowisku mułów węglowych. Kolejnym zadaniem była identyfikacja jakościowa. Polegała ona na pobraniu reprezentatywnych prób mułów węglowych z wytypowanych obiektów depozytowych oraz oznaczeniu istotnych z punktu widzenia gospodarczego wykorzystania parametrów fizyko-chemicznych otrzymanego materiału. Uzyskane wyniki zostaną poddane szczegółowej

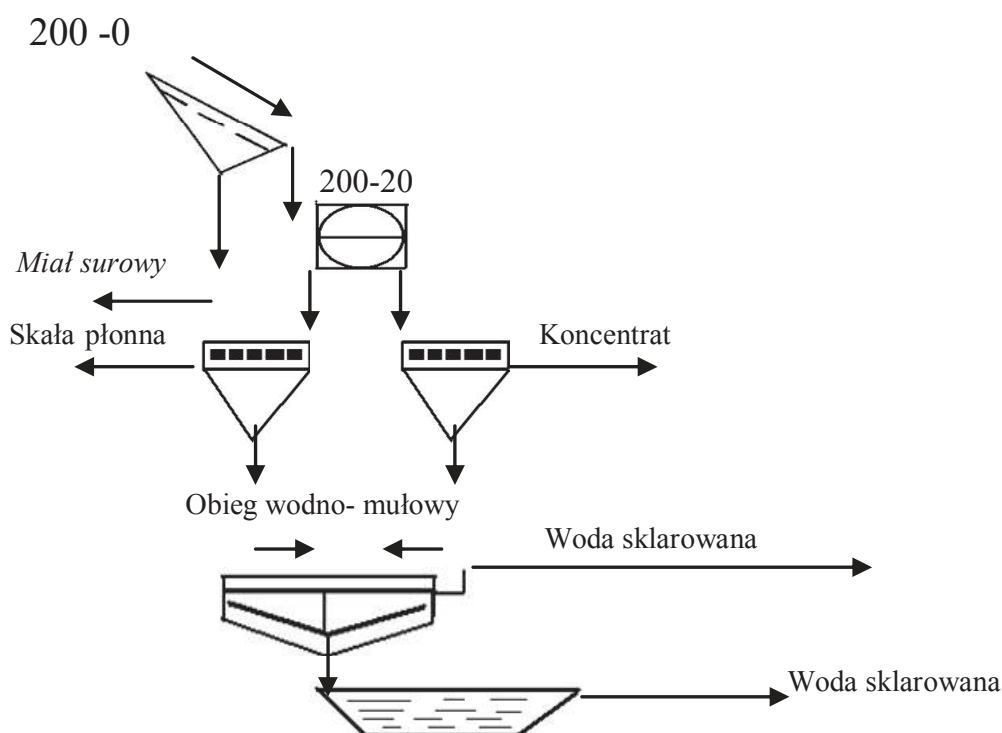
analizie w oparciu o przyjęte kryteria. Dla wyselekcjonowanej grupy osadników depozytów mułów węglowych w kolejnej fazie projektu zostaną opracowane technologie, umożliwiające poprawę ich własności użytkowych, a przez to uzyskanie pełnowartościowego paliwa dla energetyki zawodowej. Efektem końcowym projektu będzie opracowanie strategii rozwoju technologicznego w zakresie wykorzystania depozytów mułów węglowych w krajowym bilansie paliwowym. Niniejsza publikacja dotyczy procesu inwentaryzacji depozytów mułowych oraz przedstawia metodykę ich identyfikacji ilościowej. Publikacja ta mieści się w ogólnej problematyce bezpieczeństwa energetycznego kraju [1÷5].

2. Proces tworzenia mułów węglowych

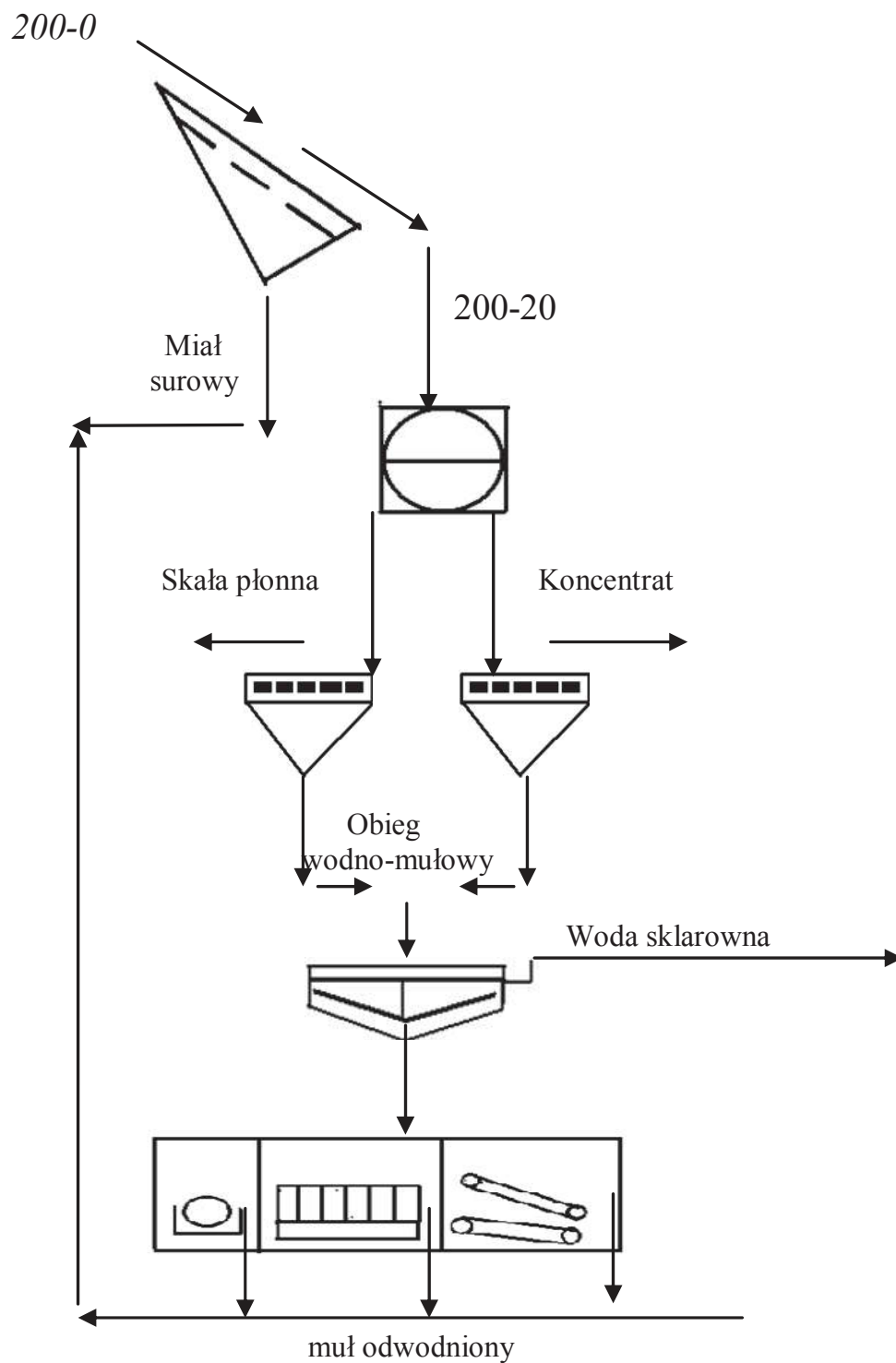
Muły węglowe to materiał o uziarnieniu $1\div 0$ mm, powstający w procesie produkcji węgla handlowego. W schemacie organizacyjnym każdej kopalni węgla kamiennego produkcja węglowych sortymentów handlowych odbywa się w zakładach przeróbczych. Szybami wydobywczymi na powierzchnię kopalni wydobywany jest tak zwany urobek surowy o zróżnicowanej granulacji. Stanowi on mieszaninę ziaren węglowych i ziaren skały płonnej potocznie nazywanej kamieniem. Udział ziaren węglowych jest większy, niż kamienia. Niemniej taka postać wydobywanego materiału stanowi niewielką wartość użytkową na rynku. Podlega więc procesowi uszlachetnienia, czyli oddzielenia węgla od kamienia. Cały proces produkcyjny podzielony jest na szereg węzłów technologicznych, których końcowym efektem jest uzyskanie wymaganych produktów handlowych o żądanych parametrach jakościowych. Głównym procesem umożliwiającym uzyskanie wymaganych parametrów produktów jest wzbogacanie. Proces ten polega na wykorzystaniu różnicy gęstości mieszaniny ziaren węglowych i kamienia w ośrodku wodnym. Efektem opisanego procesu jest uzyskanie dwóch frakcji: lekkiej, czyli węgla zwanego potocznie koncentratem oraz frakcji ciężkiej, czyli kamienia. Obie rozdzielone strugi materiału podlegają procesowi odwadniania z wykorzystaniem dynamicznych przesiewaczy odwadniających, wirówek bądź statycznych sit. Produktem nadsitowym jest odwodniony koncentrat i kamień, natomiast produktem podsitowym w obu przypadkach jest woda bądź też ciecz ciężka wraz z ziarnami mułowymi. Woda i ziarna mułu stanowią obieg wodno-mułowy, który kierowany jest do

zewnątrznych zbiorników ziemnych, rzadziej betonowych zwanych osadnikami mułowymi. Ziarna pod wpływem własnego ciężaru podlegają procesowi sedymentacji. Uzyskana sklarowana woda zawracana jest do procesu wzbogacania. Muł w zależności od posiadanych parametrów oferowany jest klientom indywidualnym bądź do energetyki zawodowej. Tak przyjęty model technologiczny stwarza spore kłopoty ruchowe, w szczególności w okresie zimowym. Wymaga sporego zaangażowania osobowego i sprzętowego. Ponadto wprowadzenie mechanizacji urabiania kopaliny w górnictwie węglowym spowodowało wzrost produkcji klasy ziarnowej 1÷0 mm, czyli w konsekwencji mułu węglowego. Problem gospodarki mułowej stawał się więc istotnym problemem każdej kopalni węgla kamiennego, w której prowadzono proces wzbogacania na mokro. Często odwodniony muł na ogół o niskich parametrach jakościowych nie znajdował odbiorców. Z tego względu był deponowany w osadnikach mułowych.

Poniżej na rys. 1 przedstawiono uproszczony schemat produkcji mułów węglowych.



Rys. 1. Uproszczony schemat produkcji mułów węglowych
Fig. 1. Simplified diagram of the production of coal sludge



Rys. 2. Schemat produkcji mułów węglowych z uwzględnieniem modernizacji obiegu wodno-mułowego

Fig. 2. Scheme of production of coal sludge with modernization of water sludge circulation

Objaśnienia do schematu

	Przesiewacz wibracyjny
	Wzbogacalnik
	Przesiewacz odwadniający
	Zagęszczacz Dorra
	Filtr tarczowy
	Prasa ciśnieniowa
	Filtry taśmowe

Dynamiczny rozwój górnictwa i wzrost produkcji węgla w Polsce w szczególności w latach 70. i 80. ubiegłego stulecia, spotęgował problematykę gospodarki wodno-mułowej. Było to związane głównie ze wzrostem udziału węgla surowego kierowanego do procesów przeróbczych. Wskaźnik udziału węgla wzbogaconego w procesach mokrych osiągnął w tych latach poziom 50 kilku procent. Wzbogacaniu podlegało coraz więcej produkowanego węgla w klasie ziarnowej 20(30)÷0 mm, nazwanego w nomenklaturze górniczej miałem węglowym. Stąd też generowana była coraz większa ilość mułów węglowych. Ten stan wymusił podjęcie działań, mających na celu modyfikacje gospodarki materiałem mułowym. Schematy zakładów przeróbczych rozbudowywane zostały o węzeł zagęszczania i odwadniania wytwarzanych z bieżącej produkcji mułów węglowych. W tym celu rozpoczęto stosowanie urządzeń zagęszczających tj.: odmulniki promieniowe Dorra oraz urządzenia filtracyjne: (filtry bądź prasy). Uzyskany w ten sposób odwodniony muł dodawany był do produkowanych na bieżąco miałowych mieszanek energetycznych. Przy rozbudowanej infrastrukturze urządzeń, obieg wodno-mułowy w wielu zakładach przeróbczych stał się obiegiem zamkniętym.

Na rys. 2 przedstawiono schemat produkcji mułów węglowych z uwzględnieniem modernizacji obiegu wodno-mułowego.

Tak więc po 1990 roku ubiegłego stulecia rola osadników mułowych w procesie produkcyjnym i deponowania w nich mułu ulega znacznemu ograniczeniu. Osadniki te obecnie przyjmują funkcję bufora bezpieczeństwa, w przypadku stanu awaryjnego urządzeń obiegu wodno-mułowego.

Przedstawiona analiza narzuciła sposób prowadzenia identyfikacji depozytów mułów węglowych. W większym stopniu poszukiwano informacji historycznych o depozytach mułowych, dokonując głównie analizy zgromadzonych materiałów archiwalnych z okresów przed 1990 rokiem.

3. Identyfikacja depozytów mułowych

Proces poszukiwania depozytów mułów węglowych poprzedzono szczegółową analizą źródłową produkcji mułów węglowych w polskim górnictwie. Przyjęto, że identyfikacja będzie wykraczała poza czynną strefę produkcyjną górnictwa. Przedmiotem penetracji zostały objęte tereny Górnośląskiego Okręgu Górniczego oraz Wałbrzyskiego Okręgu Górniczego. Zapytania o depozyty mułowe skierowano do wszystkich urzędów gmin i miast województwa śląskiego, jak również do miast objętych działalnością górnictwem województwa małopolskiego. Na przestrzeni analizowanego powojennego okresu produkcji węglowej branża górnictwa ulegała licznym przeobrażeniom. Analizując okres współczesny, czyli okres od 1989 roku stwierdzono, że nastąpiła redukcja produkcji węgla kamiennego z 140 mln ton do 76 mln ton (2009). Przeprowadzane procesy restrukturyzacji, objawiające się likwidacją, bądź łączeniem ruchów zakładów górniczych na dzień dzisiejszy ograniczyły wydobycie węgla do 32 ilość zakładów górniczych. Ponadto w branży działała jedna polska kopalnia prywatna oraz sfinalizowano sprzedaż jednej kopalni dla podmiotu zagranicznego. Wiele terenów zostało wyłączonych z działalności górniczej i przekazanych w użytkowanie dla innych podmiotów.

Oddzielnym źródłem informacji uwzględnionym w procesie kwerendy było dotarcie do dokumentacji historycznej. W tym celu dokonano przeglądu materiałów zgromadzonych w Archiwum Państwowym. Ana-

liza materiałów dotyczyła głównie budowy i modernizacji funkcjonujących od okresu powojennego kopalń. Stwierdzono, że w przedmiotowych materiałach brak informacji odnośnie budowy bądź modernizacji zakładów przerobczych oraz prowadzonej gospodarki mułowej. Nie znaleziono również informacji odnośnie zmian w planach zagospodarowania przestrzennego, które wynikałyby z planowanej budowy osadników mułowych. W Archiwum Państwowym odnaleziono jedynie dane dotyczące zmian wydajnościowych zakładów przerobczych.

W procesie kwerendy interesującym okresem istotnym dla realizacji projektu rozwojowego był także czas międzywojenny. Z tego też względu dokonano przeglądu zachowanych map niemieckiego Wyższego Urzędu Górniczego. Pozyskane informacje stały się bardzo cennym źródłem informacji o potencjalnych miejscach zalegania depozytów mułów węglowych powstających w okresie międzywojennym. Z uwagi na brak możliwości wykonania dokumentacji fotograficznej uzyskane informacje przeniesiono i zweryfikowano z użyciem współczesnych map polskich pozyskanych z Centralnego Ośrodka Dokumentacji Geodezyjnej i Kartograficznej w Warszawie oraz Wojewódzkiego Ośrodka Dokumentacji Geodezyjnej i Kartograficznej w Katowicach.

Reasumując zapytania odnośnie depozytów mułów węglowych skierowano do następujących firm i instytucji:

- Agencja Nieruchomości Rolnych,
- Agencja Rozwoju Lokalnego S.A.,
- Archiwum Państwowe,
- Haldex S.A.,
- Jastrzębska Spółka Węglowa S.A.,
- MB-EKO S.A.,
- Mo-Bruk S.A.,
- Katowicki Holding Węglowy S.A.,
- Kompania Węglowa S.A.,
- Muzeum Miejskie w Dąbrowie Górniczej,
- Muzeum Miejskie w Sosnowcu,
- Muzeum Górnictwa Węglowego w Zabrze,
- Pemug S.A.,
- Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych,
- Śląski Związek Gmin i Powiatów,
- Spółka Restrukturyzacji Kopalń S.A.,

- Urząd Marszałkowski Województwa Śląskiego,
- Urzędy Gmin i Miast,
- Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska,
- Wyższy Urząd Górniczy.

W wyniku przeprowadzonego procesu identyfikacji mułów węglowych uzyskano informacje o 59 obiektach na których łącznie zdeponowanych zostało około 12 mln ton mułów węglowych. Na rys. 3 przedstawiono przykładowe fotografie zidentyfikowanych depozytów mułów węglowych.

4. Analiza szacunkowa

W przeprowadzonym procesie identyfikacji dokonano analizy dostępnej, dotyczącej depozytów mułowych. Stwierdzono, że w opisach literaturowych prezentowane są tylko dane szacunkowe odnośnie ilości i miejsc występowania depozytów mułów węglowych. Z tego też względu na potrzeby przedmiotowego projektu w oparciu o dane zawarte w Statystyce Przemysłu Węglowego za lata 1945÷1989 opracowano formułę (model) matematyczny umożliwiający określenie z zakładaną dokładnością ilości wytwarzanych w tych latach mułów węglowych. Treść formuły przedstawia się następująco:

$$M = W \cdot (WM - WK) - RMW - M0 \quad (1)$$

gdzie:

M – ilość mułu zdeponowanego [Mg],

W – produkcja węgla kamiennego [Mg],

WM – ilość węgla, który został wzbogacony mechanicznie i jego udział w ogólnym wydobyciu [%],

WK – ilość węgla płukanego sprzedanego, uzyskanego po odwodnieniu i rozklasyfikowaniu na sortymenty handlowe i jego udział w ogólnym wydobyciu [%],

RMW – rozchód mułów węglowych [Mg],

M0 – muły z konta „0” [Mg].



fot. 1



fot. 2



fot. 3

Rys. 3. Przykładowe fotografie zidentyfikowanych depozytów mułów węglowych
Fig. 3. Sample photographs of identified deposits of coal sludge

Wszystkie sformułowane w opracowanym modelu wskaźniki stanowią logiczną interpretację i wynikają z analizy procesów produkcyjnych, mających miejsce w zakładach przerobczych węgla kamiennego. W oparciu o formułę oszacowano, że w latach 1945÷1989 ilość zdeponowanych w osadnikach mułów węglowych wyniosła blisko 120 mln ton.

5. Podsumowanie

Realizowany przez Instytut Mechanizacji i Budownictwa Skalnego „Centrum Gospodarki Odpadami i Zarządzania Środowiskowego wraz z Politechniką Śląską projekt rozwojowy Nr N R09 006 06/2009 pn. „Identyfikacja potencjału energetycznego depozytów mułów węglowych w bilansie paliwowym kraju oraz strategia rozwoju technologicznego w zakresie ich wykorzystania” umożliwił inwentaryzację miejsc występowania oraz identyfikację ilości zdeponowanych w środowisku mułów węglowych. Zgodnie z przeprowadzoną inwentaryzacją z natury pozyskano informacje o 59 obiektach, na których łącznie zdeponowanych jest ok. 12 mln Mg mułów węglowych. Natomiast identyfikacja ilościowa wykonana z użyciem opracowanego modelu matematycznego wykazała, że w środowisku zdeponowana jest ilość 10-krotnie wyższa. Otrzymane wyniki zostaną wykorzystane do przeprowadzenia szczegółowych badań jakościowych oraz wytypowania obiektów dla których opracowane zostaną technologie wzbogacania. W ten sposób znajdujące się w środowisku osadniki mułów węglowych zostaną uwzględnione w bilansie paliwowym kraju.

Literatura

1. **Gawłowski S., Listowska-Gawłowska R., Piecuch T.:** *Bezpieczeństwo energetyczne kraju*. Monografia. Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej. 2010.
2. **Malej J.:** *Bezpieczeństwo energetyczne świata*. Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej. 2009.
3. **Baic I., Blaschke W., Szafarczyk J.:** *Depozyty mułów węglowych źródłem paliwa energetycznego-informacja o projekcie rozwojowym*. Przegląd Górniczy Nr 1-2, 2010.
4. **Sobko W.:** *Produkcja i zagospodarowanie mułów węglowych w Polsce*. Seminarium IMBiGS.
5. **Majka-Myrcha B., Białas J, Białas M.:** *Niektóre aspekty związane z produkcją mułów węglowych i problematyka kosztów ich wzbogacania w górnictwie węgla kamiennego*. Przegląd Górniczy Nr 6, str. 34÷41, 1997.
6. Rocznik Statystyczny Rzeczypospolitej Polskiej 2009, Główny Urząd Statystyczny.

Deposits of Coal Sludge – Inventory and Quantitative Identification

Abstract

The dynamic development during postwar years of Polish Coal Mining, contributed to production of large quantities of extractive waste, estimated in the amount of 594.4 million of tonnes. These should also include coal sludge, arising during production of commercial coal. Lack of technological solutions allowing in the manufacturing process development of coal sludge often resulted in depositing this material in the environment. This way the material gathered had no general commercial use. In today's period of limited production of coal this material may be valuable, the transferable material in the market after obtaining certain high energy parameters. These parameters can be obtained by subjecting the material to process of enrichment. This paper presents the process of inventory of coal sludge and discusses the methodology of estimating the amount of accumulated sludge deposits in the environment.

Implemented a development project "Identification of the energy potential of coal sludge deposits in the fuel balance of the country and a strategy for technological development of their use" made possible an inventory of sites of deposition and identification of amount coal sludge deposited in the environment. According to the inventory carried out in nature information about 59 objects in which a total of approximately 12 million ton of coal sludge is deposited was obtained. However, quantitative identification conducted with developed mathematical model showed that the amount of deposited coal sludge in the environment is 10-fold higher. Obtained results will be used to conduct detailed qualitative research and appointment of objects for which technologies of enrichment will be developed. This way, coal sludge settling tanks present in the environment will be included in the fuel balance of the country.



Badania i ocena wartości nawozowej kompostów i wermikompostów

Dariusz Boruszko
Politechnika Białostocka

1. Wstęp

Zagospodarowanie osadów ściekowych to integralna część procesu oczyszczania ścieków. Założona w Unii Europejskiej w połowie lat dziewięćdziesiątych strategia postępowania z osadami zawierającymi substancje organiczne zakładała, że od 2005 r. nie będzie możliwe deponowanie ich na składowiskach. Ostatnie lata przyniosły korektę tych założeń, przede wszystkim w zakresie wykorzystania takich osadów w rolnictwie.

Kompostowanie to jedna z najprostszych metod, polegająca na rozkładzie substancji organicznej. W warunkach naturalnych w glebie rocznie na powierzchni 1 ha rozkłada się i ulega mineralizacji 40÷50 ton resztek roślinnych, 7÷40 ton organizmów zwierzęcych oraz około 20 ton mikroorganizmów. Po mineralizacji czyli całkowitym utlenieniu podstawowych pierwiastków w wodach aerobowych-powstaje dwutlenek węgla, azotany, siarczany i fosforany. W procesie humifikacji następuje synteza złożonych związków organicznych, mających szczególną wartość nawozową. Substancje humusowe wprowadzone do gleby z kompostem poprawiają jej urodzajność. Należy stwierdzić, iż kompostowanie to proces zło-

żony, obejmujący szereg licznych procesów biochemicznych, chemicznych i fizycznych zachodzących w obecności bakterii aerobowych.

W wyniku procesu kompostowania otrzymujemy w pełni dojrzały kompost, który jest nawozem organicznym, podnoszącym żyzność gleby [10].

W Polsce w chwili obecnej rozpowszechnionych jest wiele skutecznych metod kompostowania osadów ściekowych. Coraz częściej wraca się do zastosowania znanych już metod niskonakładowych. Kompost uzyskany przy intensywnej działalności dżdżownic hodowlanych w różnych odpadach organicznych, przy bardzo dużym (do 100 tys. osobników/m³) zagęszczeniu tych zwierząt, nosi nazwę wermikompostu, kompostu dżdżownicowego lub biohumusu. Cechuje się on szczególnie korzystnymi właściwościami w porównaniu z kompostem otrzymanym metodami tradycyjnymi. Jego specyficzne właściwości zależą m.in. od składu substancji pokarmowej, zagęszczenia hodowanych osobników i długości ich przebywania w poszczególnych warstwach pokarmowych, co w konsekwencji daje dokładniejsze ich przerobienie i rozdrobnienie [6]. Wermikompost zawiera duże ilości enzymów i mikroorganizmów związanych z metabolizmem dżdżownic. Poza tym, w tak przerobionych osadach znacznie wzrasta ilość makroelementów (fosforu, potasu, wapnia i magnezu), natomiast toksyczne związki metali ciężkich przekształcane są w trudno przyswajalne przez rośliny połączenia tych metali. Wprowadzenie takiego kompostu do gleby pobudza jej życie biologiczne. Ma to szczególne znaczenie dla gleb, które utraciły zdolności samooczyszczania się wskutek skażeń [11].

Wermikompost może być wytwarzany przy udziale kilku gatunków dżdżownic. Najlepiej do tego celu nadaje się dżdżownica kalifornijska (*Eisenia fetida*). W porównaniu z innymi, gatunek ten wyróżnia się dużą aktywnością przy przerabianiu podłoża i możliwością przejawienia tej aktywności przez cały rok, najkrótszym okresem rozwoju i największym współczynnikiem rozmnażania. Dżdżownica ta jest w Polsce przedmiotem handlu pod nazwą Red hybrid of California.

Wermikultura jest technologią uszlachetniającą osady ściekowe poprzez wpływ na szybkie zanikanie zapachu gnicia, powstawanie trwałej struktury gruzelkowatej, poprawiającej warunki wzrostu roślin, czy podwyższenie w utylizowanym podłożu poziomu składników pokarmowych. Badania nad zastosowaniem technologii z udziałem zagęszczo-

nych populacji dżdżownic do utylizacji osadów ściekowych były prowadzone głównie w Kanadzie i Stanach Zjednoczonych. Wermikultura ułatwia zagospodarowanie osadów organicznych, co pozwala złagodzić lub rozwiązać niektóre problemy ekologiczne i ekonomiczne [1].

W porównaniu z kompostem produkowanym tradycyjnymi metodami biohumus korzystniej wpływa na plonotwórcze właściwości gleby, m.in. na jej zdolność do samooczyszczania się od skażeń chemicznych. Szczególne znaczenie ma w ogrodnictwie, gdyż łagodzi stresy przy przesadzaniu roślin, przeciwdziała szkodom powodowanym przez agrofagi i poprawia jakość plonów [5].

2. Obiekty badawcze, stosowane technologie

Obiektami badawczymi są wybrane oczyszczalnie ścieków stosujące proces kompostowania osadów ściekowych oraz instalacje badawcze w skali technicznej zlokalizowane na terenie północno-wschodniej Polski.

Obiekt nr 1 i nr 2 to odpowiednio Miejska Oczyszczalnia Ścieków w Sokółce i Miejska Oczyszczalnia Ścieków w Kolnie. W tych obiektach osady ściekowe kompostowane są w technologii GWDA – kompostowanie pryzmowe z tzw. negatywnym napowietrzaniem. Gromadzony osad, o uwodnieniu około 80%, sukcesywnie miesza się z nośnikiem węgla organicznego i materiałem strukturotwórczym, którymi są trociny i słoma. Uwodnienie masy kompostowej spada wówczas do 60÷50%.

Proces kompostowania przebiega trój etapowo:

I etap – prowadzony jest w pryzmach bez napowietrzania, czyli w warunkach sprzyjających procesom beztlenowym. Polega on na usypywaniu pryzm z przygotowanej mieszaniny i pozostawieniu ich w tym stanie do spadku temperatury w jej wnętrzu. Przesypuje się wówczas kompost w celu jego napowietrzenia.

II etap – prowadzony jest w pryzmach z rusztem napowietrzającym (wykonanym z rur), który odciąga gazy i odcieki powstające w mieszaninie kompostowej. Powietrze z pryzm wyciąga się za pomocą wentylatora wysokociśnieniowego. Pryzmy są napowietrzane 3÷4 tygodnie i rozbiegane, a kompost kierowany jest do dojrzewania.

III etap – dojrzewanie. Proces ten w zależności od warunków atmosferycznych może trwać od 6 do 24 tygodni.

Obiekt nr 3 to Miejska Oczyszczalnia Ścieków w Nowej wsi Ełckiej, gdzie proces kompostowania prowadzony jest w warunkach naturalnych, w przyzmach napowietrzanych poprzez przerzucanie. Do osadu dodaje się masę strukturalną w postaci słomy, siana i zrębków drzewnych.

Proces kompostowania rozpoczyna się od rozłożenia balotów słomy, co pozwala na utrzymanie większej czystości płyty kompostowej. Materiał strukturotwórczy w postaci słomy jest poddawany procesowi rozdrabniania i napowietrzania przerzucarką bramową. Po dodaniu osadu ściekowego i zaszczepki, całość ponownie ulega mieszaniu nad przyzmą na jednolitą masę. Kolejnym etapem jest dodanie materiału strukturotwórczego w postaci zrębków drzewnych i wymieszanie przerzucarką. Kompostowanie w przyzmach trwa średnio 4÷6 tygodni. Osad jest dwa razy w tygodniu przerzucany, a w dniu po przerzuceniu dokonuje się kontroli procesu – pomiaru temperatury. W czasie kompostowania w przyzmach na płycie intensywnego kompostowania stosuje się dokładki w postaci słomy i osadu, gdy przyzma „osiądzie”, tzn. nastąpi redukcja masy przyzmy na skutek straty wody i mineralizacji części organicznych do około 2/5, którą określa się wzrokowo. Średnio stosuje się cztery dokładki. Po procesie kompostowania w przyzmach materiał kompostowy jest sukcesywnie przerzucany w miejsce składowania kompostu, tzw. kojec do dojrzewania. Kompost układany jest w stosach o wysokości do 5 metrów, w których dojrzewa przez około 3 miesiące. Całkowity czas składowania kompostu na terenie oczyszczalni wynosi pół roku.

Obiekt nr 4 to Miejska Oczyszczalnia Ścieków w Zambrowie, gdzie osady ściekowe przetwarzane są przy użyciu wermikultury. Poletka do przerobu osadu na kompost z udziałem dżdżownic zostały wykonane na podłożu gruntowym, które stanowią gliny zwarte. Dno poletek znajduje się na wysokości o 1,5 m w odniesieniu do poziomu wody gruntowej. Na zdrenowanym podłożu piaskowym ułożono płyty betonowe, co umożliwia zmechanizowanie robót oraz zabezpiecza dżdżownice przed kretami. Dno poletka zasypywane jest warstwą 15÷20 cm trocin. Stanowią one drenaż oraz regulują stosunek C:N, którego prawidłowość warunkuje proces rozrodczy dżdżownic, a główny składnik – celuloza stanowi niezbędny składnik do budowy kokonów. Osad o uwodnieniu około 90% mieszany jest z trocinami w stosunku 2:1. Osad z lagun pompowany jest na przygotowane podłoże z trocin poprzedzielane przyzmaciami z częściowo przerobionego kompostu z lat poprzednich, który zawiera całą

populację dżdżownic. Dżdżownice zjadając osad wydalają koprolity, czyli wermikompost. Drażąc kanały spulchniają i napowietrzają osad oraz aktywizują bakterie odpowiedzialne za procesy redukcji materii organicznej w podłożu. Dodatkowym efektem pracy dżdżownic jest trwała redukcja wielu czynników patogennych. W okresie wiosennym (maj) wybierane są części pryzm, które są przerobione i opuszczone przez dżdżownice. Z pozostałego materiału formowane są nowe pryzmy, a dno poletek uzupełnia się trocinami. Pomiędzy pryzmy są zalewane osady z laguny.

Obiekt nr 5 to instalacja badawcza w skali technicznej zlokalizowana w Nadleśnictwie Rudka w szkółce leśnej Koryciny, gdzie osady ściekowe kompostowane są w technologii kompostowania pryzmowego z przerzucaniem kompostu za pomocą kompaktora. Podstawowymi materiałami strukturotwórczymi zastosowanymi w procesie kompostowania w instalacji technicznej były trociny, słoma i zrębki natomiast jako dodatek zastosowano ustabilizowane osady ściekowe pochodzące z oczyszczalni ścieków mleczarskich S. M. MLEKOVITA w Wysokiem Mazowieckiem. Na terenie działającej w szkółce kompostowni wykonano sześć pryzm. Doświadczenie polegało głównie na znalezieniu najlepszego materiału strukturotwórczego i jego proporcji do kompostów szkółkarskich oraz określeniu możliwości wykorzystania osadu ściekowego.

Obiekt nr 6 to instalacja badawcza w skali technicznej zlokalizowana na terenie oczyszczalni ścieków w Zambrowie, gdzie osady ściekowe przetwarzane są przy użyciu wermikultury. Poletka z wermikulturą zasilonie zostały tym samym osadem ściekowym mleczarskim ale o uwodnieniu około 80% jednorazowo w ilości około 1,5 m³ uwodnionego osadu na jedno poletko o powierzchni 4 m². Przed zasileniem osadem poletko obwałowano tzw. matecznikiem z dżdżownicami kalifornijskimi pochodzącymi z oczyszczalni ścieków w Zambrowie [3].

3. Metodyka badań i obserwacji

Badania i obserwacje na powyższych obiektach prowadzono na przestrzeni kilku lat (2003÷2010). Do produkcji kompostów zastosowano osady ściekowe o różnym składzie fizyko-chemicznym i odmiennym charakterze (osady komunalne i mleczarskie) oraz różne materiały struk-

turotwórcze w odmiennych ilościach (zrębki, słoma, trociny). Zastosowano różne niskonakładowe metody kompostowania [2, 4].

Procesy kompostowania prowadzone były zgodnie z przyjętą technologią i parametrami technicznymi, aż do uzyskania produktu końcowego tj. dojrzałego kompostu.

W końcowych produktach oznaczono zawartość wybranych makroelementów (N, P, K, Ca, Mg) w tym form przyswajalnych oraz odczyn, zawartość suchej masy, udział masy organicznej i proporcję C/N, analizy sitowej.

Zastosowano następującą metodykę badań do oznaczeń fizykochemicznych w analizowanych próbach kompostów: oznaczanie suchej masy, substancji organicznej, odczynu – PN-Z-15011-3:2001, oznaczanie K, Ca, Mg – PB 27 edycja 2, 06.04.2009, oznaczanie N – PN-Z-15011-3:2001, oznaczanie P – PB 26 edycja 2, 26.04.2009.

4. Wyniki badań i obserwacji

W poniższych tabelach (tabela 1, 2) przedstawiono wyniki badań wybranych makroelementów oraz wybranych właściwości w badanych kompostach.

Uzyskane wyniki badań w tym zakresie świadczą o dobrych właściwościach nawozowych badanych kompostów. Zawartości takich pierwiastków jak: węgiel, azot, fosfor i potas oraz ich form przyswajalnych we wszystkich kompostach jest wysoka. Najwyższą zawartością C/N/P charakteryzował się kompost z obiektu nr 6, tj. instalacji badawczej w skali technicznej zlokalizowanej na terenie oczyszczalni w Zambrowie. Uzyskano tu wermikompost o najwyższej zawartości węgla (72,39% s.m.), azotu ogólnego (2,74% s.m.) oraz fosforu (1,23% s.m.). Tak wysokie stężenia tych pierwiastków uwarunkowane były również właściwościami osadów ściekowych mleczarskich, które poddawane były przetwarzaniu przez dżdżownice kalifornijskie (*Eisenia fetida*). Zawartości wapnia zawierały się w granicach od 7,6 g/kg s.m. (kompost z oczyszczalni w Kolnie) do 41,9 (kompost z oczyszczalni ścieków w Nowej wsi Ełckiej, magnezu natomiast od 1,1 g/kg s.m. (oczyszczalnia w Kolnie) do 7,5 g/kg s.m. (instalacja badawcza w Nadleśnictwie Rudka).

Tabela 1. Stężenia wybranych makroelementów w badanych kompostach
Table 1. Concentration of macro elements in investigated composts

		Badane komposty					
Wskaźnik	Jednostka	1	2	3	4	5	6
C og.	g/kg s.m.	677,2	495,5	591,4	545,3	432,5	723,9
	% s.m.	67,72	49,55	59,14	54,53	43,25	72,39
N og.	g/kg s.m.	16,6	11,6	17,1	13,5	22,1	27,4
	% s.m.	1,66	1,16	1,71	1,35	2,21	2,74
N-NH ₄	g/kg s.m.	0,90	0,80	1,10	0,70	1,10	1,60
	% s.m.	0,09	0,08	0,11	0,07	0,11	0,16
P og.	g/kg s.m.	5,30	10,60	8,40	7,40	9,40	12,30
	% s.m.	0,53	1,06	0,84	0,74	0,94	1,23
	% P ₂ O ₅	2,41	4,81	3,83	3,36	4,25	5,58
K og.	g/kg s.m.	2,16	1,95	2,32	2,66	3,11	2,95
Ca og.	g/kg s.m.	22,5	7,60	41,9	29,6	31,6	30,2
	% s.m.	2,25	0,76	4,19	2,96	3,16	3,02
	% CaO	3,15	1,06	5,87	4,14	4,43	4,23
Mg og.	g/kg s.m.	5,50	1,10	3,60	6,20	7,50	7,20
	% s.m.	0,55	0,11	0,36	0,62	0,75	0,72
	% MgO	0,88	0,18	0,58	0,99	1,2	1,15

Źródło: opracowanie własne

Tabela 2. Wybrane właściwości fizyko-chemiczne badanych kompostów
Table 2. Chosen physico-chemical parameters of investigated composts

		Badane komposty					
Wskaźnik	Jednostka	1	2	3	4	5	6
Odczyn	pH	5,3	5,9	5,5	6,4	5,3	6,5
Sucha masa	%	40,2	48,5	52,6	59,4	39,4	55,6
C/N	–	40,1	42,7	34,6	40,4	19,6	26,4

Źródło: opracowanie własne

Analizując powyższe tabele, zauważyć można dosyć istotne różnice w zawartości pierwiastków i ich form w poszczególnych kompostach i wermikompostach. Oczywiście wpływ na to mają zastosowane parametry technologiczne i sposób prowadzenia procesu kompostowania, rodzaj i ilość stosowanych materiałów strukturotwórczych, ale przede wszystkim charakter i skład zastosowanych osadów ściekowych.

W tabelach 3 i 4 zaprezentowano wyniki analizy sitowej dojrzałych kompostów z kompostowni w Sokółce i Zambrowa.

Tabela 3. Wyniki analizy sitowej kompostu z Sokółki

Table 3. Results of Sokolka compost sieve analysis

Średnica [mm]	Masa skorygowana kompostu na sicie [g]	Objętość skorygowana kompostu na sicie [cm ³]	Udział frakcji (wagowy) [%]	Udział frakcji (objętościowy) [%]
20	170	190	15	13
10	122	145	10	10
6,5	110	125	9	8
5	132	175	11	11
2	320	445	27	30
1	246	360	21	24
0,2	76	60	7	4
Suma	1170	1500	100	100

Źródło: opracowanie własne

Tabela 4. Wyniki analizy sitowej wermikompostu z Zambrowa

Table 4. Results of Zambrow vermicompost sieve analysis

Średnica [mm]	Masa skorygowana kompostu na sicie [g]	Objętość skorygowana kompostu na sicie [cm ³]	Udział frakcji (wagowy) [%]	Udział frakcji (objętościowy) [%]
20	99	123	9	8
10	121	166	10	11
6,5	109	125	9	8
5	80	84	8	6
2	365	490	31	33
1	271	376	23	25
0,2	125	136	10	9
Suma	1170	1500	100	100

Źródło: opracowanie własne

Stwierdzono, iż badane komposty charakteryzują się drobnym uziarnieniem, co wynika z tego, iż największa ilość kompostu zatrzymywała się na siatach o średnicy oczek 2 i 1 mm.

Zgodnie z normą BN-89/9103-09, która podaje, że w pełni dojrzały kompost powinien posiadać: barwę czarną lub brunatną, zapach świeżej ziemi ogrodowej, niedopuszczalny jest zapach gnilny lub specyficzny, strukturę gruzełkową i sypką, stwierdzono, że wszystkie badane komposty posiadały powyższe cechy.

Podobnie badania dotyczące składu chemicznego kompostów z odpadów roślinnych produkowanych w kompostowniach Warszawy wykazały, że skład chemiczny suchej masy tych kompostów był dość zróżnicowany. W seriach analiz zawartość makroskładników wynosiła w przeliczeniu na suchą masę: 0,9÷1,8% N; 0,12÷0,94% P₂O₅; 0,10÷1,04% K₂O; 0,43÷7,7% CaO; 0,36÷1,41% MgO. Zawartość substancji organicznej w suchej masie wahała się od 30 do 58% [7].

W tabelach 5 i 6 zaprezentowano wybrane wymagania, jakie stawiane są nawozom organicznym i kompostom, w odniesieniu do tych właściwości fizyczno-chemicznych, które są istotne w nawożeniu i rekultywacji.

Tabela 5. Minimalna zawartość poszczególnych składników w nawozach organicznych

Table 5. Minimum component concentration in organic fertilizers

Wskaźnik	Nawozy organiczne w postaci stałej	Nawozy organiczne w postaci płynnej
Zawartość substancji organicznych [s.m.]	40%	
N [m.m.]	0,5%	0,08%
P ₂ O ₅ [m.m.]	0,3%	0,05%
K ₂ O [m.m.]	0,5%	0,12%

Źródło: opracowano na podstawie [9]

Tabela 6. Klasy kompostów wytwarzanych z odpadów komunalnych
Table 6. Compost classes produced from municipal wastes

Wyszczególnienie	Klasa I		Klasa II		Klasa III
	kompost drobny	kompost gruby	kompost drobny	kompost gruby	–
pH w H ₂ O	6,5÷8	6,5÷8	6,5÷8	6,5÷8	6÷9
Wielkość cząstek [mm]	0÷15	15÷25	0÷15	15÷25	0÷40
Wilgotność [%]	25÷40	25÷40	25÷40	25÷40	50
Substancja organ. [%]	>40	>40	30÷40	30÷40	>20
Węgiel organiczny C	>18	>18	13÷18	13÷18	>8
Azot organiczny N [%]	>0,8	>0,8	0,6÷0,8	0,6÷0,8	>0,3
P ₂ O ₅ [%]	>0,6	>0,6	0,4÷0,6	0,4÷0,6	>0,3
K ₂ O [%]	>0,2	>0,2	0,1÷0,2	0,1÷0,2	>0,1

Źródło: opracowano na podstawie [12]

5. Podsumowanie

Badania zostały przeprowadzone w Katedrze Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska Politechniki Białostockiej. Wykazały, że w każdej z wyżej wymienionych oczyszczalni wykorzystywano instalacje do kompostowania osadów ściekowych i w wyniku tego procesu otrzymywano wysoko wartościowy nawóz organiczny. Produkt ten, w przypadku trzech omawianych oczyszczalni uzyskał atest uprawniający do stosowania nazwy kompost.

Na jakość powstałego kompostu na poszczególnych oczyszczalniach ścieków ma wpływ wiele parametrów, z których szczególnie ważnym jest dodatek strukturotwórczy (trociny, wióry, odpady z zieleni miejskiej, rozdrobniona słoma lub gałęzie, torfy oraz frakcje wcześniej przygotowanego kompostu). Dodatkowo materiał strukturotwórczy zapewnia właściwą strukturę kompostu pozwalającą na lepszy przepływ powietrza oraz ułatwia jego zagospodarowanie w naturalnym środowisku. Ilość dodawanego materiału zależy od zawartości suchej masy zarówno w osadzie jak i samym materiale [8].

Reasumując, proces kompostowania, jako niskonakładowa metoda przetwarzania osadów ściekowych jest jedną z najskuteczniejszych metod. Kompost z oczyszczalni w Nowej Wsi Ełckiej wykorzystywany jest w uprawach leśnych i rolnictwie. Natomiast w Zambrowie gospodarka osadowa została rozwiązana przez eksploatatora oczyszczalni ścieków we własnym zakresie poprzez przyjęcie koncepcji przeróbki metodami naturalnymi tj. trzcinowisko, laguny, wermikultura. Dzięki temu osad może być wykorzystywany na cele rolnicze. W oczyszczalni w Sokółce węzeł gospodarki osadowej pozwala przetworzyć osady z oczyszczalni na nawóz organiczny o nazwie „Kompost Sokólski”. Analiza wyników uzyskanych z prowadzonych badań potwierdza, że w procesie kompostowania otrzymano komposty o wysokich właściwościach nawozowych. Mogą one być zastosowane między innymi w rolnictwie, leśnictwie oraz do innych celów przyrodniczych.

Literatura

1. **Bogdanowicz R. (red):** *Ekotechnologie*. PKE, Gdańsk, ss. 119. 1998.
2. **Boruszko D.:** *Doświadczenia z zastosowania niskonakładowych metod przetwarzania osadów ściekowych*; Inżynieria i Ochrona Środowiska tom13 nr1 ISBN 1505-3695, Częstochowa 2010. ss. 29÷42.
3. **Boruszko D.:** *Zastosowanie Efektywnych Mikroorganizmów w niskonakładowych metodach przetwarzania osadów ściekowych*. Gospodarka odpadami komunalnymi t. VI, monografia pod red. Kazimierza Szymańskiego, ISBN 978-83-920914-9-3, Koszalin 2010., ss.143÷152.
4. **Boruszko D., Butarewicz A., Dąbrowski W., Magrel L.:** *Badania nad ostatecznym wykorzystaniem odwodnionych osadów ściekowych do nieprzemysłowego wykorzystania*. Politechnika Białostocka. Białystok 2005.
5. **Kalisz L., Sałbut J., Kazmierczuk M., Nechay A., Szyprowska E.:** *Wykorzystanie dżdżownic do przetwarzania osadów stabilizowanych tlenowo*. monografia, Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy. Warszawa 2000.
6. **Kostecka J.:** *Poradnik hodowcy dżdżownic*. Wydawnictwo „lomarket” 1994.
7. **Mazur K., Filipek-Mazur B.:** *Wartość nawozowa kompostów i wermikompostów z odpadów roślinnych oraz osadów ścieków przemysłowych i komunalnych*. Konf. Kompostowanie odpadów – dobry interes czy uciążliwa konieczność? Kraków 2001.
8. **Podedworna J., Umiejewska K.:** *Technologia osadów ściekowych*. Warszawa. Oficyna Wyd. Politechniki Warszawskiej. 2008.

9. Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 18 czerwca 2008 r. w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu, Dz.U. 2008 nr 119 poz. 765.
10. **Siuta J.:** *Kompostowanie i wartości użytkowe kompostu*. I Konferencja Naukowo-Techniczna „Kompostowanie i użytkowanie kompostu”, Puławy – Warszawa 1999.
11. **Songin W.:** *Nawożenie działki w kwietniu*. Działkowiec. Nr 4/96, s. 36÷37.
12. Unieszkodliwianie odpadów miejskich. Kompost z odpadów miejskich. BN-89/9103-090.

Research and Evaluation of Fertilizing Value of Composts and Vermicomposts

Abstract

The paper presents investigations on quality of composts produced in chosen waste water treatment plants located in north eastern part of Poland. The project was carried out during 2003-2010 with sewage sludge (municipal and dairy) with different concentration of physical and chemical parameters. Different materials as dust saw, straw and chips were used as a components for low cost composting methods.

Basic technological parameters of sewage sludge composting in four WWTPs located in Zambrow, Sokolka, Nowa Wies Elcka and Kolno were presented. Also parameters from research installations located in Koryciny Rudka Forestry and Zambrow were presented. Evaluation of final composts parameters were presented: micro and macro elements, general and available forms, weight and sieve analysis. Obtained results of composts composition were compared also with regulation rules for organic fertilizers and composts. Common and different properties of composts due to municipal and dairy sludge and structural materials were highlighted. Characteristic parameters of vermicompost produced with Californian worms were presented in the paper. Analyses performed in Department of Technology in Engineering and Environment Protection, Technical University in Bialystok proved high quality of organic fertilizers (composts and vermicomposts). Usefulness of low cost methods for sewage sludge treatment and utilization and basic parameters to obtain the best final product were shown. The product from Sokolka, Zambrow and Nowa Wies Elcka obtained special certificate. The final product can be used widely in agriculture, forestry and for other natural purposes.



Modelowanie rynku biomasy w Małopolsce z uwzględnieniem aspektów prawnych, rynkowych i ekologicznych

Zygmunt Kowalski
Politechnika Krakowska

Łukasz Lelek
*Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi
i Energią PAN, Kraków*

1. Wprowadzenie

Problemy ochrony środowiska związane z eksploatacją i wyczerpywaniem zasobów paliw kopalnych, jak również z emisją zanieczyszczeń przyczyniają się do coraz szerszego wykorzystywania OZE. W Polsce rozwojowi energetyki odnawialnej w nie sprzyja fakt bogatych złóż węgla kamiennego i brunatnego. W roku 2009 r. łączny ich udział w strukturze wytwarzania energii elektrycznej wynosił 88,2% [12].

Konieczność dostosowania rozwiązań w Polsce do głównych celów polityki UE stymuluje rozwój zielonej energii. Jednym z kluczowych założeń podkreślanym w inicjatywach UE takich jak: Strategia Lizbońska, Strategia Europa 2020 (realizującej cele „20/20/20”) i Planu SET, jest zrównoważony rozwój gospodarki niskoemisyjnej [1, 3]. Wychodząc

naprzeciw tym założeniom w Strategii Energetyki Odnawialnej w Polsce określono 14% poziom pozyskiwania energii z OZE w bilansie energetycznym kraju do roku 2020 [16].

Tabela 1. Produkcja energii elektrycznej w Polsce według nośników energii [TWh]
Table 1. Electricity production in Poland according to energy sources [TWh]

Wyszczególnienie	2005		2007		2009	
	TWh	%	TWh	%	TWh	%
Razem	157,0	100	159,3	100	151,7	100
Węgiel kamienny*	85,0	54,1	92,8	58,3	83,0	54,7
Węgiel brunatny*	54,9	35,0	51,0	32,0	50,8	33,5
Gaz	5,2	3,3	4,5	2,8	4,7	3,1
Biomasa i biogaz	1,5	1,0	2,6	1,6	5,2	3,4
Woda	3,8	2,4	2,9	1,8	3,0	2,0
Wiatr	0,1	0,1	0,5	0,3	1,1	0,7

*Elektrownie ciepłowne zawodowe

Źródło: Lorenz. U., *Gospodarka węglem kamiennym energetycznym*, Wydawnictwo IGSMiE PAN, Kraków, 2010

W Polsce wśród OZE kluczowe znaczenie ma biomasa będąc głównym źródłem zielonej energii. Obecnie jej potencjalne zasoby możliwe do energetycznego wykorzystania szacuje się na ok. 30 mln Mg rocznie, w tym ok. 10 mln Mg słomy, 6 mln Mg odpadów drzewnych (trociny, kora, wióry), oraz 6 mln Mg osadów ściekowych z przemysłu papierniczego, spożywczego i składowisk odpadów komunalnych. Całkowita wartość energetyczna biomasy przekracza ilość 700 PJ/rok [8]. Oprócz bezpośredniego wykorzystania do celów energetycznych jest ona stosowana również do produkcji paliw ciekłych typu olej, bądź etanol [6]. Ponadto biomasa, w porównaniu do innych źródeł energii, charakteryzuje się dostępnością w większości regionów naszego kraju.

Strategia Województwa Małopolskiego na lata 2007÷2013 również zakłada w swoich celach wzrost wykorzystania OZE w ogólnym bilansie energetycznym regionu [17]. Jednak w przypadku Małopolski, uwarunkowania terenu i specyfika rolnictwa nie sprzyjają rozwojowi rynku biomasy. Nie jest ona tak szeroko dostępna jak w innych regionach kraju, a potencjalne możliwości rozwoju rynku są ograniczone [13]. Zu-

życie energii elektrycznej przez gospodarstwa domowe i małe przedsiębiorstwa w Małopolsce rośnie, np. w 2009 r. 22,1% zużycia energii w Małopolsce tj. 2533 GWh, przypadało na gospodarstwa domowe (tab. 2). Jest to spowodowane głównie coraz bogatszym wyposażeniem gospodarstw w urządzenia elektryczne i intensywnym ich użytkowaniem oraz poszukiwaniem alternatywnych źródeł pozyskiwania ciepła. Stąd poszukiwanie OZE dla tego sektora jest pożądane [10]. Jednym z narzędzi oceniających korzyści z zastosowania OZE jest modelowanie pozyskania energii z uwzględnieniem aspektów prawnych, rynkowych (dostępności paliwa), jak również potencjalnego wpływu na środowisko (w całym cyklu życia). W pracy przedstawiono propozycję modelu energetycznego wykorzystania biomasy w małych kotłach (do 500 kW_t) w Małopolsce.

Tabela 2. Zużycie energii w gospodarstwach domowych w Małopolsce

Table 2. Energy consumption by households in Malopolska

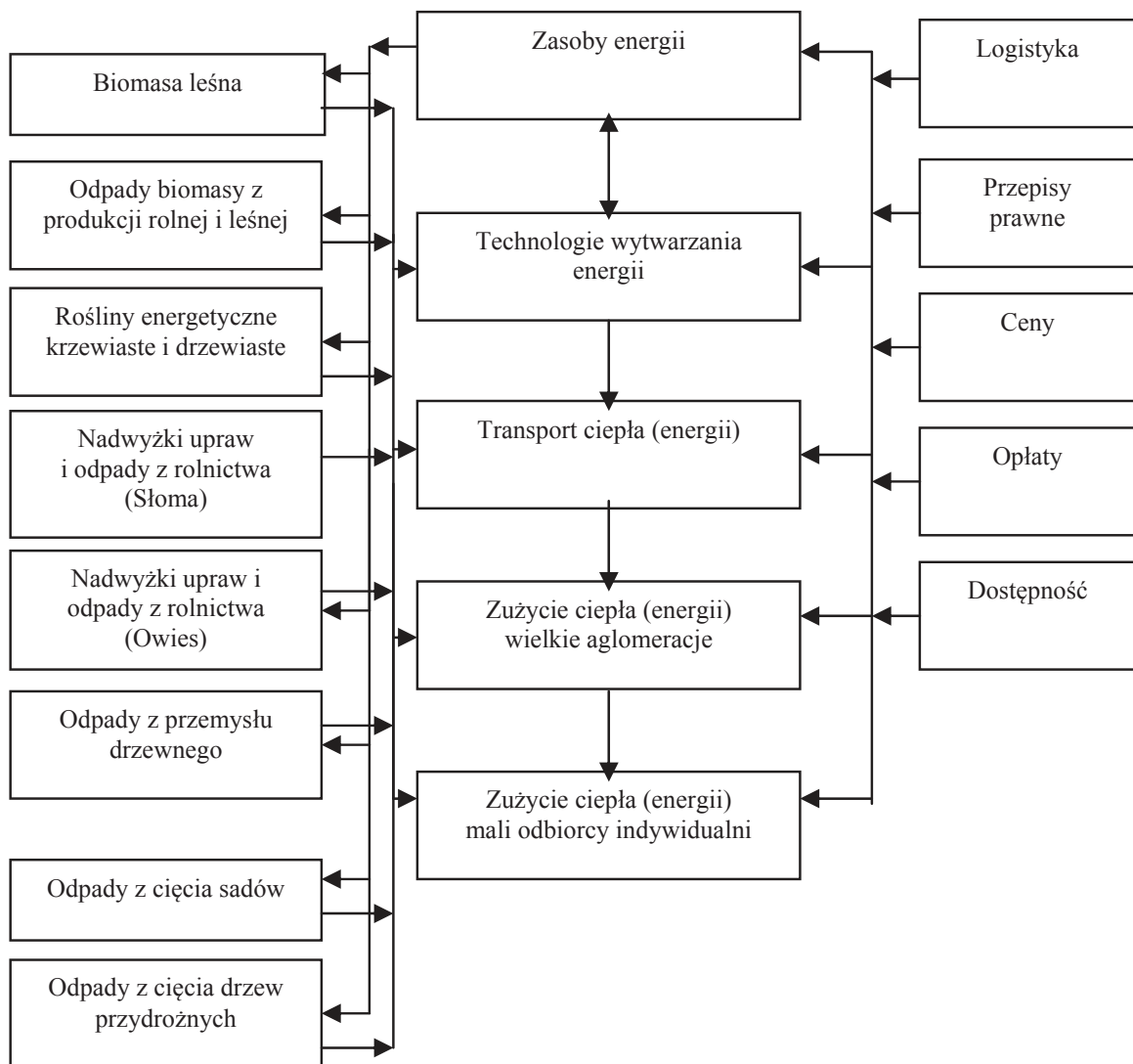
Rok	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
GWh	1821	1880	1916	2399	2745	2368	2383	2512	2533

Źródło: GUS

2. Model oceny systemu energetycznego wykorzystywania biomasy w małych kotłach

Model produkcji energii z biomasy w regionie małopolskim, jej użytkowania, oraz związanych z tym uwarunkowań przedstawiono na rysunku 1. Spalanie biomasy należy do rozwiązań mocno preferowanych w strategii zrównoważonego rozwoju. Technologie spalania spełniają przy tym wszystkie warunki stawiane czystszyom produkcjom [2, 4, 7, 19].

Model przygotowany został w oparciu o osiem rodzajów biomasy dostępnych w Małopolsce. Wskazuje on obszary, które należy ocenić przy wdrażaniu systemu w regionie. Z przeprowadzonych analiz wynika jednak, że zasoby biomasy dostępne w tym regionie są niewielkie [12].



Źródło: Opracowanie własne

Rys. 1. Model wdrażania systemu energetycznego wykorzystywania biomasy w małych kotłach (do 500 kW_t)

Fig. 1. Model implementation of biomass energy system in small boilers (up to 500 kW_t)

2.1. Ocena aspektów rynkowych (dostępność biomasy)

Rynek biomasy w Małopolsce opiera się głównie na pozyskiwaniu surowca z leśnictwa, przemysłu drzewnego oraz w niewielkim stopniu z rolnictwa. Brak dostaw biomasy z rolnictwa spowodowany jest głównie dużym rozdrobnieniem gruntów uprawnych oraz wysoką ilością gospodarstw zajmujących się hodowlą zwierząt. Powoduje to, iż produkcja roślin energetycznych staje się nieopłacalna, a zasoby biomasy np.

słoma i zboże po uwzględnieniu specyfiki rolnictwa są deficytowe. Dodatkową barierą w rozpowszechnianiu upraw energetycznych stanowią walory przyrodnicze, turystyczne i kulturalne regionu. Rośliny te osiągną wysokość do kilku metrów powodując zaszpecenie krajobrazu, ponadto potrzebują znacznych ilości wody co przyczynia się do jałowienia gleb (ustawowo zabronione jest prowadzenie plantacji drzew energetycznych na terenach zmeliorowanych). Czynniki te powodują, iż uprawa roślin energetycznych na glebach wysokiej klasy oraz terenach atrakcyjnych przyrodniczo napotyka na poważne problemy. W efekcie w Małopolsce jest ograniczona dostępność paliwa pochodzącego z upraw rolniczych. Ogólnie szacuje się, iż znajdują się tu ok. 38 plantacji wierzby energetycznej o całkowitej powierzchni około 60 ha oraz ok. 10 ha gruntów rolnych, na których uprawiane są trawy energetycznych typu miskant olbrzymi [13].

Przeważająca część biomasy w Małopolsce pochodzi z lasów, przemysłu tartacznego oraz z pielęgnacyjnych cięć na terenach sadowniczych, przy drogach i zieleni ogólnodostępnej. Przemysł tartaczny stanowi głównie źródło odpadów drzewnych typu, trociny, zrębki i niewykorzystana tarcica. MŚP dominują w tym sektorze (ok. 85%), natomiast przedsiębiorstwa charakteryzujące się produkcją przerobionego drewna powyżej 10 tys.m³/rok stanowią małą grupę kilku jednostek. Mniejsze firmy całkowicie wykorzystują swoje odpady przeznaczając je na użytek własny, natomiast duże zakłady sprzedają większość swojej biomasy odpadowej koncernom energetycznym (elektrownie i elektrociepłownie), stosującym ją jak paliwo głównie do współspalania z węglem [18].

Obecna sytuacja na rynku Małopolski pokazuje, iż 100% dostępnych zasobów biomasy zostają zagospodarowane wliczając w to produkcje płyt meblowych, cele opałowe (użytek własny) oraz wykorzystywanie biomasy w dużych instalacjach energetycznych. Wnioskować można, iż dostępna ze źródeł lokalnych biomasa jest w pełni zagospodarowana.

2.2. Ocena aspektów prawnych

Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 14 sierpnia 2008 r. (Dz. U. Nr 156, poz. 969) określające zależność pomiędzy ilością wykorzystywanej biomasy pochodzenia rolniczego, a mocą instalacji narzuci nowe wymagania prawne. Według rozporządzenia dla jednostek wytwórczych o mocy elektrycznej powyżej 5 MW spalających biomasę

wspólnie z innymi paliwami, udział biomasy pochodzenia rolniczego powinien kształtować się na poziomie 100% w 2017 r., a w przypadku jednostek hybrydowych oraz jednostek spalających wyłącznie biomasę o mocy elektrycznej powyżej 20 MW, udział ten powinien kształtować się na poziomie 60% w 2017 r. [15]. Może przyczynić się to do tego, iż w Małopolsce firmy zajmujące się przerobem drewna będą musiały znaleźć nowy rynek zbytu dla swoich odpadów. Natomiast producenci energii z przedsiębiorstw zaliczających się do wymienionych w rozporządzeniu będą zmuszeni do importowania biomasy z poza regionu, gdyż jak wykazano szanse na rozwój rynku biomasy pochodzącej z upraw rolniczych są małe. Jednak może to spowodować również, większy dostęp do paliwa dla podmiotów wykorzystujących je w niewielkich budynkach publicznych lub prywatnych. Aktualnie większość paliwa pochodzącego z przemysłu tartaczno-sprzedażowego jest wielkim siecią energetycznym, z faktu tego iż kupują one go w dużych ilościach. Podmioty małe wykorzystujące biomasę do celów grzewczych borykają się z problemem dostępności paliwa na rynku Małopolski i zazwyczaj importują je z odległych rejonów kraju lub nawet zagranicy. Taki stan rzeczy powoduje, iż wykorzystywanie biomasy w małych kotłach staje się nieekonomiczne, ze względu na dodatkowe koszty transportu, który staje się opłacalny tylko przy znacznych ilościach importowanego paliwa (elektrownie, elektrociepłownie).

Perspektywa wzrostu zużycia biomasy do wytwarzania energii w małych systemach grzewczych obecnie jest niewielka. Jednak istotne zmiany w polityce regionalnej, opracowanie skutecznego planu energetycznego wykorzystania biomasy oraz Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 14 sierpnia 2008 r. (Dz. U. Nr 156, poz. 969), stanowią szansę dla rozwoju tego rynku biomasy w województwie małopolskim. Jedną z inicjatyw wspierania rozwoju rynku biomasy jest projekt TIMBER realizowany w ramach Europejskiego Programu POWER, którego celem jest rozwój narzędzia do zintegrowanego zarządzania zasobami energetycznymi biomasy w regionie.

2.3. Ocena aspektów środowiskowych

Ocenę aspektów środowiskowych przeprowadzono metodą LCA dla instalacji wykorzystujących biomasę do celów grzewczych zlokalizowanych w Małopolsce. Analiza objęła 4 budynki użyteczności pu-

blicznej, posiadające niewielkie kotły na biomasę (do 1 MW_t). W badaniach oprócz oddziaływania na środowisko produkcji energii cieplnej uwzględniony został również transport paliwa. Analizowane obiekty znajdują się w różnych rejonach Małopolski, część z nich zaopatrywana jest w biomasę ze źródeł lokalnych takich jak: lokalna produkcja rolna, estetyczna wycinka drzew, natomiast pozostała część importuje paliwo np. pellet, z różnych regionów kraju, bądź z zagranicy. Obiekty, które zostały poddane analizie to:

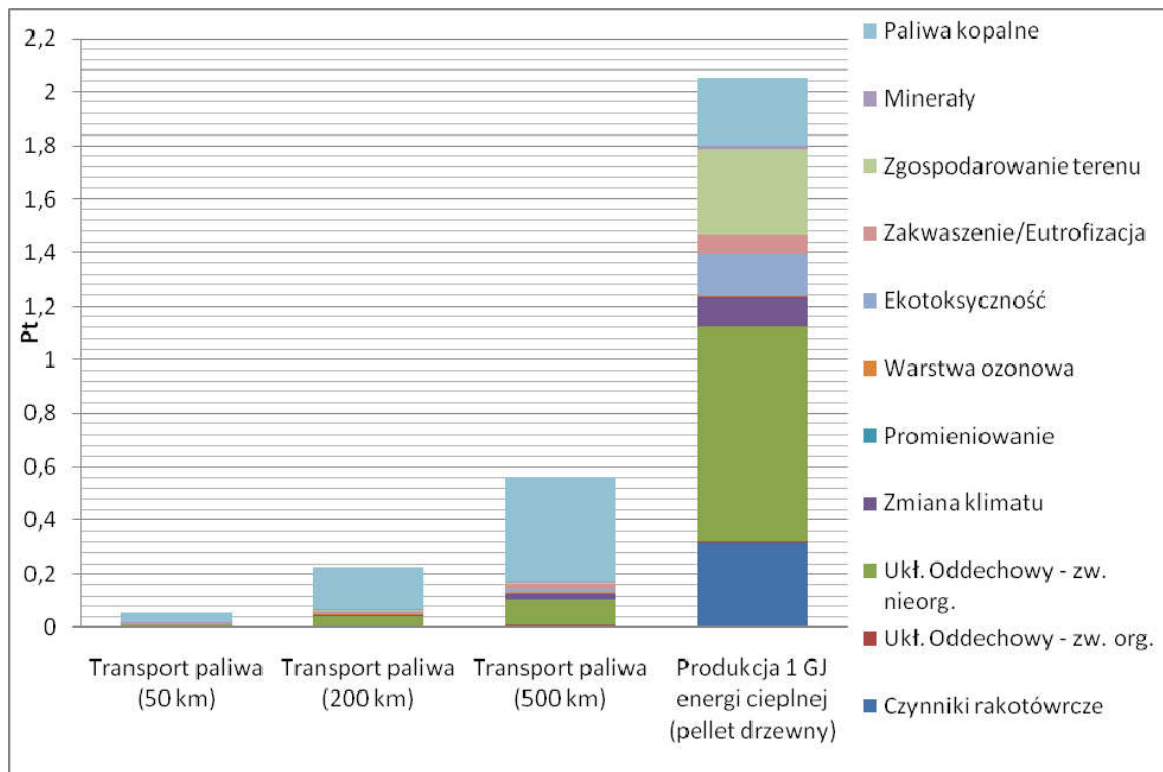
- Zespół Szkół Ekonomicznych i Gospodarki Żywności w Wojniczu – obiekty szkoły wykorzystują instalację do termicznego przetwarzania biomasy, składającą się z dwóch kotłów firmy WEISS typu Combi-craft VOD, o łącznej mocy 1 MW_t. Instalacja służy do ogrzewania oraz przygotowania ciepłej wody w budynkach kompleksu szkoły (budynek główny z salami lekcyjnymi, budynek warsztatów praktycznych, stołówka, sala gimnastyczna, budynek mieszkalny dla nauczycieli, internat), o szacowanej powierzchni użytkowej ok. 7000 m². Kotły opalane są z zrębkami drzewnymi, które pochodzą z estetycznych cięć w parkach oraz wzdłuż dróg na terenie gminy.
- Dom Pomocy Społecznej w Łyszkowicach – kompleks budynków mieszkalnych wykorzystuje trzy kotły na biomasę (BIO PLEX w THERMOSTAL HL) o łącznej mocy 553 kW_t, które służą do przygotowania ciepłej wody i ogrzewania kubatury ok. 25000 m³. Stosowane paliwo pozyskiwane jest z nadwyżek uprawy zbóż i odpadów lokalnej produkcji rolnej lub dostarczane jest od krajowych producentów (pellet drzewny).
- Szkoła Podstawowa w Jordanowie – instalacji do termicznego wykorzystania biomasy w tym przypadku składa się z dwóch kotłów (BIO-VOLCANO) o łącznej mocy 240 kW_t, używany do celów grzewczych w budynku szkoły (szacowana kubatura 6000 m³). Paliwem stosowanym do obsługi tej instalacji jest głównie pellet drzewny, który pozyskiwany jest od dostawców zarówno krajowych jak i zagranicznych.
- Budynek Gminnego Centrum Kultury i Promocji, oraz budynek Ochotniczej Straży Pożarnej w Nowym Brzesku – mały system ogrzewania składający się z jednego kotła (THERMOSTAL) o mocy 60 kW_t wykorzystywana jest do ogrzewania dwóch budynków o szacowanej powierzchni użytkowej około 1200 m². Jako paliwo wykorzystywana jest głównie kukurydza i zboża (owies) pochodzących z nadwyżek i odpadów z lokalnej produkcji rolnej.

Ocena wpływu na środowisko prowadzono zgodnie z etapami wymaganymi dla metodyki LCA w normach ISO 14040:2006 [14]:

- Zakres i cel analizy – celem analizy jest przeprowadzenie z użyciem metodyki LCA oceny produkcji energii z biomasy w całym cyklu jej życia (łącznie dla wszystkich analizowanych instalacji). Jednostką funkcjonalną jest 1 GJ wytwarzanej energii cieplnej z użyciem biomasy w analizowanych obiektach. Granice system obejmują proces spalania, z uwzględnieniem niezbędnej infrastruktury (kotły) oraz transportu paliwa, czyli tzw. „od kołyski do grobu”. Założono, iż wykorzystuje się jeden rodzaj paliwa tj. pellet drzewny. W analizie uwzględniona została również infrastruktura, konieczna do przeprowadzenia procesu spalania, oraz transport wykorzystywanego paliwa (dla samochodów ciężarowych założono normy emisyjne EURO3).
- Analiza zbioru – dane do analizy pochodziły z informacji uzyskanych od analizowanych placówek oraz z opracowanych baz danych, głównie Ecoinvent.
- Ocena wpływu – przeprowadzono metodą Eco-indicator 99 wykorzystując oprogramowanie SimaPro 7.2. Wyniki przedstawiono w 11 kategoriach wpływu oraz po etapie ważenia, tj. w jednostkach Ekopunktów Pt. Definiuję się je jako stosunek całkowitego rocznego obciążenia środowiska (emisje, zużycie surowców, zużycie gruntów) w Europie do liczby mieszkańców, pomnożony następnie przez 1000. W ten sposób wskaźnik o wartości 1000 Pt odpowiada rocznemu obciążeniu środowiska powodowanemu przez przeciętnego mieszkańca europy w całym jego cyklu życia [8].
- Interpretacja wyników – w badaniach rozdzielono fazy produkcji energii oraz transportu paliwa zakładając odległości od 50 do 500 km.

Wyniki analizy (rys. 1) wskazują, iż sam proces produkcji energii cieplnej z pellet drzewnych powoduje głównie obciążenie środowiska poprzez emisję pyłów i NO_x, (kategoria „wpływ na układ oddechowy związków nieorganicznych”). Natomiast wpływ na środowisko zaznaczony w pozostałych kategoriach („paliwa kopalne”, „zagospodarowanie terenu”, „ekotoksyczność”) związany jest z produkcją pieców do energetycznego wykorzystania biomasy oraz samego paliwa (pellet). Z kolei transport paliwa przyczynia się do zanieczyszczenia środowiska poprzez emisję NO_x, SO₂ oraz cząstek stałych (kategoria „wpływ na układ odde-

chowy związków nieorganicznych”), a zużycie oleju napędowego, powodują zubożenie zasobów ropy naftowej (kategoria „paliwa kopalne”). Udział transportu w produkcji 1GJ energii cieplnej waha się od ok. 10% całkowitego wpływu na środowisko w przypadku odległości do 50 km, natomiast wzrasta do 25% w przypadku transportu do 500 km (rys. 1).



Rys. 2. Wyniki analizy produkcji 1 GJ energii cieplnej, oraz transportu paliwa (50, 200, 500 km), po etapie ważenia w 11 kategoriach wpływu

Fig. 2. Results of analysis of 1 GJ heat energy production, and transportation of fuels (50, 200, 500 km), after stage of weighting in the 11 impact categories

3. Podsumowanie

Wyniki badań prowadzone metodą LCA wykazują, iż procesy produkcji energii cieplnej i elektrycznej z biomasy powodują ponad dwukrotnie mniejsze oddziaływanie na środowisko, w porównaniu do konwencjonalnych nośników energetycznych [11]. Potencjalne obciążenie środowiskowe powodowane przez biomasę, powstają przede wszystkim na etapie inwestycyjnym i dotyczy produkcji technologii niezbędnej do jej energetycznego wykorzystywania. Sam proces produkcji energii

w przypadku biomasy jak i większości OZE wpływa w mniejszym stopniu na środowisko.

Przeprowadzona analiza wskazuje, iż dostępność paliwa jest jednym z kluczowych czynników wpływających na rynek energetyczny indywidualnych użytkowników, a ponadto wpływa ona znacząco na uwarunkowania środowiskowe (transport). Brak lokalnych producentów, przyczynia do konieczności importu paliw, związanego z ponoszeniem kosztów transportu oraz z dodatkowym obciążeniem środowiska. Ukierunkowanie polityki regionalnej na rozwój tego rynku, jak również nowe krajowe przepisy dotyczące pozyskiwania biomasy przez duże koncerny energetyczne może spowodować dostęp indywidualnych odbiorców do biomasy odpadowej z przemysłu tartaczno- i drewniarskiego oraz wzrost producentów paliw (np. pellet z odpadów drewnianych) w regionie.

Literatura

1. *A European Strategic Energy Technology Plan (SET-PLAN), Towards a low carbon future*, Commission of The European Communities, Brussels 2007.
2. **Wilson E.J. et al.:** *Euro-trash: searching Europe for a more sustainable approach to waste management Resources*, Conservation and Recycling, Vol.31, p. 327÷346 2001.
3. *Europe 2020, A strategy for smart, sustainable and inclusive growth*, COM(2010) 2020, European Commission, Brussels 2010.
4. *Directive 2000/76/EC of the European Parliament and of the Council of 4 December 2000 on the incineration of waste*, Official Journal Vol. 332, p. 0091÷0111 2000.
5. <http://epp.eurostat.ec.europa.eu>
6. **Janowicz L.:** *Biomasa w Polsce*. Energetyka i Ekologia, Nr 8, s.601÷604 2006.
7. **Kowalski Z., Kulczycka J.:** *Cleaner production as a basic element for the sustainable development strategy*, Polish Journal of Chemical Technology 6, 4, p. 35÷40. 2004.
8. **Kowalski Z., Kulczycka J., Góralczyk M.:** *Ekologiczna ocena cyklu życia procesów wytwórczych (LCA)*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2007.
9. **Kubica K.:** *Spalanie biomasy i jej współspalanie z węglem*. Biuletyn Ekologiczny, Nr 5, s. 3÷5. 2003.
10. **Lelek Ł. Pajdzik, J.:** *Advantages and barriers to use of biomass for household heating in the Malopolska region*.

11. **Lelek Ł.:** *Ocena korzyści ekologicznych wynikających z wykorzystywania biomasy na cele energetyczne z zastosowaniem metodyki LCA (Life Cycle Assessment).*
12. **Lorenz. U.:** *Gospodarka węglem kamiennym energetycznym*, Wydawnictwo IGSMiE PAN. Kraków 2010.
13. **Pajdzik J.:** *Analiza zasobów biomasy oraz potencjału w województwie małopolskim pochodzących z upraw rolniczych*, Opracowanie IGSMiE, Kraków 2010 (nie publikowane).
14. PN-EN ISO 14040:2009, Zarządzanie środowiskowe, Ocena cyklu życia, Zasady i struktura.
15. Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 14 sierpnia 2008 r. w sprawie szczegółowego zakresu obowiązków uzyskania i przedstawienia do umorzenia świadectw pochodzenia, uiszczenia opłaty zastępczej, zakupu energii elektrycznej i ciepła wytworzonych w odnawialnych źródłach energii oraz obowiązku potwierdzania danych dotyczących ilości energii elektrycznej wytworzonej w odnawialnym źródle energii. Dz. U. z 28 sierpnia 2008 r. Nr 156, poz. 969.
16. Strategia Energetyki Odnawialnej, Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2000.
17. Strategia Rozwoju Województwa Małopolskiego na lata 2007÷2013.
18. **Turkowska K.:** *Analiza zasobów biomasy oraz potencjału w województwie małopolskim pochodzących z przemysłu drzewnego*, Opracowanie IGSMiE. Kraków 2010 (nie publikowane).
19. UN Distr. General FCCC/SBSTA/1999/8. Subsidiary body for scientific and technological advice. National communications from parties included in annex to the convention "Best practices" in policies and measures. 1999.

Modeling of Biomass Market in Malopolska Region Including Legal, Market and Environmental Aspects

Abstract

Renewable energy sources (RES) are an alternative for conventional fuels in energy production processes both heat and electricity. Are seen as beneficial for the environment inter alia because the fact that they don't cause depletion of fossil fuel resources. Their promotion is one of the most important policy objectives in EU and Polish. The main source of renewable energy in Poland is biomass, from which in 2009 3.4% of electricity was produced. Moreover, it

is increasingly being used to produce thermal energy in small installations. Presented model solutions for the energy use of biomass in small boilers, taking into account the legal aspects, market and environmental factors indicate the importance of market conditions (local market). Using the methodology of LCA (Life Cycle Assessment) to assess the potential environmental impact of energy production from biomass showed the importance of transport in the process of obtaining heat energy from biomass. The assessment was carried out for four installations in public buildings in Malopolska region with small biomass boilers. Analyzed installations are located in:

- Schools of Economics and Food Management in Wojnicz. Installation for thermal use of biomass consists of two boilers (WEISS type Combicraft VOD) with a total capacity 1MW of heat energy, which are used for prepare hot water and heating buildings in the complex of school (main building with classrooms, workshop to provide practical training, a canteen, a gymnasium, a residential building for teachers, dormitory), with a total floor area of about 7 000 m². Boilers are fired with wood chips that come from aesthetic deforestation along roads and in parks in the district.
- Nursing Home in Lyszkowice. Installation for thermal use of biomass consists of three boilers (BIO PLEX's THERMOSTAL HL) with a total capacity of 553 kW heat energy, which are used for prepare hot water and heating of buildings with a total cubature of approximately 25 000 m³. The installation uses as a fuel surplus and waste from the production of cereals from the local agricultural production and the wood pellets, purchased from domestic suppliers.
- Primary School in Jordanow. Installation for thermal use of biomass consists of two boilers (BIO-VOLCANO) with a total capacity of 240 kW heat energy, used for heating purposes for schools building (cubature 6 000 m³). Fuel used to operate this installation is mainly wood pellets, which is purchased from suppliers, both domestic and foreign.
- Volunteer Fire Brigade Building and Municipal Center of Culture and Promotion. Small biomass heating system that uses a boiler (THERMOSTAL) with a total capacity of 60 kW heat energy is used to heat the two buildings with total floor space about 1 200 m², and the fuel used in this installation is mainly cereals (oats, corn) coming from surplus and waste from local agricultural production.
- Miechów Municipality. In the 42 households have been installed boilers with a capacity of 25 kW heat energy each, designed to burn oat. They are used by farmers to heat their household, and as fuel they use surplus and waste from agricultural production.



Charakterystyka wiekowo-wzrostowa tarłowych migrantów łososi (*Salmo salar* L.) Wieprzy

Małgorzata Pilecka-Rapacz
Uniwersytet Szczeciński

1. Wstęp

Spośród wędrownych ryb łososiowatych Polski najliczniej w rzekach występowała i występuje troć wędrowna, natomiast łososie miały stosunkowo niewielki udział [1]. Występowały w Wiśle, Odrze (Drawie) oraz w małym procencie w rzekach pomorskich [2]. Jako ryba atrakcyjna biologicznie i gospodarczo był badany przed drugą wojną światową [3]. Dokładniejsze badania wzrostu i struktury wiekowej łososi prowadzone były w latach powojennych [1÷8]. Natomiast dyskusja dotycząca wzrostu obecnych łososi, występujących w naszych rzekach jest trochę skomplikowana. W latach 80. zanikły nasze ostatnie łososie [9]. Potem rozpoczęła się odbudowa populacji i obecnie opiera się ona na stadzie z rzeki Daugawy (Łotwa) [10]. Głównie na tej bazie oparta jest aktualna restytucja łososia w Polsce, którym zarybia się rzeki pomorskie i Wisłę z dobrymi wynikami restytucyjnymi [3, 11]. Dlatego wydawało się celowym, dokonanie analizy wiekowo-wzrostowej na podstawie oceny łusek ryb migrujących z morza do Wieprzy na tarło.

2. Materiał i metody

Do badań pozyskano 363 ryby, odłowione późną jesienią w latach 1998÷2005 (bez roku 2004) w na Wieprzy w Darłowie w punkcie odłowu prowadzonym przez pracowników PZW. W miejscu tarła, po pozyskaniu od ryb produktów płciowych, mierzono je z dokładnością do 0,5 cm (*longitudo caudalis*) i ważono z dokładnością do 10 g. Była to więc masa ryb pełnych, z przewodem pokarmowym, ale z wytartymi gonadami (waga II). Średnie długości przedstawione w tabelach zaokrąglono do jednego miejsca po przecinku. U wszystkich badanych ryb oznaczono płeć. Obliczono też współczynnik kondycji Fultona K_F [12].

Wiek ryb oznaczono na podstawie przyrostów rocznych na łuskach. Liczba przyrostów rocznych (pierścieni) oznacza liczbę lat. Wiek wyrażono, tak jak w pracach Sycha [13, 14] i Domagały [15] jako A.B+ gdzie: A – wiek rzeczny, B – wiek morski

3. Wyniki

W tabeli 1 podano zakresy i średnie długości, masy i współczynnika odżywienia Fultona łososi zebranych do badań w latach 1998÷2005. Te zebrane łososie stanowią tylko część liczebności ryb tego gatunku w Wieprzy, pozyskanych na punkcie połowu w Darłowie, przypuszczalnie około 2/3 w różnych latach. Jednakże w pewnej mierze pokazują wahania liczebności tarlaków pozyskanych na Wieprzy.

Najwięcej tarlaków odłowiono w latach 2000÷2002, potem ich liczebność malała. Zazwyczaj więcej łowiono samic niż samców, co najmniej w stosunku 2:1. Długości ryb wahały się od 34 do 126 cm, przy średniej 87 cm, masy 0,4÷20 kg, średnio 6,3 kg i współczynnika odżywienia Fultona od 0,76 do 1,09; średnio 0,91. W poszczególnych latach średnie długości były różne, zwłaszcza wtedy, gdy łowiono mało ryb, jednakże oscylowały one wokół średniej dla całości. To samo dotyczy masy i współczynnika kondycji K_F , który u samców był zazwyczaj wyższy.

Jeśli rozpatrzymy strukturę wieku rzeczno, tabela 2, to widać, że ryby te spłynęły do morza jako 1÷2 letnie smolty. Ogromną większość stanowiły smolty 2-letnie, prawie 96% całości.

Tabela 1. Zakresy i średnie długości, masy i współczynnika odżywienia Fultona lososi odłowionych w Wieprzy
Table 1. The range, average length, weight and condition factor K_F of Atlantic salmon caught in Wieprza River

Rok	Płeć	Liczba ryb	Długość			Masa			K_F		
			zakres	średnia	SD	zakres	średnia	SD	zakres	średnia	SD
1998	razem	50	77÷120	96,2	6,84	4,5÷17,5	7,52	2,13	0,76÷1,01	0,83	0,06
	♀♀	48	77÷109	95,3	5,24	4,5÷11,3	7,17	1,25	0,76÷0,99	0,82	0,12
	♂♂	2	116÷120	118,0	2,83	14÷17,5	15,75	2,47	0,9÷1,01	0,95	0,08
1999	razem	31	42÷99	88,2	5,90	0,8÷8,2	6,11	0,96	0,81÷1,16	0,89	0,08
	♀♀	29	75÷99	87,8	5,63	4,9÷8	6,04	0,89	0,81÷1,16	0,89	0,08
	♂♂	2	42÷99	70,5	40,31	0,8÷8,2	4,50	5,23	0,85÷1,08	0,96	0,17
2000	razem	49	34÷110	85,9	12,99	0,4÷14,4	6,43	2,57	0,83÷1,09	0,96	0,08
	♀♀	17	34÷104	84,8	15,72	0,4÷10	6,00	2,31	0,84÷1,02	0,92	0,06
	♂♂	32	62÷110	86,4	10,99	2,4÷14,1	6,66	2,64	0,83÷1,1	0,98	0,08
2001	razem	97	62÷126	87,7	11,82	2,5÷20	6,58	2,71	0,76÷1,19	0,94	0,10
	♀♀	58	76÷106	91,2	7,16	4,2÷11,8	6,83	1,54	0,78÷1,12	0,89	0,07
	♂♂	39	62÷126	82,2	15,21	2,8÷20	6,19	3,89	0,84÷1,19	1,02	0,10
2002	razem	70	60÷116	87,2	11,75	2,1÷16	6,34	2,52	0,85÷1,16	0,91	0,08
	♀♀	58	63÷103	86,1	9,07	2,1÷13	6,55	1,84	0,81÷1,16	0,90	0,08
	♂♂	12	60÷116	78,0	18,13	2,1÷16	5,33	4,57	0,86÷1,09	0,94	0,08
2003	razem	38	49÷106	74,6	15,63	1,2÷10,5	10,5	2,51	0,88÷1,09	0,92	0,05
	♀♀	18	77÷106	88,5	9,03	4÷10,5	6,34	2,00	0,88÷0,96	0,89	0,02
	♂♂	20	49÷79	62,15	7,51	1,2÷5	2,35	0,88	0,88÷1,09	0,94	0,06
2005	razem	28	65÷103	87,0	9,89	2,7÷9,7	6,27	1,83	0,87÷1,05	0,93	0,06
	♀♀	24	73÷103	88,1	8,46	4÷9,7	6,43	1,60	0,87÷1,05	0,93	0,06
	♂♂	4	65÷103	80,3	16,15	2,7÷9,6	5,28	3,02	0,88÷1,02	0,96	0,06
	razem	363	34÷126	87,0	12,68	0,4÷20	6,32	2,53	0,76÷1,19	0,91	0,09

Tabela 2. Struktura wieku rzecznej łososi z Wieprzy

Tabela 2. The rivers' age structure of Atlantic salmon from Wieprza River

Płeć	Wiek w rzece	Liczba ryb	%	Długość			Masa			K_F		
				zakres	średnia	SD	zakres	średnia	SD	zakres	średnia	SD
♀♀ i ♂♂	1	15	4,13	67÷104	84,9	12,88	3,2÷10	6,09	2,26	0,76÷1,18	0,97	0,13
	2	348	95,87	34÷126	87,1	12,68	0,4÷20	6,33	2,54	0,76÷1,19	0,91	0,09
	Razem	363	100	34÷126	87	12,68	0,4÷20	6,32	2,53	0,78÷1,19	0,91	0,09
♀♀	1	4	1,58	93÷104	98,5	4,51	6,1÷10	8,18	1,60	0,76÷0,89	0,85	0,06
	2	248	98,41	34÷109	90	8,74	0,4÷11,3	6,56	1,59	0,76÷1,19	0,88	0,07
	Razem	252	100	34÷109	90,1	8,75	0,4÷11,3	6,59	1,6	0,76÷1,19	0,88	0,07
♂♂	1	11	9,91	67÷99	79,9	22,51	3,2÷7,2	5,34	3,62	0,83÷1,08	1,02	0,23
	2	100	90,09	42÷126	79,9	17,2	0,8÷20	5,71	3,9	0,83÷1,17	0,97	0,09
	Razem	111	100	42÷126	79,9	16,67	0,8÷20	5,67	3,75	0,83÷1,17	0,98	0,09

W układzie płci, u samic 2-latki stanowiły jeszcze wyższy procent, prawie 98, natomiast u samców niższy – 90%. Średnie długości w układzie płci i grupach wieku rzecznoego były w zasadzie podobne.

Jak wynika z tabeli 3, wyróżniono 4 zasadnicze grupy wieku morskiego, od 1+ do 4+.

Najliczniejsza była grupa A.2+ – 78% populacji, a następnie A.3+ – 17,3% a A.1+ stanowiły 4,4%. Znalaziono tylko 1 rybę, samca, w wieku A.4+. W zależności od płci, układ grup wiekowych był podobny. W tabeli 4 zestawiono razem grupy wieku rzecznoego i morskiego.

Wynika z niej, że ukształtowało się 6 grup wiekowych, od 1.2+ do 2.4+. Najliczniejsza była grupa wiekowa 2.2+ – 75,2%, następnie 2.3+ – prawie 16%, potem 2.1+ ponad 4%, pozostałe razem stanowiły niewielki procent. Przy podziale z uwzględnieniem płci, układ jest podobny, u samic większość stanowiły roczniki 2.2+ – 80,5%, następnie 2.3+ – 15,5%, potem 2.1+ – 2,4% i 1.3+ – 1,6%. U samców również najliczniejsza była grupa 2.2+ – 63,1%, potem 2.3+ – 17,1%, następnie 2.1+ i 1.2+ – po 9%.

A więc w populacji, niezależnie od płci, dominowały smolty 2-letnie, w 2 głównych grupach wieku morskiego; bardzo dużej 2+ i znacznie mniejszej 3+. Średnie rozmiary samic 2.2+ wynosiły około 90 cm a 2.3+ 93 cm, masa 6,5 kg i 8 kg, odpowiednio, a współczynnik odżywienia $0,88 \div 0,90$. Rozmiary samców to 77 cm i 5 kg w grupie 2.2+ i 93,5 cm i 7,5 kg w grupie 2.3+ a K_F 0,98. Były to ryby dobrze odżywione.

4. Dyskusja

Jeśli chodzi o łososię w rzekach Polski, to w zasadzie nigdy nie miały znaczenia gospodarczego [1], natomiast pewne znaczenie miały ryby z Wisły i Odry/Drawy. Już w Wiśle lat 50. łosoś był nieliczny [5]. W latach 1950÷51 łowiono po kilkadziesiąt sztuk tych ryb [6] tj. niewiele ponad 10% odłowionej populacji troci, podczas gdy w 1952 roku już tylko 19 (1,8% populacji troci) [7]. W latach 1953÷56 populacja łososi nie przekraczała 3,8% połowów troci [5]. W latach 60. łosoś całkowicie zniknął w górnych dopływach Wisły [16]. Już zupełnie pojedyncze łososię znaleziono w próbach łuskowych ryb z 1961 i 1968 roku [17].

Tabela 3. Charakterystyka biologiczna łososi w grupach wieku morskiego**Table 3.** The biological characteristics of Atlantic salmon in sea age groups

Wiek	Liczba ryb	Płeć	Długość			Masa			K_F		
			zakres	średnia	SD	zakres	średnia	SD	zakres	średnia	SD
A.1+	16	razem	34÷79	63,9	12,12	0,4÷5,5	2,78	1,35	0,85÷1,17	0,98	0,09
	6	♀♀	34÷79	68,7	17,29	0,4÷5,5	3,58	1,8	0,85÷1,12	0,97	0,11
	10	♂♂	49÷70	61,1	7,73	1,2÷3,0	2,3	0,73	0,87÷1,17	0,98	0,09
A.2+	283	razem	42÷126	86,5	11,50	0,8÷20	6,08	2,14	0,76÷1,19	0,91	0,09
	203	♀♀	60÷109	90,1	7,61	2,1÷11,3	6,49	1,40	0,76÷1,16	0,88	0,07
	80	♂♂	42÷126	77,2	14,38	3,2÷9,6	5	3,15	0,76÷1,19	0,98	0,09
A.3+	63	razem	75÷116	94,3	9,45	3,7÷16	8	2,62	0,76÷1,0	0,92	0,07
	43	♀♀	76÷106	93,6	8,07	4,1÷11,8	7,47	1,85	0,76÷1,01	0,9	0,05
	20	♂♂	75÷116	96,8	11,01	3,7÷16	9,29	3,36	0,88÷1,1	0,98	0,08
A.4+	1	♂♂	120			17,5			1,01		

Tabela 4. Charakterystyka biologiczna łososi z Wieprzy w grupach wieku rzeczno i morskiego
Table 4. The biological characteristic of Atlantic salmon from Wieprza River in rivers' and sea age groups

Wiek	Liczba ryb	Długość				Masa			K_F		
		płeć	zakres	średnia	SD	zakres	średnia	SD	zakres	średnia	SD
1.2+	10	♂♂	67÷99	78,8	11,12	3,2÷9,6	5,15	2,02	0,83÷1,18	1,02	0,12
1.3+	5	razem	91÷104	97,0	5,15	6,1÷10	7,98	1,45	0,76÷0,96	0,87	0,07
	4	♀♀	93÷104	98,5	4,51	6,1÷10	8,18	1,60	0,76÷0,89	0,85	0,06
	1	♂♂	91			7,2			0,96		
2.1+	16	razem	34÷79	63,9	12,12	0,4÷5,5	2,78	1,35	0,85÷1,17	0,98	0,09
	6	♀♀	34÷79	68,7	17,29	0,4÷5,5	3,58	1,8	0,85÷1,12	0,97	0,11
	10	♂♂	49÷70	61,1	7,73	1,2÷3,0	2,3	0,73	0,87÷1,17	0,98	0,09
2.2+	273	razem	42÷126	86,9	11,45	0,8÷20	6,14	2,18	0,76÷1,19	0,9	0,09
	203	♀♀	60÷109	90,1	7,61	2,1÷11,3	6,49	1,40	0,76÷1,16	0,88	0,07
	70	♂♂	42÷126	77,2	14,88	0,8÷20	5	3,28	0,83÷1,19	0,97	0,09
2.3+	58	razem	75÷116	94,0	9,8	3,7÷16	7,99	2,73	0,84÷1,10	0,93	0,07
	39	♀♀	76÷106	93,0	8,22	4,1÷11,8	7,4	1,88	0,84÷1,01	0,90	0,05
	19	♂♂	75÷116	97,1	11,52	3,7÷16	9,4	3,51	0,88÷1,1	0,98	0,09
2.4+	1	♂♂	120			17,5			1,01		
Razem	363		34÷126	87,0	12,68	0,4÷20	6,32	2,53	0,76÷1,19	0,91	0,09

Łosoś w Drawie również był nieliczny [4]. W latach 1959÷1965 do badań zbierano dane średnio od 38 łososi rocznie wzdłuż Odry, Warty, Noteci i Drawy [1]. W latach 1973÷1976 łowiono jeszcze w Drawie po kilka sztuk rocznie [18], potem już nie. Część ryb łowiono zapewne później w rejonie ujścia Odry, ale brak jest danych o łososiach, bowiem podawane są informacje o sumarycznych wielkościach połowów troci i łososi łowionych w systemie dolnej Odry [18].

Łososie z Wisły w miały różne długości. W 1951 i 1952 r łowiono łososie o długości 67÷125 cm i masie 3,4÷20 kg samice o długości 87÷105 cm i masie 5,8÷12 kg, natomiast samce o długości 73÷129 cm i masie 3,6÷20 kg [6,7]. W Drawie na przełomie lat 50. i 60. miały od 80 do 145 cm, przy średniej 109 cm [1]. Były to więc ryby duże.

Badano również strukturę wiekową pozyskanych ryb. Chrzan [1] podaje, na podstawie odczytów z łusek ryb dorosłych, że spłynęły one do morza albo jako smolty roczne (2/3 grupy) albo 2-letnie (1/3 grupy). Skrochowska [19] stwierdziła, na podstawie badań eksperymentalnych, że smolt łososia z Wisły migruje do morza głównie jako 2-latek. Również Żarnecki [6] konkluduje, na podstawie odczytów łuskowych, że 88% populacji stanowią smolty 2-letnie, a 12% trzylatki.

Morski wiek samic łososia drawskiego wg Chrzana [1] wahał się od 1+ do 5+ lat, samców do 4+. U obu płci dominowały roczniki A.2+, A.3+ i A.3+.

Również w Wiśle zdecydowanie najliczniejszą grupę stanowiły 2+ latki (ponad 82%), następnie 3+ latki (ponad 12%) i 1+ – niecałe 5% [6]. Rozmiary uzyskane przez ryby w morzu w różnym wieku były zmienne. Jokieli i Bartel [20] podali, że wyrosłe ze znakowanych smoltów łososie wstępowały do Wisły od jesieni 2 roku, (a więc A.1+) mierząc średnio 57,2 cm i ważąc 3 kg, i cały 3 rok (2+) przy długości średniej 77,1 cm i masie ok. 5,5 kg. Z kolei Bartel [21] donosi, że znakowane jako smolty łososie z Drawy, po 1 roku w morzu miały 58,2 cm i masę 1,9 kg, po 2. – 78 cm i 5,3 kg a po 3. 98,5 cm i masę 9,1 kg.

Łosoś atlantycki ma duże znaczenie biologiczne i gospodarcze. Interesujące są poszczególne etapy jego cyklu życiowego, zwłaszcza w zróżnicowanym areale jego występowania. W rzekach północnych jego wzrost, szczególnie w słodkowodnym okresie życia, jest o wiele wolniejszy niż w strefie umiarkowanej. Ponieważ nasz, obecnie introdukowany łosoś, pochodzi z terenu przejściowego między rybami z rzek

północy a rybami południowego Bałtyku, dlatego wydaje się zasadnym przywołanie danych o życiu łososi ze wszystkich tych stref.

Jeśli chodzi o ryby dorosłe, to we wpływającej do Bałtyku Newie, tarłowe samice w wieku A.2+ miały długość 77,4 cm i masę 5,9 kg, A.3+ 88,6 cm i 8,94 kg, natomiast powtórnie się trące 90,5 cm i masę 9,44 kg [22].

O ile do połowy lat 80. w naszych rzekach badano łososia rodzimego, to później już introdukowanego z Daugawy, z obszaru północno-wschodniego Bałtyku. Łotewski łosoś, w tym z Daugawy, należy do wschodniobałtyckiego stada [23, 24]. Populacja ta jeszcze w latach 50. dawała ok. 40% połowów tego stada i ok. 12% ogólnych zasobów łososia bałtyckiego [24]. W latach 50. w tym obszarze łowiono go w rzekach rejonach przyujściowych, przy czym 70-80% połowów przypadało na największą rzekę kraju Daugawę [24].

Do lat 60. podstawę połowów w Daugawie i Sałacy stanowiły łososie 85÷105 cm z 1÷2-letnim pobytem w rzece i 3÷4-letnim w morzu [24], choć długość rzeczno i morskiego okresu w poszczególnych pokoleniach różniła się znacznie. Z badań wymienionych autorów, prowadzonych na podstawie odczytów wstecznych z łusek wynika, że smolty jednoroczne w rzece stanowiły 35%, dwuletnie 48%, trzyletnie 15% populacji. Ryby te w morzu w wieku 1+ osiągały długość 64 cm, 2+ 81 cm, 3+ 96 cm, 4+ 103 cm [24]. Najliczniej występowały grupy wieku morskiego 2+ (55%), 3+ (19,6%), 1+ (16%), natomiast grupy wiekowe 4+ i 0+ były niewielkie.

Przy porównywaniu rozmiarów omawianych tu ryb w grupach wieku morskiego, to należy się odnieść do pracy Bartla [25] opisującego strukturę restytuowanych łososi z Wieprzy. Tarlaki łososia z Wieprzy mierzyły 82÷96 cm i ważyły 5,2÷7 kg. W 1997r mierzyły 72÷105 cm i ważyły 3÷13,2 kg. [26, 27]. W 1998 r wymiary oscylowały między 81 a 111 cm a masy 5,3÷16,5 kg. Samce były mniejsze niż w 1997 roku; ważyły 1,7÷3,5 kg [28]. W 2000 roku rozmiary samic wahały się od 70 do 109 cm a średnia masa 8,3 kg. Łososie pochodzące ze stada łotewskiego na tarło wstępowały jesienią w 3. i 4. roku pobytu w morzu [25, 29]. Dominowały ryby z 2-letnim pobytem w rzece [29]. Na podstawie badań autora niniejszej pracy łososie pozyskane z Wieprzy miały długość od 34 do 126 cm (średnio 86,96 cm) i masę od 0,4 do 20 kg (średnio 6,3 kg). Wymiary ryb wykorzystanych w niniejszej pracy częściowo

mieszczą się w zakresach podawanych przez Bartla [25] i Nyka [28, 29] choć poszerzają te zakresy i ryby częściowo pochodzą z tych cytowanych przez powyższych autorów zasobów.

Z badań autora również wynika, na podstawie odczytu wieku z łusek że w Wieprzy ogromną większość populacji stanowią smolty 2-letnie i tylko kilka procent smolty jednoroczne. A więc struktura wieku rzeczno-daugawskich łososi w rzekach pomorskich jest inna niż na Łotwie – bardziej odpowiada strukturze wiekowej naszych niegdysiejszych łososi. W morzu również dominowały ryby w wieku 2+, potem znacznie mniej ryb A.3+ i niewiele ryb A.1+ podobnie jak struktura rodzimej populacji z Daugawy a także łososia wcześniejszego z rzek Polski.

Literatura

1. **Chrzan F.:** *Biologiczna charakterystyka łososia (Salmo salar L.) z rzeki Drawy, oparta na badaniach łusek.* Prace Mor. Inst. Ryb. Ser. A. 15, 153÷191, 1969.
2. **Chelkowski Z.:** *Łosoś (Salmo salar L.) rzek przybałtyckich Pomorza Zachodniego.* Przegląd Zoologiczny, 9, 3, 1965.
3. **Bartel R.:** *Preliminary results on restoration of Atlantic salmon (Salmo salar L.) in Poland,* Arch. Ryb. Pol, 5, 2, 201÷207, 1997.
4. **Kaj J.:** *Restytucja łososia (Salmo salar L.) w rzekach polskich w oparciu o jego naturalne tarliska w rzece Drawie i Wdzie.* Roczn. Nauk Rol. B-1, 67, 111÷121, 1953.
5. **Jokiel J.:** *Łosoś (Salmo salar L.) rzeki Wisły.* Roczn. Nauk Rol. B. 73, (2), 159÷213, 1958.
6. **Żarnecki S.:** *Występowanie populacji sezonowych u łososia atlantyckiego (Salmo salar L.) oraz u troci (Salmo trutta L.) w rzece Wiśle.* Acta Hydrobiol. 5 (2-3), 255÷294, 1963.
7. **Żarnecki S.:** *Czasy wstępowania do Wisły letnich i zimowych form łososia w cyklu rocznym 1952.* Acta Hydrobiol. 6,(3), 255÷267, 1964.
8. **Chelkowski Z., Chelkowska B., Kisielnicka H.:** *Salmo (Salmo salar L.) and trout (Salmo trutta L.) fishing and stocking in the lower Odra River system.* Acta Ichthyol. Piscat. 6, (1), 143÷159, 1976.
9. **Chelkowski Z.:** *Łosoś w Drawie (XXII).* Gosp. Ryb. 40, (6), 17÷18, 1988.
10. **Wiktor J.:** *Zarybianie Bałtyku łososiem w świetle polskich doświadczeń hodowli reproduktorów tych ryb w sadzach.* Tech. Gosp. Mor. 7, (152), 317÷319, 1989.
11. **Bartel R.:** *Ryby dwuśrodowiskowe, ich znaczenie gospodarcze, program restytucji tych gatunków.* Acta Hydrobiol. Suppl. 3, 37÷55, 2002.

12. **Opuszyński K.:** *Podstawy biologii ryb*. PWRiL, 560, 1979.
13. **Sych R.:** *Interpretacja łusek troci (Salmo trutta L.) z rzeki Wisły*. Acta Hydrobiol. 5,9, 231÷280, 1967a.
14. **Sych R.:** *Ocena wiarygodności łuskowych oznaczeń wieku ryb na przykładzie troci*. Roczn. Nauk Rol. H, 90, 2, 1967b.
15. **Domagała J.:** *Oogeneza troci (Salmo trutta L.) z rzek Pomorza Zachodniego na tle ich wzrostu, ze szczególnym uwzględnieniem zależności smolt – ryba dorosła*. Zesz. Nauk. AR Szczecin, ser. Rozpr. 108, 1986.
16. **Bieniarz K., Łysak A.:** *Oddziaływanie człowieka na środowisko wodne i ichtiofaunę w Polsce południowej*. Gosp. Ryb. 27, (1), 69, 1975.
17. **Borzęcka I.:** *Charakterystyka troci wiślan – poszukiwanie kryteriów restytucyjnych*. Praca doktorska, IRŚ Żabieniec, 73, 1997.
18. **Chelkowski Z.:** *Sea trout (Salmo trutta L.) and salmon (Salmo salar L.) catches in the lower Odra River system as well as stocking in the years 1973-1987*. Acta Ichthyol. Piscat. 22, (2), 123÷147, 1992.
19. **Skrochowska S.:** *Migrations of sea trout, and other salmon fishes breed in ponds*. Arch. Hydrobiol. 1,(14), 90÷135, 1953.
20. **Jokiel J., Bartel R.:** *Body growth and migrations of the Vistula salmon (Salmo salar L.)*. Roczn. Nauk Rol. H. 100, (4), 53÷70, 1984.
21. **Bartel R.:** *Distribution, migration and growth of tagged Drawa salmon (Salmo salar L.)*. Journal of Applied Ichthyology. B.3 – H.1, 33÷38, 1987.
22. **Kazakov R.V., Melnikova M.N.:** *Size, weight, and fish-cultural quality of the Atlantic salmon spawners reproductive products as affected by duration of the river and sea-life periods*. Sbornik Naučnyh Trudov, Gos-NIORCH, 149, 3÷37, 1980.
23. **Lišev M.N.:** *Ob odnositel'noj čislennosti stad baliskogo lososia*. Trudy Latw. Otd. WNIRO 1, 56÷62, 1953.
24. **Lišev M.N., Rimš E.J.:** *Nekotorye zakonomernosti dynamiki čislennost baliskogo lososia*. Sbornik Naučnyh Trudov, Gos-NIORCH, Łatw. SSR, III, Riga, 5÷103, 1961.
25. **Bartel R.:** *Preliminary results of Atlantic salmon (Salmo salar L.) restoration in River Wieprza*. Folia Univ. Agric. Stetin. (Pisc), 214, (27), 7÷12, 2000.
26. **Bartel R.:** *Atlantic salmon in Poland, w: Atlantic salmon*. Red. R.V. Kazakov, Nauka, St.Petersburg, 414÷421, 1998.
27. **Bartel R.:** *Return of salmon back to Polish waters*. Ecology and Hydrology. 1, 3, 377÷392, 2001.
28. **Nyk J.:** *Tarło łososi w rzekach pomorskich*. Wiad. Wędkarskie. 1, 9÷11, 1999.
29. **Nyk J.:** *Uwarunkowania gospodarki rybacko-wędkarskiej w zlewni rzeki Wieprzy*. Praca doktorska. IRŚ Olsztyn, 159, 2009.

Age-growth Characteristics of Spawning Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) Migrants in Wieprza River

Atlantic salmon is a biologically and economically attractive fish. A detailed study of salmon's growth and age structure were carried out in post-war years. In the 80s our last salmon disappeared, and in the 90s the reconstruction of the salmon population (restitution) has started. It was based on salmon from the Daugawy River (Latvia). Salmon from Wieprza River came from stocking conducted by staff of the Polish Angling Association. Therefore, it seemed advisable, to examine age and growth of fish based on scales from salmon migrating from the sea to Wieprza River to spawn. In the study 363 fish were obtained, caught in late autumn from 1998 to 2005 (excluding 2004) in Darlowo. All fish were measured, weighed, identified for the condition factor, age and gender. Most spawners were caught from 2000 to 2002, then their number was decreasing. Females were caught more than twice as often as males. Length of fish ranged from 34 to 126 cm, with an average of 87 cm, weight ranged from 0.4 to 20 kg, with an average of 6.3 kg and the condition factor K_F ranged from 0.76 to 1.09, with average 0.91. Fish got to the sea as 1-2 years old smolts, while in the majority smolts were 2-years old and accounted for almost 96% of the total population. In the system of gender, 2-year old female smolts were accounted for higher percentage, almost 98%, but in males it was lower – 90%. The average length in the system of gender and groups of rivers' age were similar. At the sea age we highlighted 4 key groups, from 1+ to 4+. The largest was the group of A.2+ – 78% of the population and next one was A.3+ – 17.3% of the population. Dependence on gender, age group system was similar.



Potrzeba nawodnień w centralnej Polsce na przykładzie powiatu kutnowskiego

Piotr Stachowski

Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań

Justyna Markiewicz

Wojewódzki Zarząd Melioracji i Urządzeń Wodnych, Łódź

1. Wstęp

Globalne zmiany klimatu wywołują zwiększanie się częstości i intensywności ekstremalnych zjawisk pogodowych, w tym susz, w skali lokalnej i regionalnej. Badania pokazują, że w wyniku zmian klimatu i warunków ekonomicznych rolnictwa w południowo-wschodniej Anglii zapotrzebowanie wody do nawodnień netto wzrośnie do 2020 roku o 70% w stosunku do 1995 r., a w północnych Niemczech o 40%. Powierzchnia nawadniana na świecie powinna wzrosnąć do 2,1 mln ha, z czego 1,6 mln ha na trwałych użytkach zielonych nawadnianych podsiąkowo i 0,5 mln ha na gruntach ornych i sadach [8]. W ostatnich latach susze w Polsce pojawiają się coraz częściej, są intensywniejsze i obejmują znaczne obszary kraju, wywołując ujemne skutki w rolnictwie, zwłaszcza w produkcji roślinnej. Polska jest zaliczana do krajów ubogich w zasoby wodne i nie jest przygotowana do zapobiegania skutkom suszy,

ponieważ istnieje dysproporcja między suszami w rolnictwie a powierzchnią nawadnianą i ilością wody pobieraną do nawodnień. 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 [10]. 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.

W chwili obecnej w Polsce nawodnienia odgrywają znikomą rolę zarówno w produkcji rolnej, jak i gospodarce wodnej. Są stosowane zaledwie na około 0,5% powierzchni użytków rolnych.

W Polsce obszar wyposażony w urządzenia i systemy nawodnień w 2007 roku wynosił 415000 ha, z tego: 365000 ha systemy grawitacyjne, 49000 ha systemy ciśnieniowe. Powierzchnia nawadniana zmniejszyła się o 75% w stosunku do 1990 roku.

Do prowadzenia nawodnień przystosowano zaledwie 440000 ha użytków rolnych głównie użytków zielonych (76000 ha) tj. nieco ponad 2% wszystkich użytków rolnych. W ostatnich latach wdrażane są prawie wyłącznie nowoczesne systemy nawodnień deszczowniach na obszarze około 10 000 ha, jak deszczownie pasmowe, nawodnienia kropłowe, mikronawodnienia lub nawodnienia wgłębne, których zakres ogranicza się przeważnie do sadów, warzyw, szkółek lub upraw specjalnych.

Do programu rozwoju melioracji nawadniających należy włączyć również działania w zakresie zwiększenia małej retencji wodnej w krajobrazie rolniczym, traktując ją jako jeden ze sposobów wzbogacenia określonych siedlisk w wodę. W opracowanym przez Podkładka i Nyca [9] wskaźniku potencjalnych potrzeb melioracji nawadniających w Polsce, w wysokości: 2100 tys. ha, w tym 1600 tys. ha na trwałych użytkach zielonych i 500 tys. ha na gruntach ornych, wysokość tych potrzeb w Polsce centralnej jest ogromna. Na użytkach zielonych potrzeby melioracji nawadniających sięgają powierzchni 82 tys. ha, a na gruntach ornych na powierzchni 44 tys. ha [5, 9].

Rolnictwo jest jedną z ważniejszych gałęzi produkcji w tej części Polski ze stosunkowo dobrymi glebami oraz różnorodnością upraw. Jednak na ilość i jakość uzyskiwanych plonów ogromny wpływ wywiera przebieg warunków klimatycznych, gdyż region ten jest zaliczany do obszarów z najniższymi opadami w kraju. W wieloletniu 1951÷1990 najniższe

średnie roczne opady w tym rejonie (około 510 mm) notowane są w rejonie Koła, a najwyższe (około 550 mm) w rejonie Płocka.

Potrzeba rozwoju nawodnień w tej części kraju wynika również z bardzo niekorzystnego przebiegu warunków meteorologicznych, przede wszystkim opadów atmosferycznych. Województwo łódzkie w hierarchii potrzeb małej retencji zostało zakwalifikowane w całości do II strefy największych potrzeb retencji, a północno-zachodnia jego część – powiat kutnowski do I strefy [7]. Nawodnienia na tym obszarze podobnie, jak w Polsce mają charakter interwencyjny i uzupełniają okresowy niedobór opadów. Są potrzebne w krótszych bądź dłuższych okresach w czasie trwania okresu wegetacyjnego, w których występują częste i silne susze. Można przyjąć, że statystycznie raz na 3 lata istnieje potrzeba stosowania nawodnień.

Dalszy rozwój nawodnień przy braku naturalnych zbiorników wodnych i małych zasobach rzek województwa łódzkiego (dopływów głównych rzek województwa) możliwy jest przez zwiększanie zasobów wody to jest między innymi budowę zbiorników retencyjnych.

2. Materiał i metody badań

Celem pracy była ocena potrzeb zastosowania nawodnień w centralnej Polsce, ze szczególnym uwzględnieniem powiatu kutnowskiego, na tle uwarunkowań klimatyczno-przyrodniczych występujących na tym obszarze.

Potrzeby nawadniania użytków rolnych na tym obszarze określono na podstawie:

- analizy klimatycznych bilansów wodnych w wieloleciu 1949÷2008, a także w okresach wegetacyjnych w różnym przebiegu warunków meteorologicznych,
- efektów produkcyjnych już stosowanych nawodnień deszczownianych w gospodarstwie indywidualnym,
- informacji i opinii Terenowych Inspektoratów Wojewódzkiego Zarządu Melioracji i Urządzeń Wodnych oraz WZMiUW w Łodzi.

Zebrane wnioski zweryfikowano m.in. w czasie praktyki współautorki pracy w Urzędzie Miasta oraz Urzędzie Gminy Kutno i pracy w WZMiUW w Łodzi.

W pracy wykorzystano materiały:

- dane Urzędu Statystycznego w Łodzi.
- dane i opracowania uzyskane w Urzędzie Miasta oraz Urzędzie Gminy Kutno w ramach własnej praktyki współautorki pracy,
- dane Głównego Urzędu Statystycznego.

Przebieg warunków meteorologicznych przeanalizowano na podstawie codziennych pomiarów opadów atmosferycznych w posterunku opadowym oraz wyników codziennych pomiarów temperatury powietrza ze stacji meteorologicznej Łodzi – Lublinek jako stacji reprezentacyjnej dla tej części kraju. Parowanie terenowe dla analizowanych okresach wegetacyjnych obliczono metodą Penmana w modyfikacji Kędziory [6].

3. Wyniki badań

3.1. Ogólna charakterystyka analizowanego obszaru

Położony w centralnej części Polski powiat kutnowski zajmuje 5% powierzchni województwa łódzkiego i obejmuje 11 gmin, zamieszkałych przez 105584 mieszkańców [4]. Przemysł dominujący w powiecie związany jest z rolnictwem i zlokalizowany zarówno w miastach jak i na terenie gmin wiejskich. Użytki rolne stanowią 85% powierzchni powiatu, w tym 90% to grunty orne, większość II i III klasy bonitacyjnej. Opracowany przez Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach, wskaźnik waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej, zawierającego główne elementy środowiska, wpływających na warunki produkcji rolnej (tj. warunki wodne, rzeźbę terenu, agroklimat, jakość gleb) dla województwa łódzkiego wynosi 61,9 pkt i jest wyraźnie niższy od średniej krajowej – 66,6 pkt.

Powiat kutnowski posiada lepsze warunki do produkcji rolnej, gdyż wskaźnik ten jest wyraźnie wyższy i wynosi 83,5 pkt. (w jakości gleb 64,6, w Polsce 49,5), agroklimat 10,1 pkt., w rzeźbie terenu 4,6 pkt., a w warunkach wodnych 4,1 pkt. Również warunki wodne powiatu kutnowskiego według wskaźnika IUNG, kształtują się powyżej średniej wojewódzkiej (2,8) i średniej krajowej (3,3). Najwięcej gleb dobrych (II i III i IV klasy), znajduje się powiatach: kutnowskim (83,5%) i łęczyckim (72,8%). Wśród rzek przepływających przez gminy powiatu kutnowskiego najkorzystniejsze warunki hydrologiczne ma rzeka Bzura, zasilana

w znaczącym stopniu wodami podziemnymi. Pozostałe ciekły na terenie powiatu charakteryzują się niskimi przepływami i skromnymi zasobami dyspozycyjnymi, jednymi z najniższych w Polsce. Na ograniczone zasoby wód powierzchniowych wpływa znacząco charakterystyczna dla tych terenów mała ilość opadów atmosferycznych. Rezultatem niedoboru opadów jest zauważalny proces stepowienia zlewni rzeki Bzury, głównie na obszarze pomiędzy Żychlinem, Strzelcami i Kutnem. Obszar ten praktycznie pozbawiony jest naturalnych powierzchniowych wód stojących. Spotyka się jedynie nieliczne, niewielkie obszarowo stawy, a jeziorność waha się w granicach od 0,01 do 0,05.

Zasoby wodne zlewni rzek tego regionu można zwiększyć retencjonując wodę, tj. m.in. ograniczając szybkość spływu powierzchniowego na korzyść odpływu gruntowego. Na terenie gmin powiatu kutnowskiego istnieją liczne obiekty, które po odbudowie i zmodernizowaniu z powodzeniem mogłyby pełnić funkcję małych zbiorników retencyjnych. W chwili obecnej odbudowuje się stopniowo zabudowę hydrotechniczną rzek. Rozpatrywany jest też wariant budowy na rzece Głogowiance, w pobliżu ujścia do rzeki Ochni, zbiornika retencyjnego dla miasta Kutna.

Naturalne zasoby wód powierzchniowych tej części kraju oraz możliwości pokrycia występujących potrzeb z opadów atmosferycznych są bardzo niskie i ograniczone. Analiza wielkości średniego odpływu jednostkowego z omawianego obszaru wykazuje, że ta część Polski zalicza się do najmniej zasobnych w wodę regionów. Jednostkowy własny zasób wody, na 1 mieszkańca na rok w województwie łódzkim nie przekracza 900 m^3 i jest on wyższy jedynie od woj. śląskiego (700 m^3) i mazowieckiego (800 m^3) [11]. Tak trudna sytuacja wodna powiatu kutnowskiego wynika z jego wododziałowego położenia, gdzie dopływy wód z innych terenów są bardzo małe.

Najważniejsze problemy rozwoju rolnictwa Polski centralnej to:

- niekorzystna, struktura agrarna – mała wielkość gospodarstw rolnych i znaczne ich rozdrobnienie (gospodarstwa o powierzchni do 5 ha, stanowią ponad 46% ogółu gospodarstw). Jednocześnie następuje polaryzacja struktury agrarnej; z jednej strony powstają duże, wielkotowarowe gospodarstwa rolne, z drugiej zaś zwiększa się liczba gospodarstw najmniejszych i nierentownych,

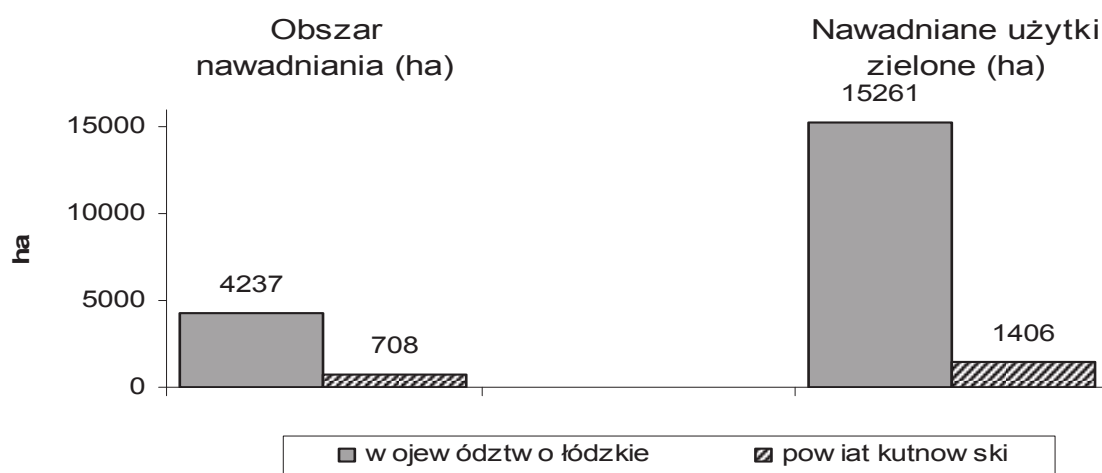
- deficyt wód powierzchniowych, który dotyczy przede wszystkim północnej i zachodniej części obszaru centralnego kraju, w której położony jest powiat kutnowski,
- niski poziom infrastruktury technicznej na obszarach wiejskich tej części Polski, znacznie poniżej średniego poziomu w kraju.

Biorąc pod uwagę uwarunkowania rozwoju rolnictwa w tej części kraju, obszar powiatu kutnowskiego zaliczono do terenu o najkorzystniejszych warunkach dla rozwoju i intensyfikacji rolnictwa. Są to tereny o najkorzystniejszych warunkach przyrodniczych dla rozwoju produkcji rolnej, wysokim udziale użytków rolnych, rozwiniętej specjalizacji produkcji rolnej, wysokim stopniu wykorzystania rolniczej przestrzeni produkcyjnej, wysokim zainwestowaniu rolniczym, niskim stopniu urbanizacji. Jako tereny preferowane dla rozwoju i intensyfikacji rolnictwa, winny być chronione przed zajmowaniem na cele nierolnicze oraz przed formami gospodarowania kolidującymi z ich funkcją żywicielską.

Na ogólną powierzchnię użytków rolnych zmeliorowanych w województwie łódzkim (473686 tys. ha), w powiecie kutnowskim znajduje się 14%. Ponadto aż 46,6% gospodarstw rolnych na tym terenie, ma powierzchnie do 15 ha, a 19,7% ogólnej liczby gospodarstw rolnych posiada powierzchnię większą niż 15 ha [4].

Systemy nawadniające położone są w dolinach rzeki Ner, Bzury i Pilicy, a więc największych rzek tej części kraju, charakteryzujących się największymi zasobami wody. Istotnym czynnikiem gwarantującym sprawne działanie systemów melioracji nawadniająco – odwadniających jest prawidłowa eksploatacja i utrzymanie obiektów. Zgodnie z ewidencją WZMiUW w Łodzi, na koniec 2006 roku w województwie łódzkim, ogólna powierzchnia użytków rolnych wynosiła 1886386 ha. W powierzchni tej grunty orne stanowiły 84%, a użytki zielone 16%. Na obszarze województwa łódzkiego wg ewidencji WZMiUW na ogółem zmeliorowanych 471510 ha użytków rolnych, w urządzenia nawadniające wyposażonych jest zaledwie 15414 ha, w tym 15261 ha na trwałych użytkach zielonych, a tylko 153 ha na gruntach ornym. Uwagę zwraca również fakt, że na ogólną powierzchnię obszarów zmeliorowanych dolin rzecznych, wynosząca na obszarze województwa łódzkiego 15261 ha (w powiecie kutnowskim 1406 ha) – zaledwie 27,5% jest aktualnie eksploatowanych, czyli nawadniane możliwe jest na zaledwie 4237 ha użytków

zielonych (w systemie nawodnień podsiąkowych 2712 ha i stokowych 1525 ha), a w powiecie kutnowskim na 708 ha (rys. 1). Aktualnie na terenie województwa łódzkiego dla nawodnień rolniczych i w leśnictwie oraz dla napełniania stawów rybnych i utrzymania w nich zalewu zużywa się 91,60 mln m³ wody.



Rys. 1. Wyposażenie w urządzenia nawadniające na użytkach rolnych województwa łódzkiego i powiatu kutnowskiego (dane WZM i UW Łódź)

Fig. 1. Equipment in irrigation units on the arable lands in Lodz province and Kutno county (data from Regional Board of Melioration and Water Facilities Lodz)

3.2. Celowość nawodnień rolniczych na obszarze centralnej Polski ze szczególnym uwzględnieniem powiatu kutnowskiego

Przeszkodą w rozwoju i realizacji nawodnień w centralnej Polsce, są małe zasoby wodne, które w opracowanej „*Hierarchii potrzeb obszarowych małej retencji*”, zakwalifikowano do obszarów o największych potrzebach wodnych [7]. Ponadto niekorzystne tendencje zmian klimatycznych, stwarzają potrzebę zwiększenia zdolności retencjonowania wody i oszczędnego gospodarowania zasobami wodnymi, które będą stanowiły podstawę rozwoju systemów nawadniających. Realizacja małej retencji pozwoli nie tylko ograniczyć negatywne skutki niedoboru wody, ale i jej nadmiaru umożliwiając rozwój systemów dwustronnego działania; odwadniająco – nawadniających, a także nawodnień deszczownianych.

Program małej retencji [11] przewiduje realizację nowych obiektów gospodarki wodnej. W zbiornikach o łącznej powierzchni 6000,4 ha,

można będzie gromadzić wodę w ilości 101,5 mln m³. Zdecydowana większość magazynowanej wody może być wykorzystana dla celów nawodnień rolniczych. Program zakłada, że funkcję tą może pełnić 79 zbiorników wodnych małej retencji o łącznej powierzchni 4667 ha i pojemności 82,1 mln m³. Pojemność użyteczną tych zbiorników oszacowano na 20 mln m³, z czego w programie założono, że do nawodnień można będzie wykorzystać 7 mln m³ wody. Przy średniej wielkości zapotrzebowania wody do nawodnień podsiąkowych wynoszącym 2500 m³ ta ilość wody winna wystarczyć do nawodnienia 2800 ha użytków zielonych. Ponadto zakłada się, że z uwagi na ograniczone zasoby wody w rzekach, realizacja obiektów nawadnianych prowadzona będzie w ścisłej korelacji z rozwojem małej retencji wody w województwie tj. budową zbiorników wodnych w dolinach rzek [11].

W ramach etapu I przewiduje się wykonanie: 65 obiektów o powierzchni 10673,82 ha, szacunkowym koszcie 160 mln. W etapie II przewiduje się wykonanie: 152 obiektów na powierzchnia łącznej 15651,39 ha o szacunkowym koszcie 235 mln.

Do zwiększenia zasobów wodnych przyczyni się również realizacja nawodnień rolniczych, a przez to do zaspokojenia potrzeb wodnych rolnictwa, a także ekosystemów rolniczych. Umożliwi to także ochronę przed skutkami suszy poprzez budowę nowoczesnych wodooszczędnych systemów nawadniających. W głównej mierze wymagana jest odbudowa już istniejących zastawek i jazów, jak również budowa nowych urządzeń piętrzących na odpływach, bez potrzeby budowy kosztownych zapór przegradzających doliny rzek.

Wyrazem tego były zrealizowane obiekty melioracyjne wyposażone w urządzenia do prowadzenia nawodnień w powiatach: poddębickim, kutnowskim, sieradzkim, radomszczańskim. Są to przede wszystkim nawodnienia trwałych użytków zielonych, które przy braku naturalnych zbiorników wodnych (jezior), prowadzone były w oparciu o wykorzystywanie bieżącego przepływu wody w rzece. Dlatego nawodnienia te realizowane były w ograniczony sposób i są obecnie prowadzone głównie w dolinach największych rzek województwa: Ner, Bzura, Warta, Pilica na terenie powiatów poddębickiego, łęczyckiego, radomszczańskiego, kutnowskiego, opoczyńskiego, pabianickiego i piotrkowskiego [11].

Do kryteriów przyrodniczych decydujących o celowości i potrzebie wprowadzenia nawodnień w rolnictwie zalicza się przede wszystkim

kryteria klimatyczne. Wśród czynników klimatycznych, tworzących te kryteria, występujących na obszarze powiatu kutnowskiego, zalicza się przede wszystkim:

- średnią z wielolecia sumą opadów rocznych, która wynosi od 500 do 600 mm, a w okresie wegetacyjnym nie jest większa niż 370 mm (w wieloleciu 1949÷2008 średnia roczna suma opadów w powiecie kutnowskim wynosiła 550 mm, a w okresie wegetacyjnym 356 mm). Oprócz wielkości opadów także ich rozkład w czasie jest niekorzystny dla rolnictwa, gdyż wiosną na tym obszarze, pojawiają się często okresy suszy, głównie w kwietniu i maju. Występujące niskie sumy opadów w miesiącach zimowych często nie odbudowują zimowej retencji gruntowej (w wieloleciu 1949÷2008 w powiecie kutnowskim, średnia suma opadów w półroczu zimowym wynosiła 202 mm),
- wielkość ewapotranspiracji potencjalnej w okresie wegetacyjnym większą od 515 mm [2], w latach 1949÷2008 na obszarze powiatu kutnowskiego wielkość ta wynosiła 590 mm,
- różnica pomiędzy ewapotranspiracją potencjalną w okresie wegetacyjnym, a sumą opadów atmosferycznych dla tego okresu jest równa lub większa od 150 mm. W latach 1949÷2008 różnica ta była równa 234 mm (tab. 1). stosunek ewapotranspiracji potencjalnej do sumy opadów okresu wegetacji (P_{WEG}) większy od 1,4 (w wieloleciu 1949÷2008 stosunek ten wynosił 1,7).

Drupka [1] posługując się wykładnikiem stosunku ETp/P_{WEG} , jako klimatycznym wskaźnikiem potrzeby nawodnień uzupełniających, opracował strefy zróżnicowanej celowości stosowania nawodnień deszczownianych. Obszar powiatu kutnowskiego usytuowany został w pierwszej strefie celowości stosowania nawodnień, czyli w strefie o największych potrzebach zmniejszania niedoborów wody. Deszczownie w tej strefie powinny być instalowane w pierwszej kolejności, a udział powierzchni nawadnianej w ogólnym areale upraw rolniczych nie powinien być mniejszy niż 20÷30%.

Potrzeba i celowość deszczowania upraw w tym rejonie Polski centralnej jest uzasadniona również wysokim poziomem intensyfikacji produkcji gospodarstw. W uprawie dominują zboża, rośliny przemysłowe, pastewne i okopowe na glebach klas III i IV klas bonitacyjnych, co w połączeniu z dobrą agrotechniką i kulturą rolną oraz wyższym zuży-

ciem nawozów mineralnych, pozwala uzyskiwać wyższe niż średnio w kraju plony [4]. Warunki klimatyczne i kultura rolna predestynują ten region do lokalizacji inwestycji deszczownianych w pierwszym rzędzie [1].

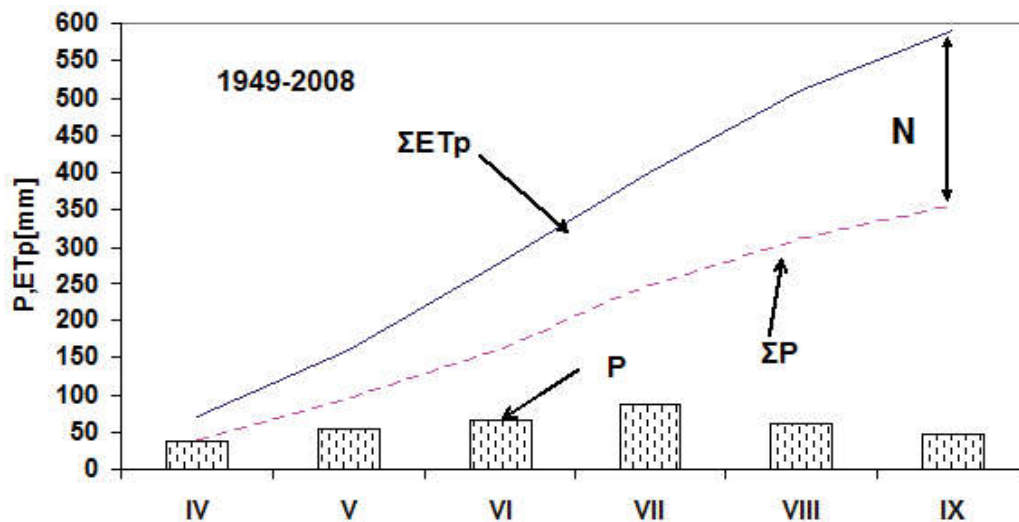
Tabela 1. Średnie miesięczne sumy opadów atmosferycznych P(mm) oraz ewapotranspiracji potencjalnej ETp (mm) z wielolecia 1949÷2008 według stacji meteorologicznej Łódź – Lublinek

Table 1. Monthly average sums of precipitation P(mm) and potential evapotranspiration ETp (mm) in the years 1949-2008, data from the meteorological station in Lodz – Lublinek

Miesiąc	Opad P (mm)	Ewapotranspiracja potencjalna ETp (mm)	Klimatyczny bilans wodny (mm)
I	27	12	+15
II	30	15	+15
III	27	35	-8
IV	38	70	-32
V	55	90	-35
VI	67	120	-53
VII	88	120	-32
VIII	62	110	-48
IX	46	80	-34
X	30	40	-10
XI	44	20	+24
XII	36	15	+21
IV÷IX	356	590	-234
XI÷X	550	727	-177

Na podstawie obliczonego z wielolecia niedoboru klimatycznego opadów, można wnioskować o niedoborach wody dla rolnictwa i potrzebie nawodnień roślin uprawnych i użytków zielonych. Największe niedobory opadów występują na tym obszarze w okresie wegetacyjnym. W latach przeciętnych wynoszą od 200 mm do 230 mm. W latach suchych niedobory zwiększają się odpowiednio do wartości od 360 do 390 mm. Największe niedobory występują w okresie od maja do lipca. Średnia wielkość niedoborów opadowych w wieloleciu 1949÷2008 wyniosła 234 mm. W ciągu roku parowanie przewyższa opad średnio o 177 mm (tab. 1).

Jak wynika z wykresu klimatycznego bilansu wodnego z wielolecia dla okresów wegetacyjnych od 1949 do 2008 roku, średnie parowanie wynosiło około 590 mm (tab. 1) Jest to wartość wyższa niż suma opadów w powiecie kutnowskim, która w wieloleciu w okresie wegetacyjnym wynosi około 350 mm, co powoduje niedobór opadowy na końcu tego okresu wynoszący 240 mm (rys. 2).



Rys. 2 Średnie miesięczne sumy opadów (P), ich krzywe sumaryczne (ΣP) oraz krzywe sumowania ewapotranspiracji potencjalnej (ΣETp) i wielkości niedoborów wody (N) w okresach wegetacyjnych w wieloleciu lat 1949÷2008
Fig. 2. Monthly average sums of precipitation (P), their summarized curves (ΣP) and summarized curves of potential evapotranspiration (ΣETp) and water shortage size (N) in vegetation periods of years 1949-2008

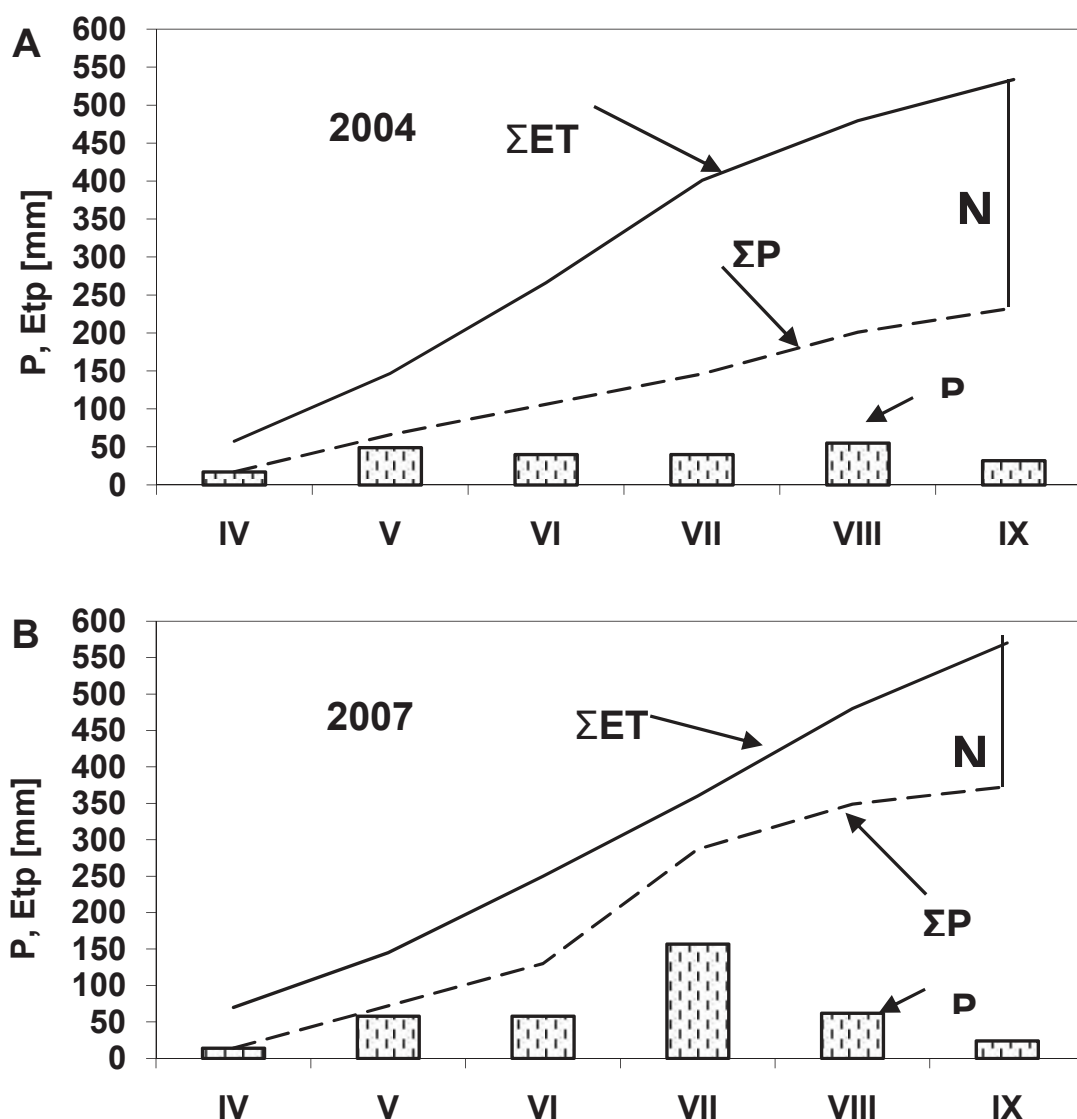
Szczegółowa analiza wielkości i rozkładu opadów atmosferycznych w badanym wieloleciu 1949÷2008 na obszarze centralnej Polski wykazała, dość częste występowanie susz hydrologicznych. W północnej i zachodniej części obszaru (powiat kutnowski) jest ich najwięcej oraz trwają przez ponad miesiąc i dłużej. Początek zjawiska najczęściej ma miejsce w okresie wiosenno-letnim (około 65% przypadków). Koniec okresów posusznych przypadał najczęściej na miesiące jesienno-zimowe (listopad-luty). W analizowanym wieloleciu (1949÷2008) miesiącem, podczas którego najczęściej występowały susze atmosferyczne był marzec oraz okres od czerwca do września, a najrzadziej obserwowano je od grudnia do lutego.

Odzwierciedleniem potrzeb stosowania nawodnień w powiecie kutnowskim mogą być niedobory opadów (N), obliczone jako klimatyczne bilanse wodne z różnicy pomiędzy miesięcznymi sumami ewapotranspiracji potencjalnej (ΣET_p), a sumami opadów rzeczywistymi (ΣP). Po analizie krzywych obu tych wielkości można stwierdzić, że celowość uzupełnienia braków wody wystąpiła w każdym z badanych okresów wegetacyjnych, o różnej wielkości i rozkładzie opadów atmosferycznych

W suchym i ciepłym okresie wegetacyjnym 2004 roku, w którym suma opadów (232 mm) była niższa od średniej z wielolecia aż o 88 mm, o prawdopodobieństwie wystąpienia łącznie z niższymi (75%) 1 raz na 4 lata. Potrzeba stosowania nawodnień wystąpiła już w maju, w którym niedobory opadów wynosiły 90 mm i stale się powiększając, trwały nieprzerwanie do końca 2004 roku wynosząc we wrześniu około 300 mm (rys. 3A). Rok 2004 był przykładem klasycznego roku suchego, w którym przy bardzo wysokich temperaturach w miesiącu czerwcu i lipcu wystąpił brak opadu, a właściwie ich niewielkie ilości wynoszące około 30% średniej z wielolecia. Długotrwała susza określona przez hydrologów jako największa od 100 lat oraz długo utrzymujące się wysokie temperatury (średnia w lipcu 24°C), doprowadziły do ogromnych strat. Przyspieszeniu uległo dojrzewanie zbóż przy niedostatecznym wykształceniu ziarna, zwłaszcza zbóż jarych.

Jak oszacował Urząd Gminy w Kutnie, w powiecie kutnowskim zbiory zbóż, w suchym i ciepłym okresie wegetacyjnym 2004 roku były o 18,4% mniejsze niż w średnio suchym, pod względem sumy opadów okresie wegetacyjnym 2005 roku, a zbiory kukurydzy na ziarno były niższe o 32,9%, a ziemniaków o 18,6% mniejsze niż w 2005 roku.

Odmienny przebieg warunków meteorologicznych wystąpił w średnio mokrym i ciepłym okresie wegetacyjnym 2007 r. Suma opadów (373 mm) w tym okresie była wyższa od średniej z wielolecia o 53 mm, prawdopodobieństwo wystąpienia takiej sumy opadów łącznie z wyższymi wynosi 20% (1 na 20 lat). Również w tym okresie potrzeba stosowania nawodnień wystąpiła już w maju, pomimo sumy opadów zbliżonej do średniej z wielolecia. Wyższa (o 2,2°C) od średniej temperatura powietrza spowodowała pojawienie się niedoborów opadów, które trwały do końca tego okresu. Związane były z wyższymi od średniej z wielolecia temperaturami powietrza w poszczególnych miesiącach okresu wegetacyjnego 2007 roku, przy sumach opadów zbliżonych do średniej. Na końcu okresu wegetacyjnego niedobór opadów wyniósł 175 mm (rys. 3B).



Rys. 3. Miesięczne sumy opadów (P), ich krzywe sumaryczne (ΣP) oraz krzywe sumowania ewapotranspiracji potencjalnej (ΣETp) i wielkości niedoborów wody (N) w okresach wegetacyjnych 2004 roku (A) i 2007 roku (B)

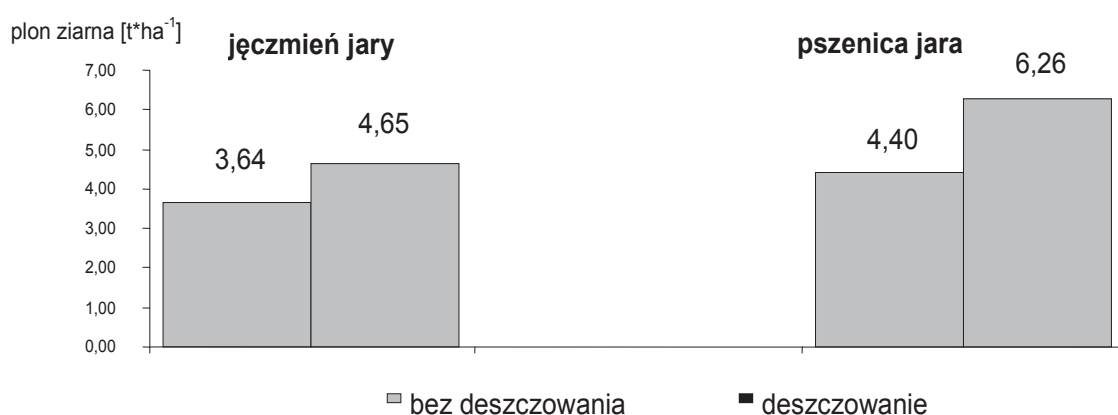
Fig. 3. Monthly average sums of precipitation (P), their summarized curves (ΣP) and summarized curves of potential evapotranspiration (ΣEtp) and water shortage size (N) in vegetation periods in years 2004 (A) and 2007 (B)

Po przeanalizowaniu krzywych sumowania obu wielkości można stwierdzić, że uzupełnienia braków wody wystąpiły w każdym z badanych okresów wegetacyjnych. Potrzeby te były zróżnicowane w czasie, jednak w obu analizowanych okresach wystąpiły już w maju. Obliczone wielkości niedoborów opadów (N), w okresach wegetacyjnych o różnym

rozkładzie i wielkości opadów, wskazują na potrzebę stosowania nawodnień w warunkach klimatycznych powiatu kutnowskiego.

Mając na uwadze poddane analizie uwarunkowania klimatyczne, a także przyrodnicze przewiduje się następującą kolejność realizacji nawodnień w centralnej Polsce, z szczególnym uwzględnieniem powiatu kutnowskiego:

1. Odbudowa istniejących systemów nawodnień na obszarze trwałych użytków zielonych w dolinach rzek województwa z tym, że w pierwszej kolejności zakłada się odbudowę obiektów już nawadnianych, których zasilanie możliwe jest z istniejących zbiorników wodnych. Umożliwi to w stosunkowo krótkim okresie czasu uzyskanie efektu gospodarczego przy jednoczesnej dużej gwarancji pokrycia zapotrzebowania wody dla tych obiektów,
2. Budowa w dolinach nowych obiektów nawadnianych. Zakłada się, że z uwagi na ograniczone zasoby wody w rzekach realizacja tych obiektów prowadzona będzie w ścisłej korelacji z rozwojem małej retencji wody w tej części kraju. Jak wynika z opracowanej przez IMUZ Falenty w 1996 roku „Małej retencji-potrzeby i możliwości realizacji”, w powiecie kutnowskim przewiduje się budowę zbiorników retencyjnych (m.in. zbiorniki: Łanięta, Grodno, Kutno, Perna, Słudwia), ujęć powierzchniowych (brzegowe, sztolnie, stawy ziemne), ujęć wód podziemnych (stawy ziemne, studnie głębinowe), o łącznej pojemności 2781 tys. m³.



Rys. 4. Efekty produkcyjne deszczowania zbóż jarych w powiecie kutnowskim w 2007 roku

Fig. 4. Production effects of irrigation of spring cereals in Kutno County in 2007

O celowości stosowania nawodnień na terenie powiatu kutnowskiego świadczą również dotychczasowe rezultaty nawodnień deszczownianych. Nawadniano przy użyciu deszczowni szpulowej, zboża w gospodarstwie o powierzchni 14,25 ha we wsi Siemianów w gminie Strzelce. W okresie wegetacyjnym, zaliczanym pod względem sumy opadów do mokrego (2007 rok), nawadnianie miało tutaj charakter interwencyjny. Uzupełniało braki opadów atmosferycznych w okresie od 15 maja do 25 lipca i jak zauważa Żarski [12], zapobiegało spadkom plonów w okresach posusznych i stabilizowało plonowanie. W uprawie pszenicy jarej (odmiany: Jasna i Cytra) oraz jęczmienia jarego (odmian browarnych: Signora i Marthe), na glebie lekkiej o przewadze IV klasy bonitacyjnej, nawożeniu 155 kg NPK/ha, uzyskano bezwzględne przyrosty plonów ziarna rzędu $1,8 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ (pszenica jara) i około $1 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ (jęczmień jary). Niewielka wielkość tych efektów, nie stanowi być może dostatecznej zachęty dla potencjalnych innych inwestorów. Jednak powinno się zakładać pewien udział zbóż na polach wyposażonych w deszczownię, zasadniczo przeznaczonych do nawadniania innych roślin polowych. Argumentem nawadniania zbóż w gospodarstwie wielkotowarowym, powinny być również wymogi racjonalnego następstwa roślin i względy jakościowe. Jak wykazał wypiek laboratoryjny, deszczowanie pszenicy jarej polepszyło jej właściwości przemiałowe, w związku z lepszym wykształceniem ziarna.

Podobnie jak wyniki badań uzyskanych przez Żarskiego [12], poprawa zaopatrzenia pszenicy w wodę w wyniku deszczowania, przyczyniła się do zwiększenia dorodności ziarna, ale i zmniejszenia w nim procentowej zawartości białka i glutenu. Spadek procentowej zawartości białka był rekompensowany zwiększeniem jego plonu z jednostki powierzchni, natomiast spadek zawartości glutenu, znacznym polepszeniu jego jakości (mniejsza rozpływalność). Natomiast nawadnianie jęczmienia browarnego oprócz wzrostu plonu, zapewniło pozyskanie ziarna spełniającego wymagania dotyczące przydatności browarnej, powodując obniżenie zawartości białka ogólnego, zwiększając celność ziarna i poprawiając energię kiełkowania (tab. 2).

Jak podkreślono w *Wojewódzkim Programie Małej Retencji* [11] wyższą efektywność prowadzenia nawodnień, można uzyskać w układzie produkcyjnego deszczowania upraw warzywniczych przy zastosowaniu 1,5-krotnych dawek polewowych i zwiększonej intensywności deszczownia, co powinno być priorytetem stosowania nawodnień na terenie powiatu kutnowskiego [11].

Tabela 2. Wpływ deszczowania na przydatność browarną ziarna jęczmienia jarego w 2007 roku

Table 2. Influence of irrigation on brewery use of spring barley grain in 2007

Wariant	Energia kiełkowania (%)	Białko ogólne (% s.m.)
Bez deszczowania	91	13,2
Z deszczowaniem	96	10,8

4. Podsumowanie i wnioski

Podstawowym kryterium celowości nawodnień rolniczych na obszarze centralnej Polski są uwarunkowania klimatyczne, których wyrazem jest hierarchia potrzeb retencji wody, kwalifikująca ten rejon w całości do II kategorii potrzeb retencji, a więc do obszarów najbardziej narażonych na susze. Natomiast północno zachodniej części tego obszaru – powiat kutnowski, do kategorii I o największych potrzebach retencjonowania wody w skali kraju i o najpilniejszych potrzebach rozwoju małej retencji, wynikających z niekorzystnych warunków klimatycznych (nie-doborów opadów) [7]. Wyrazem tego są zrealizowane obiekty melioracyjne wyposażone w urządzenia do prowadzenia nawodnień w tym powiecie. Są to przede wszystkim nawodnienia trwałych użytków zielonych, które przy braku naturalnych zbiorników wodnych (jezior) prowadzone są w oparciu o wykorzystywanie bieżącego przepływu wody w rzece. Nawodnienia te realizowane są w ograniczony sposób i obecnie prowadzone głównie w siedliskach dolinowych największych rzek województwa: Ner, Bzura, Warta, Pilica. Są to grawitacyjne systemy nawadniające zwane systemami dwustronnego działania, które w okresach deficytów wody w glebie służą do piętrzenia wody i podnoszenia zwierciadła wód gruntowych. Natomiast w okresach nadmiaru wody, otwarte urządzenia piętrzące przyczyniają się do obniżenia wysokich stanów wody. W ten sposób można w różnym stopniu intensyfikować gospodarowanie wodą w dolinie. W przyszłości powinni być realizowane zadania z zakresu małej retencji, tj. budowa kolejnych zbiorników retencyjnych, podpiętrzanie cieków, budowa małych zbiorników wiejskich i stawów oraz odbudowa oczek wodnych. Istotne znaczenie ma sterowanie retencją gruntową w dolinach rzek i małych ciekach za pomocą, regulowanego odpływu wody przez urządzenia piętrzące [11].

Potrzeby nawodnień w centralnej Polsce ze szczególnym uwzględnieniem powiatu kutnowskiego wynikają z:

- Dużej zmienności przebiegu warunków meteorologicznych z występującymi niedoborami opadów, a także ich niekorzystnym rozkładem, tym bardziej, że występowanie niedoborów opadów nie jest zjawiskiem charakterystycznym tylko dla lat suchych i średnich. Również w okresach wegetacyjnych zaliczonych do mokrych ale o niekorzystnym rozkładzie opadów, czego przykładem jest rok 2007, występują deficyty opadów.
- Dalszego intensywnego rozwoju rolnictwa w powiecie kutnowskim, o najkorzystniejszych warunkach przyrodniczych dla rozwoju produkcji rolnej, wysokim udziale użytków rolnych, rozwiniętej specjalizacji produkcji rolnej, wysokim stopniu wykorzystania rolniczej przestrzeni produkcyjnej, wysokim zainwestowaniu rolniczym, niskim stopniu urbanizacji.

Celowość zastosowania nawodnień w tej części kraju wynika także z wyraźnego wzrostu zainteresowania różnorodnymi formami nawadniania upraw roślin polowych i trwałych użytków zielonych oraz upraw warzywnych i sadowniczych, a także ogrodów i terenów rekreacyjnych. Potrzeba nawodnień rolniczych szczególnie powiatu kutnowskiego wynika również z konieczności zapewnienia stabilności produkcji roślinnej oraz spełnienia coraz wyższych wymagań jakościowych. Dotyczy to zaopatrzenia w produkty rolne i ogrodnicze nie tylko rynku krajowego, ale także eksportu płodów rolnych, warzyw i owoców.

Potrzebę stosowania nawodnień w tej części kraju uzasadniają występujące deficyty klimatycznych bilansów wodnych. Ze szczegółowej analizy tych bilansów w wieloleciu 1949÷2008 wynika, że średnie niedobory wodne w okresie wegetacji w latach zaliczonych do suchych wahają się od 150 do 220 mm, w latach zaliczanych do średnich od 90 do 160 mm. W okresach wegetacyjnych zaliczanych do mokrych pojawiają się również okresy bezopadowe, powodujące występowanie niedoborów wody, które wynoszą od kilkunastu do kilkudziesięciu mm [11].

Jak wykazują dotychczasowe efekty produkcyjne, najbardziej skutecznym sposobem nawadniania jest deszczownie za pomocą nawijanych rurociągów. Nawet w okresie wegetacyjnym, zaliczanym pod względem sumy opadów do mokrego (2007 rok), gdzie nawadnianie miało charakter interwencyjny, uzupełniający braki opadów atmosferycznych, doszło do bezwzględnych przyrostów plonów ziarna rzędu $1,8 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (pszenica jara) i około $1 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (jęczmień jary). Oprócz tych efek-

tów nawadnianie pszenicy jarej polepszyło jej właściwości przemiałowe, w związku z lepszym wykształceniem ziarna oraz zwiększenia jego dorodności. Nawadnianie jęczmienia browarnego oprócz wzrostu plonu, zapewniło pozyskanie ziarna spełniającego wymagania dotyczące przydatności browarnej, powodując obniżenie zawartości białka ogólnego, zwiększając celność ziarna i poprawiając energię kiełkowania.

Reasumując można sformułować następujące wnioski:

1. Potrzeba nawodnień na obszarze centralnej Polski wynika z bardzo niekorzystnych warunków klimatycznych. Wielkość i rozkład opadów w czasie jest niekorzystny dla rolnictwa, gdyż wiosną pojawiają się często okresy suszy. W analizowanym wieloleciu 1949÷2008 średnia roczna suma opadów wynosiła 550 mm, a w okresie wegetacyjnym 356 mm. Na pojawianie się niedoborów opadów w okresie wiosennym mają wpływ niskie sumy opadów w miesiącach zimowych, często nieodbudowujące zimowej retencji gruntowej. W latach 1949÷2008 średnia suma opadów w półroczu zimowym wynosiła 202 mm.
2. Szczegółowa analiza klimatycznych bilansów wodnych w wieloleciu 1949÷2008 wykazała, że największe niedobory opadów pojawiają się na tym obszarze, w okresie wegetacyjnym i wynoszą od 200 mm do 230 mm, a w okresach suchych zwiększają się do wartości od 360 do 390 mm.
3. Na potrzebę i celowość nawadniania upraw w tym rejonie kraju, wskazuje również wysoki poziom intensyfikacji produkcji gospodarstw. W uprawie dominują zboża (69% powierzchni zasiewów), rośliny przemysłowe (11%) pastewne (7%) i okopowe, na glebach klas III i IV, co w połączeniu z dobrą agrotechniką i kulturą rolną oraz wyższym zużyciem nawozów mineralnych, pozwala uzyskiwać wyższe niż średnio w kraju plony.
4. Potwierdzają to dotychczasowe efekty produkcyjne, nawadniania deszczownianego, gdzie nawet w okresie wegetacyjnym mokrym pod względem sumy opadów (2007 rok), przy nawadnianiu zbóż, uzyskano przyrostów plonów ziarna rzędu $1,8 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (pszenica jara) i około $1 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (jęczmień jary). Oprócz tych efektów nawadnianie pszenicy jarej polepszyło jej właściwości przemiałowe, w związku z lepszym wykształceniem ziarna oraz zwiększenia jego dorodności. Natomiast nawadnianie jęczmienia browarnego oprócz wzrostu plonu, zapewniło pozyskanie ziarna spełniającego wymagania dotyczące przydatności browarnej.

5. Przeszkodą w rozwoju nawodnień na tym terenie jest słabe wyposażenie użytków rolnych w urządzenia nawadniające. Na ogólna powierzchnie 473686 ha użytków rolnych w urządzenia nawadniające wyposażonych jest zaledwie 15414 ha, w tym 15261 ha na trwałych użytkach zielonych, a tylko 153 ha na gruntach ornym, co stanowi odpowiednio 3,2% i 0,03% powierzchni użytków rolnych.
6. Dalszy rozwój i planowanie nawodnień rolniczych w tej części kraju jest możliwy tylko i wyłącznie poprzez realizację opracowanego dla tego regionu programu małej retencji, zmierzającego do zwiększenia zasobów wodnych, poprzez budowę zbiorników retencyjnych, czy też zwiększenia zdolności retencyjnych małych zlewni.

Literatura

1. **Drupka S.:** *Deszczownie i deszczowanie*. PWRiL, Warszawa 1972.
2. **Dzięzyk J.:** *Kryteria i zarys rejonizacji rolnictwa nawadnianego w Polsce*. Zesz. Prob. Post. Nauk Roln. Warszawa: 224. 1976.
3. **Dzięzyk J., Nowak L., Panek K.:** *Dekadowe wskaźniki potrzeb opadowych roślin uprawnych w Polsce*. Zesz. Prob. Post. Nauk Roln. Warszawa: 314: 11÷34, 1987.
4. *Rocznik Statystyczny*. Wyd. Głównego Urzędu Statystycznego, Warszawa, 2005, 2008.
5. **Kaca E.:** *Gospodarka wodna w rolnictwie w warunkach niedoboru wody*. Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie 3/2007.
6. **Kędziora A.:** *Podstawy agrometeorologii*. PWRiL – Poznań, wyd. II, poprawione i rozszerzone. 1999.
7. **Kowalczak P.:** *Hierarchia potrzeb obszarowych małej retencji w Polsce*. IMGW, Poznań. 1996.
8. **Nyc K., Pokładek R.:** *Aktualne problemy melioracji użytków zielonych*. Wyd. Woda – Środowisko – Obszary Wiejskie, t.8, z.2b (24), s 97÷103. 2008.
9. **Pokładek K. Nyc R.:** *Celowość i kierunki rozwoju melioracji w Polsce*. Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie 3/2007 r.
10. **Stachowski P., Szafrąński Cz.:** *Dynamika zmian uwilgotnienia wierzchnich warstw gleb wytworzonych z gruntów pogórnich*. Roczn. AR Poznań 317 Rol. 56 s. 367÷375. 2000.
11. *Wojewódzki Program Małej Retencji* – wykonany przez Biuro Projektów Gospodarki Wodnej Rolnictwa „Bipromel” Sp. z o.o. Warszawa 1995.
12. **Żarski J.:** *Potrzeby i efekty nawadniania roślin zbożowych w Polsce*. Mat. Konf. Nauk. nt.: „Potrzeby wodne oraz efekty produkcyjne i przyrodnicze nawadniania roślin” Poznań÷Sielinko, 21-22, 2006.

The Need of Irrigation in Central Poland on the Example of Kutno County

Abstract

The basic criteria of the needs of agriculture irrigation in central Poland are the climate conditions. This area is considered as the most exposed to drought and the north west part – Kutno county – is the area with the biggest needs of water retention in whole Poland.

The central part of Poland has a large need of irrigation because of the important water deficit caused by the small water precipitation and its poor distribution. During the dry, average and wet vegetation periods, taking into consideration the sums of precipitation and due to the variability of precipitation, it is necessary to apply irrigation in this area in order to ensure the quality and quantity of agriculture production. The high level of intensification of farming justify the need and purposefulness of irrigation of crops in this area. The crops are predominantly fodder plants, pulse plants, root plants and are grown on soil of III and IV class. The good agro technique and agriculture policy, and high use of mineral fertilization result in higher than average crop yields in the country. The use of irrigation system is justified by the production effects. During the wet vegetation period, considering the sums of precipitation (2007), the use of cereal irrigation caused the increase of grain crops by $1.8 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ (spring wheat) and by approximately $1.0 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ of spring barley. Apart from the yield effect, the irrigation of spring wheat improved its grinding properties due to the better formation of grain. However the irrigation of brewery barley insured the good quality of grain for brewery application. The obstacle in the development of irrigation is a weak infrastructure of the arable land in irrigation systems. Of the total area of 473 686 ha of arable lands, irrigation system are available only on 15 414 ha, 15 261 ha of them on the green fields and only 150 ha on the arable grounds which is 3.2% and 0.03% respectively.

Further development and planning of irrigation systems in this part of Poland is possible only through realisation of small retention program adapted to this area in order to increase the water retention, by building retention tanks and increasing the retention capacities of the small water catchment areas.



Charakterystyka biologiczna narybku łososi i troci rzek zachodniopomorskich

Małgorzata Pilecka-Rapacz
Uniwersytet Szczeciński

1. Wstęp i cel pracy

Podstawową formą zarybiania polskich obszarów morskich są smolty [1]. Jednakże część smoltów łososi i troci pochodzi z zarybień rzek polskich i ich dopływów, wylęgiem żerującym i narybkiem letnim i jesiennym. Interesującym było sprawdzenie rozmiarów uzyskiwanych przez te ryby w pierwszym i drugim sezonie wzrostu w warunkach naturalnych. Badania przeprowadzono w zlewniach trzech rzek zachodniopomorskich – Regi, Parsęty i Iny, których dopływy zarybiano łososiem i trocią.

2. Materiał i metody

Zlewnię Regi, Parsęty i Iny zarybiano narybkiem letnim łososia* pochodzącym z hodowli: Regi o średniej masie jednostkowej 1 g, Parsęty i Iny narybkiem 0,54÷0,6 g. Po upływie 3÷22 miesięcy od wsiedlenia

* Rzeki zarybiano z funduszy Federacji Zielonych „Gaja” w Szczecinie

narybku, odłowiono wyrosły z nich narybek 0+ i 1+. Ryby odławiano agregatem prądotwórczym JUP-12. Podczas połowów łososi łowiono również narybek troci/pstrąga potokowego, bytujący w przeszukiwanej rzece, pochodzący z zarybień dokonywanych corocznie przez ZO PZW wylęgiem żerującym i narybkiem. Dokonywano identyfikacji gatunkowej ryb, mierzono ich długość (*longitudo caudalis*), z dokładnością do 1 mm, i ważono, z dokładnością do 0,1 g. Od ryb większych niż 10 cm pobierano po 2÷3 łuski do określenia ich wieku. Mniejsze określono jako – 0+. Ryby wypuszczano z powrotem do rzek, za wyjątkiem niewielkiej liczby zabranych do badań szczegółowych. Wiek określano na podstawie odczytów łusek [3, 15]. Kondycję badanych ryb określono obliczając współczynnik Fultona (K_F). Dla średnich długości, masy i K_F obliczono odchylenie standardowe SD. Dane zestawiono w tabeli 1 i 2 wg zlewni i wieku, oddzielne dla łososi i troci.

3. Wyniki

Ogółem odłowiono ryby z odcinków 8 rzek, dopływów Regi, 3 rzek ze zlewni Parsęty i 2 małych dopływów Iny. Uśrednione wyniki zestawiono w tabeli 1 i 2. Ogółem odłowiono 407 łososi i 411 troci w wieku 0+ oraz 158 łososi i 273 trocie w wieku 1+. Łososie w wieku 0+ miały średnią długość od 7,46 do 12,12 cm, średnio z całości 9,63 cm, masę 11 g i współczynnik kondycji 1,1. Ryby z Regi miały średnie długości od 7,46 do 12,12 cm, średnio 9,99 cm, masy od 4,26 do 19,26 g średnio 12,03 g i współczynniki kondycji od 0,94 do 1,26, średnio 1,05. Z Parsęty od 8,66 do 9,5 cm, średnio 9,12 cm, masy od 8,52 do 10 g, średnio 9,36 g i współczynniki kondycji od 1,1 do 1,19, średnio 1,15. Średnia długość łososia z Iny (Wardynki) wynosiła 10,93 cm, masa 15,6 g i współczynnik kondycji 1,18. A więc ryby nie przyrastały dużo w ciągu 1 roku pobytu w rzekach, choć były w dobrej kondycji.

Tabela 1. Charakterystyka biologiczna narybku łososi
Table 1. The biological characteristics of juvenile salmon

Lp.	Zlewnia	Rzeki	Data odłowu	Pobyt w rzece	Liczba ryb	Średnia					
						długość	SD	masa	SD	KF	SD
						0+					
1	Regi	Mołstowa	12.01	5	44	10,65	0,67	15,31	2,87	1,26	0,08
2		Rekowa	12.01	7	61	12,12	1,55	19,26	6,86	1,04	0,09
3		Brzeźnicka Węgorza	06.04	12	46	8,62	1,53	6,83	3,87	0,94	0,16
4		Reska Węgorza	06.04	12	30	7,46	0,77	4,26	1,29	1,00	0,10
5		Ukleja, Sępólna	08.01	3	20	8,57	1,21	6,42	3,66	0,94	0,13
6	Parsęty	Chotła, Radasza	03.03	10	60	8,66	1,30	8,52	4,32	1,19	0,15
7		Czarna	03.03		86	9,28	1,56	9,63	4,35	1,13	0,13
9		Żeleźna	04.04		41	9,5	1,10	10	3,2	1,10	0,10
10	Iny	Wardynka	12.99	6	19	10,93	0,68	15,6	2,75	1,18	0,07

Pobyt w rzece – w miesiącach

Tabela 1. cd.
Table 1. cont.

Lp.	Zlewnia	Rzeki	Data odłowu	Pobył w rzece	Liczba ryb	Średnia					
						długość	SD	masa	SD	K_F	SD
						1+					
1	Regi	Mołstowa	12.01	17	31	12,03	0,36	22,17	1,98	1,27	0,02
2		Rekowa	12.01		0						
3		Brzeźnicka Węgorza	06.04		0						
4		Reska Węgorza	06.04		0						
5		Ukleja, Sępólna	08.01		0						
6	Parsęty	Chotła, Radosza	03.03	22	48	13,09	2,26	27,49	1,71	1,22	0,05
7		Czarna	03.03	22	79	12,69	1,44	23,50	8,43	1,11	0,15
9		Żeleźna	04.04		0						
10	Iny	Wardynka	12.99		0						

Pobył w rzece – w miesiącach

Tabela 2. Charakterystyka biologiczna narybku troci
Table 2. The biological characteristics of juvenile trout

Lp.	Zlewnia	Rzeki	Data odłowu	Liczba ryb	Średnia					
					długość	SD	masa	SD	<i>KF</i>	SD
					0+					
1	Regi	Mołstowa	12.01	44	11,60	1,33	17,13	6,94	1,05	0,2
2		Rekowa	12.01	50	8,44	0,55	7,42	1,41	1,22	0,1
3		Łoźnica	12.01	51	8,13	0,60	6,57	1,28	1,21	0,1
4		Ukleja, Sępólna	08.01	44	9,05	1,57	8,47	5,63	1,01	0,1
5		Leśny Potok	01.99	96	11,14	2,65	15,68	11,17	0,97	0,1
6	Parsęty	Czarna	03.03	61	12,14	1,93	20,35	7,91	1,10	0,1
7	Iny	Wardynka	12.99	65	11,43	2,98	17,9	15,95	0,99	0,1
8		Rzeczyca	10.99							

Tabela 2. cd.
Table 2. cont.

Lp.	Zlewnia	Rzeki	Data odłowu	Liczba ryb	Średnia					
					długość	SD	masa	SD	K_F	SD
					1+					
1	Regi	Mołstowa	12.01	16	13,20	1,25	27,75	5,40	1,20	0,00
2		Rekowa	12.01	74	11,76	1,65	19,52	8,36	1,14	0,07
3		Łoźnica	12.01	77	11,93	1,56	19,85	8,99	1,11	0,08
4		Ukleja, Sępólna	08.01							
5		Leśny Potok	01.99	22	16,95	0,77	50,93	7,31	1,04	0,06
6	Parsęty	Czarna	03.03							
7	Iny	Wardynka	12.99	27	16,99	0,86	48,58	8,00	0,98	0,05
8		Rzeczyca	10.99	57	15,76	3,44	46,05	23,00	1,05	0,13

Ryby o rok starsze, pochodzące z ubiegłorocznych zarybień Mołstowej, Czarnej i Chotli, odłowione zimą, mierzyły średnio od 13,03 do 13,09 cm, średnio 12,7 cm, miały masę od 22,17 do 27,49 g, średnio 24,56 g, i współczynnik kondycji od 1,11 do 1,27, średnio 1,18. Należy przypuszczać, że największe spłynęły w ub. roku jako smolt jednoroczny, a te co pozostały, to ryby mniejsze, pozostałości narybku na 2 rok, który dotychczas nie urósł na tyle, aby spłynąć do morza. Na tle wzrostu łososi, odłowiony narybku 0+ troci w tych samych rzekach pokazuje, że jest ich więcej niż łososi i mają większe rozmiary, choć rozwijały się z wylęgu żerującego. W wieku 0+ mierzyły średnio od 8,13 do 12,14 cm, średnio z całości 10,46 cm, ważyły 14 g i miały wsp. kondycji K_F 1,06. Troć 0+ odłowiona w zlewni Regi miała średnio 9,87 cm, 11,71 g i K_F 1,08. Ryby 1+, poławiane jesienią i zimą mierzyły (z całości) 14,34 cm ważyły 34,44 g i miały wsp. kondycji K_F 1,09, były więc znacznie większe niż łososi bytujące w tych samych rzekach w podobnym wieku. Troć 1+ z Regi 12,99 cm średnio, 26,86 g i wsp. kond. K_F 1,13, a z Iny 16,15 cm, 46,86 g i wsp. kondycji K_F 1,03. Tu także należy przypuszczać, że ryby największe spłynęły wcześniej do morza jako smolty roczne, a pozostały niedorosłki.

Na podstawie monitoringowych połowów narybku łososi i troci w zlewniach wybranych rzek zachodniopomorskich, znaleziono średnie rozmiary łososi w wieku 0+ i 1+ introdukowanych do tych rzek jako narybek letni o masie $0,6 \div 1$ g. Pokazano także, że narybek troci rośnie szybciej w naszych ciekach w podobnym wieku niż narybek łososi.

4. Dyskusja

Rozmianami uzyskiwanymi przez narybek w 1 i 2 roku życia w rzece zajmowano się przy okazji badań związanych głównie z przeżyciem. Jeśli chodzi o łososi z północy to Šustov [16] podaje, że w rzekach na Półwyspie Kola łososi w końcu lipca osiągają niewiele ponad $4 \div 5,5$ cm długości. W tym rejonie ryby w lipcu w wieku 0+ mają długość $3,5 \div 4,1$ cm, masę $0,46 \div 0,72$ g; 1+ $5,83 \div 7,44$ cm długości, masę $2,14 \div 4,64$ g; 2+ $8,0 \div 9,6$ cm, masę $5,38 \div 10,92$ g; 3+ $9,0 \div 10,1$ cm i masę $8,1 \div 11,3$ g [9]. W Peczorze, położonej bardziej na wschód, łososi 2+ osiągają średnią długość 11,7 cm ($8,0 \div 13,8$ cm) i masę 17,6 g ($5 \div 34$ g), 3+ średnią długość 13,3 cm i masę 30,4 g; 4+ średnio 15,9 cm i 40,8 g i 5+ średnio 20,1 cm długości i 97,6 g masy [10]. Według Martynova [12] łosoś w dopływach Peczory pod koniec sierpnia w wieku 0+ miał

długość 4,1 cm i masę 0,6 g, 1+ 6,8 cm i 3 g, 2+–10,78 cm i 12,5 g, 3+ – 13,4 cm i 25,5 g, 4+ 14,7 cm i 31,8 g.

W dopływach wschodniego Bałtyku w rzece Narowie, łosose po przezimowaniu miały długość nieco ponad 10 cm a masę 11,9÷12,8 g [9]. Natomiast ryby 0+ z hodowli w okolicach Leningradu miały długość 6,55÷7,06 cm i masę 3,41÷4,22 g [8].

Łotewski łosoś należy do wschodnio-bałtyckiego stada, charakteryzującego się 1÷2-letnim okresem rzeczno-życia [11]. Według Mitansa [13] jesienią w Daugawie ryby w wieku 0+ mają 8,8 cm długości i 8,9 g masy, 1+ – 12,5 cm i 26,4 g. W Sałacy 0+ mają 7,6 cm długości i 5,9 g masy a 1+ – 12,1 cm i 23,4 g. Średnio w rzekach Łotwy [11] jesienią ryby 0+ mają nieco ponad 8 cm. Natomiast w rzekach Pomorza Zachodniego narybek jesienny 0+ restytuowanego łososa jest większy niż w rodzimej rzece, ma średnią długość 10÷11,9 cm i masę 13,8÷24,7 g [5, 6].

Na tym tle wymiary odławianego w badaniach własnych narybku łososi ze zlewni rzek zachodniopomorskich wyniosły od 6,2 do 15,9 cm. Narybek 0+ ze zlewni Iny miał średnią długość 10,93 cm, ze zlewni Regi 9,99 cm, Parsęty 9,12 cm. Masa uzyskanego narybku wahała się od 2,4 do 39,1 g i wyniosła średnio dla Iny 15,6 g, dla Regi 12,03g, Parsęty 9,36 g. Współczynnik kondycji K_F wahał się od 0,8 do 1,45 i średnio dla ryb ze zlewni Regi wynosił 1,05, dla Parsęty 1,15 i Iny 1,19. U ryb starszych, 1+ w Mołstowej średnia długość wynosiła 12,03 cm, masa 22,17 g a K_F 1,27. Dla Parsęty średnia długość ryb w wieku 1+ wynosiła 12,87 cm, masa 25,15 g i współczynnik kondycji 1,15. A więc uzyskane wyniki są podobne do w/w danych w rzekach Łotwy i Polski.

W przypadku troci wylęg podchowany i narybek wczesny, wsiedlone do naturalnych cieków, po 6÷12 miesiącach miały długość 8,8÷12,9 cm lub 10÷22,4 cm; 9,8÷13,4cm lub 15÷23,9cm i masę średnią jednej sztuki 8÷23,9g [7,17,18]. Wyniki pochodzą z 12 eksperymentów przeprowadzonych w ciekach w drugiej połowie lat 80. Wynika z nich, że ryby w podobnym wieku mogą uzyskać różne rozmiary. Wzrost w drugim roku nie jest już tak intensywny. Ryby 9-, 10-miesięczne odłowione na początku zimy, miały długość 6,5÷17,5 cm, masę 3,7÷68 g i współczynnik kondycji K_F 0,97÷1,28 [3]. Roczna troć wiślana, ale wyrosła w stawach, w warunkach obfitości pokarmu, miała długość 12,1÷15,4 cm i wsp. kondycji 0,96÷1,05, dwuletnia 20,6÷22,2 cm i wsp. kondycji 0,84÷0,95, trzyletnia 26,7÷36,6 cm [2].

Zaprezentowane wyniki, rozmiary ryb zebranych do badań, dobrze mieszczą się w uzyskanych wcześniej zakresach długości i masy. Średnia długość narybku 0+ ze zlewni Regi wynosiła 9,87 cm, masa 11,71 g i K_F 1,08, z Czarnej, dopływu Parsęty odpowiednio 12,14 cm, 20,35 g i K_F 1,1 i z Wardynki, dopływu Iny, 11,43 cm, masa 17,9 g i współczynnik K_F 0,99. U ryb w wieku 1+ ze zlewni Regi średnia długość wynosiła 12,99 cm, masa 26,86 g i K_F 1,13 a z dopływów Iny odpowiednio 16,15 cm, 46,86 g i K_F 1,03.

Ryby te rosły w dobrych warunkach, gdyż na podstawie zebranych wcześniej części wyników, oceniono, że przeżycie narybku łososia 0+ w niektórych badanych ciekach wynosiło od 14 do 24% [4].

5. Wnioski

Narybek łososia w badanych ciekach rósł zgodnie z narybkiem troci, jednakże wolniej w każdej grupie wiekowej.

Literatura

1. **Bartel R.:** *Anadromus fishes in Poland*. Bull. Sea Fish. Inst. 1 (128), 3÷15, 1993.
2. **Dębowski P.:** *Smoltification and maturity of sea trout (Salmo trutta m. trutta) in a hatchery*. Arch.Ryb. Pol. 10, suppl. 1, 5÷74, 2002.
3. **Domagała J.:** *Oogeneza troci (Salmo trutta L.) z rzek Pomorza Zachodniego na tle ich wzrostu, ze szczególnym uwzględnieniem zależności smolt – ryba dorosła*. Zesz. Nauk. AR Szczecin, ser. Rozpr. 108, 1986.
4. **Domagała J.:** *Przeżycie narybku letniego łososia wsiedlonego do rzek zachodniopomorskich. Wyniki wstępne*. Maszynopis w Katedrze Zoologii Ogólnej Uniwersytetu Szczecińskiego. Szczecin, 1÷8, 2004.
5. **Domagała J., Bartel R.:** *Survival of salmon (Salmo salar L.) fry stocked into small brooks*. ICES Statutory Meeting., C.M. 1995/M:36, 25, 1995.
6. **Domagała J., Bartel R.:** *Przeżycie i wzrost podchowanego i żerującego wylęgu łososia (Salmo salar L.) wypuszczonego do małych cieków*. Kom. Ryb.1, 15÷16, 1997.
7. **Domagała J., Trzebiatowski R.:** *Porównanie przeżycia wylęgu pływającego i podchowanego troci (Salmo trutta L.) wsiedlonego do 6 potoków*. Optymalizacja gospodarki wodnej i chowu ryb w warunkach pogarszającego się stanu środowiska przyrodniczego, Mat. Konf. RR-II-20. AR, 25 – 26 września 1990, Szczecin, 19÷21, 1990.

8. **Ilenkova S.A., Kazakov R.V.:** *Morphological characteristics of hatchery fry of anadromous salmonid fishes of Salmo genus. Part I. Estimation of phenotypic variability of Atlantic salmon fingerlings Salmo salar L.* Sbornik Naučnyh Trudov, 174, 15÷23, 1981.
9. **Kazakov R.V., Ilenkova S.A., Kozlov V.V.:** *Morfological characteristics of hatchery fry of migrating Salmonidae of Salmo genus Part II. Estimation of phenotypical variability of the Atlantic salmon (Salmo salar L.) and sea trout (Salmo trutta L.) yearlings after wintering under different temperature conditions.* Biologia i bioteknika razvedenia promyslovyh ryb. Sbornik Naučnyh Trudov, 190, 23÷39, 1982.
10. **Kulida S.V.:** *Biologičeskaja harakteristika molodi semgi basena verhnej Pečory. W Problemy biologii i ekologii Atlantičeskogo lososia.* Leningrad Nauka, 153÷162, 1985.
11. **Lišev M.N.:** *Ob odnositel'noj čislennosti stad baltiskogo lososia.* Trudy Latw. Otd. VNIRO 1, 56÷62, 1953.
12. **Martynov V.G.:** *Cemga ural'skich pritokow Pečory.* Ekologia, morfologia, vosproizvodstvo. Leningrad „Nauka” pp. 127, 1983.
13. **Mitans A.R.:** *Ekologičeskije osnovy effektivnosti jestestviennogo i isku-stviennogo vosproizvodstva baltijskogo lososia Salmo salar.* L.03.00.10 Ichtiologia. Avtoreferat dissertacii na soiskane stepeni kandidata biologičeskich nauk. Leningrad pp.24, 1973.
14. **Mitans A.R.:** *Effektivnost estestvennogo i iskustvennogo vosproizvodstva baltijskogo lososia kak rezultat osobiennošej ego presnovodnovo perioda žyžni.* W Rybochozjajstvennyje issledovania w baseine Baltijskogo moria. t.2, Riga Zwaigzne, 110÷152, 1975
15. **Sych R.:** *Interpretacija lusek troci (Salmo trutta L.) z rzeki Wisły.* Acta Hydrobiol. 5, 9, 231÷280, 1967.
16. **Šustov J.A.:** *Ekologia molodi atlantičeskogo lososia.* Petrozavodsk, Karelia, 1983.
17. **Trzebiatowski R., Domagała J.:** *Efficiency of stocking small streams with the sea-trout (Salmo trutta L.) hatch of different age.* ICES, C.M.1990/M:13, 1990.
18. **Trzebiatowski R., Domagała J.:** *Możliwości zwiększenia efektywności zarybiania cieków wylęgiem troci (Salmo trutta L.). II. Przeżycie wsiedlanego do cieków wylęgu podchowanego i pływającego.* Zesz. Nauk. AR Wrocław.218, Zootechnika 37, 41÷44, 1992.

Biological Characteristics of Juvenile Atlantic Salmon and Trout from West Pomeranian Rivers

Abstract

The basic form of restocking Polish marine areas are smolts. However, some salmon smolts and trout smolts come from stocking of Polish rivers and their inflows by summer and autumn fry. It was interesting to check the sizes obtained by those fish in the first and second season of growth under natural conditions. The study was carried out in three rivers' basins of the West Pomerania – Rega (fish from 8 tributaries), Parsęta (from 3 tributaries) and Ina (from 2 tributaries), which were stocked by salmon and trout. We caught totally 407 salmon and 411 trout aged 0+ and 158 salmon and 273 sea trout aged 1+. Salmon aged 0+ had an average length from 7.46 to 12.12 cm, average weight 11 g and had condition factor K_F 1.1. There were more trout in the same rivers and they were larger than salmon, although they developed from the hatching fry. At the age of 0+ trout measured (average) from 8.13 to 12.14 cm, weighed 14 g and had condition factor K_F 1.06. Studies have shown that trout fry grow faster in our stream than salmon fry in similar age.



Ocena wpływu procesu kompostowania na zmiany liczebności populacji grzybów drożdżoidalnych i pleśniowych w osadach ściekowych

*Krzysztof Skowron, Halina Olszewska, Anna Pawłowska
Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy, Bydgoszcz*

1. Wstęp

Osady ściekowe są nieodłącznym produktem ubocznym procesów zachodzących w trakcie mechanicznego, chemicznego i biologicznego oczyszczania ścieków. Zgodnie z obowiązującym prawem zaliczane są do jednej z kategorii odpadów [1, 3]. Skład osadów ściekowych zależy od rodzaju oczyszczanych ścieków oraz stosowanych procesów ich oczyszczania [3].

Osady ściekowe charakteryzują się korzystnym składem chemicznym, stąd mogą odgrywać znaczną rolę w procesach glebotwórczych. W związku z powyższym celowe jest ich wykorzystanie w rolnictwie jako nawozu organicznego dostarczającego, podobnie jak pomiot kurzy, obornik, czy gnojowica, cennych i niezbędnych związków zarówno dla roślin, jak i drobnoustrojów zymogennych [14]. Czynnikiem limitującym rolnicze wykorzystanie osadów ściekowych jest zawartość metali ciężkich, szkodliwych związków organicznych, chorobotwórczych

drobnoustrojów oraz konsystencja [21]. Osady zawierające dopuszczalne ilości niepożądanych związków chemicznych mogą zostać poddane obróbce biologicznej, w wyniku której zostaną przekształcone w nawóz spełniający wymagania agrotechniczne [21]. Jednym z najstarszych, a zarazem najbardziej powszechnych, sposobów zagospodarowania osadów ściekowych jest ich kompostowanie z dodatkiem materiału roślinnego, np. słomy [11, 12, 23].

Podstawową zaletą kompostowania jest fakt, że oprócz stabilizacji osadów ściekowych pozwala ono także na ich higienizację. Aspekt higienizacyjny kompostowania jest niezwykle istotny, gdyż osady surowe i składowane, pochodzące z komunalnych oczyszczalni ścieków, bardzo często cechują się wysokim poziomem zanieczyszczenia mikrobiologicznego, który uniemożliwia ich bezpośrednio zagospodarowanie rolnicze lub rekultywacyjne [5]. W osadach ściekowych obecne są różnorodne grupy bakterii, wirusów, grzybów oraz pasożytów. Wiele z tych drobnoustrojów to organizmy obligatoryjnie lub oportunistycznie patogene. Inaktywacja patogennych drobnoustrojów związana jest z oddziaływaniem wysokiej temperatury w fazie termofilnej kompostowania. Produkcja dużych ilości ciepła związana jest z aktywnością metaboliczną mikroflory przeprowadzającej ten proces [17÷19].

Oprócz mikroorganizmów autochtonicznych w osadach obecna jest także bogata mikroflora allochtoniczna reprezentowana przez drobnoustroje obecne w glebie, wodzie, powietrzu i na roślinach oraz bytujące w przewodzie pokarmowym zwierząt i człowieka [22, 23].

Chociaż istnieje cały szereg badań dotyczących skuteczności kompostowania, jako metody kondycjonowania osadów ściekowych, to jednak dane odnośnie wpływu tego procesu na mikoflorę osadów ściekowych są stosunkowo nieliczne. W osadach ściekowych mogą znajdować się grzyby z rodzaju *Candida*, *Trichosporon*, *Trichophyton*, *Epidermophyton*, *Aspergillus* oraz *Cryptococcus neoformans*, *Phialophora richardsii*, *Geotrichum candidum* i wiele innych [22]. W środowisku tym mogą bytować grzyby wywołujące infekcje u zwierząt i ludzi oraz ostre reakcje alergiczne. Szczególnie istotna jest obecność w osadach ściekowych grzybów wytwarzających mikotoksyny, takich jak *Aspergillus flavus* i *Aspergillus parasiticus*, produkujących aflatoksynę [22]. Można przyjąć założenie, że tlenowy rozkład związków organicznych, zachodzący w trakcie kompostowania osadów ściekowych, ogranicza przeży-

walność wyspecjalizowanych dermatofitów antropofilnych, może się jednak okazać, że jest niewystarczający dla zahamowania rozwoju dermatofitów zoo- i geofilnych [25]. Obecność tego typu grzybów patogennych w osadach ściekowych jest wysoce prawdopodobna z racji zawartości znacznych ilości substancji keratynowych w ściekach [25]. W związku z powyższym uzasadnione wydaje się prześledzenie zmian ilościowych mikoflory osadów ściekowych w trakcie kompostowania.

Celem badań było prześledzenie zmian ilościowych populacji grzybów pleśniowych i drożdżoidalnych w osadach ściekowych pochodzących z komunalnej oczyszczalni ścieków poddanych procesowi kompostowania w przyzmach.

2. Materiał i metody

Materiał do badań stanowiły przefermentowane i odwodnione przy pomocy polielektrolitu osady ściekowe pochodzące z Centralnej Oczyszczalni Ścieków w Toruniu.

Przed rozpoczęciem procesu kompostowania osady były mieszane ze słomą i trocinami w proporcjach 1,0 : 0,7 : 0,3. Tak przygotowany materiał usypano w przyzme doświadczalną na hali. W ciągu 12 tygodni kompostowania materiał przetrucano trzykrotnie w celu napowietrzenia i wyrównania rozkładu materii organicznej [15]. Pierwsze przetrucanie przyzmy realizowano dopiero w momencie odnotowania wyraźnego spadku temperatury i lekkiego zapadnięcia się przyzmy świadczącego o ubytku materii organicznej [15]. Okres ten pozwolił na zrealizowanie danego cyklu badań bez zmian układu warstw przyzmy. Następne 2 przetrucenia miały miejsce odpowiednio w 9 i 11 tygodniu kompostowania.

Eksperyment przeprowadzono w 3 cyklach badawczych – cykl I (jesiennie-zimowy), cykl II (zimowy) i cykl III (wiosenny). Próbki do badań pobierano w każdym cyklu z dolnej, środkowej i górnej części przyzmy po 7, 16, 20 i 45 dniach licząc od momentu jej usypania. Każdorazowo mierzono także temperaturę, wilgotność i odczyn w poszczególnych częściach przyzmy oraz temperaturę na hali. Pierwszy termin odczytu wybrano ze względu na fakt, że w ciągu tygodnia kompostowany materiał powinien przejść przez fazę termofilną procesu, co skutkowałoby znaczącą eliminacją grzybów. Kolejne dwa terminy zostały zaplanowane tak, aby uchwycić eliminację mikoflory w przypadku wydłużenia się

czasu potrzebnego na osiągnięcie fazy termofilnej. Takie interwały poboru próbek znajdują uzasadnienie w doniesieniach Wieczorka [26]. Ostatni termin próbkowania poprzedzał bezpośrednio przerzucanie przyzmy.

Próbki osadów poddano badaniom mikologicznym mającym za zadanie określenie liczby grzybów drożdżoidalnych i pleśniowych w poszczególnych terminach oznaczeń. W tym celu dla każdej pobranej próbki przygotowywano rząd dziesiętnych rozcieńczeń w roztworze soli fizjologicznej do wartości 10^{-6} . Następnie przesiewano kolejne rozcieńczenia na płytki z agarem Sabourauda z 4% glukozą oraz Sabourauda z chloramfenikolem. Po posiewie podłoża inkubowano przy temperaturze 25°C . Po 3 dniach inkubacji liczono grzyby drożdżoidalne, a po 7 pleśniowe. Do liczenia drobnoustrojów wybierano po 2 płytki odpowiadające każdemu z 2 kolejnych rozcieńczeń, na których liczba kolonii nie przekraczała 300. Liczby grzybów była określana według wzoru (1):

$$L = \frac{\sum c}{n \cdot d} \quad (1)$$

gdzie:

Σc – liczba kolonii grzybów na wszystkich uwzględnionych płytkach,

n – liczba płytek, na których liczono kolonie,

d – wskaźnik rozcieńczenia niższego niż to, od którego zaczynano liczenie.

Uzyskane wyniki poddano analizie statystycznej w programie SAS 9.2 PL. Sprawdzone normalność rozkładu oraz wykonano wieloczynnikową analizę wariancji w oparciu o procedurę GLM. Zbadano występowanie różnic istotnych statystycznie pomiędzy wartościami temperatury, odczynu i wilgotności oraz liczbą grzybów drożdżoidalnych i pleśniowych dla poszczególnych cykli badawczych i lokalizacji poboru próbek w oparciu o test Tukeya. Sprawdzone także korelacje pomiędzy temperaturą, pH i wilgotnością przyzmy, a zmianami liczby grzybów.

3. Wyniki i dyskusja

3.1. Temperatura, odczyn i wilgotność kompostowanego materiału

W trakcie realizacji procesu kompostowania prowadzono pomiary temperatury powietrza w hali kompostowni. Uzyskane rezultaty przedstawia tabela 1.

Tabela 1. Układ temperatur w hali w kolejnych terminach poboru próbek
Table 1. The temperature in the hall in the subsequent sampling terms

Parametr	Cykl	Oznaczenie po dniu			
		7	16	20	45
Temperatura [°C]	I	11,0	7,7	8,0	2,4
	II	0,0	1,0	1,9	3,0
	III	8,1	9,5	11,4	14,1

Hala kompostowni nie była szczelnie zamknięta, ani izolowana termicznie, w związku z tym temperatury w jej wnętrzu były zbliżone do temperatury panującej na zewnątrz.

Rezultaty pomiarów temperatury, odczynu i wilgotności badanego materiału zestawiono w tabelach 2÷4.

W pierwszym cyklu badawczym najwyższe temperatury we wszystkich częściach pryzmy odnotowano w 7 dniu kompostowania, a w kolejnych terminach poboru próbek stwierdzono jej stopniowy spadek, aż do 45 dnia (tab. 2). Z kolei w cyklu drugim najwyższe wartości temperatur w całym przekroju zanotowano w 45 dniu realizacji procesu, natomiast najniższe w 7 dniu kompostowania (tab. 2). Temperatury stwierdzone w trzecim cyklu badawczym były w każdym terminie oznaczeń wyższe niż w 2 pozostałych cyklach, przy czym w ramach tego etapu najwyższe wartości notowano w 20 dniu, a najniższe w 7 dniu kompostowania (tab. 2). W pierwszym i drugim cyklu badawczym najwyższe temperatury w poszczególnych terminach oznaczeń stwierdzono w górnej części pryzmy, a najniższe w dolnej (tab. 2). Zaobserwowane różnice były istotne lub wysoko istotne statystycznie (tab. 2). W trzecim cyklu część dolna pryzmy była najzimniejsza, ale najwyższe temperatury stwierdzono w części środkowej (tab. 2). Różnice istotne statystycznie wykazano w tym etapie tylko między częścią dolną i środkową w 20 dniu kompostowania (tab. 2).

Tabela 2. Układ temperatur w pryzmie w zależności od cyklu badawczego i miejsca poboru próbek
Table 2. The temperature in the pile depending on the cycle of research and sampling point

Parametr	Cykl	Miejsce poboru próbek	Oznaczenie po dniu			
			7	16	20	45
Temperatura [°C]	I	Dół	30,6 ^{a,a}	26,3 ^a	24,6 ^a	22,5 ^{a,a}
		Środek	42,9 ^{A,B,b}	41,3 ^{A,B,b}	36,4 ^{A,B,b}	30,1 ^{a,B,b}
		Góra	49,4 ^{A,b,C}	44,0 ^{A,C,c}	41,7 ^{A,b,C,c}	39,5 ^{A,b,c}
	II	Dół	24,5 ^{a,B,C,D}	27,9 ^{B,C,D,d}	27,5 ^{b,C,D,d}	33,7 ^{A,c,D}
		Środek	33,1 ^{B,C,D,e}	35,1 ^{A,b,C,d,E,e}	34,9 ^{A,c,d,E,e}	45,0 ^{A,B,c,D}
		Góra	38,6 ^{a,C,D,e}	41,9 ^{A,D,e,f}	40,6 ^{A,D,e,F}	47,7 ^{A,B,c,D}
	III	Dół	35,3 ^{a,b,C,D}	47,8 ^{A,b,D,E,f}	50,3 ^{A,B,c,D,E,F,g}	46,5 ^{A,B,c,D}
		Środek	39,3 ^{a,C,D,e}	50,2 ^{A,b,c,D,E,f}	55,4 ^{A,B,C,D,E,F,g}	48,7 ^{A,B,c,D}
		Góra	36,5 ^{a,b,C,D}	47,9 ^{A,b,D,E,f}	52,1 ^{A,B,C,D,E,F}	48,5 ^{A,B,c,D}

A-A, B-B, ... – różnice wysoko istotne statystycznie ($p \leq 0,01$),
a-a, b-b, ... – różnice istotne statystycznie ($p \leq 0,05$).

Układ temperatur badanego materiału w poszczególnych cyklach badawczych wykazywał zbieżność z temperaturami wewnątrz hali. Najwyższe temperatury w przyźmie notowano w III cyklu (z wyjątkiem dnia 7), podczas którego w hali panowały najwyższe temperatury, a najniższe odnotowano w II cyklu badań (z wyjątkiem dnia 45), kiedy temperatura otoczenia była najniższa (tab. 1 i 2). Oba zaobserwowane odstępstwa również można częściowo wyjaśnić w oparciu o temperaturę zewnętrzną, która w 7 dniu III cyklu była niższa niż w cyklu I, a w 45 dniu cyklu II była wyższa niż w cyklu I (tab. 1).

Uzyskane we wszystkich cyklach badań własnych temperatury były zbyt niskie dla zapewnienia pełnej higienizacji badanego materiału. W celu eliminacji grzybów obecnych w osadach ściekowych powinna ona utrzymywać się na poziomie ponad 60°C przez przynajmniej 2 tygodnie, przy czym krótkotrwałe skoki temperatury powyżej tej wartości nie dają pożądanego efektu [7]. Podobne wyniki odnośnie przebiegu temperatur w procesie kompostowania w swojej pracy uzyskała Bauza-Kaszewska [1]. Autorka ta wykazała, że w cyklu jesiennym i zimowym temperatura w górnej i środkowej części przyźmy szybko wzrastała powyżej 30°C i analogicznie, jak w badaniach własnych (tab. 2) osiągała wartość maksymalną ($50,1^{\circ}\text{C}$) w warstwie górnej w 7 dniu kompostowania w cyklu jesiennym. W cyklu zimowym natomiast najwyższa temperatura ($50,8^{\circ}\text{C}$) w górnej części przyźmy została odnotowana w 20 dniu kompostowania [1], czyli 4 dni później niż we własnym eksperymencie (tab. 2). W doświadczeniu Bauzy-Kaszewskiej [1], zarówno w etapie jesiennym, jak i zimowym, temperatury w warstwie dolnej były, podobnie jak w badaniach własnych (tab. 2), niższe niż w innych częściach przyźmy i we wszystkich terminach oznaczeń oscylowały w okolicach 30°C . Z kolei wyniki pomiarów temperatury uzyskane przez Bauzę-Kaszewską [1] we wszystkich warstwach przyźmy w cyklu wiosennym oscylowały w granicach $15,3\div 37,2^{\circ}\text{C}$ i były wyraźnie niższe niż uzyskane w badaniach własnych (tab. 2). W cyklu tym nie stwierdziła ona także wyraźnych różnic temperatury pomiędzy poszczególnymi częściami przyźmy [1]. Zbliżone, jak w doświadczeniu własnym, wartości temperatur w procesie kompostowania osadów ściekowych uzyskali w swojej pracy Bauza-Kaszewska i in. [2], którzy odnotowali maksymalną temperaturę przyźmy równą $42,3^{\circ}\text{C}$. W badaniach własnych wyższe temperatury stwierdzono tylko w cyklu wiosennym. Z kolei Paluszak i in. [17] zaobserwowali, że analo-

gicznie jak w doświadczeniu własnym (tab. 2), najwyższe temperatury panują w części górnej pryzmy, a najniższe w dolnej, przy czym maksymalne wartości w każdej z warstw odnotowali w 7 dniu kompostowania, czyli tak samo jak w cyklu jesiennie-zimowym w eksperymencie własnym.

Wartość pH osadów ściekowych zmieszanych ze słomą i trocinami była, w każdym terminie i wariancie, lekko zasadowa. We wszystkich cyklach badawczych najniższy odczyn badanego materiału, w zależności od części pryzmy i cyklu, stwierdzono w 7 dniu kompostowania (tab. 3). Następnie wartość pH stopniowo rosła, aż do 20 dnia, a następnie zaczęła spadać aż do 45 dnia (tab. 3). Najwyższe pH, we wszystkich częściach pryzmy w każdym terminie oznaczeń, z wyjątkiem 16 dnia, stwierdzono w cyklu drugim. W 16 dniu kompostowania bardziej zasadowy odczyn odnotowano w cyklu pierwszym (tab. 3). Natomiast najniższe wartości pH we wszystkich częściach pryzmy i terminach stwierdzono w cyklu trzecim (tab. 3). Istotne i wysoko istotne statystycznie różnice zaobserwowano w niektórych przypadkach pomiędzy cyklami badawczymi, natomiast nie stwierdzono ich między poszczególnymi częściami pryzmy. Wyjątek stanowiła część dolna i środkowa w 7 dniu pierwszego cyklu oraz środkowa i górna w 45 dniu trzeciego cyklu (tab. 3).

Uzyskany w badaniu własnym odczyn kompostowanych osadów ściekowych (tab. 3) był nieco wyższy niż w pracach innych autorów. Według Kasprzaka [13] odczyn kompostowanego osadu nie powinien jednak przekraczać 7,5. Wyższe pH masy kompostowej znacznie pogarsza warunki rozwoju mikroflory niezbędnej dla prawidłowego przebiegu procesu oraz powoduje zwiększone straty azotu [13]. Podwyższony odczyn zaobserwowany w badaniach własnych w połączeniu, z omówioną w dalszej części artykułu, nadmierną wilgotnością hamuje rozwój bakterii aerobowych i uniemożliwia osiągnięcie temperatury potrzebnej do efektywnej eliminacji grzybów. Zbliżone do badań własnych wyniki uzyskała w cyklu jesiennym badań Bauza-Kaszewska [1]. Według jej doniesień odczyn kształtował się na poziomie $8,27 \div 8,76$ i analogicznie jak w doświadczeniu własnym (tab. 3), wykazywał tendencję wzrostową w kolejnych terminach oznaczeń aż do 15 dnia [1]. W cyklu zimowym i wiosennym badań tej autorki [1] pH było mniej zasadowe niż w eksperymencie własnym (tab. 3). Najniższy odczyn Bauza-Kaszewska [1] zaobserwowała w osadach kompostowanych w okresie zimowym, czyli odmiennie jak w badaniach własnych (tab. 3). W doświadczeniu

Gantzera i in. [8] pH kompostowanego materiału wzrosło z 7,8 do 8,2 w ciągu miesiąca, natomiast według doniesień Hassouneha i in. [10] odczyn wzrasta przez pierwsze 2 tygodnie kompostowania, a następnie maleje przez około 30 dni, do poziomu zbliżonego do wyjściowego lub niższego, w zależności od metody napowietrzania. Powyższe obserwacje znajdują odzwierciedlenie w badaniach własnych, przy czym tendencja wzrostowa utrzymywała się do 20 dnia (tab. 3).

W pierwszym cyklu badawczym wilgotność pryzmy w 7 dniu kompostowania wynosiła 76,1% i była równa we wszystkich 3 częściach (tab. 4). W kolejnym terminie oznaczeń nieznacznie wzrosła, ale także była identyczna we wszystkich miejscach poboru próbek (tab. 4). Największą wilgotność kompostowanego materiału w tym cyklu odnotowano w 20 dniu badań (tab. 4). W 45 dniu kompostowania zaobserwowano spadek wilgotności oraz zróżnicowanie jej poziomu w zależności od części pryzmy. Stwierdzone różnice nie były jednak istotne statystycznie (tab. 4). W cyklu drugim wilgotność wzrosła pomiędzy 7 a 16 dniem, przy czym w obu terminach jej wartości nie różniły się w zależności od części pryzmy (tab. 4). W 20 dniu kompostowania wilgotność spadła do 74,0% procent we wszystkich miejscach poboru próbek, a w 45 osiągnęła wartość 63,9÷71,0% (tab. 4). Zaobserwowane w ostatnim terminie różnice pomiędzy wilgotnością w części górnej i środkowej oraz górnej i dolnej były wysoko istotne statystycznie (tab. 4).

W trzecim cyklu badawczym wilgotność w 7 dniu kompostowania wahała się od 74,7% do 76,2%, a w 16 dniu od 75,2% do 76,4% odpowiednio w części górnej i środkowej, przy czym różnice między górą a środkiem pryzmy były istotne statystycznie (tab. 4). W 20 dniu tego cyklu wilgotność kształtowała się na poziomie od 75,9% w warstwie dolnej do 76,9% w środkowej, a różnica między częścią dolną i środkową były istotne statystycznie (tab. 4). W ostatnim terminie oznaczeń wilgotność pryzmy wahała się od 73,2% do 75,0%, przy czym różnice między częścią dolną i środkową oraz środkową i górną były istotne statystycznie (tab. 4).

Tabela 3. Wartości odczynu w pryzmie w zależności od cyklu badawczego i miejsca poboru próbek
Table 3. pH values in the pile depending on the cycle of research and sampling point

Parametr	Cykl	Miejsce poboru próbek	Oznaczenie po dniu			
			7	16	20	45
Odczyn	I	Dół	7,7 ^a	8,5 ^A	8,6 ^{A,a}	8,4 ^A
		Środek	8,1 ^{a,b}	8,4 ^{B,b}	8,4 ^{B,b}	8,1 ^B
		Góra	8,0	8,5 ^C	8,6 ^{C,c}	8,2 ^c
	II	Dół	8,0	8,0 ^{A,b,C}	8,5 ^{D,d}	8,2 ^d
		Środek	8,0	8,0 ^{A,b,C}	8,5 ^{E,e}	8,3 ^e
		Góra	7,9	8,0 ^{A,b,C}	8,9 ^{B,d,e,F}	8,6 ^{B,F}
	III	Dół	7,8	8,0 ^{A,b,C}	8,1 ^{A,C,d,e,F}	8,0 ^{a,c,d,F}
		Środek	7,9	8,0 ^{A,b,C}	8,2 ^{a,c,F}	7,9 ^{A,e,F,g}
		Góra	7,7 ^b	7,9 ^{A,B,C}	8,0 ^{A,b,C,D,E,F}	8,3 ^g

A-A, B-B, ... – różnice wysoko istotne statystycznie ($p \leq 0,01$),
a-a, b-b, ... – różnice istotne statystycznie ($p \leq 0,05$).

Tabela 4. Wilgotność materiału w pryzmie w zależności od cyklu badawczego i miejsca poboru próbek
Table 4. Moisture content in material in the pile depending on the cycle of research and sampling point

Parametr	Cykl	Miejsce poboru próbek	Oznaczenie po dniu			
			7	16	20	45
Wilgotność [%]	I	Dół	76,1 ^a	76,2 ^a	77,0 ^{A,a}	74,9 ^{A,a}
		Środek	76,1 ^b	76,2 ^b	77,0 ^{B,b}	74,5 ^{B,b}
		Góra	76,1 ^c	76,2 ^c	77,0 ^{C,c}	74,1 ^{C,c}
	II	Dół	77,2 ^{a,b,c,D,d}	78,0 ^{a,b,c,D,d}	74,0 ^{A,B,C,D,d}	71,0 ^{A,B,C,D}
		Środek	77,2 ^{a,b,c,E,e}	78,0 ^{a,b,c,E,e}	74,0 ^{A,B,C,E,e}	70,9 ^{A,B,C,E}
		Góra	77,2 ^{a,b,c,F,f}	78,0 ^{a,b,c,F,f}	74,0 ^{A,B,C,F,f}	63,9 ^{A,B,C,D,E,F}
	III	Dół	75,4 ^{d,e,f}	76,0 ^{D,E,F}	75,9 ^{a,b,c,d,e,f,g}	75,0 ^{D,E,F,g}
		Środek	76,2 ^{d,e,f,g}	76,4 ^{d,e,f,g}	76,9 ^{D,E,F,g}	73,2 ^{a,b,c,D,E,F,g,h}
		Góra	74,7 ^{a,b,c,D,E,F,g}	75,2 ^{a,b,c,D,E,F,g}	76,4 ^{D,E,F}	74,3 ^{D,E,F,h}

A-A, B-B, ... – różnice wysoko istotne statystycznie ($p \leq 0,01$)

a-a, b-b, ... – różnice istotne statystycznie ($p \leq 0,05$)

W badaniach Bauzy-Kaszewskiej [1] wilgotność kompostowanego materiału kształtowała się w granicach 63,70÷77,35%, a więc na podobnym poziomie, jak w badaniach własnych (tab. 4). Glathe i in. [9] uważają, że wilgotność kompostowanego materiału powinna mieścić się w granicach 40÷71%, natomiast Rodale i in. [20] za właściwy przyjmują zakres 50÷60%. Powyższe dane wskazują na nieco zbyt wysoki poziom uwodnienia kompostowanego materiału, co mogło zakłócać przebieg procesu. Nadmierna wilgotność kompostowanego materiału utrudnia dopływ tlenu do poszczególnych części pryzmy, przez co ogranicza rozwój mikroflory aerobowej prowadzącej procesy rozkładu i syntezy związków organicznych. Słaby wzrost populacji bakterii tlenowych skutkuje z kolei brakiem zjawiska samozagrzewania się kompostowanego materiału, co w pewnym stopniu tłumaczy tak niskie temperatury uzyskiwane w trakcie eksperymentu [13].

3.1. Zmiany liczby populacji grzybów w kompostowanych osadach ściekowych

Wyniki badań mikologicznych kompostowanych osadów ściekowych przedstawiono w tabelach 5 i 6.

W każdym cyklu badawczym we wszystkich częściach pryzmy w poszczególnych terminach oznaczeń stwierdzono dość znaczny poziom skażenia badanego materiału grzybami drożdżoidalnymi. W pierwszym cyklu liczba tych grzybów utrzymywała się przez cały okres badań na poziomie $10^5 \div 10^6$ jtk/g (tab. 5). Największą liczbę grzybów drożdżoidalnych w tym cyklu stwierdzono w dolnej części pryzmy, a najmniejszą wykryto w warstwie środkowej pryzmy (tab. 5). Różnice istotne statystycznie pomiędzy częścią dolną i środkową oraz środkową i górną w tym cyklu stwierdzono tylko w 45 dniu kompostowania (tab. 5). W tym etapie badań nie zarysowała się wyraźna tendencja spadkowa.

Również w drugim cyklu badawczym największa liczba grzybów drożdżoidalnych, we wszystkich terminach, była obecna w dolnej części pryzmy (tab. 5). Natomiast najmniejszą liczbę tych grzybów, podobnie jak w cyklu pierwszym, stwierdzono w warstwie środkowej (tab. 5). W tym cyklu badawczym spadek liczby grzybów drożdżoidalnych był bardziej widoczny. Między 20 a 45 dniem kompostowania nastąpiła ich eliminacja o od 2 log w warstwie dolnej do ok. 4 log w części środkowej (tab. 5). Wysoko istotne statystycznie różnice stwierdzono tylko między

liczbą grzybów drożdżoidalnych w dolnej i środkowej oraz górnej części, a także pomiędzy środkową i górną warstwą w 45 dniu kompostowania (tab. 5).

W trzecim cyklu badawczym największą liczbę grzybów drożdżoidalnych stwierdzono w części środkowej w 7 dniu kompostowania oraz w części dolnej w 20 dniu badań (tab. 5). W tym etapie liczba grzybów drożdżoidalnych kształtowała się na poziomie $4,50 \times 10^3 \div 2,00 \times 10^7$ jtk/g w warstwie dolnej, $4,50 \times 10^2 \div 4,50 \times 10^7$ jtk/g w środkowej oraz $3,00 \times 10^3 \div 6,00 \times 10^6$ w górnej w zależności od terminu oznaczeń (tab. 5). Wysoko istotne statystycznie różnice pomiędzy częściami przyzmy stwierdzono w 7, 16 i 45 dniu, a istotne statystycznie między warstwą dolną i górną oraz środkową i górną w 20 dniu kompostowania (tab. 5). Spadki liczby grzybów drożdżoidalnych odnotowane między 20 a 45 dniem badań były wyższe niż w cyklu drugim i wynosiły od ok. 3 log w części dolnej i górnej do ok. 4 log w środkowej (tab. 5). Największą eliminację grzybów drożdżoidalnych w tym cyklu badań można tłumaczyć faktem odnotowania w tym okresie najwyższych temperatur we wszystkich częściach przyzmy (tab. 2).

Zaobserwowany we wszystkich cyklach badawczych najwyższy spadek liczby grzybów drożdżoidalnych w środkowej części przyzmy również można wyjaśniać fakt, że odnotowywane w tej warstwie temperatury były najwyższe (tab. 2).

W pierwszym i drugim cyklu badawczym grzyby pleśniowe były izolowane znacznie rzadziej i w mniejszej liczbie niż drożdże.

W pierwszym etapie tylko w dolnej warstwie przyzmy pleśń była obecna we wszystkich terminach oznaczeń (tab. 6). Ich liczba w tej części zmalała z $7,00 \times 10^5$ jtk/g w 7 dniu do $1,50 \times 10^4$ jtk/g w dniu 45 (tab. 6). W warstwie środkowej przyzmy w tym cyklu nie stwierdzono obecności grzybów pleśniowych, a w części górnej wykryto je tylko w 7 dniu kompostowania w liczbie $3,00 \times 10^5$ (tab. 6). Różnica pomiędzy liczbą pleśni w dolnej i górnej warstwie w 7 dniu kompostowania była istotna statystycznie (tab. 6).

Tabela 5. Zmiany liczby grzybów drożdżoidalnych w pryzmie w zależności od cyklu badawczego i miejsca poboru próbek

Table 5. Changes in the number of yeast-like fungi in the pile depending on the cycle of research and sampling point

Parametr	Cykl	Miejsce poboru próbek	Oznaczenie po dniu			
			7	16	20	45
Liczba grzybów drożdżoidalnych [tk/g]	I	Dół	$6,80 \times 10^6$ A,a	$5,20 \times 10^6$ A,a	$6,80 \times 10^6$ A,a	$4,50 \times 10^6$ A
		Środek	$3,80 \times 10^6$ B	$3,00 \times 10^6$ B	$5,00 \times 10^6$ b	$2,00 \times 10^5$ A,B
		Góra	$5,80 \times 10^6$ C,c	$4,50 \times 10^6$ C	$6,70 \times 10^6$ C,c	$3,00 \times 10^6$ B,C
	II	Dół	$5,20 \times 10^6$ D	$3,90 \times 10^6$ D	$2,80 \times 10^6$ a,c,d	$2,40 \times 10^4$ A,B,C,D
		Środek	$3,30 \times 10^6$ a,E	$2,90 \times 10^6$ E	$1,10 \times 10^6$ A,b,C,E	$2,80 \times 10^2$ A,B,C,D,E
		Góra	$4,10 \times 10^6$ F	$3,90 \times 10^6$ F	$2,10 \times 10^6$ a,c,f	$7,20 \times 10^3$ A,B,C,D,E,F,f
	III	Dół	$3,00 \times 10^6$ a,G	$2,00 \times 10^7$ A,B,C,D,E,F,G,H	$3,00 \times 10^6$ a,c,g	$4,50 \times 10^3$ A,B,C,D,E,G
		Środek	$4,50 \times 10^7$ A,B,C,D,E,F,G,H	$3,00 \times 10^6$ G	$2,00 \times 10^6$ a,b,c,h	$4,50 \times 10^2$ A,B,C,D,F,G,H
		Góra	$1,50 \times 10^6$ A,c,H	$2,00 \times 10^6$ a,H	$6,00 \times 10^6$ d,E,f,g,h	$3,00 \times 10^3$ A,B,C,D,E,f,H

A-A, B-B, ... – różnice wysoko istotne statystycznie ($p \leq 0,01$)

a-a, b-b, ... – różnice istotne statystycznie ($p \leq 0,05$)

Tabela 6. Zmiany liczby grzybów pleśniowych w pryzmie w zależności od cyklu badawczego i miejsca poboru próbek

Table 6. Changes in the number of mold fungi in the pile depending on the cycle of research and sampling point

Parametr	Cykl	Miejsce poboru próbek	Oznaczenie po dniu			
			7	16	20	45
Liczba grzybów pleśniowych [jtk/g]	I	Dół	$7,00 \times 10^5$ A,a	$5,00 \times 10^5$ A	$4,00 \times 10^5$ A	$1,50 \times 10^4$ A
		Środek	n.w.*	n.w.	n.w.	n.w.
		Góra	$3,00 \times 10^5$ a,B	n.w.	n.w.	n.w.
	II	Dół	$4,00 \times 10^5$ a,C	n.w.	$2,00 \times 10^5$ B	$3,50 \times 10^2$ A,B
		Środek	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.
		Góra	$2,00 \times 10^5$ a,D	n.w.	n.w.	n.w.
	III	Dół	$4,50 \times 10^7$ A,B,C,D,E	$9,50 \times 10^7$ A,B	$4,50 \times 10^5$ C	$1,50 \times 10^3$ A,B,C
		Środek	$6,00 \times 10^6$ A,B,C,D,E	$4,50 \times 10^6$ A,B,c	$4,50 \times 10^6$ A,B,C,D	$4,50 \times 10^2$ A,C,D
		Góra	$4,50 \times 10^6$ A,B,C,D,E	$1,50 \times 10^6$ A,B,c	$4,50 \times 10^5$ D	$1,50 \times 10^4$ C,D

A-A, B-B, ... – różnice wysoko istotne statystycznie ($p \leq 0,01$)

a-a, b-b, ... – różnice istotne statystycznie ($p \leq 0,05$)

* n.w. – nie wykryto

W drugim cyklu badawczym nie wykryto obecność grzybów pleśniowych w środkowej części pryzmy w żadnym z terminów oznaczeń (tab. 6). Pleśnie występowały natomiast w próbkach pobranych z dolnej warstwy, z wyjątkiem 16 dnia kompostowania oraz w próbkach z części górnej, pochodzących z 7 dnia realizacji procesu (tab. 6). Liczba grzybów pleśniowych w trakcie drugiego cyklu w warstwie dolnej zmalała z poziomu $4,00 \times 10^5$ jtk/g w 7 dniu do $3,50 \times 10^2$ jtk/g w 45 dniu (tab. 6).

W trzecim cyklu badawczym pleśnie występowały w badanym materiale we wszystkich częściach pryzmy w każdym z terminów. W warstwie dolnej ich liczba zmalała z $4,50 \times 10^7$ jtk/g do $1,50 \times 10^3$ jtk/g, przy czym najwięcej ($9,50 \times 10^7$ jtk/g) było ich w 16 dniu kompostowania (tab. 6). W części środkowej miał miejsce spadek liczby izolowanych grzybów pleśniowych z $6,00 \times 10^6$ jtk/g w 7 dniu do $1,50 \times 10^3$ jtk/g w 45 dniu (tab. 6). W warstwie górnej spadek był mniej wyraźny i wyniósł ok. 2 log (tab. 6). We wszystkich terminach oznaczeń w trzecim cyklu badań stwierdzono wysoko istotne statystycznie różnice pomiędzy liczbą pleśni obecnych w próbkach pobieranych z części dolnej, a tymi ze środkowej i górnej (tab. 6).

Fakt, że grzybów pleśniowych nie stwierdzono w warstwie środkowej pryzmy w cyklu I i II oraz że ich liczba w tej części była najniższa w ostatnim terminie oznaczeń cyklu III może wyjaśniać to, że właśnie w tej warstwie notowano najwyższe temperatury.

Zasobność łatwo dostępnych substancji pokarmowych w osadach ściekowych czyni je doskonałym siedliskiem dla rozwoju mikoflory [16]. Przeciętna liczba grzybów w kompostowanym materiale waha się w granicach 10^3 - 10^6 jtk/g [7]. W badaniach Budzińskiej i in. [6] liczba drożdży w surowym osadzie ściekowym wahała się w granicach $3,81 \times 10^5$ do $1,14 \times 10^7$ jtk/g, a pleśni $1,04 \times 10^4$ do $3,80 \times 10^4$ jtk/g. W badaniach własnych liczba grzybów drożdżoidalnych kształtowała się na zbliżonym poziomie (tab. 5), natomiast liczba izolowanych pleśni była większa (tab. 6). Budzińska [4] w badanych przez siebie osadach z różnych oczyszczalni odnotowała liczbę grzybów pleśniowych na poziomie 10^3 - 10^6 jtk/g. Zbliżone do wyników własnych (tab. 5 i 6) rezultaty uzyskała Szejniuk [24], która z poddawanych kompostowaniu osadów ściekowych izolowała grzyby w liczbie $1,81 \times 10^4$ ÷ $4,57 \times 10^6$ jtk/g. Bauza-Kaszewska i in. [2] stwierdzili, że liczba grzybów w badanych przez nich osadach kształtowała się na poziomie $4,27 \times 10^4$ jtk/g, czyli była niższa

niż w doświadczeniu własnym (tab. 5 i 6). Autorzy ci wykazali, że najszybciej spadek liczebności populacji tych drobnoustrojów w procesie kompostowania osadów zachodził w środkowej części pryzmy. Redukcja o 2 log nastąpiła w tej warstwie już po 9 dniach realizacji procesu [2]. W badaniu własnym również największe spadki liczby grzybów we wszystkich cyklach stwierdzono w części środkowej (tab. 5 i 6). Bauza-Kaszewska i in. [2] w warstwie górnej i dolnej spadek populacji grzybów o 2 log uzyskali po 52 dniach kompostowania, a więc eliminacja grzybów była wolniejsza niż w eksperymencie własnym (tab. 5 i 6). Według doniesień tych autorów spadek liczebności populacji grzybów w kompostowanych osadach ściekowych zachodził najwolniej w części dolnej pryzmy, gdyż jeszcze po 30 dniach trwania procesu izolowali oni z tej warstwy grzyby w liczbie $1,60 \times 10^4$ jtk/g [2]. Analogiczną tendencję zaobserwowano w badaniu własnym (tab. 5 i 6). Przy stosunkowo niskich temperaturach kompostowanego materiału można przypuszczać, że długotrwałe utrzymywanie się pH na poziomie powyżej 8,0 (tab. 3) może wywierać letalny wpływ na grzyby pleśniowe i drożdżoidalne preferujące odczyn lekko kwaśny (optymalne pH=5,6). Wyjaśniałoby to spadek liczby grzybów, widoczny szczególnie w ostatnim terminie oznaczeń. Największy spadek liczby grzybów pleśniowych i drożdżoidalnych obserwowany pomiędzy 20 a 45 dniem kompostowania tłumaczy też fakt, że interwał wynosił w tym przypadku aż 25 dni, a pomiędzy pozostałymi terminami oznaczeń był znacznie krótszy.

W ramach analizy statystycznej uzyskanych wyników zbadano także korelacje pomiędzy liczbą grzybów drożdżoidalnych i pleśniowych a wilgotnością, odczynem i temperaturą (tab. 7). Uzyskane wyniki wskazują, że istnieje wysoko istotna statystycznie, ale słaba (wg. skali Stanisza) korelacja dodatnia pomiędzy liczbą grzybów drożdżoidalnych a wilgotnością pryzmy oraz istotna statystycznie, ale słaba (wg. skali Stanisza) korelacja ujemna pomiędzy liczbą grzybów pleśniowych, a odczynem badanego materiału (tab. 7). Pozostałe badane korelacje nie są istotne statystycznie (tab. 7). Szczególnie interesujący jest brak istotnej statystycznie korelacji pomiędzy liczbą grzybów a temperaturą, co wynika prawdopodobnie z faktu, że w trakcie badań kompostowany materiał nie zagrzał się w stopniu wystarczającym do pełnej higienizacji. Z powyższych rozważań wynika, że mierzone parametry badanego materiału tylko w bardzo nieznacznym stopniu przyczyniają się do wyjaśnie-

nia zmian liczby grzybów zachodzących w czasie kompostowania. Może to świadczyć o niewłaściwym przebiegu całego procesu w przyrodzie doświadczałnej.

Tabela 7. Korelacje pomiędzy liczbą grzybów drożdżoidalnych i pleśniowych a wilgotnością, odczynem i temperaturą

Table 7. Correlations between the number of yeast-like and mold fungi and humidity, pH and temperature

Współczynniki korelacji Pearsona			
	Wilgotność	Odczyn	Temperatura
Liczba grzybów drożdżoidalnych	r = 0,24 0,01*	r = -0,18 0,06	r = -0,06 0,56
Liczba grzybów pleśniowych	r = 0,06 0,55	r = -0,21 0,03	r = -0,05 0,59

* – poziom istotności korelacji (korelacja istotna $p \leq 0,05$; korelacja wysoko istotna $p \leq 0,01$)

4. Wnioski

1. Ocena mikologiczna osadów ujawniła znaczny poziom ich zanieczyszczenia grzybami drożdżoidalnymi i pleśniowymi, co może stwarzać zagrożenie zdrowotne.
2. Największą liczbę grzybów stwierdzono w części dolnej przyzmy we wszystkich etapach z wyjątkiem pleśni w cyklu wiosennym (III).
3. Przeprowadzone oceny temperatury, odczynu i wilgotności kompostowanego materiału wykazały, że był on nieco zbyt uwodniony, a jego temperatura mogła nie być wystarczająco wysoka dla eliminacji grzybów.
4. Przebieg zmian temperatury, odczynu i wilgotności oraz liczby grzybów w pewnym stopniu był zależny od części przyzmy, z której pobierano próbki oraz od cyklu badawczego.
5. Stwierdzono słabą korelację dodatnią pomiędzy liczbą grzybów drożdżoidalnych a wilgotnością przyzmy oraz słabą korelację ujemną pomiędzy liczbą grzybów pleśniowych a odczynem badanego materiału, jednak zmierzone parametry nie miały znaczącego wpływu na zmiany liczebne populacji grzybów w kompoście.

6. Proces kompostowania w przyzmię doświadczalnej nie przebiegał prawidłowo, w związku z czym konieczne są dalsze badania w zmienionych warunkach.
7. W okresie prowadzenia badań w większości przypadków nie stwierdzono pełnej higienizacji kompostowanych osadów ściekowych.

Podziękowania

Publikacja oraz udział w X Ogólnopolskiej Konferencji w problematyce inżynierii środowiska pt. "Kompleksowe i szczegółowe problemy inżynierii środowiska" finansowane ze stypendium w ramach projektu stypendialnego „Krok w przyszłość – stypendia dla doktorantów III edycja” realizowanych w ramach Poddziałania 8.2.2 Regionalne strategie innowacji Programu Operacyjnego Kapitał Ludzki 2007÷2013 współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Społecznego, budżetu państwa oraz budżetu województwa kujawsko-pomorskiego.

Literatura

1. **Bauza-Kaszewska J.:** *Mikrobiologiczne badania kompostowanych osadów pościekowych przeznaczonych do użytku rolniczego.* Rozprawa doktorska, Akademia Techniczno-Rolnicza w Bydgoszczy, 2004.
2. **Bauza-Kaszewska J., Paluszak Z., Skowron K.:** *Wpływ kompostowania osadów ściekowych na liczebność wybranych grup drobnoustrojów autochtonicznych.* Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, t. 10, 2 (30), 19÷27, 2010.
3. **Bazeli M.:** *Higieniczna i sanitarna ocena osadów pościekowych uzdatnianych przy użyciu wybranych metod fizycznych i chemicznych.* Rozprawa doktorska, Akademia Techniczno-Rolnicza w Bydgoszczy, 2005.
4. **Budzińska K.:** *Mikrobiologiczna ocena osadów z oczyszczalni ścieków komunalnych.* Pr. Kom. Nauk Roln. i Biol., BTN Bydgoszcz, 45, 33, 177÷189, 1999.
5. **Budzińska K.:** *Bakteriologiczna ocena osadów surowych i składowanych na poletkach osadowych z oczyszczalni ścieków bytowych.* Ekologia i Technika IX (2), 56÷63, 2001.
6. **Budzińska K., Rzepczyk B., Michalska M.:** *Mikologiczna ocena osadów surowych i składowanych z oczyszczalni ścieków bytowych.* Mat. Konf. Nauk. "Kompleksowe i szczegółowe problem inżynierii środowiska", Ustronie Morskie, 495÷506, 2003.

7. **Chroni C., Kyriacou A., Georgaki I., Manios T., Kotsou M., Lasaridi K.:** *Microbial characterization during composting of biowaste.* Waste Manag., 29, 1520–1525, 2009.
8. **Gantzer C., Gaspard P., Galvez L., Huyard A., Dumouthier N., Schwartzbrod J.:** *Monitoring of bacterial and parasitological contamination during various treatment of sludge.* Wat. Res., 35 (16), 3763–3770, 2001.
9. **Glathe H., Küster E., Niese G., Kłopotek A.:** *Biologie der Rotteprozesse bei der Kompostierung von Siedlungsabfällen.* In: Müll-Handbuch, Kennziffer 5200–5290, Lieferung 2/85, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1985.
10. **Hassouneh O., Jamatah A., Qaisi K.:** *Sludge stabilization by composting a Jordanian case study.* Bioprocess Eng., 20, 413–421, 1999.
11. **Hryńczuk B., Weber R.:** *Wartość nawozowa kompostów z osadu ściekowego, słomy i z węgla brunatnego. Kompostowanie i użytkowanie kompostu.* Wyd. Ekoinżynieria. Puławy-Warszawa, 133–138, 1999
12. **Jędrzak A.:** *Technologie przetwarzania odpadów biodegradowalnych.* Inż. Ekol., 10, 78–90, 2005.
13. **Kasprzak K.:** *Założenia teoretyczne i wymogi praktyczne kompostowania odpadów organicznych.* Przegląd Komunalny, 9, 99–100, 1998.
14. **Latała A., Krzyśko T., Zydrón K., Namysło P.:** *Zastosowanie mikrobiologiczne płynnego pomiotu z ferm drobiarskich.* Mat. VII Symp. Drob., Polanica-Zdrój, 1993.
15. **Maciak F.:** *Ochrona i rekultywacja środowiska.* Wyd. SGGW, 2003.
16. **Nowak D., Wójcik-Szwedzińska M., Bień J.:** *Charakterystyka osadów w aspekcie mikrobiologicznym.* Mat. VII Konf. Nauk.-Techn., Wyd. Polit. Częstoch. Konfer. 23, 21–25, Częstochowa-Ustroń 16-18 czerwca 1998.
17. **Paluszak Z., Bauza-Kaszewska J., Ligocka A.:** *Przeżywalność pałeczek Salmonella Senftenberg W775 w osadach pościekowych poddanych procesowi kompostowania.* Medycyna Wet., 59, 239–243, 2003.
18. **Paluszak Z., Bauza-Kaszewska J., Ligocka A., Olszewska H.:** *Mikrobiologisch-seuchenhygienische Untersuchungen bei der Kompostierung von Klarschlamm zur landwirtschaftlichen Verwertung.* Tierarztl. Umschau, 58, 297–303, 2003.
19. **Paluszak Z., Bauza-Kaszewska J., Ligocka A.:** *Fate of enterococci in composted sewage sludge.* Bull. Vet. Inst. Pulawy 48, 29–32, 2004.
20. **Rodale Y.J., Rodale R., Goldman M.C., Franz M., Minnich J.:** *The complete book of composting.* 10. Auflage, Rodale Books INC. Emmaus. Pa., 1971.
21. **Siuta J., Dusik L., Lis W.:** *Kompostowanie osadu ściekowego w Sierpcu.* Inż. Ekol., 19, 97–105, 2007.

22. **Strauch D.:** *Survival of pathogenic microorganisms and parasites in excreta, manure and sewage sludge.* Rev. Sci. Tech., 10 (3), 813÷846, 1991.
23. **Szala B., Paluszak Z.:** *Wykorzystanie paciorkowców kałowych w mikrobiologicznej ocenie procesu higienizacji kompostowanych osadów ściekowych.* Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, t. 10, 2 (30), 179÷188, 2010.
24. **Szejniuk B.:** *Badania mikologiczne kompostu z odpadów komunalnych.* Pr. Kom. Nauk Roln. I Biol. BTN, ser. B, 46, 121÷127, 2000.
25. **Ulfig K.:** *Grzyby keratynofilne w osadach ściekowych.* Rocznik PZH, XLII, 3, 309÷315, 1991.
26. **Wieczorek A.:** *Źródła i oddziaływanie odorantów emitowanych z kompostowni odpadów.* Przegląd komunalny, 11, 104÷108, 2005.

The Effect of Composting Process on Changes in Quantity of Yeast and Mould Fungi Population

Abstract

Sewage sludge is a valuable fertilizer, but its agricultural usage may be difficult because of the presence of pathogenic bacteria, viruses and fungi. Fungi present in the sewage sludge may cause fungal infections, allergic reactions and mycotoxin poisoning. Accordingly, the hygienisation of sewage sludge is necessary prior to their application on fields. One of the oldest and most widely used methods is composting of sludge with the addition of the plant material.

The aim of the study was to investigate quantitative changes in populations of yeast and mould fungi in composted sewage sludge from municipal sewage treatment plants.

The research material was digested sewage sludge from municipal sewage treatment plant. The experience was carried out in a technical scale. Before starting the composting process, the sewage sludge was mixed with straw and sawdust in proportions of 1.0: 0.7: 0.3. The material prepared this way, was piled in a hall and periodically mechanically mixed for aeration. The experiment was conducted in three research cycles – cycle I (autumn-winter season), cycle II (winter season) and cycle III (spring season). Samples for testing were taken at each cycle from bottom, middle and top part of pile after 7, 16, 20 and 45 days counting from the date of its construction. Three replications were made for each location and each sampling term. Each time the measurement of temperature, humidity and pH in particular parts of the pile was made. Fungi were counted with the plate method using Sabouraud agar with 4% dextrose and Sa-

bouraud agar with chloramphenicol. Yeast were counted after 3 days of incubation and mould fungi were counted after 7 days of incubation at 25°C. Obtained results were statistically analyzed with SAS 9.2 PL.

Measured temperatures were different depending on the research cycle and part of pile. In autumn-winter season (cycle I) temperature was 22.5-49.4°C, in winter season (cycle II) it ranged from 24.5 to 47.7°C and in spring season (cycle III) it was on the level of 35.3-55.4°C. In cycle I and II the highest temperatures in all sampling terms were noted in top part of pile and in cycle III in the middle part. The pH of the tested material was slightly alkaline, and its value ranged from 7.7 to 8.9. In all cycles and parts of pile pH tended to increase, which last up to 20th day of composting. The humidity of pile ranged from 63.9 to 78.0% and was slightly higher than the optimum provided for the composting process.

The number of yeast at 7th day of composting ranged from 10^6 to 10^7 cfu/g and at 45th day was lower and shaped on the level of 10^2 - 10^6 cfu/g. The lowest decrease of these fungi was noted in cycle I, and the highest one in cycle III. In all cycles and sampling terms the most of yeast occurred in the bottom part of pile. The greatest number of mould fungi was also noted in the bottom part of pile. The number of these fungi was on the level of 10^5 - 10^7 cfu/g at 7th day of composting, and it decreased to 10^2 - 10^4 cfu/g at 45th. In cycle I and II, mold fungi were not isolated in the middle part of the pile and in the top part starting from 16th day. In cycle III the decline in the number of these fungi was at the level of 2-4 log.

Positive correlation was found between the number of yeast and humidity of prism and a negative correlation between the number of mould fungi and the pH of the tested material.

Concluding it can be stated that during the research, in most cases, there was no full hygienization effect in composted sewage sludge.



Struktura wiekowo-wzrostowa populacji troci tarłowej rzek pomorskich

Małgorzata Pilecka-Rapacz
Uniwersytet Szczeciński

1. Wstęp

Biologię troci rzek pomorskich opisywało wielu autorów. Również takie elementy biologii, jak ich wzrost i analiza struktury wiekowej, były przedstawiane przez wielu autorów [10, 14, 15, 20, 21,] Opisywano wzrost i strukturę wiekową narybku w rzekach [6÷10], spływających do morza smoltów [1, 4, 7, 8, 11] jak i ryb dojrzałych migrujących z morza do rzeki na tarło [2, 3, 13]. Wszystkie te badania charakteryzowały zarówno wahania wzrostu, jak i zmieniająca się struktura wiekowa poszczególnych grup biologicznych w różnych latach i rzekach, a nawet w jednej rzece. Generalnie, pokazują dużą dynamikę zmian, przy ogólnych stałych podstawach, takich jak: rozmiary migrujących smoltów, rozmiary ryb wchodzących z morza do rzeki na tarło, przewagę 2-letnich smoltów w populacji oraz dominacji w morzu dwóch roczników troci, A.1+ i A.2+, przy różnym rozkładzie w różnych rzekach i latach badań. Jednakże ostatnie takie badania dotyczyły 80. lat ub. wieku i wydawało się celowym, aby przeprowadzić obecnie taką

analizę, opierając się na zebranych w jednym roku w większości rzek Pomorza materiałach od troci zgromadzonych do tarła.

2. Materiał i metoda

Do badań pozyskano 584 ryby odławiane późną jesienią 1999 roku w punktach odłowu prowadzonych przez pracowników PZW. Trocie pochodziły z 6 rzek pomorskich; Regi, Parsęty, Wieprzy, Słupi, Łeby i Łupawy. W miejscu tarła po pozyskaniu od nich produktów płciowych, mierzono je z dokładnością do 0,5 cm (*longitudo caudalis*) i wazono z dokładnością do 10 g. Była to więc masa ryb pełnych, z przewodem pokarmowym, ale z wytartymi gonadami (waga II). Średnie długości przedstawione w tabelach zaokrąglono do jednego miejsca po przecinku. U wszystkich badanych ryb oznaczono płeć. Obliczono też współczynnik kondycji Fultona K_F [16].

Wiek troci oznaczono na podstawie przyrostów rocznych na łuskach. Liczba przyrostów rocznych (pierścieni) oznacza liczbę lat.

Wiek wyrażono, tak jak w pracach Sycha [17÷19] i Domagały [13] jako A.B+, gdzie: A – wiek rzeczny, B – wiek morski.

3. Wyniki

Liczbę ryb oraz ich ogólną charakterystykę przedstawiono w tabeli 1. Jak wynika z danych zawartych w tabeli 1 troć miała długość od 36 do 88 cm. Najszerszy zakres długości miały ryby z Wieprzy, najmniejszy z Łupawy. Średnia długość ryb w większości rzek wahała się od 59,1 do 62,9 cm, za wyjątkiem Wieprzy, w której ryby miały średnią długość 70,1 cm. Długość samic wahała się od 59,7 cm w Parsęcie do 64,1 cm w Łebie, za wyjątkiem Wieprzy (70,5 cm). Zmienność samców była mniejsza. Było ich też znacznie mniej, ale z analizy wynika, że były mniejsze; od 56 w Łebie do 62,9 cm w Wieprzy. Największe więc trocie obu płci pochodziły z Wieprzy.

Jeśli chodzi o masę badanych ryb, to jej zakres wynosił od 0,4 do 6,7 kg. Najszerszy zakres masy miały ryby z Wieprzy a najmniejszy z Łeby.

Tabela 1. Ogólna charakterystyka biologiczna troci rzek Pomorza**Table 1.** General biological characteristics of sea trout from Pomeranian Rivers

Rzeki	n	płeć	Długość (cm)		Masa (kg)		K _F	
			zakres	średnia	zakres	średnia	zakres	średnia
Rega	146	♀♀	40÷88	62,3	0,6÷6,7	2,38	0,70÷1,30	0,91
Parsęta	138	razem	45÷81	59,1	0,8÷5,6	1,98	0,77÷1,08	0,93
	90	♀♀	46÷75	59,7	0,8÷3,5	1,98	0,77÷1,02	0,89
	48	♂♂	45÷81	58,0	0,9÷5,6	2,01	0,80÷1,08	1,00
Wieprza	107	razem	36÷88	70,1	0,4÷6,7	3,3	0,83÷1,03	0,92
	99	♀♀	36÷88	70,5	0,4÷6,7	3,33	0,83÷1,03	0,92
	8	♂♂	55÷68	62,9	1,9÷3,2	2,52	0,97÷1,03	1,01
Słupia	101	♂♂	40÷86	60,7	0,7÷6,5	2,45	0,97÷1,09	1,03
Łeba	34	razem	43÷79	62,9	0,7÷4,8	2,49	0,88÷1,08	0,95
	29	♀♀	43÷79	64,1	0,7÷4,8	2,60	0,88÷0,98	0,94
	5	♂♂	54÷58	56,0	1,6÷2,0	1,85	1,02÷1,08	1,04
Łupawa	58	razem	48÷82	60,6	1,0÷5,3	2,19	0,83÷1,09	0,92
	50	♀♀	48÷82	60,8	1,0÷5,3	2,19	0,83÷0,98	0,92
	8	♂♂	52÷65	59,0	1,4÷2,6	2,20	1,02÷1,09	1,06

Najmniejszą średnią masę miały samice z Parsęty (1,98 kg) i samce z Łeby (1,85 kg) a największą ryby obu płci z Wieprzy. Samice troci z Parsęty i Łupawy miały masę nieznacznie mniejszą niż samce, natomiast u ryb z Wieprzy i Łeby były one zdecydowanie cięższe niż samce. W przypadku troci z Wieprzy ta różnica średniej masy na korzyść samic wynosiła 0,8 kg a u troci z Łeby 0,75 kg.

Współczynnik kondycji mieścił się w zakresie od 0,7 do 1,09, u samców był wyższy niż u samic. Spośród samic najniższy średni współczynnik kondycji miała troć z Parsęty (0,89), najwyższy z Łeby (0,95), natomiast u samców najniższy był również u ryb z Parsęty (1,0) najwyższy zaś u troci z Łupawy (1,06). Generalnie wahania współczynnika kondycji były niewielkie, natomiast wahania rozmiarów były związane z tym, że porównano osobniki w różnym wieku morskim. Wśród ryb w tym samym wieku wahania powinny być mniejsze.

Średnie długości samic i samców troci z uwzględnieniem wieku morskiego przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Średnia długość ♀♀ i ♂♂ troci rzek pomorskich
Table 2. The average length of ♀♀ and ♂♂ sea trout from Pomeranian Rivers

Wiek morski Rzeka	♀♀				♂♂		
	0+	1+	2+	3+	0+	1+	2+
Rega	44,7	57,3	70,8	83,8			
Parsęta		56,3	68,6		49,3	56,9	63,2
Wieprza	36	63,8	72,7	84,3		62,9	
Słupia					52	58,6	71,6
Łeba		61,3	67,7			56,0	
Łupawa		57,4	65,8	79,5		59,0	

Samice po jednym sezonie troficznym w morzu pozyskane z Regi i Wieprzy były mniejsze niż samce w tym samym wieku odłowione w Parsęcie i Słupi. Samice w wieku A.1+ miały średnią długość od 56,3 do 63,8 cm, a samce od 56 do 62,9 cm. Największe średnie długości w każdej grupie wiekowej miały samice z Wieprzy. Jeśli chodzi o samce, to tylko z Parsęty i Słupi pozyskano ryby z każdej grupy wiekowej. Ryby w wieku A.1+ obu płci pozyskano z 4 rzek. Z Parsęty i Łupawy średnie długości samic były mniejsze niż samców, przy czym ta różnica była minimalna w przypadku ryb z Parsęty. Odwrotna tendencja wystąpiła u ryb z Wieprzy i Łeby. Tutaj samice były większe niż samce, szczególnie u ryb z Łeby. Ryby w wieku A.2+ obu płci pozyskano tylko z Parsęty. Samice miały średnio 68,6 cm i były większe niż samce – 63,2 cm (tab. 2), a więc tendencja była podobna jak u ryb z Łeby i Wieprzy, chociaż u ryb młodszych (A.1+) z Parsęty sytuacja była odwrotna.

Interesującym wydawało się porównanie liczebności grup ryb w poszczególnych rzekach z różnym okresem pobytu w rzece i morzu. Strukturę wiekową okresu rzeczno-morskiego przedstawiono w tabeli 3.

We wszystkich rzekach dominowały smolty 2-letnie. Stanowiły one od 94,2% do 100% całości populacji (średnio 96,9%). Ryby roczne stanowiły zaledwie 0,34% a 3-latki 2,74%. Taka struktura w układzie płci była zbliżona we wszystkich rzekach.

Tabela 3. Struktura wiekowa okresu rzecznej troci rzek pomorskich
Table 3. Age structure of trout river period from Pomeranian Rivers

Wiek rzeczny Rzeka	n	Wiek												
		razem			♀♀			♂♂						
		1	2	3	n	1	2	3	n	1	2	3		
Rega	146		142	4	146		142	4						
Paręta	138	2	130	8	90		85	5	48	2	43	3		
Wieprza	107		107		99		99		8		8			
Słupia	101		98	3					101		98	3		
Łeba	34		34		29		29		5		5			
Łupawa	58		55	3	50		47	3	8		8			
Razem	584	2	564	18	414		402	12	170	2	162	6		
%	100	0,34	96,6	3,1	100		97,1	2,9	100	1,2	95,3	3,5		

Objaśnienia – n – liczba ryb

Struktura wiekowo-wzrostowa troci okresu morskiego była bardziej zróżnicowana (tabela 4).

Tabela 4. Struktura wiekowa okresu morskiego troci rzek pomorskich
Table 4. Age structure of trout sea period from Pomeranian Rivers

Wiek morski Rzeka	Razem					♀♀					♂♂				
	n	0+	1+	2+	3+	n	0+	1+	2+	3+	n	0+	1+	2+	3+
Rega	146	6	90	41	9	146	6	90	41	9	0				
Paręta	138	3	101	34		90		65	25		48	3	36	9	
Wieprza	107	1	33	70	3	99	1	25	70	3	8		8		
Słupia	101	6	76	19							101	6	76	19	
Łeba	34		21	13		29		16	13		5		5		
Łupawa	58		41	15	2	50		33	15	2	8		8		
Razem	584	16	362	195	14	417	7	229	167	14	170	9	133	28	
%	100	2,7	61,7	33,2	2,4	100	1,7	54,9	40,0	3,3	100	5,3	78,2	16,5	

Objaśnienia – jak tab. 2

W każdej rzece dominowały ryby 2 grup wiekowych A.1+ i A.2+. Spośród nich prawie we wszystkich rzekach były to ryby w wieku morskim A.1+, od 61,6% w Redze do 75,2% w Słupi. Jedyne

w Wieprzy przeważały ryby A.2+ (65,4%). Tu stado było i jest bardzo liczne, z przewagą ryb starszych. Roczniki A.3+ stanowiły niewielki ułamek (2,4%). Nieliczny był też udział ryb w wieku A.0+ (2,7). Jednakże, opisując oddzielnie ryby z podziałem na płeć, struktura była trochę inna. Przeważały ryby w wieku A.1+, za wyjątkiem Wieprzy, gdzie najliczniejszą była grupa A.2+. W grupie samców A.1+ stanowiły ponad $\frac{3}{4}$ populacji troci z rzek pomorskich.

4. Dyskusja

Z badań Chrzana [9] wynika, że średnia długość troci rzek pomorskich (Redy, Łeby, Słupi, Wieprzy, Parsęty) wahała się w granicach 62÷71 cm. Z kolei Chełkowski [5] podał, że średnia długość troci ze Słupi, Wieprzy, Uniesty, Parsęty i Regi wynosiła 66,7 cm, natomiast Regi z 10-lecia 1960÷1969; 63,2 cm [6]. Długości tej troci z Regi wahały się od 33 do 94 cm, przy czym u samic 36÷91 cm, u samców 33÷94 cm. Najliczniej występowały ryby w długościach od 50 do 74 cm, które stanowiły ponad 86% pogłowia. Samice najczęściej mierzyły 55÷75 cm i stanowiły ponad 81% populacji [6].

Na podstawie nowych pomiarów, średnia długość troci rzek pomorskich w 1999 roku wynosiła 62,6 cm i wahała się od 59,1 cm do 70,1 cm, a więc była nieco niższa niż podał to Chrzan [9] i Chełkowski [6]. Najliczniej, podobnie jak u wymienionych autorów, występowały ryby o długości 50÷74 cm, stanowiły one 87,5% badanej populacji. Długość samic wynosiła średnio 64,5 cm a samców 59,8 cm.

Średni ciężar troci bez wnętrzości w ww. 5 rzekach Pomorza wynosił ponad 2,74 kg, w tym samic 2,55 i samców 3,3 [5]. Średni ciężar troci z Regi, ważonych kilka lat później wynosił 2,66 kg, w tym samic 2,55 kg a samców 2,88 kg [6]. Ryby w zakresie długości 55÷79 cm stanowiły ponad 82% masy łowionych ryb [6]. Trocie rzek Pomorza o długości ponad 70 cm stanowiły 36÷70% masy ryb [9], natomiast w Redze ponad 37% masy [6]. Główny udział wagowy samic mieścił się w zakresie 55÷74 cm (prawie 82% masy) a samców 50÷84 cm (ponad 90%) [6].

W prezentowanych tu badaniach średnia masa samic w poszczególnych rzekach wynosiła od 1,98 kg (w Parsęcie) do 3,33 kg (w Wieprzy) a samców od 1,85 kg (w Łebie) do 2,45 kg (w Wieprzy).

Średni współczynnik kondycji ryb z rzek pomorskich wynosił 0,92 [5] natomiast z samej Regi z lat 60. 1,05. Był to współczynnik liczony do masy tuszki, a więc u ryby pełnej byłby nieco wyższy. Prezentowane badania pokazują, że średni współczynnik kondycji dla samic wynosił od 0,89 (w Parsęcie) do 0,94 (w Wieprzy) i samców 1,0 (w Parsęcie) do 1,06 (w Łupawie).

Okres życia rzecznej troci rzek pomorskich obejmuje 1÷3 lata, jak wynika z piśmiennictwa. Zarówno Dixon [12], Chrzan [9] i Chełkowski [5] twierdzili, że 2-latki są grupą dominującą i stanowią 70÷94%. Domagała [13] podaje, że 2-latki stanowiły prawie 87%. Chrzan [9] znalazł, że smolty 3-letnie stanowią 4,4÷7,7% populacji rzek pomorskich a Chełkowski [5] 4,6÷7,1%. Chełkowski [6] – smolty 3-letnie stanowiły 7,8% pogłowia, Domagała [13] – 9,8%. Natomiast Dixon [12] znalazł w Redze 18÷30% smoltów 3-letnich. Nie stwierdził natomiast żadnego smolta 1-letniego. Z kolei Chrzan [9] w rzekach pomorskich znalazł ich od 6,5 do 20,5%, Chełkowski [2] od 0,7 do 8,2% a Domagała [13] – 3,4%. Wg autora niniejszej pracy smolty 1-letnie stanowiły 0,34 %, 3-letnie 3,1% natomiast, podobnie jak u ww. autorów, dominowały ryby, które w rzece spędziły 2 lata – 96,6%.

Interesująco przedstawiała się sprawa wieku morskiego troci. Zestawienie ryb w poszczególnych latach życia w morzu (pierwszy raz idących na tarło) wykazało, że ogromną większość stanowiły A.1+ i A.2+ około 95% całości [6, 13].

Jeśli natomiast rozpatrzyć udziały poszczególnych roczników, to okazało się, że dominuje grupa A.2+, ponad 61% udziału, a następnie A.1+ – prawie 33,5% [13].

Według Chełkowskiego [6] trocie w wieku A.2+ stanowiły 48,6% populacji, a A.1+ – 47,3%. Razem ponad 95% całości. Z tego samice A.2+ stanowiły prawie 60% a A.1+ 37,6% natomiast samce A.1+ 67,7% a A.2+ 24,8%. Chrzan [9] i Chełkowski [5] podają, że ryby A.1+ stanowiły 46,1 – 74,5% osobników, A.2+; 11,6 do 47,9%; A.3+ 0,7÷8,2%; A.4+ 0,1÷0,7% [5,6,9]. Domagała [13] A.3+ 3%. W rzekach pomorskich dominowały trocie w wieku A.1+ które stanowiły 61,7% badanej populacji. Kolejną grupą były ryby w wieku A.2+ – 33,2%, natomiast najmniej było ryb najstarszych, A.3+ – 2,4%. W poszczególnych rzekach udział tych grup wiekowych w populacji wahał się; dla A.1+ od nieco ponad 60% dla Regi i Łeby do 75,2% w Słupi i dla

A.2+ od 18,8% w Słupi do 38,2% w Łebie. Wyjątkowo na tym tle wygląda troć z Wieprzy, gdzie dominowała grupa A.2+ która stanowiła 73,2%, natomiast ryb w wieku A.1+ było w tej rzece 30,8%.

Z badań wielu autorów [5, 6, 12, 13] wynika, że troć pomorska spędza w morzu od 1 do 5 lat. A więc, poza najliczniejszymi grupami wiekowymi A.1+ i A.2+ występują również inne roczniki. Liczną w kolejności była grupa A.0+. Stanowiły one 3÷28,5% całości [5, 6, 9] natomiast wg Domagały [13] niecałe 2% pogłowia samic. Obecnie w rzekach pomorskich u samic troci zanotowano 4 grupy wiekowe (A.0+ – A.3+), u samców 3 (nie było ryb najstarszych). Najliczniejsze były roczniki A.1+ i A.2+, które stanowiły nieco ponad 94% pogłowia, przy czym trocie w wieku A.1+ stanowiły 54,9% samic i ponad 78 %samców a A.2+ 40% samic i 16,5% samców.

Starsze grupy wieku A.3+ i A.4+ zawsze były nieliczne [5, 6, 12, 13]. W niniejszej pracy znaleziono tylko u samic z Regi i Wieprzy ryby w wieku morskim A.3+, stanowiły one 2,4%.

5. Podsumowanie

Rozmiary uzyskiwane przez trocie tarłowe w końcu lat 90. w poszczególnych rzekach Pomorza, generalnie, mieściły się w zakresach typowych dla tych rzek, znanych z piśmiennictwa. Również ich stan odżywienia był podobny. W grupach wieku słodkowodnego, dominowały jak dawniej, smolty 2-letnie. W latach 50. i 70. a także 80. w rzekach Pomorza najliczniejszą grupę migrantów tarłowych do rzek stanowiły ryby 2 grup wiekowych A.1+ i A.2+. Stanowiły one zawsze ogromną większość pogłowia. Również w obecnych badaniach te dwie grupy ryb stanowiły podstawę populacji ryb ze wszystkich rzek. W różnych latach i różnych rzekach najliczniejsza była albo grupa A.1+ albo A.2+. Również w niniejszych badaniach zaobserwowano się tę tendencję, przy czym tylko w jednym przypadku troci z Wieprzy, dominowały ryby A.2+. Mało było ryb starszych grup wiekowych.

Tak więc populacje tarłowych troci poszczególnych rzek roku 1999 zachowały swoją typową „odmłodzoną” strukturę wiekową.

Literatura

1. **Antoszek O.:** *Age structure of the smolts of the migratory morphotype of the brown trout (Salmo trutta m. trutta L., 1758) from the Gowienica River.* Acta Ichthyol. Piscat. 29, (1), 63÷81, 1999.
2. **Backiel T., Sych R.:** *Resorpcja i znaki tarłowe lusek troci (Salmo trutta L.) z wód Polski.* Roczn. Nauk Rol. 73-B-2, 119÷158, 1958.
3. **Bartel R.:** *Wędrowniki i wzrost znakowanych troci wpuszczonych do Grabowej i Wieprzy.* Gosp. Ryb. 5-89, 8÷10, 1989.
4. **Chelkowski Z.:** *Charakterystyka smoltów troci rzeki Regi.* Przegl. Zool. 4, 389÷396, 1966.
5. **Chelkowski Z.:** *Pogłowie troci rzek przymorskich Pomorza.* Przegl. Zool. 13, 1, 72÷91, 1969.
6. **Chelkowski Z.:** *Studia nad biologią troci (Salmo trutta L.) rzeki Regi.* Zesz. Nauk. AR Ser. Rozprawy, Szczecin, 37, 84, 1974.
7. **Chelkowski Z.:** *Studies on trout (Salmo trutta L.) wild smolts of the river Rega.* Acta Ichthyol. Piscat. 8, (2), 41÷58, 1978.
8. **Chelkowski Z., Chelkowska B.:** *Biological characteristics of trout (Salmo trutta L.) smolts grown in river Molstowa catchments area.* Acta Ichthyol. Piscat. 12, (1), 57÷68, 1982.
9. **Chrzan F.:** *Łosoś i troć w polskich połowach na Bałtyku w latach 1945-1955.* Prace Mor. Inst. Ryb. Ser. A, 10, 153÷191, 1959.
10. **Dębowski P.:** *Smoltification and maturity of sea trout (Salmo trutta m. trutta) in a hatchery.* Arch. Ryb. Pol. 10, suppl. 1, 5÷74, 2002.
11. **Dębowski P., Radtke G.:** *Spływ i charakterystyka smoltów troci (Salmo trutta m. trutta L.) w rzece Gnilnej (Pomorze).* Roczn. Nauk. PZW, 7, 39÷50, 1994.
12. **Dixon B.:** *Wiek i wzrost łososi poławianych na Polskim Bałtyku.* Pol. Ryboł. Morskie Gdynia, 4, 43, 1931.
13. **Domagała J.:** *Oogeneza troci (Salmo trutta L.) z rzek Pomorza Zachodniego na tle ich wzrostu, ze szczególnym uwzględnieniem zależności smolt – ryba dorosła.* Zesz. Nauk. AR Szczecin, ser. Rozpr. 108, 1986.
14. **Domagała J., Trzebiatowski R.:** *Porównanie przeżycia wylęgu pływającego i podchowanego troci (Salmo trutta L.) wsiedlonego do 6 potoków.* Optymalizacja gospodarki wodnej i chowu ryb w warunkach pogarszającego się stanu środowiska przyrodniczego, Mat. Konf. RR-II-20. AR, 25 – 26 września 1990a, Szczecin, 19÷21, 1990a.

15. **Domagała J., Trzebiatowski R.:** *Przeżycie narybku jesiennego troci (Salmo trutta L.) po przesiedleniu z małych potoków do rzeki Stepnicy. Optymalizacja gospodarki wodnej i chowu ryb w warunkach pogarszającego się stanu środowiska przyrodniczego, Mat. Konf. RR-II-20. AR 25 – 26 września 1990, Szczecin, 26÷28, 1990b.*
16. **Opuszyński K.:** *Podstawy biologii ryb.* PWRiL, Warszawa 1979.
17. **Sych R.:** *Interpretacja łusek troci (Salmo trutta L.) z rzeki Wisły. Acta Hydrobiol. 5,9, 231÷280, 1967a.*
18. **Sych R.:** *Ocena wiarygodności łuskowych oznaczeń wieku ryb na przykładzie troci. Roczn. Nauk Rol. ser H, 90, 2, 1967b.*
19. **Sych R.:** *Elementy teorii oznaczania wieku ryb według łusek. Problem wiarygodności. Roczn. Nauk Rol. ser. H, 93, 1, 1971.*
20. **Trzebiatowski R., Domagała J.:** *Efficiency of stocking small streams with the sea-trout (Salmo trutta L.) hatch of different age. ICES, C.M.1990/M:13, 1990.*
21. **Trzebiatowski R., Domagała J.:** *Możliwości zwiększenia efektywności zarybiania cieków wylęgiem troci (Salmo trutta L.). I. Inkubacja ikry i podchów wylęgu. Zesz. Nauk. AR Wrocław, 218, Zootechnika, 37, 35÷40, Wrocław 1992.*

Age-growth Structure of Spawning Sea Trout Population from Pomeranian Rivers

Abstract

The biology of trout in Pomeranian Rivers have been described by many authors. They described the growth and age structure of fry in rivers, smolts flowing into the sea and mature fish migrating from the sea to the river for their spawn. But the last investigation was made in the 80s last century. For this purpose we carried out analysis based on collected in one year materials from the trout to spawn. Materials were taken from most of Pomeranian Rivers.

Analysis of length, weight, condition factor, river and sea age and sex were performed on 584 fish caught in late autumn 1999. Fish were caught in six of Pomeranian Rivers, such as: Rega, Parseta, Wieprza, Slupia, Leba and Lupawa. In the study examined fish were from 36 to 88 cm long. The widest range of lengths had fish from Wieprza and the smallest from Lupawa. The biggest trouts of both sexes came from Wieprza. Weight of examined fish ranged from 0.4 to 6.7 kg, and the widest range had sea trout from Wieprza,

while the smallest sea trout was from Leba. Condition factor K_F ranged from 0.77 to 1.09 and was higher in males than females. Condition factor variations were small, while variations in size were greater and associated with the fact that we were comparing fish of all sea ages. Size variations among fish of the same age should be smaller. While analyzing fish rivers' age we found that in all rivers dominated 2-years old smolts. They constituted 94.2% to 100% of the total population (average 96.9%). 1-year old fish were accounted for only 0.34% and the 3-years old for 2.74% of the population. This kind of structure in the system of gender was similar in all rivers. The age-growth structure of the sea trout was more diverse. In each river dominated two groups of age, such as: A.1+ and A.2+. From them, in almost all rivers were fish at the sea age A.1+. They ranked from 61.6% in Rega up to 75.2% of the population in Słupia. Only in Wieprza predominated A.2+ fish (65.4%). That school of fish was very numerous, with a predominance of older fish. Ages A.3 + accounted as a small fraction (2.4%). There was also a small proportion of the fish at the age A.0+ (2.7%). However, describing the fish separately by gender, the structure was a little different. Fish at the age A.1+ dominated in all rivers, except Wieprza River, where the largest group were fish A.2 +. Males A.1 + group accounted for more than $\frac{3}{4}$ of the trout population from Pomeranians' Rivers.

Sizes obtained by spawning trout in 1999 in Pomeranians' Rivers, were within the typical range for these rivers, based on data from literature. Also their nutritional status was similar. In groups of freshwater, dominated as it used to be, 2-years old smolts, but in seawater period fish A.1+ and A.2+.



Skuteczność usuwania zanieczyszczeń bakteriologicznych w procesach oczyszczania ścieków z zastosowaniem stawów biologicznych

*Katarzyna Budzińska, Anita Jurek,
Bożena Szejniuk, Grzegorz Wroński
Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy, Bydgoszcz*

1. Wstęp

Jednym z etapów oczyszczania ścieków jest proces biologiczny, który stosuje się gdy metody zastosowane wcześniej nie zapewniają odpowiedniej klasy czystości wody zrzucanej do odbiorników. Istotną funkcję w tych przemianach stanowi działalność metaboliczna mikroorganizmów, które warunkują rozkład substancji organicznych. Technologie biologicznego oczyszczania ścieków stworzone są przez człowieka, jednakże opierają się głównie na procesach naturalnych. Zasada oczyszczania jest taka sama, jak w przypadku naturalnego samooczyszczania się zbiorników wodnych, przy czym różnica polega na stworzeniu optymalnych warunków usuwania zanieczyszczeń ze ścieków (obecność tlenu, pożywki, mieszanie mechaniczne, temperatura, pH, itp.), które zwiększają szybkość i skuteczność procesu [11]. Jedną z metod biologicznego oczyszczania ścieków jest wykorzystanie stawów ściekowych.

Najczęściej występują stawy tlenowe, naturalne, zwane też stabilizacyjnymi, tlenowe napowietrzane oraz fakultatywne (tlenowo-beztlenowe). Stawy biologiczne stosowane są do oczyszczania ścieków pochodzących z małych miejscowości, najczęściej z terenów wiejskich [5]. W stawach ściekowych zachodzi proces samooczyszczania w wyniku działania procesów fizycznych i biochemicznych, przebiegających pod wpływem światła i tlenu oraz przy udziale mikroorganizmów wodnych, lub w warunkach beztlenowych. Podczas oczyszczania następuje znaczna redukcja zawartości azotu, potasu i fosforu, czyli pierwiastków w największym stopniu odpowiedzialnych za eutrofizację wód. Stawy ściekowe zmniejszają wydzielanie amoniaku do atmosfery, odpowiedzialne są również za usuwanie mikroorganizmów chorobotwórczych. Redukcja liczebności mikroorganizmów patogennych w tym systemie może wynosić 93÷98% [2, 14].

Oczyszczanie ścieków bytowo gospodarczych stanowi bardzo istotny element eliminacji drobnoustrojów chorobotwórczych, gdyż wprowadzenie do wód powierzchniowych ścieków skażonych bakteriologicznie bez końcowej dezynfekcji może znacznie pogorszyć ich stan sanitarny i stwarzać poważne zagrożenie dla zdrowia i życia ludzi oraz zwierząt. W pracy dokonano oceny skuteczności oczyszczania ścieków poprzez analizę eliminacji bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae*, paciorkowców kałowych, *E.coli* i bakterii z rodzaju *Salmonella* na poszczególnych etapach procesów oczyszczania z zastosowaniem stawów ściekowych.

2. Opis obiektu badań

Obiekt, w którym przeprowadzono badania przeznaczony jest do oczyszczania ścieków bytowo-gospodarczych. Ścieki surowe dopływają do oczyszczalni kolektorem tłocznym z przepompowni sieciowej. Trafiają do studzienki rozprężonej, z której przepływają grawitacyjnie do komory pełniącej funkcję oddzielnicy zanieczyszczeń mineralnych. Kolejny układ technologiczny oczyszczalni stanowi osadnik Imhoffa, składający się z komory przepływowej i fermentacyjnej, których celem jest wydzielenie ze ścieków zawiesiny oraz beztlenowa stabilizacja i magazynowanie osadu wydzielonego ze ścieków. Tak oczyszczone ścieki trafiają do szeregowo ułożonych stawów: napowietrzanego, sedymentacyjnego i dwóch stawów stabilizacyjnych. Staw napowietrzany stanowi wybetonowany zbiornik

o głębokości 2,8 m i pojemności całkowitej 6 602 m³, czas przetrzymania ścieków wynosi 28 dni. Pełne wymieszanie zbiornika realizowane jest za pomocą urządzeń napowietrzających, o zdolności napowietrzania 4,5 kg O₂/h. Następnie ścieki trafiają do stawu sedymentacyjnego, w którym ścieki przebywają 9 dni. Staw ten służy do oddzielenia zawiesiny zawartej w stawie napowietrzonym. Jest to wybetonowany zbiornik o głębokości 2,8 m i objętości 2298 m³. W dalszej kolejności ścieki doprowadzane są do stawów stabilizacyjnych, w których ma miejsce biologiczne oczyszczanie ścieków. Oba stawy mają głębokość 1,6 m, a czas przetrzymania ścieków wynosi dla pierwszego stawu 9 dni, a dla drugiego 14 dni. Ścieki ze stawów stabilizacyjnych trafiają do filtru żwirowego, którego zadaniem jest usunięcie ze ścieków planktonu pochodzącego z produkcji stawów. Powstający w procesie oczyszczania osad kierowany jest na poletka osadowe, gdzie następuje jego odwadnianie. Oczyszczone ścieki odprowadzane są do rzeki Drwęcy.

3. Materiał i metody badań

Pobieranie próbek do badań

Przedmiotem badań były ścieki bytowo-gospodarcze pobierane z oczyszczalni znajdującej się w województwie kujawsko-pomorskim. Pobierano następujące próbki ścieków:

- A – ścieki surowe,
- B – ścieki po oczyszczeniu mechanicznym,
- C – ścieki oczyszczone w stawie stabilizacyjnym I,
- D – ścieki oczyszczone w stawie stabilizacyjnym II,
- E – ścieki po filtrach piaskowych, odprowadzane do rzeki Drwęcy.

Próbki ścieków pobierano zgodnie z instrukcją pobierania, postępowania i przechowywania podaną w EN 25667-2 i PN-EN ISO 5667-3. Analizy pobranych ścieków wykonano 7-krotnie w okresie jesienno-zimowym oraz wiosenno-letnim. W ściekach oznaczono liczbę bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae*, *Escherichia coli*, paciorkowców kałowych oraz obecność drobnoustrojów z rodzaju *Salmonella*.

Procedura przeprowadzania badań mikrobiologicznych

Oznaczenie liczby bakterii Escherichia coli

Zasada metody polegała na wykrywaniu bakterii *Escherichia coli* metodą fermentacyjną-probówkową, poprzez określenie zdolności tych bakterii do fermentowania laktozy z wytworzeniem kwasu, gazu i aldehydu. Ilościowe oznaczenie drobnoustrojów prowadzone było w oparciu o obliczenie najbardziej prawdopodobnej liczby (NPL), zestawem 3-probówkowym, posługując się tablicami Mc Cread'ego. W pierwszym etapie wykonano w trzech powtórzeniach rozcieńczenia dziesiętne ścieków od 10^{-1} do 10^{-8} wykorzystując podłoże płynne z laktozą i purpurą bromokrezolową – Mac Conkey Bulion. Następnie próby poddano inkubacji w temperaturze 37°C przez 24÷48h. Próby dodatnie i wątpliwe potwierdzano stosując podłoże stałe wybiórcze – Tergitol-7-agar (inkubacja 24 h/ 37°C). Ocena poszczególnych prób polegała na stwierdzeniu, w przypadku pożywki płynnej, zmiany barwy bulionu z fioletowej na żółtą-rozkład laktozy oraz obecność gazu w rurce Durhama. Jeżeli zaobserwowano wyżej wymienione cechy to taką próbę oceniano pozytywnie. Na pożywce stałej bakterie *Escherichia coli* rosły w postaci żółtych kolonii, wokół nich następowała zmiana barwy podłoża na kolor żółty [PN-77/C-04615].

Oznaczenie liczby paciorkowców kałowych

W celu oznaczenia liczby paciorkowców kałowych w ściekach w pierwszym etapie badań zastosowano bulion z azydkiem i dekstrozą [Merck nr kat. 101590]. 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°C przez 24 lub 48h. Za wynik dodatni badania wstępnego uznano zmętnienie pożywki [PN-82/C04615.25]. Ze wszystkich dodatnich hodowli w próbkach z pożywką namnażająco – selektywną z badania wstępnego wykonano posiewy rysowe na agar z kanamycyną, eskuliną i azydkiem. Inkubacje prowadzono w temperaturze 37°C przez 24÷48h. Wynik dodatni badania potwierdzającego obecność paciorkowców kałowych to mleczno białe, drobne kolonie wraz z czarnym zabarwieniem podłoża. Na pod-

stawie dodatnich wyników badania potwierdzającego określa się ostateczny wynik w postaci najbardziej prawdopodobnej liczby żywych bakterii w 1 ml ścieków [PN-77/C-04615].

Oznaczanie ogólnej liczby bakterii z rodziny Enterobacteriaceae

Oznaczenie liczby bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* przeprowadzono na agarze Mac Conkey'a, metodą posiewu powierzchniowego. Oznaczenie to polegało na rozproszczeniu 0,1 ml odpowiedniego rozcieńczenia na płytkach Petriego z pożywką stałą. Tak przygotowane posiewy inkubowano w temperaturze 37°C przez 24 h. Po upływie tego czasu policzono wyrosłe kolonie. Liczbę bakterii podano w 1ml ścieków.

Metoda wykrywania obecności bakterii z rodzaju Salmonella

Metoda wykrywania pałeczek *Salmonella* w ściekach podlegających analizie, polegała na stwierdzeniu obecności tych bakterii za pomocą hodowli na podłożach namnażających i różnicująco-selektywnych [PN-Z-19000-1]. Pierwszym etapem było przednamnażanie w zbuforowanej wodzie peptonowej, a następnie selektywne namnażanie na płynnej pożywce wybiórczo-namnażającej według Rappaporta z dodatkiem tetracykliny i zieleni malachitowej. W dalszej kolejności hodowlę przeniesiono na podłoże agarowe BPLA z zielenią brylantową, czerwień fenolową i laktozą oraz na podłoże XLD z ksylozą, lizyną i dezoksychohanem. Typowe kolonie *Salmonella* na podłożu BPLA rosły w postaci blado-różowych koloni, wokół których występowało charakterystyczne zabarwienie agaru na różowo. Na agarze XLD typowe kolonie bakterii rosły w postaci drobnych kolonii z czarnym środkiem, otoczone jasnoczerwoną strefą. Końcowa identyfikacja polegała na zastosowaniu testów serologicznych – surowicy poliwalentnej HM i mikrotestu API 20 E.

4. Wyniki i dyskusja

Ścieki bytowo-gospodarcze, które trafiają do oczyszczalni zawierają zanieczyszczenia biologiczne w postaci bakterii, wirusów, grzybów i pasożytniczych robaków, które przez wzgląd na swój charakter mogą stanowić poważne zagrożenie dla zdrowia ludzi i zwierząt. Do najczęściej izolowanych należą m.in.: *Escherichia coli*, *Shigella spp.*, *Yersinia enterocolitica*, *Salmonella spp.*, *Clostridium perfringens*, *Streptococcus faecalis*, *Leptospira spp.*, *Mycobacterium tuberculosis*, *Shigella flexneri*,

oraz *Vibrio cholera*. Drobnoustroje chorobotwórcze mogą przeżyć poza ustrojem żywiciela przez pewien okres, dlatego też ich obecność w ściekach, osadach ściekowych, w wodzie czy w glebie stanowi zagrożenie sanitarne [9].

Przy sanitarnej ocenie ścieków korzysta się z metody pośredniej, polegającej na wykrywaniu bakterii uznanych za tzw. wskaźniki sanitarne. W prezentowanej pracy do oceny sanitarnej ścieków jako wskaźniki przyjęto bakterie *E.coli*, paciorkowce kałowe, pałeczki z rodzaju *Salmonella*, a także drobnoustroje należące do rodziny *Enterobacteriaceae*. Z przeprowadzonych analiz wynika, że najliczniejszą grupą mikroorganizmów występujących w ściekach surowych były bakterie z rodziny *Enterobacteriaceae*, których liczbę odnotowano w zakresie od $4,42 \cdot 10^6$ do $1,55 \cdot 10^8$ komórek/ml. Średnia liczba tych drobnoustrojów wynosiła $5,71 \cdot 10^7$ komórek w 1 ml ścieków nieoczyszczonych. Z pośród oznaczanych w ściekach bakterii paciorkowce kałowe stanowiły najmniej liczną grupę. Liczba tych mikroorganizmów kształtowała się na poziomie od $3,0 \cdot 10^4$ do $9,5 \cdot 10^5$ komórek w 1 ml ścieków surowych, przy czym średnia dla całego okresu badawczego wynosiła $3,42 \cdot 10^5$ komórek/ml (tab. 1). Podobną zależność stwierdzili Walczak i Donderski [15]. W ściekach nieoczyszczonych stwierdzono występowanie znacznej liczby bakterii *Escherichia coli*, średnio $8,71 \cdot 10^6$ komórek w 1 ml. Odnotowano istotne różnice pomiędzy poszczególnymi próbami ścieków wynoszące 2 jednostki logarytmiczne (rys. 2).

Podczas oczyszczania ścieków obok usuwania zanieczyszczeń organicznych następuje obniżenie liczby mikroorganizmów chorobotwórczych, przy czym efektywność ich usuwania zależy między innymi od przyjętej technologii oczyszczania ścieków. Na ogół im wyższy stopień oczyszczania, tym wyższa efektywność ich usuwania. Próbkę ścieków pobrane po etapie mechanicznego oczyszczania charakteryzowały się obniżeniem liczby bakterii wskaźnikowych. Bakterie z rodziny *Enterobacteriaceae* stwierdzono średnio na poziomie $8,97 \cdot 10^6$ ($6,18 \cdot 10^5 \div 3,45 \cdot 10^7$ komórek/ml). Mechaniczne oczyszczanie ścieków spowodowało eliminację tych mikroorganizmów wynoszącą 85,5%. Mniej efektywnie były usuwane komórki bakterii *E.coli*, których średnia liczba na tym etapie oczyszczania wynosiła $8,71 \cdot 10^6$ w 1 ml ścieków. Procent redukcji po tej fazie procesu usuwania zanieczyszczeń ze ścieków obliczono na 63,59. W badaniach po mechanicznym oczyszczaniu, Kawamura i Kaneko [6] udowadniają zmniejszenie się liczby *E.coli*

o 60÷70%. Najniższym tempem eliminacji cechowały się na tym etapie paciorkowce kałowe (48,50%). W procesie sedymentacji usuwane są głównie mikroorganizmy zaadsorbowane na cząstkach zawieszin znajdujących się w ściekach. W zależności od efektywności procesu sedymentacji, w osadach wstępnych można usunąć od 25÷75% bakterii [7].

Zastosowanie dodatkowych procesów oczyszczania ścieków pozwala na dalszą obniżkę zawartości mikroorganizmów [9]. Przeprowadzone badania wykazały wysoką redukcję liczebności bakterii wskaźnikowych w procesie biologicznego oczyszczania ścieków w stawach stabilizacyjnych. Liczba bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* w ściekach po stawie stabilizacyjnym I wynosiła średnio $2,67 \cdot 10^5$ komórek/ml, natomiast po oczyszczaniu w stawie stabilizacyjnym II $3,39 \cdot 10^3$. Eliminacja tych mikroorganizmów wynosiła odpowiednio 97,82% po stawie I i 99,99% po stawie stabilizacyjnym II. Liczba *Escherichia coli* w ściekach oczyszczonych w stawach stabilizacyjnych kształtowała się na poziomie $10^3 \div 10^4$ komórek/ml, natomiast procent redukcji wynosił odpowiednio 98,64 i 99,92%. Dizer i wsp. [3] zauważyli, że w stawach stabilizacyjnych o kilkudniowym czasie zatrzymania ścieków w okresie letnim redukcję *E.coli* sięga 99÷99,9%. Bonde [1] analizował skuteczność biologicznego oczyszczania ścieków i zaobserwował, że liczba bakterii *E.coli* spadła o 95%, natomiast Szumilas i wsp. [13] podają, że nowoczesne oczyszczalnie ścieków są w stanie zredukować na drodze biologicznego oczyszczania więcej niż 99,999% bakterii z grupy coli. W badaniach prowadzonych przez autorów liczba bakterii *Escherichia coli* po oczyszczaniu biologicznym wynosiła od 10^5 do 10^6 jtk/ml.

Wyniki badań dotyczące występowania bakterii wskaźnikowych w ściekach oczyszczonych wskazują, że pomimo wysokiego procentu redukcji sięgającego 99,99% w odniesieniu do wszystkich oznaczanych drobnoustrojów liczba pozostałych w ściekach mikroorganizmów jest nadal wysoka. W ściekach oczyszczonych najliczniej występowały enterobakterie ($9,97 \cdot 10^2$). Paciorkowce kałowe odnotowano na poziomie $4,57 \cdot 10^2$, natomiast liczba *E.coli* w 1 ml ścieków oczyszczonych wynosiła $1,19 \cdot 10^2$ komórek. Walczak i Donderski [15] stwierdzili, że w procesie mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków można osiągnąć eliminację fekalnych bakterii grupy coli na poziomie 97,28%, paciorkowców kałowych 85,97%, natomiast bakterie z rodziny *Enterobacteriaceae* usuwane są 96,18%. Podobnie wysoki procent redukcji podają inni autorzy [8, 4].

Tabela 1. Średnia liczba bakterii w ściekach na poszczególnych etapach oczyszczania**Table 1.** The average number of bacteria in sewage at particular stages of treatment

Wyszczególnienie	Liczba bakterii w ściekach (komórki/ml)				
	A	B	C	D	E
<i>E.coli</i>	$8,71 \cdot 10^6$	$3,24 \cdot 10^6$	$3,74 \cdot 10^4$	$5,49 \cdot 10^3$	$1,19 \cdot 10^2$
Paciorkowce kałowe	$3,42 \cdot 10^5$	$1,6 \cdot 10^5$	$4,18 \cdot 10^4$	$1,05 \cdot 10^3$	$4,57 \cdot 10^2$
Bakterie z rodziny <i>Enterobacteriaceae</i>	$5,71 \cdot 10^7$	$8,97 \cdot 10^6$	$2,67 \cdot 10^5$	$3,39 \cdot 10^3$	$9,97 \cdot 10^2$

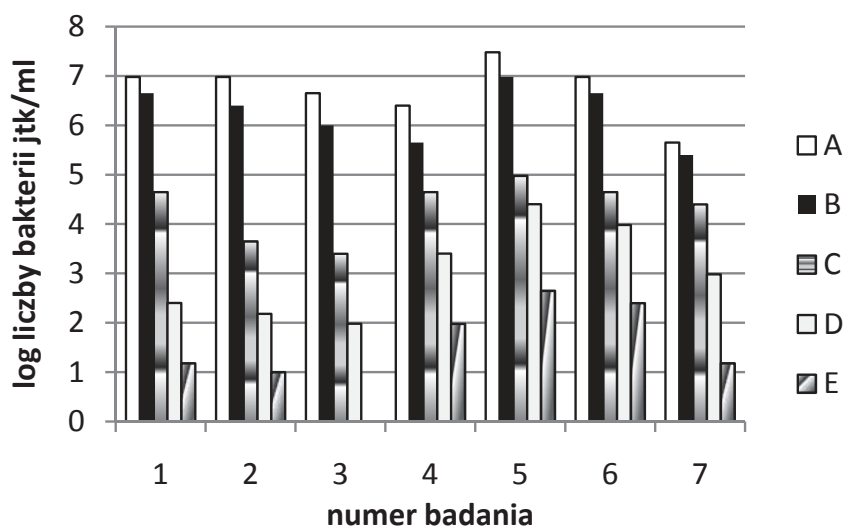
Tabela 2. Redukcja liczby *E.coli*, paciorkowców kałowych i bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* w ściekach na poszczególnych etapach oczyszczania**Table 2.** Reduction in the number of *E.coli*, fecal streptococci and bacteria of the *Enterobacteriaceae* family in sewage at particular stages of treatment

Wyszczególnienie	% redukcji liczby bakterii po oczyszczeniu			
	B	C	D	E
<i>E.coli</i>	63,59	98,64	99,92	99,99
Paciorkowce kałowe	48,50	91,62	98,92	99,29
Bakterie z rodziny <i>Enterobacteriaceae</i>	85,5	97,82	99,99	99,99

Analiza ścieków surowych wykazała obecność pałeczek z rodzaju *Salmonella* w 70% pobranych próbek. Po mechanicznym etapie oczyszczania stwierdzono nieznaczną redukcję liczebności tych bakterii. Oczyszczanie ścieków w stawach biologicznych pozwoliło na ich eliminację. Po tym etapie oczyszczania ścieków w 28% pobranych próbek stwierdzono obecność pałeczek *Salmonella*. W ściekach oczyszczonych na 21 analizowanych próbek w 2 stwierdzono obecność bakterii z rodzaju *Salmonella*, co stanowi 10% z wszystkich badanych prób.

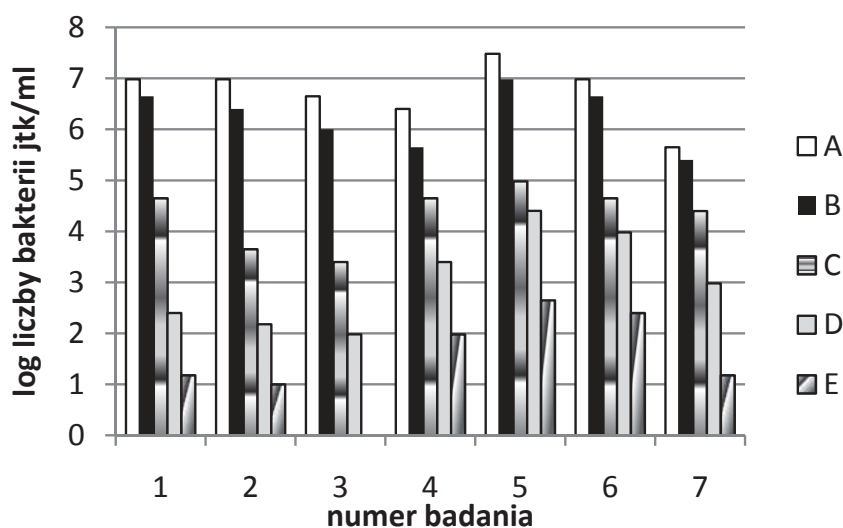
Salmonella stwarza szczególne zagrożenie. Jest ona często izolowana z wody z rzek, co zostało potwierdzone przez badania próbek z 1549 strumieni wody wykorzystywanej do kąpieli w południowej Bawarii, które wykazały 195 pozytywnych przypadków [12]. Badania wody

z Zatoki Gdańskiej i Puckiej, będące zlewiskiem znacznej ilości polskich rzek, wykazały występowanie tych bakterii w około 30% próbek [10].



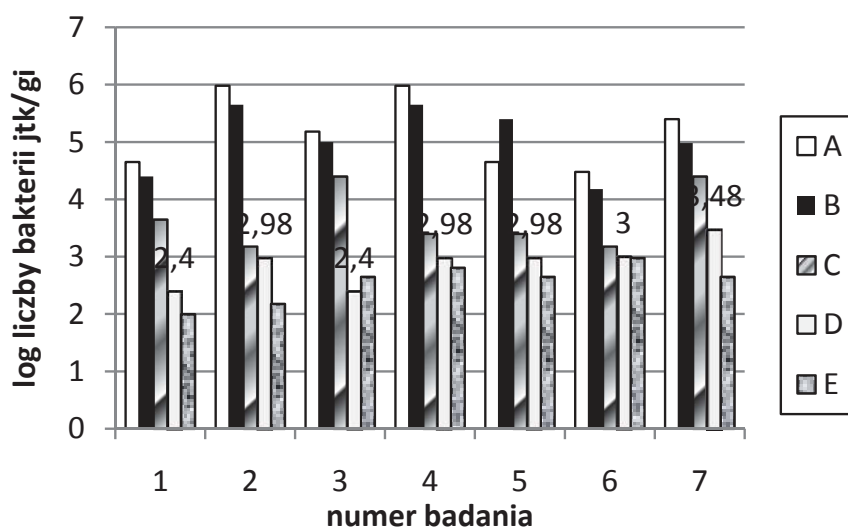
Rys. 1. Liczba bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* (log komórek/ml) w ściekach na poszczególnych etapach oczyszczania

Fig. 1. The number of bacteria of the *Enterobacteriaceae* family (log cells/ml) in sewage at particular stages of treatment



Rys. 2. Liczba bakterii *E.coli* (log komórek/ml) w ściekach na poszczególnych etapach oczyszczania

Fig. 2. The number of *E.coli* bacteria (log cells/ml) in sewage at particular stages of treatment



Rys. 3. Liczba paciorkowców kałowych (log komórek/ml) w ściekach na poszczególnych etapach oczyszczania

Fig. 3. The number of fecal streptococci (log cells/ml) in sewage at particular stages of treatment

5. Wnioski

1. W surowych ściekach stwierdzono, że najliczniej występującymi bakteriami wskaźnikowymi były bakterie z rodziny Enterobacteriaceae, natomiast paciorkowce kałowe stanowiły najmniej liczną grupę mikroorganizmów.
2. Oczyszczanie ścieków z zastosowaniem stawów biologicznych przyczyniło się do eliminacji mikroorganizmów wskaźnikowych na poziomie 99,99%, jednak liczba pozostałych bakterii wskazuje na możliwość występowania drobnoustrojów chorobotwórczych w ściekach odprowadzanych do wód powierzchniowych.
3. Szczególnie niepokojący jest fakt występowania w ściekach oczyszczonych pałeczek z rodzaju *Salmonella* (10% próbek ścieków). Stwarza to potencjalne ryzyko skażenia środowiska naturalnego.

Literatura

1. **Bonde G.J.:** *Pollution of a marine environment*. Water Poll. Contr. Fed. Washington. 2, 45. 1990.
2. **Botero L., Montiel M., Estrada P., Villalobis M., Herrera L.:** *Microorganism removal in wastewater stabilization ponds in Maracaibo*. Venezuela. Water Science and Technology. 35, 11÷12, 205÷209. 1997.

3. **Dizer H., Althoff H.N., Bartoba W., Dorau W., Grahmon A., Lopez-Pila S.H., Seidel K.:** *Inaktivierung von Bakterien Viren in Klarwerkablaufen durch Flackungsfiltation. UV – Bestrahlung und Mikrofiltration in verschiedenen Pilotanlagen. Bericht zum Faschungsvoutraben A 2 – 1342 – 22 Institut fur Wasser – Boden und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin 1993.*
4. **George I., Crop PH., Servais P.:** *Fecal coliform removal in wastewater treatment plants studied by plate counts and enzymatic methods. Water Research, 36,10, 2607÷2617. 2002.*
5. **Jóźwiakowski K., Kotulska M.:** *Charakterystyka technologii usuwania zanieczyszczeń w biologicznych stawach ściekowych. Zesz. Nauk. AR im. H. Kołłątaja w Krakowie, 28, 434. 2006.*
6. **Kawamura K., Kaneko M.:** *Microbial quality of human wastes and treatment plant effluent. Water Sci. Techn.18, 257. 1986.*
7. **Kaźmierczuk M.:** *Biologiczne skażenie osadów pochodzących z miejskich oczyszczalni ścieków. Człowiek i Środowisko, 7, 417. 1983.*
8. **Koivunen J., Siitonen A., Heinonen-Tanski H.:** *Elimination of enteric bacteria in biological-chemical wastewater treatment and tertiary filtration units. Water Research, 37, 3, 690÷698. 2003.*
9. **Kosarewicz O., Firlus J., Uniejewska G.:** *Usuwanie mikroorganizmów chorobotwórczych w oczyszczalniach ścieków miejskich. GWiTS, 73, 8, 292÷297. 1999.*
10. **Kwiatek K.:** *Epidemiologia, zwalczanie i wykrywanie salmoneloz w Polsce. Gospodarka Mięсна. 8, 42. 1999.*
11. **Łagód G., Sobczuk H., Suchorab Z.:** *Application of a saprobiontic microorganisms community analysis in the calibration of a model description of sewage self-purification in sewer systems. Ecol Chem and Engine. 13, 3÷4, 265÷275. 2006.*
12. **Schindler P.R.G., Gerson D., Vogt H., Metz H.:** *Über das Vorkommen von Salmonellen in Seen und im Trinkwasser aus Sudbayern. /landesuntersuchungsamt fur das Gesundheitswesen Sudbayern, OberschleiBheim. 1991.*
13. **Szumilas T., Michalska M., Bartoszewicz M.:** *Charakterystyka zanieczyszczenia ścieków komunalnych z dużej aglomeracji miejskiej i ocena stopnia redukcji tego zanieczyszczenia w procesie biologicznego oczyszczania ścieków. Roczniki PZH, 52, 2, 155. 2001.*
14. **Varon M.R.:** *Waste stabilization ponds for wastewater treatment. <http://www.irc.nl/page/8237>. 2003.*
15. **Walczak M., Donderski W.:** *Elimination of Indicators (TC, FC, FS) and Enterobacteriaceae family bacteria during the sewage treatment process. Polish Journal of Natura Science, 22, 2, 294÷304. 2007.*

Efficiency of Bacteriological Pollution Removal in Sewage Treatment Using Biological Ponds

Abstract

The subject of this study was household sewage from treatment plant working in biological ponds technology (aerated and stabilized), located in the kujawsko-pomorskie province. The study involved assessment of sewage treatment efficacy through the analysis of indicator bacteria elimination at particular stages of treatment processes. Raw sewage, after mechanical treatment in two stabilization ponds and after sand filters were examined. Sewage samples were collected according to the instruction of sampling, handling and storage given in EN 25667-2 and PN-EN ISO 5667-3. Analyses of collected sewage were made 7 times in the autumn-winter and spring-summer periods. The number of bacteria of the *Enterobacteriaceae* family, *Escherichia coli*, fecal streptococci and presence of microorganisms of *Salmonella* genus were determined in sewage. Carried out analyses show that the most numerous group of microorganisms occurring in raw sewage were bacteria of the *Enterobacteriaceae* family, which number was from 10^6 to 10^8 cells ml^{-1} . Raw sewage was also characterized by occurrence of a very large number of *Escherichia coli* (10^7 cells in 1 ml). Fecal streptococci constituted the least numerous group of bacteria determined in sewage. Number of those microorganisms ranged from 10^4 to 10^5 cells in 1 ml of raw sewage. The study indicated the presence of bacilli of the *Salmonella* genus in 70% of analyzed samples. Mechanical sewage treatment contributed to elimination of indicator bacteria, and the least percentage of reduction was observed in the case of fecal streptococci (48.5%), while the highest to bacteria of the *Enterobacteriaceae* family (85.5%). Bacteria *Escherichia coli* were reduced in 63.6%. Sewage treatment in stabilization ponds allowed a considerable decrease in the number of determined bacteria, which elimination level was within the range 98%-99%, whereas streptococci were removed in least effective way at this stage of treatment. Sewage treated on sand filters – discharged to the river Drweca – were characterized by the occurrence of indicator bacteria at a level of 10^2 cells/ml, in spite of obtaining a high reduction level of those bacteria, which amounted to 99.99%. In treated sewage, bacteria of the *Enterobacteriaceae* family, constituted the largest group and *Escherichia coli* occurred in the smallest amounts. The number of other fecal bacteria and enterobacteria indicates a possibility of occurrence of pathogenic microorganisms in sewage discharged to surface waters. The fact of bacilli of the *Salmonella* genus occurring in treated sewage (10% of sewage samples) is particularly alarming. This creates a potential risk of pollution of the natural environment.



Pomiary zanieczyszczeń odorowych wieloczujnikowym urządzeniem z tlenkowymi czujnikami gazu

*Henryk Sobczuk, Łukasz Guz
Politechnika Lubelska*

1. Wstęp

Pomiary zapachowej jakości powietrza za pomocą urządzeń elektronicznych opartych na czujnikach gazów realizowane są już wielu gałęziach przemysłu. Stosuje się je w medycynie [1], w przemyśle spożywczym [6]. Znajdują też coraz szersze zastosowanie do monitoringu jakości powietrza w środowisku [10]. I tak np. zastosowane są na składowiskach odpadów, spalarniach, kompostowniach itp. [3÷5, 14]. Analiza zapachowa jest zadaniem wymagającym wcześniejszej kalibracji urządzeń i porównania ich wskazań z odczuciem zapachowym grupy osób testujących. Często stosowane czujniki TGS służą do detekcji zanieczyszczeń powietrza. Jest to możliwe dzięki zjawisku zmiany przewodnictwa elektrycznego półprzewodnikowego elementu pomiarowego w zależności od stężenia zanieczyszczenia, na które czujnik jest uczulony [8]. W czujnikach gazu TGS elementem pomiarowym jest elektroda wykonana z półprzewodnikowego dwutlenku cyny SnO_2 , wykazującego

duże zmiany przewodnictwa pod wpływem redukujących zanieczyszczeń atmosfery. W zależności od przeznaczenia czujnika sensor zawiera różne domieszki, najczęściej metale szlachetne, powodujące jego uczulenie na specyficzny związek lub grupę związków chemicznych. Zmiana przewodnictwa elektrycznego w półprzewodnikach jest wynikiem procesu tworzenia wiązań chemicznych między cząsteczkami gazów a materiałem półprzewodnikowego sensora. Zmiana koncentracji nośników prądu powoduje zmianę przewodnictwa półprzewodnika, zachodzącego w bardzo cienkiej, powierzchniowej warstwie materiału.

Do pomiarów jakości i zanieczyszczeń powietrza stosuje się od kilku do kilkudziesięciu sensorów gazu [2]. Każdy czujnik inaczej reaguje na prezentowaną próbkę, przez co uzyskuje się konfigurację sygnałów całej matrycy, która charakteryzuje badany gaz. Zastosowanie czujników o częściowej selektywności powoduje iż matryca jest czuła na bardzo szerokie spektrum zanieczyszczeń gazowych. W wyniku takich pomiarów powstaje wielowymiarowy zbiór danych, w którym liczba wymiarów równa jest liczbie zastosowanych czujników. Dlatego musi zostać zastosowana technika analityczna, która pozwoli na ekstrakcję najistotniejszych informacji o badanej próbce gazowej [15].

Zanieczyszczone powietrze jest mieszaniną powietrza oraz licznych związków organicznych, z których niektóre są uciążliwe nawet w bardzo małym stężeniu. Dlatego w pierwszej kolejności należy zbadać charakterystyki zastosowanych czujników na poszczególne substancje zapachowo-czynne.

2. Stanowisko pomiarowe

Do analizy substancji zapachowo czynnych zostało wykorzystanych 8 rezystancyjnych czujników gazu TGS Figaro oraz czujnik temperatury i wilgotności względnej. Zestawienie czujników w matrycy zostało podane w tab. 1. Są to czujniki bardzo często wykorzystywane przez wiele jednostek badawczych, z tego względu istnieje możliwość porównywania uzyskanych wyników.

Matryca czujnikowa wbudowana jest w przenośne autonomiczne urządzenie pomiarowe, którego schemat przedstawiony jest na rys. 1. Miernik posiada własne źródło zasilania oraz pamięć w postaci karty SD, co umożliwia pomiary in-situ. Strumień próby przepływa przez matrycę

radialnie i omywa każdy czujnik równomiernie, przez co zminimalizowany jest wpływ pozostałych czujników na jakość badanej próby. Do przepływu gazu została zastosowana w tym przypadku mikropompka membranowa. Strumień ustawiony był na 1,0 L/min. Zmiana sygnałów z czujników rejestrowana jest przez mikrokontroler ADuC847 z wbudowanym dokładnym 24-bitowym przetwornikiem analogowo-cyfrowym. W celu zminimalizowania wpływu zakłóceń elektromagnetycznych, czujniki wraz z przetwornikiem zamknięte zostały w aluminiowej obudowie. Obwody grzałek oraz elementów sensorycznych czujników zasilane są z oddzielnych stabilizatorów o napięciu 5,0 V [9].

Tabela 1. Czujniki zastosowane podczas pomiarów

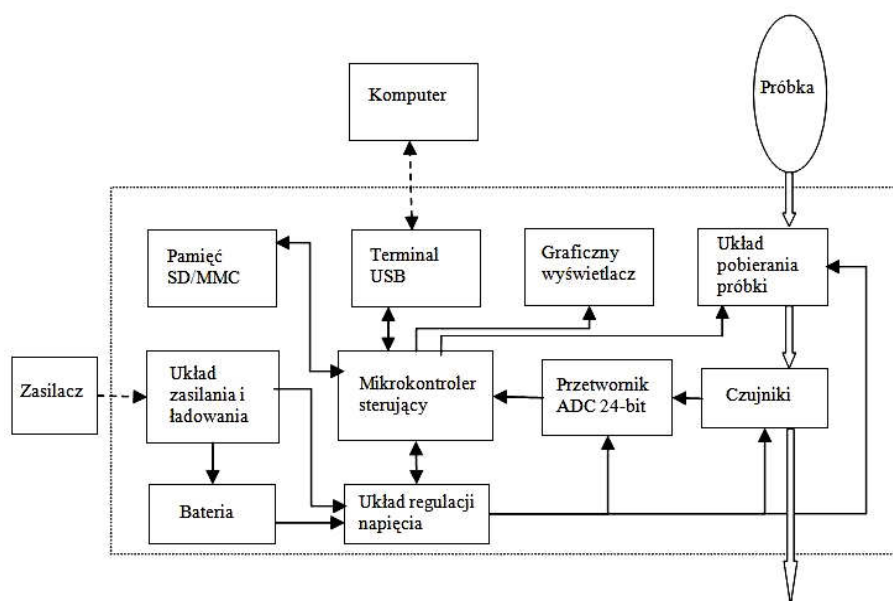
Table 1. Sensors used during measurements

Nr	Typ	Opis
1.	TGS2600-B00	Czujnik zanieczyszczeń powietrza, H ₂ , Figaro
2.	TGS2602-B00	Czujnik gazów toksycznych [NH ₃ , H ₂ S, C ₂ H ₅ OH, C ₆ H ₅ CH ₃], zanieczyszczenia powietrza Figaro
3.	TGS2610-C00	Czujnik propanu, LGP50, Figaro
4.	TGS2610-D00	Czujnik propanu i butanu z filtrem węglowym [C ₃ H ₈ , C ₄ H ₁₀], Figaro
5.	TGS2611-C00	Czujnik metanu [CH ₄], Figaro
6.	TGS2611-E00	Czujnik metanu z filtrem węglowym, [CH ₄], Figaro
7.	TGS2612-D00	Czujnik propanu i izobutanu [C ₃ H ₈ , C ₄ H ₁₀], Figaro
8.	TGS2620-C00	Czujnik alkoholu etylowego, Figaro
T	DS18B20	Czujnik temperatury, Maxim-Dallas
RH	HIH-4000	Czujnik wilgotności względnej

3. Pomiar związków zapachowo-czynnych

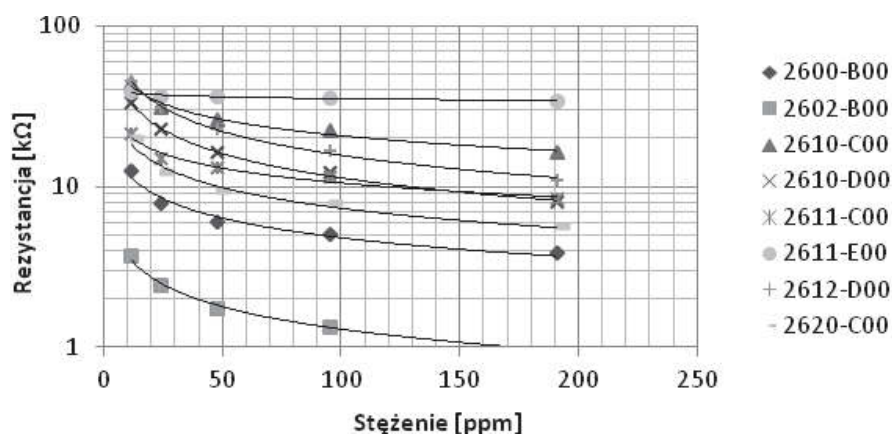
Próbki powietrza z substancjami zapachowo-czynnymi takimi jak n-butanol, aceton, toluen, etanol, i metanol przygotowywane były w laboratorium. Do powietrza syntetycznego w tedlarowej torbie za pomocą chromatograficznej strzykawki dozowana była określona ilość związku chemicznego. Po stwierdzeniu odparowania danej substancji

z przezroczystej ścianki worka, sprawdzane było stężenie próby za pomocą chromatografu gazowego Photovac Voyager. Przed pomiarami matryca czujnikowa była wygrzewana, a podłączenie próbek poprzedzane było płukaniem sensorów powietrzem syntetycznym, aż do uzyskania stabilnych odczytów rezystancji. Na wykresach poniżej przedstawione są wyniki pomiarów próbek kalibracyjnych z substancjami zapachowymi dla różnych stężeń.



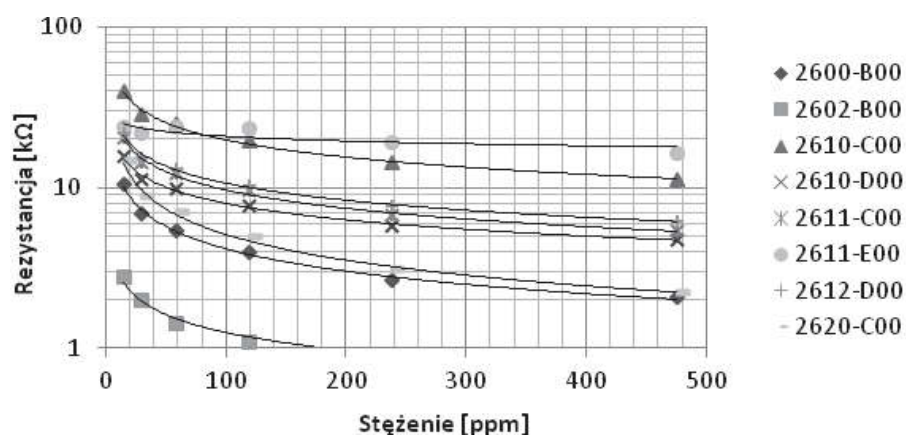
Rys. 1. Schemat stanowiska do pomiaru dynamicznych [9]

Fig. 1. Measurement setup for dynamic measurements [9]



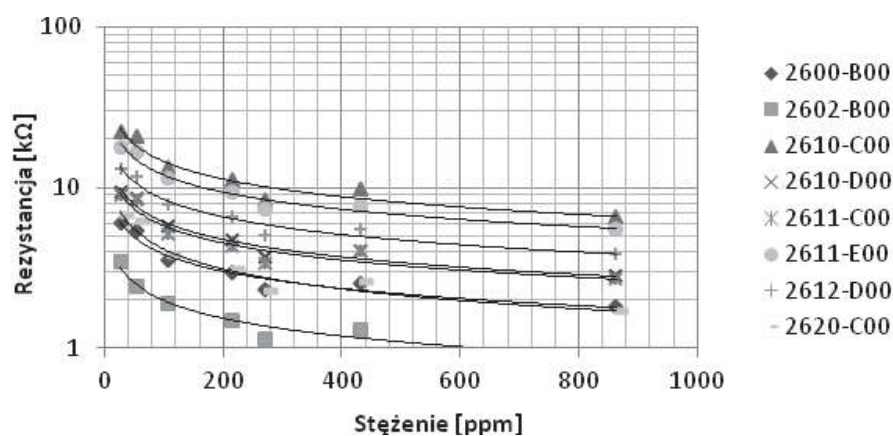
Rys. 2. Sygnał czujników dla n-butanolu

Fig. 2. Sensors signal for n-butanol



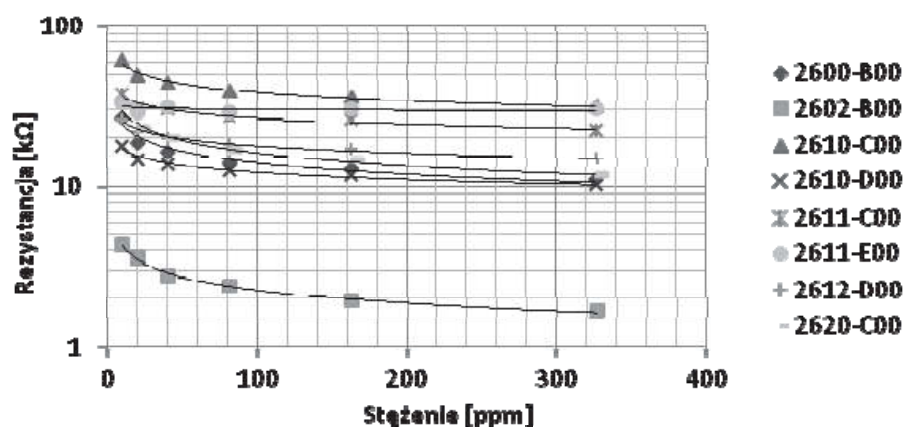
Rys. 3. Sygnał czujników dla acetonu

Fig. 3. Sensors signal for acetone



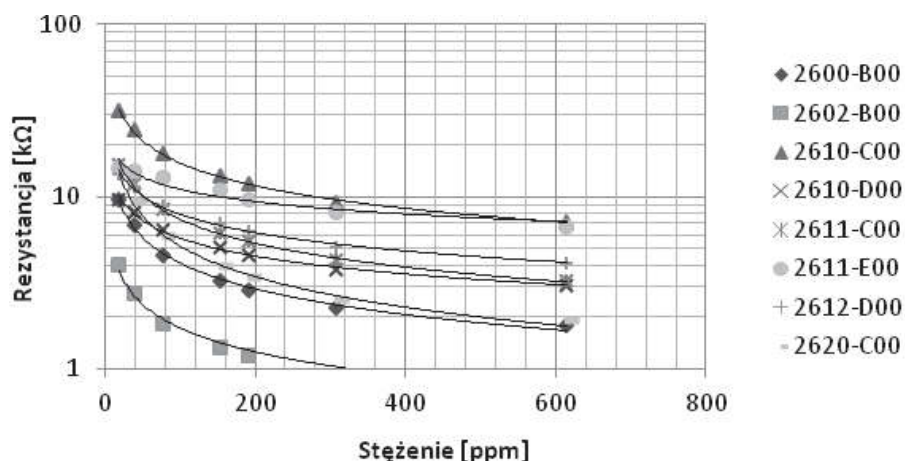
Rys. 4. Sygnał czujników dla metanolu

Fig. 4. Sensors signal for methanol



Rys. 5. Sygnał czujników dla toluenu

Fig. 5. Sensors signal for toluene

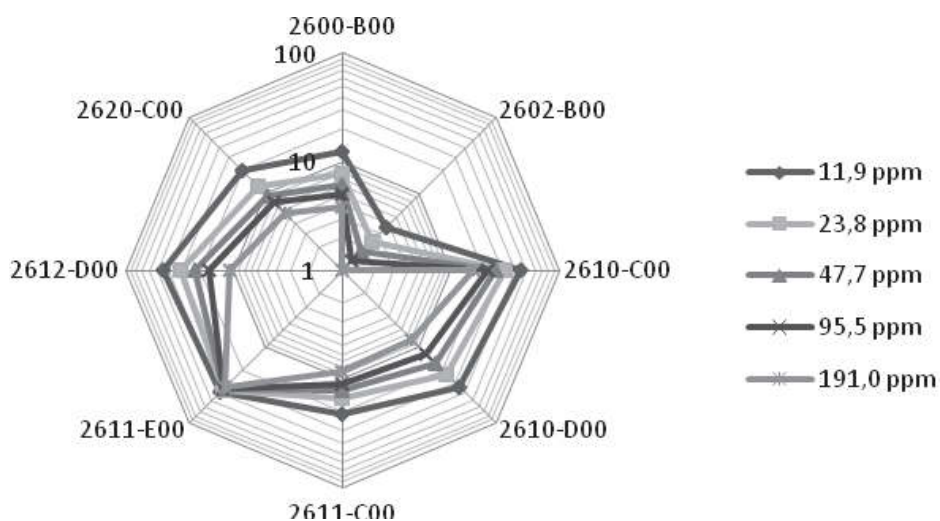


Rys. 6. Sygnał czujników dla etanolu

Fig. 6. Sensors signal for ethanol

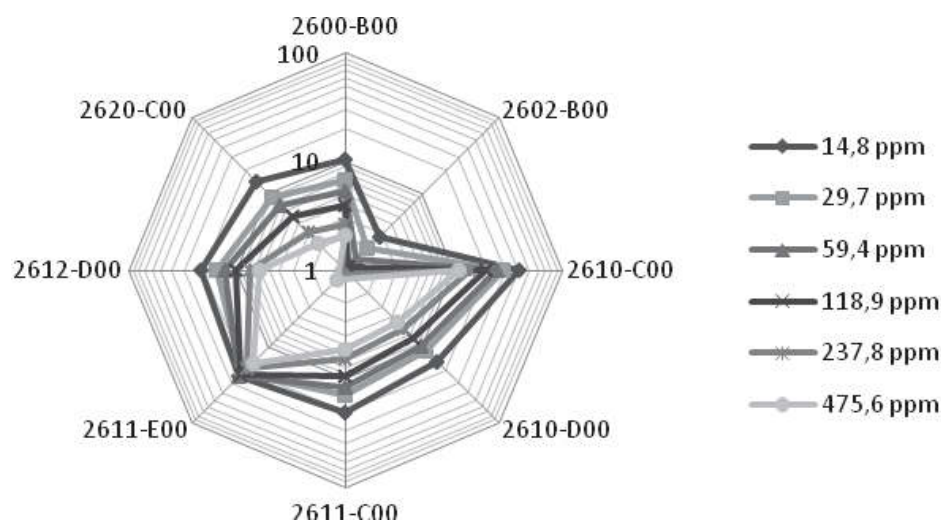
Cechą charakterystyczną dla powyższych wykresów jest zmniejszenie rezystancji czujników matrycy w miarę wzrostu stężeń zanieczyszczeń. Zaobserwowano silniejszą reakcję matrycy na zmiany stężeń w zakresie do około 200 ppm.

Bardzo często dane pomiarowe zestawia się na wykresach polarnych. Dla każdego związku chemicznego istnieje, charakterystyczny wzór, który jest porównywany do odcisków palca. Poniższe rysunki 7 i 8 demonstrują ten sposób.



Rys. 7. Wykres polarny dla n-butanolu

Fig. 7. Polar plot for n-buthanol



Rys. 8. Wykres polarny dla acetonu
Fig. 8. Polar plot for acetone

4. Analiza głównych składowych PCA

Mimo iż wyniki przedstawione na wykresach polarnych wyglądają podobnie, każdy z nich jest unikatowym śladem opisywanej substancji. Do analizy wielowymiarowych zmiennych została wykorzystana metoda głównych składowych PCA, która służy do redukcji liczby wymiarów oraz do odszukania zależności w zbiorze danych. Pozwoliła wyłonić cechy charakterystyczne dla każdego związku. Więcej informacji na temat algorytmów analizy PCA można znaleźć w [7].

Obliczenia zostały przeprowadzone za pomocą programu *Statistica 8.0*. W wyniku analizy otrzymano nowe zmienne (wartości własne), przedstawione w tab. 2.

Do dalszej interpretacji wyników pomiarów zostały wykorzystane dwie pierwsze zmienne (wartości własne), gdyż ich wkład w całkowitą wariancję zbioru danych wynosi łącznie aż 95,65%. Graficzne przedstawienie dla tych zmiennych znajdują się na rys. 9. Wektory składowych głównych poszczególnych związków układają się wzdłuż linii. Separują się one na odrębne klasy, położone w innych lokalizacjach przestrzeni głównych składowych. Najlepiej wyróżnianym związkiem jest butanol. Toluen i amoniak układają się wzdłuż jednej linii, przy czym największe stężenie toluenu przyjmuje zbliżone wartości do punktów charakteryzujących niskie stężenie amoniaku. Punkty charakteryzujące etanol leżą na

linii równoległej do amoniaku i toluenu i częściowo pokrywającej się z linią metanolu. Z wykresu głównych składowych wynika że najslabiej identyfikowanym związkiem, przez zastosowany zestaw czujników, jest metanol. Dla każdego związku można wyznaczyć równania linii trendu z wysokimi współczynnikami dopasowania (tab. 3).

Tabela 2. Wartości własne macierzy kowariancji

Table 2. Eigen values of covariance matrix

Nr wartości	Wartość własna	% ogółu	Skumul. w. własna	Skumul. % ogółu
1	525,72	85,562	525,72	85,56
2	62,03	10,096	587,76	95,65
3	23,01	3,746	610,78	99,40
4	1,95	0,318	612,73	99,72
5	1,43	0,234	614,17	99,95
6	0,14	0,022	614,31	99,98
7	0,11	0,018	614,42	99,99
8	0,00	0,000	614,43	100,00

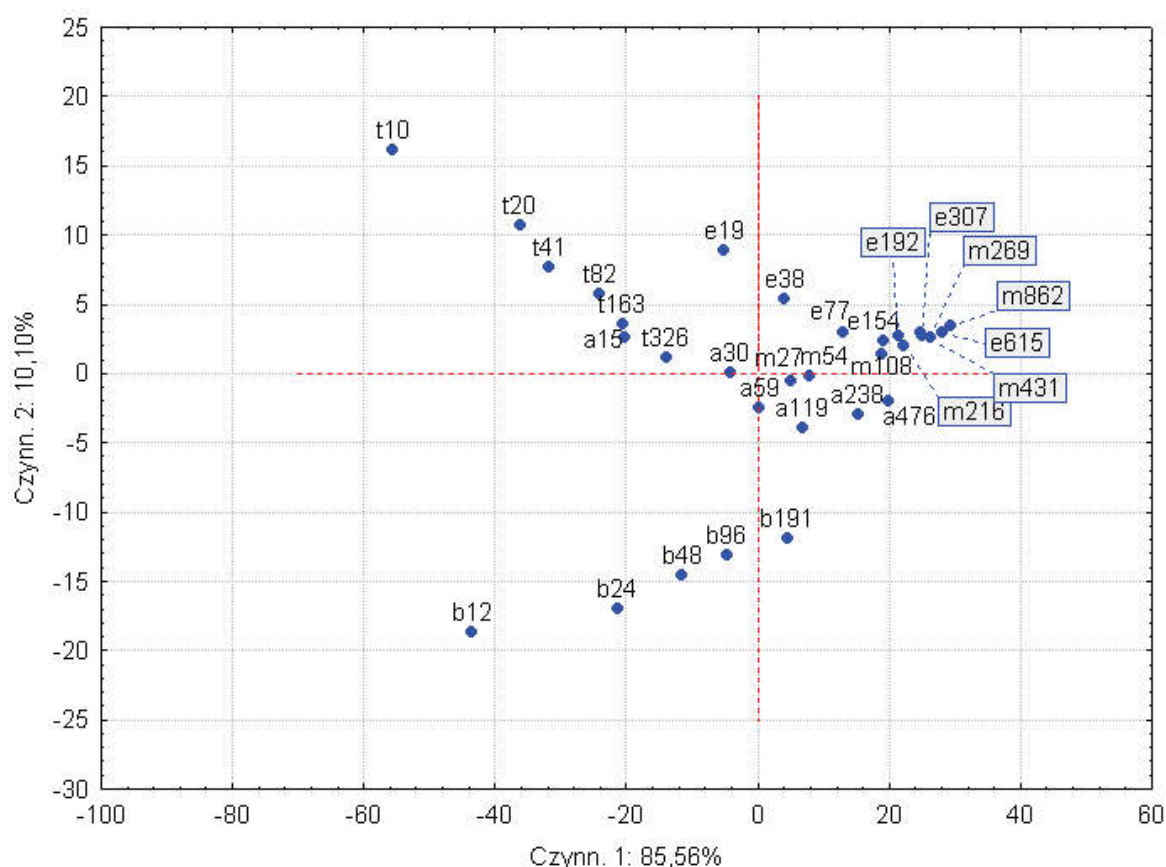
Tabela 3. Zestawienie równań linii trendu i współczynników dopasowania dla dwóch głównych składowych

Table 3. Trend lines coefficient of determination for two principal components

Związek	Równanie linii	R ²
Butanol	0,1463x-12,829	0,9522
Aceton	-0,1346x-1,0475	0,6637
Metanol	0,1603x-1,4337	0,9795
Toulen	-0,3628x-3,5169	0,9864
Etanol	-0,1768x+6,6158	0,7969

We wszystkich przypadkach za linię trendu można przyjąć linię prostą. Najwyższy współczynnik dopasowania ma toluen 0,9864, najniższy aceton 0,6637.

W celu identyfikacji lotnego związku organicznego wyznacza się geometryczne odległości punktu pomiarowego nieznannej próbki do każdej z krzywych. Najkrótszy odstęp powoduje zakwalifikowanie danej substancji do zdefiniowanej klasy. W celu weryfikacji identyfikacji próbkę należy rozcieńczyć i sprawdzić czy punkt charakteryzujący próbkę rozcieńczoną również leży w bliskiej odległości do wytypowanej linii trendu.



Rys. 9. Wyniki analizy PCA dla substancji zapachowo-czynnych; e – etanol; b – butanol; m – metanol; a – aceton; t – toluen; Liczby oznaczają stężenia próbek w ppm

Fig. 9. Plot of PCA analysis for odour active compounds; e – ethanol, b – butanol, m – methanol, a – acetone, t – toluene; Numbers – concentration in ppm

W tabelach poniżej przedstawione są dane niezbędne do dokonywania transformacji z 8 wymiarów do dwóch nowych zmiennych. Macierz z wektorami własnymi stanowi swoisty klucz redukcji zmiennych.

Tabela 4. Wektory własne macierzy kowariancji**Table 4.** Eigen vectors of covariance matrix

Zmienna	Czynn. 1	Czynn. 2	Czynn. 3	Czynn. 4
2600-B00	-0,235634	0,272524	-0,015889	0,377246
2602-B00	-0,033336	0,033536	0,083546	-0,162066
2610-C00	-0,600512	0,328522	0,071937	-0,704844
2610-D00	-0,243409	-0,338974	0,414545	0,062664
2611-C00	-0,393902	0,338454	-0,245162	0,451181
2611-E00	-0,389221	-0,599371	-0,677932	-0,032175
2612-D00	-0,350702	-0,422616	0,535528	0,195166
2620-C00	-0,306364	0,222206	0,096223	0,296645
Zmienna	Czynn. 5	Czynn. 6	Czynn. 7	Czynn. 8
2600-B00	-0,393929	0,717524	0,225930	0,081088
2602-B00	-0,184144	0,239080	-0,925571	0,129496
2610-C00	0,042117	0,029980	0,155741	-0,050503
2610-D00	0,110130	-0,036159	0,102391	0,791299
2611-C00	0,639743	-0,086780	-0,217152	0,051620
2611-E00	-0,166334	0,017204	-0,024556	0,008332
2612-D00	0,114283	0,104636	-0,066415	-0,587455
2620-C00	-0,589076	-0,637980	-0,073256	-0,010642

Wykonując jednocześnie pomiar stężenia zapachowego danych próbek za pomocą olfaktometru dynamicznego, można skorelować wyniki tych dwóch technik pomiarowych. W ten sposób uzyskuje się możliwość instrumentalnego pomiaru stężenia zapachowego (np. w terenie) bez konieczności angażowania zespołu osób oceniających.

5. Wnioski

Przeprowadzone badania substancji zapachowo-czynnych wykazały, że za pomocą matrycy czujnikowej można zidentyfikować dany związek. Poprzez rozpoznanie położenia punktu pomiarowego w przestrzeni głównych składowych możliwe jest określenie stężenia badanej substancji.

Zaprojektowane i zbudowane stanowisko do pomiarów zapachowych powietrza umożliwia ocenę jakości zapachowej powietrza za pomocą pomiarów urządzeniem wieloczujnikowym z czujnikami TGS. Przeprowadzona kalibracja dla n-butanolu pozwala stwierdzić, że zakres

czułości urządzenia pokrywa próg wyczuwalności tego odoranta. Stanowisko umożliwia pomiary zarówno statyczne, z ustalonym stężeniem odorantów jak i dynamiczne poprzez śledzenie zmian odpowiedzi czujników pod wpływem impulsowej zmiany stężenia odorantów. Dynamiczna odpowiedź czujników umożliwia, zgodnie z literaturą, pomiary przy wykorzystaniu próbek gazów o niewielkiej objętości. Do analizy wyników pomiarów i porównania różnych odorantów zastosowano metodę PCA umożliwiającą obniżenie wymiarowości sygnału z urządzeń wieloczujnikowych.

Literatura

1. **Gardner J.W., Shin H.W., Hines E.L.:** *An electronic nose system to diagnose illness*, Sens. Act. B, 70, 19÷24. 2000.
2. **Gutierrez-Osuna R., Nagle H.T., Kermani B.:** *Handbook of Machine Olfaction*, Wiley/VCH Verlag GmbH & Co, Weinheim 2003.
3. **Littarru P.:** *Environmental odours assessment from waste treatment plants: Dynamic olfactometry in combination with sensorial analysers "electronic noses"*, Waste Management 27. 302÷309. 2007.
4. **Sironi S., Capelli L., Centola P., Rosso R.D.:** *Development of a system for the continuous monitoring of odours from a composting plant: Focus on training, data processing and results validation methods*, Sensors and Actuators B 124. 336÷346. 2007.
5. **Bourgeois W., Gardey G., Servieres M., Stuetz R.M.:** *A chemical sensor array based system for protecting wastewater treatment plants*, Sensors and Actuators B 91. 109÷116. 2003.
6. **Ampuero S., Bosset J.O.:** *The electronic nose applied to dairy products: a review*, Sens. Act. B, 94, 1÷12. 2003.
7. **Krzanowski W.:** *Principles of Multivariate Analysis: A User's Perspective*, Oxford University Press, New York 2000.
8. **James D., Scott S.M., Ali Z. i O'Hare W.T.:** *Chemical Sensors for Electronic Nose Systems*, Microchim. Acta 149, 1÷17. 2005.
9. **Guz Ł.; Sobczuk H.; Suchorab Z.:** *Pomiar odorów za pomocą przenośnego miernika z matrycą półprzewodnikowych czujników gazu*. Przemysł chemiczny, No.4, 378÷381. 2010.
10. **Bourgeois W., Romain A.C., Nicolas J, Stuetz R.M.:** *The use of sensor arrays for environmental monitoring: interests and Limitations*, J. Environ. Monit., 5, 852÷860. 2003.

11. **Mahmoud Z. Iskandarani, Nidal F. Shilbayeh** *Design and Analysis of Smart Multi Purpose Electronic Nose System*, Journal of Computer Science 1 (1): 63÷71, 2005.
12. **Ioan Silea, Dorina Petrica** *Aspects of TGS 813 Gas Sensor's Use*
13. *Sensors. A Comprehensive Survey. Vol.2 Chemical and Biochemical Sensors. Part 1, Part 2.* Pod red. W.Göpel, J.Hesse, J.N.Zemel, VCH 1991.
14. **Micone P.G., Guy C.:** *Odour quantification by a sensor array: An application to landfill gas odours from two different municipal waste treatment works*, Sensors and Actuators B 120. 628÷637. 2007.
15. **Scott S.M., James D., Ali Z.:** *Data analysis for electronic nose systems*, Microchim Acta 156, 183÷207. 2007.
16. **Taguchi N.:** *US Patent 3, 625, 756.* 1971.

Measurement of Odour Pollutants with Multisensor Device with TGS Gas Sensors

Abstract

Measurement of odour quality of air with electronic devices is a task that requires calibration of the apparatus in advance. Calibration uses olfactory measurement results performed with the group of trained people. TGS sensors are often applied to detect the pollution of air with various pollutants. It is possible due to variation of electrical resistivity of the semiconducting sensor in response to the concentration of pollutants. Produced sensors are sensitized to specific pollutants but normally are not very specific. In a paper the measurement stand for measurement of odor pollutants concentration with multisensory device is presented and tested. Calibration measurements with the application of n-butanol is shown. Applied set of eight sensors allows to measure n-butanol samples with good accuracy.

The setup allows measurements of both static, with a fixed concentration or dynamic by tracking changes in sensor response due to changes in odour pulse concentration change. Dynamic response of sensors makes it possible, in accordance with the literature, to measure with application of gas samples of a small volume. For the analysis of measurement results and comparison of different odours PCA method was used, which allows reduction of dimensionality of signal from multi-sensor devices.



Mikrobiologiczne zanieczyszczenie powietrza na terenie oczyszczalni ścieków komunalnych

*Katarzyna Budzińska, Anita Jurek, Bożena Szejniuk,
Magdalena Michalska, Grzegorz Wroński
Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy, Bydgoszcz*

1. Wstęp

Doświadczenia prowadzone w zasięgu oddziaływania oczyszczalni ścieków wykazały, że skład gatunkowy i ilościowy mikroflory powietrza jest ściśle powiązany z rodzajem i liczbą mikroorganizmów obecnych w ściekach. W skład bioaerozoli w rejonach oczyszczalni ścieków wchodzi bakterie, wirusy oraz liczne gatunki grzybów, w tym mikotoksyczne i alergizujące. Takie aerozole biologiczne sprzyjają odczynom alergicznym, chorobom zakaźnym, a nawet epidemiom i epizootiom. Według doniesień literaturowych [2, 5, 10] czynnikiem umożliwiającym powstawanie bioaerozolu wokół oczyszczalni jest liczba mikroorganizmów obecnych w ściekach. Jako graniczną wartość przyjmuje się zawartość drobnoustrojów na poziomie wyższym od 10^3 w 1 ml, co warunkuje możliwość uniesienia komórek do powietrza [15]. Do podstawowych parametrów decydujących o zasięgu i stopniu oddziaływania wpływu oczyszczalni ścieków na mikrobiologiczną czystość powietrza należą: wielkość obiektu, stosowana technologia procesów oczyszczania

ścieków, sposób przeróbki i postępowania z osadami ściekowymi, staranność eksploatacji obiektów i inne [1, 2]. Drobnoustroje trafiają do powietrza przede wszystkim na skutek realizacji procesów związanych z napowietrzaniem i mieszaniem ścieków oraz rozprowadzaniem ich na urządzeniach biologicznych [11÷13]. W ciągu technologicznym oczyszczalni ścieków można wyróżnić kilka newralgicznych punktów, które w sposób szczególny wpływają na emisję bioaerozoli. Najbardziej negatywny wpływ odnotowano w przypadku urządzeń takich jak kratownia, pompownia wstępna, kanały ścieków surowych, piaskownik, komora napowietrzania i poletka osadowe [5]. Duże ryzyko zdrowotne związane z emisją szkodliwych bioaerozoli powoduje, że konieczne jest prowadzenie kontroli czystości mikrobiologicznej powietrza na terenie i wokół oczyszczalni ścieków.

Celem badań było określenie zanieczyszczenia mikrobiologicznego powietrza na terenie mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków komunalnych.

2. Materiał i metody badań

Badania mikrobiologicznego zanieczyszczenia powietrza prowadzono na terenie mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków komunalnych zlokalizowanej w województwie kujawsko-pomorskim, o średniodobowym przepływie ścieków wynoszącym 13 tys. m³. Ścieki dopływające grawitacyjnie do zlewni oczyszczane są na kracie rzadkiej i dwóch kratkach gęstych, dalej przepływają przez piaskownik szczelinowy zlokalizowany na kanale dopływowym do centralnej przepompowni ścieków. Następnie dostarczane są do komory wytłumienia energii kinetycznej. Rozdział strumienia ścieków następuje do dwóch piaskowników radialnych. Podczyszczone ścieki dopływają do dwóch wstępnych osadników radialnych. Po mechanicznym oczyszczeniu, poprzez komorę rozdzielczą dopływają dwoma strumieniami do dwóch zablokowanych komór osadu czynnego. Ścieki przepływają przez następujące strefy: beztlenową (defosfatacji), niedotlenioną (denitryfikacji), tlenową (nitryfikacji). W obiekcie przyjęty jest system drobnopęcherzykowego napowietrzania. Z komór osadu czynnego ścieki dopływają do trzech osadników wtórnych. Biologicznie oczyszczone ścieki odprowadza się poprzez komorę pomiarową ścieków oczyszczonych do rzeki. Osady powstające w proce-

się oczyszczania ścieków (osad wstępny i biologiczny osad nadmierny) po mechanicznym zagęszczeniu stabilizowane są w czterech wydzielonych komorach fermentacyjnych zamkniętych (WKFz), w których następuje proces fermentacji. Osad przefermentowany z WKFz odprowadzany jest grawitacyjnie do zbiorników osadu przefermentowanego, skąd pompami podawany jest na wirówki celem jego odwodnienia. Odwodnione osady ściekowe składowane są krótkoterminowo (kilka tygodni) na placu przy budynku wirówek.

Lokalizacja punktów pomiarowych

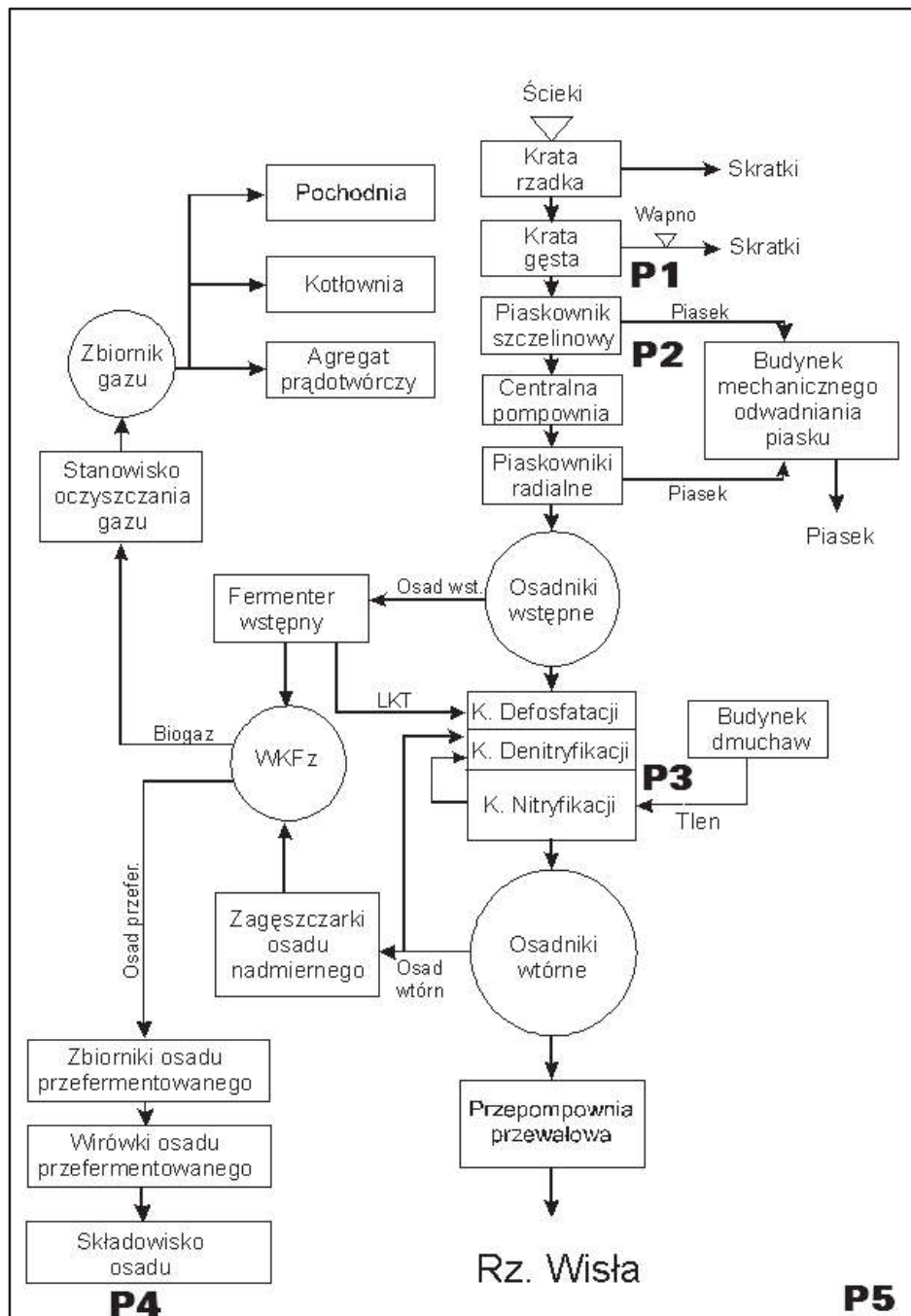
Na terenie oczyszczalni ścieków usytuowano cztery punkty pomiarowe oraz jedno stanowisko badawcze znajdujące się poza terenem oczyszczalni od strony nawietrznej (tło):

- P1 –przy stanowisku krat rzadkich – od strony zawietrznej,
- P2 –w pobliżu piaskownika szczelinowego – od strony zawietrznej,
- P3 –przy komorach napowietrzania – od strony zawietrznej,
- P4 –na placu składowania osadów ściekowych – od strony zawietrznej,
- P5 –stanowisko kontrolne (tło) – 100 m poza terenem oczyszczalni – od strony nawietrznej (rys. 1).

Badania mikrobiologiczne

Próby powietrza do badań pobierano w smudze zanieczyszczeń metodą zderzeniową próbnikiem SAS 100, uwzględniając każdorazowo kierunek wiatru. Badania mikrobiologiczne obejmowały analizę ilościową następujących mikroorganizmów:

- ogólna liczba bakterii (agar odżywczy), inkubacja: 37°C/24÷48 h,
- ogólna liczba grzybów (agar RBC), inkubacja: 26°C/3÷5 dni,
- gronkowce hemolizujące α i β (agar wzbogacony krwią), inkubacja: 37°C/48 h,
- gronkowce mannitolododatnie i mannitoloujemne (agar Chapmana), inkubacja: 37°C/24÷48 h,
- *Pseudomonas fluorescens* (podłoże Kinga B), inkubacja: 30°C/2÷7 dni,
- promieniowce (podłoże Pochona), inkubacja: 26°C/5÷14 dni,
- bakterie z rodziny *Enterobacteriaceae* (agar Mac Conkey'a), inkubacja: 37°C/24 h.



Rys. 1. Schemat technologiczny oczyszczalni ścieków z poszczególnymi punktami pomiarowymi

Fig. 1. Technological scheme of wastewater treatment plant with particular measurement points

Po odpowiednim czasie inkubacji policzono wyrosłe na płytkach kolonie, a następnie wyniki skorygowano o statystyczne prawdopodobieństwo wielokrotnego przejścia cząstek przez ten sam otwór w głowicy w oparciu o tablice załączone do instrukcji obsługi aparatu SAS 100. Obliczono liczbę jednostek tworzących kolonie poszczególnych drobnoustrojów w 1 m³ powietrza. W każdym punkcie pomiarowym mierzono temperaturę, wilgotność względną i prędkość ruchu powietrza za pomocą miernika mikroklimatu MM-01 (tab. 1).

Tabela 1. Warunki meteorologiczne w trakcie pobierania próbek powietrza
Table 1. Meteorological conditions during air sampling

Data badań	Kierunek wiatru	Temperatura [°C]	Wilgotność względna powietrza, [%]	Prędkość ruchu powietrza [m/s]
16.03.2009	NW	7,4	75,6	1,9
15.05.2009	SW	15,2	69,9	1,0
17.07.2009	NW	28,0	45,6	0,6
16.09.2009	SW	10,5	65,3	1,7
15.11.2009	NW	1,5	79,9	1,9

3. Wyniki i dyskusja

Liczbę oznaczonych mikroorganizmów w próbkach powietrza pobranego w wyznaczonych punktach pomiarowych przedstawiono w tabelach 2 i 3 oraz na rysunkach 2÷5. Ogólna liczba bakterii w poszczególnych punktach pomiarowych była zróżnicowana i kształtowała się w zakresie od 320 do 4565 jtk w 1 m³ powietrza. Największą emisję tych drobnoustrojów stwierdzono w pobliżu urządzeń służących do mechanicznego oczyszczania ścieków (P1 – stanowisko krat). Średnia liczba bakterii w tym punkcie wynosiła 2409 jtk/m³, przy czym największą liczbę wyizolowano w lipcu (4565 jtk/m³) oraz we wrześniu (3021 jtk/m³). Według PN-89/Z0411/02 powietrze w tych punktach pomiarowych dwukrotnie oceniono jako silnie zanieczyszczone. W punkcie P1 w miesiącach późnojesiennych stwierdzona ogólna liczba bakterii odpowiadała kryteriom dla powietrza średnio zanieczyszczonego.

Tabela 2. Liczba mikroorganizmów (jtk/m³) w próbach powietrza pobranego z poszczególnych punktów badawczych

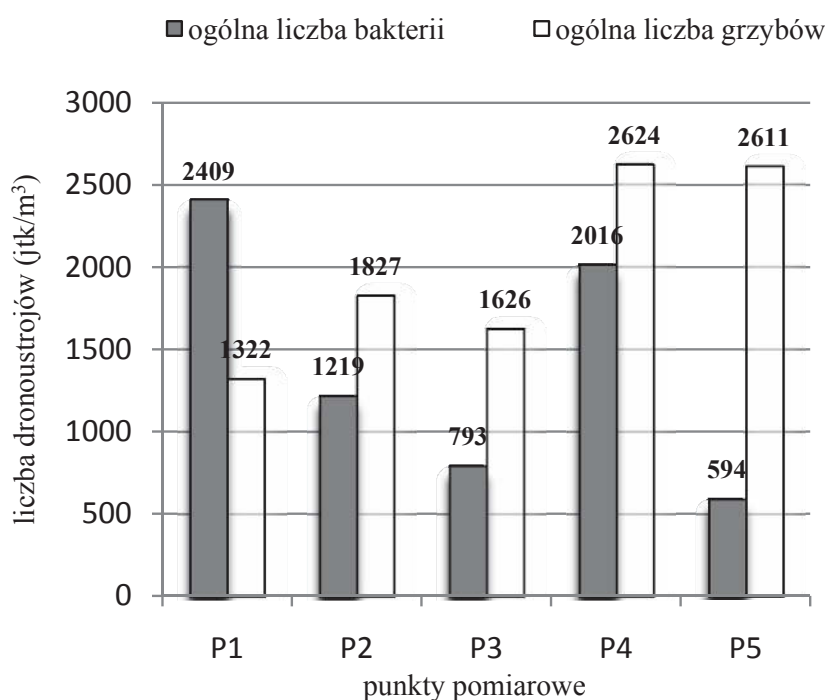
Table 2. The number of microorganisms (cfu/m³) in the air samples from particular measurement points

miejsce czas		Liczba drobnoustrojów (jtk/m ³)				
		a	b	c	d	e
P1	III	1450	1220	22	20	20
	V	2040	1550	320	55	15
	VII	4565	2160	125	10	32
	IX	3021	420	144	10	15
	XI	970	1260	55	75	10
P2	III	920	1275	23	12	5
	V	1342	1150	27	50	4
	VII	1240	2285	33	5	14
	IX	1568	3115	24	20	8
	XI	1025	1310	17	105	5
P3	III	540	920	19	10	32
	V	1120	1240	82	40	45
	VII	870	2145	69	5	56
	IX	980	2915	65	5	55
	XI	457	910	48	85	5
P4	III	1350	1130	234	55	26
	V	2560	1226	458	120	12
	VII	2130	3180	422	450	8
	IX	3248	5249	523	108	10
	XI	1100	2334	67	96	11
P5	III	520	1265	2	3	0
	V	780	2100	20	11	1
	VII	548	3850	0	5	0
	IX	690	4500	9	0	0
	XI	320	1340	0	0	0

a – ogólna liczba bakterii, b – ogólna liczba grzybów, c – bakterie z rodziny *Enterobacteriaceae*, d – promieniowce, e – *Pseudomonas fluorescens*

Przeprowadzona analiza powietrza w pobliżu piaskownika wykazała ogólną liczbę bakterii na poziomie od 920 do 1568 jtk/m³, przy czym czterokrotnie powietrze spełniało wymagania dla powietrza średnio zanieczyszczonego. Kolejnym punktem pomiarowym, w którym odnotowano wysoką liczbę bakterii było stanowisko zlokalizowane w pobliżu miejsca składowania osadów ściekowych (P4).

W okresie prowadzenia badań we wrześniu powietrze oceniono jako silnie zanieczyszczone, a w pozostałych miesiącach średnio zanieczyszczone. Nad komorą napowietrzania w okresie późnowiosennym wyizolowano z powietrza 1120 jtk/m³ bakterii. W pozostałych miesiącach badań liczba tych drobnoustrojów odpowiadała kryteriom powietrza czystego. Na stanowisku badawczym P5 ogólna liczba bakterii była najniższa i kształtowała się na poziomie od 320 jtk/m³ w listopadzie do 780 jtk/m³ w maju (tab. 2, rys. 2).



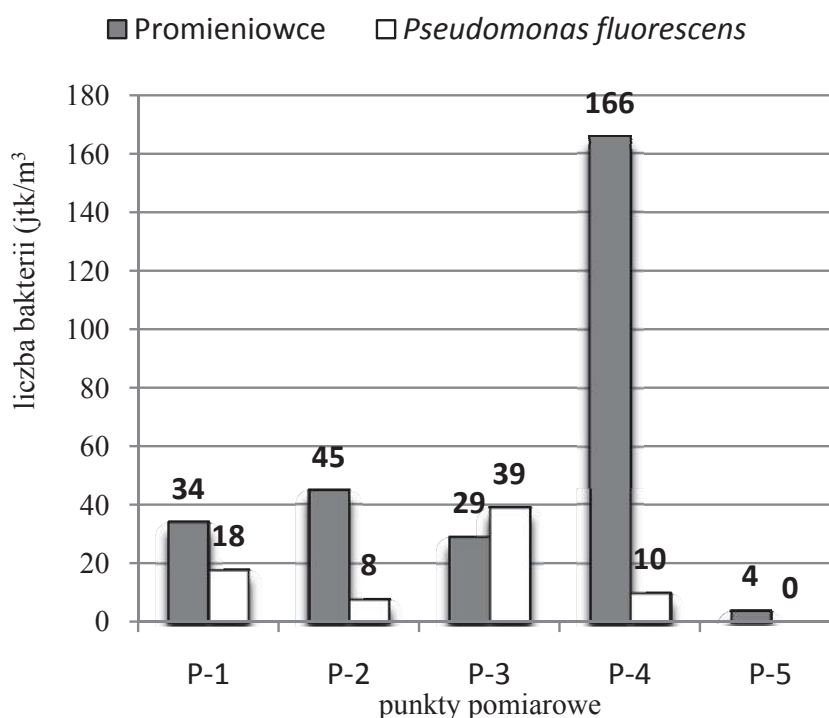
Rys. 2. Średnia liczba bakterii i grzybów w poszczególnych punktach pomiarowych

Fig. 2. The average number of bacteria and fungi in particular measurement points

Liczba grzybów pleśniowych występujących w powietrzu na wszystkich punktach pomiarowych była niska i wahała się w zakresie od 420 do 5249 kolonii/m³. Uzyskane wyniki badań mikologicznych nie pozwalają jednoznacznie stwierdzić, że procesy oczyszczania ścieków miały wpływ na liczbę tych mikroorganizmów w badanym powietrzu, ponieważ w punkcie wyznaczonym jako tło średnia liczba grzybów (2611 kolonii/m³) była wyższa od koncentracji tych mikroorganizmów punktach P1 (1322 jtk/m³), P2 (1827 jtk/m³) oraz P3 (1626 jtk/m³). W okresie prowadzonych badań średnia liczba grzybów mikroskopowych była najwyższa w miejscu składowania osadów ściekowych (2624 kolonii/m³), przy czym normatywna wartość (5000 jtk/m³) mogąca negatywnie wpływać na środowisko naturalne człowieka została przekroczona w jednym miesiącu badań (tab. 2, rys. 2).

Bakteriami, które wskazują na możliwość zanieczyszczenia powietrza przez drobnoustroje pochodzące z gleby są promieniowce. Największą koncentrację tych bakterii w powietrzu atmosferycznym stwierdzono w pobliżu składowania osadów ściekowych, gdzie ich liczba kształtowała się w zakresie od 55 do 450 jtk/m³. W okresie późnowiosennym i letnim stwierdzono silne zanieczyszczenie powietrza tymi mikroorganizmami. W punktach pomiarowych zlokalizowanych przy urządzeniach mechanicznego oczyszczania ścieków, a także przy reaktorze z osadem czynnym średnia liczba promieniowców oscylowała od 29 do 166 jtk/m³, co wskazuje, że powietrze w tych punktach pomiarowych było średnio zanieczyszczone. W punkcie kontrolnym (tło) bakterie te występowały sporadycznie i nie przekraczały wartości normatywnej 10 jtk/1m³ powietrza (rys. 3).

Pseudomonas fluorescens należy do bakterii naturalnie bytujących w wodach powierzchniowych silnie zanieczyszczonych i ściekach, dlatego gatunek ten został wytypowany jako wskaźnik zanieczyszczenia powietrza przez drobnoustroje pochodzące z tego środowiska. Największą emisję tych bakterii ze ścieków do powietrza odnotowano w punkcie P3 (komora napowietrzania). W okresie letnim dwukrotnie liczba tych bakterii przekroczyła 50 jtk/m³, co wskazuje według Polskich Norm na silne zanieczyszczenie powietrza. W miesiącach wiosennych powietrze pod względem tego wskaźnika sklasyfikowano jako średnio zanieczyszczone. Powietrze atmosferyczne w pobliżu stanowiska krat oraz w punkcie P4 (miejsce składowania osadów ściekowych) było średnio zanieczyszczone, ponieważ liczba wyizolowanych bakterii *Pseudomonas fluorescens* mieściła się w zakresie od 8÷39 jtk/m³ (rys. 3).



Rys. 3. Średnia liczba promieniowców i *Pseudomonas fluorescens* w powietrzu w poszczególnych punktach pomiarowych

Fig. 3. The average number of actinomycetes and *Pseudomonas fluorescens* in particular measurement points

Typ urządzenia napowietrzającego (aeratory turbinowe zanurzone lub powierzchniowe, szczotki Kessnera, rury perforowane), czy też sposób napowietrzania (grubo-, średnio-, lub drobnopęcherzykowe) są istotnymi czynnikami decydującymi o intensywności wymiany pomiędzy ściekami a powietrzem atmosferycznym [2]. Badacze donoszą, że największa emisja mikroorganizmów do powietrza związana jest z napowietrzaniem grubopęcherzykowym, w przypadku, którego powstaje największa ilość kropli tworzących bioaerozol. Brandi i wsp. [2] wykazali, że od 60 do 80% bakterii jest wynoszonych ze ścieków przez krople o średnicy większej niż $2,1 \mu\text{m}$. Powyższe dane wskazują, że korzystniejsze ze względów biobezpieczeństwa powietrza są systemy napowietrzania drobnopęcherzykowego. W obiekcie, w którym przeprowadzono badania mikrobiologiczne powietrza zastosowano ten rodzaj napowietrzania, dlatego emisja drobnoustrojów, stwierdzana nad komorą napowietrzania była niższa w porównaniu do wyników prezentowanych przez innych autorów [12, 17]. Najwię-

cej bakterii hemolizujących typu alfa stwierdzono we wszystkich punktach pomiarowych w okresie wiosennym-letnim, gdzie koncentracja tych mikroorganizmów osiągnęła najwyższy poziom 48 jtk/m^3 (tab. 3, rys. 4).

W punkcie poboru prób przy piaskownikach oraz w pobliżu poletek osadowych liczba tych bakterii wskaźnikowych była wysoka i wpłynęła na ocenę powietrza atmosferycznego jako silnie zanieczyszczonego.

Według zaprezentowanych wyników badań przez Breza-Boruta [3] piaskowniki są istotnym źródłem emisji drobnoustrojów do powietrza atmosferycznego. W pozostałych punktach pomiarowych powietrze oceniono jako średnio zanieczyszczone. Oznaczona liczba bakterii hemolizujących typu beta w powietrzu na wyznaczonych punktach pomiarowych mieściła się w zakresie od 0 do 27 jtk/m^3 (tab. 3, rys. 4), przy czym największą ich liczbę stwierdzono w punkcie P3 zlokalizowanym nad komorą napowietrzania. Bakterie hemolizujące typu alfa i beta są wskaźnikami potencjalnego skażenia powietrza przez drobnoustroje chorobotwórcze pochodzące z układu oddechowego ludzi i zwierząt. Według polskiej normy w powietrzu czystym drobnoustroje te nie powinny występować.

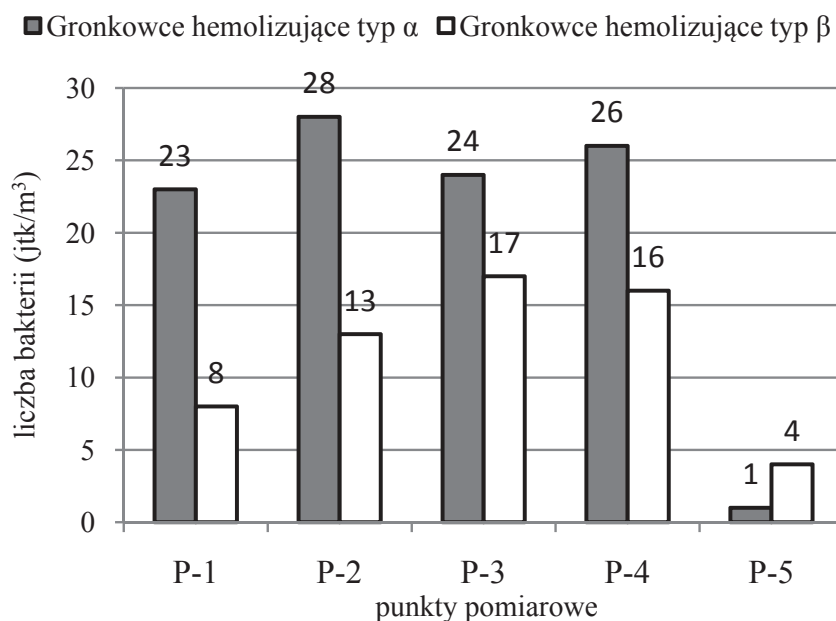
W przeprowadzonych badaniach uwzględniono także oznaczenie liczby gronkowców mannitolododatnich, których wartości dopuszczalne dla powietrza czystego nie powinny przekraczać 100 jtk/m^3 . Gronkowce mannitolododatnie w badanym powietrzu występowały na niskim poziomie i w żadnej z prób nie przekroczyły liczby dla powietrza czystego zaproponowanej w projekcie normy prPN-Z-04111-1 dotyczącej ochrony czystości powietrza. Breza-Boruta i Paluszak [4] donoszą, że gronkowce mannitolododatnie powodowały na terenie oczyszczalni ścieków najczęściej silne zanieczyszczenie powietrza, przy czym w miejscu składowania przym kompostu normy zostały przekroczone 17-krotnie.

Największą koncentrację bakterii potencjalnie chorobotwórczych z rodziny *Enterobacteriaceae* stwierdzono w próbkach powietrza pobieranego w pobliżu miejsca składowania osadów ściekowych, gdzie ich liczba oscylowała w zakresie od 67 do 523 jtk/m^3 , a także przy stanowisku krat ($22 \div 320 \text{ jtk/m}^3$) (tab. 3). Zdecydowanie najwyższą średnią liczbę bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* oznaczono w miejscu składowania osadów ściekowych (P4 – 341 jtk/m^3) (rys. 5).

Tabela 3. Liczba gronkowców (jtk/m³) w próbach powietrza pobranego z poszczególnych punktów badawczych

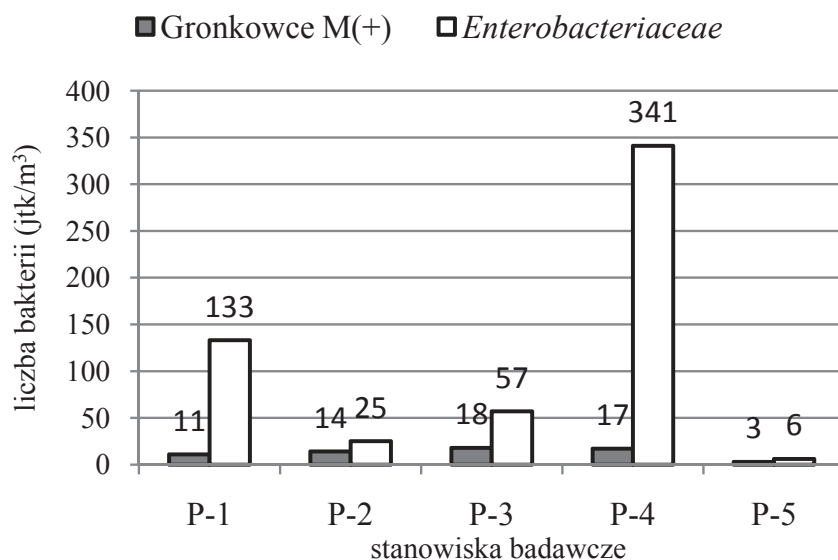
Table 3. The number of staphylococci (cfu/m³) in the air samples from particular measurement points

Miejsce czas		Liczba gronkowców (jtk/m ³)			
		α	β	M(+)	M(-)
P1	III	36	21	29	99
	V	48	9	12	120
	VII	13	4	3	14
	IX	19	4	9	44
	XI	0	0	0	15
P2	III	34	25	12	45
	V	24	16	14	12
	VII	40	11	10	21
	IX	42	15	32	33
	XI	0	0	0	24
P3	III	28	18	18	58
	V	39	23	35	43
	VII	22	15	12	32
	IX	30	27	23	77
	XI	0	0	0	11
P4	III	21	17	24	87
	V	44	14	11	71
	VII	34	26	27	66
	IX	29	22	19	67
	XI	4	0	2	34
P5	III	0	0	1	13
	V	0	0	0	18
	VII	1	9	10	21
	IX	4	11	1	32
	XI	0	0	0	15



Rys. 4. Średnia liczba gronkowców hemolizujących typu α i β w powietrzu w poszczególnych punktach pomiarowych

Fig. 4. The average number of haemolysing staphylococci type α and β in particular measurement points



Rys. 5. Średnia liczba gronkowców manitolododatnich i bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* powietrzu w poszczególnych punktach pomiarowych

Fig. 5. The average number of mannitol-positive staphylococci and bacteria of the *Enterobacteriaceae* family in particular measurement points

Cyprowski i wsp. [7] również odnotowali największą emisję bioaerozoli (bakterii i endotoksyn) do powietrza w miejscach gdzie składowano osady ściekowe. Wyniki badań wskazują, że poletka osadowe są ważnym emitorem drobnoustrojów na terenie oczyszczalni ścieków. Wielu autorów jest podobnego zdania, że zarówno transport, jak i magazynowanie osadów ściekowych wydatnie przyczynia się do wzrostu zawartości mikroorganizmów w powietrzu [3, 9, 14]. Przeprowadzone badania potwierdzają wyniki innych autorów [4, 8, 10, 16], że pora roku bardzo wyraźnie wpływa na liczbę drobnoustrojów oznaczanych w powietrzu. Największą liczbę mikroorganizmów stwierdzono w próbach powietrza pobieranego w okresie późnowiosennym oraz letnim. Wyjątek stanowiły promieniowce, które w maksymalnej liczbie występowały jesienią. Przeprowadzona ocena stopnia zanieczyszczenia powietrza wskazuje na to, że istnieje potencjalne ryzyko narażenia pracowników oczyszczalni ścieków na szkodliwe czynniki biologiczne prowadzące do zachorowań (bakterie z rodziny *Enterobacteriaceae*, gronkowce alfa i beta hemolizujące oraz gronkowce mannitolododatnie). Cyprowski i Krajewski [6] prowadząc badania na terenie biologiczno-mechanicznej oczyszczalni ścieków stwierdzili, że wszystkie oznaczone w powietrzu i w ściekach drobnoustroje można zaliczyć do drugiej grupy czynników biologicznych, takich które mogą wywołać chorobę u ludzi i być szkodliwe dla pracowników. Przeprowadzane badania wskazują na konieczność stałego monitoringu oddziaływania oczyszczalni ścieków na środowisko powietrzne co umożliwi prowadzenie skutecznej profilaktyki u osób pracujących na oczyszczalniach.

6. Wnioski

1. Przeprowadzone badania wykazały największe zanieczyszczenie mikrobiologiczne powietrza w pobliżu urządzeń do mechanicznego oczyszczania ścieków, a także w miejscu składowania osadów ściekowych.
2. Niska koncentracja grzybów pleśniowych i drożdżoidalnych w powietrzu na terenie oczyszczalni ścieków może wskazywać, że nie dochodziło do znaczącej emisji tych mikroorganizmów podczas procesów oczyszczania ścieków.
3. Wykazana w powietrzu obecność bakterii potencjalnie chorobotwórczych stwarza ryzyko narażenia pracowników oczyszczalni ścieków na zachorowania.

Literatura

1. **Bauer H., Fuerhacker M., Zibuschka F., Schmid H., Puxbaum H.:** *Bacteria and fungi in aerosols generated by two different types of wastewater treatment.* Water Res., 36, 3965÷3970, 2002.
2. **Brandi G., Sisti M., Amagliani G.:** *Evaluation of the environmental impact of microbial aerosols generated by wastewater treatment plants utilizing different aeration systems.* J. Appl. Microbiol., 88, 845÷852, 2000.
3. **Breza-Boruta B.:** *Ocena mikrobiologicznego zanieczyszczenie powietrza na terenie oczyszczalni ścieków.* Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 10, 3, 49÷57, 2010.
4. **Breza-Boruta B., Paluszak Z.:** *Ocena oddziaływania oczyszczalni ścieków na stan mikrobiologicznego zanieczyszczenie powietrza.* Przemysł chemiczny, 89, 4, 324÷329, 2010.
5. **Budzińska K., Michalska M.:** *Zanieczyszczenie mikrobiologiczne powietrza na terenie oczyszczalni ścieków z zakładów mięsnych.* Zesz. Nauk., Wydz. Bud. i Inżyn. Środow., Politechnika Koszalińska, 20, 581÷593, 2001.
6. **Cyprowski M., Krajewski J. A.:** *Czynniki szkodliwe dla zdrowia występujące w oczyszczalni ścieków komunalnych.* Medycyna Pracy, 54, 73÷80, 2003.
7. **Cyprowski M., Szarapińska-Kwaszewska J., Dudkiewicz B., Krajewski J.A., Szadkowska-Stańczyk I.:** *Ocena narażenia pracowników oczyszczalni ścieków na czynniki szkodliwe występujące w miejscu pracy.* Medycyna Pracy, 56, 3, 213÷222, 2005.
8. **Gotkowska-Plachta A., Filipkowska Z., Korzeniewska E., Janczukowicz W.:** *Zanieczyszczenie mikrobiologiczne powietrza atmosferycznego na terenie i w otoczeniu oczyszczalni ścieków z systemem stawów napowietrzanych i stabilizacyjnych.* Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 8, 83÷98, 2008.
9. **Kaźmierczuk M., Kalisz L., Sałbut J.:** *Mikrobiologiczne zanieczyszczenia powietrza w otoczeniu obiektów gospodarki komunalnej.* IOŚ, Warszawa, ss. 67, 2004.
10. **Korzeniewska E., Filipkowska Z., Gotkowska-Plachta A., Janczukowicz W.:** *Bakteriologiczne zanieczyszczenie powietrza na terenie i w otoczeniu hydrofitowej oczyszczalni ścieków.* Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie 8, 161÷173, 2008.
11. **Kulig A.:** *Metody pomiarowo-obliczeniowe w ocenach oddziaływania na środowisko obiektów gospodarki komunalnej.* Ofic. Wydaw., PW, Warszawa, ss. 208, 2004.
12. **Kulig A., Ossowska-Cypryk K.:** *Problematyka badań mikrobiologicznych w ocenach oddziaływania na środowisko obiektów komunalnych – zagadnienia metodyczne.* Probl. Ocen Środ., 1, 51÷58, 1999.

13. **Petrycka H., Godlewska-Zabłocka E., Kolasa M.:** *Mikroflora powietrza atmosferycznego na obszarze oczyszczalni ścieków w Tychach-Urbanowicach.* GWiTS 8, 272÷274, 1995.
14. **Taha M. P. M., Drew G. H., Longhurst P. J., Smith R., Pollard S. J. T.:** *Bioaerosol releases from compost facilities: Evaluating passive and active source terms at a green waste facility for improved risk assessments.* Atmospheric Environ. 40, 1159÷1169, 2006.
15. **Teltsch B., Kedmi S., Bonnet L., Borenzstajn Rotem Y.:** *Isolation and identification of pathogenic microorganisms at wastewater irrigated fields. Rations in air and wastewater.* Appl. Environ. Microbiol. 39, 1183÷1190, 1980.
16. **Traczewska T. M., Karpińska-Smulikowska J.:** *Wpływ składowiska odpadów komunalnych na jakość mikrobiologiczną powietrza.* Ochrona Środowiska, 2, 35÷38, 2000.
17. **Wlazło A., Pastuszka J.S., Łudzień-Izbińska B.:** *Ocena narażenia na aerozol bakteryjny pracowników niedużej oczyszczalni ścieków.* Medycyna Pracy, 53, 2, 109÷114, 2002.

Microbiological Air Pollution in the Area of Municipal Sewage Treatment Plant

Abstract

The aim of this study was to estimate a degree of microbiological air pollution in the area of a mechanical-biological municipal sewage treatment plant. Four measurement points were situated in the area of the and one research stand was located outside the plant from the windward side (background) – near screen, near sand catchers, at aeration chambers, at sewage sludge deposition site. Air samples were collected in a trail of pollution with the compaction method using the sampler SAS 100. The microbiological analyses involved the quantitative analysis of the following microorganisms: total number of bacteria and fungi, haemolysing staphylococci α and β , mannitol-positive and mannitol-negative staphylococci, *Pseudomonas fluorescens*, actinomyces and bacteria of the *Enterobacteriaceae* family. Total number of bacteria in particular measurement points varied and ranged from 320 to 4565 cfu in 1 m³ of air. The highest emission of those microorganisms was observed in the vicinity of appliances for mechanical sewage treatment (screen site). The next measurement point where a high number of bacteria was recorded was location in the vicinity of the sewage sludge deposition site. The number of mould fungi occurring in the air at all the

measurement points was low and ranged from 420 to 5429 colonies·m⁻³. The highest concentration of actinomyces in the air was observed in the vicinity of the sewage sludge storage site, where their number ranged from 55 to 450 cfu·m⁻³. The highest emission of *Pseudomonas fluorescens* from sewage to the air was observed at the point over the aeration chamber, where in the summer period the number of these bacteria exceeded twofold 50 cfu·m⁻³, which indicates strong air pollution. The largest number of haemolysing bacteria of α type was found at all measurement stands in the spring-summer period, where their concentration from 0 to 48 cfu·m⁻³. The number of β type bacteria determined in the air at the measurement points was within the range from 0 to 27 cfu·m⁻³, and the largest number was found at the point located over the aeration chamber. The study also involved the determination of the number of mannitol-positive staphylococci, which values permissible for clean air should not exceed 100 cfu·m⁻³. Mannitol-positive staphylococci in the examined air occurred at a low level and in no samples exceeded the number for clean air proposed in the project PN-Z-04111-1 concerning air cleanliness protection. The concentration of potentially pathogenic bacteria of the *Enterobacteriaceae* family was the highest in air samples collected in the vicinity of the sewage sludge storage place, where their number oscillated from 67 to 523 cfu·m⁻³, and at the screen site (22-320 cfu·m⁻³). The results of the study show that sludge-drying beds are an important source of microorganism emission on the premises of a sewage treatment plant. The greatest number of microorganisms was found in air samples collected in late spring and summer. The exception was actinomyces, which occurred in the maximal amount in autumn. The assessment of degree of air pollution indicates that there is a potential risk of exposure sewage treatment plant staff to harmful biological factors leading to disease incidence (bacteria of the *Enterobacteriaceae* family, α and β -haemolysing microorganisms and mannitol-positive staphylococci). The investigations show the need for constant monitoring of the effect of a sewage treatment plant on the air environment, which will enable efficient prevention of people working at sewage treatment plants.



Nowoczesne metody monitoringu i sterowania procesem spalania paliw stałych w celu zmniejszenia jego oddziaływania na środowisko naturalne

*Waldemar Wójcik, Andrzej Kotyra,
Andrzej Smolarz, Konrad Gromaszek
Politechnika Lubelska*

1. Wstęp

Polska energetyka zawodowa, stoi przed problemem efektywnego prowadzenia procesu spalania w blokach, które w dużej mierze pochodzą sprzed 50 lat. Z drugiej strony należy zaznaczyć, że pojęcie efektywności takiego procesu należy rozumieć nie tylko w sensie parametrów techniczno-ekonomicznych, ale również ekologicznych. Jest tak za sprawą wytycznych Komisji Europejskiej, ograniczających graniczne wartości emisji (ELV) NO_x , CO oraz SO_2 do atmosfery, ustawicznie zaostrzanych w ramach dyrektyw IIPC (*Integrated Pollution Prevention and Control*) oraz LCP (*Large Combustion Plants*).

Dla przykładu, bloki o mocy powyżej 500 MW_{th}, używające paliw stałych mają od roku 2008 ograniczoną wartość stężenia emisji tlen-

ków azotu w wysokości 500 mg/Nm^3 , która po roku 2016 ma wynosić 200 mg/Nm^3 .

Przy wytwarzaniu energii opartym głównie na spalaniu węgla kamiennego, brunatnego oraz współspalaniu biomasy, dużo uwagi poświęca się metodom pierwotnym. Szacunki mówią, że innowacyjne technologie oparte na metodach pierwotnych pozwolą spełnić rygory ELV przy połowie kosztów odpowiadających metodom redukcji katalitycznej [4].

Do istotnego aspektu ekologicznego, przeciwwagę stanowią obciążenia związane z kosztami oraz trudności i opóźnienia w uzyskiwaniu pozwoleń również w kontekście nowych inwestycji. Zatem istotnym zagadnieniem w obliczu zaistniałej sytuacji jest tania redukcja tlenków azotu (NO_x). Liczne publikacje, np. [2÷4], jak i konferencje i sympozja naukowe, poruszają problemy niskoemisyjnych technik spalania.

Złożoność, nieliniowość procesu spalania, występujące opóźnienia i zakłócenia oraz kwestie bezpieczeństwa powodują, że większość dyskutowanych i wdrażanych rozwiązań ma przeważnie charakter modernizacyjny. Zgodnie z [2] podstawowe środki jakie ma do dyspozycji konstruktor niskoemisyjnych systemów spalania ograniczają się do: obniżania temperatury spalania, rozdziału powietrza, stopniowanie paliwa (aerodynamika spalania i reburning) oraz uwzględnienie redukujących właściwości bogatego płomienia.

Systemy łączące technologie oraz różnego rodzaju procesy technologiczne stwarzają korzystne warunki, wynikające ze zmniejszonej emisji CO_2 , odpowiedzialnej za globalne ocieplenie klimatu. Wszystkie paliwa kopalne, w procesie spalania emitują emisję CO_2 . W celu ograniczenia niepożądanych emisji stosowane są również nowoczesne technologie takiej, jak:

- spalanie wysokotemperaturowe,
- spalanie w obecności tlenu,
- odzysk ciepła (kaskady ciepła i wykorzystanie ciepła niskotemperaturowego),
- spalanie katalityczne.

Metody te jednak są możliwe do realizacji praktycznie wyłącznie w nowych, specjalnie projektowanych obiektach i instalacjach.

W pracujących obiektach, dotychczasowe modernizacje, wykorzystują zaawansowane technologie, związane z zastosowaniem nowej generacji palników niskoemisyjnych oraz stopniowaniem powietrza w ramach systemów OFA. Alternatywą, lub uzupełnieniem niniejszych usprawnień technologicznych mogą być technologie wspierające (optymalizujące) sterowanie procesem.

2. Proekologiczne sterowanie procesem spalania pyłu węglowego

Możliwość oceny jakości spalania jest niezwykle istotna dla właściwej pracy kotła energetycznego [3]. W przypadku spalania w warstwach przepływowych przekłada się ona na szybkość przebiegu reakcji chemicznych, efektywność przekazywania ciepła, stabilność płomienia oraz generację NO_x i CO. Źródła literaturowe, np. [2, 3, 7] podają, że największy wpływ na formowanie aerodynamiki spalania mają palniki oraz rodzaj i sposób podawania paliwa.

Niskoemisyjne palniki pyłowe wykorzystują redukcyjne właściwości bogatego płomienia pyłowego przez organizację stref spalania podstechiometrycznego z wykorzystaniem stopniowania powietrza lub stopniowanie paliwa. Z kolei stopniowanie powietrza lub paliwa w warunkach pyłowych może pogorszyć stabilność spalania i zwiększyć stratę niedopału.

Uwzględniając te czynniki oraz istotne aspekty ekologiczne, zarysowuje się potrzeba opracowania systemu sterowania procesem spalania, który będzie dokonywał optymalizacji pracy kotła na podstawie informacji uzyskanych z konwencjonalnego oprzyrządowania oraz uwzględnienie innowacyjnych technik pozwalających na ocenę jakości procesu.

Od strony technologicznej, istotnym parametrem jest zapewnienie stabilności płomienia oraz wykrywania stanów awaryjnych. Zatem układ sterowania powinien być uzupełniony o informację diagnostyczną o płomieniu z wykorzystaniem technologii wizyjnych lub sond światłowodowych. Równie istotne znaczenie mają ilościowe informacje odnośnie stężeń tlenków azotu, tlenków węgla oraz dwutlenku siarki w celu zapewnienia ograniczeń normatywnych.

Trudny w określeniu, ale przynoszący cenną informację o parametrach wejściowych procesu jest ciągły pomiar ilości pyłu w pyłoprzewodach. Podobnie, ale na wyjściu procesu, niezwykle cenne byłoby po-

zyskanie informacji w trybie on-line na temat zawartości części palnych w popiele (zwłaszcza zawartości węgla organicznego).

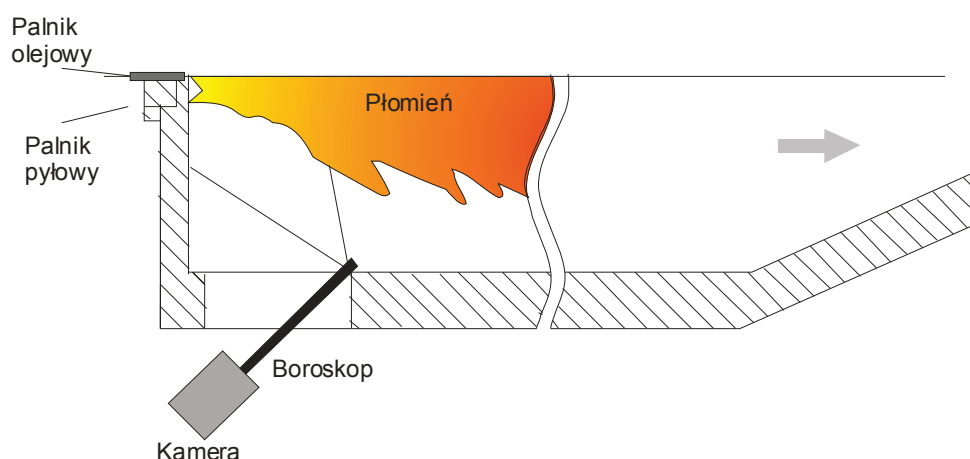
Niewątpliwie pozyskanie tego rodzaju informacji wymaga przeprowadzenia pomiarów na rzeczywistym obiekcie, co jest związane z wykorzystaniem kosztownej aparatury pomiarowej.

3. Wykorzystanie przetwarzania obrazu w procesie spalania pyłu węglowego

Emitowane przez płomień promieniowanie jest odbiciem zachodzących w procesie spalania reakcji chemicznych i procesów fizycznych. Optyczne metody diagnostyczne, oprócz akustycznych, [8÷10] należą do najważniejszych metod, które w bezinwazyjny sposób pozwalają na otrzymanie praktycznie nieopóźnionej i dodatkowo selektywnej przestrzennie informacji o zachodzącym procesie spalania. Na podstawie widma emisyjnego płomieni, w zakresie promieniowania widzialnego, możliwe jest m.in. określenie zawartości stosunku powietrze-paliwo, ilości wydzielanego ciepła i temperatury [11÷13].

Wśród metod optycznych, szczególnego znaczenia nabierają metody wykorzystujące przetwarzanie obrazu. Pozorne nieruchome położenie płomienia jest wynikiem równowagi dynamicznej pomiędzy lokalną prędkością propagacji płomienia a prędkością napływającej mieszanki paliwowej [14]. Zmiana położenia frontu płomienia w przestrzeni, postrzegana jako zmiana kształtu płomienia, jest wynikiem zakłócenia tej równowagi. Pozwala to przyjąć, że kształt płomienia może być wskaźnikiem stanu procesu spalania, zachodzącego w określonych warunkach [15, 17, 18].

Testy spalania mieszany pyłu węglowego i biomasy zostały przeprowadzone na stanowisku pomiarowym, którego głównym elementem jest cylindryczna komora spalania o długości 2,5 m i średnicy ok. 0,7 m. Wewnątrz komory znajduje się wykonany w skali 1:10 model wirowego palnika pyłowego, wraz z palnikiem olejowym oraz zapalarką gazową. Stanowisko wyposażone jest w instalacje powietrza pierwotnego, wtórnego oraz olejową. Obraz płomienia z wnętrza komory spalania przekazywany był na zewnątrz dzięki boroskopowi wyposażonego w odpowiedni system chłodzenia. Boroskop umieszczono pod kątem 45 stopni względem osi palnika w taki sposób, aby analizowany obraz obejmował obszar płomienia w bezpośrednim sąsiedztwie palnika, jak pokazano na rysunku 1.



Rys. 1. Sposób usytuowania boroskopu w komorze spalania

Fig. 1. Borescope positioning in the combustion chamber

Podczas testów zmieniano warunki stechiometryczne, w jakich zachodził proces spalania dzięki regulacji wydatku powietrza wtórnego. Powodowało to dodatkowo zmiany prędkość wylotu mieszanki pyłowo-powietrznej doprowadzając do stanu bliskiego zanikowi płomienia.

W zarejestrowanych w 256 odcieniach szarości obrazach, wyodrębniono obszar płomienia na podstawie amplitudy poszczególnych pikseli. Założono arbitralnie, że rozpatrywany piksel w obrazie należy do obszaru płomienia, jeżeli jego amplituda jest nie mniejsza od 64. Przykładowe obrazy zarejestrowane w trakcie przeprowadzanych testów pokazano na rysunku 2.

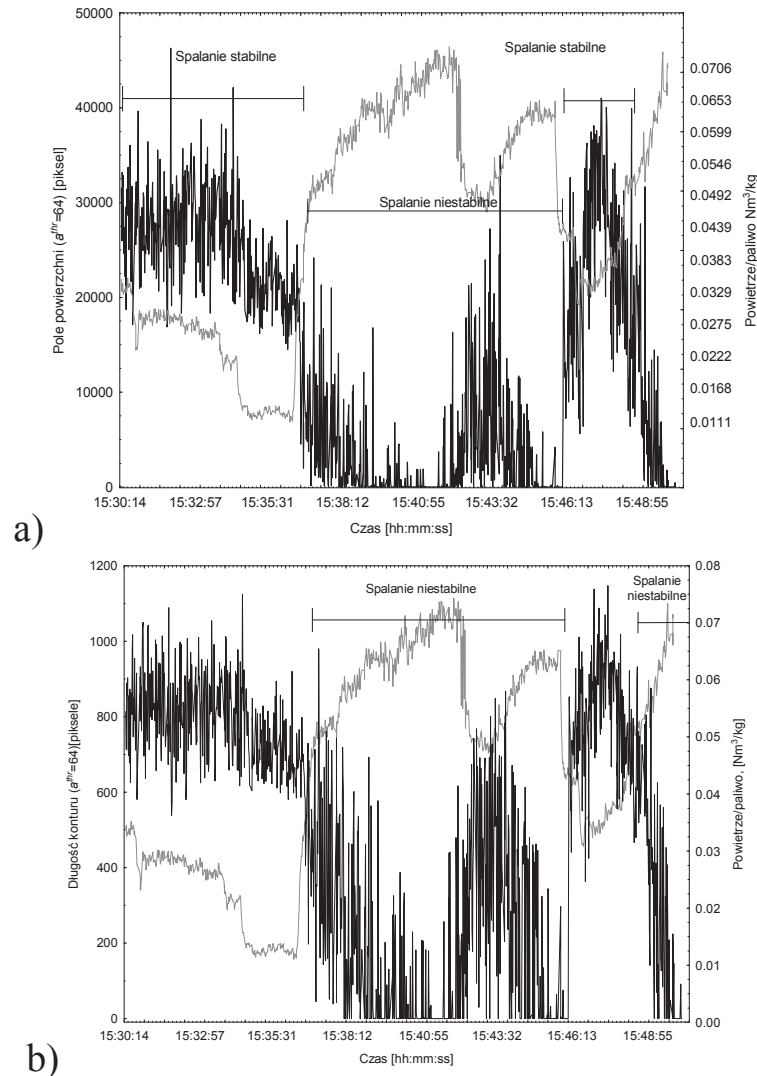


Rys. 2. Obrazy zarejestrowane podczas testów spalania

Fig. 2. Images recorded during the combustion tests

Analiza obrazu polegała na wyznaczeniu prostych wskaźników geometrycznych, które mogą być wyznaczany w czasie rzeczywistym z prędkością rzędu 50 obrazów/s. Rozpatrywano pole powierzchni płomienia rozumianego jako suma wszystkich pikseli należących do obszaru

płomienia oraz długość konturu tak wyznaczonego obszaru. Zmiany omawianych parametrów przedstawiono odpowiednio na rysunkach 3a i 3b.



Rys. 3. Zmiany pola powierzchni płomienia a) oraz długości konturu płomienia, b) dla stabilnego i niestabilnego przebiegu procesu spalania

Fig. 3. Changes in the surface area of the flame a) and contour length of the flame b) for the stable and unstable combustion process

W pierwszej fazie testu, proces spalania przebiegał stabilnie, a pole powierzchni płomienia ulegało wahaniom wokół wartości średniej, która przy założonej wartości progowej obszaru i warunkach akwizycji obrazu, wynosiła ok. 30000 pikseli. Zmniejszenie stosunku powietrze-paliwo powoduje zmniejszenie wartości średniej pola powierzchni pło-

mienia. W drugiej fazie testu, zwiększenie wydatku powietrza wtórnego powoduje pojawienie się stanu spalania niestabilnego, objawiającego się spadkiem jasności płomienia i wzrostem jego pulsacji. Towarzyszy temu spadek średniej wartości pola powierzchni płomienia, nawet do zera (obszar płomienia nie istnieje). Jednocześnie można stwierdzić zwiększenie rozrzutu pola płomienia wokół jej wartości średniej.

Charakter zmian tego parametru jest bardzo podobny jak w przypadku dyskutowanego wcześniej pola powierzchni płomienia. Wzrost stosunku powietrze-paliwo wiąże się ze spadkiem długości konturu płomienia.

3. Diagnostyka procesu z użyciem metod optycznych i sztucznej inteligencji

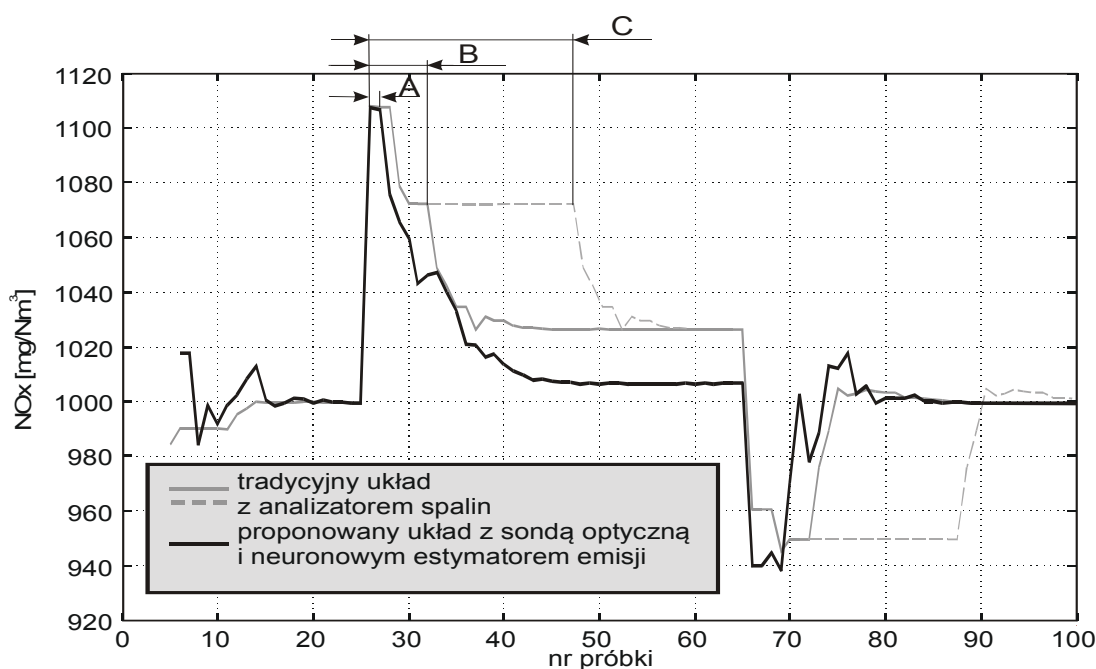
Najpopularniejsza obecnie metoda ograniczenia emisji NO_x poprzez zmianę organizacji procesu spalania, pociąga za sobą negatywne skutki dla eksploatacji kotła. Najważniejsze z nich to: zwiększona emisja CO, większe straty niedopału, korozja parownika, zwiększenie zużycia a także niestabilność płomienia. Zjawiska te są niepożądane lub wręcz niebezpieczne dla kotła i ograniczają możliwość do osiągnięcia redukcję NO_x . Aby zminimalizować te zjawiska niezbędny jest odpowiedni system monitoringu i sterowania. Najbardziej zaawansowane systemy automatycznej regulacji pracy paleniskowych kotłów pyłowych obejmują zamkniętą pętlą większą ilość parametrów, np. oddzielnie przepływy powietrza do poszczególnych palników i dysz OFA, obciążenia młynów czy sygnały z dodatkowych analizatorów gazów spalinowych takich jak NO_x , CO, czy SO_2 . Jednak, ponieważ to indywidualny nadmiar powietrza decyduje o ilości NO_x generowanych w węglowym kotle energetycznym [1, 3], najkorzystniejsza byłaby regulacja procesu spalania w pojedynczym palniku. Brak jest jednakże dotychczas metody, która umożliwiałaby pomiar parametrów wyjściowych, np. emisji tlenków azotu czy tlenku węgla, pojedynczego palnika pracującego w kotle, lub chociaż obiektywną ocenę jakości jego pracy. Skłoniło to autorów do poszukiwania metody, która umożliwiałaby przynajmniej estymację tych parametrów. Umożliwia to światłowodowy układ monitorowania płomienia opracowany w Katedrze Elektroniki Politechniki Lubelskiej.

Pierwsze prace miały na celu opracowanie systemu umożliwiającego parametryczną ocenę jakości pracy palnika pyłowego. Jako parametr wybrano zawartość tlenków azotu w spalinach ponieważ jest głównym parametrem oceny ilości emitowanych zanieczyszczeń. Na podstawie badań korelacji pomiędzy sygnałem optycznym z układu monitorowania płomienia a wybranym parametrem procesu spalania określono strefę płomienia, z której informacja jest najbardziej wrażliwa na zmiany proporcji mieszanki. Sygnał z tej strefy następnie poddany został analizie w celu otrzymania dwóch wielkości: miary intensywności płomienia oraz miary częstotliwości migotania płomienia. Ze względu na silnie nieliniowy charakter zależności i brak analitycznego modelu płomienia turbulentnego do estymacji zostały użyte sieci neuronowe. W trakcie badań błąd neuronowego estymatora emisji tlenków azotu na podstawie pomiarów optycznych dla żadnej z próbek nie przekracza 10%, a jego wartość średnia wynosi około 3%.

Optyczno-neuronowy system do estymacji parametrów spalania zastosowano w układzie regulacji stabilizującym emisję tlenków azotu z pojedynczego palnika. Na rys. 4 pokazano wyniki badań symulacyjnych – porównanie odpowiedzi układu regulacji pracującego na podstawie sygnału z analizatora gazów (linia cienka) i na podstawie sygnałów z sondy optycznej (linia gruba). Aby umożliwić porównanie sygnały wyjściowe zostały zsynchronizowane tak, aby zlikwidować opóźnienie wnoszone przez analizator gazów.

Warto zaznaczyć, że przy odpowiednich wartościach parametrów regulatora w układzie z sondą światłowodową i neuronowym estymatorem emisji, można osiągnąć czas ustalania się odpowiedzi rzędu 20 okresów próbkowania. Jest to wartość porównywalna z możliwą do osiągnięcia w układzie z analizatorem gazowym. Zaletą nowego rozwiązania jest możliwość objęcia pętlą sterowania pojedynczego palnika, a także o wiele krótszy czas reakcji układu na zakłócenie, czyli krótszy czas utrzymywania się pełnej wartości zakłócenia na wyjściu, co oznacza mniejszą ilość wyemitowanych zanieczyszczeń. Czas opóźnienia układu regulacji z sondą optyczną (zaznaczony na rysunku jako „A”) jest nie większy od 2 okresów próbkowania. Czas ten w przypadku tradycyjnego rozwiązania (zaznaczony na rysunku jako „B”) zależy głównie od opóźnienia układu pomiarowego. W przypadku dużych obiektów, np. kotłów energetycznych w elektrowniach, w zależności od zastosowanych analizatorów

opóźnienie może dochodzić nawet do kilkuset sekund. W takim przypadku układ z analizatorem gazowym w ciągu czasu opóźnienia nie będzie zdolny wykryć zwiększonej emisji. Spowoduje to bardzo długi czas utrzymywania się zwiększonej emisji, co zostało pokazane na rys. 4 linią przerywaną; „C” oznacza czas opóźnienia pomiędzy powstaniem zwiększonej emisji a jej wykryciem przez analizatory gazów.



Rys. 4. Porównanie odpowiedzi obiektu dla NPC przy różnym sposobie uzyskiwania zwrotnej informacji o wielkości emisji tlenków azotu

Fig. 4. Comparison of object responses for the NPC using various methods of obtaining feedback about the emissions of nitrogen oxides

Podobne podejście można zastosować również w przypadku spalania w turbinach gazowych [15]. Testy laboratoryjne wykonane dla palnika gazowego wykazały, że optyczny estymator parametrów spalania w połączeniu z regulatorem rozmytym wykazuje dobre właściwości adaptowania się do zmiennych warunków pracy i paliw utrzymując emisje NO_x i CO poniżej wymaganych poziomów, pomimo znacznej złożoności rozpatrywanego zadania.

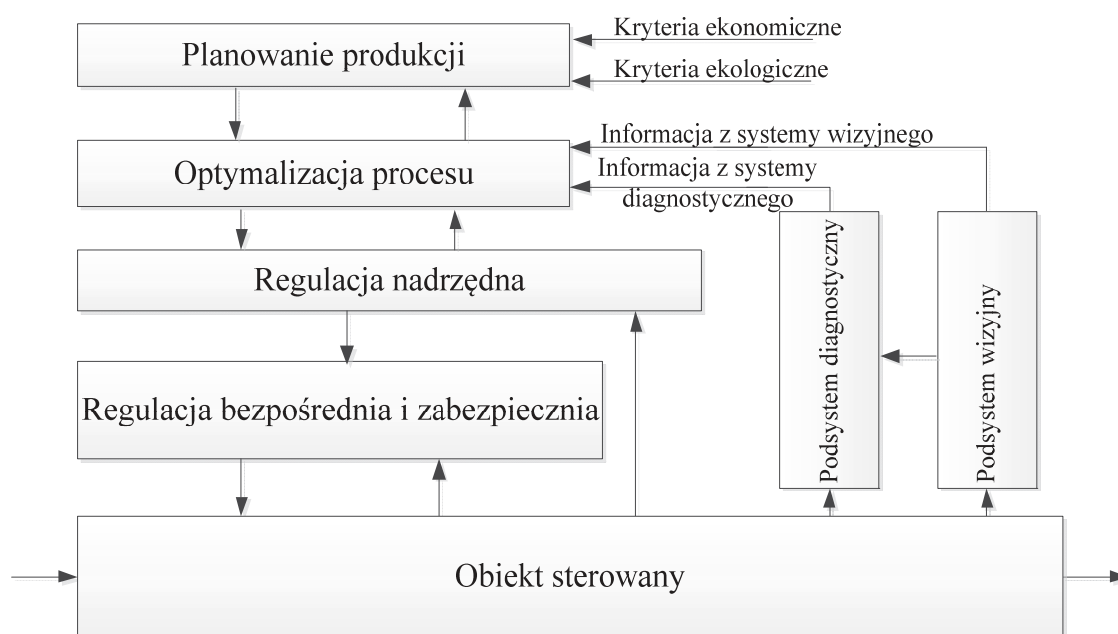
Obecnie wykonywane są badania nad możliwością wykorzystania opisywanych technologii w warunkach zmiennego składu paliwa, ze względu na obowiązujący trend stosowania współspalania z paliwami od-

nawialnymi lub alternatywnymi. Wstępne rezultaty wykazują, że jest możliwa estymacja parametrów spalania jedynie na podstawie pomiaru parametrów optycznych płomienia, bez znajomości składu spalanych gazów.

Podsumowując należy stwierdzić, że nowoczesne metody uzyskiwania informacji o jakości spalania (np. wielkości emisji CO i NO_x) w połączeniu z nowoczesnymi metodami regulacji pozwalają na zmniejszenie emisji szkodliwych gazów do atmosfery a także na efektywne wykorzystanie paliw zaliczanych do grupy odnawialnych źródeł energii.

4. Model przykładowego rozwiązania

Na rysunku 5 przedstawiono model proponowanego systemu sterowania procesem spalania pyłu węglowego z wykorzystaniem informacji z dwóch podsystemów: diagnostycznego oraz wizyjnego.



Rys. 5. Schemat blokowy proponowanego układu sterowania procesem spalania pyłu węglowego

Fig. 5. Block diagram of the proposed control system of pulverized coal combustion process

Opracowanie nadrzędnego układu sterowania, z algorytmem uwzględniającym informacje pochodzące z systemu przetwarzania obrazu, oraz informacji diagnostycznej wymaga przeprowadzenia identyfikacji procesu spalania dla pojedynczego palnika niskoemisyjnego.

W celu opracowania modelu matematycznego pojedynczego palnika niskoemisyjnego, przeprowadzono szereg pomiarów na stanowisku badawczym o mocy 0,5 MWth w Instytucie Energetyki w Warszawie, w skali półtechnicznej, zilustrowanym na rys. 2. Eksperymenty obejmowały stabilizację pracy komory spalania przy zróżnicowanych mocach, zróżnicowanych typach paliwa (uwzględniających węgiel oraz biomasę) oraz wymiennych trzech typach palników niskoemisyjnych (o odmiennych kątach łopatek).

Dane były próbkowane z rozdzielczością co sekundę. Do zarejestrowanych wielkości należą wielopunktowe pomiary stężeń gazów spalin (NO_x , O_2 , CO , CO_2), pomiary temperatur, ciśnień i przepływów oraz poziomy wysterowania wentylatorów powietrza.

Wstępny etap prac obejmował analizę wybranych, zarejestrowanych wielkości wejściowych i wyjściowych. Na potrzeby syntezy modeli wielowymiarowych (MIMO) określono wektory sygnałów wejściowych, opisujących ilościowo odpowiednio przepływ powietrza wtórnego, wydatek paliwa oraz wektory sygnałów wyjściowych opisujących odpowiednio stężenia NO_x , CO oraz temperaturę spalin w komorze, rejestrowane w pierwszym punkcie pomiarowym.

Podzielono dane na zbiory robocze oraz testowe. Korzystając z pakietu System Identification Toolbox przeprowadzono identyfikację parametrów dla modeli parametrycznych w przestrzeni stanu danych układem:

$$\begin{aligned} \dot{\mathbf{x}}(t) &= \mathbf{A} \mathbf{x}(t) + \mathbf{B} \mathbf{u}(t) + \mathbf{K} \mathbf{e}(t) \\ \mathbf{y}(t) &= \mathbf{C} \mathbf{x}(t) + \mathbf{D} \mathbf{u}(t) + \mathbf{e}(t) \end{aligned} \quad (1)$$

w określonych punktach pracy (trzy wartości mocy, stabilizacja temperatur, jednorodne paliwo). Dobór rzędu modelu miał charakter empiryczny. W większości przypadków przyjmował on wartość z przedziału $\langle 3, 11 \rangle$. Rezultaty dopasowania (w sensie MSE, wyrażonej procentowo) zamieszczono w tabeli 1.

Tabela 1. Rezultaty dopasowania poszczególnych modeli parametrycznych dla pierwszego i drugiego stopnia identyfikacji

Table 1. Results of the individual parametric models fit, for primary and secondary identification

		Modele 1					
		P1		P2		P3	
Zb. testowy		D1M1_4s11	D1M1_4s6	D2M1_4s6	D2M1_4s5	D3M1_4s3	D3M1_4s4
D1		64,77	59,89	58,51	57,98	56,92	58,65
D2		47,28	57,48	60,25	59,42	55,51	56,49
D3		62,65	64,84	63,41	64,12	66,81	70,25
		Modele 2					
		P1		P2		P3	
Zb. testowy		D1M2_4s10	D1M2_4s3	D2M2_4s4	D2M2_4s10	D3M2_4s10	D3M2_4s6
D1		64,58	62,62	61,67	59,77	54,33	54,96
D2		67,23	66,22	71,14	73,33	59,12	58,65
D3		53,06	55,39	53,74	53,14	54,47	52,35

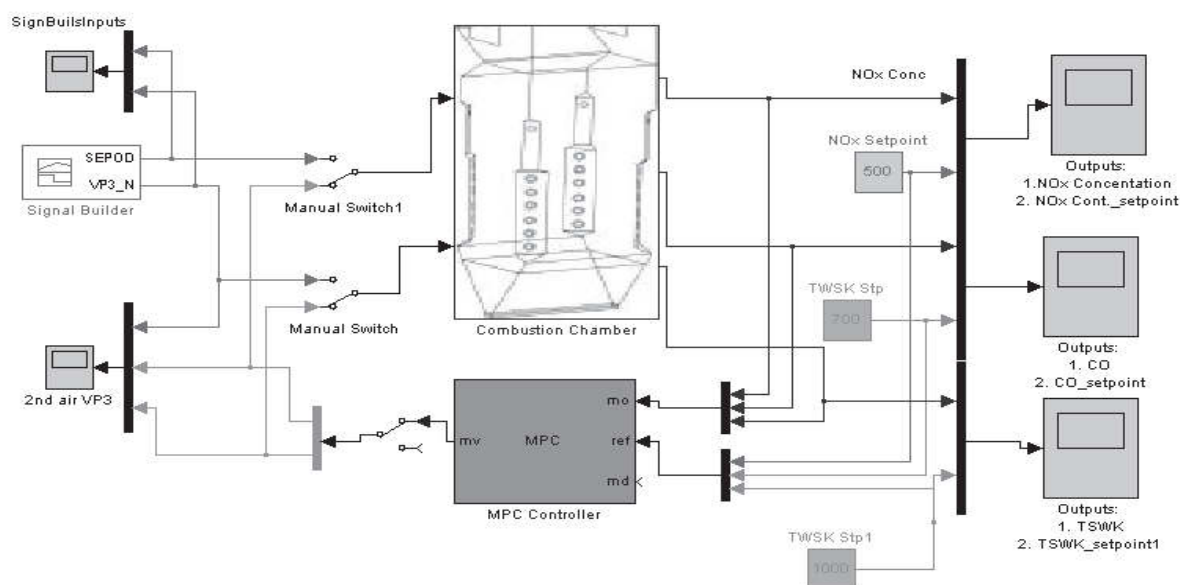
Badany obiekt złożony potraktowano jako układ o strukturze szeregowej. Zatem wyjścia modeli na pierwszym poziomie stanowią wejścia dla modeli drugiego poziomu (określonych w tabeli 1 jako Modele 2) i opisują zależności pomiędzy stężeniami NO_x , CO, temperaturą spalin w komorze oraz analogicznymi wielkościami w odpowiednim punkcie pomiarowym.

Do dalszych analiz wybrano modele na poziomie 60% dopasowania w sensie MSE.

5. Symulacyjna weryfikacja modeli palników

W celu przetestowania wiarygodności uzyskanych modeli, wykorzystując narzędzia z platformy Matlab/Simulink zaprojektowano kontroler MPC. Pozwala on na wprowadzenie ograniczeń na sygnały wyjściowe i sterujące, sygnałów zakłóceń oraz ustalenie horyzontów predykcji i sterowania. Zatem oferuje możliwość sprawdzenia modeli w kontekście ograniczeń normatywnych (np. co do emisji NO_x).

Widoczny na rys. 6 diagram Simulink'a, z opracowanym modelem systemu sterowania procesem uwzględnia możliwość przełączania w tryb pracy ręcznej oraz automatycznej.



Rys. 6. Diagram Simulink badanego układu sterowania

Fig. 6. Simulink diagram of the test control system

Kontroler MPC minimalizuje różnice pomiędzy wartościami wielkości regulowanych $y(k+p|k)$ przewidywanymi w chwili k na przyszłą chwilę $k+p$ (in. przyszłe wartości w chwili $k+p$ są wyznaczone na podstawie wartości w chwili k), a wartościami zadanymi dla tych wyjść $y_{zad}(k+p|k)$ na horyzoncie predykcji N ($p=1,2,\dots,N$). Minimalizacja różnic jest rozumiana w sensie określonego kryterium jakości. W kolejnej chwili $k+1$ następuje nowy pomiar sygnału wyjściowego obiektu i cała procedura jest powtarzana z takim samym horyzontem predykcji N . Stosowana jest więc zasada przesuwnego horyzontu (określana także mianem sterowania repetycyjnego).

W algorytmie predykcyjnym zakłada się również, że po upływie tzw. horyzontu sterowania Nu (zwykle $Nu < N$) przyrost sygnału sterującego wynosi 0.

Funkcja kryterialna, w ogólnym przypadku dana jest zależnością:

$$J(k) = \sum_{p=N_1}^N \|y^{zad}(k+p|k) - y(k+p|k)\|_{\Psi(p)}^2 + \sum_{p=0}^{N-1} \|\Delta u(k+p|k)\|_{\Lambda(p)}^2, \quad (2)$$

$\Delta u(k+p|k)$ – wektor przyrostów sterowań, $\Psi(p) \geq 0$ – macierz współczynników wagowych składowych wektora uchybów prognozowanych na chwilę $k+p$. (najczęściej m. diagonalna) oraz $\Lambda(p) \geq 0$ – macierz gdzie: $y_{zad}(k+p|k)$ – wektor wartości zadanych, $y(k+p|k)$ – wektor wielkości regulowanych, współczynników wagowych, składowych wektora przyrostów sterowania prognozowanych na chwilę $k+p$. Gdy $\Lambda(p) = \lambda I$ to, $\lambda \geq 0$ określa wagę tłumienia zmienności sterowania w stosunku do redukcji uchybów regulacji [6].

W ramach przeprowadzonych testów, uwzględniających ograniczenia co do norm emisji NO_x (300 ppm) najlepsze rezultaty uzyskano dla modeli niskoemisyjnego palnika pierwszego (D1M1_4s6) oraz trzeciego (D3M1_4s3). W przypadku modeli P2 spełnienie ograniczeń emisji było osiągnięte przy występujących oscylacjach (D2M1_4s5), a przypadku (D2M1_4s6) – zakończone niepowodzeniem. Konfiguracja szeregową przyniosła najlepsze rezultaty w połączeniu strukturami modeli (D2M2_4s4 oraz D2M2_4s10).

6. Podsumowanie

Wymogi normatywne co do emisji NO_x , CO i SO_2 stają się coraz bardziej restrykcyjne. W związku z tym zarysowuje się potrzeba optymalnego sterowania procesem spalania z użyciem technik niskoemisyjnych. Ze względu na złożony charakter procesów spalania stosunkowo rzadko stosuje się rozwiązania optymalizujące proces w kontekście sterowania ze względu na brak szczegółowego opisu zachodzących tu zjawisk fizyko-chemicznych. W pracy omówiono warunki opracowania systemu sterowania procesem spalania oraz stworzenia algorytmu optymalizacji pracy kotła na podstawie informacji uzyskanych z konwencjonalnego oprzyrządowania oraz uwzględnienie innowacyjnych technik pozwalających na ocenę jakości procesu.

Literatura

1. **Janiszowski K.:** *Identyfikacja modeli parametrycznych w przykładach*. EXIT. Warszawa 2002.
2. **Kordylewski W.:** *Niskoemisyjne techniki spalania w energetyce*. OWPW. Wrocław 2000.
3. **Kordylewski W.:** *Spalanie i paliwa*. OWPW. Wrocław 2008.
4. **Savolainen K., Heinolainen E., Dernjatin P.:** *Metody pierwotne redukcji NO_x w kotłach energetycznych. Zaawansowane technologie spalania pozwalające zredukować emisję NO_x poniżej 200 mg/Nm^3 metodami pierwotnymi*. TECH-EXPO 2009. pp.45÷52.
5. **Świątek J.:** *Wybrane zagadnienia identyfikacji statycznych systemów złożonych*. OWPW, Wrocław 2009.
6. **Tatjewski P.:** *Sterowanie zaawansowane obiektów przemysłowych. Struktury i algorytmy*. EXIT. Warszawa 2001.
7. **Wojcik W., Kotyra A.:** *Wykorzystanie obrazu płomienia do oceny stabilności spalania mieszanin pyłu węglowego i biomasy*. *Pomiary Automatyka Kontrola* Nr 3/2005. pp. 34÷36.
8. **Strahle W.C.:** *Combustion noise*. *Progress in Energy and Combustion Science*, no. 4, pp. 157÷176, 1978.
9. **Vaezi V., Aldredge R.C.:** *Influences of acoustic instabilities on turbulent-flame propagation*. *Experimental Thermal and Fluid Science*, no. 20, pp. 162÷169, 2000.
10. **Hii N.C., Tan C.K., Alex Z., S. Chong, Wilcox J.:** *The Measurement of Pulverised Fuel Flows by High Frequency Acoustic Emission Techniques*. 7th INFUB, pp. 326÷338, Porto, 2006.

11. **Romero C., Li X., Keyvan S., Rossow R.:** *Spectrometer-based combustion monitoring for flame stoichiometry and temperature control*. Applied Thermal Engineering, no. 25, p. 659–676, 2005
12. **Lu G., Yan Y., Cornwell S., Riley G.:** *Temperature Profiling of Pulverised Coal Flames Using Multi-Colour Pyrometric and Digital Imaging Techniques*. IMTC 2005 – Instrumentation and Measurement Technology Conference. Ottawa 2005. pp. 1658÷1662.
13. **Kauranen P., Anderson-Engels S., Svanberg S.:** *Spatial mapping of flame radical emission using a spectroscopic multi-colour imaging system*. Applied Physics, vol. 53, no. 4, pp. 260÷264. 1991.
14. **Jarosiński J.:** *Techniki czystego spalania*. Wydawnictwa Naukowo-Techniczne. Warszawa 1996.
15. **Huang Y.P. Yan Y.:** *Transient two-dimensional temperature measurement of open flames by dual spectral image analysis*. Transactions of the Institute of Measurement and Control, vol. 22, no. 5, pp. 371÷384. 2000.
16. **Ballester J., Hernández R., Sanz A., Smolarz A., Barroso J., Pina A.:** *Chemiluminescence monitoring in premixed flames of natural gas and its blends with hydrogen*. Proceedings of the Combustion Institute, Volume 32, Issue 2, pp. 2983÷2991. 2009.
17. **Wójcik W., Kotyra A., Golec T., Gromaszek K.:** *Vision based monitoring of coal flames*. Przegląd Elektrotechniczny. No. 3, pp. 241÷243. 2008.
18. **Wójcik W., Kotyra A., Ławicki T.:** *Zastosowanie obrazowowodu do oceny stabilności pracy palnika*. Elektronika, nr 6, s. 130÷134, 2008.

Modern Methods of Monitoring and Controlling Combustion of Solid Fuels in Order to Reduce Its Environmental Impact

Abstract

Polish power industry, faces the challenge of efficient management of the combustion process in power units, built largely 50 years ago. The concept of the effectiveness of such a process should be understood not only in terms of technical and economic parameters, but also environmental, due to the directives of the European Commission, continually tightening emissions limits. For example, solid fuel power units with a capacity above 500 MW_{th}, had to reduce the nitrogen oxide emissions to 500 mg/Nm³ since 2008, which after the year 2016 is expected to be only 200 mg/Nm³.

In power generation, mainly based on the combustion of coal, lignite, and co-combustion with biomass, much attention is drawn to the primary methods. It is estimated that innovative technologies based on primary methods will meet the rigours of the directives at half the costs of the catalytic reduction methods. In addition, new investments are burdened with additional costs as well as difficulties and delays in obtaining permits. Thus, in the face of this situation, relatively cheap reduction of nitrogen oxides (NO_x) is an important issue,

The complexity, nonlinearity of the combustion process, delays and disturbances as well as security issues makes that the nature of most discussed and implemented solutions is usually of modernization. The basic measures available to the engineer of low-emission combustion systems are limited to: reducing the combustion temperature, air re-distribution, fuel staging (combustion aerodynamics and reburning), and the reducing properties of the rich flame. Assistive technologies like process control optimization may be complementary to these technological improvements.

Controlling the combustion process is a very complex issue. The difficulty of operation of such process consists in the mutual interference effects of chemical, physical (mainly energy and mechanical) on one hand and risks existing if its course becomes unpredictable. In addition, there are restrictions on the control due to the unavailability of certain process signals (input or output) and incomplete knowledge about them. Current availability of high-speed measuring and computing devices allows to extract the hidden relationships between the elements of such complex process and the use them in control. The paper presents the technologies being developed in the Department of Electronics Lublin University of Technology. They use optical diagnostic methods, modern methods of control and artificial intelligence methods.

Among optical methods, those based on image processing become particularly important. They are shown in the first part of this article. Apparent motionlessness of a flame is the result of dynamic balance between the local flame propagation speed and the speed of the incoming fuel-oxidizer mixture. Change the flame front location in space, perceived as a change in the shape of a flame, is the result of disruption of this balance. This allows to assume that the flame shape can be an indicator of the status of a combustion process taking place in certain conditions. It was shown that even on the basis of simple geometrical indicators, such as the flame surface area and contour length of the flame area, one can determine the changes of important parameters such as change in the flame of air-fuel ratio. They can be determined in real time at a speed of 50 images per second.

The second part of the article is devoted to the diagnosis of an individual burner with the use of optical methods and artificial intelligence. Research is aimed to develop a system allowing a parametric evaluation of the quality of pulverized coal burner operation. It is based on an analysis of local variability of the brightness of the flame. Due to the highly nonlinear nature of dependency and lack of an analytical model, parameter neural networks were used to estimate the selected parameter. For example, the neuronal estimator error of nitric oxide emissions on the basis of optical measurements does not exceed 10% and its average value is about 3%. Opto-neural system for estimation of combustion process parameters was used in the control system stabilizing emissions of nitrogen oxides from a single burner. Studies have shown that using such system can significantly reduce the disturbance response time, which reduce the total amount of pollutants emitted.

The third part describes the combustion chamber identification with three different types of low-emission burners. The achieved models were used for Model Predictive Controller design, which allows to implement appropriate borders for input, output and control signals. Achieved models and controllers were verified regarding to normative limitations of NO_x emission. Performed activities allowed for conclusions formulation in reference to pollution control policy.



Ocena wydajności produkcji biomasy glonowej w reaktorze rurowym przy wykorzystaniu jako pożywki odcieków z bioreaktora fermentacji metanowej

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

1. Wprowadzenie

Zapotrzebowanie na odnawialne biopaliwa będące w stanie zastąpić obecnie wykorzystywane produkty powstałe z rektyfikacji ropy naftowej rośnie z roku na rok. Tradycyjne paliwa, oprócz pogłębiania efektu globalnego ocieplenia charakteryzują się także ograniczoną dostępnością, a ich zasoby systematycznie maleją. Konieczne zatem wydaje się poszukiwanie pełnowartościowych zamienników paliw kopalnych. Taka alternatywę stanowią biopaliwa [2].

Jednakże paliwa te produkowane wyłącznie w oparciu o substraty pozyskiwane z tradycyjnego rolnictwa nie są w stanie w równomierny sposób zastąpić obecnie wykorzystywanych paliw kopalnych. Ciekawą i godną rozważenia alternatywa wydaje się produkcja biopaliw z substratów pochodzących od glonów. Glony są potencjalnymi mikrofabrykami, które w oparciu o światło i dwutlenek węgla są zdolne do wyprodukowa-

nia biopaliw, żywności, i wysokowartościowych substancji bioaktywnych. Ponadto, organizmy te są wykorzystywane do bioremediacji i jako bionawozy o wysokiej zawartości azotu [7].

Glony mogą być źródłem kilku rodzajów odnawialnych biopaliw. Poczynając od metanu powstającego w procesach beztlenowego rozkładu biomasy, poprzez biodiesel produkowany z oleju glonowego, aż do fotobiologicznej produkcji wodoru. Pomysł wykorzystania glonów do produkcji paliwa nie jest nowy, ale dopiero teraz jest on brany pod uwagę, ze względu na rosnące ceny paliw kopalnych tj. węgla i ropy naftowej oraz konieczności przeciwdziałania globalnemu ociepleniu, które jest związane ze spalaniem paliw kopalnych.

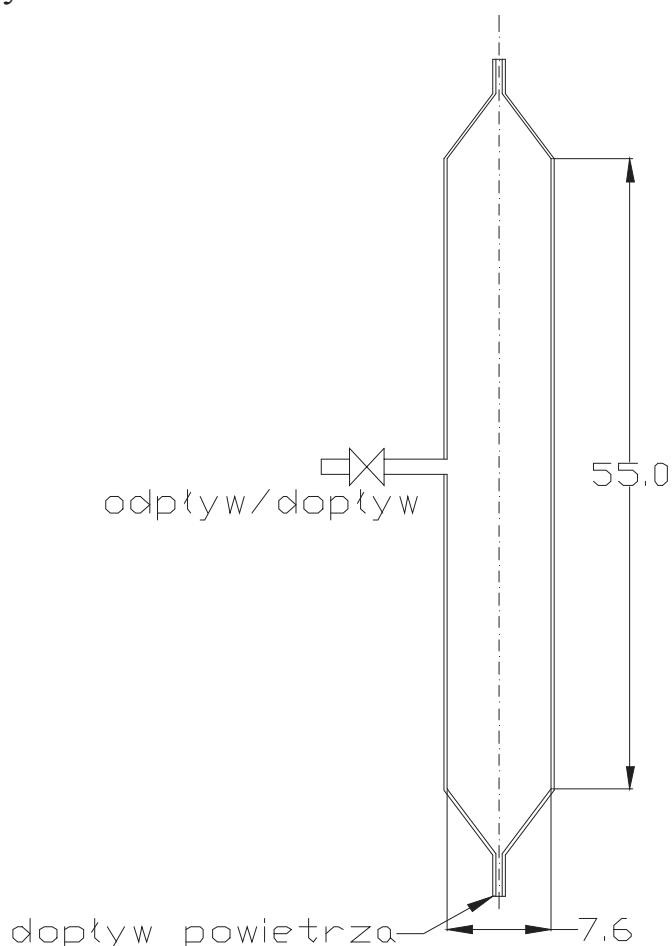
Wydajność biogazowa biomasy glonowej jest przedmiotem licznych badań. Z uwagi na swoją dużą produktywność glony cieszą się dużym zainteresowaniem jako potencjalne źródło biomasy do produkcji biogazu. Ilości pozyskiwanego biogazu są różne zależnie od rodzaju fermentowanych glonów. Morandi Briand [5] uzyskali z glonów wyższych *Ulva sp.* (sałata morską – zielenicę) produkcję metanu na poziomie $0,2 \text{ m}^3/\text{kg}$ [5]. Podczas gdy Chynoweth z glonów wyższych *Macrocistis* (klasa brunatnice) uzyskał biogaz w ilości $0,39 \div 0,41 \text{ m}^3/\text{kg}$ [4]. Zdaniem Singh i Gu również mikroglony charakteryzują się wysokim potencjałem w kierunku możliwości ich przetworzenia na biogaz. Produkowany z glonów biogaz zawiera $55 \div 75\%$ metanu, co oznacza, że jest porównywalny a nawet bardziej kaloryczny w stosunku do biogazu powstającego z innych substratów roślinnych [8].

Celem prezentowanych badań było określenie możliwości hodowli glonów w fotobioreaktorach z wykorzystaniem pożywki w postaci odcieku z reaktora fermentacji metanowej. Reaktor fermentacyjny zasilany był biomasą glonową, natomiast odciek z tego reaktora wykorzystywano do karmienia hodowli glonowej.

2. Metodyka

Badania przeprowadzono w skali laboratoryjnej przy wykorzystaniu czterech fotobioreaktorów rurowych o pojemności czynnej $2,5 \text{ l}$ każdy (rys. 1). Wykonane były one w formie pionowych rur ze szkła akrylowego o średnicy $7,6 \text{ cm}$ i wysokości czynnej 55 cm . Od spodu do reaktorów doprowadzono sprężone powietrze z wydajnością 250 l/h . Zapewniło to

wymieszanie i jednorodność warunków w całej objętości reaktora. Temperatura hodowli była stale monitorowana i poprzez system termostatujujący utrzymywana na poziomie $20^{\circ}\text{C}\pm 1^{\circ}\text{C}$. Reaktory były stale naświetlane światłem białym o natężeniu wynoszącym 0,07 Klux. Cały układ badawczy znajdował się w termoizolującej obudowie o białych ścianach rozpraszających światło.



Rys. 1. Schemat foto-bioreaktora do hodowli glonów
Fig. 1. Scheme of photo-bioreactor for algae cultivation

Badania prowadzono w dwóch wariantach. Wariant pierwszy polegał na wykorzystaniu pożywki syntetycznej (tab. 1), w wariacie drugim jako pożywkę stosowano odciek z reaktora fermentacyjnego. Reaktor fermentacyjny, z którego pobierano odcieki zasilany był biomasą glonową jako substratem fermentacyjnym. W fermentorze stosowano obciążenie ładunkiem substancji organicznej na poziomie $A' = 1\text{kg}_{\text{s.m.o.}}/\text{m}^3\cdot\text{d}$,

przy hydraulicznym czasie zatrzymania HRT = 40 d. Charakterystykę wykorzystywanego odcieku przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 1. Skład pożywki syntetycznej
Table 1. Composition of synthetic food

Wskaźnik	Jednostka	Wartość
NH ₄ Cl	[mg/l]	76,1 mg/l
Na ₂ HPO ₄ ·12H ₂ O	[mg/l]	46,2 mg/l
NaCl	[mg/l]	10,1 mg/l
KCl	[mg/l]	4,7 mg/l
CaCl ₂ ·2H ₂ O	[mg/l]	4,7 mg/l
MgSO ₄ ·7H ₂ O	[mg/l]	16,7 mg/l
NaHCO ₃	[mg/l]	243,3 mg/l
Na ₂ CO ₃	[mg/l]	162,2 mg/l
(FeCl ₃ ·6H ₂ O, ZnSO ₄ , MnSO ₄ ·H ₂ O, CuSO ₄)	[mg/l]	< 0,2 mg/l
CH ₄ N ₂ O	[mg/l]	80 mg/l

Tabela 2. Charakterystyka odcieku z reaktora fermentacyjnego
Table 2. Characteristics of effluent from fermentation tank

Wskaźnik	Jednostka	Wartość średnia
ChZT	[mg O ₂ /l]	465,0
Azot ogólny	[mg N/l]	52,5
Azot amonowy	[mg N-NH ₄ /l]	41,3
Fosfor ogólny	[mg P/l]	11,0
Zawiesiny ogólne	[mg/l]	49,0

Do reaktorów 1 i 2 wprowadzano 2 l wody zawierającej glony, a następnie uzupełniano 0,5 l odcieku z reaktora fermentacyjnego. W uzyskanej w ten sposób mieszaninie analizowano podstawowe wskaźniki zanieczyszczeń. Następnie w reaktorach 3 i 4 wymieszano wodę zawierającą glony z pożywką syntetyczną w takim rozcieńczeniu aby zawartość podstawowych wskaźników zanieczyszczeń odpowiadała wartości w reaktorach 1 i 2. Wartości wskaźników zanieczyszczeń na początku badań w fotobioreaktorach przedstawiono w tabeli 3. Wykorzystane jako materiał wyjściowy glony pochodziły z jeziora Kortowskiego w Olsztynie. Jezioro to ma charakter silnie eutroficzny, próby do badań pobrano w miesiącu lipcu w okresie silnego zakwitnięcia glonowego. Woda

z jeziora została przefiltrowana przez zestaw czterech siatek planktonowych o średnicy oczek 100 μm , 50 μm , 25 μm i 10 μm . Filtrację prowadzono do momentu uzyskania 8 l materiału wyjściowego koniecznego do zaszczeplenia czterech fotobioreaktorów. Początkowe zawartość suchej masy w reaktorach wynosiła 820 $\text{mg}_{\text{s.m.}}/\text{l}$ z czego suchej masy organicznej było 725 $\text{mg}_{\text{s.m.o.}}/\text{l}$ Wartości podstawowych wskaźników zanieczyszczeń w reaktorach po sporządzeniu mieszaniny inoculum glonowego oraz pożywki przedstawiono w tabeli 3.

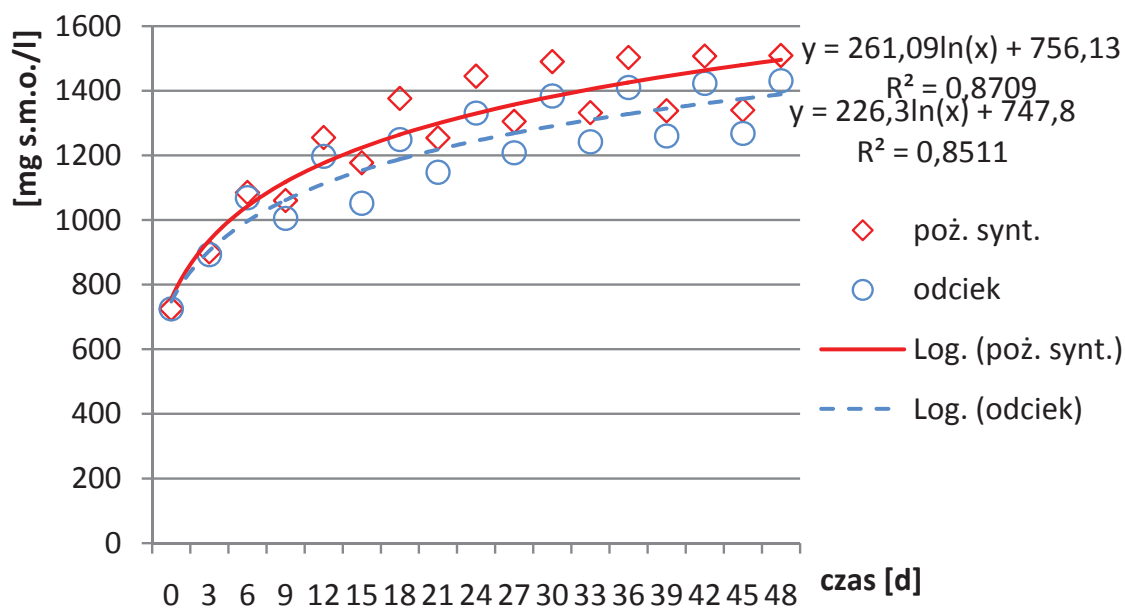
Tabela 3. Wartości podstawowych wskaźników zanieczyszczeń w fotobioreaktorach po wprowadzeniu pożywek na początku badań
Table 3. The values of indicators of pollution in photo-bioreactors after food injection

Wskaźnik	Jednostka	Wartość średnia	Odchylenie standardowe
ChZT	[$\text{mg O}_2/\text{l}$]	109	10,1
Azot ogólny	[$\text{mg N}/\text{l}$]	12,9	2,2
Azot amonowy	[$\text{mg N-NH}_4/\text{l}$]	9,06	1,3
Fosfor ogólny	[$\text{mg P}/\text{l}$]	3,1	0,3
Sucha masa	[mg/l]	820	15
Sucha masa organiczna	[mg/l]	725	12

Badania prowadzono przez 48 dni, co trzy dni określano w bioreaktorach, zawartość suchej masy oraz suchej masy organicznej. W przesączu pozostałym po analizie wagowej suchej masy określano zawartość związków organicznych jako ChZT zawartość azotu całkowitego (jako sumę azotu organicznego, amonowego oraz azotanowego i azotynowego) oraz fosforu ogólnego. Co sześć dni odbierano z każdego z fotobioreaktorów 0,5 l mieszaniny glonowej, a następnie uzupełniano reaktor taką samą objętością pożywki syntetycznej w wariancie 1 lub odcieku z fermentora w wariancie 2. Ładunki wprowadzanych podstawowych biogenów w przypadku pożywki syntetycznej odpowiadała ładunkowi wprowadzanemu wraz z odciekami z fermentora.

3. Wyniki badań

Przeprowadzone badania zmierzały do określenia możliwości gromadzenia i przechowywania glonów pobranych ze zbiornika słodkowodnego przy zastosowaniu fotobioreaktorów. W obu wariantach, niezależnie od stosowanej pożywki, uzyskano zbliżone wartości wielkości przyrostu biomasy glonowej. W obu wariantach regularnie co 6 dni odbierano 1/5 objętości reaktora, a następnie uzupełniano poziom cieczy pożywką. Po uzupełnieniu pożywki następował ponownie intensywny przyrost biomasy glonowej. Zwiększanie zawartości suchej masy organicznej we wnętrzu reaktorów następowało w ten sposób przez około 36 pierwszych dni badań. W kolejnych dniach przyrost biomasy równoważył ładunek odbieranej biomasy. Po odebraniu biomasy i wprowadzeniu pożywki zawartość glonów po 6 dniach wracała w przybliżeniu do pierwotnej wartości (rys. 2).



Rys. 2. Zmiany w czasie zawartości w reaktorach suchej masy organicznej w zależności od stosowanej pożywki

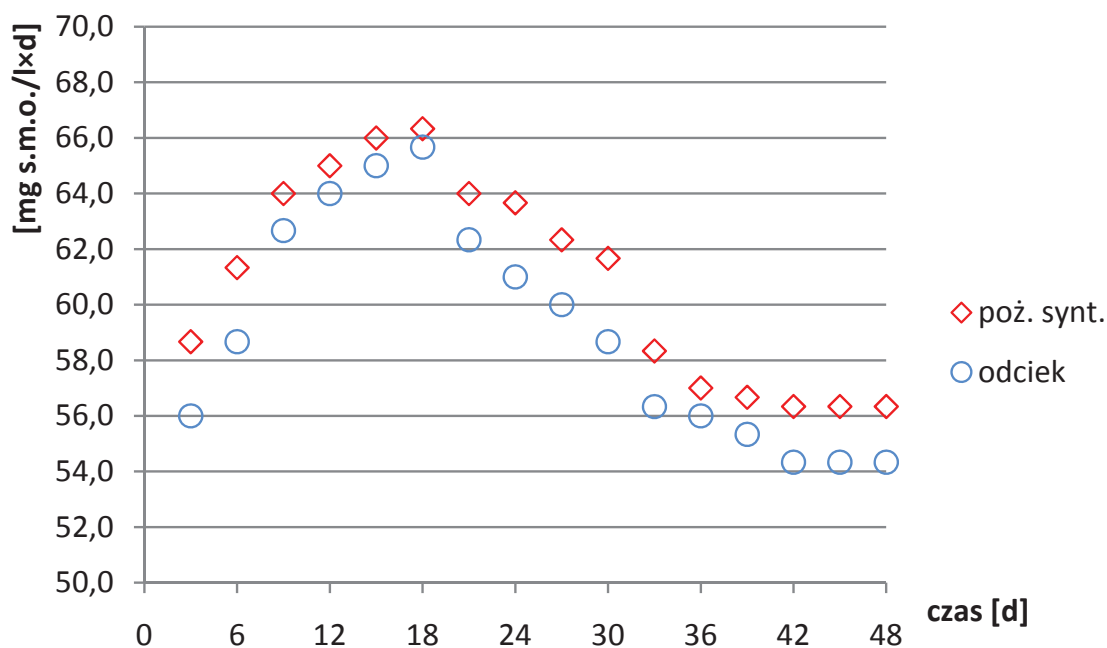
Fig. 2. Changes over time of the dry organic matter content in the reactors depending on the food

Z nieznacznie wyższą wydajnością przyrost biomasy glonowej następował po zastosowaniu pożywki syntetycznej. Świadczy o tym wyższa wartość współczynnika a w równaniu logarytmicznym linii trendu. W przypadku stosowania odcieku z fermentora jako pożywki później uzyskano stan równowagi pomiędzy odbieranym ładunkiem biomasy, a przyrostem nowych organizmów. W ciągu 48 dni badań stężenie biomasy w przypadku reaktorów z pożywką syntetyczną wzrosło z 725 mg_{s.m.o.}/l do 1509 mg_{s.m.o.}/l. Jednocześnie wraz z 8 porcjami odprowadzonej cieczy uzyskano 5585 mg suchej masy organicznej glonów (tab. 4). W reaktorach, gdzie jako pożywkę stosowano odcieki z fermentorów, stężenie biomasy wzrosło końcowo do 1431 mg/l, a ilość odprowadzonej biomasy glonowej wyniosła łącznie 5247 mg.

Tabela 4. Ilości odprowadzonej biomasy glonowej
Table 4. Quantities of algal biomass discharged

Dzień pomiaru	Pożywka syntetyczna [mg s.m.o.]	Odciek [mg s.m.o.]
6	542,5	534,5
12	627,5	598,2
18	688,1	624,5
24	722,5	665,5
30	745,0	692,3
36	751,5	705,0
42	753,5	711,5
48	754,5	715,5
suma	5585	5247

Wartość współczynnika przyrostu biomasy wzrosła od rozpoczęcia badań przez około 18 dni. Maksymalnie stwierdzono przyrost na poziomie 66,3 mg_{s.m.o.}/l·d w przypadku pożywki syntetycznej i 65,7 mg_{s.m.o.}/l·d. Stały wzrost zagęszczenia glonów w reaktorach, doprowadził do ustalenia się współczynnika przyrostu glonów na poziomie 56,3 mg_{s.m.o.}/l·d dla wariantu z pożywką syntetyczną oraz 54,3 mg_{s.m.o.}/l·d przy stosowaniu odcieku z reaktora jako pożywki (rys. 3).



Rys. 3. Zmiany wartości współczynnika przyrostu biomasy
Fig. 3. Changes of the value of the biomass growth factor

W warunkach eksperymentu cykl pracy reaktorów trwał od wprowadzenia świeżej porcji pożywki do odebrania namnożonej biomasy i wprowadzenia kolejnej porcji. Przeanalizowano z jaką szybkością zachodziło w tym czasie zużywanie głównych biogenów to jest azotu i fosforu. W początkowym okresie trwania cyklu, azot był wykorzystywany znacznie szybciej. Zaobserwowane wartości wynosiły odpowiednio około 0,117 mg N_C/l·h dla pożywki syntetycznej i 0,100 mg N_C/l·h dla pożywki w postaci odcieku. Oznaczało to iż w ciągu pierwszych 72 h po wprowadzaniu pożywki niemal cały dostępny azot był wykorzystywany. Przez kolejne trzy dni do końca cyklu i wprowadzenia nowej pożywki szybkość z jaką zużywany był azot znacznie malał. Może to świadczyć o niedoborze tego pierwiastka w układzie. Przy bardzo szybkim jego wyczerpywaniu w początkowej fazie brakowało tego biogenu przy końcu cyklu pomiarowego (tab. 5).

Jednym z zamierzeń eksperymentu było określenie możliwości wykorzystania bezpośrednio odcieku z fermentora jako pożywki do hodowli glonów. Ze względu na to skład pożywki syntetycznej ustalano w odniesieniu do składu odcieku. Przy powyższych założeniach zawar-

tość fosforu okazała się niewystarczająca. W czasie od jednego do drugiego wprowadzenia pożywki dostępny fosfor całkowity wykorzystywany był niemal w całości, a obserwowane stężenia końcowa miały charakter śladowy (tab. 6).

Tabela 5. Zmiany zawartości azotu całkowitego w wodzie z hodowli glonów
Table 5. Changes of total nitrogen concentration in water from algae cultivation

	Pożywka syntetyczna	Odciek
Średnie stężenie azotu całkowitego bezpośrednio po wprowadzeniu pożywki	10,8 mg N _C /l	10,6 mg N _C /l
Średnie stężenie azotu całkowitego bezpośrednio przed wprowadzeniem pożywki	0,41 mg N _C /l	0,60 mg N _C /l
Szybkość wykorzystywania azotu w ciągu pierwszych 72 h od dodania pożywki	0,12 mg N _C /l·h	0,10 mg N _C /l·h
Szybkość wykorzystywania azotu w czasie od 72 h od 144 h od dodania pożywki	0,032 mg N _C /l·h	0,046 mg N _C /l·h

Tabela 6. Zmiany zawartości fosforu całkowitego w wodzie z hodowli glonów
Table 6. Changes of total phosphorus concentration in water from algae cultivation

	Pożywka syntetyczna	Odciek
Średnie stężenie azotu całkowitego bezpośrednio po wprowadzeniu pożywki	2,2 mg P _C /l	2,3 mg P _C /l
Średnie stężenie azotu całkowitego bezpośrednio przed wprowadzeniem pożywki	0,02 mg P _C /l	0,05 mg P _C /l
Szybkość wykorzystywania azotu w ciągu pierwszych 72 h od dodania pożywki	0,023 mg P _C /l·h	0,020 mg P _C /l·h
Szybkość wykorzystywania azotu w czasie od 72 h od 144 h od dodania pożywki	0,007 mg P _C /l·h	0,008 mg P _C /l·h

4. Dyskusja wyników

Przeprowadzone badania wykazały możliwość zastosowania odcieków z reaktora fermentacji metanowej do zasilania hodowli mikroglonów. Odcieki pochodziły z reaktora fermentacyjnego, który zasilany był biomasa glonową. Biomasa ta powstawała w hodowli zasilanej odciekiem. W ten sposób powstaje układ częściowo zamknięty, w którym pozostałości pofermentacyjne służą produkcji substratu do procesu. Cały obieg możliwy jest dzięki zewnętrznemu źródłu energii w postaci światła.

Podstawowym elementem określającym celowość stosowania odcieków z fermentora do hodowli mikroglonów jest ilość uzyskiwanej biomasy glonowej. Przeprowadzone badania wykazały, że wielkość przyrostu biomasy glonowej w reaktorach zasilanych odciekiem była tylko nieznacznie niższa od przyrostu w reaktorach kontrolnych zasilanych referencyjną pożywką syntetyczną. Po 48 dniach pomiaru z reaktora kontrolnego pozyskano 5585 mg suchej masy organicznej glonów podczas gdy z reaktora zasilanego odciekiem było to 5247 mg suchej masy organicznej. Bardzo istotny jest parametr określający wielkość dobowego przyrostu w przeliczeniu na litr hodowli. Wskaźnik ten zmieniał się w trakcie prowadzenia badań co wskazuje na wpływ zagęszczenia biomasy na wielkość przyrostu. Po około 38 dniach pomiaru współczynnik przyrostu glonów ustabilizował się na poziomie ok. $0,056 \text{ g/l} \cdot \text{d}$ dla pożywki syntetycznej i około $0,054 \text{ g/l} \cdot \text{d}$ dla pożywki w postaci odcieku. Uzyskane wielkości odpowiadają wartościom współczynnika przyrostu biomasy prezentowanym szeroko w literaturze. W przypadku porównywania hodowli glonowych należy brać pod uwagę szereg czynników. Istotny jest sposób prowadzenia hodowli fototroficzny czy heterotroficzny. Ważny jest również typ reaktora, w którym przetrzymuje się glony oraz sposób mieszania. Przykładowo Chiu i inni prowadząc hodowlę w warunkach półciągłych uzyskali przyrost biomasy w zakresie $0,37 \div 0,53 \text{ g/l} \cdot \text{d}$. Wykorzystali oni glony *Chlorella sp.* hodowane w warunkach fototropicznych. Odpowiadało to prezentowanym badaniom, gdyż w analizie gatunkowej wykazało blisko 82% udział glonów *Chlorella sp.* w strukturze gatunkowej hodowli [3]. W stosunku do prezentowanych badań były to wartości blisko dziesięciokrotnie wyższe. Co mogło być związane z zasilaniem hodowli w czysty CO_2 . Tymczasem Scragg i inni [6] uzyskali przyrosty hodowanych w warunkach fototro-

picznych glonów *Chorella vulgaris* na poziomie $0,02 \div 0,04$ mg/l d. W przeglądowym artykule na temat hodowli glonów oraz typów fotobioreaktorów Chen i inni [1] wskazują iż przy hodowlach fototroficznych z nieorganicznym źródłem węgla wielkości produkcji biomasy i jej zagęszczenia są niskie ale jednocześnie uzyskiwane one są najniższymi kosztami.

5. Wnioski

Przeprowadzone badania wykazały iż przy zastosowaniu fotobioreaktorów możliwe jest gromadzenie i przechowywanie biomasy glonowej pobranej ze zbiorników wodnych. W czasie trwania eksperymentu następował stały przyrost biomasy glonowej w reaktorach. W fotobioreaktorach ustalił się stan równowagi, w którym ilość odprowadzanej biomasy była równoważona przez stały przyrost nowych komórek. Wartość współczynnika przyrostu biomasy była zmienna w warunkach eksperymentu i po fazie wpracowywania układu ustaliła się na poziomie $56,3 \text{ mg}_{\text{s.m.o.}}/\text{l}\cdot\text{d}$ dla wariantu z pożywką syntetyczną oraz $54,3 \text{ mg}_{\text{s.m.o.}}/\text{l}\cdot\text{d}$ przy stosowaniu odcieku z reaktora jako pożywki.

Fotobioreaktory mogą być skutecznym rozwiązaniem dla gromadzenia i przechowywania pobieranej ze środowiska biomasy glonowej. Mogą one być źródłem substratu do zasilania reaktorów fermentacyjnych w okresach zimowych gdy dostępność glonów ze środowiska jest niewielka.

Wykazano duży potencjał zastosowania odcieków z reaktorów fermentacyjnych jako pożywki do hodowli glonów. Pozostały po fermentacji odpad w postaci odcieku może być zwracany do produkcji „nowej biomasy”, która ponownie zasili fermentory.

Podziękowania

Przedstawione prace zostały wykonane w ramach realizacji projektu kluczowego pt. Modelowe kompleksy agroenergetyczne jako przykład kogeneracji rozproszonej opartej na lokalnych i odnawialnych źródłach energii, nr POIG.01.01.02-00-016/08, realizowanego w ramach Programu Operacyjnego Innowacyjna Gospodarka 2007-2010. Projekt ten jest współfinansowany przez Unię Europejską ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego.

Literatura

1. **Chen C. Y., Yeh K. L., Aisyah R., Lee D. J., Chang J. S.:** *Cultivation, photobioreactor design and harvesting of microalgae for biodiesel production: A critical review*. Bioresource Technology, 102, 71÷81, 2011.
2. **Chisti Y.:** *Biodiesel from microalgae*. Biotechnol. Adv., 25, 294÷306, 2007.
3. **Chiu S.Y., Kao C.Y., Chen C.H., Kuan T.C., Ong S.C., Lin C.S.:** *Reduction of CO₂ by a high-density culture of Chlorella sp. in a semicontinuous photobioreactor*. Bioresource Technol. 99, 3389÷3396, 2008.
4. **Chynoweth D. P.:** *Renewable biomethane from land and ocean energy crops and organic wastes*. Hort Science., 40, 283, 2005.
5. **Morand P, Briand X.:** *Anaerobic digestion of Ulva sp. 2. Study of Ulva degradation and methanisation of liquefaction juices*. J Appl Phycol., 11, 165÷77, 1999.
6. **Scragg A.H., Illman A.M., Carden A., Shales S.W.:** *Growth of microalgae with increased calorific values in a tubular bioreactor*. Biomass Bioenerg. 23, 67÷73, 2002.
7. **Shelef G., Soeder C. J.:** *Algae Biomass. Production and Use*. Elsevier/North-Holland Biomedical Press, Amsterdam, The Netherlands, 852, 1980.
8. **Singh J., Gu S.:** *Commercialization potential of microalgae for biofuels production*. Renewable and Sustainable Energy Reviews. 14, 2596÷2610, 2010.

Determination of Algae Biomass Production Efficiency in a Tubular Reactor using Effluent from the Anaerobic Bioreactor as a Food

Abstract

Traditional fuels, in addition to deepening the effect of global warming are also characterized by limited availability and are steadily declining resources. Therefore, it seems necessary to seek full-fledged replacement of fossil fuels. Such an alternative are biofuels.

Algae can be source of several types of renewable biofuels. Starting from the methane generated in the processes of anaerobic decomposition of biomass, by biodiesel made from algal oil, until photobiological hydrogen production. The idea of using algae to produce fuel is not new, but until now it is taken into account, due to the rising prices of fossil fuels such as coal and oil, and the need of reduction of global warming, which is associated with the burning of fossil fuels.

The article presents the results of the efficiency of microalgae biomass production using effluent from the methane fermentation bioreactors as food. For the algal culture production tubular photo-bioreactors was used. The study was conducted simultaneously in two identical systems, of which one was fed with a synthetic food, and the other one used effluent from fermenters. In both systems, the amount of nutrients entering was identical. The study was conducted for 48 days, every three days, the compactness of dry matter and dry organic matter were determined in bioreactors. In filtrate remaining after the analysis of weight of dry matter content, organic compounds as COD, total nitrogen content (as total organic nitrogen, ammonium and nitrate and nitrite) and total phosphorus was determined. Every six days from each photo-bioreactor 0.5 l of the algae mixture was taken, and then the reactor was supplemented with an equal volume of synthetic food under option 1, or the effluent from the fermenter in option 2.

Our results indicate the possibility of using effluent from the fermenter as food for algae culture production. The resulting biomass growth rates were similar in both systems. They amounted to 56.3 mgs.mo / l · d for a variant with synthetic food and 54.3 mgs.mo / l · d with application of effluent.

Photo-bioreactors can be an effective solution for collecting and storing biomass collected from wild algae. They can be a source of substrate fermentation reactors to power in winter when the availability of algae from the environment is small. A considerable potential for application of the effluents from the reactors as a fermentation medium for the cultivation of algae.



Możliwości zastosowania odpadów energetycznych do mineralnej sekwestracji CO₂

*Alicja Uliasz-Bocheńczyk, Eugeniusz Mokrzycki
Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi
i Energią PAN, Kraków*

1. Wprowadzenie

Do mineralnej sekwestracji CO₂ powinny być stosowane odpady charakteryzujące się wysoką zawartością CaO i MgO w formie, która może reagować z ditlenkiem węgla. Karbonatyzacji ulegają, przede wszystkim, obecne w wielu odpadach mineralnych, następujące fazy takie jak: portlandyt, krzemiany wapnia oraz ettringit (Huijgen, Comans 2005). Przy doborze odpadów do wiązania CO₂, powinno uwzględniać się również odległość miejsca ich powstawania od źródła emisji, gdyż ze wzrostem odległości wzrastają koszty transportu, a tym samym sekwestracji oraz możliwość ich gospodarczego wykorzystania. Z tego względu interesującym materiałem do sekwestracji CO₂ na drodze mineralnej karbonatyzacji są odpady energetyczne. W Polsce energetyka zawodowa jest największym emitentem CO₂ w Polsce. W procesie wytwarzania energii elektrycznej, emisja CO₂ z energetyki zawodowej wyniosła ogółem w 2009 r. 144 227 tys. ton, z czego 54 344 tys. ton ze spalania węgla brunatnego i 87 301 tys. ton ze spalania węgla kamiennego [2].

Zarazem w energetyce powstaje szereg odpadów o wysokiej zawartości CaO, które mogą być wykorzystane do mineralnej sekwestracji CO₂.

Mineralna sekwestracja CO₂ przy zastosowaniu odpadów energetycznych może również stanowić ostatni etap w technologii CCS.

W artykule przedstawiono możliwości zastosowania odpadów energetycznych na podstawie wykonanych wcześniej przez autorów badań [8, 10, 11, 14÷16].

2. Odpady energetyczne jako surowiec do sekwestracji CO₂

Energetyka zawodowa w Polsce, ze względu na nasze uwarunkowania paliwowe, oparta jest przede wszystkim na spalaniu węgla kamiennego i węgla brunatnego. Z tego względu ilość odpadów energetycznych jest znacząca i może stanowić potencjalnie materiał do mineralnej sekwestracji ditlenku węgla.

Z grupy odpadów energetycznych do wiązania CO₂ mogą być stosowane:

- popioły lotne ze spalania węgla kamiennego i brunatnego w kotłach fluidalnych (10 01 82),
- popioły lotne ze spalania węgla kamiennego i brunatnego w kotłach konwencjonalnych (10 01 02),
- mieszaniny popiołów lotnych i odpadów stałych z wapniowych metod odsiarczania gazów odlotowych (10 01 82),
- odpady z pól suchych metod odsiarczania gazów odlotowych (10 01 05).

Wśród tych odpadów jedynie popioły ze spalania w kotłach fluidalnych są w pełni wykorzystywane gospodarczo. Jednak ze względu na zaostrzające się wymogi związane z ochroną środowiska popioły te stanowią niewielką grupą w strumieniu odpadów energetycznych.

Jak już wcześniej wspomniano do sekwestracji CO₂ powinny być stosowane odpady o wysokiej zawartości CaO i wolnego CaO. W tabeli 1 przedstawiono zawartości CaO, MgO i wolnego CaO w wybranych odpadach energetycznych, badanych przez autorów pod kątem ich przydatności dla mineralnej sekwestracji CO₂. Na podstawie analizy składu chemicznego odpadów powstających w polskiej energetyce, do badań wybrano odpady charakteryzujące się wysoką zawartością CaO oraz

o ograniczonym wykorzystaniu gospodarczym, przede wszystkim w górnictwie podziemnym [8÷10].

Tabela 1. Zawartość CaO, wolnego CaO i MgO w badanych odpadach energetycznych [10, 14] [%]

Table 1. The content of CaO, free CaO and MgO in the studied energetic waste [10, 14] [%]

Odpady	Zawartość	
	CaO	CaO w.
Popiół lotny ze spalania węgla kamiennego w Ec. Lublin	5,31	1,25
Popiół lotny ze spalania węgla brunatnego w El. Pątnów	23,20	5,60
Popiół fluidalny ze spalania węgla kamiennego w El. Jaworzno	11,52	1,48
Popiół fluidalny ze spalania węgla kamiennego w El. Siersza	10,27	1,02
Popiół fluidalny ze spalania węgla kamiennego w Ec. Tychy	20,40	8,90
Popiół fluidalny ze spalania węgla brunatnego w El. Turów	15,72	4,74
Mieszanina odpadów z półsuchej metody odsiarczania z popiołami lotnymi z El. Łaziska	13,5	2,62
Mieszanina popiołów lotnych z odpadami z odsiarczania z El. Rybnik	23,20	10,50
Mieszanina odpadów z półsuchej metody odsiarczania z popiołami lotnymi z El. Siersza	10,3	1,02
Odpady z półsuchej metody odsiarczania z popiołami lotnymi z El. Siersza	50,35	9,60

Wśród badanych odpadów energetycznych najwyższą zawartością CaO i wolnego CaO charakteryzowały się odpady z półsuchej metody odsiarczania z popiołami lotnymi z El. Siersza (odpowiednio 50,35% i 9,6%) oraz mieszanina popiołów lotnych z odpadami z odsiarczania z El. Rybnik (odpowiednio 23,2% i 10,5%).

Dla pełnej charakterystyki badanych odpadów obliczono maksymalną teoretyczną pojemność związania CO₂ przy zastosowaniu wzoru Steinoura [3]:

$$CO_2 (\%) = 0,785(CaO - 0,7SO_3) + 1,09Na_2O + 0,93K_2O \quad (1)$$

Wyniki obliczeń zestawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Maksymalna teoretyczna pojemność związania CO₂ dla badanych odpadów energetycznych [14÷16] [%]

Table 2. Maximum theoretical capacity of CO₂ bonding for examined waste [14÷16] [%]

Rodzaj odpadów energetycznych	Maksymalna teoretyczna pojemność związania CO ₂
Popiół lotny ze spalania węgla brunatnego w El. Pątnów	14,96
Popiół lotny ze spalania węgla kamiennego w Ec. Lublin	5,58
Popiół fluidalny ze spalania węgla kamiennego w El. Jaworzno	7,62
Popiół fluidalny ze spalania węgla kamiennego w El. Siersza	9,23
Popiół fluidalny ze spalania węgla kamiennego w Ec. Tychy	15,97
Popiół fluidalny ze spalania węgla brunatnego w El. Turów	12,18
Mieszanina odpadów z półsuchej metody odsiarczania z popiołami lotnymi z El. Łaziska	12,7
Mieszanina popiołów lotnych z odpadami z odsiarczania z El. Rybnik	19,94
Mieszanina odpadów z półsuchej metody odsiarczania z popiołami lotnymi z El. Siersza	11,0
Odpady z półsuchej metody odsiarczania z popiołami lotnymi z El. Siersza	34,93

3. Mineralna sekwestracja w odpadach energetycznych

Mineralna karbonatyzacja w odpadach energetycznych takich jak: popioły lotne czy odpady z odsiarczania przeprowadzana może być jako karbonatyzacja bezpośrednia przy zastosowaniu zawiesin odpadowo-wodnych o różnych stosunkach wody do odpadów. Wprowadzanie ditlenku węgla do mieszaniny popiołowo-wodnej w trakcie mieszania można określić jako karbonatyzację bezpośrednią następującą w wyniku reakcji CO₂ z zawiesiną wodną [4, 7, 10].

Podstawowym produktem karbonatyzacji zawiesin odpadowo-wodnych jest kalcyt. Na podstawie zawartości kalcytu określonej metodą

termograwimetryczną można określić stopień karbonatyzacji – związania CO₂.

Ważnym aspektem mineralnej sekwestracji CO₂ jest jego wpływ na skład fazowy zawiesin.

Wpływ mineralnej karbonatyzacji na skład badanych zawiesin odpadowo-wodnych zaznacza się przede wszystkim we wzroście zawartości CaCO₃. Jednak w składzie fazowym badanych odpadów obserwuje się zmiany związane przede wszystkim z karbonatyzacją portlandytu i ettringitu. Poddanie zawiesin działaniu CO₂ spowodowało całkowite przereagowanie portlandytu stwierdzone w przypadku zawiesin z mieszaniną popiołów z odpadami z odsiarczania z El. Rybnik oraz El. Sierza i popiołów z El. Pątnów [14].

W przypadku zawiesin z popiołami z El. Turów karbonatyzacji uległ występujący w czystych zawiesinach ettringit, którego nie stwierdzono w zawiesinach poddanych działaniu CO₂. W zawiesinach poddanych działaniu CO₂ stwierdzono natomiast obecność gipsu, który nie występował w czystych zawiesinach, a jego pojawienie można tłumaczyć karbonatyzacją ettringitu [6].

W badanych zawiesinach określono zawartość węglanów metodą termograwimetryczną, w czystych zawiesinach oraz w zawiesinach poddanych działaniu ditlenku węgla, a zestawienie ich zawartości przedstawiono w tabeli 3.

Na podstawie uzyskanych zawartości kalcytu (tabela 3) obliczano stopień karbonatyzacji – stopień związania CO₂ przez badane zawiesiny (tabela 4), ze wzoru [1]:

$$S_k = \frac{Z_{k \text{ CaCO}_3} - Z_{p \text{ CaCO}_3}}{100 - Z_{p \text{ CaCO}_3}} \cdot 100 \quad (2)$$

gdzie:

S_K – stopień karbonatyzacji (%),

$Z_{p \text{ CaCO}_3}$ – zawartość CaCO₃ w próbce przed karbonatyzacją (%),

$Z_{k \text{ CaCO}_3}$ – zawartość CaCO₃ w próbce po karbonatyzacji (%).

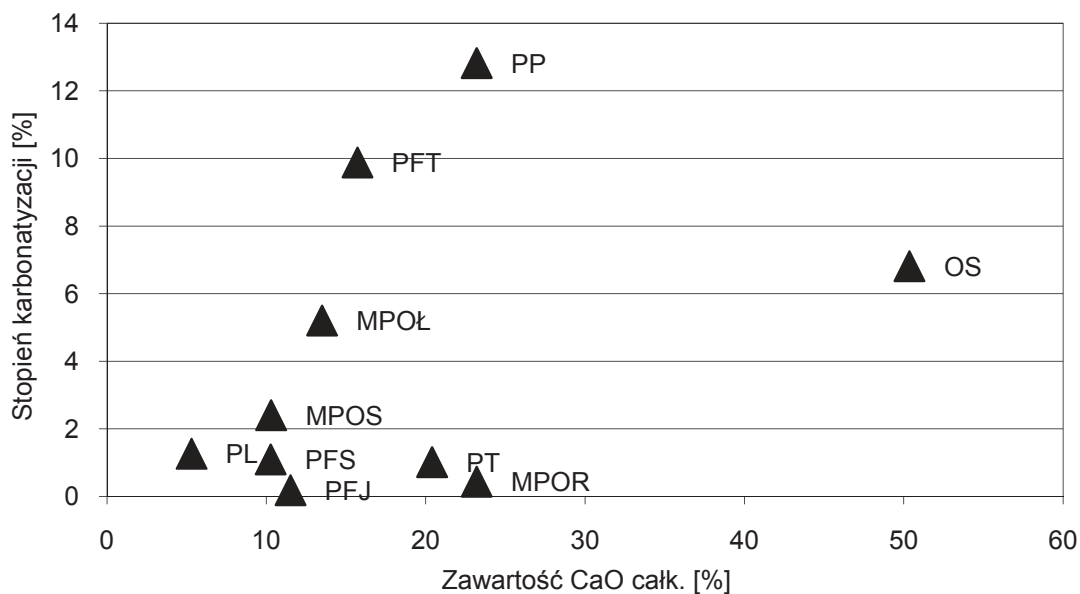
Tabela 3. Zawartość kalcytu [14÷16] [%]**Table 3.** Calcite content [14÷16] [%]

Rodzaj zawiesiny	Stosunek części stałych do wody (s/w)	Zawartość CaCO ₃	
		czyste zawiesiny	zawiesiny poddane działaniu CO ₂
Zawiesina z popiołem lotnym ze spalania węgla kamiennego w Ec. Lublin	1,5	0,75	2,27
Zawiesina z popiołem ze spalania węgla brunatnego w El. Pątnów	1,1	0,00	11,36
Zawiesina z popiołem fluidalnym ze spalania węgla kamiennego w El. Jaworzno	1,0	0,45	0,63
Zawiesina z popiołem fluidalnym ze spalania węgla kamiennego w El. Siersza	0,6	0,70	1,78
Zawiesina z popiołem fluidalnym ze spalania węgla kamiennego w Ec. Tychy	0,7	22,72	23,50
Zawiesina z popiołem fluidalnym ze spalania węgla brunatnego w El. Turów	0,6	2,43	12,07
Zawiesina sporządzona z odpadem z El. Łaziska	1,5	2,77	7,57
Zawiesiny z mieszaniną popiołów lotnych z odpadami z odsiarczania z El. Rybnik	0,8	12,50	12,88
Zawiesina sporządzona z mieszaniną odpadów z popiołami lotnymi z El. Siersza	1,2	2,27	4,66
Zawiesiny z odpadem z odsiarczania z El. Siersza	0,8	28,05	32,95

Tabela 4. Stopień związania CO₂ przez zawiesiny odpadowo-wodne [14÷16] [%]**Tabela 4.** CO₂ bonding degree by waste-aqueous suspensions [14÷16] [%]

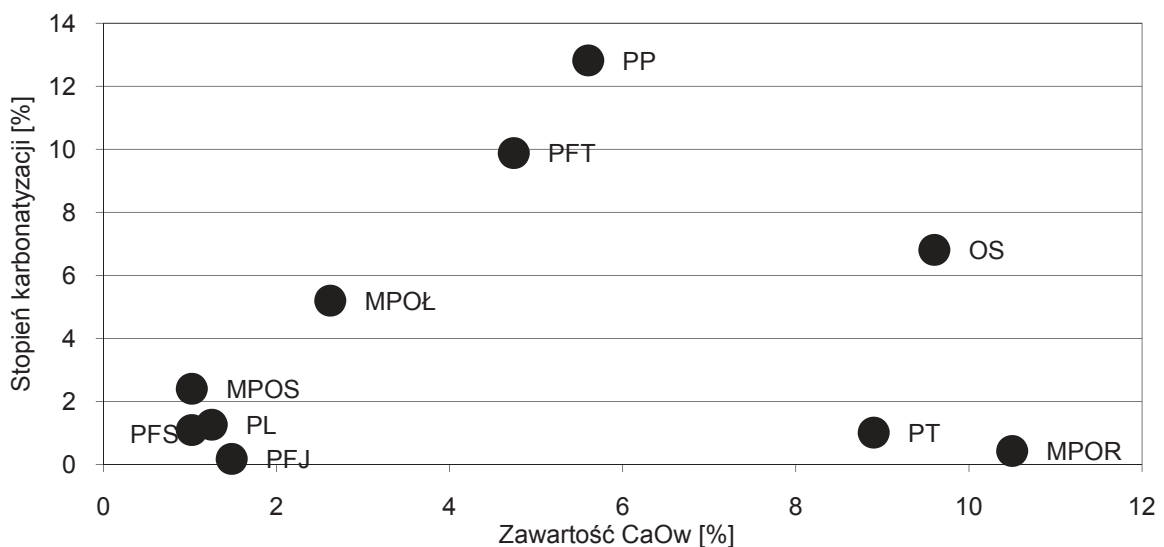
Rodzaj zawiesiny	Oznaczenie zawiesiny	Stopień karbonatyzacji – związania CO ₂
Zawiesina z popiołem lotnym ze spalania węgla kamiennego w Ec. Lublin	PL	1,26
Zawiesina z popiołami lotnymi ze spalania węgla brunatnego w El. Pątnów	PP	12,82
Zawiesina z popiołem fluidalnym ze spalania węgla kamiennego w El. Jaworzno	PFJ	0,18
Zawiesina z popiołem fluidalnym ze spalania węgla kamiennego w El. Siersza	PFS	1,09
Zawiesina z popiołami fluidalnymi ze spalania węgla kamiennego w Ec. Tychy	PT	1,01
Zawiesina z popiołami fluidalnymi ze spalania węgla brunatnego w El. Turów	PFT	9,88
Zawiesina sporządzona z odpadem z El. Łaziska	MPOŁ	5,2
Zawiesina z mieszaniną popiołów z odpadami z odsiarczania z El. Rybnik	MPOR	0,43
Zawiesina sporządzona z mieszaniną odpadów z popiołami lotnymi z El. Siersza	MPOS	2,4
Zawiesina z odpadami z odsiarczania z El. Siersza	OS	6,81

Dla pełniejszego przedstawienia zależności stopnia karbonatyzacji od zawartości CaO i wolnego CaO przedstawiono poniższe wykresy (rys. 1, 2).



Rys. 1. Zależność stopnia karbonatyzacji od zawartości całkowitej CaO w badanych odpadach energetycznych; oznaczenia zawiesin i ich nazwy jak w kolumnie drugiej tabeli 4

Fig. 1. The relation of the degree of carbonation and the total content of CaO in the researched energy waste; labels of suspension and their names like in column 2 table 4



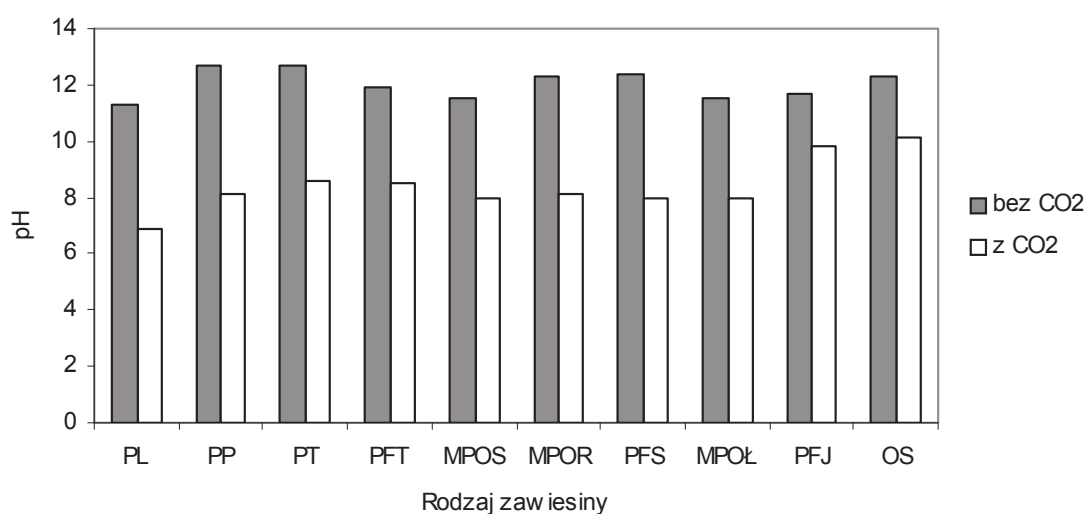
Rys. 2. Zależność stopnia karbonatyzacji od zawartości wolnego CaO w badanych odpadach energetycznych; oznaczenia zawiesin i ich nazwy jak w kolumnie drugiej tabeli 4

Fig. 2. The relation of the degree of carbonation and the content of free CaO in the researched energy waste; labels of suspension and their names like in column 2 table 4

Najwyższy stopień związania stwierdzono dla zawiesin wodnych z popiołami ze spalania węgla brunatnego z El. Pątnów. W przypadku tych zawiesin przereagował cały zawarty w nich portlandyt [10, 14]. Najniższy stopień związania stwierdzono dla zawiesin z mieszaniny popiołów lotnych ze spalania węgla kamiennego z odpadami z odsiarczania z El. Rybnik.

Różnice w stopniu karbonatyzacji wynikają przede wszystkim z zawartości i przereagowania faz reaktywnych w stosunku do CO₂ w poszczególnych odpadach. Spośród różnych związków wapnia, portlandyt jest podstawową fazą, która może się rozpuszczać i ulegać karbonatyzacji.

Analizując stopień związania CO₂ przez poszczególne zawiesiny należy również wziąć pod uwagę to, że na stopień karbonatyzacji ma również wpływ stosunek części stałych do wody (s/w). Przy niskim wskaźniku s/w, przepuszczalność gazu jest wysoka i CO₂ skutecznie dyfunduje. Jednak gdy zawartość wody rośnie, pory są blokowane i dyfuzja gazu do systemu porów jest wstrzymana co powoduje zahamowanie reakcji [3].



Rys. 3. Wpływ CO₂ na pH odcieków; oznaczenia zawiesin i ich nazwy jak w kolumnie drugiej tabeli 4

Fig. 3. The influence of CO₂ on leachate pH; labels of suspension and their names like in column 2 table 4

Przy analizie zastosowania odpadów energetycznych do mineralnej sekwestracji ważnym aspektem, który powinno się uwzględnić jest

wpływ CO₂ na zmianę pH oraz wymywalność zanieczyszczeń. Badania prowadzono dla określenia wpływu CO₂ na wymywalność: Zn, Cu, Pb, Ni, As, Hg, Cd, Cr, Cl⁻, SO₄²⁻ oraz określano pH [11÷13].

Podstawowa reakcja karbonatyzacji: portlandytu z CO₂ w wyniku, której powstaje kalcyt powoduje obniżenie pH. W przypadku zawiesin wodnych badanych odpadów energetycznych jest to redukcja wartości pH z 12÷13 do około 8÷9 (rys. 3).

Proces karbonatyzacji wpływa na redukcję wymywalności zanieczyszczeń m.in. poprzez zmiany w rozpuszczalności z powodu wytrącania się węglanów lub powstawania anionów tlenowych, obniżenie uwalniania wybranych metali przez ich sorpcję na powstałych minerałach, obniżenie porowatości matrycy w wyniku powstawania kalcytu [17].

Dla badanych zawiesin stwierdzono obniżenie wymywalności chromu (zawiesiny z popiołami i El. Turów, Ec. Lublin, El. Jworzno, mieszanina z El. Siersza i El. Rybnik), ołowiu (zawiesiny z: popiołami z El. Pątnów, Ec. Lublin, El. Jaworzno, El. Siersza, odpadem z El. Siersza, mieszaniną z El. Łaziska), cynku (zawiesiny z: popiołami z Ec. Lublin, El. Pątnów, mieszaniną odpadów z El. Siersza, El. Łaziska i El. Rybnik, odpadami z El. Siersza), arsenu (zawiesiny z popiołami z Ec. Tychy i El. Turów, Ec. Lublin, El. Jaworzno, El. Siersza, mieszanina odpadów z El. Siersza i El. Rybnik), miedzi (wszystkie zawiesiny oprócz zawiesiny z El. Rybnik).

Mechanizmy zmian wymywalności zanieczyszczeń są zagadnieniem złożonym i wpływ karbonatyzacji na wymywalność zanieczyszczeń będzie przedmiotem dalszych zainteresowań autorów.

4. Podsumowanie

Do badań stopnia sekwestracji ditlenku węgla wykorzystano wybrane odpady energetyczne charakteryzujące się wysoką zawartością CaO i wolnego CaO, tj.: popioły ze spalania węgla kamiennego i węgla brunatnego w kotłach konwencjonalnych, popioły ze spalania węgla kamiennego i brunatnego w kotłach fluidalnych, mieszaniny popiołów lotnych i odpadów stałych z wapniowych metod odsiarczania gazów odlotowych oraz odpady z odsiarczania metodą pólsucha. Z przeprowadzonych badań wynika, że:

1. Wybrane odpady energetyczne są potencjalnie interesującym materiałem do wiązania CO₂ na drodze mineralnej karbonatyzacji.
2. Maksymalnymi teoretycznymi pojemnościami związania CO₂, obliczonymi za pomocą wzoru Steinoura, charakteryzują się: odpady z półsuchej metody odsiarczania z El. Siersza (34,93%), mieszanina popiołów lotnych z odpadami z odsiarczania z El. Rybnik (19,94%), natomiast najmniejszymi: popiół lotny ze spalania węgla kamiennego w Ec. Lublin (5,58%) i popiół fluidalny ze spalania węgla kamiennego w El. Jaworzno (7,62%).
3. Najwyższą zawartość kalcytu stwierdzono w zawieszynie z popiołem ze spalania węgla brunatnego w El. Pątnów (11,36%), a najniższą – w zawieszinach z mieszaniną popiołów lotnych z odpadami z odsiarczania z El. Rybnik (0,38%).
4. Na bazie uzyskanych zawartości kalcytu, obliczono stopień karbonatyzacji dla badanych zawieszin. Najwyższy stopień związania CO₂ stwierdzono dla zawieszin wodnych z popiołami lotnymi ze spalania węgla brunatnego w El. Pątnów (12,82%), a najniższy – dla zawieszin z mieszaniną popiołów lotnych z odpadami z odsiarczania z El. Rybnik (0,43%).
5. Uwzględniając istotny aspekt przy analizie wykorzystania odpadów energetycznych do procesów mineralnej karbonatyzacji, jakim jest wpływ CO₂ na zmianę pH i wymywalność zanieczyszczeń należy stwierdzić, że w przypadku zawieszin wodnych badanych odpadów energetycznych występuje redukcja wartości pH z 12÷13 do 8÷9 oraz obniżenie wymywalności niektórych pierwiastków ciężkich, takich jak: Cr, Pb, Zn, As i Cu.

Literatura

1. **Baciocchi R., Costa G., Marini C., Poletti A., Pomi R., Postomino P., Rocca S.:** *Accelerated carbonation of RDF incineration bottom ash: CO₂ storage potential and environmental behaviour.* Proceedings of 2nd International Conference on Accelerated Carbonation for Environmental and Materials Engineering, p. 201÷210. Roma, Italy 1÷3 October 2008.
2. *Emitor 2009.* Emisja Zanieczyszczeń Środowiska w Elektrowniach i Elektrociepłowniach Zawodowych. Agencja Rynku Energii S.A., Warszawa 2010.
3. **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 CO₂.* Green Chemistry 6(8), 428÷436. 2004.

4. **Huijgen W.J.J.:** *Carbon dioxide sequestration by mineral carbonation. feasibility of enhanced natural weathering as a CO₂ emission reduction technology.* Thesis, Energy Research Centre of the Netherlands. 2007.
5. **Huijgen W.J.J., Comans R.N.J.:** *Mineral CO₂ sequestration by carbonation of industrial residues.* ECN. ECN-C-05-074. www.ecn.nl. 2005.
6. **Kurdowski W.:** *Chemia cementu i betonu.* Wydawnictwo Polski Cement/Wydawnictwo Naukowe PWN. Kraków/Warszawa 2010.
7. **O'Connor W.K., Dahlin D.C. Rush G.E., Gerdemann S.J., Penner L.R. Nielsen D.N.:** *Aqueous mineral carbonation.* Interim Report. DOE/ARC-TR-04-002. 2005.
8. **Uliasz-Bocheńczyk A., Mokrzycki E.:** *Fly Ashes from Polish Power Plants and Combined Heat and Power Plants and Conditions of their Application for Carbon Dioxide Utilization.* Chemical Engineering Research and Design, vol. 84, 837÷842. 2006.
9. **Uliasz-Bocheńczyk A., Mokrzycki E., Mazurkiewicz M., Piotrowski Z.:** *Utilization of Carbon Dioxide in Fly Ash and Water Mixtures.* Chemical Engineering Research and Design, vol. 84, 843-846. 2006.
10. **Uliasz-Bocheńczyk A. (red), Mokrzycki E., Piotrowski Z., Pomykała R.:** *Składowanie CO₂ z zawiesinami popiołowo-wodnymi pod ziemią.* Wyd. IGSMiE PAN. Kraków 2007.
11. **Uliasz-Bocheńczyk A.:** *Zastosowanie popiołów lotnych ze spalania węgla kamiennego w kotłach wodnych do sekwestracji CO₂ na drodze mineralnej karbonatyzacji.* Rocznik Ochrony Środowiska t. 10, 567÷574. 2008.
12. **Uliasz-Bocheńczyk, Mokrzycki E.:** *CO₂ sequestration with the use of fly ash from hard coal and lignite combustion.* Slovak Geological Magazine, spec. issue, 19÷22. 2008.
13. **Uliasz-Bocheńczyk. A., Piotrowski Z.:** *Wpływ mineralnej karbonatyzacji na wymywalność zanieczyszczeń.* Rocznik Ochrony Środowiska, t. 11, 1083÷1094.
14. **Uliasz-Bocheńczyk A.:** *Mineralna sekwestracja CO₂ w wybranych odpadach.* Studia Rozprawy Monografie nr 153, Wyd. IGSMiE PAN, Kraków 2009.
15. **Uliasz-Bocheńczyk A.:** *Mineral sequestration of CO₂ in suspensions containing mixtures of fly ashes and desulphurization waste.* Gospodarka Surowcami Mineralnymi, t. 26, z. 4, 2010 (w druku).
16. **Uliasz-Bocheńczyk A.,** *Mineral sequestration of CO₂ applying suspensions of fluidized ashes from the combustion of bituminous and lignite coal.* Artykuł złożony do redakcji.
17. **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.

Possible Applications of Energy Waste for Mineral Sequestration of CO₂

Abstract

Mineral carbonation using energy waste may be an interesting option in the CCS technology. Taking into consideration the fact that the power industry is the biggest producer of carbon dioxide and at the same time of waste which may potentially be used to bind CO₂, mineral sequestration can be an interesting option as the last stage of the CCS technology. Mineral sequestration using energetic waste is most often carried out as direct carbonation of aqueous waste suspensions – CO₂. The article presents possible applications of chosen energetic waste in CO₂ binding based on earlier research carried out by the authors. The paper describes suspension carbonation for waste such as: ashes from conventional boilers and fluidized beds from the combustion of bituminous and lignite coal, mixes of fly ashes with the products of semi-dry methods of flue gases' desulphurization, as well as waste from semi-dry methods of flue gases' desulphurization. All the kinds of waste presented in the article were characterized by a high content of CaO (between 5 and 50%) and free CaO (between 1 and 10%). The main product of carbonation in the studied suspensions was calcite. The content of calcite in the suspensions and the degree of carbonation (CO₂ binding) was calculated based on thermogravimetric research. The highest degree of carbonation was found in suspensions containing ashes from the combustion of lignite coal in conventional boilers in the Pątnów power plant and the lowest degree in suspensions including mixes of fly ashes with waste from desulphurization in the Rybnik power plant.

Mineral sequestration was not only presented by means of the degree of carbonation (CO₂ binding), but also through the influence of CO₂ on the phase composition of the studied aqueous waste suspensions. The influence of CO₂ on waste leaching and on pH changes in aqueous waste suspensions was also presented shortly. The basic carbonation reaction which results in the creation of calcite causes a lowering of pH. In the studied case of aqueous suspensions of energy waste it is a reduction of pH value from 12-13 to ca. 8-9. The carbonation process therefore causes a decrease in the leaching of some pollutants, which is described shortly in the paper. Because of this, mineral carbonation may be suggested as a method of some energy waste processing aimed at decreasing its leaching for later economic applications.



**Wpływ wstępnej degradacji środowiskowej
oraz promieniowaniem UV/VIS na właściwości
mechaniczne komercyjnych folii
oksybiodegradowalnych**

*Agnieszka Marcinkowska, Katarzyna Rozmysłowicz,
Ewa Andrzejewska,
Politechnika Poznańska
Jacek Dach, Krzysztof Pilarski
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

1. Wstęp

W ostatnich latach obserwuje się ciągły wzrost produkcji wyrobów opakowaniowych z tworzyw sztucznych, głównie poliolefin, co przekłada się na wzrost ilości odpadów. Polimery syntetyczne są odporne chemicznie i biologicznie; stąd pod wpływem czynników atmosferycznych (promieniowanie UV, tlen, temperatura, wilgoć, zanieczyszczenia środowiska, mikroorganizmy) mogą ulegać jedynie bardzo powolnej degradacji. Biodegradacja może nastąpić dopiero po wstępnej degradacji chemicznej prowadzącej do zmniejszenia masy cząsteczkowej i powstania odpowiednich grup funkcyjnych, np. estrowych, kwasowych (degradacja oksydacyjna), co czyni wyroby podatnymi na atak mikroorgani-

zmów (biodegradacja). W przypadku poliolefin degradacja polega przede wszystkim na utlenianiu polimeru, najczęściej inicjowanym promieniowaniem UV [1÷7]. Jednakże szybkość degradacji wyrobów opakowaniowych z poliolefin (toreb, tzw. „foliówek”) jest niezwykle mała. Aby zapoczątkować i przyspieszyć degradację oksydacyjną, opracowano specjalne dodatki przyspieszające, tzw. prodegradanty. Najczęściej spotykane na rynku polskim dodatki, to tzw. *d²w* (Symphony Environmental) oraz *TDPA* (*Totally Degradable Plastic Additives*, EPI Inc.). Warunkiem ich zadziałania jest napromieniowanie wyrobu światłem UV/VIS. Zgodnie z informacją producentów, całkowita degradacja powinna zajść w przeciągu ok. 2 lat.

W pracy niniejszej podjęto próbę zbadania wpływu naświetlania promieniowaniem UV/VIS oraz czynników atmosferycznych na właściwości mechaniczne pochodzących z różnych źródeł folii z polietylenu, zawierających dodatek prodegradanta. Zmiana właściwości będzie odzwierciedleniem pojawienia się, przebiegu i szybkości degradacji.

2. Badania

2.1. Materiał badawczy

Do badań wytypowano 24 komercyjne folie z polietylenu (tabela 1). Dla porównania zbadano również folie nie zawierające dodatku. Z folii przygotowano paski o wymiarach 2 x 10 cm.

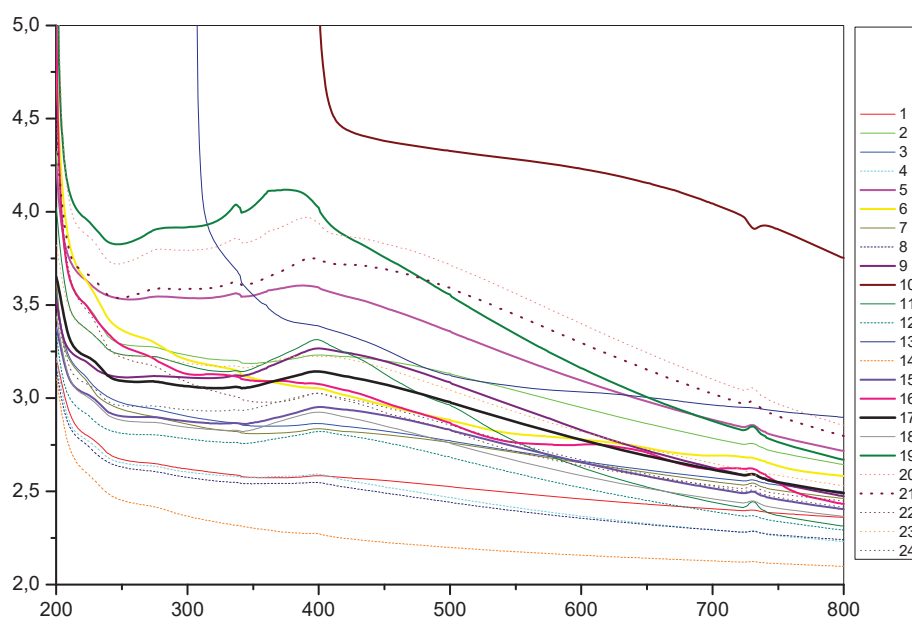
Proooksydanty są związkami absorbującymi światło, co powinno się uwidocznić obecnością pasma absorpcji na widmie UV/VIS.

Na podstawie uzyskanych widm UV/VIS (spektrometr Jasco V-530) badanych folii (rys. 1) wytypowano do dalszych badań takie, które charakteryzowały się najsilniejszą absorpcją w okolicach 400 nm. Były to folie: 1, 3÷5, 9, 11, 12, 14, 15, 17÷21, 24.

Tabela 1. Materiał badawczy**Table 1.** Investigated materials

Lp	Źródło	dodatek			Informacja na torbie
		TDPA	d ² w	NS	
1	Torebka ekologiczna		+		oksybiodegradowalna
2	Netter		+		rozkład w ciągu 24 m
3	Żabka		+		w pełni degradowana, oksybiodegradowalna
4	Reklamówka biodegradowalna		+		
5	Leroy Merlin	+			100% oksybiodegradacji w 18- 24 m, do ponownego przetwarzania
6	Torba w 100% oksy- biodegradowalna	+			rozkład do 24 m w T~25°C, do ponownego przetwarzania
7	Torba ekologiczna		+		rozkład w 24 m
8	Thankyou			+	100% recyclable, REDUCE => REUSE =>RECYCLE
9	LEWIATAN	+			przyśpieszony rozkład
10	LEWIATAN	+			przyśpieszony rozkład
11	ARHELAN		+		rozkład w 24 m
12	ALOUETTE			+	oksybiodegradacja w 100%
13	CARREFOUR			+	biodegradowalna, kompostowalna
14	RAST			+	torba przyjazna środowisku, ulega degradacji
15	Ekotorba	+			100% biodegradacji w 12 m
16	100% oksybiodegra- dowalna	+			rozkład do 24 m w T~25°C, do ponownego przetwarzania
17	HDPE	-	-	-	–
18	–		+		degradacja od kilku tygodni do kilku lat
19	Ekotorba	+			100% biodegradacji w 12 m
20	BIEDRONKA			+	torba wielokrotnego użytku
21	AUCHAN	+			rozkład do 24 m w T~25°C, do ponownego przetwarzania
22	NETTO				–
23	PRAKTIKER				–
24	TESCO			+	torba przyjazna środowisku

NS – niesprecyzowany przez producenta, m – miesięcy



Rys. 1. Widma UV/VIS badanych folii; numery na wykresie odpowiadają numerom folii przedstawionych w tabeli 1

Fig. 1. UV/VIS spectra of the foils studied; numbers in the chart correspond to foil numbers shown in Table 1

2.2. Czynniki atmosferyczne

Poddanie badanych próbek działaniu czynników atmosferycznych (temperatura, wilgoć, promieniowanie słoneczne, itp.) miało na celu stworzenie warunków najbardziej przypominających warunki naturalne, w których mogą się znaleźć zużyte torebki foliowe. W tym celu paski foliowe wystawiono na działanie czynników atmosferycznych przez okres 41 i 83 dni. Miejsce usytuowania próbek zostało tak dobrane, by promienie słoneczne swobodnie mogły do nich docierać. Po odpowiednim czasie próbki zdjęto i oczyszczono.

2.3. Naświetlanie próbek promieniowaniem UV/VIS

Do badań wykorzystano średniociśnieniową lampę rtęciową o mocy 120 W emitującą promieniowanie UV/VIS (cały zakres). Próbki układano pod szkłem w specjalnie przygotowanej komorze. Odległość lampy od próbek wynosiła 60 cm. W komorze utrzymywano stałą temperaturę 25°C przez cały cykl naświetlania. Paski naświetlano z obu stron przez 5 i 20 godzin.

2.4. Badania wytrzymałościowe

Badanie wytrzymałości na rozciąganie przygotowanych próbek przeprowadzono zgodnie z normą PN-EN ISO 527-1:1998 na maszynie wytrzymałościowej firmy Zwick/Roell typ Z020. Próbki rozciągano z szybkością 100 mm/min. Wyznaczono: F_{max} (siła przy zerwaniu próbki) oraz dL (wydłużenie przy zerwaniu). Nie obliczano wytrzymałości na rozciąganie ze względu na małą dokładność wyznaczania powierzchni przekroju paska foliowego.

3. Omówienie wyników

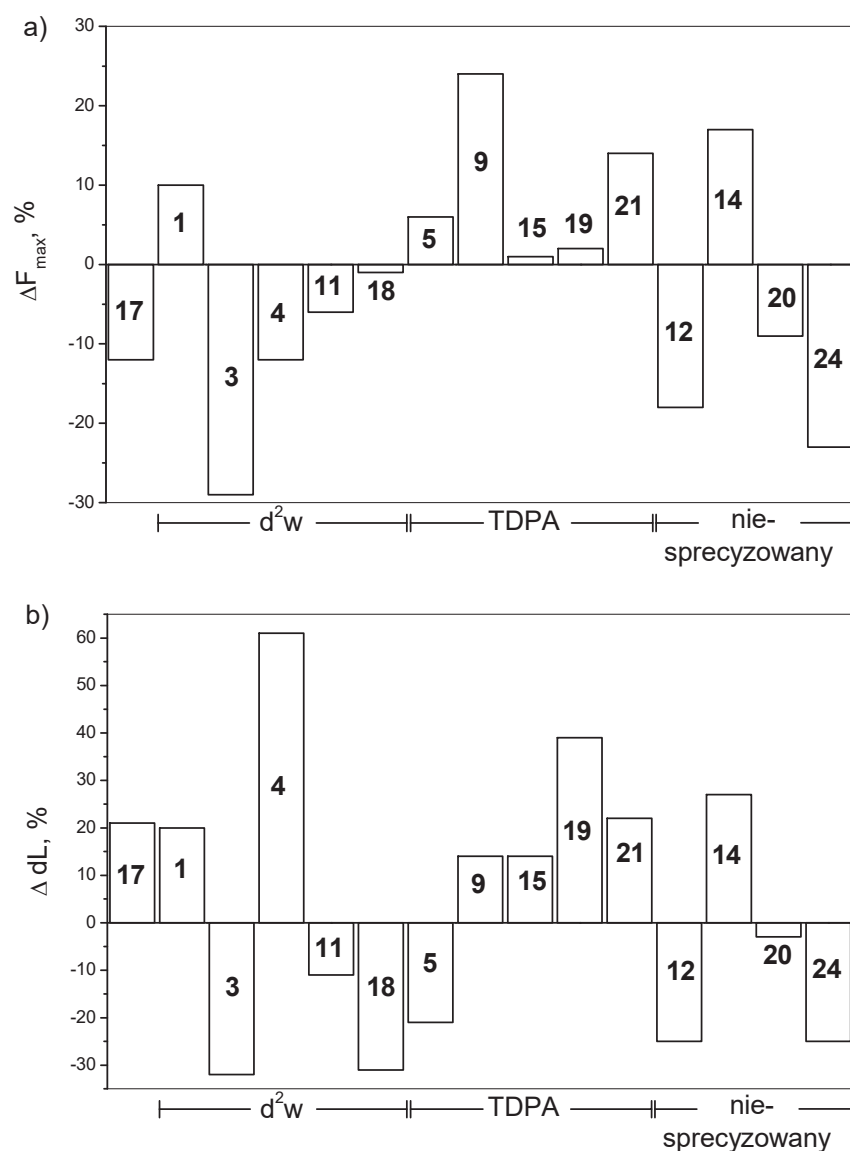
Badania wytrzymałościowe przeprowadzono dla wszystkich wytypowanych do przeprowadzenia prób degradacji folii zarówno przed procesem degradacji, jak i po jego przeprowadzeniu.

Wyniki przedstawiono w formie procentowych zmian parametrów F_{max} oraz dL w stosunku do wartości parametru folii niepoddanej starzeniu.

3.1. Wpływ czynników atmosferycznych

Na rys. 2 przedstawiono zmiany siły w momencie zerwania próbki oraz wydłużenia przy zerwaniu po 41 dniach ekspozycji na czynniki atmosferyczne.

Próbka oznaczona nr 17 nie zawiera dodatku prodegradanta. Występowanie procesów fotodegradacyjnych w PE pod nieobecność tego czynnika może być inicjowane zanieczyszczeniami polimeru, np. przez resztki katalizatora czy produkty utlenienia powstałe w procesie przetwórstwa [8]. Z wykresu przedstawionego na rys. 2a wynika, że wytrzymałość próbki na rozciąganie wyraźnie maleje po 41 dniach ekspozycji, po czym zaczyna rosnać przy dłuższym czasie. Takie zachowanie może być wynikiem nakładania się efektów różnych procesów starzeniowych, takich jak pękanie łańcuchów (prowadzące do spadku F_{max}), czy tworzenie rozgałęzień i sieciowanie (wzrost F_{max}). Podczas degradacji często obserwuje się początkowe polepszenie właściwości mechanicznych, a dopiero po odpowiednio długim czasie następuje pogorszenie właściwości folii wskazujące na jej rozkład [9, 10].



Rys. 2. Zmiany parametrów wytrzymałościowych po ekspozycji środowiskowej przez 41 dni w stosunku do próbki nie ekspozowanej; a) siła przy zerwaniu F_{max} . b) wydłużenie przy zerwaniu dL

Fig. 2. Changes in the strength parameters after the environmental exposure for 41 days in relation to the sample not exposed; a) the strength at break F_{max} , b) elongation at break dL

Omawiana tendencja nie powtarza się dla próbek z dodatkiem prooksydanta – obserwuje się zarówno wzrost, jak i spadek wytrzymałości próbek. Zmiany mogą być bardzo małe, ale również znaczące – dochodzące do 30%. Jest to dość nieoczekiwane, ponieważ w każdym

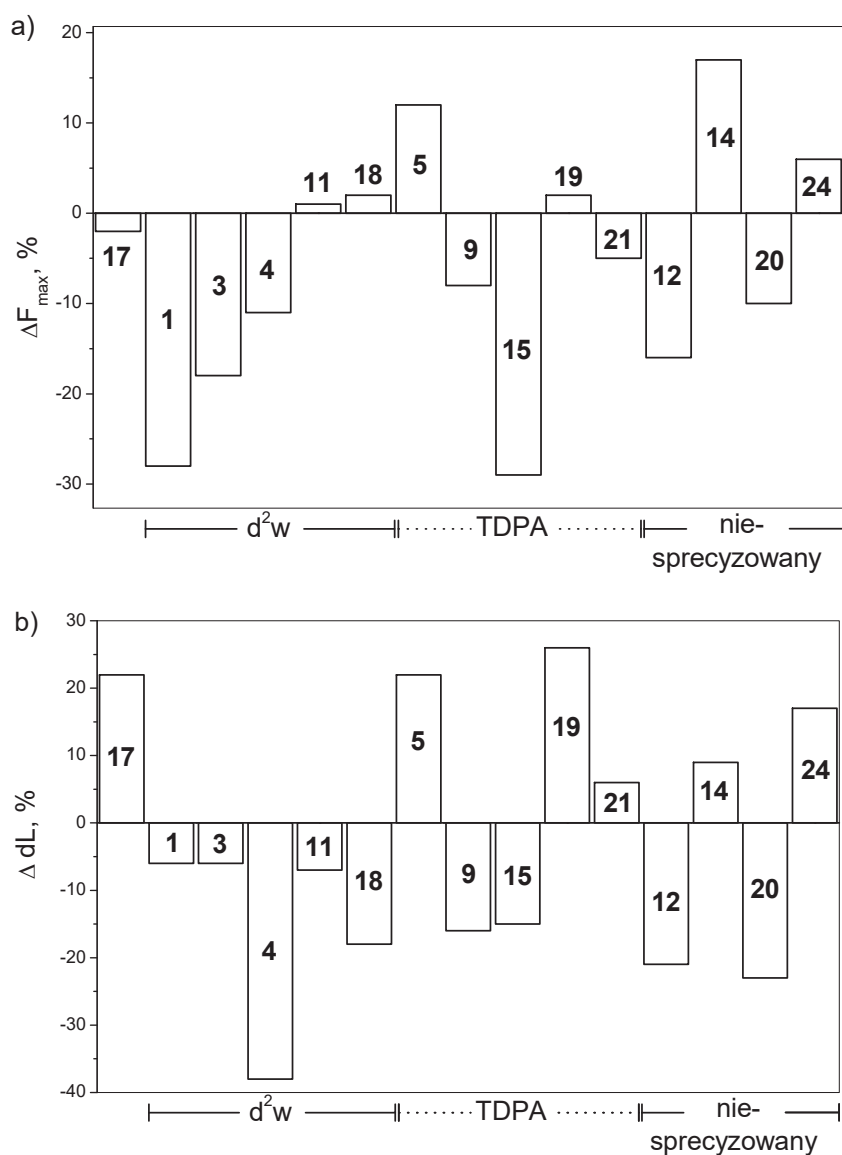
przypadku przedmiotem badań jest folia PE zawierająca dodatek przyspieszający degradację, a obydwie rodzaje dodatków są kompleksami organicznymi metali ciężkich, najczęściej niklu [11]. Rysuje się natomiast inna prawidłowość: na ogół wytrzymałość próbek zawierających d^2w ulega pogorszeniu, podczas gdy wytrzymałość próbek zawierających *TDPA* przejściowo polepsza się. Sugeruje to, że początkowe etapy degradacji inicjowanej przez różne dodatki przebiegają z przewagą innych mechanizmów.

Również w przypadku wydłużenia przy zerwaniu dL obserwuje się zarówno jego spadek, jak i wzrost, w zależności od pochodzenia próbki (rys. 2b). Podobnie jak w przypadku zmian wytrzymałości obserwuje się pewną tendencję: w większości przypadków parametr ten maleje dla folii zawierających dodatek d^2w oraz rośnie w obecności *TDPA*. Oznacza to, że początkowe etapy fotodegradacji oksydatywnej folii zawierającej d^2w przebiegają z pogorszeniem wytrzymałości próbki i zmniejszeniem jej elastyczności, podczas gdy w obecności *TDPA* wytrzymałość i elastyczność rosną.

Wydłużenie czasu ekspozycji środowiskowej do 83 dni powoduje już w przypadku większości próbek spadek wytrzymałości (rys. 3a) oraz wydłużenia przy zerwaniu (rys. 3b), a więc wyraźnie uwidacznia się wpływ przebiegającej degradacji.

3.2. Wpływ promieniowania UV/VIS

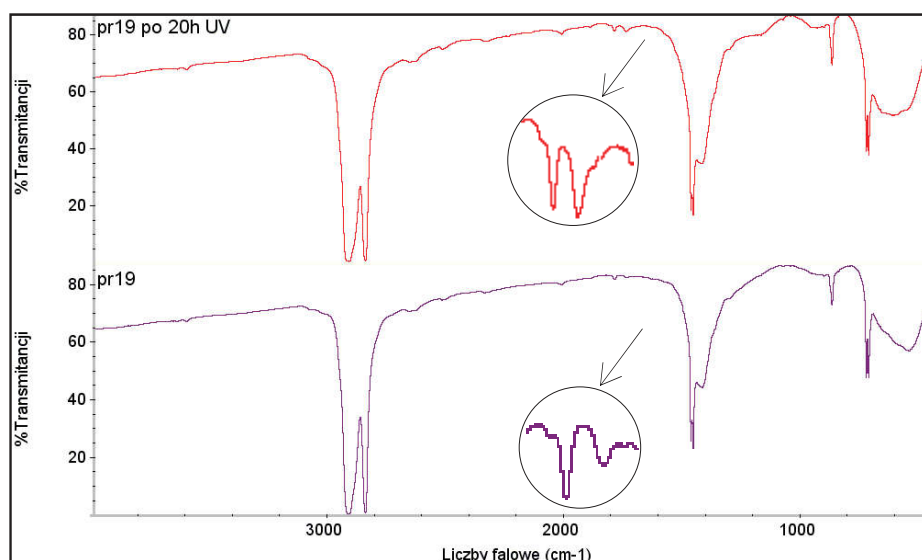
Badania prowadzono w celu zbadania wpływu promieniowania UV/VIS na zainicjowanie rozkładu torebek foliowych w czasie krótszym niż w przypadku działania promieniowania słonecznego w warunkach naturalnych. Naświetlanie próbek prowadzono przez okres 5 i 20 godzin. Poddanie próbek działaniu intensywnego promieniowania powinno wywołać wyraźne zmiany chemiczne, głównie tworzenie się grup karbonylowych, które można obserwować w widmie IR [2, 7, 12]. Wykonano widma FTIR badanych folii (spektrometr Nicolet 5700, Thermo Electron Corporation). W widmie próbek bez dodatku zmiany jednak jeszcze nie wystąpiły, natomiast pasma absorpcji karbonylu pojawiły się dla próbek zawierających prodegradanty. Przykładowe widmo takiej próbki pokazano na rys. 4.



Rys. 3. Zmiany parametrów wytrzymałościowych po ekspozycji środowiskowej przez 83 dni w stosunku do próbki nie ekspozowanej; a) siła przy zerwaniu F_{max} . b) wydłużenie przy zerwaniu dL

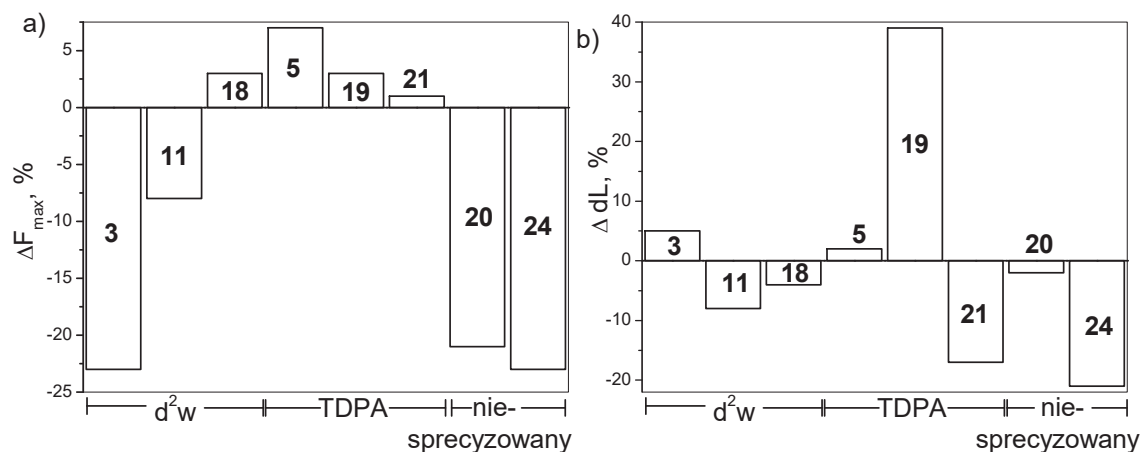
Fig. 3. Changes in the strength parameters after the environmental exposure for 83 days in relation to the sample not exposed; a) the strength at break F_{max} , b) elongation at break dL

Wyniki badań mechanicznych dla próbek naświetlanych przez okres 5 h i 20 h przedstawiono odpowiednio na rys. 5 i 6.



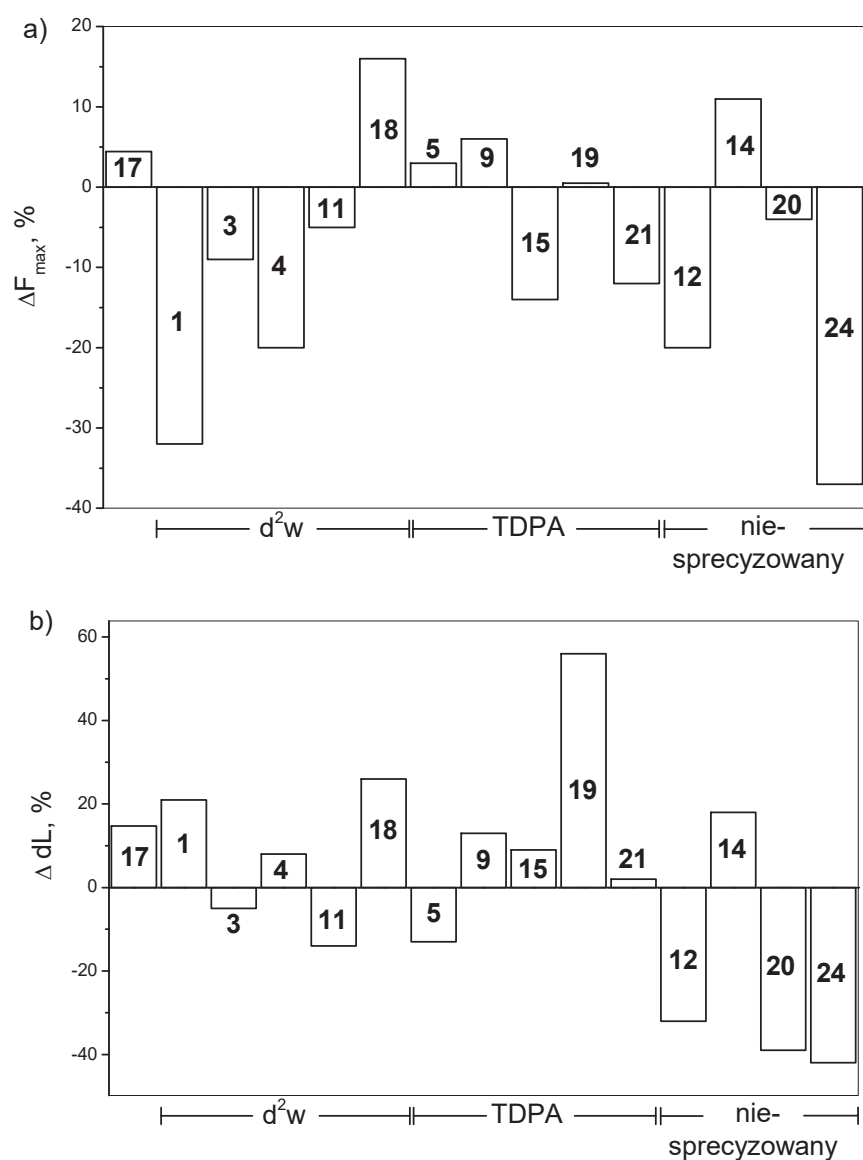
Rys. 4. Widmo FTIR próbki 19 a) przed procesem naświetlania, b) po 20 godzinach naświetlania promieniowaniem UV/VIS

Fig. 4. FTIR spectrum of the sample no. 19 a) before irradiation, b) after the irradiation with the UV/VIS radiation for 20 hours



Rys. 5. Zmiany parametrów wytrzymałościowych po naświetlaniu lampą UV przez 5 godzin w stosunku do próbki nie eksponowanej; a) siła przy zerwaniu F_{max} . b) wydłużenie przy zerwaniu dL

Fig. 5. Changes in the strength parameters after irradiation with UV light for 5 hours in relation to the sample not irradiated; a) the strength at break F_{max} , b) elongation at break dL



Rys. 6. Zmiany parametrów wytrzymałościowych po naświetlaniu lampą UV przez 20 godzin w stosunku do próbki nie eksponowanej; a) siła przy zerwaniu F_{max} b) wydłużenie przy zerwaniu dL

Fig. 6. Changes in the strength parameters after UV/VIS irradiation for 20 hours in relation to the sample not irradiated; a) the strength at break F_{max} , b) elongation at break dL

Zmiany właściwości mechanicznych folii poddanych działaniu promieniowania UV/VIS dały podobne wyniki jak w przypadku działania czynników atmosferycznych. Właściwości mechaniczne folii zawierających prodegradant d^2w już po 5 h naświetlania uległy pogorszeniu,

a w przypadku *TDPA* poprawie, ponownie wskazując na inny proces zachodzący na początku fotodegradacji folii zawierających te dodatki. Wydłużenie czasu naświetlania do 20h spowodowało pogorszenie właściwości mechanicznych dla folii zawierających d^2w jak i *TDPA*.

Folia nie zawierająca prodegradanta wykazuje natomiast poprawę obu badanych parametrów po 20 h naświetlania, obserwuje się nieco inne zachowanie niż w przypadku działania czynników atmosferycznych, gdzie już po 41 dniach zmniejszeniu uległa siła potrzebna do zerwania próbki.

4. Podsumowanie

W przypadku folii zawierających dodatek substancji przyspieszającej degradację zauważono skuteczność wpływu naświetlania promieniowaniem UV/VIS jak i czynników atmosferycznych na właściwości mechaniczne, przy czym początkowy wpływ na degradację w przypadku *TDPA* jest inny niż w przypadku d^2w . W pierwszym przypadku obserwuje się początkowy wzrost, a następnie spadek właściwości mechanicznych, gdy dla drugiego od samego początku obserwuje się pogorszenie parametrów wytrzymałościowych. Dodatkowo zaobserwowano zmiany na widmie FTIR świadczące o wystąpieniu zmian strukturalnych (utlenianiu).

Równolegle prowadzono wpływ kompostowania na właściwości mechaniczne wybranych folii, których wyniki przedstawiono w pracy: „Ocena stopnia rozkładu opakowań jednorazowych oferowanych przez sieci handlowe w procesach kompostowania i fermentacji” w Roczniku Ochrony Środowiska.

Literatura

1. **Hasan F., Shah A.A., Hameed A., Ahmed S.:** *Synergistic effect of photo- and chemical treatment on the rate of biodegradation of low density polyethylene by fusarium sp. AF4.* Journal of Applied Polymer Science 105 1466÷1470. 2007.
2. **Bonhomme S., Cuer A., Delort A.-M., Lemiare J., Sancelme M., Scott G.:** *Environmental biodegradation of polyethylene.* Journal of Applied Polymer Science 105 1466÷1470. 2007.
3. **Reddy M.M., Deighton M., Gupta R. K., Bhattacharya S. N, Parthasarathy R.:** *Biodegradation of Oxo-Biodegradable Polyethylene.* Journal of Applied Polymer Science, 111 1426÷1432. 2009.

4. **Scott G., Wiles D.M.:** *Programmed-life plastics from polyolefins: a new look at sustainability.* Biomacromolecules 2 615÷622. 2001.
5. **Vogt N.B., Kleppe E.A.:** *Oxo-biodegradable polyolefins show continued and increased thermal oxidative degradation after exposure to light.* Polymer Degradation and Stability 94 659÷663. 2009.
6. **Wiles D. M., Scott G.:** *Polyolefins with controlled environmental degradability.* Polymer Degradation and Stability 91 1581÷1592. 2006.
7. **Corti A., Muniyasamy S., Vitali M., Imam S.H., Chiellini E.:** *Oxidation and biodegradation of polyethylene films containing pro-oxidant additives: Synergistic effects of sunlight exposure, thermal aging and fungal biodegradation.* Polymer Degradation and Stability 95 1106÷1114. 2010.
8. **Rabek J.F.:** *Współczesna wiedza o polimerach.* WN PWN. Warszawa 2008.
9. **Bajer K., Kaczmarek H.:** *Metody badania biodegradacji materiałów polimerowych.* Polimery 52 13÷18. 2007.
10. **Chiellini E., Corti A., Swift G.:** *Biodegradation of Thermally Oxidized, Fragmented Low Density Polyethylenes,* polymer degradation and Stability 81 341÷351. 2003.
11. **Thomas N., Clarke J., McLauchlin A., Patrick S.:** *EV0422: Assessing the Environmental Impacts of Oxo-degradable Plastics Across Their Life Cycle.* Department for Environment, Food and Rural Affairs, London 2007.
12. **Khabbaz F., Albertsson A.C., Karlsson S.:** *Chemical and morphological changes of environmentally degradable polyethylene films exposed to thermo-oxidation.* Polymer Degradation and Stability 63 127÷138. 1999.

The Effect of the Initial Environmental and UV/VIS Degradation on Mechanical Properties of Commercial Oxo-biodegradable Bags

Abstract

In recent years a continuous increase in the production of plastic packaging, especially polyolefins is observed. This cause an increase in the amount of waste. Synthetic polymers are chemically and biologically resistant, hence under the influence of atmospheric agents (UV radiation, oxygen, temperature, humidity, pollution, microbes) are subject to only very slow degradation. Biodegradation can only occur after the initial chemical degradation leading to a reduction in molecular weight and formation of proper functional groups such as ester, acid (oxidative degradation), which makes plastics susceptible to attack

of microorganisms (biodegradation). In the case of polyolefins the degradation consists primarily of oxidation of the polymer, most often initiated by UV radiation [1 ÷ 7]. However, the rate of degradation of polyolefin packaging (bags) is extremely small. To initiate and accelerate the oxidative degradation, special additives were developed to speed up the process, so called pro-degradants.

In the work the mechanical properties of oxo-biodegradable polyethylene commercial bags containing *TDPA* (from Symphony Environmental) and *d²w* (from EPI Inc.) pro-oxidant additives were investigated before and after exposition to environmental degradation and UV/VIS – initiated degradation. For comparison, polyethylene foil without pro-oxidant was also investigated.

It was observed that mechanical strength of the samples can improve or worsen during the initial stages of the degradation. In general, the strength at break F_{max} , of the samples containing *d²w* decreases, whereas F_{max} , of the samples containing *TDPA* first increases, and then, after a longer exposition time decreases. This suggests that the initial stages of the degradation (induced by UV/VIS irradiation or atmospheric conditions) run for these two additives with a predominance of other mechanisms.

In addition, carbonyl absorption bands in the FTIR spectra appeared only for samples containing pro-oxidants, which may suggest that under the conditions used such foils degraded to higher degree than those without pro-oxidant.



Zastosowanie analitycznego procesu hierarchicznego (AHP) do wielokryterialnej oceny innowacyjności technologii zagospodarowania odpadów z górnictwa kamiennego

*Wiesław Koziół, Zbigniew Piotrowski,
Radosław Pomykała, Łukasz Machniak
Akademia Górniczo-Hutnicza, Kraków*

*Ireneusz Baic, Beata Witkowska-Kita
Instytut Mechanizacji Budownictwa i Górnictwa Skalnego, Katowice*

*Aleksander Lutyński, Wiesław Blaschke
Politechnika Śląska, Gliwice*

1. Wprowadzenie

Ważnym problemem gospodarki odpadami w Polsce, wymagającym nowoczesnego i efektywnego rozwiązania są odpady z przemysłu wydobywczego, głównie z węgla kamiennego (grupa 01). Stanowią one około 60% odpadów przemysłowych. Głównym celem projektu pt. „Foresight w zakresie priorytetowych i innowacyjnych technologii zagospodarowania odpadów pochodzących z górnictwa węgla kamiennego” jest identyfikacja wiodących technologii zagospodarowania odpadów, któ-

rych rozwój będzie priorytetowy dla Polski oraz opracowanie scenariuszy ich rozwoju.

W ramach czwartego etapu projektu przeprowadzono ocenę innowacyjności technologii zagospodarowania odpadów górnictwa węgla kamiennego, rozumianej jako zdolności technologii do adoptowania i wykorzystywania najnowszych rozwiązań technicznych, technologicznych, organizacyjnych. Ocenę wykonano z zastosowaniem metody AHP (AHP – ang. Analytic Hierarchy Process) na drodze ankietowania wybranej grupy 15 specjalistów. Przyjęto, że poziom innowacyjności może być opisany poprzez:

- ustalenie kryteriów innowacyjności technologii,
- wyznaczenie aspektów, w odniesieniu do których kryteria te muszą być analizowane,
- udzielenie odpowiedzi o stopień spełniania przez te kryteria określonych aspektów związanych z innowacyjnością technologii,
- podział kryteriów oceny innowacyjności na grupę kryteriów ogólnych (nadrzędnych) oraz kryteriów szczegółowych (subkryteriów) – każdemu kryterium ogólnemu odpowiada 5 kryteriów szczegółowych.

2. Istota metody AHP

Analityczny Proces Hierarchiczny jest jedną z metod matematycznych stosowanych w zakresie rozwiązywania wielokryterialnych problemów decyzyjnych. Metoda opracowana została w 1980 roku przez Thomasa L. Satiego i jest wykorzystywana w wielu dziedzinach.

Istotą metody AHP jest porównywanie parami analizowanych wariantów decyzyjnych względem wszystkich kryteriów oceny. Porównań tych dokonuje się z wykorzystaniem specjalnych tablic oceny dla każdego z kryteriów w oparciu o określoną skalę ocen.

Metoda AHP realizowana jest w czterech podstawowych etapach:

1. Budowa modelu hierarchicznego. Dekompozycja problemu decyzyjnego i budowa hierarchii czynników (kryteriów) wpływających na rozwiązanie problemu.
2. Określenie dominacji czynników głównych (preferencji globalnych). Ocena przez porównanie parami udziału czynników głównych (jako względnej istotności kryteriów) realizacji stanu docelowego.

3. Określenie dominacji wariantów. Określenie wzajemnych priorytetów (istotności) w odniesieniu do kryteriów i wariantów decyzyjnych.
4. Klasyfikacja wariantów decyzyjnych. Wyznaczenie uporządkowania wariantów decyzyjnych z uwzględnieniem na ich udział w realizacji celu nadrzędnego. Interpretacja wyników.

3. Model hierarchiczny w metodzie AHP

Zgodnie z tokiem postępowania, właściwym dla oceny innowacyjności technologii zagospodarowania odpadów górnictwa węgla kamiennego metodą AHP, ustalono hierarchiczną strukturę analizowanego zagadnienia w następującej postaci:

- cel nadrzędny: ocena poziomu nowoczesności technologii wybranych w analizach wstępnych,
- czynniki główne: przyjęte kryteria nadrzędne,
- czynniki cząstkowe: zweryfikowane w ramach realizacji projektu kryteria szczegółowe (subkryteria),
- warianty, obiekty: oceniane technologie wyłonione w projekcie jako rozwojowe i upowszechnione.

3.1. Kryteria główne i cząstkowe (szczegółowe) (ogólne i szczegółowe)

Kryteria główne i szczegółowe zostały sformułowane w następującej postaci [5]:

A. Kryterium obecnego poziomu technologicznego (technicznego) w odniesieniu do innych zawansowanych dziedzin techniki (materiały, informatyka, organizacja, automatyzacja)

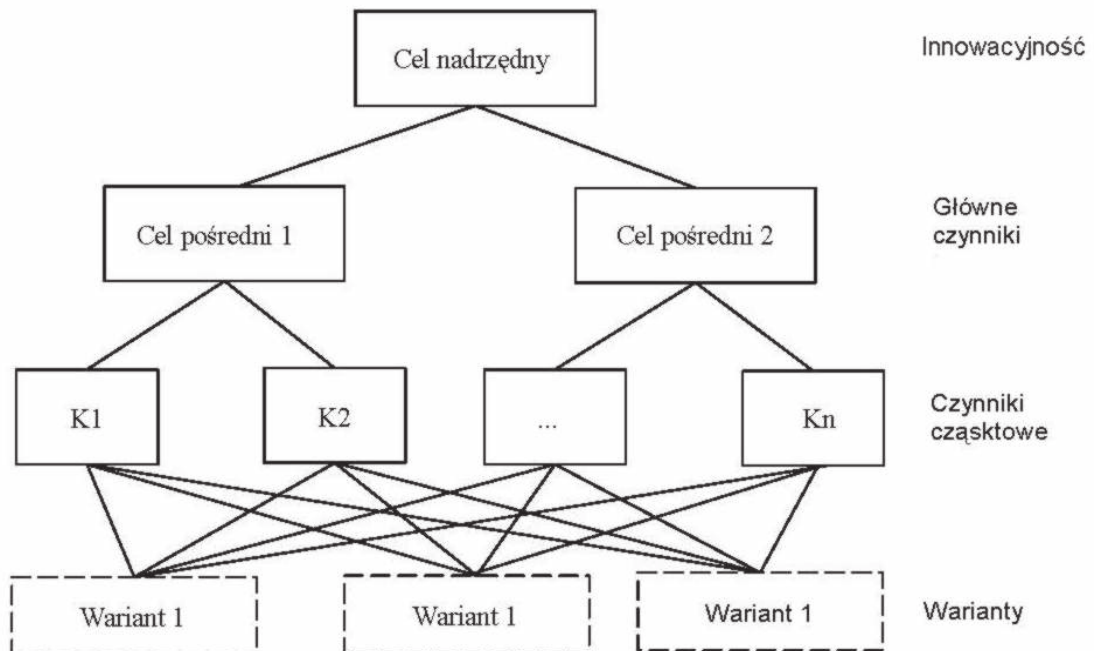
- A1. Poziom zmechanizowania operacji technologicznych
- A2. Poziom automatyzacji i zdalnej kontroli procesu technologicznego
- A3. Możliwość stosowania technologii dla różnych rodzajów odpadów
- A4. Podatność na modernizację wynikająca z rozwoju technologii i stosowanych maszyn
- A5. Poziom produktu technologii i jego pozycja na rynku

B. Kryterium skuteczności technologii w odniesieniu do warunków zewnętrznych

- B1. Możliwość stosowania technologii przy zmieniających się właściwościach odpadów górnictwa węgla kamiennego
- B2. Zapewnienie maksymalnego wykorzystania odpadów
- B3. Dostępność odpadów

B4. Możliwość pozyskania różnych produktów

B5. Możliwość pozyskania produktów o zróżnicowanej jakości



Rys. 1. Schemat struktury hierarchicznej zadania

Fig. 1. AHP hierarchical structure diagram

C. Kryterium uniwersalności technologii w odniesieniu do techniki i warunków ich stosowania

- C1. Odporność technologii na zakłócenia spowodowane czynnikami losowymi
- C2. Zapewnienie regularności i ciągłości dostaw odpadów
- C3. Uniwersalność wykorzystania systemów mechanizacji i automatyzacji procesu do różnych rodzajów odpadów
- C4. Czas i koszt adaptacji systemów mechanizacji i automatyzacji procesu przy zmianie rodzaju przetwarzanego odpadu
- C5. Możliwość dostosowania systemu do partii odpadów o różnych wielkościach

D. Kryterium minimalizacji wpływu na środowisko

- D1. Możliwość całkowitego zagospodarowania odpadów
- D2. Emisja zanieczyszczeń do środowiska z procesu technologicznego
- D3. Zużycie energii w procesie przetwarzania odpadów

- D4. Możliwość monitorowania emisji zanieczyszczeń
- D5. Poziom zmian krajobrazowych miejsca lokalizacji zakładu przetwarzającego odpady
- E. Kryterium bezpieczeństwa rozumianego, jako bezpieczeństwo ludzi i procesu technologicznego**
- E1. Poziom występujących zagrożeń w procesie technologicznym
- E2. Możliwość monitorowania i ograniczenia zagrożeń występujących w procesie technologicznym
- E3. Bezpieczeństwo technologii ze względu na czynniki losowe
- E4. Możliwość wprowadzenia pełnej automatyzacji procesu technologicznego
- E5. Bezpieczeństwo obsługi i zapewnienie komfortu ich pracy

3.2. Grupy technologii

Ocenę innowacyjności technologii zagospodarowania odpadów górnictwa węgla kamiennego przeprowadzono dla 24 technologii zestawionych w V grupach technologii ocenionych jako rozpowszechnione i rozwojowe:

GRUPA I – Budownictwo hydrotechniczne, ziemne, rekultywacja terenów

- A. Zagospodarowanie skały płonnej w budownictwie hydrotechnicznym
- B. Zagospodarowanie odpadów przeróbczych do rekultywacji technicznej terenów zdegradowanych
- C. Zagospodarowanie odpadów przeróbczych w robotach inżynierskich na powierzchni

GRUPA II – Roboty likwidacyjne w kopalniach węgla kamiennego

- A. Zagospodarowanie skały płonnej do likwidacji pustek po eksploatacji resztek pokładów
- B. Zagospodarowanie skały płonnej do likwidacji pustek po eksploatacji pokładów systemem chodnikowym
- C. Zagospodarowanie skały płonnej do likwidacji szybów
- D. Zagospodarowanie odpadów przeróbczych do likwidacji szybów
- E. Zagospodarowanie odpadów flotacyjnych w doszczelnianiu zrobów zwałowych
- F. Wytwarzanie mieszaniny samozestalającej z wykorzystaniem szlamów z hydrometalurgii cynku i ołowiu oraz popiołów lotnych do wypełniania pustek poeksploatacyjnych

GRUPA III – Podsadzanie wyrobisk eksploatacyjnych

- A. Zagospodarowanie skały płonnej jako materiału w technologii zawieszinowej
- B. Zagospodarowanie odpadów flotacyjnych w podsadzce samozestalającej
- C. Zagospodarowanie odpadów flotacyjnych w podszadkach typu „pasta”

GRUPA IV – Kruszywa, ceramika

- A. Produkcja ceramiki budowlanej ze skały płonnej
- B. Produkcja ceramiki budowlanej z odpadów przeróbczych
- C. Produkcja kruszyw sztucznych z mułów węglowych powstających w procesie flotacji
- D. Produkcja kruszyw z odpadów
- E. Produkcja kruszyw z odpadów pozyskiwanych z hałdy oraz instalacji przeróbki
- F. Technologia wytwarzania lekkiego kruszywa spiekanego LSA z surowców odpadowych, w tym z odpadów flotacyjnych (mułów) z przeróbki węgla kamiennego

GRUPA V – Odzysk substancji węglowej

- A. Pozyskanie węgla z odpadów flotacyjnych
- B. Pozyskanie węgla z odpadów drobnoziarnistych
- C. Pozyskanie węgla z odpadów powęglowych
- D. Pozyskanie mikro i nano-węgla jako paliwa żelowego z odpadów flotacyjnych
- E. Pozyskanie węgla z odpadów poflotacyjnych
- F. Pozyskiwanie węgla z odpadów drobnoziarnistych i poflotacyjnych zdeponowanych w stawach osadowych

3.3. Zespół ekspertów

Analiza metodą AHP opiera się na zdaniu wybranych ekspertów, dokonujących subiektywnej oceny poszczególnych kryteriów i wariantów postępowania (tu: technologii zagospodarowania odpadów). Od wiedzy i doświadczenia ekspertów zależy wartość dokonanych wyborów. Do zespołu tego zaproszono specjalistów w zakresie górnictwa, przeróbki surowców, gospodarki odpadami oraz inżynierii środowiska. Reprezentowali oni wiodące ośrodki naukowe specjalizujące się w analizowanych zagadnieniach, przemysł górniczy oraz przedsiębiorstwa zajmujące się m.in. zagospodarowaniem odpadów, rekultywacją terenów oraz produkcją kruszyw.

4. Przebieg analizy

Ocena przebiegała w kilku etapach. W pierwszym z nich porównywano między sobą kryteria ogólne ze względu na poziom innowacyjności. Następnie, w podobny sposób oceniono kryteria szczegółowe w ramach kryteriów ogólnych. Kolejnym krokiem, a zarazem najważniejszym punktem analizy, było porównywanie parami, między sobą technologii zagospodarowania odpadów, należących do odpowiednich grup nadrzędnych (Grupy I-V) ze względu na kryteria ogólne, a następnie szczegółowe. Były to podstawowe zadania wytypowanych ekspertów. Przykładowa tabela oceny technologii należących do grupy II względem kryterium szczegółowego A1 przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Arkusz oceny dla porównania parami technologii zagospodarowania odpadów z górnictwa węgla kamiennego należących do grupy II ze względu na kryterium szczegółowe A1 kryterium nadrzędnego A

Table 1. Evaluation sheet for compare management technologies of wastes from mining industry, belong to Group II, for the sake of subcriterion A1 of superior criterion A

		Ważność										
		absolutna	bardzo wyraźna	wyraźna	nieznaczna	jednakowa	nieznaczna	wyraźna	bardzo wyraźna	absolutna		
Zmienna		9	7	5	3	1	3	5	7	9	Zmienna	
A. Zagospodarowanie skały płonnej do likwidacji pustek po eksploatacji resztek pokładów											B. Zagospodarowanie skały płonnej do likwidacji pustek po eksploatacji pokładów systemem chodnikowym	
											C. Zagospodarowanie skały płonnej do likwidacji szybów	
											D. Zagospodarowanie odpadów przerobczych do likwidacji szybów	
											E. Zagospodarowanie odpadów flotacyjnych w doszczelnianiu zrobów zwałowych	
											F. Wytwarzanie mieszaniny samozestalającej z wykorzystaniem szlamów z hydrometalurgii cynku i ołowiu oraz popiołów lotnych do wypełniania pustek poeksploatacyjnych	

Tabela 1. cd.
Table 1. cont.

	Ważność									
	absolutna	bardzo wyraźna	wyraźna	nieznaczna	jednakowa	nieznaczna	wyraźna	bardzo wyraźna	absolutna	
Zmienna	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Zmienna
<i>B. Zagospodarowanie skały płonnej do likwidacji pustek po eksploatacji pokładów systemem chodnikowym</i>										C. Zagospodarowanie skały płonnej do likwidacji szybów
										D. Zagospodarowanie odpadów przerobczych do likwidacji szybów
										E. Zagospodarowanie odpadów flotacyjnych w doszczelnianiu zrobów zwałowych
										F. Wytwarzanie mieszaniny samozestalającej z wykorzystaniem szlamów z hydrometalurgii cynku i ołowiu oraz popiołów lotnych do wypełniania pustek poeksploatacyjnych
<i>C. Zagospodarowanie skały płonnej do likwidacji szybów</i>										D. Zagospodarowanie odpadów przerobczych do likwidacji szybów
										E. Zagospodarowanie odpadów flotacyjnych w doszczelnianiu zrobów zwałowych
										F. Wytwarzanie mieszaniny samozestalającej z wykorzystaniem szlamów z hydrometalurgii cynku i ołowiu oraz popiołów lotnych do wypełniania pustek poeksploatacyjnych
<i>D. Zagospodarowanie odpadów przerobczych do likwidacji szybów</i>										E. Zagospodarowanie odpadów flotacyjnych w doszczelnianiu zrobów zwałowych
										F. Wytwarzanie mieszaniny samozestalającej z wykorzystaniem szlamów z hydrometalurgii cynku i ołowiu oraz popiołów lotnych do wypełniania pustek poeksploatacyjnych
<i>E. Zagospodarowanie odpadów flotacyjnych w doszczelnianiu zrobów zwałowych</i>										F. Wytwarzanie mieszaniny samozestalającej z wykorzystaniem szlamów z hydrometalurgii cynku i ołowiu oraz popiołów lotnych do wypełniania pustek poeksploatacyjnych

Macierz porównań dla przykładowej tabeli ocen (tabela 1) przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Macierz porównań utworzona na bazie przykładowej tabeli ocen (tabela 1)

Table. 2. Comparison matrix created on the base of evaluation table 1

	A	B	C	D	E	F
A	1	3/4	2	1 5/7	1/2	5/9
B	1 1/3	1	2 2/9	2	5/8	5/9
C	1/2	4/9	1	1	1/2	1/2
D	4/7	1/2	1	1	1/2	2/5
E	1 7/8	1 3/5	2	2 1/9	1	1
F	1 4/5	1 5/6	2	2 1/2	1	1
Suma	7,087167	6,125923	10,05898	10,4614732	4,107312	4,039558

W kolejnym kroku dla każdej macierzy obliczano wartość wektora priorytetów oraz maksymalną wartość macierzy, wg następujących formuł:

Wartości macierzy znormalizowanej:

$$\bar{w}_{ij} = \frac{a_{ij}}{\sum_{i=1}^n a_{ij}} \quad (2)$$

Wektor priorytetów cząstkowych:

$$\bar{w}_i = \sum_{j=1}^n \bar{w}_{ij} a_{ij} \quad (3)$$

gdzie:

$$w_j = \frac{\sum_{i=1}^n \bar{w}_{ij}}{n} \quad i, j = 1, \dots, n \quad (4)$$

Maksymalna wartość własna macierzy:

$$\lambda_{\max} = \frac{1}{w_i} \sum_{j=1}^n a_{ij} w_j \quad (5)$$

Wartości wektora priorytetu (wagi) oraz maksymalną wartość własną macierzy dla II grupy technologii ze względu na kryterium szczegółowe A1 kryterium nadrzędnego A przedstawiono w tabeli 3.

Tabela 3. Wartości wektora priorytetu (wagi) oraz maksymalną wartość własną macierzy dla II grupy technologii ze względu na kryterium szczegółowe A1 kryterium nadrzędnego A

Table 3. Value of priority (weight) vector and maximum value of matrix for waste management technologies belonging to Group II, for the sake of subcriterion A1 of superior criterion A

	A	B	C	D	E	F	Wektor priorytetu	λ
A	0,141	0,124	0,196	0,164	0,130	0,137	0,149	1,053
B	0,186	0,163	0,221	0,194	0,152	0,136	0,175	1,074
C	0,072	0,073	0,099	0,103	0,124	0,126	0,099	1,001
D	0,082	0,081	0,092	0,096	0,116	0,098	0,094	0,983
E	0,264	0,262	0,196	0,201	0,243	0,256	0,237	0,974
F	0,255	0,297	0,196	0,242	0,235	0,248	0,246	0,992
Suma	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	6,077

Uzyskane wagi dla poszczególnych wariantów porównań posłużyły do przygotowania hierarchii ważności kryteriów oraz technologii zagospodarowania odpadów.

5. Wyniki analizy

W pierwszej kolejności dokonano ocen ważności kryteriów nadrzędnych oraz kryteriów szczegółowych w ramach kryteriów nadrzędnych. Odpowiednie wartości wektorów priorytetów zestawiono w tabeli 4.

Za najważniejsze kryterium nadrzędne eksperci uznali Kryterium E: „bezpieczeństwa rozumianego jako bezpieczeństwo ludzi i procesu technologicznego”. W ramach oceny kryteriów szczegółowych wybrano odpowiednio:

- A5. Poziom produktu technologii i jego pozycja na rynku,
- B2. Zapewnienie maksymalnego wykorzystania odpadów,
- C2. Zapewnienie regularności i ciągłości dostaw odpadów,
- D2. Emisja zanieczyszczeń do środowiska z procesu technologicznego,
- E5. Bezpieczeństwo obsługi i zapewnienie komfortu ich pracy.

Tabela 4. Wartości wektorów priorytetów dla kryteriów nadrzędnych oraz szczegółowych

Table 4. Value of priority (weight) vector for superior criterion and subcriteria

Wartości wektora priorytetu (wagi) dla kryteriów szczegółowych	
Priorytet	Waga
A	0,177
B	0,147
C	0,152
D	0,204
E	0,319

Wartości wektora priorytetu (wagi) dla kryteriów szczegółowych									
Priorytet	Waga	Priorytet	Waga	Priorytet	Waga	Priorytet	Waga	Priorytet	Waga
A1	0,168	B1	0,106	C1	0,230	D1	0,259	E1	0,103
A2	0,211	B2	0,360	C2	0,265	D2	0,284	E2	0,222
A3	0,232	B3	0,254	C3	0,202	D3	0,174	E3	0,163
A4	0,130	B4	0,161	C4	0,101	D4	0,143	E4	0,128
A5	0,258	B5	0,119	C5	0,202	D5	0,141	E5	0,385

Wyniki oceny (wg wartości wektora priorytetów) technologii uśredniano według dwóch metod (uśrednianie wyników końcowych oraz cząstkowych). Uzyskano tym samym dwie hierarchie innowacyjności technologii zagospodarowania odpadów górnictwa węgla kamiennego. W ocenie innowacyjności uwzględniono najważniejsze okoliczności mające obecnie, jak również w przyszłości, wpływ na tę właściwość analizowanych technologii. Stanowią one charakterystyki samych analizowanych technologii jak również zostały ujęte w istocie sformułowanych i uwzględnianych w analizie kryteriów. Porównanie rankingów innowacyjności technologii zagospodarowania odpadów z górnictwa węgla kamiennego, wg poszczególnych grup, zestawiono w tabeli 5.

Zestawienie rankingów innowacyjnych technologii zagospodarowania odpadów górnictwa węgla kamiennego (tabela 5) pozwala na stwierdzenie, że w trzech grupach technologii (II, III i IV) objawiły się istotne różnice w hierarchii wynikające z różnych metod uśredniania wyników. Opierając rankingi na średnich wartościach priorytetów, można przyjąć następującą kolejność końcową:

- dla grupy II: B, F, E, C, D,
- dla grupy III: A i B równorzędnie, C,
- dla grupy IV: E, D, F, A, B, C.

Tabela 5. Porównanie rankingów innowacyjności dla technologii zagospodarowania odpadów z górnictwa węgla kamiennego

Table 5. Comparison of innovation rank for management technologies of waste from mining industry

Miejsce rankingowe	I sposób hierarchizacji technologii		II sposób hierarchizacji technologii	
	Nazwa technologii	Wartość średnia wskaźnika priorytetu	Nazwa technologii	Wartość średnia wskaźnika priorytetu
1.	Grupa I B	0,370	Grupa I B	0,399
2.	Grupa I C	0,343	Grupa I C	0,354
3.	Grupa I A	0,287	Grupa I A	0,246
4.	Grupa II A	0,187	Grupa II A	0,189
5.	Grupa II F	0,187	Grupa II B	0,188
6.	Grupa II B	0,174	Grupa II E	0,180
7.	Grupa II E	0,170	Grupa II F	0,163
8.	Grupa II C	0,144	Grupa II D	0,143
9.	Grupa II D	0,138	Grupa II C	0,136
10.	Grupa III A	0,373	Grupa III B	0,371
11.	Grupa III B	0,357	Grupa III A	0,350
12.	Grupa III C	0,269	Grupa III C	0,279
13.	Grupa IV E	0,232	Grupa IV E	0,231
14.	Grupa IV D	0,216	Grupa IV D	0,221
15.	Grupa IV F	0,177	Grupa IV F	0,173
16.	Grupa IV A	0,132	Grupa IV B	0,128
17.	Grupa IV B	0,127	Grupa IV A	0,124
18.	Grupa IV C	0,117	Grupa IV C	0,123
19.	Grupa V F	0,187	Grupa V F	0,189
20.	Grupa V C	0,181	Grupa V C	0,176
21.	Grupa V B	0,171	Grupa V B	0,173
22.	Grupa V E	0,160	Grupa V E	0,167
23.	Grupa V A	0,156	Grupa V A	0,161
24.	Grupa V D	0,145	Grupa V D	0,134

Technologie uznane przez ekspertów za najbardziej innowacyjne w poszczególnych grupach to:

- Grupa I technologia IB – Zagospodarowanie odpadów przeróbczych do rekultywacji technicznej terenów zdegradowanych,
- Grupa II technologia IIA – Zagospodarowanie skały płonnej do likwidacji pustek po eksploatacji resztek pokładów,
- Grupa III technologia IIIB – Zagospodarowanie odpadów flotacyjnych w podsadzce samo zestalającej, równorzędnie z III A – Zagospodarowanie skały płonnej, jako materiału w technologii zawieszinowej,
- Grupa IV technologia IVE – Produkcja kruszyw z odpadów pozyskiwanych z hałdy oraz instalacji przeróbki,
- Grupa V technologia VF – Pozyskiwanie węgla z odpadów drobnoziarnistych i poflotacyjnych zdeponowanych w stawach osadowych.

6. Podsumowanie

Celem zastosowania w projekcie Foresight metody AHP było przeprowadzenie oceny poziomu nowoczesności (innowacyjności) technologii zagospodarowania odpadów pochodzących z górnictwa węgla kamiennego, stosowanych obecnie i mogących znaleźć zastosowanie w przyszłości.

Hierarchie gospodarki odpadami wydobywczymi ustalają odpowiednie przepisy zawarte w ustawie o odpadach wydobywczych, a to:

1. zapobieganie powstawaniu odpadów wydobywczych,
2. ograniczenie ilości wytwarzanych odpadów,
3. ograniczenie negatywnego oddziaływania odpadów na środowisko,
4. odzysk odpadów,
5. bezpieczne unieszkodliwianie.

Ocenę innowacyjności technologii zagospodarowania odpadów górnictwa węgla kamiennego przeprowadzono dla 24 technologii zestawionych w V grupach technologii ocenionych jako rozpowszechnione i rozwojowe:

GRUPA I – Budownictwo hydrotechniczne, ziemne, rekultywacja terenów,

GRUPA II – Roboty likwidacyjne w kopalniach węgla kamiennego,

GRUPA III – Podszadzanie wyrobisk eksploatacyjnych,

GRUPA IV – Kruszywa, ceramika,

GRUPA V – Odzysk substancji węglowej.

Przeprowadzona analiza z wykorzystaniem metody AHP pozwoliła na wskazanie wg ekspertów najbardziej innowacyjnych technologii zagospodarowania odpadów. W projekcie przyjęto, że za przejaw innowacyjności należy uznać zdolność technologii do adaptowania i wykorzystywania najnowszych rozwiązań technicznych, technologicznych i organizacyjnych.

Technologie uznane przez ekspertów za najbardziej innowacyjne w poszczególnych grupach to:

- Grupa I technologia IB – Zagospodarowanie odpadów przerobczych do rekultywacji technicznej terenów zdegradowanych,
- Grupa II technologia IIA – Zagospodarowanie skały płonnej do likwidacji pustek po eksploatacji resztek pokładów,
- Grupa III technologia IIIB – Zagospodarowanie odpadów flotacyjnych w podsadźce samo zestalającej, równorzędnie z III A – Zagospodarowanie skały płonnej, jako materiału w technologii zawiesinowej,
- Grupa IV technologia IVE – Produkcja kruszyw z odpadów pozyskiwanych z hałdy oraz instalacji przeróbki,
- Grupa V technologia VF – Pozyskiwanie węgla z odpadów drobnoziarnistych i poflotacyjnych zdeponowanych w stawach osadowych.

Nie we wszystkich przypadkach rankingi wynikowe odpowiadają praktyce w zakresie zastosowania poszczególnych technologii.

Doświadczenia w zakresie zastosowania metody AHP, jako narzędzia w bardzo złożonym procesie wyboru, poparte również opiniami ekspertów, pozwalają na sformułowanie kilku uwag, pomocnych dla podobnych zastosowań w przyszłości. Przed przystąpieniem do właściwej fazy oceny należy pamiętać, że metoda AHP wymaga:

- określenia kryteriów oceny odpowiadających oczekiwanym rezultatom,
- bardzo dokładnego przygotowania ocenianych wariantów pod względem jednorodności opisu,
- wyraźnego rozdzielenia alternatywnych rozwiązań, pozwalających na ustalenie ich hierarchii,
- wytypowani eksperci powinni charakteryzować się specjalistyczną wiedzą w zakresie analizowanego przedmiotu, popartą doświadczeniem pozwalającym.

W projekcie wykorzystano również inne metody badań eksperckich, a to:

- metodę Delphi,
- metodę analizy krzyżowej.

Łączne wyniki badań pozwolą na wskazanie priorytetów badawczych i przemysłowych w sferze innowacyjności technologii zagospodarowania odpadów z górnictwa węgla kamiennego.

Praca zrealizowana w oparciu o sprawozdanie z zadania „Ocena innowacyjności technologii zagospodarowania odpadów górnictwa węgla kamiennego metodą AHP (Analytic Hierarchy Process), wykonanego przez zespół w składzie” J. Kabiesz, J. Makówka, R. Patyńska, w ramach IV etapu realizacji projektu „Foresight w zakresie priorytetowych i innowacyjnych technologii w zakresie zagospodarowywania odpadów pochodzących z górnictwa węgla kamiennego”, 2010 r.

Literatura

1. **Saaty T. L.:** *How to Make a Decision: The Analytic Hierarchy Process.* European Journal of Operational Research. 48. 1990. pp. 9-26.
2. **Saaty T. L.:** *Fundamentals of Decision Making and Priority Theory with the Analytic Hierarchy Process.* Pittsburgh, PA: RWS Publications. 1994.
3. **Saaty T. L.:** *The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resource Allocation.* Pittsburgh PA: RWS Publications. 1996.
4. **Downowicz O., Kraule J., Sikorki M., Stachowski W.:** *Zastosowanie metody AHP do oceny i sterowania poziomem bezpieczeństwa złożonego obiektu technicznego.*
5. **Kabiesz J., Makówka J. Patyńska R.:** *Ocena innowacyjności technologii zagospodarowania odpadów górnictwa węgla kamiennego metodą AHP (Analytic Hierarchy Process).* Dokumentacja projektu „Foresight w zakresie priorytetowych i innowacyjnych technologii w zakresie zagospodarowywania odpadów pochodzących z górnictwa węgla kamiennego, Katowice 2010.

Application of Analytic Hierarchy Process (AHP) for Multicriteria Assessment of the Technologies of Waste from Coal Mining Management Innovation

Abstract

A major problem of waste management in Poland, demanding a modern and efficient solution are waste from the extractive industries, mainly from coal (group 01). Those waste represent approximately 60% of industrial waste. The main objective of the project "Foresight on priority and innovative technologies of waste from coal mining management" is identification of the leading waste management technologies, which development will be a priority for Poland and working out scenarios for their development.

The paper shows method of innovation assessment of selected management technologies of waste from mining industry, with use of hierarchical analysis of the problem. Method of Analytic Hierarchy Process (AHP) is one of the methods of hierarchical analysis of multi-decision problems. It allows to decompose the complex issue of decision-making and the creation of the final ranking for a finite set of alternatives.

The paper presents the results of the analysis of hierarchical problems conducted by the Foresight OGWK in relation to the superior criteria in pairs due to innovation of technology, pairs of subcriteria and the defined technologies for the sake of specific criteria.

Experience in the application of AHP method, as a tool in a very complex selection process, supported by the opinions of experts, helped formulate a few remarks, useful for after-like applications in the future



Wpływ nanotlenku glinu i nanotlenku glinu modyfikowanego kobaltem na mikroorganizmy

*Paulina Mosdorf, Ewa Karwowska,
Antoni Ryszard Kunicki, Gabriela Karolczak
Politechnika Warszawska*

1. Wstęp

Zastosowanie materiałów w formie nanostrukturalnej stanowi obecnie jedno z kluczowych rozwiązań w technice i medycynie. Wartość rynku nanotechnologii szacuje się w skali globalnej na ponad 10 bilionów dolarów rocznie. Przewiduje się, że w roku 2015 około 15% wszystkich produktów na rynku będzie zawierało komponenty stanowiące efekt badań z tej dziedziny [1].

Przyczyną zainteresowania nanokompozytami są ich unikatowe właściwości fizyczne i chemiczne oraz rosnąca liczba potencjalnych zastosowań. Wykorzystywane są one w elektronice, ceramice, optyce, technikach laserowych, budownictwie, rolnictwie, medycynie, kosmetyce oraz kosmonautyce. Prowadzone są badania nad zastosowaniem nanomateriałów w nowoczesnych systemach podawania leków, fototerapii czy leczeniu chorób neurodegradacyjnych takich jak choroba Wilsona, Alzheimera i Parkinsona [2]. Nanocząstki o właściwościach magnetycznych wykorzystywane są w diagnostyce, biologii molekularnej – do ety-

kietowania biomolekuł oraz przy bezpośrednim podawaniu leków do komórek nowotworowych [3], jak również jako środki kontrastowe w rezonansie magnetycznym [1]. Stanowią składniki farb, baterii, środków konserwujących i pielęgnacyjnych, kosmetyków, katalizatorów, materiałów dentystycznych, sorbentów i materiałów ściernych [1].

Nanometryczne cząstki tlenku glinu, w porównaniu do swych mikrometrycznych odpowiedników, charakteryzują się niższą temperaturą topnienia, zwiększoną absorpcją światła, lepszym zdyspergowaniem zarówno w wodnych jak i nieorganicznych rozpuszczalnikach oraz dużo większą powierzchnią właściwą. Nanostrukturalny tlenek glinu jest stosowany w przemyśle chemicznym do polerowania powłok układów półprzewodnikowych, jako komponent w ceramice, do preparatów ognioodpornych, ceramicznych membran filtracyjnych, powłok żarówek i lamp fluorescencyjnych oraz w zaawansowanych kompozytach [4, 5]. Prowadzone są badania nad możliwością wykorzystania nanotlenku glinu w medycynie, między innymi w terapii antynowotworowej oraz immunologicznej.

Modyfikacja nanotlenku glinu poprzez wprowadzenie dodatku takich pierwiastków jak srebro, prazeodym czy kobalt pozwala na rozszerzenie obszaru zastosowań tego rodzaju nanocząstek. Przykładowo, nanotlenek glinu modyfikowany kobaltem znajduje zastosowanie do produkcji pigmentów wykorzystywanych między innymi do barwienia ceramiki i szkła.

Wzrostowi zapotrzebowania na nanomateriały, a w konsekwencji zwiększaniu ich produkcji, towarzyszy wzrost emisji nanocząstek do środowiska. Oddziaływanie nanopreparatów na środowisko zależy od różnic w budowie chemicznej, wielkości cząstek, powierzchni właściwej, kształcie, ładunku powierzchniowym czy zdolności do tworzenia aglomeratów [6]. Właściwości ekotoksyczne mogą ulegać zmianie w zależności od warunków środowiska takich jak pH, promieniowanie UV oraz obecność innych substancji chemicznych [7].

Istnieje bardzo niewiele danych pozwalających wnioskować o ewentualnym wpływie nanomateriałów na żywe organizmy. Większość prac badawczych prowadzonych jest na komórkach zwierzęcych oraz liniach hodowlanych komórek ludzkich. Praktycznie brak jest informacji odnośnie oddziaływania większości nanopreparatów na komórki mikroorganizmów w środowisku naturalnym.

Przedmiotem niniejszej pracy była ocena wpływu nanotlenku glinu oraz nanotlenku glinu modyfikowanego kobaltem na bakterie wyizolowane z różnych elementów środowiska.

2. Metodyka

Syntezę badanych nanotlenków przeprowadzono z wykorzystaniem technologii opatentowanej w Zakładzie Katalizy i Chemii Metaloorganicznej Wydziału Chemicznego Politechniki Warszawskiej. Substratami w syntezie były: trietyloglin (Et_3Al) oraz triizopropoksyglin ($(\text{iPro})_3\text{Al}$). Nanotlenek modyfikowany kobaltem otrzymano w ramach innych prac prowadzonych w laboratorium Katalizy i Chemii Metaloorganicznej, poprzez dodanie w trakcie syntezy prekursora nanotlenku odpowiedniej ilości diacetyloacetonianu kobaltu ($(\text{acac})_2\text{Co}$).

Wielkość cząstek oraz obraz mikroskopowy badanych nanotlenków przedstawiono na rys. 1 oraz rys. 2.

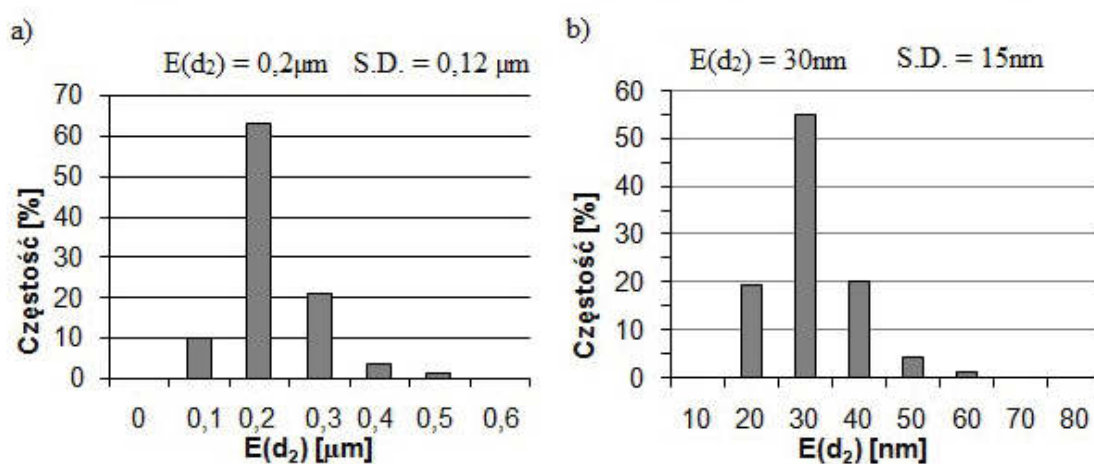
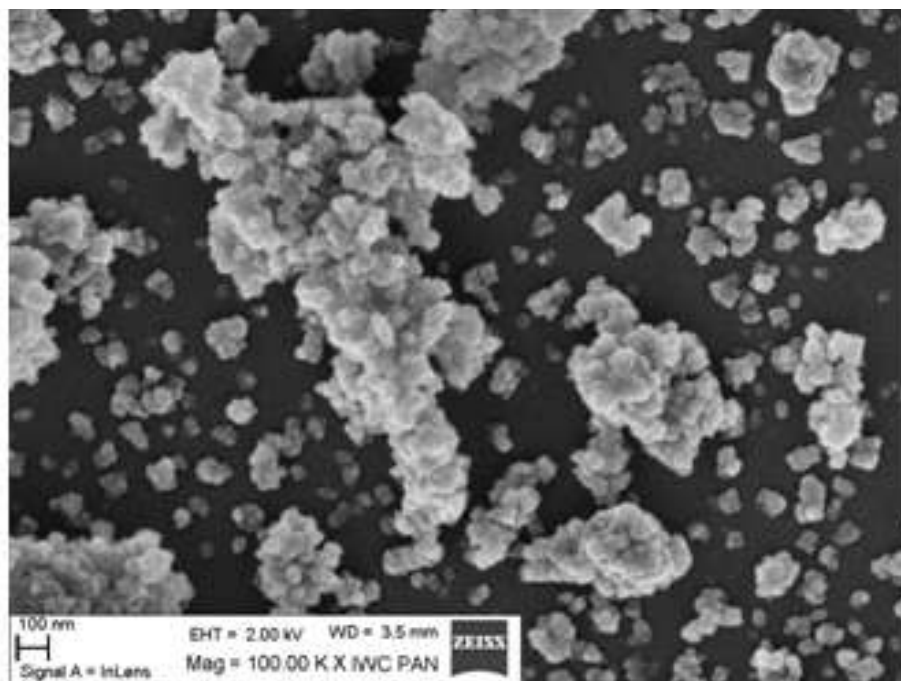
Tabela 1. Właściwości struktury badanych nanopreparatów

Table 1. Structure characteristics of tested nanopowders

Parametr	Nanotlenek glinu	Nanotlenek glinu modyfikowany kobaltem
Powierzchnia właściwa (m^2/g)	259,7	432,8
Całkowita objętość porów (cm^3/g)	2,056	0,659
Średni promień porów (Å)	158,3	30,31

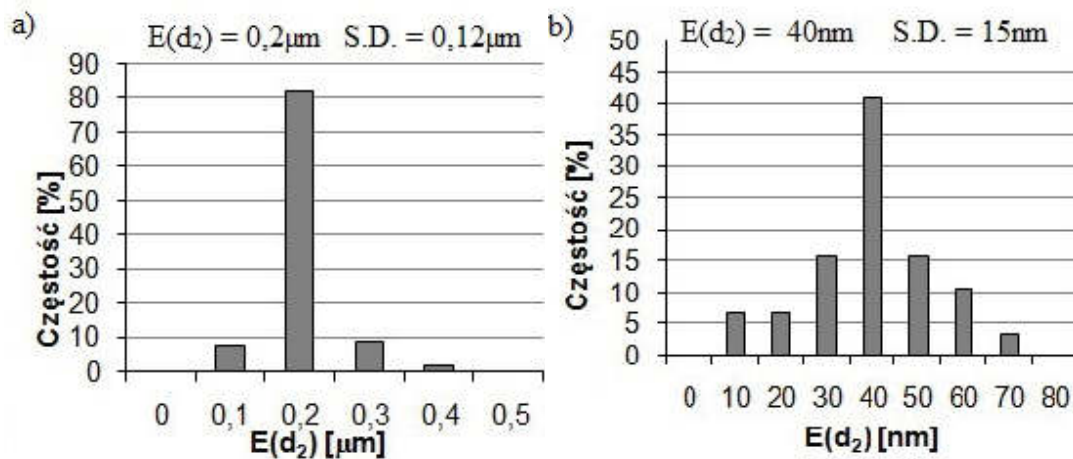
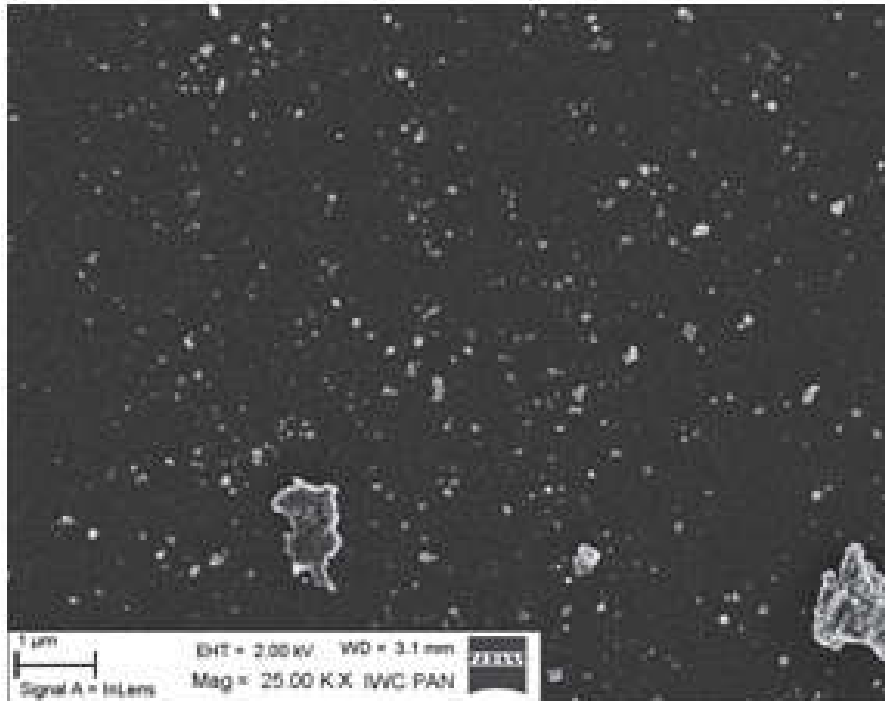
Szczepy bakterii wykorzystane w trakcie badań wyizolowano z próbek wody rzecznej i jeziornej, gleby ogrodowej i piaszczystej oraz z próbek powietrza – atmosferycznego i pobranego w pomieszczeniu biurowym. Hodowlę mikroorganizmów prowadzono na podłożu agarowym odżywczym w temperaturze 26°C .

Wpływ nanotlenków na mikroorganizmy badano z użyciem testów wzrostowych na stałym podłożu agarowym odżywczym. W tym celu wykonano posiew bakterii w postaci rysy na powierzchni podłoża. Następnie na każdą z płytek, prostopadle do linii posiewów, naniesiono liniowo odpowiedni nanoproszek. Po 72 godzinach inkubacji określono strefy zahamowania wzrostu każdego z badanych szczepów względem zastosowanego nanotlenku.



Rys. 1. Morfologia i rozkład wielkości aglomeratów (a) oraz cząstek (b) nanoproszku Al₂O₃ (E(d₂) – średnica aglomeratów/cząstek)

Fig. 1. Morphology and size distribution of agglomerates and particles of Al₂O₃ nanopowder (E(d₂) – the diameter of agglomerates/ particles)



Rys. 2. Morfologia i rozkład wielkości aglomeratów (a) oraz cząstek (b) nanoproszku $\text{CoO}/\text{Al}_2\text{O}_3$ ($E(d_2)$ – średnica aglomeratów/cząstek)

Fig. 2. Morphology and size distribution of agglomerates and particles of $\text{CoO}/\text{Al}_2\text{O}_3$ nanopowder ($E(d_2)$ – the diameter of agglomerates/ particles)

Szczepy charakteryzujące się największą oraz najmniejszą wrażliwością na badane nanotlenki zidentyfikowano z wykorzystaniem standardowych testów identyfikacyjnych: API E, API NE, API STAPH oraz API 50CH.

W przypadku nanotlenku glinu modyfikowanego kobaltem przeprowadzono dodatkowo test mający na celu określenie wpływu tego preparatu na wybrane szczepy mikroorganizmów w warunkach hodowli w podłożu płynnym. Do zawiesiny bakterii w dwukrotnie rozcieńczonym podłożu bulionowym wprowadzono badany nanotlenek w ilości odpowiednio 100 mg/l, 500 mg/l i 1000 mg/l. Równolegle założono hodowlę kontrolną – bez dodatku nanoproszku. Do doświadczenia wytypowano siedem szczepów wykazujących wrażliwość na nanotlenek glinu modyfikowany kobaltem podczas wcześniejszych testów wzrostowych. Przeprowadzono dwie równoległe serie badawcze. Intensywność wzrostu hodowli bakteryjnych oceniano po 24 i 72 godzinach, na podstawie pomiaru gęstości optycznej hodowli, przy długości fali 800 nm.

3. Wyniki

Z próbek gleby, wody i powietrza wyizolowano łącznie 71 szczepów bakterii, spośród których do dalszych eksperymentów wytypowano 59 – 27 szczepów z gleby, 24 z powietrza oraz 8 z wody.

Wyniki testów wzrostowych w obecności nanotlenków i zaobserwowane strefy zahamowania wzrostu przedstawiają rysunki 3÷5. Na rysunku 6 zamieszczono fotografię ilustrującą przykładowe wyniki testu wzrostowego dla wybranych szczepów bakterii wyizolowanych z próbek wody, gleby i powietrza. Zauważalna jest różnica w aktywności badanych nanotlenków w stosunku do drobnoustrojów. Nanotlenek glinu modyfikowany kobaltem ($\text{CoO}/\text{Al}_2\text{O}_3$) wykazywał znacznie silniejsze działanie antybakteryjne w porównaniu z nanotlenkiem glinu bez modyfikacji. Spośród różnych form morfologicznych najbardziej wrażliwe na $\text{CoO}/\text{Al}_2\text{O}_3$ okazały się gramujemne pałeczki (76%) natomiast najmniej – ziarniaki (50%).

Wśród 27 szczepów bakterii wyizolowanych z gleby (rys. 3) w przypadku 6 szczepów wystąpiło zahamowanie wzrostu w bezpośrednim sąsiedztwie nanotlenku glinu, natomiast w obecności nanotlenku glinu modyfikowanego kobaltem, aż 25 szczepów okazało się wrażliwe

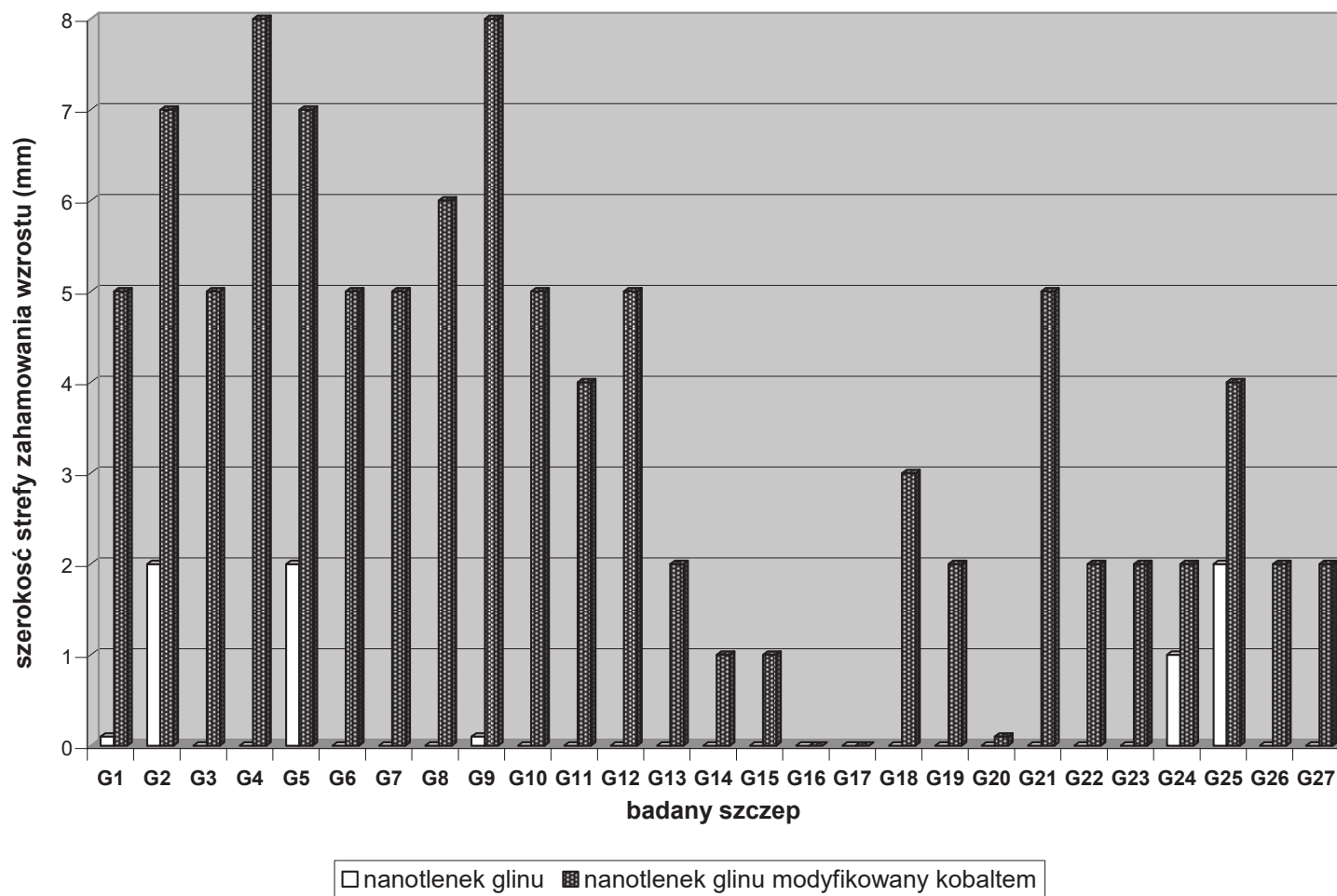
na obecność nanopreparatu. Wszystkie szczepy wyizolowane z próbek wody wykazały wrażliwość na nanotlenek z dodatkiem kobaltu, podczas gdy tylko jeden – na nanotlenek glinu nie modyfikowany (rys. 4). Całkowitą opornością na nanotlenek nie modyfikowany odznaczały się szczepy bakterii wyizolowane z próbek powietrza, podczas gdy nanotlenek glinu modyfikowany kobaltem wykazywał działanie hamujące wzrost 17 spośród 24 badanych szczepów (rys. 5).

W przypadku 7 szczepów bakterii charakteryzujących się największą wrażliwością na nanotlenek glinu modyfikowany kobaltem przeprowadzono dodatkowe badanie, mające na celu ocenę wpływu wybranych stężeń tego nanopreparatu na drobnoustroje w warunkach hodowli w podłożu płynnym. Jako parametr kontrolny wykorzystano pomiar gęstości optycznej hodowli mikroorganizmów po 24 i 72 godzinach inkubacji.

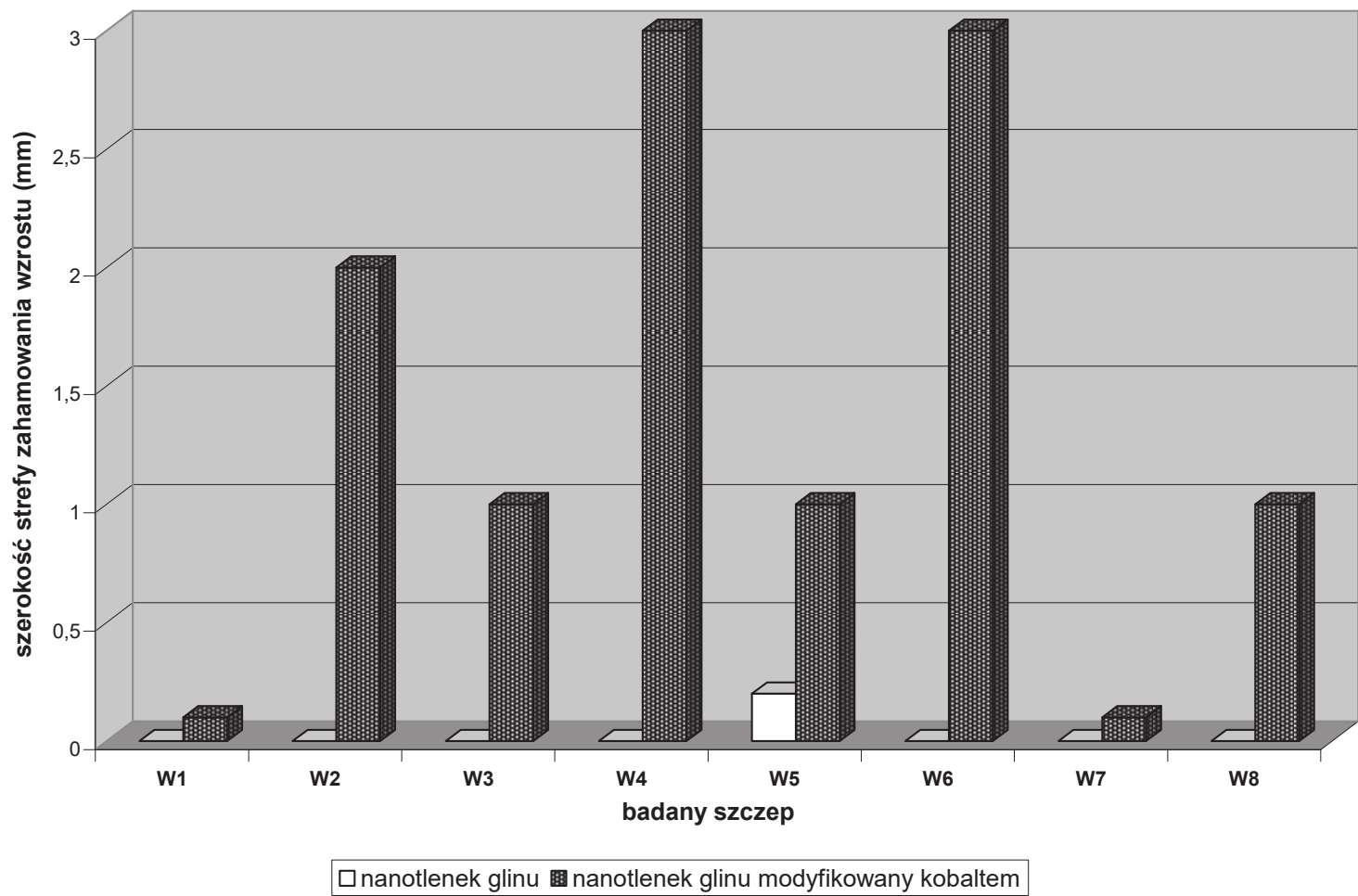
W podłożu z dodatkiem nanotlenku modyfikowanego kobaltem w ilości 100 mg/l po 24h zaobserwowano częściowe zahamowanie wzrostu 5 spośród badanych szczepów. Po 72h efekt hamujący stwierdzono jedynie w przypadku 3 szczepów bakterii, przy czym był on znacznie mniejszy, w porównaniu z hodowlą kontrolną, aniżeli po 24h (rys. 7). Może to sugerować istnienie mechanizmów adaptacyjnych drobnoustrojów wobec niskich stężeń nanopreparatu.

Nanotlenek glinu modyfikowany kobaltem, wprowadzony do podłoża hodowlanego w ilości 500 mg/l oraz 1000 mg/l (rys. 8 i rys.9) hamował w różnym stopniu wzrost wszystkich badanych szczepów, przy czym efekt hamowania był znacznie bardziej widoczny po 72h hodowli, sięgając nawet 100% w porównaniu z hodowlą kontrolną.

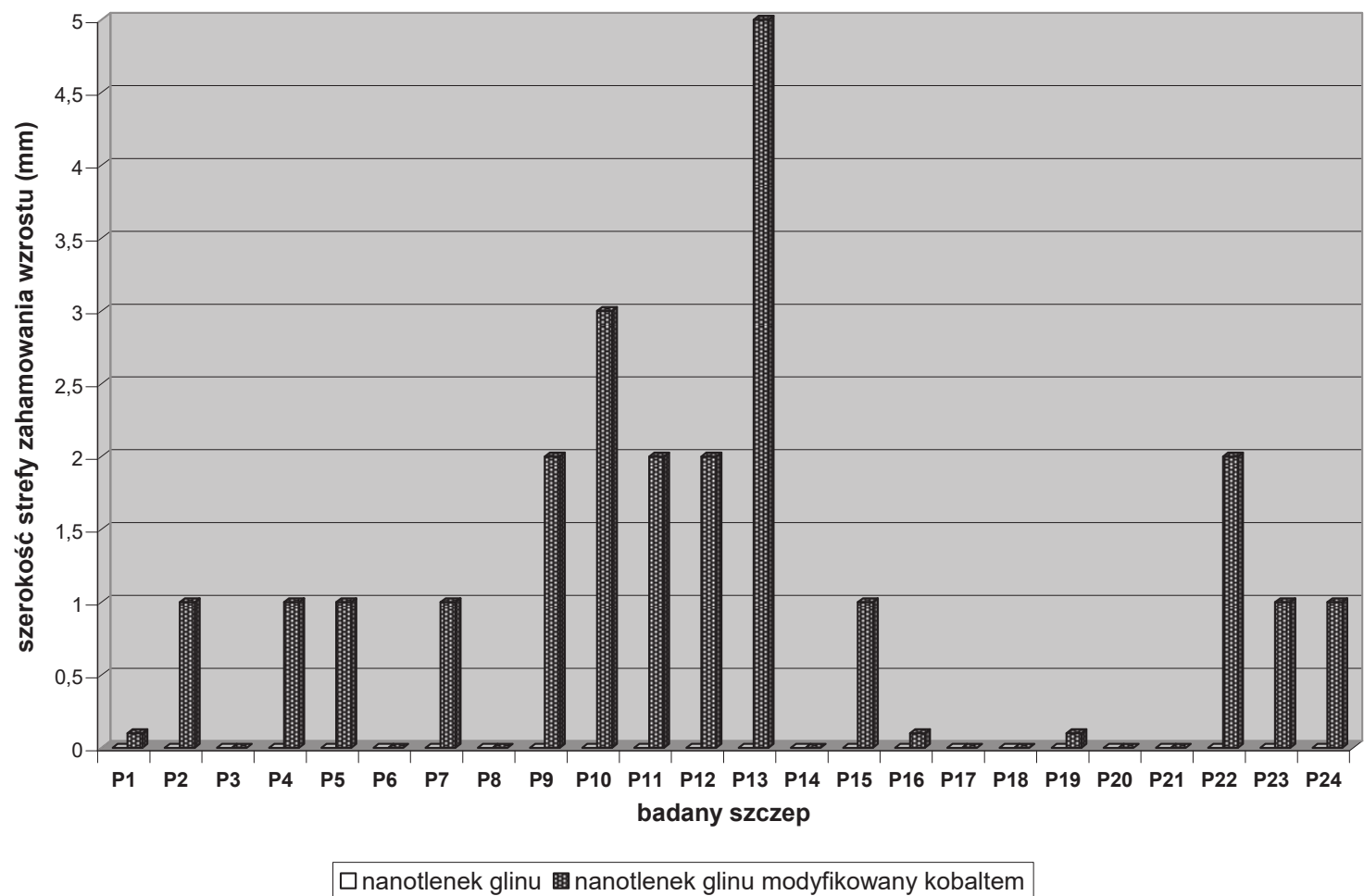
Do badań identyfikacyjnych wytypowano 6 szczepów bakterii charakteryzujących się wrażliwością na oba nanoproszki, 7 wrażliwych tylko na nanotlenek glinu modyfikowany kobaltem oraz 6 szczepów nie wykazujących wrażliwości na żaden z badanych nanopreparatów. Wyniki identyfikacji przedstawiono w tabeli 2.



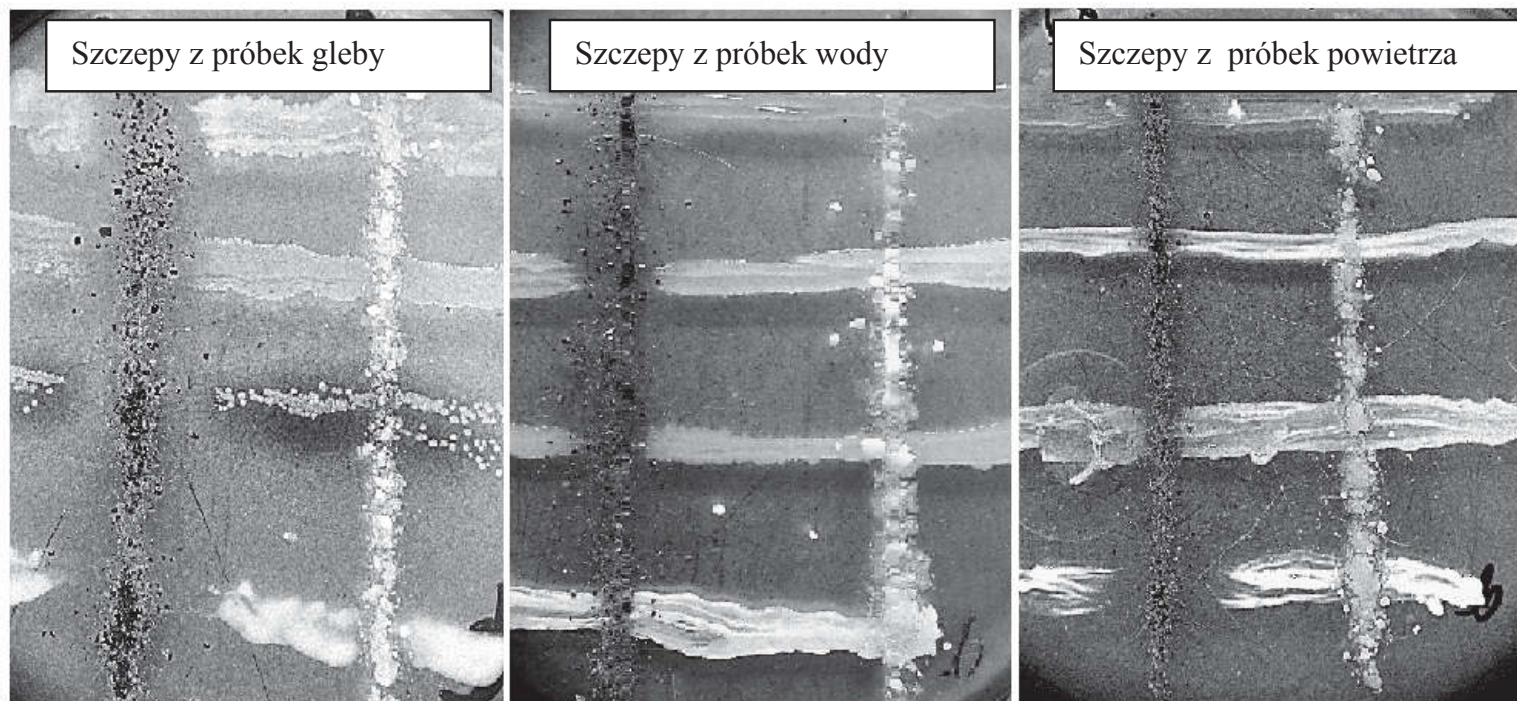
Rys. 3. Hamowanie wzrostu bakterii wyizolowanych z próbek gleby w obecności badanych nanopreparatów
Fig. 3. The inhibition of the growth of soil bacteria in presence of tested nanopowders



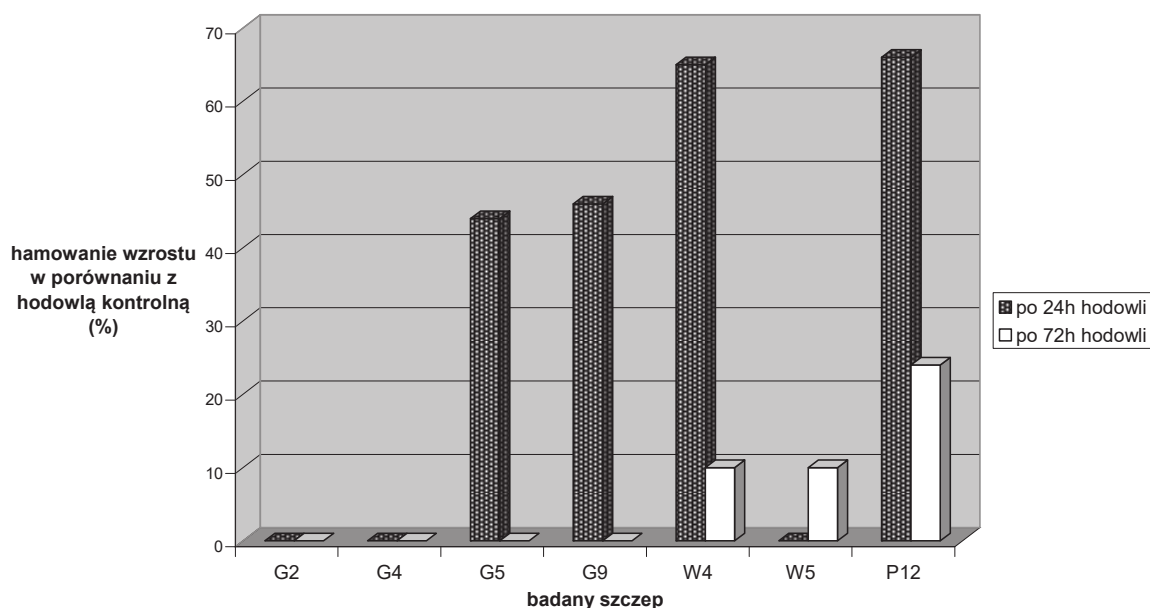
Rys. 4. Hamowanie wzrostu bakterii wyizolowanych z próbek wody w obecności badanych nanopreparatów
Fig. 4. The inhibition of the growth of bacteria isolated from water in presence of tested nanopowders



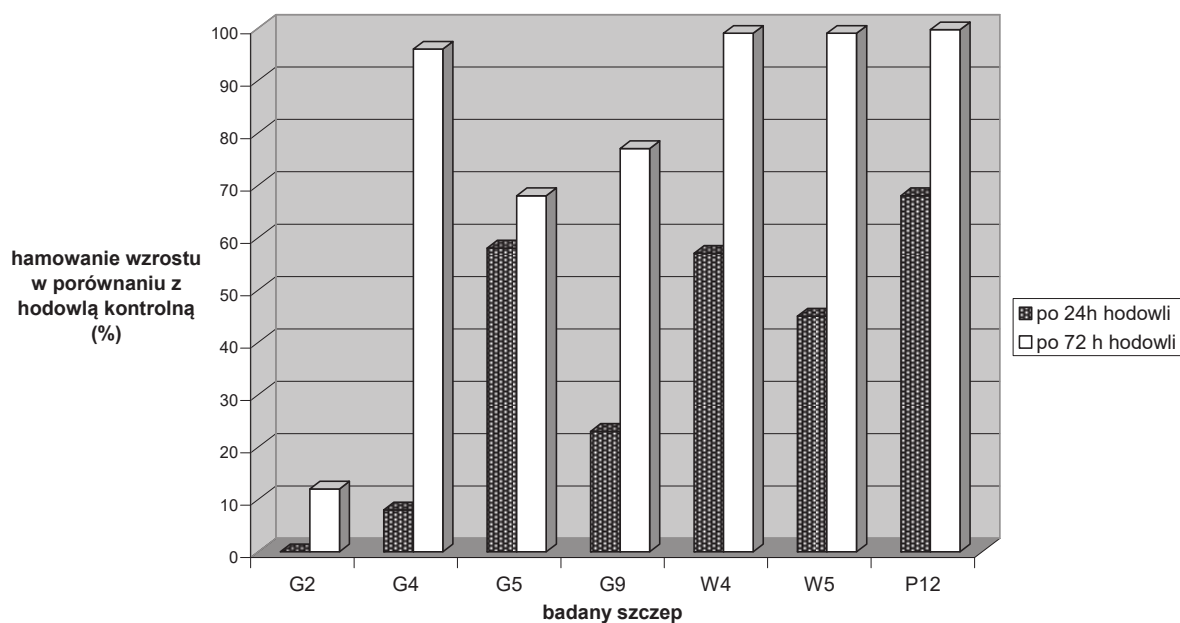
Rys. 5. Hamowanie wzrostu bakterii wyizolowanych z próbek powietrza w obecności badanych nanopreparatów
Fig. 5. The inhibition of the growth of bacteria isolated from the air in presence of tested nanopowders



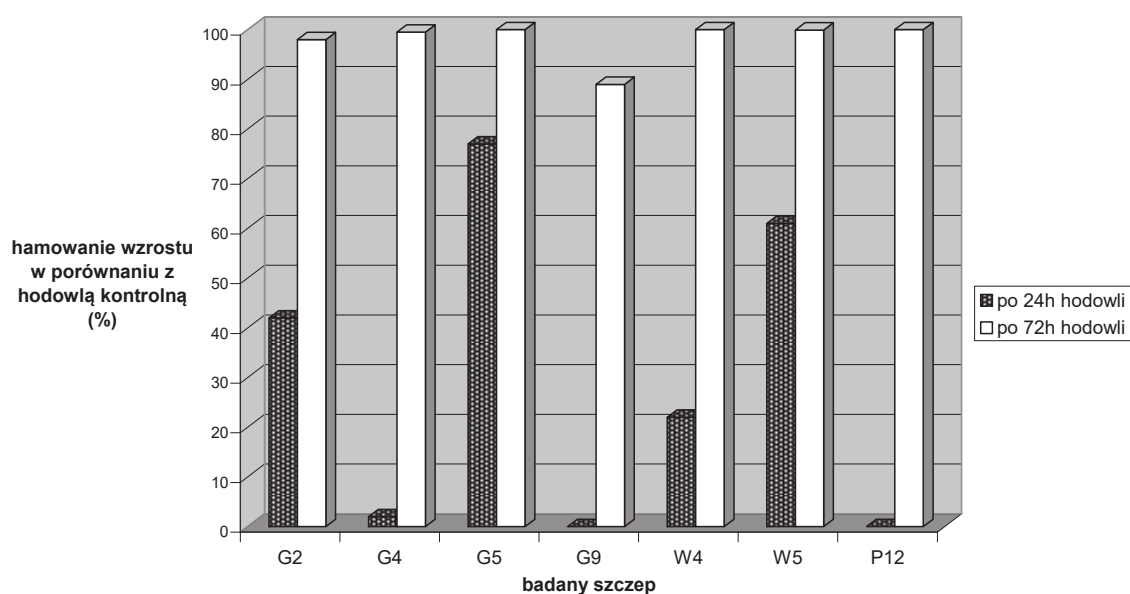
Rys. 6. Wzrost bakterii w obecności badanych nanoprošków
Fig. 6. The growth of bacteria in presence of tested nanopowders



Rys. 7. Hamowanie wzrostu wybranych szczepów bakterii w hodowli płynnej z dodatkiem nanotlenku glinu modyfikowanego kobaltem w ilości 100 mg/l
Fig. 7. The inhibition of the growth of chosen bacterial strains in liquid culture with addition of cobalt-modified alumina nanopowder in amount of 100 mg/l



Rys. 8. Hamowanie wzrostu wybranych szczepów bakterii w hodowli płynnej z dodatkiem nanotlenku glinu modyfikowanego kobaltem w ilości 500 mg/l
Fig. 8. The inhibition of the growth of chosen bacterial strains in liquid culture with addition of cobalt-modified alumina nanopowder in amount of 500 mg/l



Rys. 9. Hamowanie wzrostu wybranych szczepów bakterii w hodowli płynnej z dodatkiem nanotlenku glinu modyfikowanego kobaltem w ilości 1000 mg/l
Fig. 9. The inhibition of the growth of chosen bacterial strains in liquid culture with addition of cobalt-modified alumina nanopowder in amount of 1000 mg/l

Tabela 2. Wyniki identyfikacji szczepów bakterii
Table 2. The results of identification of bacteria

Bakterie wrażliwe na oba nanopreparaty	Bakterie wrażliwe tylko na nanotlenek glinu modyfikowany kobaltem	Bakterie niewrażliwe na badane nanopreparaty
<i>G9 Bacillus cereus</i>	<i>G19 Bacillus megaterium</i>	<i>G16 Bacillus mycoides</i>
<i>G1 Pseudomonas sp.</i>	<i>G4 Sphingomonas paucimobilis</i>	<i>G17 Burkholderia cepacia (II)</i>
<i>G2 Pseudomonas putida (I)</i>	<i>W7 Burkholderia cepacia (I)</i>	<i>P17 Staphylococcus lentus</i>
<i>G5 Pseudomonas putida(II)</i>	<i>W2 Micrococcus sp (I)</i>	<i>P18 Staphylococcus hominis (I)</i>
<i>W5 Pseudomonas luteola</i>	<i>P11 Staphylococcus lugdunensis</i>	<i>P20 Staphylococcus sciuri</i>
<i>G25 Pseudomonas fluorescens</i>	<i>P8 Staphylococcus hominis (II)</i>	<i>P3 Micrococcus sp (II)</i>
	<i>P19 Staphylococcus hominis (III)</i>	

Stwierdzono, że wśród bakterii wrażliwych na oba testowane nanopreparaty większość stanowiły gramujemne pałeczki z rodzaju *Pseudomonas*. Nanotlenek glinu modyfikowany kobaltem wpływał niekorzystnie na drobnoustroje należące do różnych grup systematycznych. Wśród bakterii opornych na oba nanotlenki większość stanowiły ziarniaki, głównie z rodzaju *Staphylococcus*.

4. Dyskusja i podsumowanie wyników

Wpływ nanocząstek na bakterie jest wciąż słabo poznany. Stwierdzono, że właściwości bakteriobójcze wykazują np. nanotlenki tytanu oraz srebra [8]. Pewne działanie inhibicyjne stwierdzono dla fulerenów (C_{60}) w stosunku do bakterii *Escherichia coli* oraz *Bacillus subtilis*, przy czym bakterie gramujemne charakteryzowały się większą wrażliwością na fulereny [9]. W przypadku nanotlenku cynku jako mechanizm oddziaływania zidentyfikowano zaburzenie przez nanocząstki ładunku powierzchniowego błon komórkowych [10, 11]. Badania dotyczące toksyczności nanocząstek MgO oraz ZnO wykazały obecność tych nanopreparatów w cytoplazmie zarówno żywych jak i martwych bakterii. Przyjęto, że jedyną możliwą drogą pobierania nanocząstek z otoczenia jest ich wchłanianie przez pory obecne w błonie komórkowej, prawdopodobnie służące do sekrecji białek. Pory takie mogłyby przepuścić nanocząstki o wymiarach od 1 do 9 nm [12÷14]. Innym mechanizmem antybakteryjnego działania nanocząstek jest peroksydacja lipidów wchodzących w skład błony bakterii, poprzez utworzenie reaktywnych form tlenu (ROS) [10].

W przeprowadzonych wcześniej pracach doświadczalnych potwierdzone zostały antybakteryjne właściwości nanotlenku glinu modyfikowanego srebrem, natomiast dotychczas brak było danych odnośnie wpływu na drobnoustroje nanotlenku glinu zawierającego kobalt. W niniejszej pracy stwierdzono zahamowanie wzrostu bakterii pochodzących z różnych środowisk w obecności CoO/Al_2O_3 , przy czym wpływ tego nanopreparatu na drobnoustroje był znacznie większy aniżeli nie modyfikowanego nanoproszku Al_2O_3 .

Nanocząstki wykorzystane w badaniach różniły się zarówno powierzchnią właściwą jak i wielkością cząstek. Istniejące dane literaturowe potwierdzają znaczącą rolę czynników na oddziaływania pomiędzy błoną biologiczną a nanocząstką [9]. Nanotlenek glinu modyfikowany

kobaltem charakteryzował się bardziej rozwiniętą powierzchnią właściwą, nieco większym rozmiarem cząstek oraz mniejszą średnicą porów w porównaniu z nanotlenkiem glinu nie modyfikowanym. Wiadomo jednak, że wielkość cząstek oraz efekty związane z rozwiniętą powierzchnią właściwą są tylko częściowo odpowiedzialne za ekotoksyczność. W przypadku badanych nanopreparatów przyczyną może być również większa toksyczność kobaltu w porównaniu z glinem. Istnieją dane odnośnie właściwości chorobotwórczych nanocząstek samego kobaltu [15]. Na podstawie przeprowadzonych doświadczeń, nie można jednoznacznie stwierdzić, który z parametrów badanych nanokompozytów miał największe znaczenie dla aktywności biologicznej.

Badania wpływu nanotlenku zawierającego kobalt przeprowadzone w hodowlach płynnych wybranych szczepów bakterii potwierdziły znaczenie stężenia nanokompozytu w środowisku. Podczas gdy przy dodatku nanopreparatu do podłoża w ilości 100 mg/l obserwowano jedynie częściowe zahamowanie wzrostu lub brak widocznego efektu, to w stężeniu pięciokrotnie wyższym dochodziło do wyraźnego zahamowania wzrostu już po 24 godzinach kontaktu. Stwierdzono ponadto, że wrażliwość na nanotlenki jest cechą określonego szczepu bakterii, co potwierdziły odmienne wyniki uzyskane dla różnych szczepów należących do tego samego gatunku.

5. Wnioski

1. Nanotlenek glinu modyfikowany kobaltem charakteryzował się znacznie silniejszymi właściwościami antybakteryjnymi w porównaniu z nanotlenkiem glinu nie modyfikowanym.
2. Największą wrażliwością na oba nanotlenki glinu, zwłaszcza $\text{CoO}/\text{Al}_2\text{O}_3$ charakteryzowały się szczepy bakterii wyizolowane ze środowiska glebowego. W obecności nanotlenku modyfikowanego kobaltem w przypadku 93% szczepów doszło do zahamowania wzrostu. Nanotlenek nie modyfikowany wpływał negatywnie na wzrost około 20% bakterii glebowych, głównie gramujemnych pałeczek z rodzaju *Pseudomonas*.
3. Najmniej wrażliwe na nanotlenek glinu okazały się drobnoustroje wyizolowane z próbek powietrza, zwłaszcza bakterie z rodzaju *Staphylococcus*. Część spośród nich wykazywała natomiast wrażliwość na nanotlenek modyfikowany kobaltem.

4. Przy niskich stężeniach nanopreparatu możliwe są procesy adaptacji drobnoustrojów do wzrostu w obecności nanotlenku glinu, nawet w przypadku nadtlenku modyfikowanego kobaltem, o silniejszych właściwościach antybakteryjnych.
5. Wrażliwość na działanie nanotlenku glinu oraz nanotlenku glinu modyfikowanego kobaltem charakteryzowała określone szczepy bakterii i nie była cechą gatunkową.

Literatura

1. **Bystrzejewska-Piotrowska G., Golimowski J., Urban P.L.:** *Nanoparticles: Their potential toxicity, waste and environmental management*, Waste Manage. 29, 2009
2. **Yang L., Watts D.J.:** *Particle surface characteristics may play an important role in phytotoxicity of alumina nanoparticle*, Toxicol. Lett. 158, 2005.
3. **Sahoo S., Parveen S., Panda J.J.:** *The present and future of nanotechnology in human health care*, Clinical Nanomedicine 3, 2007.
4. **Seshadri S.:** *The chemistry of nanomaterials: synthesis, properties and applications*, Wiley-Vch Verlag GMBH & Co, 2004.
5. **Rodríguez J.A., Fernández-García M.:** *Synthesis, Properties, and Applications of Oxide Nanomaterials*, JohnWiley & Sons, Inc. New Jersey, 2008.
6. **Wagner A., Bleckmann C.A., Murdock R.C., Schrand A.M., Schlager J.J., Hussain S.M.:** *Cellular Interaction of Different Forms of Aluminum Nanoparticles in Rat Alveolar Macrophages*, J. Phys. Chem. B 2007
7. **Ostrowski A.D., Martin T., Conti J. Hurt I., Harthorn B.H.:** *Nanotoxicology: characterizing the scientific literature 2000–2007*, J. N. Res. 2009.
8. **Konishi Y., Ohno K., Saitoh N., Nomura T., Nagamine S., Hishida H., Takahashi Y., Uruga T.:** *Bioreductive deposition of platinum nanoparticles on the bacterium Shewanella algae*, J. Biotechnol. 128, 2007.
9. **Lyon D.Y., Fortner J.D., Sayes C.M., Colvin V.L., Hughes J.B.:** *Bacterial cell association and antimicrobial activity of a C-60 water suspension*, Environ. Toxicol. Chem. 24, 2005.
10. **Neal A.L.:** *What can be inferred from bacterium–nanoparticles interactions about the potential consequences of environmental exposure to nanoparticles?*, Ecotoxicology 17, 2008.
11. **Williams D.N., Ehrman S.H., Pulliam-Holoman T.R.:** *Evaluation of the microbial growth response to inorganic nanoparticles*, Journal of Nanobiotechnology 4, 2006.

12. **Brayner R., Ferrari-Iliou R., Brivois N., Djediat S., Benedetti M.F., Fievet F.:** *Toxicological impact studies based on Escherichia coli bacteria in ultrafine ZnO nanoparticles colloidal medium*, Nano. Lett. 6, 2006.
13. **Moore M.N.:** *Do nanoparticles present ecotoxicological risks for the health of the aquatic environment?*, Environ. Int. 32, 2006.
14. **Handy R.D., Kammer F, Lead J.R., Hasselov M, Owen R., Crane M.:** *The ecotoxicology and chemistry of manufactured nanoparticles*, Ecotoxicology 17, 2008.
15. **Snopczyński T., Góralczyk K., Czaja K., Stryciński P., Hernik A., Korcz W., Ludwicki J.K.:** *Nanotechnologia – możliwości i zagrożenia*. Rocznik PZH, 2, 2009.

Impact of Alumina and Cobalt-modified Alumina on Microorganisms

Abstract

The growing interest in nanostructural materials and their common application in various areas of life and industry, results in their increasing emission into the natural environment. Most of the present research on the influence of nanoparticles on living cells is carried out using animal or cultured human cells. However there are few data concerning the impact of nanoproducts on microorganisms isolated from the natural environment.

The aim of this work was to determine the influence of alumina nanopowder as well as cobalt-modified alumina nanopowder on bacteria isolated from soil, water and air samples. The growth tests allowed to observe that Co-modified alumina nanopowder revealed the stronger antibacterial activity comparing with alumina without modification. The strains of soil bacteria were the most sensitive to both tested nanopowders, especially to $\text{CoO}/\text{Al}_2\text{O}_3$. The growth of 93% of bacteria isolated from soil samples was inhibited by cobalt-modified alumina nanopowder, but only about 20% – by alumina without modification (mainly gram negative rods from genus *Pseudomonas*). Bacteria isolated from the air, especially from genus *Staphylococcus* were the less sensitive to alumina nanoparticles. However some of them were sensitive to cobalt-modified alumina nanopowder. It was noticed that in low concentration of nanoproduct, some adaptation processes, allowing bacteria to grow in a presence of nanopowder may be observed, even in case of cobalt-modified alumina characterized by more significant antibacterial properties. Moreover, the sensitivity to tested preparations was attributed to the particular bacterial strains, that was proved by different results obtained for the various strains of the same bacterial species.



Zużycie wody w budownictwie wielorodzinnym – wybrane zagadnienia

*Paweł Podwójci, Marcin Kozłowski, Marcin Krysiuk
Politechnika Warszawska*

1. Wstęp

Największe zużycie wody w Polsce można było zaobserwować w latach osiemdziesiątych ubiegłego wieku. Wynikało to w dużej mierze z braku opomiarowania odbiorców oraz niskiej świadomości społecznej. Wraz z zamontowaniem wodomierzy oraz sukcesywnym wzrostem cen wody rozpoczęła się tendencja zniżkowa zużycia wody przez przeciętnego mieszkańca. Rozpoczęto również prace mające na celu zminimalizowanie strat wody – instalacja nowej, szczelnej armatury czerpalnej, wprowadza się nowe wytyczne przy projektowaniu instalacji wodociągowej (obowiązek montażu wodomierzy), a jej metalowe elementy zastępuje się odpowiednikami z tworzyw sztucznych [2, 11].

Pomimo tak wielu zabiegów, w budownictwie wielorodzinnym nadal pojawiały się konflikty przy rozliczaniu mieszkańców za wodę. Ich źródłem były rozbieżności pomiędzy wskazaniem wodomierza głównego (WG), a sumą wskazań wodomierzy mieszkaniowych ($\sum WM$). To właśnie tę różnicę nazywamy stratami pozornymi. Przy założeniu, że wszystkie wodomierze instalacji są sprawne i wskazują zawsze faktyczną

ilość wody jaka przez nie przepłynęła, wskazanie na WG powinno być równe $\sum WM$. Niestety prawie nigdy nie ma to miejsca. Przyczyn jest wiele, najczęstsze to: jakość wodomierzy, nieszczelności w instalacji, kradzież wody poprzez ingerowanie w działanie wodomierzy mieszkaniowych. Tu przechodzimy do klas wodomierzy. To od nich zależy jakie dane urządzenie spełnia standardy. Im wyższa klasa wodomierza tym jego czułość i dokładność pomiaru jest większa. Każdy wodomierz zarówno ten domowy jak i zbiorczy (np. główny) ma swój próg rozruchu poniżej którego albo wcale nie pracuje, albo jego wskazania obciążone są dużym błędem pomiarowym [3]. Przy wodomierzu odpowiedniej klasy może zostać zmierzona nawet ilość wody wypływająca z ciekącego kranu. Im większy wodomierz (większa średnica DN) tym zwykle ma wyższy próg rozruchu, a co za tym idzie mniejszą dokładność przy niewielkich przepływach wody. Tak więc w budownictwie wielorodzinnym przepływ, który wystarczy do poruszenia pojedynczego wodomierza mieszkaniowego może nie wystarczyć do poruszenia wodomierza głównego.

W artykule podjęto próbę oceny wielkości strat pozornych zużycia wody oraz identyfikację głównych czynników mających wpływ na to zjawisko. Dodatkowo spróbowano określić wpływ przerw reklamowych na zużycie wody. Badania (analizę) podzielono na trzy części, odpowiednio w części:

- A. Próbowano określić jaki wpływ na wielkość strat pozornych ma „starzenie się” wodomierzy mieszkaniowych (od ostatniej legalizacji),
- B. Próbowano określić czy przepływ mały/duży (rozbiory dzienne/nocne) ma wpływ na wielkość strat pozornych,
- C. Próbowano określić wpływ przerw reklamowych na zużycie wody.

Autorzy artykułu od wielu lat zajmują się szeroko rozumianą problematyką zużycia wody w budownictwie wielorodzinnym [3÷10].

2. Badania własne

2.1. Charakterystyka danych źródłowych

Analizą objęto dwa budynki wielorodzinne w skład których wchodziło odpowiednio: 50 (część A i B) i 18 lokali (część C). Wszystkie lokale spełniają co najmniej wymagania III klasy komfortu sanitarnego [1].

Dane uzyskane z Mazowieckiej Spółdzielni Mieszkaniowej w Płocku obejmowały:

- odczyt wskazań wodomierzy mieszkaniowych (Minol, Aquadis +, TD8, DN15) od stycznia 2004 r. do marca 2010 r. (cz. A),
- odczyt wskazań wodomierza głównego (Mirometr, DN40) od stycznia 2004 r. do marca 2010 r. (cz. A),
- zużycie wody zarejestrowane przez wodomierz główny (Mirometr, DN40, kl. C) oraz wodomierz referencyjny (Flodis, DN32, kl. C) podłączony szeregowo w okresie 8-29.03.2009 r. Do rejestracji danych użyto urządzenia firmy Sensus CDL (Cosmos Data Loger), impulsowanie co 10 dm³ na wodomierzu głównym, a 1 dm³ na wodomierzu referencyjnym (cz. B),

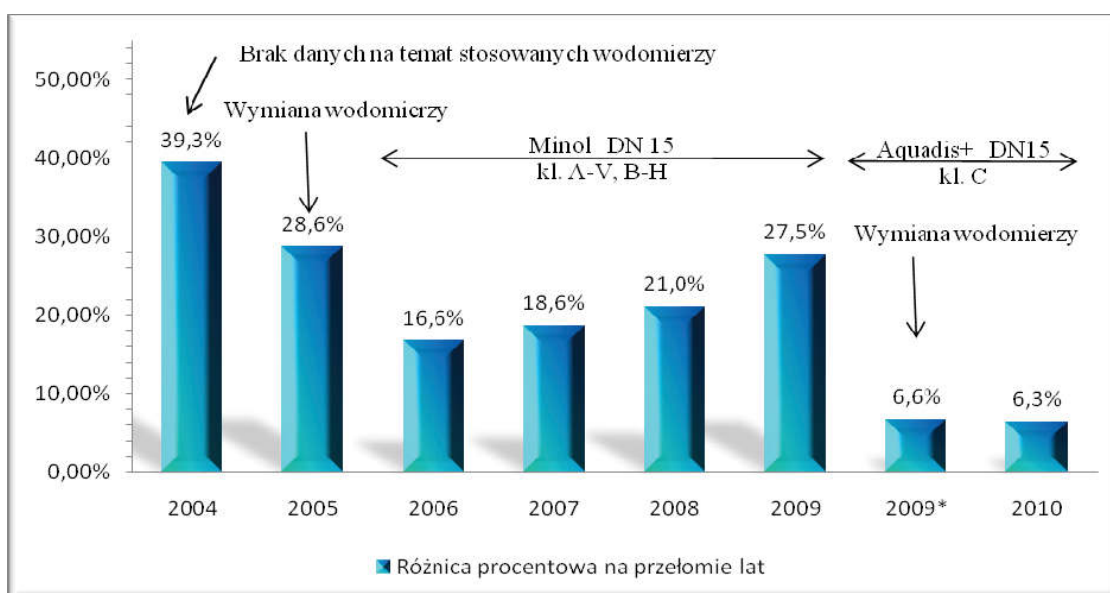
W analizowanym okresie (2004÷2010) dokonano dwukrotnej wymiany wodomierzy mieszkaniowych, odpowiednio w roku 2005 r. na Minol, zaś w maju 2009 r. na Aquadis+ (wodomierz pojemnościowy, posiadający klasę C niezależnie od położenia) oraz TD8 na wodę ciepłą (wodomierz pojemnościowy pracuje w klasie D j.w.). Za okres 2005-03.2009 brak danych na temat legalizacji wodomierza głównego. Dodatkowo w maju 2009 r. zamontowano wodomierz referencyjny (Flodis, DN 32) wpięty szeregowo z istniejącym wodomierzem głównym.

- Szczegółowe dane zużycia wody z rejestratorów (jw.), które były podłączone pod wodomierze mieszkaniowe (Aquadis+, DN15) i wodomierz główny (Mirometr, DN40) w okresie od 21 stycznia do 27 lutego 2010 r.

2.2. Wyniki badań i dyskusja

Część A

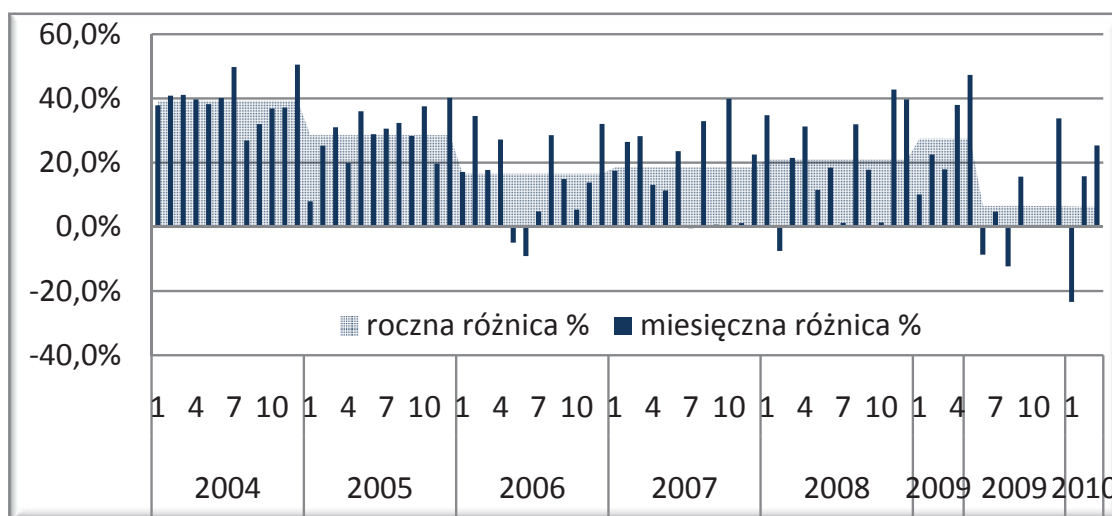
Na rysunku 1 przedstawiono różnice procentowe wskazań WG oraz $\sum WM$ – badane straty pozorne. Wartości te, przełożone na odpowiednie kwoty, są rozkładane na wszystkich mieszkańców w ramach kosztów eksploatacyjnych.



Rys. 1. Roczna różnica procentowa między wskazaniem WG i Σ WM
Fig. 1. Annual percentage difference between the readings of Σ WM and MWM

Jak widać dokonane wymiany wodomierzy, kolejno w 2005 r. oraz w maju roku 2009, znacznie zmniejszyły wielkość strat pozornych. Jest to szczególnie widoczne po ostatniej wymianie, gdzie badane różnice zbliżyły się do 6%. Można zauważyć wyraźną tendencję zwykłą po wymianie wodomierzy. Jest to spowodowane ich sukcesywnym zużywaniem się, a tym samym spadkiem dokładności pomiaru. Należy zauważyć, że Spółdzielnia od lat wprowadza coraz dokładniejsze urządzenia pomiarowe. Widać wyraźnie, że w początkach badanego okresu (rok 2004) różnice wskazań urządzeń pomiarowych są wyraźnie wyższe niż w późniejszych latach. Pomimo braku dokładnych danych można przypuszczać, że wodomierze w tym okresie były niskiej klasy, a ich wskazania były obciążone dużym błędem pomiaru.

Na rysunku 2 przedstawiono szczegółowe dane dotyczące różnic wskazań WG i Σ WM. Dają one dość chaotyczny obraz rzeczywistości. Wynika to z tego, że pomiary z WG były wykonywane innego dnia niż pomiary wodomierzy mieszkaniowych. Różnice te sięgały często kilku, a nawet kilkunastu dni. Jest to jedno ze źródeł strat pozornych. Przy rozliczaniu miesięcznym w Spółdzielni nie można otrzymać jasnego obrazu faktycznych wielkości interesujących nas różnic. Dlatego właściwym wydaje się analiza wartości średniorocznych.



Rys. 2. Miesięczna różnica procentowa między wskazaniem WG i Σ WM

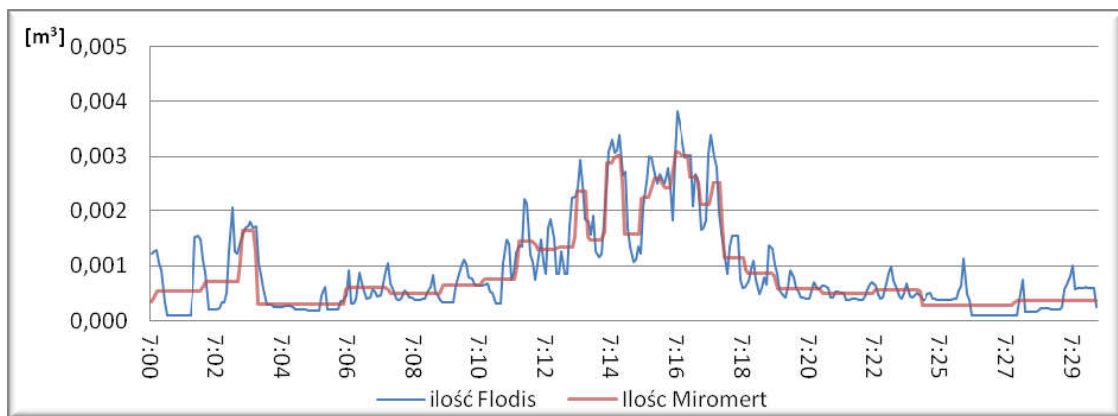
Fig. 2. The monthly percentage difference between the readings of Σ WM and MWM

Część B

Mając na uwadze analizę wpływu wielkości przepływów (małych bądź dużych) na straty pozorne należy bliżej przyjrzeć się ich charakterowi. W okresach wzmożonego zużycia wody (np. szczyt poranny) wodomierz główny pracuje w sposób ciągły z mniejszym bądź większym natężeniem (rysunek 3), w godzinach nocnych charakter jego pracy jest odmienny. Przez większą część nocy wodomierz główny znajduje się w spoczynku przerywanym jedynie niewielkimi skokami przepływu.

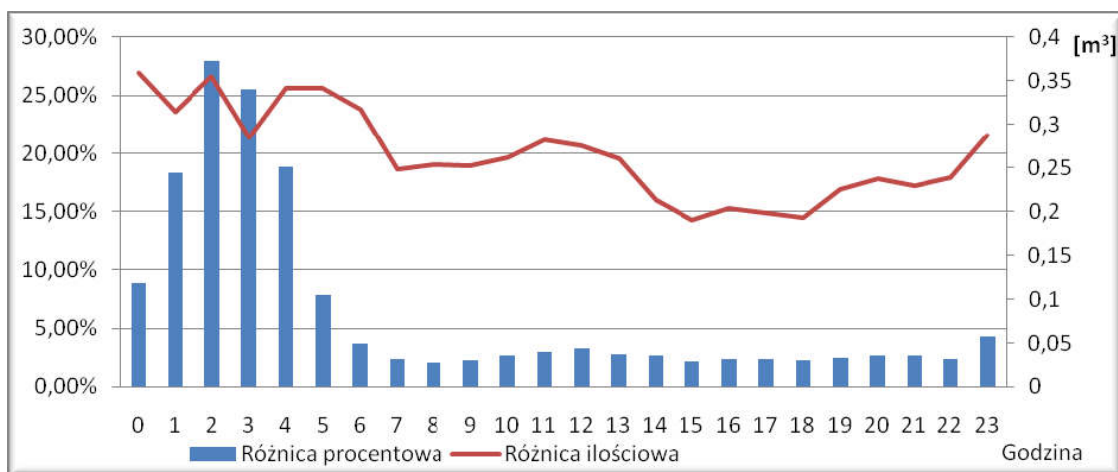
Następnym zagadnieniem, które podlegało analizie było badanie różnic wskazań dwóch wodomierzy głównych połączonych szeregowo. Pomimo tego, że pracują w tej samej klasie (klasie C), ich wskazania znacznie odbiegały od siebie.

Jak widać na rysunku 3 wodomierz firmy Flodis jest zdecydowanie dokładniejszy w pomiarach. Można zauważyć zarówno wyższy próg rozruchu jak i dużą bezwładność wodomierza firmy Mirometr. Straty pozorne w jego przypadku są zdecydowanie większe. Nasuwa się pytanie: „Jakie będą to różnice i kiedy będą one największe?”



Rys. 3. Wskazania wodomierzy mierzone co 5 s przez 30 minut szczytu porannego

Fig. 3. Indications of water meters measured every 5 seconds for 30 minutes of the morning peak hours



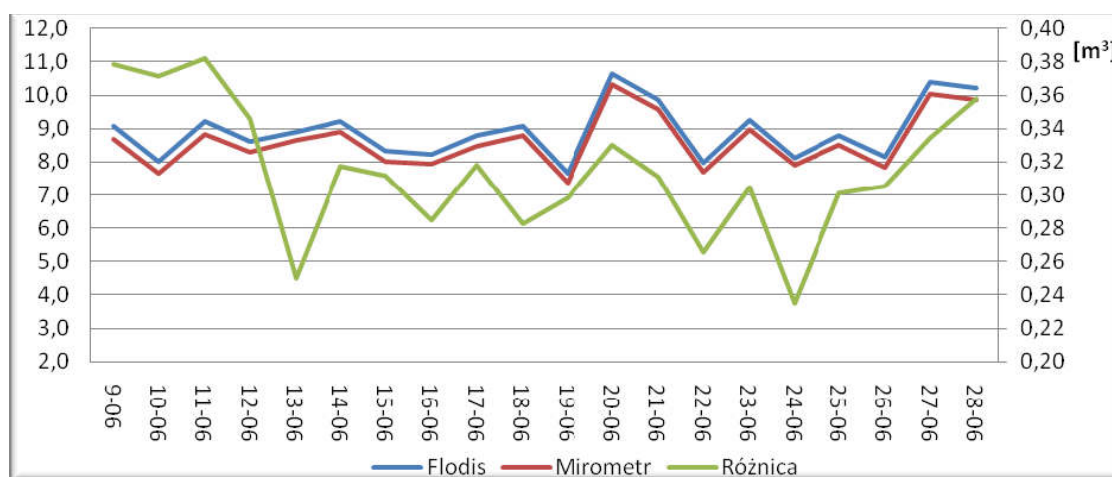
Rys. 4. Różnice ilościowe i procentowe wskazań wodomierzy dla średnich w poszczególnych godzinach

Fig. 4. Quantitative and percentage differences of water meters for averages indicated in the separate hours

Na rysunku 4 przedstawiono różnice ilościowe i procentowe wskazań wodomierzy dla średnich w poszczególnych godzinach. Wyraźnie wskazują one na porę nocną jako źródło największych strat pozornych. Nasuwa się przypuszczenie, że przy minimalnych rozbiorach wodomierz o wyższym progu rozruchu nie poruszy się ze względu na bardzo mały przepływ. Najmniejsze zużycia są w porze nocnej i to w właśnie wtedy widać największą różnicę. Ilościowy wykres (oś) różnic rów-

niez wskazuje noc jako źródło największych strat pozornych, nie są już one jednak tak widocznie większe od tych w ciągu dnia. Nasuwa się pytanie: „Dlaczego wykresy różnic procentowych i ilościowych nie nakładają się na siebie?” Wynika to z prostego faktu, że nocą rozbiory są po prostu niewielkie więc wielka różnica procentowa (chwilowe różnice często sięgają ponad 700%) przekłada się na stosunkowo małe ilości faktycznie zużytej wody.

Z rysunku 4 wyczytano inną ciekawą informację – średnio co godzinę różnice wskazań badanych wodomierzy osiągają kilkanaście litrów. Pozornie niewielka ilość w dłuższym odcinku czasu może okazać się znaczna (rysunek 5).



Rys. 5. Dobowe wskazania wodomierzy głównych oraz ich różnica wyrażone w m³
Fig. 5. Daily indication of the main water meters and their difference shown in m³

Pomimo tego, że oba wodomierze pracują w klasie C, straty generowane przez wodomierz Mirometr sięgają kilkuset litrów na dobę. Nie trudno się domyślić jakby to wyglądało w przypadku wodomierza o niższej klasie metrologicznej.

Co zatem wpływa na straty pozorne w budownictwie wielorodzinnym? Na pewno klasa wodomierza. Widać doskonale różnice działania urządzeń różnych firm. Badaliśmy tu wodomierze w najwyższej klasie, więc ich wskazania i tak były stosunkowo dobre. Trzeba zaznaczyć, że w budynkach wielorodzinnych najczęściej funkcjonują urządzenia o niższych klasach.

Wskazania wodomierzy mieszkaniowych (Σ WM) i wodomierza głównego (WG) nigdy nie będą równe. Nawet, jeśli założymy brak przecieków, jednoczesność wykonywanych pomiarów na WG i na WM, uczciwość odbiorców, to i tak koszt urządzenia, które wykazywałoby taką czułość na przyłączy wodociągowym, jak wodomierze mieszkaniowe byłby po prostu zbyt duży. Można założyć, że urządzenia w klasie C mają wystarczającą dokładność pomiarową, choć jak dało się zauważyć oprócz klasy ważne są pozostałe parametry metrologiczne, a w szczególności próg rozruchu. Należy zwrócić także uwagę na informacje producenta, jak długo urządzenie działa w „interesującej” nas klasie. Straty pozorne związane z tymi różnicami są generowane najsilniej nocą. Przy małym zużyciu i dużych skokach przepływu wodomierz główny będzie wykazywał dużą bezwładność.

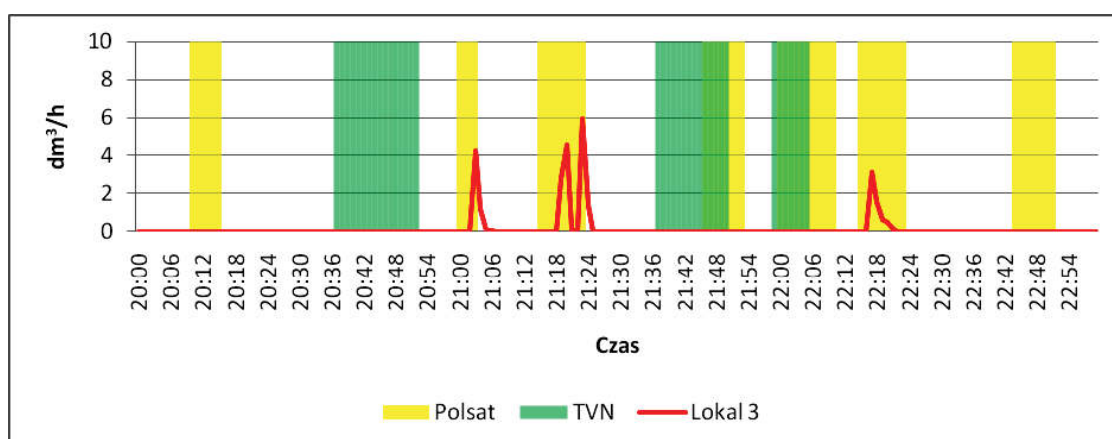
Część C

Różnorodność kanałów telewizyjnych oraz ich ogólnodostępność spowodowała, że zdominowały one nasze codzienne życie. Nasuwa się więc pytanie: „Czy reklamy, którymi przerywane są programy mają wpływ na rozbiór wody?”

Aby odpowiedzieć na to pytanie wytypowano do badań lokale (jako najbardziej reprezentacyjne), w których odnotowano największy rozbiór wody w badanym okresie, w najczęściej oglądanym czasie antenowym tzn. w godzinach 20:00÷23:00. Do badań wybrano kanały, do których dostęp nie wymaga anteny satelitarnej oraz ich programy przerywane są reklamami (POLSAT i TVN).

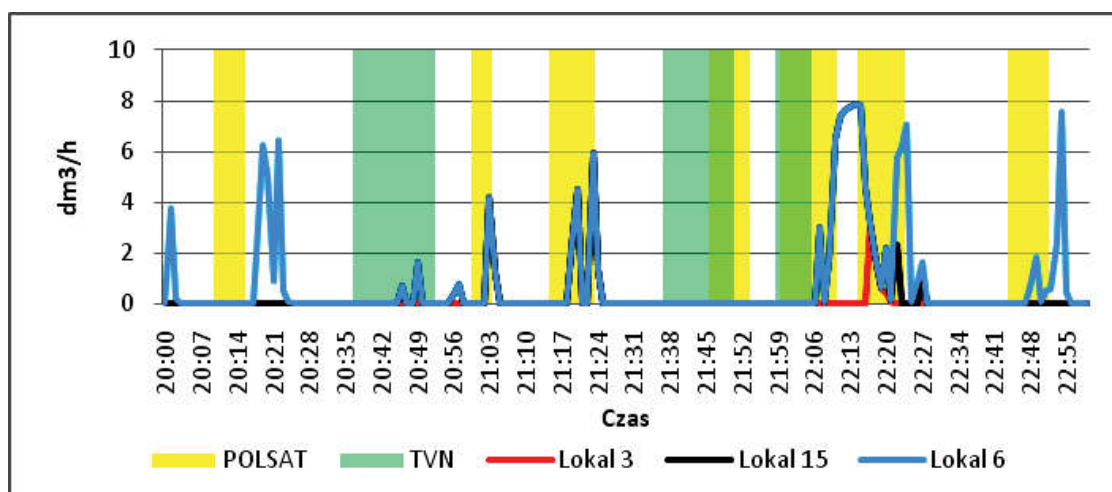
Na rysunku 6 przedstawiono jednostkowe zużycie wody w najchętniej oglądanym czasie antenowym w lokalu nr 3. Widać na nim, że lokator ogląda najprawdopodobniej telewizję POLSAT i wykorzystuje przerwy reklamowe na „załatwienie spraw” związanych ze zużyciem wody. Ilość wykorzystanej wody zależy od długości (czasu) reklamy.

Porównując kilka lokali widać, że rozbiór wody w większości pokrywa się z przerwami reklamowymi (rysunek 7). Na podstawie tego wykresu można stwierdzić, że lokatorzy w wybranych mieszkaniach, oglądają ten sam kanał w czasie 22:00÷22:30. Natomiast pozostałe rozbiory mogą być związane (skorelowane) z reklamami na innych kanałach bądź w ogóle nie są związane z oglądaniem telewizji.



Rys. 6. Zużycie wody w wybranym lokalu w najchętniej oglądanym czasie antenowym

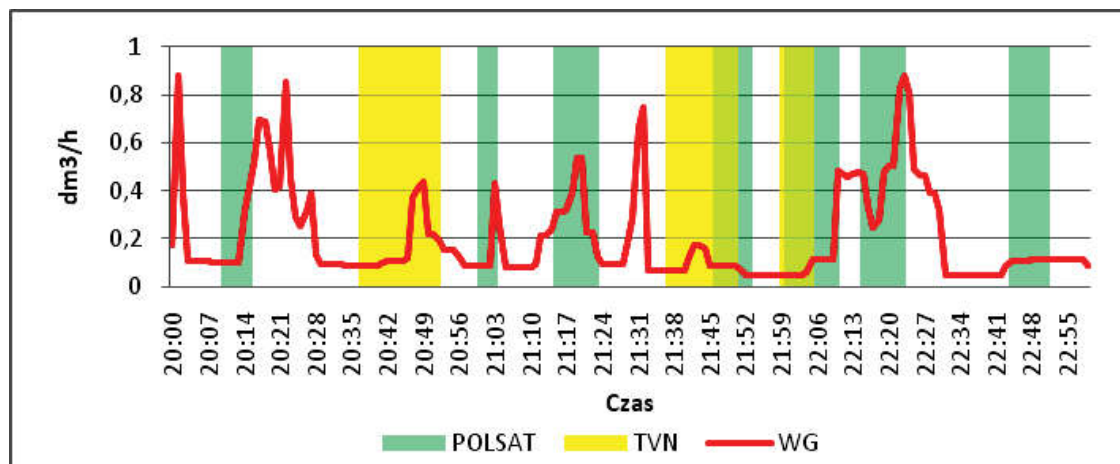
Fig. 6. Water consumption in selected flat in the prime broadcasting time



Rys. 7. Zużycie wody w wybranych lokalach w najchętniej oglądanym czasie antenowym

Fig. 7. Water consumption in selected flats in the prime broadcasting time

Niemożliwym jest natomiast jednoznaczne określenie, czy wszyscy lokatorzy w bloku wykorzystują czas reklamowy (rysunek 8), analizując dane z wodomierza głównego. Na rysunku widać, że woda prawie cały czas ulega rozbiorowi, a większość szczytów nie pokrywa się z czasem reklamowym. Podobnie jak poprzednio badania w tym zakresie powinny być kontynuowane.



Rys. 8. Przepływ wody przez wodomierz w całym bloku w najchętniej oglądanym czasie antenowym

Fig. 8. Water flow through the water meter in the entire block of flats during the prime broadcasting time

3. Podsumowanie – wnioski

Przeprowadzone badania pozwalają na sformułowanie następujących wniosków:

1. Różnice wskazań między sumą wodomierzy mieszkaniowych, a wodomierzem głównym są nieuniknione ale powinny mieścić się w rozsądnych granicach do 10%.
2. Legalizacja wodomierzy co 5 lat jest słuszna. Po tym czasie ich dokładność drastycznie spada.
3. Miesięczne badania różnic wskazań wodomierzy (cz. A) obarczone są błędem grubym ze względu na nierównoczesność odczytu danych. Sugeruje się pomiary długoterminowe, bądź w tym samym dniu.
4. Wodomierz firmy Flodis jest urządzeniem dokładniejszym w pomiarach. Pomimo, że oba badane urządzenia pracują w tej samej klasie, to różnice wskazań wynoszące kilka metrów sześciennych miesięcznie są zdecydowanie zbyt duże. Oprócz klasy należy podczas wyboru wodomierza zwracać uwagę na pozostałe parametry metrologiczne.
5. Okres nocny oraz duże skoki przepływu wody są największym źródłem strat pozornych wynikających ze „słabych” parametrów wodomierza głównego.

6. Straty pozorne są nieuniknione. Można je jednak niwelować do rozsądnych wartości przez wprowadzenie nowoczesnych urządzeń mierzniczych.
7. Reklamy emitowane podczas przerw programowych na antenach telewizyjnych mają niewątpliwy wpływ na rozbiór wody. Aby dokładnie określić skalę tego zjawiska należałoby:
 - przyjąć do badań większą liczbę kanałów telewizyjnych, których programy przerywane są reklamami,
 - każdy lokal rozpatrywać pojedynczo, gdyż sumowanie ich po kilka lub rozpatrywanie dla całego bloku powoduje, że nie jesteśmy w stanie uogólnić otrzymanych wyników, a tym samym wniosków,
 - prowadzić badania w najczęściej oglądanych blokach antenowych (porannych, popołudniowych i nocnych) oraz w okresie spektakularnych wydarzeń medialnych (festiwale muzyczne, gale boksu, mistrzostwa świata/Europcy w piłce nożnej, premiery filmowe, ważne uroczystości).

*Artykuł został napisany w oparciu o Grant Rektorski
Nr 503W/7701/0010/010*

Literatura

1. **Sosnowski S., Tabernacki J., Chudziński J.:** *Instalacje wodociągowe i kanalizacyjne*. Instalator polski, Warszawa 2002.
2. www.huby.seo.pl: Wodomierze i kradzieże wody
3. **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.
4. **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.
5. **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.

6. **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.
7. **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.
8. **Podwójci P., Kozłowski M.:** *Nierównomierność rozbioru wody w budownictwie wielorodzinnym.,* Materiały: XXX Międzynarodowe Sympozjum im. B. Krzysztofika AQUA 2010. PW, WBMiP. Płock 2010.
9. **Krysiuk M.:** *Badanie strat pozornych w budownictwie wielorodzinnym.* Materiały: XXX Międzynarodowe Sympozjum im. B. Krzysztofika AQUA 2010. PW, WBMiP. Płock 2010.
10. **Nowicki B.:** *Jednostkowe zużycie wody i ciepła w budownictwie wielorodzinnym na przykładzie budynku wyposażonego w mieszkaniowe, wymiennikowe stacje cieplne.* Praca dyplomowa wykonana pod kierunkiem P. Podwójciego. Politechnika Warszawska WIŚ. Warszawa 2010.
11. **Piecuch T.:** *Technika Wodno-Mułowa. Urządzenia i procesy.* WNT. Warszawa 2010. Rozdział 1. Przenośniki do cieczy.

Water Consumption in the Multi-family Housing – Selected Issues

Abstract

The highest water consumption in Poland was recorded in the eighties of the last century. It arose due to the lack of consumer's measurement and low public awareness. Along with the installation of water meters and a gradual increase of water prices, a decline of water consumption by the average citizen has begun. The efforts to minimize the loss of water were started – the installation of a new, sealed tap fittings, new guidelines for the design of water system were introduced (the mandatory installation of water meters), and its metal parts replaced with plastic equivalents. Despite so many efforts in the multi-family housing, there are still conflicts in squaring residents for water. It is caused by the discrepancy between indications of main water meters (MWM) and the sum of the indications of residential water meters in the multi-family housing (Σ WM). This discrepancy is called the apparent loss. Assuming that all water

meters in installation are in good working order and always show the actual amount of water that flowed by, the reading of the MWM should be equal to Σ WM. Unfortunately, it almost never occurs. There are many causes of that phenomenon, the most common are: the quality of water meters, leaks in the installation, theft of water by interfering with the operation of residential water meters.

Which standards the water meter complies depends on their classes. The higher the class of the water meter, the higher sensitivity and accuracy. Each water meter of both the home and the collective (e.g. main one) has a starting threshold below which the water meter does not work at all or its readings carry a high measuring error. Thanks to proper class of water meters, even the amount of water flowing from the leaky tap can be measured. The larger the water meter (larger diameter DN) the higher starting threshold and thus less accuracy at low flow rates. 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. In addition, an attempt to determine the impact of advertising breaks on water consumption was made.

Research was divided into three parts, respectively: A. An attempt to determine the impact of “aging” of water meters on the amount of apparent losses (since the last attestation); B. An attempt to determine whether the small / large flow (daily/ night consumption) affects the apparent losses; C. An attempt to determine the impact of advertising breaks on water consumption. The studies allow to formulate the following conclusions:

1. Apparent water losses are inevitable. However, they can be eliminated to a reasonable value by the introduction of modern measuring equipment subjected to periodic attestation.
2. Night period, and large jumps of water flow are the largest source of apparent losses.
3. Advertisements breaks during broadcasting the program on television have a definite influence on the water consumption.



Zastosowanie GIS do analizy przestrzennej stężeń pyłu PM_{2.5} oraz PM₁₀ na terenie województwa dolnośląskiego

*Izabela Sówka, Anna Łągiewka, Anna Zwoździak,
Maria Skrętowicz, Alicja Nych, Jerzy Zwoździak
Politechnika Wroclawska*

1. Wprowadzenie

Zmienność w czasie i przestrzeni danych stanowi kluczowy element różnych zjawisk zachodzących w środowisku przyrodniczym. W celu zbadania zmienności buduje się bazy danych, w których jedną z cech jest lokalizacja. W dobie automatyzacji i informatyzacji bazy danych to niezbędny element funkcjonowania wielu instytucji państwowych oraz firm prywatnych. Problematyczne wydaje się być przedstawienie informacji zawartych w bazach w taki sposób, by zmiany przedstawione za pomocą liczb były łatwe i szybkie w analizowaniu. Z pomocą przychodzą rozwiązania technik GIS (z ang. *Geographic Information System*), stosowane obecnie na szeroką skalę w wielu branżach m.in. w transporcie, budownictwie, energetyce oraz w inżynierii i ochronie środowiska [1÷8].

Celem niniejszej pracy była wizualizacja i analiza przestrzenna danych dotyczących zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego pyłem zawieszonym PM10 i PM2.5 na terenie województwa dolnośląskiego przy zastosowaniu techniki GIS.

2. Narzędzia i metodologia

Do analiz przestrzennych wykorzystano dane 24-godzinnych stężeń pyłu PM2.5 oraz PM10 z pomiarów wykonanych w stacjach monitoringu Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska na terenie województwa dolnośląskiego w latach 2009÷2010 (PM10) oraz w 2010 roku (PM2.5).

Pierwszym etapem pracy było stworzenie odpowiedniej bazy danych możliwej do odczytania przez ArcMap. Na potrzeby analizy przestrzennej stężenia 24-godzinne uśredniono do wartości miesięcznych, kwartalnych i rocznych. Każdy wiersz utworzonej tabeli dotyczył danych z jednej stacji, a kolumny zawierały cechy takie, jak: nazwa stacji, współrzędne stacji oraz stężenia względem podziału czasowego uśredniania. Dodano również pole z numerami identyfikacyjnymi każdej ze stacji. Tak przygotowane bazy danych zapisano w formacie dBase, który jest odczytywany przez ArcGIS. Bazy danych zostały wprowadzone do programu ArcGIS, gdzie dzięki zadeklarowanym współrzędnym geograficznym, stacje pomiarowe umieszczono w przestrzeni w układzie PUWG 1992. Dodane zostały też dwie warstwy mapy konturowej Polski: z podziałem na województwa i z podziałem na powiaty. Po wykonaniu odpowiednich operacji możliwe było wyodrębnienie z mapy Polski województwa dolnośląskiego i wydzielenie na jego terenie stref, w których, zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska, prowadzi się monitoring jakości powietrza pod kątem wysokości stężeń pyłu PM10 [9]. Warstwę wynikową zapisano w pliku shape. W celu dokonania przestrzennej analizy stężeń pyłu PM2.5 stworzono podział województwa na strefy, bazując na podziale utworzonym na potrzeby *Oceny wstępnej zanieczyszczenia powietrza pyłem zawieszonym PM2.5* [10], wykonanej przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska we Wrocławiu. Ocena ta obejmowała lata 2004÷2008 i odnosiła się do stref: aglomeracja wrocławska, miasto Legnica, miasto Wałbrzych, strefa dolnośląska. Z powodu braku odpowiedniej warstwy mapowej wyszczególniającej

obszar miasta Wałbrzych dokonano następującego podziału województwa na strefy: aglomeracja wrocławska, miasto Legnica, powiat wałbrzyski, strefa dolnośląska. Dane dotyczące stężeń pyłu PM2.5, podobnie jak w poprzednim przypadku, wprowadzono do programu ArcGIS

Na potrzeby przestrzennej analizy stężeń PM10 i PM2.5 wykonano warstwy zawierające rozkład stężeń względem stref. Polegało to na utworzeniu relacji pomiędzy mapą stref a warstwą zawierającą rozmieszczenie stacji monitoringu. Do danej strefy przyporządkowane zostały dane z tych punktów pomiarowych, które znajdują się w jej wnętrzu. We właściwościach warstw dobrano odpowiednie przedziały wartości stężeń oraz zakres kolorów według których nastąpił podział.

3. Wyniki badań i ich dyskusja

Wynikiem końcowym prowadzonych operacji w systemach GIS najczęściej są wizualizacje w postaci map przedstawiających analizowane cechy danych.

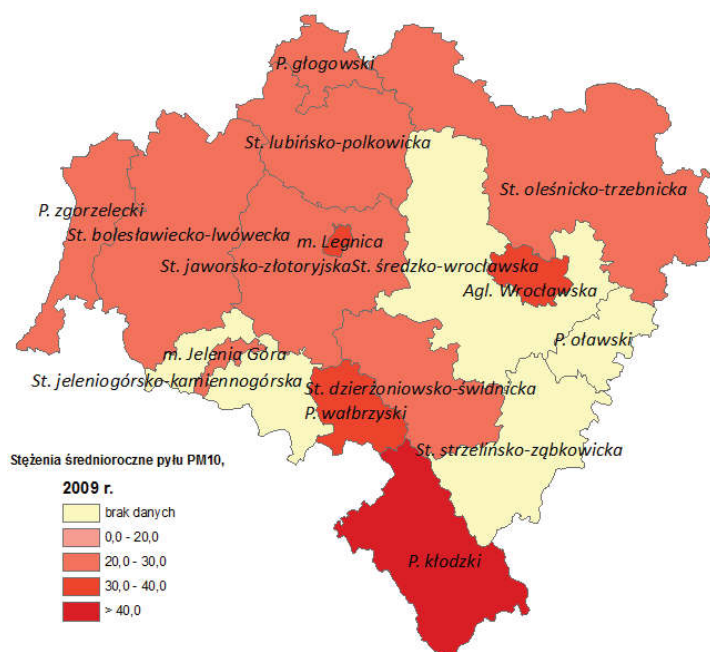
Na rysunku 9 przedstawiono wyniki stężeń średniorocznych pyłu PM10 w strefach województwa dolnośląskiego. Z kolei dane na rysunkach 10÷11 odnoszą się do roku 2010 i są średnimi obliczonymi za okres od stycznia do września. Przedziały stężeń pyłu PM10 dobrano tak, aby wyróżnić strefy, w których wystąpiło przekroczenie dopuszczalnych wartości średniorocznych ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

W 2009 r. zaobserwowano przekroczenie dopuszczalnych stężeń średniorocznych w powiecie kłodzkim. W przedziale stężeń $30\text{-}40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ obok miasta Legnica, znalazły się też powiat wałbrzyski oraz aglomeracja wrocławska (Rysunek 1). W 2010 r. w trzech ww. strefach nastąpiło przekroczenie wartości dopuszczalnych (Rysunek 2). W 2010 r. zaobserwowano również wzrost stężeń w strefie lubińsko-polkowickiej oraz powiecie oławskim i zgorzeleckim. wysokie stężenia pyłu PM10 w strefie bolesławiecko-lwóweckiej.

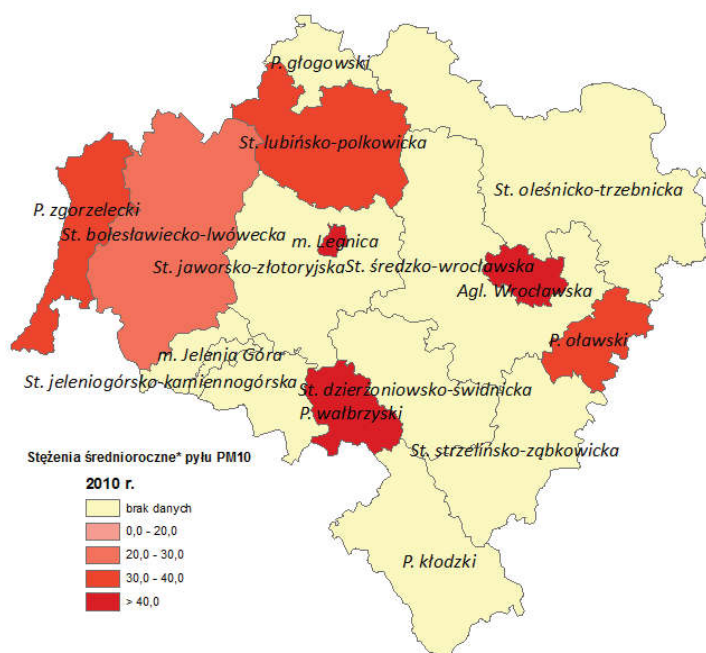
Zgodnie z Dyrektywą 2008/50/WE [11] dopuszczalną średnioroczną wartością stężenia pyłu zawieszonego PM2.5 jest $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Z przeprowadzonych analiz wynika (Rysunek 3), dla założonego podziału województwa na strefy, że wartość ta została przekroczona w powiecie wałbrzyskim oraz aglomeracji wrocławskiej.

Na rysunku 4 przedstawiono zmiany w wysokości średnich miesięcznych stężeń pyłu PM10 w strefach województwa dolnośląskiego w 2009 r. W sezonie grzewczym, stężenia dla większości stref wynosiły powyżej 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Wysokie stężenia, wynoszące powyżej 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ wystąpiły w styczniu w strefach jaworsko-złotoryjskiej, dzierzoniowsko-świdnickiej, powiecie wałbrzyskim, kłodzkim, mieście Legnica i aglomeracji wrocławskiej oraz w marcu i listopadzie w powiecie kłodzkim. W porównaniu z innymi strefami, wysokie stężenia występowały zwykle w pobliżu dużych miast – było tak w przypadku aglomeracji wrocławskiej i miasta Legnica oraz powiatu wałbrzyskiego. Strefą, gdzie występowały najwyższe stężenia średniomiesięczne, w roku 2009 był powiat kłodzki. Powiat ten charakteryzuje się stosunkowo niską emisją pyłu ze źródeł przemysłowych, co może wskazywać na inne niż przemysłowe źródła zanieczyszczeń pyłowych lub napływ zanieczyszczeń z innych stref województwa. Dużo gorsza jakość powietrza w strefach pod względem zanieczyszczenia pyłowego w sezonie grzewczym wskazuje na pochodzenie tego zanieczyszczenia z procesów spalania w sektorze komunalnym i mieszkaniowym. Może mieć na nią wpływ również częstsze występowanie w okresie zimy warstwy inwersyjnej, a co za tym idzie kumulacji zanieczyszczeń w dolnych warstwach atmosfery.

Wybuchy wulkanów są naturalnym źródłem pochodzenia pyłów w powietrzu atmosferycznym. W ramach prowadzonych badań podjęto próbę zbadania wpływu erupcji wulkanu Eyjafjallajökull na Islandii, która miała miejsce w dniu 14 kwietnia 2010 r. na stan powietrza w województwie dolnośląskim. Na rysunkach 5÷6 przedstawiono zmiany stężeń pyłu PM10 i PM2.5 dla 14 oraz 18 kwietnia 2010r. Mapy obrazujące stan, jaki miał miejsce 4 dni po erupcji, a więc w dniu, kiedy przestrzeń powietrzna dla transportu lotniczego, w większości krajów Europy, w tym Polski, była zamknięta, wskazują, że w większości stref poziom zanieczyszczenia był niższy w porównaniu z 14 kwietnia 2010 r. Z przeprowadzonych analiz wynika, że 4 dni po wybuchu wulkanu stężenia były niższe w przypadku frakcji PM2.5. Dla frakcji PM10 nie odnotowano natomiast istotnych zmian w stężeniach na obszarze województwa.

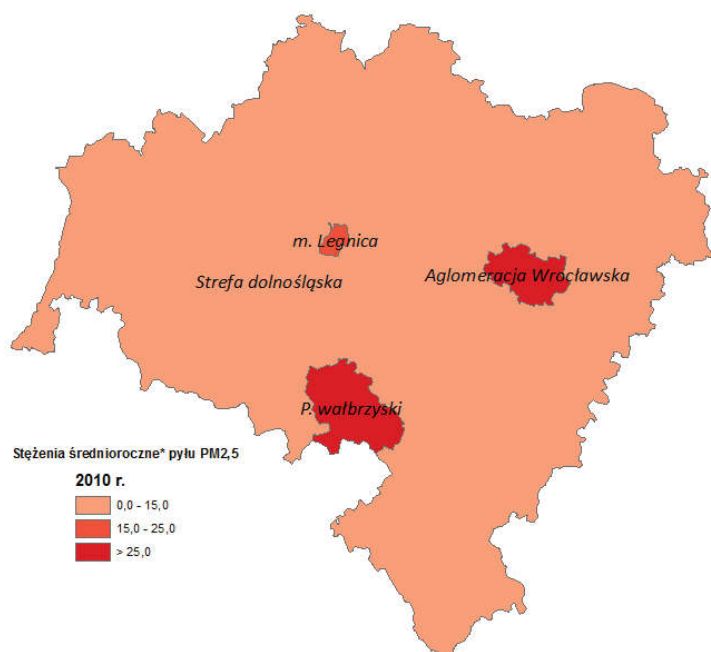


Rys. 1. Średnioroczne stężenia PM10 w strefach woj. Dolnośląskiego w 2009 roku
Fig. 1. Annual average PM10 concentrations in the zones of Lower Silesia province in 2009



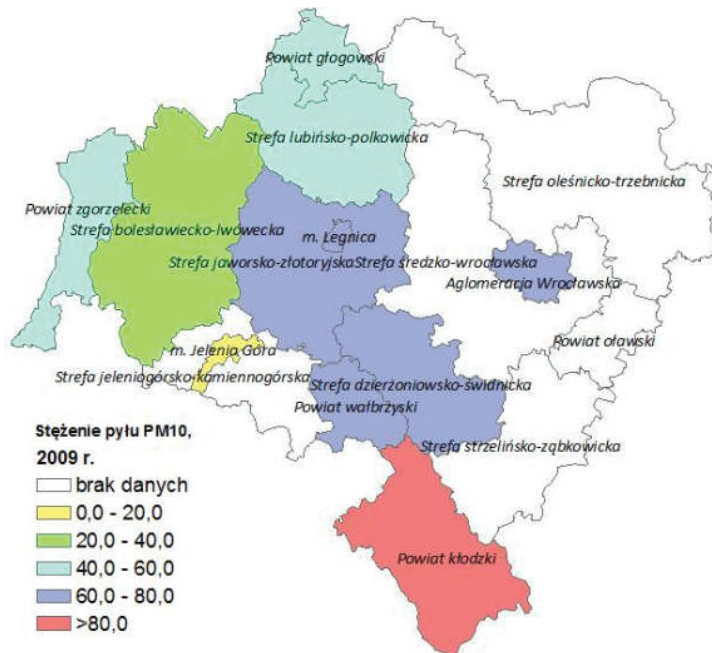
* stężenia średnioroczne pyłu PM10 dla roku 2010 zostały wyliczone dla danych od stycznia do września.

Rys. 2. Średnioroczne stężenia PM10* w strefach woj. Dolnośląskiego w 2010 roku
Fig. 2. Annual average PM10* concentrations in the zones of Lower Silesia province in 2010

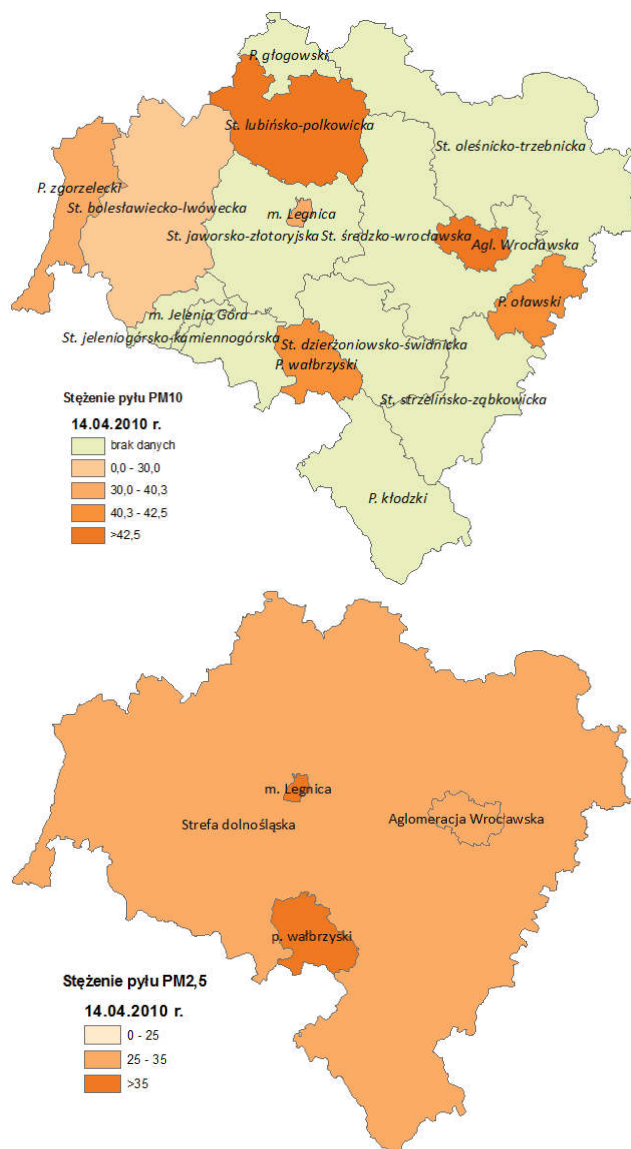


* stężenia średnioroczne pyłu PM_{2.5} dla roku 2010 zostały wyliczone dla danych od stycznia do września.

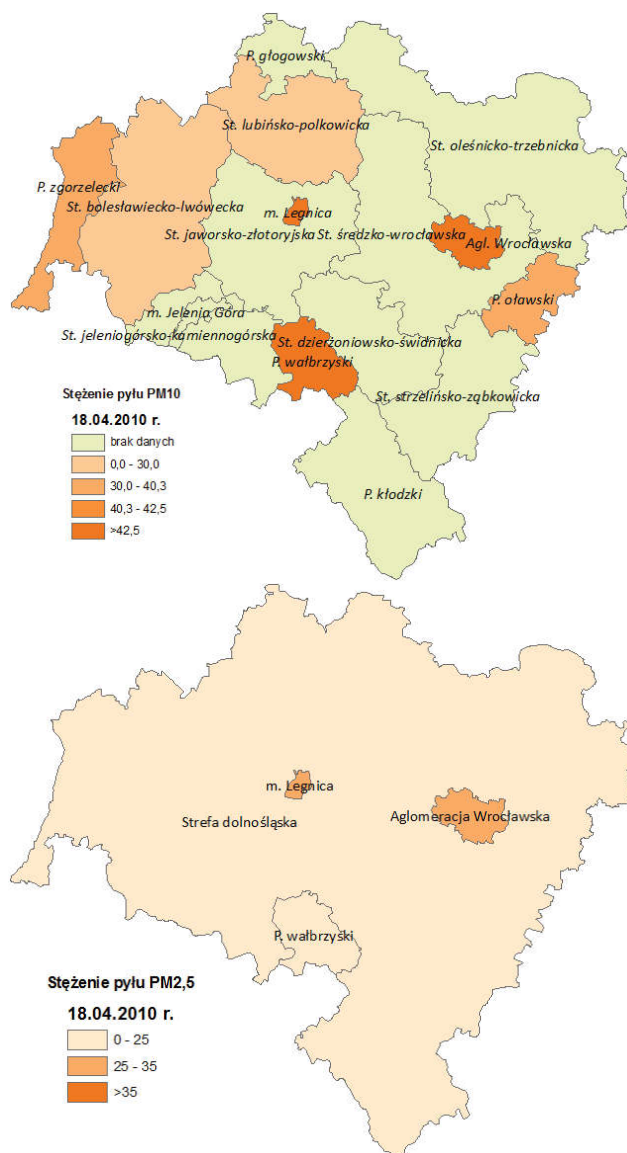
Rys. 3. Średnioroczne stężenia PM_{2.5}* w strefach woj. Dolnośląskiego w 2010 roku
Fig. 3. Annual average PM_{2.5}* concentrations in the zones of Lower Silesia province in 2010



Rys. 4. Stężenia pyłu PM₁₀ w strefach woj. dolnośląskiego w styczniu 2009
Fig. 4. PM₁₀ concentrations in the zones of Lower Silesia province in January 2009



Rys. 5. Stężenia pyłu PM10 i PM2.5 na terenie woj. dolnośląskiego 14.04.2010
Fig. 5. PM 10 and PM2.5 concentrations in Lower Silesia province, 14.04.2010



Rys. 6. Stężenia pyłu PM10 i PM2.5 na terenie woj. dolnośląskiego 18.04.2010
Fig. 6. PM 10 and PM2.5 concentrations in Lower Silesia province, 18.04.2010

4. Podsumowanie

Analizy przestrzenne oraz ich wyniki dają czytelny i funkcjonalny obraz znajdujący zastosowania w monitoringu środowiska. Mogą być one wykorzystywane do przedstawiania wyników badań instytucji związanych z ochroną środowiska oraz do tworzenia raportów dotyczących stanu środowiska. Te z kolei spełniają najważniejszą funkcję GIS – czyli wspieranie procesów decyzyjnych. Obszar zastosowania daje wiele możliwości wykorzystania dostępnych narzędzi do analiz przestrzennych, są one limitowane jedynie ilością dostępnych danych i wyobraźnią użytkownika.

W pracy przedstawiono metodę wykonania analiz przestrzennych za pomocą pakietu programów ArcGIS. Polegała ona na pozyskaniu danych dotyczących stężeń zanieczyszczeń, przetworzeniu ich na potrzeby programu, odpowiednim zarządzaniu danymi, przeprowadzeniu analizy i graficznego przedstawienia wyników. Wykorzystane zostały funkcje, dzięki którym wytworzono potrzebne warstwy mapowe typu obszarowego oraz punktowego. Za pomocą warstw typu obszarowego (poligonowego) przedstawiono strefy, według których przeprowadzono klasyfikację stężeń. Natomiast dzięki warstwom punktowym przedstawiono wykorzystane w opracowaniu punkty pomiarowe. Do każdej z warstw przypisano cechy z zasobów bazy danych, dzięki czemu możliwa była ich późniejsza interpretacja poprzez analizy przestrzenne. Łącząc warstwy typu punktowego z poligonami uśredniono dane cechy dla właściwych obszarów. Możliwość ustawienia właściwości warstw pozwoliła na sklasyfikowanie i przedstawienie danych do nich przypisanych.

Przeprowadzone w niniejszej pracy analizy przestrzenne miały na celu pokazanie możliwości zastosowania technik geoinformacyjnych w monitoringu stężeń zanieczyszczeń powietrza, na przykładzie pyłu zawieszonego PM10 oraz PM2.5. pracowano dane udostępnione przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska dotyczące pomiarów manualnych stężeń pyłu PM10 i PM2.5 od początku 2009 r. do miesiąca września 2010 r. Korzystając z niniejszego zakresu danych udało się przedstawić zależności charakteryzujące zanieczyszczenie powietrza pyłem zawieszonym PM10 i PM2.5 na terenie województwa dolnośląskiego. Zaobserwowano, iż strefami charakteryzującymi się najwyższymi stężeniami w wybranych okresach uśredniania (dane miesięczne oraz roczne) były: powiat kłodzki, wałbrzyski, miasto Legnica oraz aglomeracja wrocławska. Tam też wystąpiły przekroczenia średniorocznych wartości dopuszczalnych.

Dane na temat stacji pomiarowych oraz stężeń pyłu zostały udostępnione przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska we Wrocławiu.

Praca badawcza zrealizowana w ramach grantu naukowego nr N: N N304 067937

Literatura

1. **Gaździcki J.:** *Systemy informacji przestrzennej*. PPWK im. E. Romera, Warszawa, 1990.
2. **Gotlib D., Iwaniak A., Olszewski R.:** *GIS. Obszary zastosowań*. PWN, Warszawa, 2007.
3. **Grzenda M.:** *Pozyskanie i przetwarzanie danych na potrzeby modelowania pracy sieci*. (w): *Gaz, woda i technika sanitarna.*, zeszyt 6, s. 16-19, 2009.
4. **Longley P. A., Goodchild M. F., Maguire D., J., Rhind D., W.:** *GIS. Teoria i praktyka*. PWN, Warszawa, 2008.
5. **Zawilski M.:** *Niestandardowe wykorzystanie GIS w modernizacji systemów kanalizacyjnych*. (w): Kwietniewski M., Kłoss-Trębaczekiewicz H. (red.), *Eksploatacja wodociągów i kanalizacji. Materiały konferencyjne*, zeszyt 10, s. 121-131.
6. *Raport z przeprowadzenia oceny wstępnej zanieczyszczenia powietrza pyłem PM_{2.5} na terenie województwa dolnośląskiego*. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska, Wrocław, 2009
7. *ArcGIS dla Wodociągów i Kanalizacji*. [online] ESRI Polska [dostęp: 17.10.2010]
http://www.esripolska.com.pl/FCKeditor_UserFiles/File/GIS_dla_wodociagow.pdf
8. **Hławiczka S., Cenowski M., Dyduch B., Kliś C., Klejnowski K., Roguła-Kozłowska W., Roguła P., Błaszczyk J., Krasa A., Ośródka L., Burzyński J., Wojtylak M., Krajny E., Składowski M., Greger J., Trela Z., Szulc Ł., Zwoździak A., Zwoździak J., Białoskórska U., Bruszewski H., Śnieżek T., Degórska A., Kobus D., Iwanek J., Prządka Z., Trapp W., Balun M., Paciorek M., Paciorek M., Rolewicz M., Wierzchoń A.:** *Analiza stanu zanieczyszczenia powietrza pyłem PM₁₀ i PM_{2.5} z uwzględnieniem składu chemicznego pyłu, w tym metali ciężkich i WWA*, GIOŚ, Warszawa, 2008.
9. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6 marca 2008 r. w sprawie stref, w których dokonuje się oceny jakości powietrza. (Dz. U. z 2008 r. Nr 52, poz. 310).

10. *Raport z przeprowadzenia oceny wstępnej zanieczyszczenia powietrza pyłem PM2.5 na terenie województwa dolnośląskiego*. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska, Wrocław 2009.
11. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008 w sprawie jakości powietrza i czystszeo powietrza dla Europy, (Dz. Urz. UE L 152 z dnia 11.02.2008, str. 1-44).

Application of GIS Technique for PM2.5 and PM10 Concentrations Spatial Analysis in the Province of Lower Silesia

Abstract

Variability of data in time and space is a key element of the different phenomena occurring in the natural environment. In order to investigate the variability a databases in which one of the features is the location are built up. In the era of automation and computerization the databases are an essential element for the functioning of many public institutions and private companies. Problematic seems to be to present the information in databases in such a way as to amendments submitted by the numbers were easy and quick to analyze. In such a case the GIS technique can be helpful.

The method of implementation of spatial analysis using ArcGIS software package was presented. It consisted of obtaining data on concentrations of pollutants, processed for the purposes of the program, the appropriate data management, analysis and graphical presentation of results. There were used functions that were needed to create the area and point type map layers. By use of the area type layers, zones according to which the concentrations classification was conducted. And with a point type layers measurement points used in the study were presented. For each layer is assigned the characteristics of the resource database, which allowed their subsequent interpretation by the spatial analysis. By combining point-type layer with polygons characteristics for the relevant areas was averaged. Ability to set the layer properties has allowed for classification and presentation of data assigned to them.

In this study spatial analysis were conducted to show the possibility of using geo-information techniques in monitoring of concentrations of selected air pollutants (PM10 and PM2.5). Developed data of measurements of concentrations of PM10 and PM2.5 from the beginning of 2009 till September of 2010 were made available by the Regional Inspectorate for Environment Protection in

Wrocław. Using this set of data it was possible to present and to characterize air pollution by particulate matter PM10 and PM2.5 in the Lower Silesia province. It was observed that the zones characterized by the highest levels in selected averaging periods (monthly and annual) were: District Kłodzko, Wałbrzych, the city of Legnica and Wrocław agglomeration. In 2009, the observed average concentrations exceeded the limit of PM10 ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) in the Kłodzko. The concentrations of PM10 in the range from 30 to $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ near Legnica, district of Wałbrzych and Wrocław agglomeration were observed. In 2010, the concentrations of PM10 in ambient air over three mentioned areas has been exceeded the limit values. In the case of PM2.5 annual average concentration allowed value ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$) was exceeded in the district of Wałbrzych and Wrocław agglomeration. It was also examined the impact of volcanic eruption of Eyjafjallajökull in Iceland, which took place on April, 14th (2010), on air quality in the Lower Silesia province. The changes in concentrations of PM10 and PM2.5 for 14 and 18 of April 2010 were studied. Prepared maps indicated that the PM 2.5 concentrations four days after the eruption, when the air space for air transportation in most countries in Europe, including Polish, was closed, over most concerned areas were lower compared with April 14th 2010. For a fraction of PM10 there were no significant changes in concentrations in Lower Silesia province.



Kształtowanie się zasobów wodnych w małych zlewniach leśnych na obszarze Wielkopolski

*Rafał Stasik, Czesław Szafrąński,
Mariusz Korytowski, Daniel Liberacki
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

1. Wstęp

Jak wykazały wyniki wieloletnich badań las odgrywa istotną rolę w kształtowaniu gospodarki wodnej zlewni, zmniejszając amplitudę odpływu i sprzyjając zwiększeniu ilości opadów na danym terenie, lepiej retencjonując wodę pochodzącą ze śniegu i ulewnych deszczy. Dzięki temu ograniczeniu ulegają spływy powierzchniowe, a także spływ wielkich wód wiosennych [1, 2, 5, 7, 11]. Zasadniczym elementem wpływającym na kształtowanie się zasobów wodnych w lasach są zdolności retencyjne siedlisk leśnych. To właśnie proces retencjonowania wody jest czynnikiem decydującym o zrównoważonych stosunkach hydrologicznych, mającym ważne znaczenie dla lasu-formacji roślinnej o długim cyklu rozwoju [14, 15].

Obszary o niewystarczających zasobach wodnych obejmują około 60% powierzchni Polski [7]. Do obszarów o zdecydowanie niekorzystnym bilansie wodnym, charakteryzującym się znacznym niedoborem

opadów, zaliczyć można Wielkopolskę [13]. Deficyt ten pogłębia się zwłaszcza w latach w których suma opadów nie przekracza 500 mm. Zatem szczególnie w tym regionie niezwykle ważna jest analiza gospodarki wodnej oraz racjonalne gospodarowanie zasobami wodnymi.

Według dokumentu „Zasady planowania i realizacji małej retencji w Lasach Państwowych” [16] jednym z celów małej retencji w lasach jest poprawa uwilgotnienia siedlisk poprzez podniesienie lustra wody gruntowej na terenach bezpośrednio przyległych do zbiornika lub urządzenia piętrzącego. Do małej retencji zalicza się w lasach, poza budową niewielkich zbiorników wodnych, także podpiętrzanie wód w kanałach i rowach. Ponadto w dokumencie tym za niekorzystne uważa się budowanie dużych zbiorników retencyjnych w lasach. Ich budowa wiązałaby się bowiem z koniecznością wylesień, a tym samym zamianą retencji naturalnej na sztuczną, co byłoby zaprzeczeniem ekologizacji gospodarki leśnej. Możliwości zwiększenia retencji, poprzez wykonanie prostych urządzeń piętrzących istnieją przede wszystkim na obszarach zlewni zmeliorowanych. Ocena potencjalnych możliwości lepszego wykorzystania zdolności retencyjnych gleb siedlisk leśnych w takich zlewniach, wymaga jednak przeprowadzenia odpowiednich badań.

2. Cel i metodyka

Celem pracy jest ocena kształtowania się zasobów wodnych w małych zlewniach leśnych położonych na obszarze Wielkopolski.

Podstawę pracy stanowią wyniki badań i obserwacji terenowych przeprowadzonych w ramach projektu badawczego nr 2P06S07928 pt.: „Wpływ zdolności retencyjnych siedlisk leśnych na kształtowanie się zasobów wodnych w małych zlewniach na obszarze Wielkopolski”. Badania te prowadzono w trzech małych zlewniach leśnych zlokalizowanych na obszarze Wielkopolski w Leśnych Zakładach Doświadczalnych (LZD) Siemianice i Zielonka Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu. Zlewnie rowu G i G-8 położone są w leśnictwie Marianka należącym do LZD Siemianice w odległości ok. 200 km na południe od Poznania. Trzecia badana zlewnia leśna, zlewnia cieku Hutka, położona jest w Puszczy Zielonka ok. 20 km na północny wschód od Poznania. Podstawowe badania i obserwacje terenowe prowadzone na obszarach tych zlewni w latach hydrologicznych 2005÷2007 obejmowały:

- ciągłą, limnigraficzną rejestrację stanów wody w korycie Parshalla i na przelewach trójkątnych Thompsona w przekrojach zamykających badane zlewnie rowów G, G-8 i cieku Hutka,
- systematyczne pomiary stanów wody w rowie G i G-8 i w cieku Hutka w charakterystycznych przekrojach badawczych zlewni, prowadzone z częstotliwością jeden raz w ciągu dwóch tygodni,
- systematyczne, z częstotliwością jeden raz na dwa tygodnie pomiary stanów wód gruntowych w studzienkach zlokalizowanych w miejscach reprezentatywnych dla poszczególnych typów siedliskowych lasu,
- wykonanie odkrywek glebowych i pobranie próbek celem określenia uwilgotnienia wierzchnich warstw gleb metodą suszarkowo-wagową, wykonywane na początku i końcu półroczy hydrologicznych,
- pomiary uwilgotnienia wierzchnich warstw gleb sondą profilową, wykonywane na początku i końcu półroczy hydrologicznych,
- pomiary opadów atmosferycznych deszczomierzem Hellmanna zlokalizowanym w leśnictwie Marianka.

W pracy wykorzystano także wyniki pomiarów ze stacji meteorologicznej Arboretum-Zielonka oraz Stacji Meteorologicznej LZD Siemianice. Wykorzystano także dane z Planu urządzenia lasu Nadleśnictwa Doświadczalnego Siemianice [10], map glebowo-siedliskowych zawarte w Operacie glebowo siedliskowym LZD Siemianice [8] oraz w Operacie glebowym Nadleśnictwa Doświadczalnego Zielonka [9]. Całkowite zmiany retencję gleb określono na podstawie różnic na początku i końcu poszczególnych półroczy, wyznaczonych jako sumę retencji w strefie aeracji oraz strefie nasyconej. Parowanie terenowe w okresie pozawegetacyjnym obliczono metodą pośrednią według tabel Konstantinowa, zaś dla okresu wegetacyjnego metodą Penmana [3].

3. Charakterystyka zlewni badawczych

Lasy Leśnego Zakładu Doświadczalnego Siemianice, w którym zlokalizowane są zlewnie rowu G i G-8, według fizyczno-geograficznego podziału Kondrackiego [4] należą do podprowincji Niziny Środkowopolskiej. Przez badany obszar przechodzi wododział zlewni górnej Proсны wraz z lewobrzeźnymi dopływami (Niesobem, Pomianką i Pratwą), która

stanowi dopływ Warty oraz zlewni rzeki Stobrawa mającej ujście do Odry wraz z jej prawobrzeżnymi dopływami (Baryczką i Wołczyńskim Strumieniem).

Obszar Puszczy Zielonka w którym zlokalizowana jest zlewnia ciekut Hutka, według regionalizacji fizyczno-geograficznej [4] opartej na ukształtowaniu i strukturach geologicznych, zaliczono do Megaregionu Pohercyńskiej Europy Środkowej, Prowincji Nizy Środkowoeuropejskiego, Podprowincji Pojezierzy Południowobałtyckich, Makroregionu Pojezierza Wielkopolskiego (Wielkopolsko-Kujawskie), Mezoregionu Pojezierza Gnieźnieńskiego w skład którego wchodzi główny kompleks leśny (ok. 98% powierzchni nadleśnictwa).

Tabela 1. Podstawowe charakterystyki badanych zlewni

Table 1. Basic characteristics of analyzed catchments

zlewnia catchment	powierzchnia area	lesistość forestation	udział siedlisk w powierzchni zalesionej percent of each forest site types in forested area			spadek zlewni catchment slope	
			bagienne swampy	wilgotne moist	świeże fresh	podłużny longitudal	średni average
-	km ²	%	%			‰	
G	3,27	65	50	31	19	0,8	8,5
G-8	0,32	100	16	47	37	2,3	2,8
Hutka	0,52	89	4	3	93	1,1	10,0

Analizowane zlewnie można zaliczyć do małych zlewni nizinnych. Największa pod względem powierzchni (3,27 km²) jest zlewnia rów G (tabela 1). Leśna część zlewni tego ciekut stanowi 65% jej powierzchni, na pozostałej są grunty orne. Powierzchnia zlewni rowu G-8 wynosi 0,32 km² i jest w 100% zalesiona, natomiast powierzchnia zlewni Hutki wynosi 0,52 km² i jest zalesiona w 89%. Pozostałe 11% powierzchni zajmują tu głównie zabagnienia i nieużytki.

Siedliska bagienne olesu (OI) i olesu jesionowego (OIJ) stanowią 50% powierzchni leśnej zlewni rowu G, a siedliska wilgotne lasu wilgotnego (Lw), boru mieszanego wilgotnego (BMw) i lasu mieszanego wilgotnego (LMw) zajmują 31% powierzchni leśnej. Najmniejszy udział w lasach zlewni rowu G, wynoszący jedynie 19% mają natomiast siedliska świeże boru mieszanego świeżego (BMśw) i lasu mieszanego świe-

żego (LMśw). Powierzchnię zlewni rowu G-8 w 63% stanowią siedliska bagienne i wilgotne. Natomiast w zlewni ciek Hutka dominują siedliska świeże stanowiące aż 93% powierzchni leśnej tej zlewni.

Zlewnia rowu G charakteryzuje się małym spadkiem podłużnym, wynoszącym jedynie 0,8‰, zaś średni spadek tej zlewni wynosi 8,5‰. Zlewnia rowu G-8 charakteryzuje się większym spadkiem podłużnym, który wynosi tu 2,3‰ zaś średni spadek zlewni wynosi 2,8‰. Zlewnia Hutka ma typowy charakter młodoglacjalny, z urozmaiconą rzeźbią i licznymi wzniesieniami i deniwelacjami. Spadek podłużny tej zlewni wynosi 1,1‰, a średni spadek 10,0‰.

Dominującym typem gleb w zlewni rowu G są gleby murszaste, zajmujące 102,94 ha, co daje 51,6%. Powierzchnię 34,88 ha (17,5%) zajmują gleby mineralno-murszowe. Gleby bielcowe właściwe pokrywają obszar 26,78 ha (13,4%), natomiast gleby glejbielicowe murszaste zajmują 7,13 ha (3,6%) leśnej powierzchni zlewni. Najmniejszą powierzchnię stanowią gleby glejbielicowe właściwe, 4,38 ha, co daje 2,2%. Gleby torfowe torfowisk niskich na obszarze zlewni Rowu Rakowskiego zajmują 12,78 ha (6,4%), a czarne ziemie murszaste pokrywają 10,5 ha, co daje 5,3% powierzchni zlewni. W pokrywie glebowej zlewni ciek Hutka dominują gleby słabo zbielcowane (89%), zaś pozostałą część stanowią gleby bagienne, w tym gleby torfowe i murszowe, zajmujące odpowiednio 9,5% i 0,7% powierzchni zlewni. Materiałami macierzystymi dla gleb na obszarze zlewni ciek Hutka są piaski i gliny zwałowe oraz piaski sandrowe. Pokrywa glebowa zlewni rowu G-8 jest znacznie bardziej urozmaicona. Na powierzchni 8,22 ha występują tu gleby glejbielicowe (25,7%), płowe opadowo-glejowe, których powierzchnia wynosi 6,91 ha (21,6%), a gleby murszaste na obszarze tym zajmują 4,67 ha (14,6%). Pozostałe 38,1% (12,19 ha) powierzchni zajmują: gleby bielcowe właściwe 11,3%, gleby mineralno-murszowe 9,8%, gleby murszowate właściwe 8,7%, gleby glejbielicowe murszaste 6,5% i gleby opadowo-glejowe właściwe 1,8%. Gleby te zbudowane są głównie z piasków, piasków gliniastych, glin lekkich i piasków pylastych.

4. Wyniki badań

Na podstawie pomiarów uzyskanych ze stacji meteorologicznej LZD Siemianice średnia z wielolecia 1975÷2006 roczna suma opadów atmosferycznych na badanym obszarze jest równa 560 mm (tabela 2). W półroczu zimowym w badanym wieloleciu średnia suma opadów wy-

nosi 210 mm. Wartość średniej sumy opadów w półroczu letnim w danym wieloleciu jest równa 350 mm. Maksymalna zmierzona roczna suma opadów wyniosła 958 mm, natomiast najniższa jest równa 434 mm.

W omawianym wieloleciu średnia roczna temperatura na analizowanym obszarze wynosi 9,0°C. Średnia z wielolecia temperatura powietrza w półroczu zimowym jest równa 2,4°C, natomiast w letnim 15,5°C. Najniższa temperatura w wieloleciu w półroczu zimowym wyniosła -0,4°C, a najwyższa 4,6°C, natomiast najwyższa temperatura w wieloleciu w półroczu letnim wyniosła 17,1°C a najniższa 13,6°C.

Tabela 2. Średnie, maksymalne oraz minimalne sumy opadów atmosferycznych oraz średnie, maksymalne i minimalne temperatury powietrza dla Stacji LZD Siemianice (zlewnie rowu G i G-8) w wieloleciu 1975÷2006 oraz dla Stacji Arboretum Zielonka (zlewnia ciekę Hutka) w wieloleciu 1970÷2006

Table 2. Average, maximum and minimum precipitation sums as well as average, maximum and minimum air temperature for LZD Siemianice (G i G-8 catchments) in multiyear 1975÷2006 and for Arboretum Zielonka Station (Hutka watercourse catchments) in multiyear 1970÷2006

wartość value	opad precipitation [mm]			temperatura temperature [°C]		
	okres period					
	zima	lato	rok	zima	lato	rok
stacja meteorologiczna LZD Siemianice LZD Siemianice meteorological station						
min.	116	196	434	-0,4	13,6	7,2
średnie aver.	210	350	560	2,4	15,5	9,0
max.	320	639	958	4,6	17,1	10,4
stacja meteorologiczna Arboretum Zielonka Arboretum Zielonka meteorological station						
min.	175	167	343	-0,1	13,4	6,7
średnie aver.	217	340	557	2,4	14,7	8,5
max.	249	506	755	3,6	15,9	9,7

Z danych pochodzących ze stacji meteorologicznej Arboretum Zielonka wynika, że średnia z wielolecia 1970÷2006 roczna suma opadów atmosferycznych jest nieco niższa w porównaniu ze średnią z LZD Siemianice i wynosi 557 mm (tabela 2). Średnia z wielolecia suma opadów w półroczu zimowym wynosi 217 mm, zaś w półroczu letnim 340 mm. Najwyższa zaobserwowana roczna suma opadów wyniosła

755 mm, natomiast najniższa zaledwie 343 mm. Średnia roczna temperatura powietrza na analizowanym obszarze wynosi 8,5°C, w półroczu zimowym 2,4°C, natomiast w letnim 14,7°C. Najniższa średnia temperatura powietrza w wieloleciu w półroczu zimowym wyniosła -0,1°C, najwyższa zaś 3,6°C. W najcieplejszym półroczu letnim średnia temperatura powietrza wyniosła 17,1°C a w najchłodniejszym 13,6°C.

Jak wspomniano Wielkopolska należy do obszarów Polski najbardziej deficytowych w wodę. Potwierdzeniem tego mogą być zarówno dane z lat hydrologicznych 2005÷2007 przedstawione w tabeli 3.

Tabela 3. Półroczne i roczne sumy opadów atmosferycznych oraz średnie temperatury powietrza w analizowanych latach hydrologicznych w zlewniach rowu G, G-8 i cieką Hutka (w nawiasach podano wielkości odchylenia od wartości średnich z wielolecia)

Table 3. Half-year and year precipitation sums as well as average air temperature in analyzed hydrological years in G and G-8 ditch catchments as well as in Hutka watercourse catchment (deviations from multiyear average shown in brackets)

rok hydrologiczny hydrological year	okres period	zlewnia rowu G i G-8 G and G-8 ditch catchments		zlewnia cieką Hutka Hutka watercourse catchment	
		opad precipitation [mm]	temperatura temperature [°C]	opad precipitation [mm]	temperatura temperature [°C]
2005	XI÷IV	223 (+13)	0,9 (-1,5)	243 (+26)	2,7 (+0,3)
	V÷X	238 (-112)	16,3 (+0,8)	292 (-48)	14,9 (+0,2)
	XI÷X	461 (-99)	8,6 (-0,4)	535 (-22)	8,8 (+0,3)
2006	XI÷IV	263 (+53)	4,1 (+1,5)	244 (+27)	1,4 (-1,0)
	V÷X	221 (-129)	16,3 (+0,8)	286 (-54)	17,1 (+2,4)
	XI÷X	484 (-76)	10,2 (+1,2)	530 (-27)	9,2 (+0,7)
2007	XI÷IV	262 (+52)	5,6 (+3,2)	275 (+58)	5,1 (+2,7)
	V÷X	253 (-97)	15,7 (+0,2)	336 (-4)	15,9 (+1,2)
	XI÷X	515 (-45)	10,7 (+1,7)	611 (+54)	10,5 (+2,0)

W analizowanych latach hydrologicznych 2005÷2007 w zlewni rowu G i G-8 roczne sumy opadów atmosferycznych były wyraźnie niższe od średniej z wielolecia. Najniższą sumę opadów zaobserwowano w roku hydrologicznym 2005, w którym wyniosła ona 461 mm. W zlewni cieką Hutka natomiast najniższa roczna suma opadów wystąpiła w roku hydrologicznym 2006, w którym wyniosła ona 530 mm. (tabela

3). Najwyższa roczna suma opadów w tym okresie wystąpiła w zlewni rowu G i G-8 w roku hydrologicznym 2007 i wyniosła 515 mm. Natomiast w zlewni cieku Hutka najwyższa suma opadów, która również wystąpiła w 2007 roku osiągnęła wartość 611 mm. Średnie roczne temperatury powietrza wahały się od 8,6 do 10,7°C na obszarze zlewni G i G-8 oraz od 8,8 do 10,5°C w zlewni cieku Hutka. Zatem rok 2007 był najcieplejszy, a 2005 najchłodniejszy w analizowanym okresie. Dużym zróżnicowaniem temperatur charakteryzowały się półrocza zimowe w zlewni rowu G i G-8 w których średnia temperatura powietrza wyniosła od 0,9 do 5,6°C. W zlewni cieku Hutka natomiast średnie temperatury półrocza zimowego również były zróżnicowane i wyniosły od 1,4 do 5,1°C. W półroczach letnich średnie temperatury powietrza wyniosły od 15,0 do 16,3°C w zlewni G i G-8 oraz od 14,9 do 17,1°C.

Przebieg warunków meteorologicznych w badanym okresie od 2005 do 2007 roku miał znaczący wpływ na bilanse wodne analizowanych zlewni. Przedstawione w tabeli 4 dane wskazują na niekorzystny bilans wodny w analizowanych latach hydrologicznych. Sumy opadów atmosferycznych w tych latach były niższe od średnich z wielolecia. Jedynie rok hydrologiczny 2007 w zlewni cieku Hutka charakteryzował się sumą wyższą od średniej z wielolecia, która wyniosła 611 mm. W zlewni tej sumy opadów w półroczach zimowych wyniosły od 243 mm do 275 mm, zaś w półroczach letnich były one nieco wyższe i wyniosły od 286 mm do 336 mm. W zlewniach rowu G i G-8 roczne sumy opadów atmosferycznych w badanym okresie 2005÷2007 były wyraźnie niższe w porównaniu z opadami w zlewni cieku Hutka (tabela 4). Sumy te wyniosły od 461 mm do 515 mm. W półroczach zimowych sumy opadów w zlewni rowu G i G-8 wyniosły od 223 mm do 263 mm. Niskie sumy opadów wynoszące od 221 mm do 253 mm zaobserwowano natomiast w badanych zlewniach w półroczach letnich. Przy wyższych od średniej temperaturze powietrza w półroczach tych obserwowano wysokie parowanie terenowe, które w zlewni rowu G i G-8 wahało się od 332 mm do 446 mm. W zlewni cieku Hutka parowanie terenowe w półroczach letnich wyniosło natomiast od 422 mm do 485 mm. Zatem w półroczach letnich parowanie terenowe w badanych zlewniach cieku Hutka, rowu G i G-8 wyraźnie przekraczało sumy opadów atmosferycznych dla tych okresów (tabela 4). Oczywiście w półroczach zimowych wartości parowania terenowego były w obu zlewniach wyraźnie niższe.

Tabela 4. Składniki surowego bilansu wodnego badanych zlewni cieków Hutka oraz rowu G i G-8 w latach hydrologicznych 2005÷2007**Table 4.** Water balance components of researched catchments of Hutka, G ditch and G-8 ditch in 2005÷2007 hydrological years

rok hydro- logiczny hydrologi- cal year	okres period	Hutka				G				G-8			
		P	H	E	R	P	H	E	R	P	H	E	R
		mm											
2005	XI-IV	243	7	119	+117	223	58	130	+35	223	15	130	+78
	V-X	292	2	422	-132	238	5	332	-99	238	2	332	-96
	XI-X	535	9	541	-15	461	63	462	-64	461	17	462	-18
2006	XI-IV	244	4	134	+106	263	53	142	+68	263	14	142	+107
	V-X	286	2	485	-201	221	4	446	-229	221	1	446	-226
	XI-X	530	6	619	-95	484	67	588	-141	484	15	588	-119
2007	XI-IV	275	5	169	+101	262	45	144	+73	262	12	144	+86
	V-X	336	3	449	-116	253	7	453	-207	253	1	453	-209
	XI-X	611	8	658	-15	515	62	607	-134	515	13	607	-115

objaśnienia: P – opad, H – odpływ, E – ewapotranspiracja, R – retencja

descriptions: P – precipitation, H – outflow, E – evapotranspiration, R – retention

W zlewni cieków Hutka w roku hydrologicznym 2005 w półroczu zimowym wskaźnik odpływu wyniósł 7 mm, w zlewni rowu G-8 osiągnął wartość 15 mm. Najwyższą wartość wskaźnika odpływu obserwowano w zlewni rowu G (tabela 4), gdzie wyniósł on 58 mm. W półroczu letnim roku 2005 wskaźniki odpływu w poszczególnych zlewniach były wyraźnie niższe i wyniosły od 2 mm do 5 mm. W kolejnym analizowanym roku w półroczu zimowym 2006 wskaźniki odpływów wyniosły od 4 mm (zlewnia cieków Hutka) do 53 mm (zlewnia rowu G). Podobnie jak w poprzednim, także w półroczu letnim 2006 wskaźniki odpływu badanych zlewni były wyraźnie niższe w porównaniu z półroczami zimowymi i wyniosły od 1 mm (zlewnia rowu G-8) do 4 mm (zlewnia rowu G). Również w półroczach zimowych i letnich roku 2007 wskaźniki odpływów miały zbliżone wartości.

Analizując wielkości wskaźników odpływów w analizowanych latach hydrologicznych można zauważyć, że wskaźniki te są najbardziej wyrównane w zlewni cieków Hutka. Ich wartości dla półroczy zimowych są około dwu- trzykrotnie większe w porównaniu ze wskaźnikami odpływ w półroczach letnich (tabela 4). Nieco większym zróżnicowaniem

odpływów charakteryzuje się zlewnia rowu G-8 w której wskaźniki odpływu w półroczach zimowych są około dziesięciokrotnie wyższe w porównaniu z półroczami letnimi. Podobną zależność zaobserwowano także w latach o wyższych sumach opadów atmosferycznych [12]. Należy także zwrócić uwagę na wyraźnie wyższe wskaźniki odpływu ze zlewni rowu G w porównaniu z pozostałymi badanymi zlewniami. Zlewnia ta charakteryzuje się najmniejszą lesistością, a wśród typów siedliskowych dominują siedliska bagienne (50%) i wilgotne (31%), podczas gdy w zlewni rowu G-8 siedliska bagienne i wilgotne stanowią łącznie 63% a w zlewni cieką Hutka 7% (tabela 1). Takie zróżnicowanie siedlisk w badanych zlewniach może mieć wpływ na zróżnicowanie wielkości odpływów z tych zlewni.

Przebieg warunków meteorologicznych w omawianym okresie był również przyczyną deficytu wody w badanych siedliskach. Jak widać z danych zamieszczonych w tabeli 4 we wszystkich badanych zlewniach w półroczach zimowych obserwowano przyrosty, natomiast w letnich obserwowano wyraźne spadki retencji. Przyrosty te w zimowym półroczu hydrologicznym 2005 wyniosły od 35 mm (zlewnia rowu G) do 117 mm (zlewnia cieką Hutka). W półroczu zimowym 2006 przyrosty retencji wyniosły od 68 mm (zlewnia rowu G) do 107 mm (zlewnia rowu G-8), zaś w półroczu letnim 2007 od 73 mm (zlewnia rowu G) do 101 mm (zlewnia cieką Hutka). Przy znacznych wartościach parowania terenowego, które szczególnie w zlewniach rowu G i G-8 wyraźnie przekraczało wartości opadu, w półroczach letnich obserwowano wyraźne spadki retencji we wszystkich badanych zlewniach. W półroczu letnim 2005 spadki retencji wyniosły 132 mm w zlewni cieką Hutka, 99 mm w zlewni rowu G i 96 mm w zlewni rowu G-8. W kolejnym, letnim półroczu hydrologicznym 2006 spadki retencji były wyraźnie wyższe i wyniosły od 201 mm w zlewni cieką Hutka do 229 mm w zlewni rowu G. Spowodowało to także wyraźne obniżenie się stanów retencji w całym roku hydrologicznym od 95 mm w zlewni cieką Hutka do 141 mm w zlewni rowu G. Również w kolejnym roku hydrologicznym 2007 stany retencji wyraźnie się obniżyły, co było szczególnie widoczne w zlewniach rowu G i G-8. Suma opadów atmosferycznych była tu bowiem wyraźnie niższa niż w zlewni cieką Hutka, co przy wysokim parowaniu terenowym spowodowało dalsze obniżenie się retencji w zlewniach rowu G i G-8.

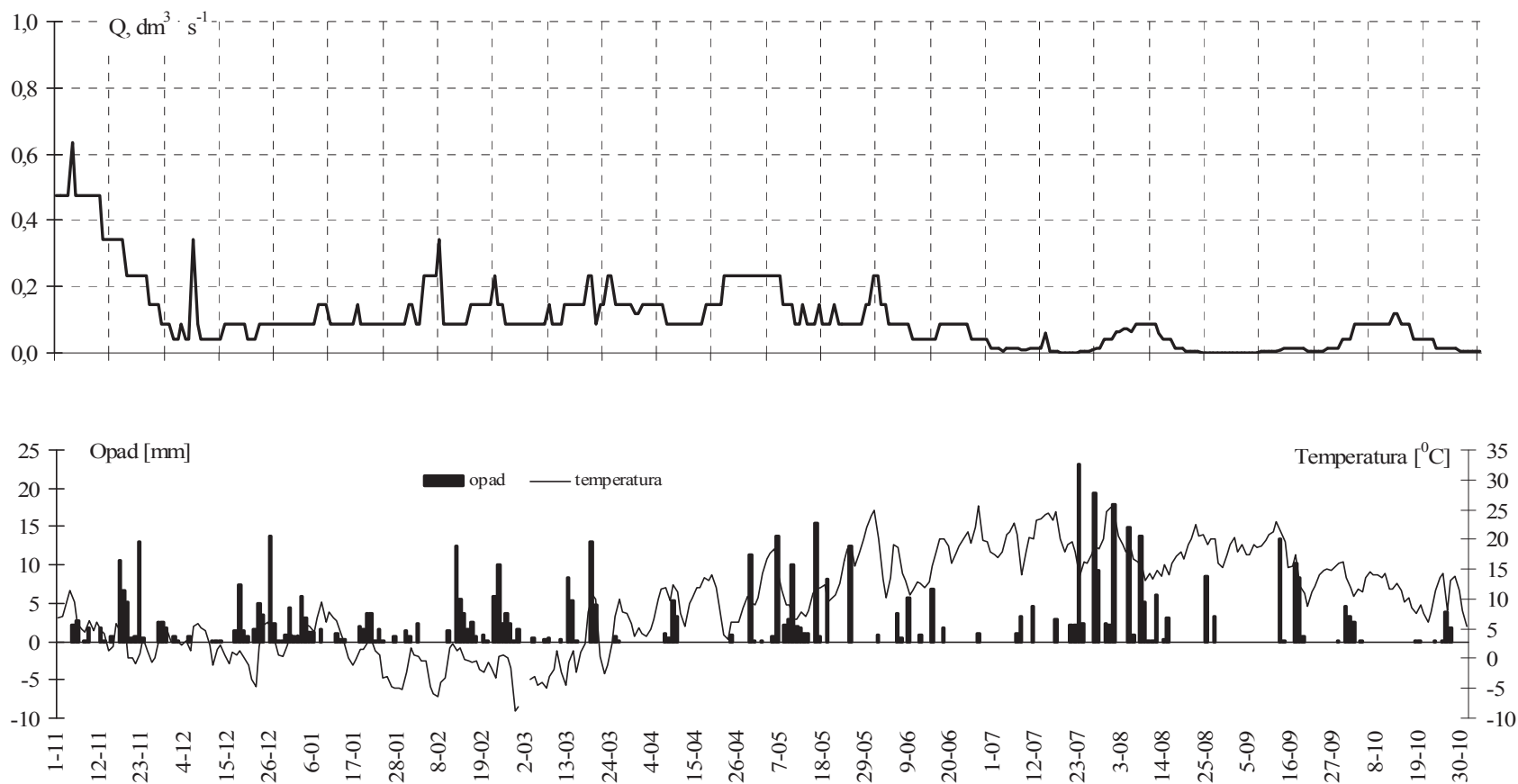
Omówione powyżej dane świadczą o niekorzystnym przebiegu warunków meteorologicznych w badanym trzyletnim okresie, co wpłynęło także na niekorzystny bilans wodny. W półroczach letnich parowanie terenowe przewyższające wyraźnie niskie w tych półroczach sumy opadów atmosferycznych, szczególnie z zlewniach rowu G i G-8 spowodowało znaczne obniżenie retencji i wpłynęło na okresowy zanik przepływów w tych ciekach.

Na rysunkach 1 i 2 przedstawiono przykładowe hydrogramy przepływów w badanych zlewniach cieku Hutka, oraz rowu G i G-8 na tle przebiegu dobowych sum opadów i średnich dobowych temperatur powietrza w roku hydrologicznym 2005.

Jak widać na przedstawionych hydrogramach we wszystkich trzech badanych zlewniach przepływy w półroczu zimowym 2005 były wyższe w porównaniu z półroczem letnim. W cieku Hutka przepływy, a co za tym idzie także wskaźnik odpływu, były nieco bardziej wyrównane, w porównaniu z wartościami w zlewniach G i G-8. Ponadto hydrogramy te wskazują na znacznie dłuższe okresy bezodpływowe jakie wystąpiły w rowu G i G-8. W zlewni cieku Hutka w półroczu letnim 2005 w okresie lipca, sierpnia i września (rys. 3) wystąpiło łącznie 34 dni w którym przepływ był zerowy. W zlewni rowu G-8 okres bezodpływowy był znacznie dłuższy i utrzymywał się od połowy sierpnia do końca roku hydrologicznego. W zlewni rowu G przepływy zaniknęły pod koniec maja i ich brak utrzymywał się również do końca roku hydrologicznego. Nieznaczne przepływy pojawiły się tu jedynie w połowie lipca i w pierwszej dekadzie sierpnia (rys. 2).

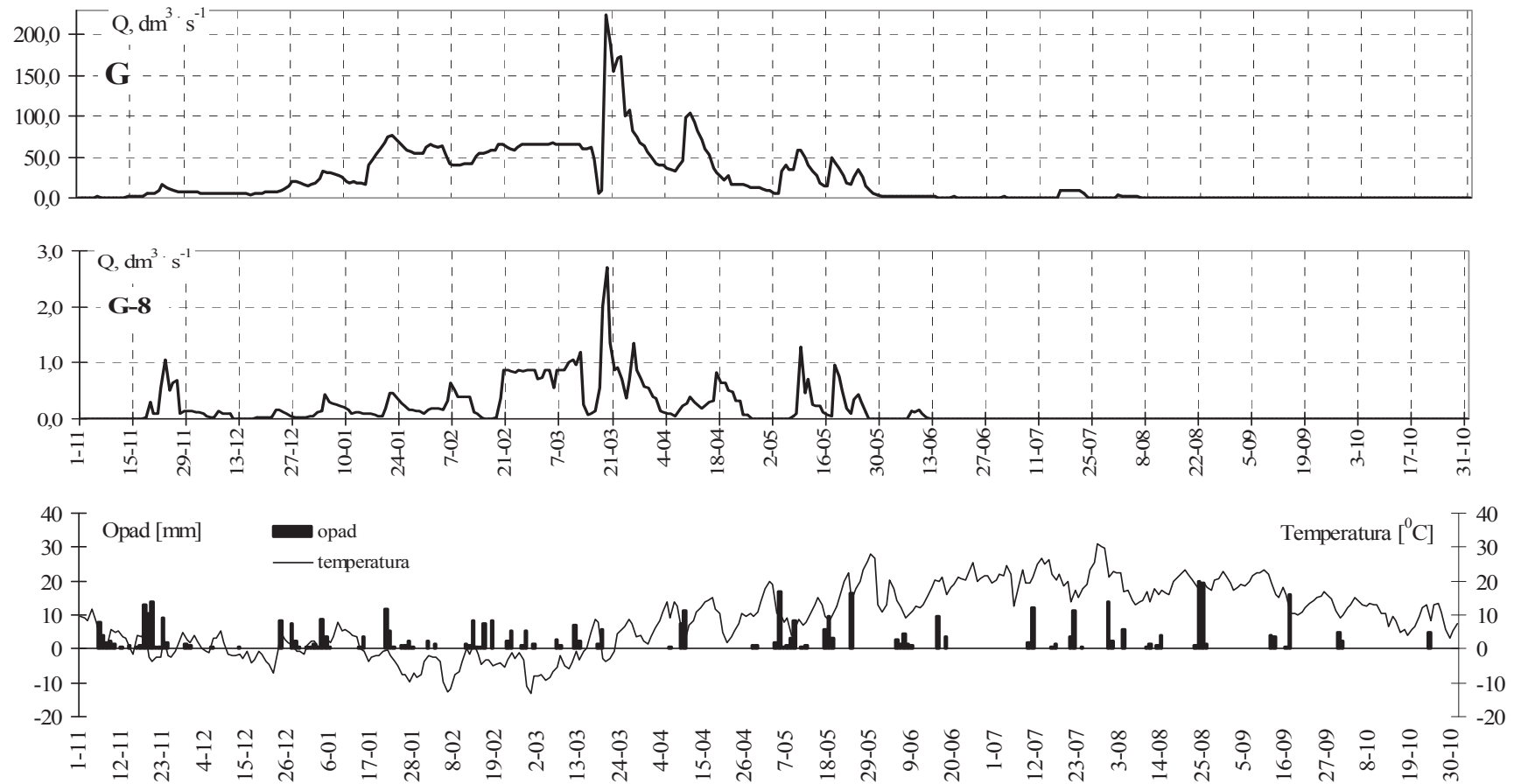
Dotychczasowe wyniki badań przeprowadzonych w zlewniach rowów G i G-8 oraz w zlewni cieku Hutka wykazały, że w półroczach zimowych obserwuje się wyraźne przyrosty retencji, zaś w półroczach letnich ich spadki [5]. Analiza bilansów wodnych wskazuje, że z uwagi na wysokie wartości wskaźnika odpływów w półroczach zimowych w zlewni rowu G oraz znaczne spadki retencji w półroczach letnich w zlewni tej wskazane są działania mające na celu zwiększenie zasobów wodnych tej zlewni.

Jak wykazały wcześniejsze badania prowadzone w zlewni rowu G i G-8 [6] zmiany stanów wód gruntowych mogą być dobrym wskaźnikiem zmian retencji gleb siedlisk leśnych.



Rys. 1. Hydrogram przepływów w cieku Hutka na tle przebiegu dobowych sum opadów atmosferycznych i średnich dobowych temperatur powietrza w roku hydrologicznym 2005

Fig. 1. Water flow hydrogram in Hutka watercourse against course of daily precipitation sums and average air temperature in 2005 hydrological year



Rys. 2. Hydrogramy przepływów w rowie G i G-8 na tle przebiegu dobowych sum opadów atmosferycznych i średnich dobowych temperatur powietrza w roku hydrologicznym 2005

Fig. 2. Water flow hydrogram in G and G-8 ditch against course of daily precipitation sums and average air temperature in 2005 hydrological year

W tabeli 5 przedstawiono zmiany stanów wód gruntowych w poszczególnych typach siedliskowych lasu w półroczach hydrologicznych lat 2005÷2007. Jak widać z zamieszczonych danych najmniejsze wahania stanów wód gruntowych zaobserwowano w siedlisku olesu jesionowego (OIJ). W półroczach zimowych przyrosty stanów wody wyniosły od 16 cm do 27 cm. Natomiast obserwowane spadki zwierciadła wody gruntowej w półroczach letnich wyniosły od 22 cm do 38 cm (tabela 5). Nieco większe wahania stanów wód gruntowych zaobserwowano w lesie wilgotnym (Lw). Przyrosty stanów wody w półroczach zimowych wyniosły od 59 cm do 72 cm, zaś ich spadki w półroczach letnich od 67 cm do 80 cm. Zbliżone do siebie wahania stanów wód gruntowych zaobserwowano w studzienkach zlokalizowanych w siedliskach wilgotnych: lasu i boru mieszanego wilgotnego (LMw, BMw). Były one o kilkanaście centymetrów większe w porównaniu z wahaniami w lesie wilgotnym (tabela 5). Największe wahania stanów wód gruntowych zaobserwowano natomiast w lesie mieszanym świeżym (LMś) i w borze mieszanym świeżym (BMś). Przyrosty stanów wody w półroczach zimowych w lesie mieszanym świeżym wyniosły od 86 cm do 131 cm, zaś w półroczach letnich zwierciadło wody obniżyło się tu o od 113 cm do 143 cm. W siedlisku boru mieszanego świeżego przyrosty stanów wód gruntowych w zimowym półroczu hydrologicznym wyniosły od 89 cm do 125 cm, natomiast obserwowane w półroczach letnich spadki wyniosły od 98 cm do 128 cm.

Przedstawione wyniki badań z lat 2005÷2007 wykazały, że najmniejsze zmiany całkowitej retencji jak i stanów wód gruntowych wystąpiły w siedliskach olesu jesionowego i lasu wilgotnego. W siedliskach lasów i borów mieszanych wilgotnych i świeżych stwierdzono większe zróżnicowanie zmian retencji i stanów wód gruntowych, co wskazuje na możliwość lepszego wykorzystania zdolności retencyjnych gleb tych siedlisk.

Badania potwierdziły, że w siedliskach bagiennych zlewni rowu G, z uwagi na nieduże wahania stanów wody i retencji zwiększenie retencji glebowej jest możliwe tylko w niewielkim zakresie. Zwiększenie zasobów wodnych i lepsze wykorzystanie retencji w tej zlewni jest możliwe przede wszystkim w położonych w wyższych partiach zlewni siedliskach wilgotnych i świeżych. Zlewnia ta posiada gęstą sieć istniejących rowów melioracyjnych, co stwarza możliwość wykonania prostych urządzeń piętrzących nawet w kilku przekrojach cieku i sterowanie wielkością przepływów w zlewni rowu G. Natomiast możliwość wykonania

innych zbiorników wodnych czy wybór miejsca ich lokalizacji wymagałby przeprowadzenia dodatkowych, szczegółowych badań i analiz oraz pomiarów geodezyjnych.

Tabela 5. Amplitudy wahań stanów wód gruntowych [cm] w analizowanych siedliskach leśnych (objaśnienia polskie w tekście) w poszczególnych półroczach hydrologicznych lat 2005÷2007

Table 5. Groundwater level amplitudes [cm] in analyzed forest site types (OIJ – ash – alder swamp forest, Lw – moist broadleaved forest, LMw – moist mixed broadleaved forest, BMw – moist mixed coniferous forest, LMśw – fresh mixed broadleaved forest, BMśw – fresh mixed coniferous forest) in each half-year of 2005÷2007 hydrological years

rok hydrologiczny hydrological year	okres period	zmiany stanów wody gruntowej [cm] w typach siedliskowych lasu groundwater level changes In forest site types					
		bagienne swamp		wilgotne moist		świeże fresh	
		OIJ	Lw	LMw	BMw	LMśw	BMśw
2005	XI-IV	+27	+59	+79	+71	+86	+89
	V-X	-29	-67	-97	-84	-113	-98
2006	XI-IV	+18	+77	+88	+90	+131	+128
	V-X	-38	-87	-112	-99	-143	-134
2007	XI-IV	+16	+72	+82	+92	+105	+125
	V-X	-22	-80	-106	-106	-121	-133

5. Wnioski

1. Analiza warunków meteorologicznych w badanych latach hydrologicznych 2005÷2007 potwierdziła ich zmienność na obszarze Wielkopolski. W zlewni rowu G i G-8, które są zlokalizowane na południowym krańcu regionu, roczne sumy opadów atmosferycznych wyniosły od 461 mm w roku 2005 do 515 mm w roku 2007. Natomiast w zlewni Hutki, położonej w centralnej części Wielkopolski były one wyraźnie wyższe i wyniosły od 535 mm w roku 2006 do 611 mm w roku 2007.
2. W analizowanych latach hydrologicznych maksymalne przepływy wody w rowach G i G-8 oraz w cieku Hutka występowały zawsze w półroczach zimowych. Poza opadami wyraźny wpływ na wartości i zmienność przepływów w tych półroczach miała temperatura powietrza, której wzrost powodował pojawienie się roztopów śródzi-

mowych i wiosennych oraz związanych z nimi wezbrań. Natomiast w półroczach letnich przepływy w analizowanych ciekach były wyraźnie mniejsze niż w półroczach zimowych, a nawet okresowo zaniżały w rowie G i G-8.

3. Analiza bilansów wodnych omawianych zlewni wykazała, że w półroczach zimowych badanych lat występowały przyrosty retencji całkowitej gleb siedlisk leśnych i kształtowały się one od 35 mm do 107 mm w zlewni G i G-8 oraz od 101 mm do 117 mm w zlewni ciek Hutka. Natomiast w półroczach letnich omawianych lat, w wyniku wysokiego parowania terenowego i intensywnej transpiracji drzewostanów wystąpiły ubytki retencji całkowitej. W zlewni G i G-8 osiągały one wartości od 99 mm do 141 mm, a w zlewni ciek Hutka wyniosły od 116 mm do 201 mm.
4. Stwierdzono, że w półroczach zimowych badanych lat hydrologicznych w omawianych zlewniach wystąpiły przyrosty stanów wód gruntowych i ściśle związanej z nimi całkowitej retencji siedlisk. Natomiast w półroczach letnich zaobserwowano obniżanie się stanów wody gruntowej i uwilgotnienia siedlisk spowodowane zwiększonym parowaniem terenowym w tych półroczach, które odgrywało istotną rolę w bilansach wodnych tych zlewni.
5. Przeprowadzone w zróżnicowanych warunkach siedliskowych zlewni ciek Hutka oraz zlewni rowu G i G-8 badania wykazały, że najmniejsze zmiany stanów wód gruntowych i całkowitej retencji występują w siedliskach bagiennych i wilgotnych: głównie olesu jesionowego i lasu wilgotnego. W siedliskach lasów i borów mieszanych wilgotnych i świeżych stwierdzono większe zróżnicowanie zmian retencji i stanów wód gruntowych, co wskazuje na możliwość lepszego wykorzystania zdolności retencyjnych gleb tych siedlisk. Gęsta sieć istniejących rowów melioracyjnych w zlewni rowu G stwarza możliwość wykonania prostych urządzeń piętrzących co umożliwi sterowanie wielkościami przepływów.
6. Optymalne utrzymanie zwierciadła wody gruntowej w glebach siedlisk leśnych pozwoli również na wykorzystanie zretencjonowanej w profilach glebowych wody gruntowej w dłuższych okresach bezopadowych, występujących najczęściej w półroczach letnich półroczy letnich. Jest to zgodne z potrzebami leśnictwa i wymogami ochrony środowiska przyrodniczego.

Literatura

1. **Białkiewicz F., Babiński S.:** *Znaczenie lasu w kształtowaniu retencji gleb i dopływu wód opadowych.* Sylwan CXXV, 1, 1÷9. 1981.
2. **Germer S., Neill Ch., Krushe A. V., Elsenbeer H.:** *Influence of land-use change on near-surface hydrological processes: undisturbed forest to pasture.* Journal of Hydrology 380, 473÷480. 2010.
3. **Kędziora A.:** *Podstawy agrometeorologii.* PWRiL Poznań, ss. 364, 1995.
4. **Kondracki J.:** *Geografia Fizyczna Polski.* Wyd. III, PWN, Warszawa, 463 ss. 1978.
5. **Kosturkiewicz A., Czopor S., Korytowski M., Stasik R., Szafrąński Cz.:** *Odpiływy i retencja siedlisk leśnych w małych zlewniach.* Roczniki AR w Poznaniu, Seria Melioracje i Inżynieria Środowiska, t. 342, z. 23, Poznań, 217÷227. 2002.
6. **Kosturkiewicz A., Korytowski M., Stasik R., Szafrąński Cz.:** *Amplitudy wahań wody gruntowej w glebach siedlisk leśnych jako wskaźnik ich zdolności retencyjnych.* Roczniki AR w Poznaniu, Melior. i Inż. Środ. t. 338, z. 22, 55÷64. Poznań 2002.
7. **Kowalczak P., Farat R., Kępińska-Kasprzak M., Mager P., Pietras W.:** *Hierarchia potrzeb obszarowych małej retencji w Polsce.* Wyd. Nauk. IMGW, Warszawa: ss. 76. 1997.
8. *Operat glebowo-siedliskowy i fitosocjologiczny LZD Siemianice.* Zakład Usług Ekologicznych i Urzędzeniowo Leśnych, Poznań: 194 ss. 1995.
9. *Operat glebowy Nadleśnictwa Doświadczalnego Zielonka (Aneks Glebowy Nadleśnictwa Doświadczalnego Zielonka, stan na 01.10.1973.,* Wyższa Szkoła Rolnicza w Poznaniu, Leśny Zakład Doświadczalny Murowana Goślina. Poznań 1973.
10. *Plan urzędzenia lasu Nadleśnictwa Doświadczalnego Siemianice.* Katedra Urządzania Lasu AR. Poznań 1994.
11. **Sun G., Zhou G., Zhang Z., Wei X., McNulty S. G., Vose J. M.:** *Potential water yield reduction due to forestation across China,* Journal of Hydrology 328, 548÷558. 2006.
12. **Stasik R., Szafrąński Cz., Korytowski M. Liberacki D.:** *Próba oceny możliwości zwiększenia retencji w glebach wybranych siedlisk leśnych.* Zesz. Prob. Post. Nauk. Rol. z. 528, 305÷312. Warszawa 2007.
13. **Szafrąński Cz.:** *Zasoby wodne Polski i ich ochrona.* W monografii: *Zasoby przyrodnicze szansą zrównoważonego rozwoju.* Red. J. Nowacki Wyd. AR w Poznaniu, 67÷77. 2007.
14. **Tyszka J.:** *Rola i miejsce lasu w kształtowaniu stosunków wodnych w zlewni rzecznej.* Sylwan, Nr 11: 67÷80. 1995.

15. **Tyszka J.:** *Retencja wodna w lasach*. Biblioteczka Leśniczego, zesz. 87, Wyd. Świat. Warszawa 1997.
16. *Zasady planowania i realizacji zasad małej retencji w lasach państwowych*. Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych. Biuro Studiów i Projektów Leśnictwa Biproplas., 25 ss. 1997.

Evaluation of Water Resources in a Small Forest Catchment in Wielkopolska Region

Abstract

The research of water resource evaluation were carried out at three small forest catchment located at Wielkopolska region. G and G-8 catchments are located at Siemianice Forest Experimental Farm in southern part of Wielkopolska region. Hutka catchment is located at Zielonka Primeval Forest in central part of the region.

The maximum water flow in analyzed G, G-8 ditches and Hutka water-course always appeared in winter half-years. Meanwhile water flow in analyzed watercourses were always significantly lower in summer half-years and periodically they disappeared.

It was also indicated that increase of groundwater levels is strongly connected with water retention in winter half-years. Meanwhile decrease of groundwater levels and water content in soil caused by higher evaporation were observed in summer half-years which had significant role in water balances of these catchments. The research carried out in a different habitat conditions indicated the smallest changes of groundwater and total retention in swamp habitats: mainly in ash-alder swamp forest and moist broadleaved forest. Higher differentiation of water retention changes and groundwater levels was observed in moist mixed broadleaved forest, moist mixed coniferous forest, as well as in fresh mixed broadleaved forest and fresh mixed coniferous forest. It suggests the possibility of better usage of their retention capability. Optimum water level sustaining in forest habitat soils allows better usage of retain water was also indicated in the research, which is in accordance with forest needs and environmental protection requirements.



Wpływ dezintegracji i fermentacji na podatność osadów ściekowych do odwadniania

Paweł Wolski, Lidia Wolny
Politechnika Częstochowska

1. Wprowadzenie

Końcowe zagospodarowanie osadów ściekowych wpływa na stan środowiska naturalnego i związane jest ze świadomością ekologiczną społeczeństwa, rozwojem technologii, a przede wszystkim kryteriami ekonomicznymi. Spośród kilku metod końcowego zagospodarowania odpadów w Polsce dominującym sposobem jest ich składowanie (wg GUS w 2008 r. na składowiskach zdeponowano 86,7% odpadów komunalnych). Metoda ta jest jednym z najgorszych rozwiązań w gospodarce odpadami, co związane jest z niewykorzystaniem cennych pod względem energetycznym i nawozowym surowców znajdujących się w odpadach. W Polsce zgodnie z Dyrektywą UE od 2013 roku nie będzie można składować osadów ściekowych na składowisku. Wymusza to poszukiwania bardziej efektywnych metod ich końcowego zagospodarowania, nie traktując osadów ściekowych jako typowego odpadu. Spalanie, współspalanie, kompostowanie, czy też rolnicze ich wykorzystanie stanie się w najbliższym czasie alternatywą dla powszechnej obecnie metody jaką jest składowanie [6].

Mając na uwadze zwiększenie udziału procesu spalania (współspalania) w końcowym zagospodarowaniu odpadów, w tym również osadów ściekowych poszukuje się metod, które zintensyfikują proces ich końcowego odwadniania. Wysoki stopień uwodnienia osadów oznacza, że zajmują one dużą objętość. W celu utrzymania efektywnego i ekonomicznego działania oczyszczalni objętość powstających osadów należy zmniejszyć w procesach zagęszczania i odwadniania. Przeróbka osadów ściekowych w oczyszczalniach jest związana z usuwaniem zawartej w nich wody, dzięki czemu uzyskuje się zmniejszenie objętości osadów. Procesem, wywierającym wpływ na zmianę struktury i właściwości osadów oraz pozwalającym na bardziej skuteczne usuwanie zawartej w osadach wody jest kondycjonowanie [1, 2, 4].

Zmiana postaci osadów to zmiana ich struktury, pozwalająca zwiększyć podatność na ich odwadnianie. Dezintegracja ultradźwiękowa to jedna z metod kondycjonowania mająca istotny wpływ na dyspersję struktury osadów ściekowych, a tym samym wpływająca na intensyfikację procesu fermentacji metanowej [8, 9].

Ingerencja w przebieg procesu fermentacji metanowej poprzez modyfikację osadów przed procesem stabilizacji wpływa na ich końcową podatność na odwadnianie. Stabilizacja wstępnie wspomagana kondycjonowaniem zmienia skład fizykochemiczny osadów poprzez rozluźnienie wiązań istniejących między cząsteczkami wody i osadów. Wpływa to bezpośrednio na zdolność osadów do odwadniania [7].

Wysoki stopień uwodnienia osadów zwiększa koszty końcowego ich zagospodarowania. Zagęszczanie i końcowe odwadnianie to procesy, dzięki którym po wstępnym kondycjonowaniu skutecznie usuwany jest nadmiar wody zawarty w osadach. Poszukiwanie metod i sposobów poprawiających efektywność tych procesów wiąże się z dużymi kosztami, jak również różnymi rozwiązaniami technologicznymi.

Dotychczas przeprowadzone badania wykazały, że wstępne termiczne kondycjonowanie osadów nadmiernych poddanych procesowi fermentacji metanowej wpływa pozytywnie na wzrost wartości ChZT oraz LKT w cieczy nadosadowej, jak również na parametry charakteryzujące stopień ich odwadniania [3, 5].

Celem prowadzonych badań było określenie wpływu czasu działania pola UD, amplitudy pola ultradźwiękowego oraz stopnia przefermentowania na efektywność odwadniania wyrażoną za pomocą CSK

i stopnia zagęszczania. Badania miały charakter rozpoznawczy, którego rezultaty mogą prowadzić do dalszych badań w tym temacie.

2. Część doświadczalna

2.1. Substrat badań

Podstawowym substratem badań był nadmierny osad czynny pochodzący z Centralnej Oczyszczalni Ścieków P.S.W. WARTA w Częstochowie, do którego dodawano 10% osadu przefermentowanego, pełniącego rolę zaszczepu. Osad nadmierny pobrano przed zagęszczaczem, natomiast osad przefermentowany pobrano z rurociągu za komorami stabilizacji beztlenowej (WKF_z).

2.2. Metodyka badań

Badania podzielono na dwa etapy. W pierwszym etapie badane osady poddano działaniu pola ultradźwiękowego (UD). Do nadźwiękowania prób zastosowano procesor ultradźwiękowy VCX 1500 o mocy 1500 W, częstotliwości 20 kHz i długości fali 39,42, μm (co odpowiadało amplitudzie równej 100%). Badania prowadzono wykorzystując pięć amplitud (20, 40, 60, 80, 100%) i czas nadźwiękowania do 10 minut (0,5; 1; 1,5; 2; 2,5; 3; 3,5; 4; 4,5; 5; 5,5; 6; 7; 8; 9; 10 min). Zarówno przed, jak i po procesie sonifikacji, oznaczano czas ssania kapilarnego (CSK) i stopień zagęszczania badanych próbek.

W drugim etapie osady niekondycjonowane oraz wstępnie kondycjonowane polem UD (amplituda 80%, czas sonifikacji 10 min) poddano fermentacji w kolbach laboratoryjnych ($V = 0,5 \text{ dm}^3$) przez okres 10 dni. W celu zapewnienia optymalnej dla fermentacji mezofilowej temperatury ($\pm 35^\circ\text{C}$), kolby umieszczono w cieplarni laboratoryjnej. W każdym dniu prowadzenia procesu (zarówno dla osadu kondycjonowanego jak i niekondycjonowanego) oznaczano CSK i krzywe zagęszczania.

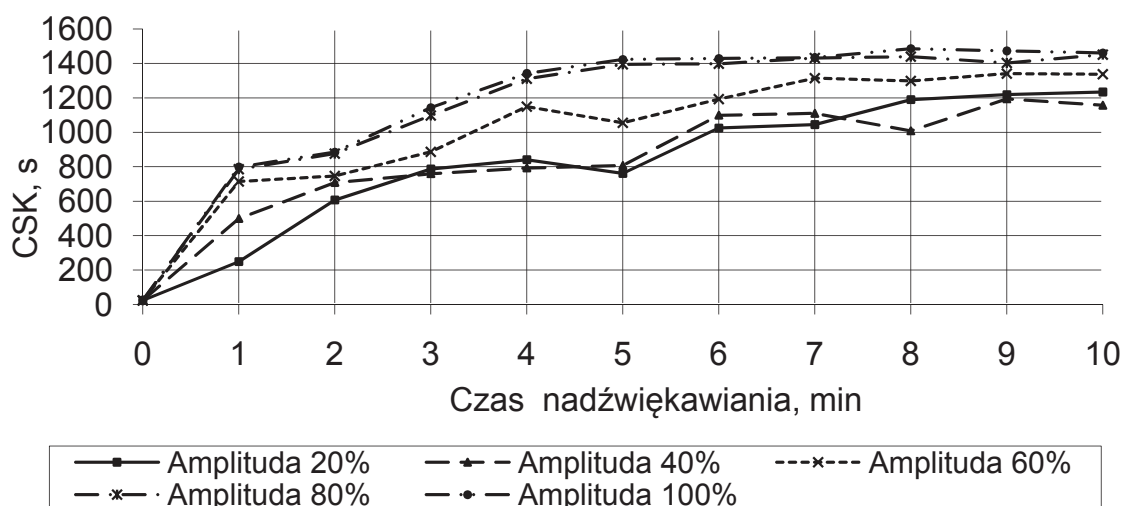
Pomiar czasu ssania kapilarnego przeprowadzono według metodyki Baskerville'a i Galle'a, opartej na mierzeniu przejścia czołowej granicznej warstwy filtratu w wyniku działania sił ssących zastosowanej bibuły – Whatman 17.

Zagęszczanie grawitacyjne prowadzono w cylindrach miarowych o objętości 100 ml. Badane próbki osadów poddawano procesowi sedymentacji, odczytując w odpowiednich przedziałach czasowych (5, 10, 15,

20, 25, 30, 45, 60, 90 i 120 minut) objętość osadu zsedimentowanego. Na podstawie pomiarów objętości osadów w czasie sedimentacji w cylindrze wyznaczono krzywe zagęszczania.

2. Wyniki badań

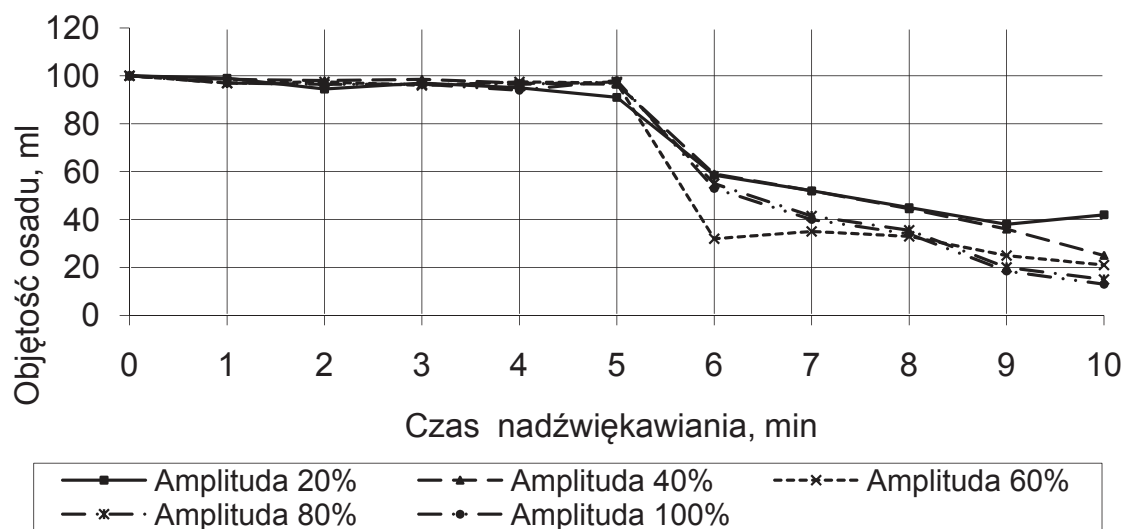
Sonifikowane osady nadmierne charakteryzowały się wzrostem wartości czasu ssania kapilarnego wraz z wydłużeniem czasu nadźwiękawiania (rys. 1). Również długość fali pola ultradźwiękowego podczas kondycjonowania badanych osadów wpływała na wartości CSK. Otrzymano dłuższe czasy ssania kapilarnego wraz z podwyższeniem amplitudy. Najwyższą wartość CSK wynoszącą 1461 s uzyskano dla 10 minutowego działania pola UD przy amplitudzie 100% odpowiadającej długości fali również 39,42 μm .



Rys. 1. Wpływ czasu nadźwiękawiania na wartości CSK osadów ściekowych wstępnie kondycjonowanych polem UD

Fig. 1. Sonification time influence on the CST values of sewage sludge preliminary conditioned with ultrasonic field

Wpływ pola ultradźwiękowego na efektywność oddawania wody przez osady nadmierne odnotowano również w procesie ich zagęszczania. W przypadku osadów poddanych działaniu pola UD stwierdzono, że wraz ze wzrostem czasu nadźwiękawiania uzyskano lepszy efekt sedimentacji, który szczególnie wyraźnie zaobserwowano po 5 minucie ekspozycji (rys. 2).



Rys. 2. Wpływ czasu nadźwiękawiania na efektywność zagęszczania osadów ściekowych wstępnie kondycjonowanych polem UD

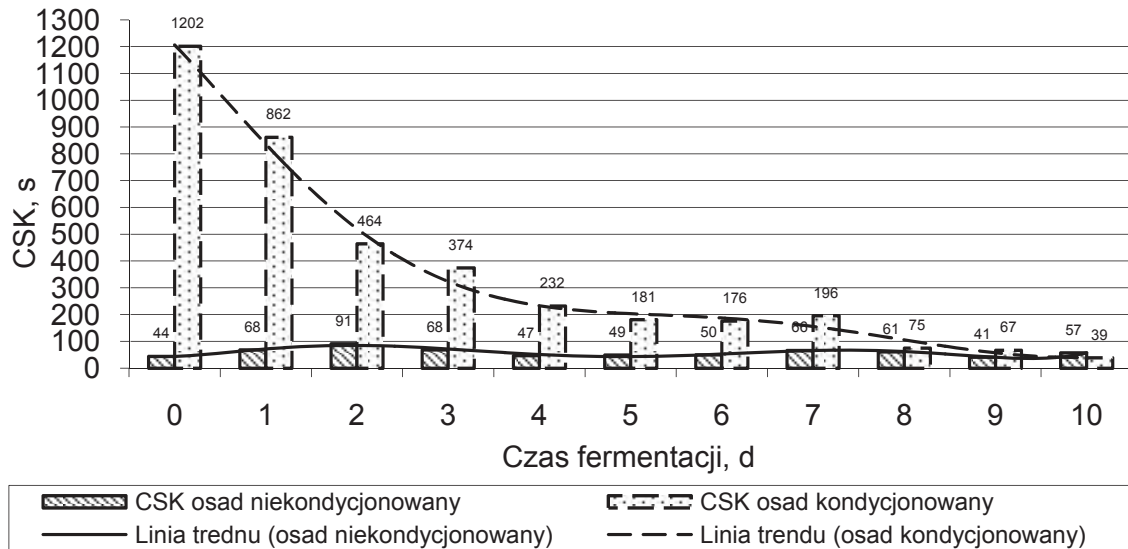
Fig. 2. Sonification time influence on the effectiveness of sewage sludge thickening preliminary conditioned with ultrasonic field

Celem określenia wpływu fermentacji na efektywność oddawania osadów ściekowych wstępnie kondycjonowanych, w każdym dniu prowadzenia procesu oznaczano CSK i krzywą zagęszczania.

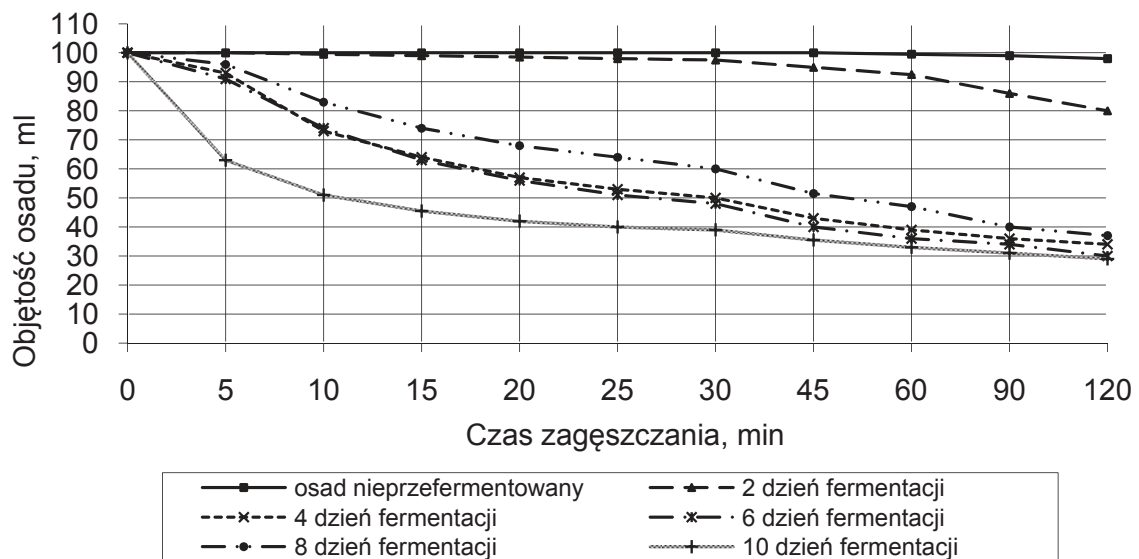
Wartości CSK osadu niekondycjonowanego poddanego procesowi stabilizacji mieściły się w przedziale od 41 do 91 sekund (rys. 3). Osad kondycjonowany polem UD przed poddaniem procesowi fermentacji charakteryzował się wysokimi wartościami CSK (1202 s). Odnotowano, że stabilizacja beztlenowa wyraźnie wpłynęła na obniżenie wartości czasu ssania kapilarnego. W 8 dniu prowadzenia procesu uzyskano wartości zbliżone do CSK osadu wstępnie niekondycjonowanego.

Podobne zależności wpływu fermentacji na efektywność oddawania wody uzyskano poddając osady niekondycjonowane i wstępnie kondycjonowane polem UD procesowi sedymentacji. Stabilizacja badanych osadów pozytywnie wpłynęła na efektywność ich zagęszczania. Potwierdzeniem tego rezultatu były wyniki zagęszczania przedstawione odpowiednio na wykresie (rys. 4) dla osadów nadmiernych niekondycjonowanych oraz na wykresie (rys. 5) dla osadów poddanych wstępnemu kondycjonowaniu. W tym przypadku najniższą wartość objętości końcowej zagęszczonych osadów uzyskano dla próbki po 8 dobie procesu fermentacji.

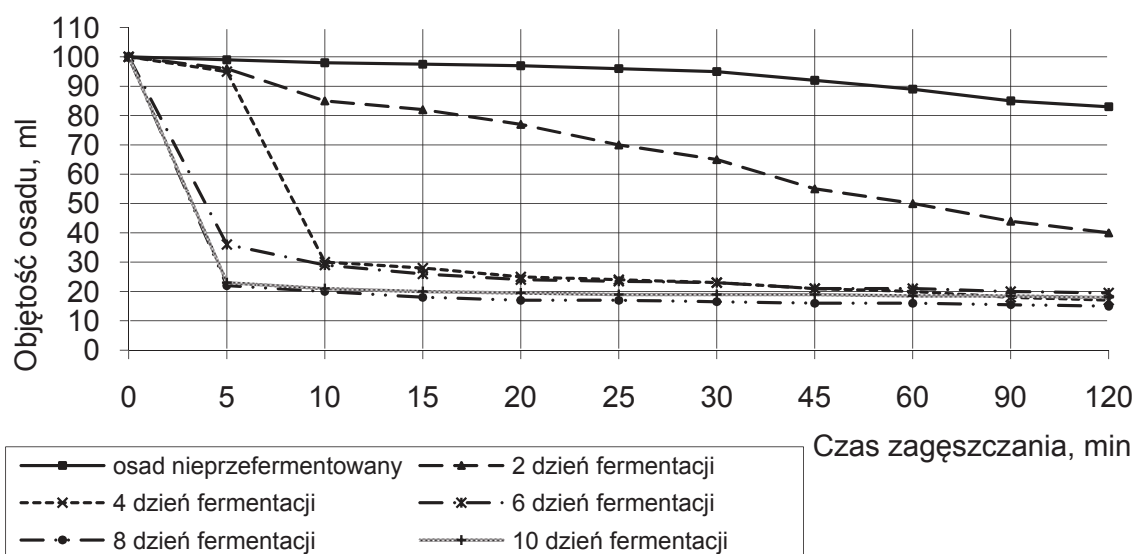
tacji i wynosiła ona 18 ml. Natomiast dla osadów bez wstępnego kondycjonowania najmniejsza objętość wynosiła 40 ml i dotyczyła próbki po 10 dobach procesu fermentacji (rys. 4).



Rys. 3. Wpływ czasu fermentacji na CSK osadów nadmiernych
Fig. 3. Influence of fermentation time on the CST of excess sludge



Rys. 4. Wpływ czasu fermentacji na zagęszczanie niekondycjonowanych osadów nadmiernych
Fig. 4. Influence of fermentation time on the thickening of unconditioned excess sludge



Rys. 5. Wpływ czasu fermentacji na zagęszczanie wstępnie kondycjonowanych osadów nadmiernych

Fig. 5. Influence of fermentation time on the thickening of preliminary conditioned excess sludge

3. Podsumowanie i wnioski końcowe

Przeprowadzone badania wykazały wpływ pola ultradźwiękowego i fermentacji na efekt końcowego odwadniania osadów nadmiernych. Zastosowanie fizycznej modyfikacji osadów powodowało zwiększenie wartości CSK, proporcjonalnie ze wzrostem długości fali pola ultradźwiękowego. Sonifikacja osadów powodowała ich dyspersję, co w konsekwencji miało wpływ na zatykanie porów w bibule filtracyjnej zmniejszając zdolności filtracyjne badanego medium, co dla prowadzenia procesu odwadniania jest niekorzystne. Natomiast zmiana struktury przez jej rozdrobnienie poprawiała zdolności sedymentacyjne osadu. Szczególnie po 5 minucie ekspozycji pola UD dla każdej z badanych amplitud, uzyskano wyraźną poprawę zagęszczania badanych osadów. Rozdrobnione cząstki osadu ulegały lepszemu „upakowaniu”, uwalniając tym samym nadmiar wody wolnej.

Dotychczas przeprowadzone badania wykazały, że ustabilizowane osady ściekowe charakteryzują się gorszymi zdolnościami do odwadniania. Poddając je wstępnej fizycznej modyfikacji przed procesem fermentacji, stwierdzono obniżenie wartości czasu ssania kapilarnego oraz wzrost stopnia ich zagęszczania. Również i w tym przypadku ingerencja

w strukturę osadów ściekowych wpłynęła pozytywnie na parametry charakteryzujące efekt ich odwadniania. Czas fermentacji wpływał na obniżenie wartości CSK osadów wstępnie modyfikowanych polem ultradźwiękowym, jak również zwiększenie efektywności zagęszczania.

Na podstawie przeprowadzonych badań sformułowano następujące wnioski końcowe:

- kondycjonowanie osadów nadmiernych polem ultradźwiękowym wpływało na wydłużenie czasu ssania kapilarnego, proporcjonalnie do wzrostu długości fali i czasu ekspozycji pola UD,
- osady poddane 5 minutowej sonifikacji lepiej się zagęszczały. Efekt ten obserwowano również dla kolejnych czasów nadźwiękawiania, co mogło być wynikiem dyspersji kłaczków osadów,
- proces fermentacji prowadzony w warunkach laboratoryjnych wstępnie nadźwiękawianych osadów wpływał na obniżenie wartości CSK. W 8 dniu prowadzenia procesu wartości te były zbliżone do czasu ssania kapilarnego osadów wstępnie niekondycjonowanych,
- wstępne kondycjonowanie osadów nadmiernych poddanych fermentacji przyczyniło się do zwiększenia ich zagęszczania. Również czas fermentacji poprawiał końcowy efekt sedymentacji osadów.

Badania finansowane z projektu badawczego BG 401/402/10

Literatura

1. **Bień J.:** *Osady ściekowe – teoria i praktyka*. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej. Częstochowa 2007.
2. **Bień J. B., Matysiak B., Bień J. D.:** *Charakterystyki reologiczne osadów ściekowych kondycjonowanych polielektrolitami*. Mat. Konf. nt. Osady ściekowe – problem aktualny. Częstochowa-Ustroń 2001, 30÷39.
3. **Bień J., Wolny L., Zawieja I., Barański M., Worwąg M.:** *Wpływ termicznej dezintegracji osadów nadmiernych na generowanie lotnych kwasów tłuszczowych*. Oczyszczanie ścieków i przeróbka osadów ściekowych, Monografia pod red. Z. Sadeckiej. Zielona Góra 2010, 63÷69.
4. **Lee C.H., Liu J.C.:** *Sludge dewaterability and floc structure in dual polymer conditioning*. Advances in Environmental Research, 5 (2001), 129÷136.
5. **Małkowski M., Wolski P.:** *Wpływ termicznego kondycjonowania na efektywność odwadniania osadów ściekowych poddanych stabilizacji beztlenowej*. Inżynieria i Ochrona Środowiska, 2010, t. 13, nr 2, s. 103÷109.

6. **Pajak T.:** *Projekty spalarni odpadów komunalnych i osadów ściekowych w strategii zagospodarowania odpadów.* Inżynieria i Ochrona Środowiska, 2010, t. 13, nr 1, s. 53÷66.
7. **Wolski P., Wolny L., Zawieja I.:** *Kondycjonowanie osadów nadmiernych poddanych stabilizacji a ich odwadnialność.* Inżynieria i Ochrona Środowiska, 2010, t. 13, nr 1, s. 67÷77.
8. **Zawieja I., Wolny L. Wolski P.:** *Influence of excessive sludge conditioning on the efficiency of anaerobic stabilization process and biogas generation.* Desalination 222, 2008, 34÷7381.
9. **Zawieja I., Wolny L., Wolski P.:** *Influence on the modification of food industry excess sludge structure on the effectiveness increase of the anaerobic stabilization process.* Polish Journal of Environmental Studies, Series of monographs, 2010, vol. 2, 261÷267.

Effect of Disintegration and Fermentation on the Susceptibility of Sewage Sludge to Dewatering

Abstract

Sludge generated during the treatment process is burdensome and hazardous waste in terms of environmental sanitation, and therefore, after the initial dehydration, it has to be subjected to stabilization process in order to be able to continue its use.

The article presents the study on determination of the influence of time and wavelength of ultrasonic pretreatment on the CSK and thickening of excess sludge, as well as the relationship between the UD field during preconditioning of excess sludge treated anaerobically on stability and susceptibility to the final dewatering. During the research the excess sludge from municipal treatment plant which has been fermented (10%) was used. The study was conducted in two stages: during first stage sludge was treated with ultrasonic field using an ultrasonic processor 1500 W, 20 kHz and a wavelength of 39.42 μm (corresponding to an amplitude equal to 100%). Ultrasonic conditioning was conducted at five amplitudes (20, 40, 60, 80, 100%) and time to sonification from 0 to 10 minutes. In the second stage, pre-conditioned by ultrasonic field (80% amplitude, sonification time 10 min) and nonconditioned sludge were fermented in laboratory flasks ($V = 0.5 \text{ dm}^3$) for 10 days. Both for pretreated sludge, as well as nonconditioned sludge for each day of the fermentation process the degree of compaction and CSK were determined.

Ultrasonic pretreatment of excess sludge allowed to obtain a higher value of CSK. Time of sonification, however, had a positive impact on increasing the degree of compaction, as demonstrated clearly by the fifth minute of exposure to ultrasonic field. Stabilization of sludge in laboratory flasks contributed to their sedimentation. Both sludge not conditioned and conditioned thickened better in relation to nonconditioned sludge. Also, pre-sonication had a positive impact on improving the effect of compaction of sediments after the stabilization process.



Systemy IT we wspomagananiu procesu podejmowania decyzji i zarządzaniu ryzykiem

*Mariusz Smolarkiewicz, Marcin Mieczysław Smolarkiewicz,
Stanisław Biedugnis*

Szkoła Główna Służby Pożarniczej, Warszawa

*Paweł Podwójci, Andrzej Czapczuk
Politechnika Warszawska*

Zarządzanie kryzysowe jest jednym z najbardziej złożonych rodzajów zarządzania. Wynika to z faktu, że „Kryzys, można traktować jako ‘punkt osobliwy’ w przestrzeni cywilizacyjnej. Niewątpliwie jest to zjawisko soczewkujące niemal wszystkie problemy z powodu presji czasu, na ogół mającym miejsce na ograniczonej przestrzeni. Do tego należy dodać silną presję społeczną, zawsze występującą w takich okolicznościach. Dlatego właśnie w czasie kryzysu, w ‘bardzo krótkim czasie’, ujawniają się, w sposób niezwykle jaskrawy, wady złych rozwiązań (...) Z sytuacjami kryzysowymi mamy do czynienia wówczas, gdy skutki zdarzenia są poważne lub bardzo poważne, a działania ratownicze wymagają koordynacji wielu służb” [9]. Powyższy cytat w sposób syntetyczny i rzeczowy definiuje pojęcie kryzysu. Zarządzanie kryzysowe jest to zatem proces z którym decydent chciałby stykać się jak najrzadziej. Jednakże, mimo że sytuacje kryzysowe występują relatywnie rzadko, nie da się im zapobiec. Stąd należy odpowiednio wcześniej przygotować się na ich nadejście.

Zarządzanie kryzysowe jest procesem ciągłym, w którym wyróżnia się cztery fazy: Zapobiegania (Profilaktyka), Przygotowania (Gotowość), Reagowania i Odbudowy [9]. W każdej z tych faz podejmowane są decyzje, które w mniejszy bądź większy sposób wpływają na „podatność” systemu podlegającego ochronie (zwykle w zarządzaniu bezpieczeństwem obywateli system taki sprowadza się do pojęcia społeczności lokalnej) na zagrożenia. Zarządzanie kryzysowe ponadto odbywa się na szczeblach od lokalnego (gmina), przez pośredni (powiat, województwo) aż do centralnego (kraj). Wraz ze wzrostem szczebla zarządzania zmniejsza się rola bezpośredniego dowodzenia, zaś rośnie rola koordynacji działań. Dzieje się tak, gdyż od działań na poziomie operacyjnym przechodzi się do działań na poziomie taktycznym i strategicznym. Aby zachować racjonalność podejmowanych decyzji wielce istotnym staje się proces przepływu informacji i decyzji pomiędzy poszczególnymi szczeblami decyzyjnymi.

Odwołując się do teorii zarządzania można zauważyć, że przepływ informacji w procesie zarządzania kryzysowego niewiele różni się o przepływu informacji w zarządzaniu przedsiębiorstwem. Różnice pomiędzy zarządzaniem informacją w przedsiębiorstwie i w procesie zarządzania kryzysowego wynikają głównie z różnicy w obszarach decyzyjnych. W przedsiębiorstwie podejmowane są decyzje głównie w obszarze pewności lub obszarze ryzyka. Dlatego tak ważną rolę odgrywa w zarządzaniu przedsiębiorstwem zbieranie, gromadzenie i przetwarzanie informacji. Podjęcie zbyt dużego ryzyka może wiązać się z utratą płynności finansowej i ostatecznie bankructwem. W zarządzaniu kryzysowym, z uwagi na fakt, że mamy do czynienia z definicji z kryzysem, decyzje są podejmowane głównie w obszarze ryzyka i obszarze niepewności. Z powyższego wynika, że zarządzanie informacją w procesie zarządzania kryzysowego można porównać do zarządzania przedsiębiorstwem na granicy upadku, czyli w momencie, gdy liczba zmiennych znanych procesu znacznie jest mniejsza od liczby zmiennych nieznanymi. Różnice pojawiają się również w obszarze konsekwencji. W zarządzaniu przedsiębiorstwem można mówić o stratach akceptowalnych. W zarządzaniu kryzysowym nie ma strat akceptowalnych, gdyż pojęcie to zwykle oznacza ofiary w ludziach i znaczne straty w mieniu.

Skoro zarządzanie kryzysowe jest procesem (w pewnym zakresie) bliźniaczym do zarządzania przedsiębiorstwem, to można wykorzystać

istniejące narzędzia wspomaganie procesu decyzyjnego w przedsiębiorstwie w obszarze zarządzania kryzysowego.

W.T. Bielecki wyróżnia następujące rodzaje systemów wspomagających zarządzanie [1]:

- Systemy transakcyjne (ang. Transaction Processing Systems),
- Systemy automatyzacji biura (ang. Office Automation Systems),
- Systemy informacyjne zarządzania (ang. Management Information Systems),
- Systemy wspomaganie decyzji (ang. Decision Support Systems),
- Systemy informacyjne kierownictwa (ang. Executive Information Systems),
- Systemy wspomagające kierownictwo (ang. Executive Support Systems),
- Systemy eksperckie (ekspertowe) (ang. Expert Systems),
- Systemy interpretacji danych (ang. Data Interpretation Systems),
- Zintegrowane systemy zarządzania (ang. Integrated Management Information Systems).

Z powyższego zestawienia, z punktu widzenia użyteczności w obszarze zarządzania kryzysowego, na czoło wysuwają się dwa rodzaje systemów: Systemy Wspomaganie Decyzji (SWD) i Systemy Ekspertowe (SE). Zanim jednak zostanie scharakteryzowana rola tych systemów w procesie zarządzania kryzysowego istotne jest ustalenie dla jakiego modelu danych (rodzaju bazy danych) takie systemy winny być tworzone.

Cytując za [4] możemy wyróżnić następujące modele danych:

- Hierarchiczny (Bazy danych są oparte na rekordach powiązanych w hierarchię związków jednoznacznych. Każdy rekord (oprócz Pierwszego) podlega bezpośrednio jednemu rekordowi nadrzędnemu).
- Sieciowy (Cechą charakterystyczną modelu sieciowego jest to, że danemu rekordowi można przyporządkować więcej niż jeden rekord nadrzędny. Każdemu typowi rekordów nadrzędnych przypisuje się odrębnie nazwane powiązanie).
- Relacyjny (Dane w takim modelu grupowane są w tabelach. Wiersze tabeli reprezentują konkretne wystąpienie rekordu, kolumny to pola tych rekordów).
- Obiektowy (Wprowadza abstrakcyjny typ danych, który określa zintegrowany pakiet struktur danych i procedur).

- Hurtownie danych (*ang. data warehouse*) (Dane do hurtowni pobierane są z baz operacyjnych. Przed wprowadzeniem do hurtowni dane są poddawane procesowi integracji. Dostęp do danych następuje poprzez aplikacje współpracujące).

Z uwagi na wiele zalet hurtowni danych (m.in. zintegrowany, całościowy obraz przedstawiony w układzie historycznym, wspomaganie wielu obszarów działania, integracja danych z wielu źródeł) w procesie zarządzania kryzysowego właśnie ten model danych wydaje się stosowny [10]. Aczkolwiek barierą w tym momencie może stać się brak narzędzi (a niejednokrotnie i umiejętności) umożliwiających szybkie dotarcie do potrzebnych informacji. Idea wykorzystania hurtowni danych powinna iść w parze z wykorzystaniem struktury tzw. rozproszonych baz danych [6]. Przez rozproszoną bazę danych będziemy rozumieli rodzinę baz danych spełniających warunki:

- Przezroczystości geograficznej – użytkownicy nie muszą wiedzieć, w którym dokładnie miejscu są przechowywane dane. Dostęp do informacji z bazy własnego komputera (serwera) powinien być równie łatwy jak do serwera oddalonego o kilkaset kilometrów.
- Przezroczystości fragmentaryzacji – użytkownicy nie muszą wiedzieć, w jaki sposób dane są podzielone (nie jest istotne które dane są umieszczone na określonym serwerze).
- Przezroczystości replikacji – użytkownicy nie muszą wiedzieć, w jaki sposób dane są powtarzane. Oznacza to, że dobrze zaprojektowany system rozproszonych baz danych, bez ingerencji użytkownika, kontroluje dane powielane w lokalnych bazach.

W przypadku zarządzania kryzysowego mamy zwykle do czynienia z koniecznością gromadzenia różnego rodzaju informacji pochodzących z wielu źródeł. Osoba koordynująca działania sięga do baz danych samorządów (na różnym szczeblu), służb, inspekcji, straży, organizacji pozarządowych, organizacji pożytku publicznego i niejednokrotnie mediów. Co prawda nie istnieją w tej chwili zintegrowane systemy umożliwiające bezpośredni dostęp do tych wszystkich źródeł, jednakże nie zmienia to faktu, że istnieje konieczność konsolidacji wielce rozproszonych informacji. Biorąc pod uwagę zalety systemów rozproszonych (m.in. możliwość odzwierciedlenia geograficznej struktury systemu,

zwiększenie niezawodności i wydajności, możliwość wprowadzenia lokalnej odpowiedzialności za dane, większą kontrolę nad danymi, ze względu na przechowywanie ich w miejscu, w którym są najbardziej potrzebne, możliwość automatycznej synchronizacji baz danych na zapasowych serwerach bez względu na to, jak daleko się od siebie znajdują, możliwość wprowadzenia lokalnej autonomii, brak uzależnienia od węzła centralnego) zastosowanie tego typu struktury źródeł danych wraz z modelem hurtowni danych stanowi filar do budowy systemu informacyjnego wspomagającego proces podejmowania decyzji w zarządzaniu kryzysowym.

System tego typu powinien być hybrydą SWD i SE, która stała by się swoistym zintegrowanym systemem zarządzania na potrzeby kryzysowego. Hybrydą funkcjonującą w oparciu o System Informacji Przestrzennej (GIS) [2, 7], gdyż tylko systemy informacji przestrzennej pozwalają na agregację informacji pochodzących z wielu źródeł w czytelnej reprezentacji odwzorowującej większość aspektów zdarzenia niekorzystnego.

Systemem Wspomaganie Decyzji (SWD) za [3] nazywamy system informatyczny, który dostarcza informacje w danej dziedzinie przy wykorzystaniu analitycznych modeli decyzyjnych z dostępem do baz danych w celu wspomaganie decydentów w skutecznym działaniu w kompleksowym i źle ustrukturalizowanym środowisku. SWD to systemy komputerowe wyposażone w interaktywny dostęp do danych i modeli, które wspomagają rozwiązanie specyficznych sytuacji decyzyjnych nie dających się rozwiązać automatycznie przy użyciu samego komputera. SWD bazuje na komputerowych algorytmach i modelach decyzyjnych. Do podstawowych zalet Systemu Wspomaganie Decyzji w obszarze zarządzania kryzysowego można zaliczyć:

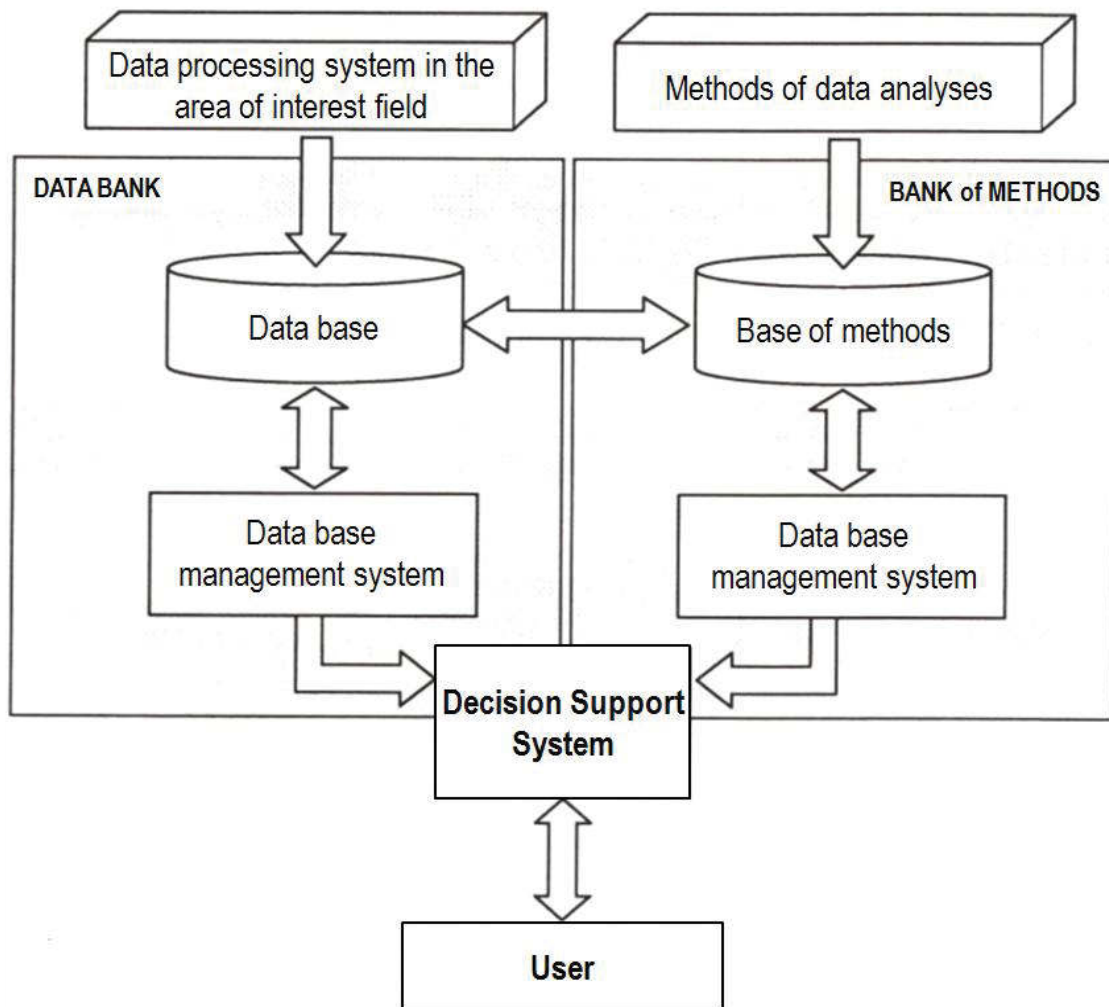
- łatwą i szybką manipulacją danymi,
- integrację z istniejącymi różnymi (rozproszonymi) bazami danych,
- możliwość szybkiej analizy w tym także prowadzenie analizy wrażliwości,
- możliwość poszukiwania dokładnych i trafnych rozwiązań,
- wzrost jakości przetwarzanej informacji.

Na rys. 1 przedstawiono za [8] przykładową strukturę Systemu Wspomaganie Decyzji. Dlaczego wykorzystanie SWD może mieć tak duże znaczenie w zarządzaniu kryzysowym? W prawie polskim,

w aspekcie zarządzania bezpieczeństwem obywateli, funkcjonuje jednoosobowa odpowiedzialność. Wójt, burmistrz, prezydent miasta, starosta, wojewoda odpowiadają za koordynację działań w przypadku wystąpienia sytuacji kryzysowej na podległym im obszarze. Część z tych decydentów jest wybierana w wyborach powszechnych. Oznacza to, że niejednokrotnie nie są oni przygotowani do tak trudnego zadania, jakim jest podejmowanie decyzji w sytuacjach nadzwyczajnych. Z uwagi na istotne zalety SWD, który pozwala decydentowi m.in. na projektowanie lub poszukiwanie stosownych wariantów rozwiązań, wzbogacenie umiejętności w podejmowaniu decyzji, planowanie i wdrożenie decyzji oraz adaptację, zastosowanie systemu tego typu w znacznym stopniu może podnieść efektywność podejmowanych decyzji. Oczywiście jest, że nie da się wyeliminować czynnika ludzkiego, jednakże decydent korzystający z SWD także uczy się. Rozwija w sobie zdolności w obszarze podniesienia skuteczności osobistej, rozszerzenia obszaru poszukiwania rozwiązania problemu, ułatwienia komunikacji międzypersonalnej [3].

Nieco inną rolę w zarządzaniu kryzysowym pełnią Systemy Ekspertowe. W podejmowaniu decyzji podczas zaistnienia sytuacji kryzysowej często istnieje potrzeba skorzystania z wiedzy ekspertów. W skrajnie trudnych sytuacjach, w obszarze głębokiej niepewności, gdy nie można polegać na źródłach informacji (z uwagi na chaos informacyjny) często jedynym rozwiązaniem pozostaje powierzenie decyzji doświadczeniu i wiedzy ekspertów. W tym obszarze pojawia się możliwość zastosowania dedykowanych systemów ekspertowych.

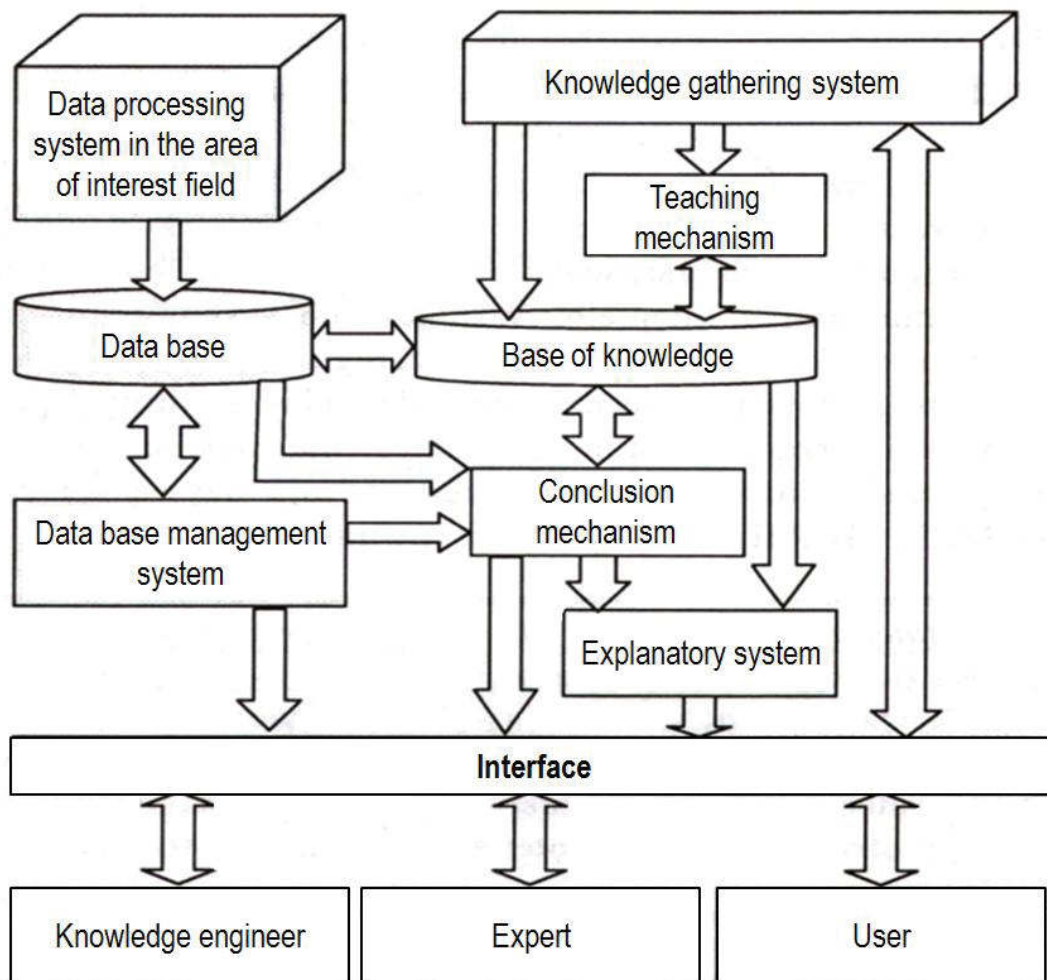
Systemy Ekspertowe (SE), cytując za [3, 8], są to programy, których rola polega na przeniesieniu wiedzy eksperta do komputera, który jest wyposażony w specjalne reguły wnioskowania i język, dzięki któremu może komunikować się z użytkownikiem (decydentem). SE jest systemem komputerowym, zawierającym wyspecjalizowaną wiedzę na temat specyficznego obszaru ludzkiej działalności. Wiedza ta zorganizowana jest w taki sposób, że umożliwia systemowi wejście w interakcyjny dialog z użytkownikiem, w wyniku którego system może oferować rozsądne rady lub proponować rozsądne decyzje oraz objaśniać sposób rozumowania, leżący u podstaw tych rad lub propozycji. Systemy ekspertowe mogą samodzielnie tworzyć różne modele sytuacji decyzyjnej, uwidaczniać otrzymane rozwiązanie i objaśniać je. Aby rozstrzygnąć problem, muszą posługiwać się specjalistycznymi programami zawierającymi reguły heurystyczne, które odzwierciedlają wiedzę ekspertów dziedzinowych.



Rys. 1 Przykładowa struktura Systemu Wspomagania Decyzji [8]; tłumaczenie własne

Fig. 1. Example structure of Decision Support System [8]

Na rys. 2 przedstawiono przykładową strukturę Systemu Ekspertowego [8]. Decydent, który stanie twarzą w twarz z sytuacją kryzysową nie zawsze ma bezpośredni dostęp do wiedzy eksperckiej. SE może zapewnić mu taką wiedzę. Z punktu widzenia decydenta najistotniejszymi zaletami SE są: gromadzenie jak najbardziej kompletnej wiedzy z danej dziedziny oraz możliwość jej permanentnej aktualizacji zgodnie z następującym w niej postępowaniem naukowym, umiejętność naśladowania sposobu rozumowania człowieka-eksperta stosowanego przy rozwiązywaniu tego samego typu problemów oraz zdolność wyjaśniania przeprowadzonego toku „rozumowania” dla przyjętych rozwiązań [3].



Rys. 2. Przykładowa struktura Systemu Ekspertowego [8]; tłumaczenie własne
Fig. 2. Example structure of Expert System [8]

Mimo tych niezaprzeczalnych zalet systemy ekspertowe mają również swoje ograniczenia. Ich wykorzystanie staje się możliwe tylko wtedy, gdy decyzje zależą od dobrze zdefiniowanego zbioru zmiennych, których wartości są znane, znana jest zależność jaką wywierają poszczególne zmienne na decyzje, oraz gdy zależności między zmiennymi są złożone na tyle, aby opłacalne było wykorzystanie SE. Ważnym również jest aby problem miał dobrze zdefiniowane rozwiązania, które mogą być ustalone na początku, oraz by logika wnioskowania była z góry określona. Wynika z tego, że SE mogą być stosowane na potrzeby zarządzania kryzysowego tylko w ograniczonym obszarze.

Logika wnioskowania Systemu Ekspertowego budowanego na potrzeby zarządzania kryzysowego musi być zgodna z przyjętą metodo-

logią opisu problemu i poszukiwania jego rozwiązania. Cytując za [3] mechanizm wnioskowania SE jest jego elementem sterującym. Uruchamia on wiedzę w bazie wiedzy, oraz decyduje o kolejności uruchamiania reguł wnioskowania. W SE stosowane są dwa typy wnioskowania: wnioskowanie w przód i wnioskowanie wstecz.

We wnioskowaniu wprzód cykl wygląda następująco:

- poszukiwanie reguł, których warunki pasują do danych w przestrzeni roboczej,
- wybór jednej z reguł zgodnie z zastosowaną strategią wyszukiwania,
- dodanie rezultatów, będących wynikiem konkluzji, do przestrzeni roboczej.

We wnioskowaniu wstecz cykl wygląda następująco:

- poszukiwanie reguł, których konkluzje odpowiadają bieżącym pod-celom.
- wybór jednej z tych reguł według zastosowanej strategii,
- zastąpienie pod-celu koniunkcją konkluzji tych reguł, które stanowiąc będą nowe pod-cele.

Stosowanie tego rodzaju reguł wnioskowania ma miejsce w zarządzaniu kryzysowym w obszarze analizy i zarządzania ryzykiem, gdzie konstruuje się oraz prowadzi się ewaluację jakościową i ilościową *drzew zdarzeń* (ang. *Event Tree Analysis*) i *drzew błędów* (ang. *Fault Tree Analysis*) [9]. Stosowanie drzew zdarzeń pozwala na identyfikację i ocenę zdarzeń początkowych (inicjujących sytuację niekorzystną) dających pewien skutek, poprzez ukazanie w niej, istniejących pomiędzy różnymi fazami zdarzenia wzajemnych związków i zależności. Analiza drzewa błędów daje możliwość określenia powiązanych ze sobą zarówno błędów ludzkich jak i technicznych defektów prowadzących do określonych skutków (powstania zdarzenia inicjującego). Jakościowa analiza drzew zdarzeń i drzew błędów (tj. bez oszacowania prawdopodobieństw), pomaga zorientować się w całym zakresie ryzyka i w zrozumieniu sytuacji, której ryzyko dotyczy. Ilościowa analiza drzew pomaga w wyznaczeniu prawdopodobieństw pewnych ciągów zdarzeń lub zdarzeń pojedynczych. Wyjściowym punktem do budowy drzewa zdarzeń jest zdarzenie inicjujące, które jest przyczynkiem do powstania łańcucha zdarzeń niekorzystnych. Drzewo błędów buduje się w drugą stronę, sta-

rając się odpowiedzieć na pytanie co doprowadziło do zdarzenia inicjującego drzewo zdarzeń. Wynika z powyższego, że Systemy Ekspertowe mogą być wykorzystywane w obszarze wspomaganie procesu decyzyjnego poprzez analizę ryzyka, dając decydentowi inżynierskie narzędzie zwiększające efektywność jego decyzji. Ograniczenie jakie pojawia się na tym obszarze wykorzystania SE to złożoność problemów w obszarze zarządzania kryzysowego oraz znaczna liczba możliwych scenariuszy zdarzeń, które należy uwzględnić.

Jak powinien zatem wyglądać Zintegrowany System Zarządzania na potrzeby zarządzania kryzysowego? System ten powinien w sposób umożliwiający wystąpienie dodatkowej synergii konsolidować ze sobą trzy rodzaje systemów zarządzania informacją i wspomaganie podejmowania decyzji: System Informacji Przestrzennej (GIS), System Wspomaganie Decyzji (SWD) oraz rodzinę Systemów Ekspertowych (SE), reprezentującą wiedzę z szerokiego zakresu dziedzin istotnych z punktu widzenia zarządzania kryzysowego.

Literatura

1. **Bielecki W.T.:** *Informatyzacja zarządzania*. Polskie Wydawnictwo Ekonomiczne. Warszawa 2001.
2. **Gotlib B., Iwaniak A., Olszewski R.:** *GIS – Obszary zastosowań*. Warszawa. Wydawnictwa Naukowe PWN, 2007.
3. **Kisielnicki J., Sroka H.:** *Systemy informacyjne biznesu. Informatyka dla zarządzania*. Agencja Wydawnicza Placet. Warszawa 2005.
4. **Kolbusz E., Nowakowski A.:** *Informatyka w zarządzaniu – metody i systemy*. Wydawnictwo Zachodniopomorskiej Szkoły Biznesu. Szczecin 1999.
5. **Kolbusz E., Rejer I. i inni:** *Wstęp do informatyki w zarządzaniu*. Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu Szczecińskiego. Szczecin 2006.
6. **Smolarkiewicz M.M.:** *Koncepcje baz danych niezbędnych dla funkcjonowania struktur zarządzania kryzysowego (CPR, GCR)*. VI edycja Konferencji “Teleinformatyczne standardy i procedury w zarządzaniu kryzysowym – narzędzia GISowskie oraz programy symulacyjne”. Elektroniczna Administracja, nr 3. Warszawa 2006. str. 39÷60.
7. **Smolarkiewicz M.M.:** *Rola GIS w zarządzaniu bezpieczeństwem*. Redakcja: M. Lisiecki. Wyższa Szkoła Zarządzania i Prawa im. H. Chodkowskiej w Warszawie. Warszawa 2008.
8. **Szmit M.:** *Informatyka w zarządzaniu*. Centrum Doradztwa i Informacji Difin sp. z. o. o. Warszawa 2003.

9. **Wolanin J.:** *Zarys teorii bezpieczeństwa obywateli*. DANMAR. Warszawa 2005.
10. **Żebrowski P., Abramowicz W., Filipowska A., Wróblewski D., Smolar-kiewicz M.M., Wolanin J., Wiśniewski M., Bassara A.:** *Progressive crisis management system*. Symposium on Risk Management and Cyber-Informatics RMCI. 2005. str. 419÷424.

IT Systems in Decision Making Support Process and Crisis Management

Abstract

Crisis management is one of the most complex types of management. This is a result of the fact that "The crisis can be regarded as 'odd point' civilization in space. Undoubtedly, this phenomenon is focusing almost all problems due to pressure of time, generally taking place in a limited space. You need to add to that a strong social pressure, always acting in such circumstances. That is why in times of crisis, in 'very a very short time', in an extremely bright way, the defect of bad solutions manifest themselves (...). We face the crisis situations when the effects of events are serious or very serious, and salvage operations demand the coordination of many departments." The above quote in a concise and factual way defines the notion of a crisis. Crisis management is therefore a process with which the decision maker would like to come up as rarely as possible. However, despite the fact that crises are relatively rare, it is impossible to prevent them. Therefore we should be prepared in advance on their arrival.

Crisis management is a continuous process, which is divided into four phases: Prevention (Prophylaxis), Preparation (Readiness), Response and Reconstruction. In each of these phases decisions are taken which, in smaller or greater way influence the "vulnerability" of the protected system (usually in the management of public safety, such a system is reduced to the concept of local community).

Safety management of society in the crisis situations requires effective and proficient decision making process from leaders and coordinators – people responsible for life and property. If taking into account that typical aspects of crisis situation are lack of information and lack of time a conclusion can be made that use of any tools which help in the decision making process is needed. Decision Support Systems (DSS) and Expert Systems (ES) may play an important role in the process of crisis management. In this article the role, tasks and some limitations of these kinds of systems as a part of crisis management process and safety system of society were described.



Wpływ mocy procesora ultradźwiękowego na biodegradowalność osadów ściekowych

*Iwona Zawieja, Lidia Wolny
Politechnika Częstochowska*

1. Wprowadzenie

Osady nadmierne, w odróżnieniu od osadów wstępnych, posiadają strukturę kłaczkową, którą tworzą komórki mikroorganizmów za pomocą polimerów i biopolimerów. Można stwierdzić, że osady to „magazyn” substancji organicznych, które zwykle stanowią ponad 70% suchej masy, w dużej mierze niedostępnej w procesach stabilizacyjnych i niepodlegającej biologicznemu rozkładowi [8].

Dezintegracja osadów może być uznana, jako jeden z procesów kondycjonowania. Ideą samego procesu jest doprowadzenie do rozerwania wiązań między komórkami mikroorganizmów, zniszczenia tych komórek wraz z uwolnieniem substancji organicznych w nich zawartych oraz wody biologicznej, co wpływa na dalsze procesy przeróbki tych osadów (zagęszczanie, odwadnianie, stabilizacja beztlenowa). Dezintegracja prowadzi również do przyspieszenia procesu hydrolizy poprzez uwolnienie enzymów zawartych w komórkach mikroorganizmów, które zostały zniszczone oraz poprzez działanie środka kondycjonującego [6].

Istnieje pewna trudność w precyzyjnym określeniu granic pomiędzy metodami dezintegracji, a metodami klasycznymi wchodzącymi w skład kondycjonowania osadów. Przykładem takim może być kondycjonowanie przy użyciu fal ultradźwiękowych, które stanowi jedną z metod kondycjonowania osadów przed ich odwadnianiem, bądź zagęszczaniem. Z drugiej strony ultradźwięki traktowane są jako metoda dezintegracji osadów, która przyczynia się do przyspieszenia procesu hydrolizy biologicznej [8].

Dezintegracja osadów za pomocą metod fizycznych jest obecnie najczęściej stosowaną metodą ich wstępnej obróbki. Zaletą tej metody obróbki, wykorzystującej energię procesów fizycznych jest możliwość ingerencji w proces, jak również brak ubocznych produktów, których potencjalna możliwość wystąpienia istnieje podczas stosowania innych metod. Najczęściej stosowaną metodą spośród fizycznych metod dezintegracji jest wykorzystanie fal ultradźwiękowych, czyli sonifikacja osadów.

W zależności od wielkości doprowadzonej energii oraz czasu trwania nadźwiękawiania, podczas pierwszej fazy kondycjonowania polem ultradźwiękowym dezintegracji ulegają struktury kłaczkowate, nie następuje jednak zniszczenie ścian komórkowych mikroorganizmów [6]. Natomiast podczas następnej fazy nadźwiękawiania następuje zniszczenie ścian komórkowych mikroorganizmów osadu czynnego oraz przekształcenie nierozpuszczonych substancji organicznych do form rozpuszczalnych [2÷7, 9].

Podczas dezintegracji osadów falami ultradźwiękowymi występuje zjawisko kawitacji, które uważane było do niedawna za zjawisko niepożądane. Zjawisko to przyczynia się do powstawania pustych przestrzeni w cieczy, powiększaniu ich, a następnie zanikaniu pęcherzyków lub obszarów zamkniętych (kawern). Powstające pęcherzyki powiększają swoją objętość w obszarach, gdzie występuje obniżone ciśnienie poniżej wartości krytycznej i następnie gwałtownie zmniejszają swoją objętość (implodują) w obszarach, gdzie występuje ciśnienie powyżej wartości krytycznej. Wartość ciśnienia krytycznego jest zbliżona do ciśnienia pary nasyconej i zależy od rodzaju i stanu ośrodka oraz od obecności zarodków (ośrodków) kawitacji (PN-86/H-4426).

Zjawisko kawitacji jest wykorzystywane zarówno w kondycjonowaniu osadów ściekowych, do poprawy ich zagęszczania i odwadnia-

nia, jak również w procesie rozbijania kłaczków osadu nadmiernego w procesie dezintegracji.

Dzięki zastosowaniu do dezintegracji osadu czynnego technologii ultradźwięków o dużej mocy, kłaczków osadów i komórki żywych organizmów ulegną rozbiciu, uwalniając w ten sposób rozpuszczalne składniki pokarmowe komórek do fazy wodnej osadu czynnego, co prowadzi do zwiększenia produkcji biogazu w procesie fermentacji. Najlepszy efekt dezintegracji osadów uzyskuje się dzięki stosowaniu ultradźwięków o niskiej częstotliwości (20 kHz) i odpowiednio wysokiej mocy. Wydajność rozdrabniania ultradźwiękami zależała głównie od mocy ultradźwięków, czasu dezintegracji i zawartości suchej masy w badanym osadzie. Działanie ultradźwięków wpływa na podwyższenie temperatury osadów, co także dodatkowo wspomaga proces dezintegracji [1].

Celem przeprowadzonych badań była ocena wpływu mocy procesora ultradźwiękowego na wzrost podatności na biochemiczny rozkład dezintegrowanych osadów nadmiernych w aspekcie wzrostu wartości chemicznego zapotrzebowania tlenu (ChZT) oraz wartości lotnych kwasów tłuszczowych (LKT).

2. Metodyka badań

Nadmierny osad czynny, stanowiący substrat badań pochodził z Centralnej Oczyszczalni Ścieków P.S.W. „WARTA” w Częstochowie (Osad A) oraz z biologicznej oczyszczalni ścieków Koniecpolskich Zakładów Płyt Pilśniowych S.A. (Osad B).

Doboru najkorzystniejszych parametrów operacyjnych dezintegracji ultradźwiękowej dokonano na podstawie wzrostu stężenia substancji organicznych w formie rozpuszczonej, wyrażonego chemicznym zapotrzebowaniem tlenu (ChZT) oraz wartością lotnych kwasów tłuszczowych (LKT).

Proces kondycjonowania polem ultradźwiękowym osadów ściekowych odbywał się przy zastosowaniu dezintegratora ultradźwiękowego typu UD – 20, produkcji „Techpan” Warszawa z koncentratorem zeneronowym typu „Sandwich”. Generator ultradźwiękowy, którego maksymalna moc wyjściowa wynosiła 180 W, wytwarzał dla stałego natężenia pola drgania o częstotliwości 22 kHz.

Tabela 1. Ogólna charakterystyka nadmiernego osadu czynnego użytego do badań
Table 1. General characteristics of excess activated sludge used for investigations

Próba osadowa	Uwodnienie	Sucha masa	Sucha masa org.	Sucha masa min.	ChZT	LKT
–	%	g/dm ³	g/dm ³	g/dm ³	mg O ₂ /dm ³	mg CH ₃ COOH/dm ³
Osad A	98,54	14,56	10,44	4,12	129	79
	98,58	14,25	10,19	4,06	100	72
Osad B	98,8	12,03	8,78	3,25	289	110
	98,79	12,08	8,56	3,52	267	109

Ponadto proces preparowania osadów polem ultradźwiękowym prowadzono przy zastosowaniu dezintegratorów ultradźwiękowych VC 750 oraz VCX 1500 amerykańskiej firmy SONICS z automatycznym strojeniem. Generator drgań wysokiej częstotliwości (aparat zasadniczy) dezintegratora typu VC 750, jak również VC X 1500 wytwarza dla stałego natężenia pola drgania o częstotliwości 20 kHz. Maksymalna moc wyjściowa w/w generatorów wynosi odpowiednio 750 W oraz 1500 W. Sonotrody w przypadku wykorzystanych dezintegratorów zanurzone w naczyniu z osadami na głębokość 3 cm od dna naczynia. Objętość kondycjonowanych prób wynosiła 0,5 dm³, a kondycjonowanie polem ultradźwiękowym odbywało się w układzie nie przepływowym, przy jednokrotnym napełnieniu naczynia.

Osady nadmierne poddano działaniu pola ultradźwiękowego o charakterystycznych dla wykorzystanych procesorów mocach tj.: 180 W, 750 W oraz 1500 W stosując, w pierwszej serii badań, dla obu osadów tj. A i B amplitudę drgań pola UD A = 8 μm, natomiast w drugiej serii badań amplitudę A = 16 μm.

W celu określenia najkorzystniejszych parametrów dezintegracji ultradźwiękowej wykonano oznaczenie następujących parametrów fizyczno-chemicznych: sucha masa, sucha masa organiczna, sucha masa mineralna, metodą bezpośrednią wagową wg normy PN-EN-12879; lotne kwasy tłuszczowe LKT wg normy PN-75/C-04616/04; chemiczne zapo-

trzebowanie na tlen oznaczone metoda dwuchromianową ChZT-Cr wg normy PN-74/C-04578/03.

3. Wyniki badań

Podczas pierwszego etapu badań dotyczącego procesu dezintegracji osadów nadmiernych pochodzących z Częstochowskiej Oczyszczalni Ścieków (Osad A) zastosowano procesory o mocy 180 W oraz 1500 W. W przypadku wykorzystania w/w procesorów na podstawie uzyskanych wartości ChZT oraz LKT, dla wybranych amplitud drgań 8 μm i 16 μm , stwierdzono, iż badane parametry pola UD tj. moc i amplituda drgań, wywierają istotny wpływ na skuteczność działania pola UD, jako czynnika dezintegrującego. Dla dezintegratora UD-20, amplitudy drgań pola UD 8 μm i czasu sonifikacji 360 s uzyskano ok. 3,5-krotny przyrost wartości ChZT w cieczy osadowej oraz ok. 1,3-krotny przyrost wartość LKT, natomiast dla dezintegratora VCX 1500 odpowiednio 11,8-krotny oraz 2,7-krotny przyrost badanych wskaźników (Tabela 2). Dla wymienionych procesorów oraz amplitudy drgań 16 μm po 360 s sonifikacji uzyskano – dezintegrator UD-20, ok. 7,4-krotny przyrost wartości ChZT w cieczy osadowej oraz ok. 2,1-krotny przyrost wartość LKT, natomiast dla dezintegratora VCX 1500 odpowiednio 29-krotny oraz 5,6-krotny przyrost badanych wskaźników (Tabela 3). Podobną tendencję dotyczącą przyrostu wartości ChZT oraz LKT dezintegrowanych polem UD osadów nadmiernych zaobserwowano dla osadów nadmiernych pochodzących z komunalnej oczyszczalni ścieków, funkcjonującej przy Koniecpolskich Zakładach Płyt Pilśniowych S.A. (Osad B). Na tym etapie badań zastosowano procesor o mocy 180 W oraz dla porównania efektów dezintegracji procesor o mocy 750 W. W przypadku procesora UD-20 dla amplitudy drgań pola UD 8 μm , i czasu sonifikacji 270 s uzyskano ok. 1,4-krotny przyrost wartości ChZT w cieczy osadowej oraz ok. 2-krotny przyrost wartość LKT, natomiast dla dezintegratora VC 750 i czasu sonifikacji 360 s odpowiednio 4,5-krotny oraz 3-krotny przyrost wartości (Tabela 4). W przypadku amplitudy 16 μm , stosując procesor o mocy 180 W, czas sonifikacji 300 s uzyskano ok. 3,7-krotny przyrost wartości ChZT w cieczy osadowej oraz ok. 2,2-krotny przyrost wartość LKT, natomiast dla dezintegratora VC 750 i czasu sonifikacji 360 s, odpowiednio 9,7-krotny oraz 3,3-krotny przyrost badanych wskaźników (Tabela 5).

Tabela 2. Wartości chemicznego zapotrzebowania tlenu (ChZT) oraz lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) oznaczone w cieczy osadowej osadów nadmiernych (Osad A – sucha masa organiczna $10,44 \text{ g/dm}^3$) poddanych dezintegracji ultradźwiękowej o amplitudzie drgań $A = 8 \mu\text{m}$ (moc dezintegratora 180 W oraz 1500 W)

Table 2. Values of chemical oxygen demand (COD) and volatile fatty acids (VFA) determined in excess sewage sludge liquid (Sludge A – organic dry mass 10.44 g/dm^3) which underwent ultrasonic disintegration of vibration amplitude $A = 8 \mu\text{m}$ (power of sonicator: 180 W and 1500 W)

Czas sonifikacji, s	Dezintegrator UD-20 (Moc 180W) Amplituda $A = 8 \mu\text{m}$				Dezintegrator VCX-1500 (Moc 1500 W) Amplituda $A = 8 \mu\text{m}$			
	ChZT, $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$	LKT $\text{mg CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$	ChZT/ChZT ₀	LKT/LKT ₀	ChZT, $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$	LKT $\text{mg CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$	ChZT/ChZT ₀	LKT/LKT ₀
0	129	79	-	-	129	79	-	-
30	141	80	1,1	1,0	290	92	2,2	1,2
60	144	82	1,1	1,0	320	113	2,5	1,4
90	145	82	1,1	1,0	375	118	2,9	1,5
120	148	84	1,1	1,1	395	143	3,1	1,8
150	173	89	1,3	1,1	504	126	3,9	1,6
180	178	91	1,4	1,2	594	134	4,6	1,7
210	189	95	1,5	1,2	890	151	6,9	1,9
240	223	98	1,7	1,2	975	168	7,6	2,1
270	264	99	2,0	1,3	1150	176	8,9	2,2
300	275	98	2,1	1,2	1030	189	8,0	2,4
330	360	100	2,8	1,3	1320	202	10,2	2,6
360	450	102	3,5	1,3	1520	210	11,8	2,7

Tabela 3. Wartości chemicznego zapotrzebowania tlenu (ChZT) oraz lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) oznaczone w cieczy osadowej osadów nadmiernych (Osad A – sucha masa organiczna 10,44 g/dm³) poddanych dezintegracji ultradźwiękowej o amplitudzie drgań A = 16 μm (Moc dezintegratora 180 W oraz 1500 W)

Table 3. Values of chemical oxygen demand (COD) and volatile fatty acids (VFA) determined in excess sewage sludge liquid (Sludge A – organic dry mass 10.44 g/dm³) which underwent ultrasonic disintegration of the vibration amplitude A = 16 μm (power of sonicator: 180 W and 1500 W)

Czas sonifikacji, s	Dezintegrator UD-20 (Moc 180 W) Amplituda A = 16 μm				Dezintegrator VC-1500 (Moc 1500 W) Amplituda A = 16 μm			
	ChZT, mg O ₂ /dm ³	LKT mg CH ₃ COOH /dm ³	ChZT/ChZT ₀	LKT/LKT ₀	ChZT, mg O ₂ /dm ³	LKT mg CH ₃ COOH /dm ³	ChZT/ChZT ₀	LKT/LKT ₀
0	100	72	-	-	100	72	-	-
30	205	81	2,1	1,1	689	202	6,9	2,8
60	210	85	2,1	1,2	745	218	7,5	3,0
90	350	92	3,5	1,3	804	244	8,0	3,4
120	380	98	3,8	1,4	818	235	8,2	3,3
150	428	118	4,3	1,6	954	244	9,5	3,4
180	460	125	4,6	1,7	892	269	8,9	3,7
210	510	135	5,1	1,9	1223	277	12,2	3,8
240	585	142	5,9	2,0	1424	328	14,2	4,6
270	680	145	6,8	2,0	1715	344	17,2	4,8
300	744	149	7,7	2,1	1987	370	19,9	5,1
330	750	152	7,5	2,1	2420	386	24,2	5,4
360	773	150	7,4	2,1	2900	403	29,0	5,6

Tabela 4. Wartości chemicznego zapotrzebowania tlenu (ChZT) oraz lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) oznaczone w cieczy osadowej osadów nadmiernych (Osad B – sucha masa organiczna 8,78 g/dm³) poddanych dezintegracji ultradźwiękowej o amplitudzie drgań $A = 8 \mu\text{m}$ (Moc dezintegratora 180 W oraz 750 W)

Table 4. Values of chemical oxygen demand (COD) and volatile fatty acids (VFA) determined in excess sewage sludge liquid (Sludge A – organic dry mass 8.78 g/dm³) which underwent ultrasonic disintegration of the vibration amplitude $A = 8\mu\text{m}$ (power of sonicator: 180 W and 750 W)

Czas sonifikacji, s	Dezintegrator UD-20 (Moc 180 W) Amplituda $A = 8 \mu\text{m}$				Dezintegrator VC-750 (Moc 750 W) Amplituda $A = 8 \mu\text{m}$			
	ChZT, mg O ₂ /dm ³	LKT mg CH ₃ COOH /dm ³	ChZT/ChZT ₀	LKT/LKT ₀	ChZT, mg O ₂ /dm ³	LKT mg CH ₃ COOH /dm ³	ChZT/ChZT ₀	LKT/LKT ₀
0	289	110	-	-	289	110	-	-
30	332	114	1,1	1,6	456	268	1,6	2,4
60	336	120	1,2	1,7	405	282	1,4	2,6
90	345	126	1,2	1,8	495	289	1,7	2,6
120	348	129	1,2	1,8	644	292	2,2	2,7
150	361	134	1,2	1,9	737	290	2,6	2,6
180	369	135	1,3	1,9	876	306	3,0	2,8
210	374	185	1,3	1,9	1041	314	3,6	2,9
240	389	138	1,3	2,0	1067	319	3,7	2,9
270	393	145	1,4	2,0	1277	323	4,4	2,9
300	377	148	1,3	2,0	1178	320	4,1	2,9
330	402	150	1,4	2,0	1249	331	4,3	3,0
360	406	152	1,4	2,0	1293	328	4,5	3,0

Tabela 5. Wartości chemicznego zapotrzebowania tlenu (ChZT) oraz lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) oznaczone w cieczy osadowej osadów nadmiernych (Osad B – sucha masa organiczna $8,78 \text{ g/dm}^3$) poddanych dezintegracji ultradźwiękowej o amplitudzie drgań $A = 16 \mu\text{m}$ (Moc dezintegratora 180 W oraz 750 W)

Table 5. Values of chemical oxygen demand (COD) and volatile fatty acids (VFA) determined in excess sewage sludge liquid (Sludge A – organic dry mass 8.78 g/dm^3) which underwent ultrasonic disintegration of the vibration amplitude $A = 16 \mu\text{m}$ (power of sonicator: 180 W and 750 W)

Czas sonifikacji, s	Dezintegrator UD-20 (Moc 180 W) Amplituda $A = 16 \mu\text{m}$				Dezintegrator VC-750 (Moc 750 W) Amplituda $A = 16 \mu\text{m}$			
	ChZT, $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$	LKT $\text{mg CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$	ChZT/ChZT ₀	LKT/LKT ₀	ChZT, $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$	LKT $\text{mg CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$	ChZT/ChZT ₀	LKT/LKT ₀
0	267	109	-	-	267	109	-	-
30	432	187	1,6	1,7	1112	337	4,2	3,1
60	433	198	1,6	1,8	1010	365	3,8	3,3
90	526	209	2,0	1,9	1190	378	4,5	3,5
120	583	216	2,2	2,0	1489	384	5,6	3,5
150	780	224	2,9	2,1	1674	380	6,3	3,5
180	746	228	2,8	2,1	1752	412	6,6	3,8
210	819	230	3,1	2,1	2282	429	8,5	3,9
240	842	232	3,2	2,1	2534	438	9,5	4,0
270	919	237	3,4	2,2	2754	447	10,3	4,1
300	990	239	3,7	2,2	2756	440	10,3	4,0
330	955	240	3,6	2,2	2698	462	10,1	4,2
360	958	239	3,6	2,2	2787	457	10,4	4,2

4. Podsumowanie

Poddanie osadów procesowi wstępnej obróbki ultradźwiękowej z wykorzystaniem procesorów o różnych mocach miało na celu wykazanie zależności pomiędzy wzrostem stopnia dezintegracji osadów a ich podatnością na biochemiczny rozkład w warunkach beztlenowych. Zaobserwowano wraz ze zwiększeniem mocy procesorów oraz amplitudy drgań pola UD wzrost stopnia upłynnienia cząstek osadów, wyrażony zwiększeniem wartości oznaczonych w cieczy osadowej wskaźników tj. ChZT oraz LKT (Tabela 6).

Tabela 6. Skuteczność działania procesorów ultradźwiękowych o różnej mocy określona w aspekcie procentowego przyrostu wartości ChZT oraz LKT w odniesieniu do wartości początkowych

Table 6. Sonicator efficiency of different power defined in terms of percentage increase of the value of COD and VFA in relation to initial values

Rodzaj procesora UD	Amplituda drgań pola UD							
	Osad A				Osad B			
	8 μm		16 μm		8 μm		16 μm	
	ΔChZT^* %	ΔLKT^* %	ΔChZT^* %	ΔLKT^* %	ΔChZT^* %	ΔLKT^* %	ΔChZT^* %	ΔLKT^* %
UD 20	71	23	87	52	26	24	78	66
VC 750	–	–	–	–	73	54	89	70
VCX 1500	92	62	97	82	–	–	–	–

ΔChZT^* – procentowy przyrost wartości ChZT określony dla najkorzystniejszego czasu ekspozycji w odniesieniu do wartości ChZT oznaczonej w cieczy osadowej przed procesem dezintegracji ultradźwiękowej;

ΔLKT^* – procentowy przyrost wartości LKT określony dla najkorzystniejszego czasu ekspozycji w odniesieniu do wartości LKT oznaczonej w cieczy osadowej przed procesem dezintegracji ultradźwiękowej.

Na podstawie uzyskanych wyników badań sformułowano następujące wnioski:

- zwiększenie stopnia dezintegracji cząstek osadów następuje wraz ze wzrostem amplitudy drgań pola UD, wydłużeniem czasu sonifikacji, jak również zwiększeniem mocy procesora ultradźwiękowego,

- efektem zwiększenia podatności na biodegradację dezintegrowanych ultradźwiękowo osadów nadmiernych jest wzrost stężenia substancji organicznych w cieczy osadowej wyrażony zwiększeniem wartości chemicznego zapotrzebowania tlenu (ChZT) i lotnych kwasów tłuszczowych,
- w przypadku zastosowanego procesora ultradźwiękowego o mocy 1500 W uzyskano, dla amplitudy drgań pola UD $A = 16 \mu\text{m}$, w odniesieniu do procesora o mocy 180 W odpowiednio ok. 10% wzrost skuteczności dezintegracji osadów nadmiernych określony na podstawie przyrostu ChZT oraz ok. 30% wzrost skuteczności dezintegracji osadów nadmiernych określony na podstawie przyrostu LKT.
- w przypadku zastosowanego procesora ultradźwiękowego o mocy 750 W uzyskano, dla amplitudy drgań pola UD $A = 16 \mu\text{m}$, w odniesieniu do procesora o mocy 180 W odpowiednio ok. 11% wzrost skuteczności dezintegracji osadów nadmiernych określony na podstawie przyrostu ChZT oraz ok. 6% wzrost skuteczności dezintegracji osadów nadmiernych określony na podstawie przyrostu LKT.

Badania przeprowadzono w ramach BG-401/402/10.

Literatura

1. **Brodawski M.:** *Dezintegracja ultradźwiękowa osadów*, Centrum Informacji Ekologicznej, www.ekologia-info.eu
2. **Gonze E., Pillot S., Valette E., Gonthier Y., Bernie A.:** *Ultrasonic treatment of an aerobic activated sludge in a batch reactor*, Chem. Eng. Process., 42, 965÷975, 2003.
3. **Jorand F., Zartarian F., Thomas F., Block J. C., Bottero J. Y., Villemin G., Urbain V., Manem J.:** *Chemical and structural (2D) linkage between bacteria within activated sludge flocks*, Water Res., 29, 1639÷1647, 1995.
4. **Kucharski B.:** *Zastosowania ultradźwiękowej dezintegracji osadu czynnego nadmiernego*, XIV Konferencja Naukowo-Techniczna, Aktualne problemy gospodarki wodno-ściekowej, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa-Ustroń, 248÷257, 2004.
5. **Tatsuo S., Kudo K., Nasu Y.:** *Anaerobic waste activated sludge digestion – a bioconversion mechanism and kinetic model*, Biotechnol. Bioeng., 41, 1082÷1091, 1993.
6. **Tiehm A., Nickel K., Neis U.:** *The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge*, Wat. Sci. Technol. 36(11), 121÷128, 1997.

7. **Tiehm A., Nickel K., Zellhorn M., Neis U.:** *Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization*, Water Res., 35(8), 2003÷2009, 2001.
8. **Wójtowicz S.:** *Fermentacja metanowa osadów ściekowych jako sposób otrzymywania biogazu i metoda utylizacji odpadów powstających w procesie oczyszczania ścieków*, Ekologia i technika, 14, 44÷49, 2006.
9. **Ying-Chin Chiu, Cheng-Nan Chang, Shwu-Jiuan Huang, Chao A.:** *Effect of ultrasonic and alkaline pretreatment on WAS characterization*, J. Chinese Inst. Envi. Eng., 7(1), 25÷33, 1997.

Effect of Sonicator Power on the Biodegradability of Sewage Sludge

Abstract

Among methods of disintegration which are based on the physical phenomena, the use of ultrasonic active field acting due to the relatively low energy inputs, while a significant destructive force of ultrasonic field on the structure of medium-treated, technology is a promising solution. In addition, the method of sludge disintegration in ultrasonic field is called non-waste technology.

Submission of excess sludge conditioning by ultrasonic field (UD), increases the degree of their disintegration, and ultimately leads to initiate the process of sonolysis conditioning the course of hydrolytic phase of methane fermentation. Generation of volatile fatty acids, which are an important intermediate product of anaerobic stabilization process, already in pre-field ultrasonic sludge treatment leads to increased efficiency of acid digestion. The effect of increasing susceptibility to biodegradation of sediment is observed during the first days of fermentation faster and more intense generation of volatile fatty acids. Our results confirmed the correlation between the increase in acoustic power ultrasonic processor, used vibration amplitude and an increase in susceptibility, ultrasonic field disintegrated excess sludge, on the biodegradation. The greatest effectiveness of the ultrasonic field as a disintegration factor was observed for the processing of ultrasonic acoustic power 1500 W, for which after 360 seconds, the preparation of sludge with an amplitude of vibration of ultrasonic field 16 μm were obtained approximately 97% increase in the value of chemical oxygen demand (COD) and about 82% increase in value in volatile fatty acids (VFA). Ultrasonic processor with power 180W and similar conditions of preparation time, i.e. 360 s and the vibration amplitude of 16 μm were obtained approximately 87% increase in the value of chemical oxygen demand (COD) and 52% increase in value in volatile fatty acids (VFA).



Doświadczenia z projektowania i wdrażania stacji uzdatniania wody kotłowej dla ENERGO-TECH sp. z o.o.

*Iwona Skoczko
Politechnika Białostocka*

1. Wstęp

Woda kotłowa zasilająca kotły oraz woda dodatkowa muszą odpowiadać wymaganiom, które określają producenci kotłów. Wymagania te zależą od konstrukcji kotła i rosną wraz z ciśnieniem. Generalnie, woda doprowadzana do kotłów musi być tak uzdatniona, aby nie powodowała wytrącania się kamienia kotłowego, korozji urządzeń kotłowych oraz nie pieniała się. Wytrącający się kamień kotłowy zmniejsza przewodnictwo cieplne, a zatem obniża sprawność kotła i może być przyczyną jego awarii, zwiększa opory przepływu wody, a tym samym zużycie wody i energii. Powodem powstawania kamienia kotłowego jest głównie obecność: węglanów, siarczanów, krzemianów wapnia i magnezu, zawiesin i olejów w wodzie. Pienienie wody kotłowej powodują związki organiczne, duże zasolenie wody oraz nadmierna jej alkaliczność.

Jakość wody obiegowej (kotłowej), dodatkowej (uzupełniającej) i zasilającej obiegi wodne kotłów wodnorururowych i płomiennorururowych

określa norma: PN-85/C-04601: „Woda do celów energetycznych”. Wymagania jakości tych wód zależne od ilości wody przedstawiono w tabeli 1. Zgodnie z tymi wymogami wody – obiegowa, zasilająca i dodatkowa powinny być prawie całkowicie pozbawione oleju, zawiesin, tlenu rozpuszczonego, żelaza, jonów wapnia i magnezu (twardości ogólnej), zanieczyszczeń organicznych oraz muszą się charakteryzować małą twardością węglanową, alkalicznym odczynem oraz zawartością środków korygujących, takich jak fosforany i siarczyny. W wymaganiach pominięto zawartość substancji rozpuszczonych, głównie chlorków, siarczanów i azotanów. Mając na uwadze fakt, iż jony te intensyfikują korozję, należy zapewnić możliwie minimalne ich stężenia w wodzie wykorzystywanej do celów kotłowych. W wypadku kotłów parowych wymagana jakość wody uzupełniającej i kotłowej zależy od konstrukcji kotła, obciążenia powierzchni ogrzewalnej, warunków eksploatacji i parametrów pracy kotła.

Dla kotłów parowych pracujących w zakresie ciśnienia nominalnego 0,9÷4,0 MPa istnieją normy obowiązujące w Polsce. Wymagania dotyczące jakości wody zasilającej i kotłowej podano odpowiednio w tabelach 2.

Jakość wody kotłowej i zasilającej kotły parowe decyduje o czystości pary wytwarzanej w kotle. Szczególnie duże znaczenie ma czystość pary zasilającej turbiny. Zanieczyszczenie pary powoduje nadmierną zawartość substancji rozpuszczonych i soli wytrąconych w wodzie kotłowej, które unoszone ze strumieniem pary przedostają się do układu łopatkowego turbiny. Osadzając się na łopatkach mogą powodować zakłócenia w pracy turbiny, a niekiedy są przyczyną poważnych awarii.

2. Projektowanie stacji uzdatniania wody kotłowej, metodyka badań

Przedmiotem niniejszej pracy jest podsumowanie rozważań dotyczących doboru optymalnego systemu uzdatniania wody kotłowej dla firmy ENERGO-TECH sp. z o.o., która jest dostawcą ciepła w postaci pary oraz zarządcą stacji uzdatniania wody dla dużej firmy włókienniczej ANDROPOL S.A.

W ramach stażu naukowego finansowanego z unijnego projektu Kapitał Ludzki „Wzmocnienie potencjału kadr nauki i biznesu poprzez

transfer wiedzy w regionie” w Katedrze Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska Politechniki Białostockiej podjęto prace nad projektem stacji uzdatniania wody kotłowej dla ENERGO-TECH sp. z o.o., która pozwoliłaby na odpowiednie oczyszczenie wody, a następnie wdrożeniem go w praktyce.

Prace przygotowawcze stanowiły szereg analiz wody surowej oraz wody po wstępnym napowietrzeniu. Analizowanymi parametrami były wskaźniki powszechnie stosowane w analizie wody. Przedstawiono je w tabeli 1. Otrzymane wyniki stanowiły średnią z trzech niezależnych pomiarów wykonanych z dostarczonej wody do badań

Tabela 1. Wskaźniki zanieczyszczeń wody surowej dopływającej do kotła oraz wymagania dla wody kotłowej i uzupełniającej

Table 1. Indicators of pollution of raw water flowing into the boiler and the requirements for boiler and supplementary water

Oznaczany parametr wody – jednostka	Woda surowa	Woda po odżelaziaczu	Wymagania dla wody obiegujowej	Wymagania wody uzupełniającej	Metodyka pomiaru
Barwa [mg Pt/dm ³]	117	104	< 5	< 5	Spektrofotometrycznie
Mętność [mg SiO ₂ /dm ³]	43	18	< 5	< 5	Spektrofotometrycznie
pH	7,725	8,25	9÷10	>8,5	pH-metrycznie
Utlenialność [mg O ₂ / dm ³]	6,9	6,6	0	0	Metodą miareczkową na gorąco
Zasadowość [mval/ dm ³] Zp/Zm	0,0/5,1	0,0/6,0	< 1,4	< 1,0	Metodą miareczkową
Zawiesiny gólne [g/dm ³]	0,44	0,28	< 1	< 1	Metodą miareczkową
Zasolenie całk. [g/dm ³]	9,81	5,32	< 6	< 6	Metodą normową
Żelazo ogólne [mg/dm ³]	1,200	0,825	< 0,1	< 0,05	Metodą normową po odparowaniu

Tabela 1. cd.
Table 1. cont.

Oznaczany parametr wody – jednostka	Woda surowa	Woda po odżelaziaczu	Wymagania dla wody obiegowej	Wymagania wody uzupełniającej	Metodyka pomiaru
Mangan ogólny [mg/dm ³]	0,205	0,156	< 0,05	< 0,05	Metodą płomieniowej AAS
Twardość ogólna [mval/dm ³]	9,33	6,75	<0,02	<0,02	Metodą płomieniowej AAS
Azot amonowy [mg/dm ³]	0,11	0,33	<0,1	<0,1	Metodą spektrofotometryczną
Chlorki [mg/dm ³]	15	15	–	–	Spektrofotometrycznie bez destylacji
Fosforany [mg/dm ³]	0,45	0,45	<5	<5	Metodą miareczkową
Krzemiany [mg/dm ³]	0,0	0,0	<4	<4	Metodą miareczkową
Siarczany [mg/dm ³]	164	164	–	–	Metodą miareczkową
Azotany [mg/dm ³]	0,04	0,04	<0,02	<0,02	Metodą spektrofotometryczną

Źródło: opracowanie własne (kolumna 1÷3), parametry wody na podstawie [1÷3]

Woda przemysłowa i jednocześnie woda kotłowa pobierana jest ze źródła infiltracyjnego. Poziom zanieczyszczenia wody surowej przedstawiono w tabeli 1.

Dotychczas funkcjonująca w zakładzie stacja uzdatniania wyposażona była w otwartą komorę napowietrzającą, na dnie której umieszczone były perforowane rury z nawierconymi otworami włączające do wody powietrze. Rury połączone były ze sprężarką o parametrach: spręż: 0,5÷0,7 bar, objętość powietrza na ssaniu: 28÷30 m³/min., moc: 30 kW, obroty: 900 obr/min. Woda napowietrzona kierowana była na szereg trzech piaskowych filtrów pospiesznych ciśnieniowych, służących do klarowania wody. Zastosowana technologia pozwalała jedynie na obniżenie poziomu mętności w wodzie, ilości zawiesin, częściowo żelaza

i manganu. Tak przygotowana woda stanowiła zasilenie wody przemysłowej w ANDROPOL S.A. i kierowana była na szereg maszyn i urządzeń stanowiących wyposażenie zakładu.

W 2010 roku firma ENERGO-TECH sp. z o.o. zarządzająca stacją uzdatniania i kotłownią na obie firmy zakupiła gazowe kotły wysokociśnieniowe wytwarzające parę BWT, a tym samym zrezygnowała ze starych kotłów węglowych OSR. Wiązało się to odpowiednim przygotowaniem wody zasilającej kotły.

Tabela 2. Wymagania wobec wody zasilającej kotły wysokociśnieniowe wytwarzające parę BWT wg producenta

Table 2. Requirements for high pressure boiler feed water generating BWT steam according to the manufacturer

Parametr	Wymagana wartość
pH	> 9
Twardość	< 0,02
Tlen mg/dm ³	< 0,02
CO ₂ związany mg/dm ³	< 25
Żelazo ogólne mg/dm ³	< 0,05
Utlenialność mg/dm ³	< 10
Olej, tłuszcz mg/dm ³	< 1

Źródło: Anlagenbeschreibung A-nr 23/7610 BWT Wassertechnik [5]

Z uwagi na konieczność zachowania ciągłości dostawy energii cieplnej do nowych kotłów skierowano wodę podczyszczoną na jedynej funkcjonującej w zakładzie stacji wykorzystującej aerację i filtrację. Woda opuszczająca stację charakteryzowała się wskaźnikami poziomu zanieczyszczeń zamieszczonymi w tabeli 1.

Ponieważ wszystkie parametry znacznie przekraczały normy zanieczyszczenia dopuszczalne dla wody kotłowej, firma ENERGO-TECH sp. z o.o. zwróciła się do Politechniki Białostockiej z prośbą o wykonanie projektu i dobór urządzeń nowej stacji uzdatniania wody kotłowej. Projektowana stacja stanowić miała źródło czystej wody jedynie dla parowych kotłów gazowych BWT (zakładu włókienniczego ANDROPOL S.A. budowana miała być inna stacja).

3. Wyniki badań i dyskusja

W oparciu o uzyskane wcześniej wyniki badań wody surowej i wody podczyszczonej na odżelaziaczu zaprojektowano 3 filtry piaskowe o objętości $0,75 \text{ m}^3$ i powierzchni $0,5 \text{ m}^2$ oraz 6 wymienników jonitowych wypełnionych masą kationitową PUROLITE 100E o objętości 100 dm^3 każdy. Obliczenia przeprowadzono zgodnie z obowiązującą metodyką oraz zapewnieniem prawidłowych parametrów pracy urządzeń. Zakładano, że podczas filtracji obniżone zostaną ilości zanieczyszczeń mechanicznych odpowiadających za mętność, zawiesiny i częściowo barwę, natomiast wymiana jonowa pozwoli na zatrzymanie kationów odpowiedzialnych za twardość, a ponadto żelazo i mangan, które mogą też podwyższać barwę.

Uzyskane wyniki badań wody po stacji uzdatniania wody kotłowej ukazano w tabeli 3.

Dane zamieszczone w tabeli jednoznacznie wskazują, iż woda zasilająca kotły nie jest oczyszczona w zadowalającym stopniu. Na skutek klarowania wody na nowych filtrach piaskowych i wymiany jonowej uzyskano obniżenie twardości ogólnej, manganu, żelaza, barwy i mętności. Nie nastąpiło obniżenie utlenialności, czego też można się było spodziewać, gdyż zastosowane procesy nie nadają się do usuwania z wody zanieczyszczeń organicznych. Można też przypuszczać, że pozostałe żelazo w ilości około $0,4 \text{ mg/dm}^3$ nie zatrzymywane na kationicie, stanowiły kompleksy organiczne, które mogły właśnie tę barwę powodować. Oba wskazane parametry są zanieczyszczeniami wpływającymi na prawidłową pracę oraz utrzymanie kotłów. W oczyszczonej wodzie pozostały też śladowe ilości azotu amonowego. Co prawda w obieg parowy nie wprowadzana była zanieczyszczona para, jednak stopniowa kondensacja zanieczyszczeń kumulowała się w kotłach i wymuszała częste odsalanie ich zawartości, co z kolei wiązało się z wyłączeniem urządzenia z pracy i straty w dostawie energii. Prawidłowo funkcjonujący kocioł powinien być wyłączany na czas odsalania jeden raz na dwa tygodnie, natomiast w analizowanym zakładzie proces ten odbywała się co 18 godzin. Ponadto na wymienniki jonowe nie powinna trafiać woda zawierająca zanieczyszczenia organiczne, gdyż może to doprowadzić do uszkodzenia masy.

Tabela 3. Parametry wody oczyszczonej na każdym z pracujących wymienniku jonowym
Table 3. Parameters of purified water at each of the working ion exchanger

Oznaczany parametr wody	K1	K2	K3	K4		K5	K6	Woda zmiesz. po kationitach
				Przed pukaniem	Po płukaniu			
pH	7,36	7,39	7,41	7,50	7,55	7,41	7,53	7,45
Barwa [mg Pt/dm ³]	30	29	29	31	31	25	16	29
Mętność [mg SiO ₂ /dm ³]	5	4	3	7	6	3	4	4
Przewodność [μS/dm ³]	241,3	236,5	239,3	241,9	235,1	234,0	222,1	239,5
Żelazo [mg/dm ³]	0,4	0,4	0,4	0,5	0,4	0,3	0,4	0,4
Mangan [mg/dm ³]	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Utlenialność [mg O ₂ /dm ³]	6,6	5,8	6,5	5,5	5,5	6,1	5,8	5,7
Twardość [mval/dm ³]	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
NH ₄ [mg/dm ³]	0,03	0,04	0,05	0,05	0,05	0,05	0,03	0,04
NO ₃ ⁻ [mg/dm ³]	0,04	0,04	0,03	0,04	0,04	0,04	0,03	0,04

Źródło: opracowanie własne

Powyższe argumenty zdecydowały o zastosowaniu dodatkowego procesu, który pozwoliłby na usunięcie barwy, organicznych połączeń żelaza, azotu amonowego, jak też resztkowej mętności, a co za tym idzie – przewodności. Rozpatrywano procesy: koagulacji, wstępnego utleniania z zastosowaniem nadtlenku wodoru oraz sorpcję, które poprzedziłyby wymianę jonową. Skuteczność powyższych metod sprawdzono laboratoryjnie, uzyskane wyniki badań umieszczono w tabeli 4.

Tabela 4. Porównanie poszczególnych metod w oczyszczaniu wody kotłowej ENERGO-TECH sp. z o.o.

Table 4. Comparison of different methods of boiler water treatment for ENERGO-TECH Ltd.

Oznaczany pa- rametr wody	Koagulacja PAX-114	Koagulacja $Al_2(SO_4)_3$	Utlenianie 0,5 mg H_2O_2	Utlenianie 1 mg H_2O_2	Sorpcja
pH	4,34	4,27	7,55	7,57	5,76
Barwa [mg Pt/dm ³]	0	0	54	30	0
Mętność [mg SiO ₂ /dm ³]	0	0	0	0	0
Żelazo [mg/dm ³]	0,30	0,05	0,80	0,70	0,50
Mangan [mg/dm ³]	0,09	0,05	0,05	0,08	0,10
Utlenialność [mg O ₂ /dm ³]	2,90	1,60	0	0	0
Twardość [mval/dm ³]	29,30	21,80	25,50	22,10	6,10
NH ₄ [mg/dm ³]	0	0	0,21	0,13	0
NO ₃ ⁻ [mg/dm ³]	0	0	0,30	0,31	0

Źródło: opracowanie własne

Koagulację prowadzono z zastosowaniem popularnych i dostępnych na rynku koagulantów PAX-114 oraz 15 % roztworu $Al_2(SO_4)_3$. Dawkę ich obliczono na podstawie barwy w oparciu o chemicznie czysty siarczan glinu, co dało w pierwszym przypadku 513 mg/l, a w drugim 905 mg/l, a w przeliczeniu na objętość 0,38 ml/dm³ i 0,78 ml/dm³. Wybrany do procesu wstępnego utleniania środkiem chemicznym był H_2O_2 , ponieważ jest to środek powszechnie stosowany w zakładzie w procesie bielenia tkanin i jego ewentualny zakup nie wiązałby się

z dodatkowymi kosztami i szeregiem zezwoleń. Zastosowano dawki nadtlenu 0,5 ml/dm³ i 1,0 ml/dm³. Ostatnią z metod była sorpcja na węglu granulowanym Organosorb 10 DESOTEC. Jest to popularny węgiel o optymalnej granulacji odporny mechanicznie na ściskanie i umożliwiający realizację procesu przy wyższych prędkościach, co jest szczególnie istotne w zakładzie przemysłowym wymagającym większych ilości wody przy jak najniższych kosztach jej przygotowania.

Uzyskane dzięki przeprowadzonym badaniom wyniki pozwoliły zauważyć, że najskuteczniejszym spośród trzech wybranych procesów okazała się sorpcja na węglu aktywnym. Podobną skutecznością wykazała się koagulacja. Oba procesy pozwoliły na całkowite usunięcie barwy, mętności, azotu amonowego i azotanowego (V). Znacznie też uległ obniżeniu poziom utlenialności. W przypadku koagulacji zauważono wyraźny wzrost twardości w oczyszczanej wodzie, podczas gdy przy sorpcji ta wartość nie uległa zmianie w stosunku do wody zasilającej stację uzdatniania dla kotłów.

Niemniej jednak proces koagulacji wymagał znacznie mniejszych nakładów inwestycyjnych niż sorpcja, dlatego też inwestor bardziej schylał się ku tej opcji. Dysponował na funkcjonującej stacji mieszalnikiem statycznym oraz komorą reakcji, które do tej pory pozostawały niewykorzystane. Natomiast zbiorniki stanowiące filtry węglowe należałoby zakupić. Również koszt węgla znacznie przewyższał koszt koagulantu.

Ostatecznie przyjął sugestie projektanta (autora niniejszej pracy) i zdecydował zastosować proces sorpcji, ponieważ powstający w przypadku koagulacji poreakcyjny osad nadmierny całkowicie zakłócałby zakładową gospodarkę osadową i wymagałby dodatkowych zezwoleń.

Zaprojektowano 3 filtry sorpcyjne o powierzchni 0,3 m² i wysokości 1,5 m wypełnione węglem Organosorb10 na podsypce żwirowej.

Wszystkie zastosowane procesy uzdatniania pozwoliły uzyskać wysoki stopień oczyszczenia wody wymagany przez producentów parowych kotłów BWT (tabela 5).

Tabela 5. Parametry wody oczyszczonej na zaprojektowanej stacji
Table 5. Parameters of purified water on the designed installation

Oznaczany parametr wody	Kondensat z kotła	Woda po SUW
Barwa [mg Pt/dm ³]	4	0
Mętność [mg SiO ₂ /dm ³]	1	0
pH	7,66	7,55
Utlenialność [mg O ₂ /dm ³]	0,1	0,1
Zasadowość [mval/dm ³] Zp/Zm	0,0/4,7	0,0/4,0
Zawiesiny ogólne [g/dm ³]	0,0	0,0
Zasolenie całk. [g/dm ³]	0,81	0,44
Żelazo ogólne [mg/dm ³]	0,05	0,0
Mangan ogólny [mg/dm ³]	0,0	0,0
Twardość ogólna [mval/dm ³]	0,0	0,0
Azot amonowy [mg/dm ³]	0,4	0,0
Chlorki [mg/dm ³]	15	15
Fosforany [mg/dm ³]	0,45	0,41
Krzemiany [mg/dm ³]	0,0	0,0
Siarczany [mg/dm ³]	164	118
Azotany [mg/dm ³]	0,04	0,01

Źródło: opracowanie własne

W tabeli zestawiono parametry wody zasilającej kotły z parametrami odmulin z kotła, który po zastosowaniu opisanych wcześniej procesów nie musiał być już tak często odsalany jak wcześniej. Przed zamontowaniem stacji odsalania kotła realizowane było co 8÷12 godzin, natomiast po co 48-60 godzin. Wynikiem tego były znaczne oszczędności wody oraz energii w zakładzie.

4. Wnioski

1. Przy projektowaniu stacji uzdatniania wody kotłowej należy brać uwagę rodzaj kotłów, wymagania producentów oraz częstotliwość odsalania kotłów.
2. Na projektowanej stacji kotłowa woda uzupełniająca prowadzona jest z tego samego źródła co woda zasilająca i poddawana jest tym samym zabiegom oczyszczania.

3. Istotnym czynnikiem, który projektant stacji powinien wziąć pod uwagę są możliwości ekonomiczne inwestora, nie wykorzystane i dostępne urządzenia oraz zaplecze techniczne.
4. Jednym z najtrudniejszych w oczyszczaniu wskaźników zanieczyszczenia wody okazała się barwa i żelazo ogólne. Aby zapewnić pełne oczyszczenie wody na potrzeby kotłowe, zastosowano aerację, filtry piaskowe, filtry sorpcyjne oraz filtry jonitowe wypełnione kationitami. Bezpośrednio przed kotłem zamontowano desorber dwutlenku węgla.
5. Istnieje niebezpieczeństwo, że woda oczyszczona w opisany w niniejszej pracy sposób może ujawnić właściwości korozyjne, co w przyszłości może doprowadzić do niszczenia ścian kotłów.
6. W projektowanej stacji powinny być jeszcze uwzględnione wymienniki jonowe – anionity, które pozwolą na pełną demineralizację i odkwaszenie oczyszczanej wody, co zapobiegnie niszczeniu kotłów.

Literatura

1. **Stańda J.:** *Woda do kotłów parowych i obiegów chłodzących siłowni cieplnych*. Warszawa 1999. s. 51.
2. **Pawlik M., Strzelczyk F.:** *Elektrownie*. Warszawa 2009. s. 58.
3. **Kowal A. L., Świdorska-Bróż M.:** *Oczyszczanie wod. Podstawy teoretyczne i technologiczne, procesy i urządzenia*. Warszawa 2007, s. 669÷673, 676.
4. PN-85/C-04601: Woda do celów energetycznych. Wymagania i badania jakości wody dla kotłów wodnych i zamkniętych obiegów ciepłowniczych, obowiązująca od dnia 1 lipca 1986 r.
5. Anlagenbeschreibung A-nr 23/7610 BWT Wassertechnik, Schriesheim 1996

Experience from the Design and Implementation of Boiler Water Treatment Installation for ENERGO-TECH Co. Ltd.

Abstract

The subject of this paper is a summary of considerations for selecting the optimum system for boiler water treatment installation for ENERGO-TECH Co. Ltd., which is a supplier of heat in the form of steam and water treatment plant manager for a large textile company Andropol SA. The water treatment plant functioning up to now was equipped with an open aeration chamber. On its bottom the perforated pipes with bored holes were placed. It was not suitable water treatment for high-pressure boilers. Used technology allowed to decrease turbidity in the water, suspensions, and partly iron and manganese contents.

As part of this project and based on previously obtained results of raw water, 3 sand filters and 6 ion-exchange filters filled with a cation bed Purolite 100E were designed for proper preparation of water for boilers. A satisfactory degree of removal of iron, color, turbidity, ammonia nitrogen and oxidability were not obtained as a result of the used processes. Therefore, the following additional processes were considered: coagulation, pre-oxidation using hydrogen peroxide and sorption, before ion exchange. The effectiveness of these methods was examined in the laboratory. Sorption with activated carbon has proved the most effective of the three selected processes.

There is a danger that the purified water in the way described in this study may reveal the corrosion properties, which in future may lead to the destruction of the walls of boilers.

The proposed installation should include ion exchangers – anion exchangers, which allow a complete demineralization and deacidification of purified water, to prevent the destruction of the boilers.



Wydajność produkcji biomasy glonowej w reaktorze otwartym

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

1. Wprowadzenie

Cele prowadzenia hodowli glonów zależą bezpośrednio od określonych potrzeb i zapotrzebowania ludzi. W Stanach Zjednoczonych, systemy stawów glonowych zostały opracowane początkowo jako wsparcie dla technologii oczyszczania wody. Biomasa odzyskana została przetworzona do metanu, który był głównym źródłem energii [2, 8]. Z upływem czasu biomasa glonowa stała się bardzo ważnym elementem żywnościowym w szeroko pojętej akwakulturze [7]. Ostatnio glony przyciągnęły wiele uwagi z powodu znacznego potencjału w produkcji kosmetyków oraz z uwagi na walory odżywcze. Organizmy te znalazły zastosowanie także w innych obszarach takich jak w systemy do produkcji substancji pozakomórkowych, jak również dla biosorpcji metali ciężkich [1]. Niektóre badania wykazały również znaczenie glonów w wiązaniu dwutlenku węgla [3].

Rozwój biotechnologii opartej na glonach przyczynił się do powstania Zamkniętego Ekologicznego Systemu Wspierającego Życie (CELSS) [4]. Badania te kontynuowano, głównie pod kątem zastosowa-

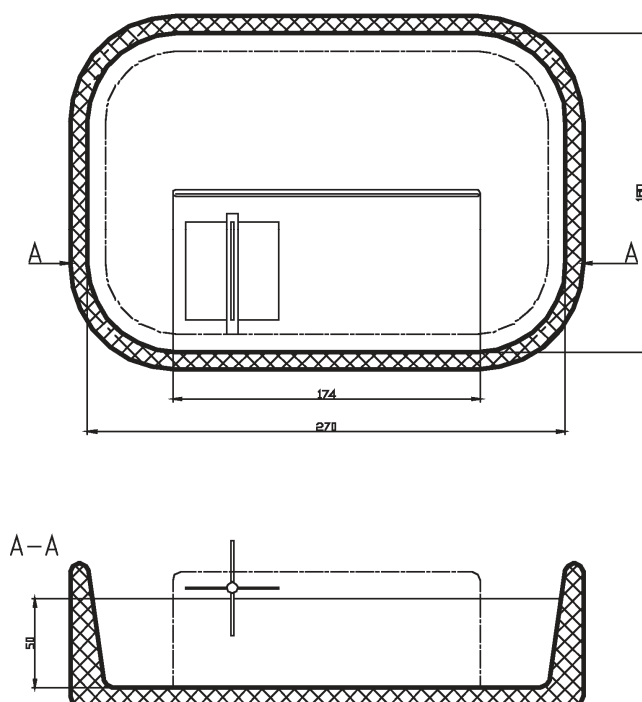
nia hodowli glonów, jako fotosyntetycznych wymienników gazowych oraz producentów białka dla planowanych wypraw kosmicznych [6, 9]. Komercyjna hodowla glonów na dużą skalę rozpoczęła się we wczesnych latach 60-tych w Japonii od uprawy *Chlorelli*, a następnie w latach 70-tych w Meksyku od uprawy *Spiruliny* na Jeziorze Texcoco, prowadzonej przez firmę Sosa Texcoco S.A. W 1977 firma Dai Nippon Ink and Chemicals rozpoczęła w Tajlandii hodowlę *Spiruliny* na szeroka skalę. W 1980 roku w Tajlandii działało już 46 zakładów przemysłowych produkujących ponad 1000 kg *Chlorelli* miesięcznie [1]. W 1996 wytwarzano w Japonii około 2000 t *Chlorelli* rocznie [5]. W 1986 roku Western Biotechnology Ltd and Betatene Ltd z Australii produkująca glon *Dunaliella salina*, jako źródło β -karotenu była na trzecim miejscu na świecie, jeśli chodzi o komercyjną produkcję glonów. Wkrótce potem rozpoczęto masową produkcję glonów w hodowlach w Izraelu i USA. W tym samym czasie w Indiach rozpoczęto hodowlę i produkcję na dużą skalę różnych gatunków sinic [1]. W ten sposób w krótkim okresie czasu produkcja glonów na cele przemysłowe wzrosła znacząco.

Celem prezentowanych badań było określenie możliwości hodowli glonów w reaktorze otwartym typu toru wyścigowego.

2. Metodyka

Badania przeprowadzono w skali półtechnicznej wykorzystując dwa baseny hodowlane. Każdy z basenów miał powierzchnię $F = 4,5 \text{ m}^2$, oraz głębokość czynną $H = 0,5 \text{ m}$ (pojemność czynna $V_{cz} = 2,25 \text{ m}^3$). Wzdłuż dłuższej osi każdego z basenów zainstalowano przegrodę umożliwiającą cyrkulacyjny ruch cieczy w zbiorniku. Ruch cieczy wywoływany był poprzez czterołopatowe mieszadła mechaniczne (rys. 1). Prędkość ruchu wody wynosiła od 0,5 m/s do 0,7 m/s. Ruch cieczy umożliwiał równomierne rozmieszczenie biomasy w całej objętości reaktorów, pozwalając na stałą obecność glonów w strefie fotycznej. Baseny znajdowały się wewnątrz szklanych namiotów o powierzchni $6,0 \text{ m}^2$ posiadających możliwość wentylacji.

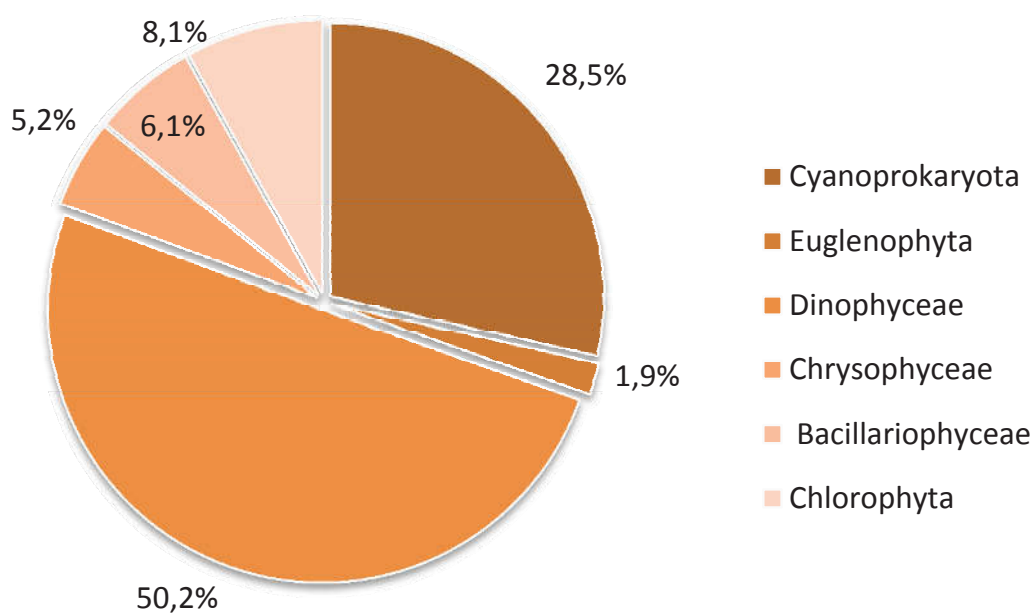
Badania prowadzono w okresie od 28 czerwca 2009 r. do 30 września 2009 r. W tym czasie analizowano jakość wody w reaktorach w odstępach pięciodniowych. Szczególnie istotna była analiza zmiany koncentracji biomasy glonowej w reaktorach. Ilość biomasy określano metodą wagową.



Rys. 1. Schemat basenu otwartego stosowanego w eksperymencie
Fig. 1. Scheme of open pond used in experiment

Wykorzystane jako materiał wyjściowy glony pochodziły z Jeziora Kortowskiego w Olsztynie, które ma charakter silnie eutroficzny. Próby do eksperymentu pobrano w lipcu. W tym okresie w zbiorowisku dominowały glony z rodzaju Dinophyceae. Udział ich w biomase fitoplanktonu przekraczał 50%. Gatunkiem tworzącym biomasę dinofitów było *Ceratium hirundinella*, jedynie przy obecności rodzaju *Perydinium*. Udział biomasy wynosił 28,5%. Cyanoprokaryota były grupą subdominującą w fitoplanktonie. Reprezentowane były najliczniej przez gatunki z rodzaju *Microcystis*, *Woronichinia*, *Planktothrix*, *Anabaena*. Udział Chlorophyta wynosił 8,1%, a Chrysophyta, zarówno z *Bacillariophyceae* jak i *Chrysophyceae* wynosił 5÷6% biomasy fitoplanktonu. Biomasa ogólna fitoplanktonu osiągnęła wartość 19,8 mg s.m.o./l. Skład jakościowy glonów zastosowany podczas eksperymentu przedstawia rysunek 2.

Woda z jeziora została przefiltrowana przez zestaw trzech siatek planktonowych o średnicy oczek 100 μm , 50 μm , 25 μm . Filtrację prowadzono do uzyskania materiału wyjściowego o objętości 2,25 m³. Początkowa koncentracja suchej masy organicznej w reaktorze wynosiła 235 mg s.m.o./l.



Rys. 2 Skład jakościowy glonów w wodzie stosowanej podczas eksperymentu
Fig. 2. Qualitative composition of algae in the water used during the experiment

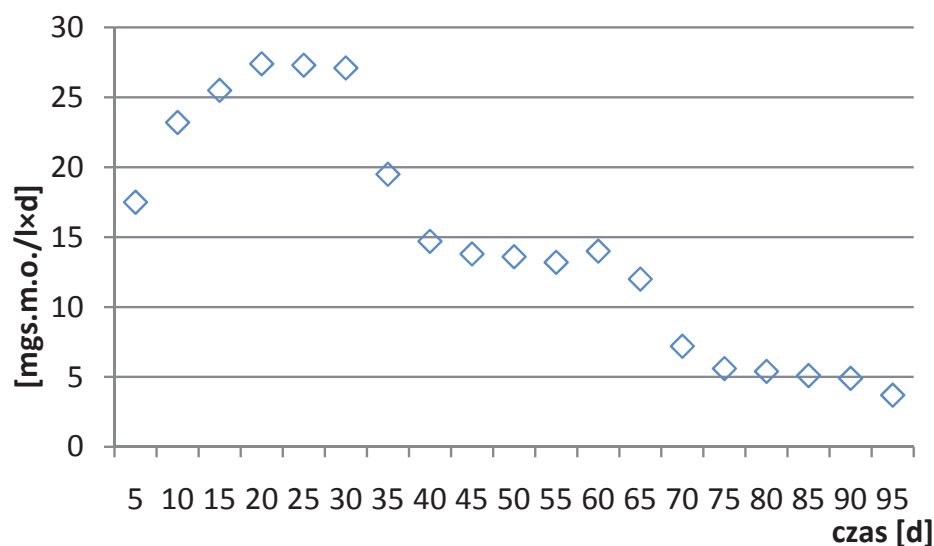
Tabela 1. Jakość wody pobranej z Jeziora Kortowskiego
Table 1. The quality of water collected from Kortowskie Lake

Wskaźnik	Wartości
Azot całkowity	28,6 mg N/l
Fosfor ogólny	2,20 mg P/l
CO ₂ węglanowy	26,4 mg/l
CO ₂ wodorowęglanowy	83,6 mg/l
Kwasowość	0,4 mval/l
Zasadowość	3 mval/l
Twardość	1,2 mval/l
Chlorki	10 mg/l
ChZT Mn	21,5 mg O ₂ /l
ChZT Cr	33,5 mg/l
Mangan	0,034 mg/l
Żelazo	0,06 mg/l
Przewodność	300 μS
pH	7,85

Parametry jakości wody na początku eksperymentu odpowiadały jakości wody w jeziorze Kortowskim w momencie poboru prób (tab. 1). W trakcie badań uzupełniano zawartość biogenów w wodzie zawartej w basenach do poziomu początkowego. Objętość wprowadzanych odczynników równoważyła parowanie i odpowiadała średniej objętości opadów w okresie badań. Badania przeprowadzono równolegle w dwóch basenach otwartych w obu przypadkach panowały identyczne warunki klimatyczne i technologiczne procesu. Przedstawione wyniki to średnie z dwóch prowadzonych równocześnie analiz.

3. Wyniki badań

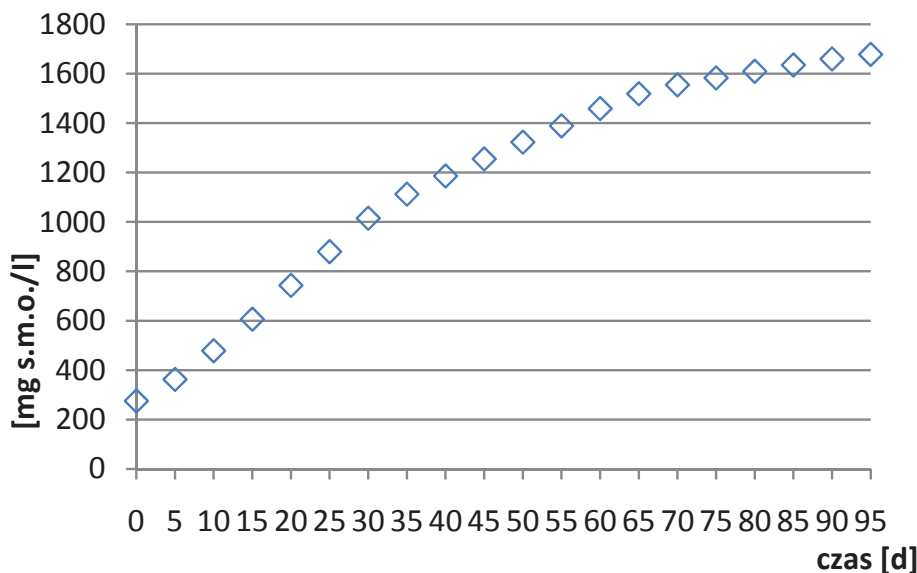
Przez pierwsze 20 dni badań obserwowano wzrost wydajności produkcji biomasy od poziomu 15,1 mg_{s.m.o.}/l·d do 27,4 mg_{s.m.o.}/l·d (rys. 3). Ze zbliżoną wydajnością ilość biomasy w basenach zwiększała się przez kolejne 10 dni prowadzenia eksperymentu. Po tym okresie zaobserwowano istotny spadek tempa przyrostu biomasy glonowej, który do 60 dnia ustabilizował się na poziomie 14,0 mg_{s.m.o.}/l·d. Po osiągnięciu koncentracji biomasy glonowej na poziomie 1550 mg s.m.o./l, stwierdzono ograniczenie wydajności przyrostu do wartości 5,0 mg_{s.m.o.}/l·d (rys. 3).



Rys. 3. Tempo przyrostu biomasy w trakcie trwania eksperymentu

Fig. 3. Rate of biomass growth rate during the experiment

W końcowym okresie badań koncentracja biomasy organicznej zatrzymywanej w reaktorach osiągnęła wartość około 1650 mg/l_{s.m.o.} (rys. 4).

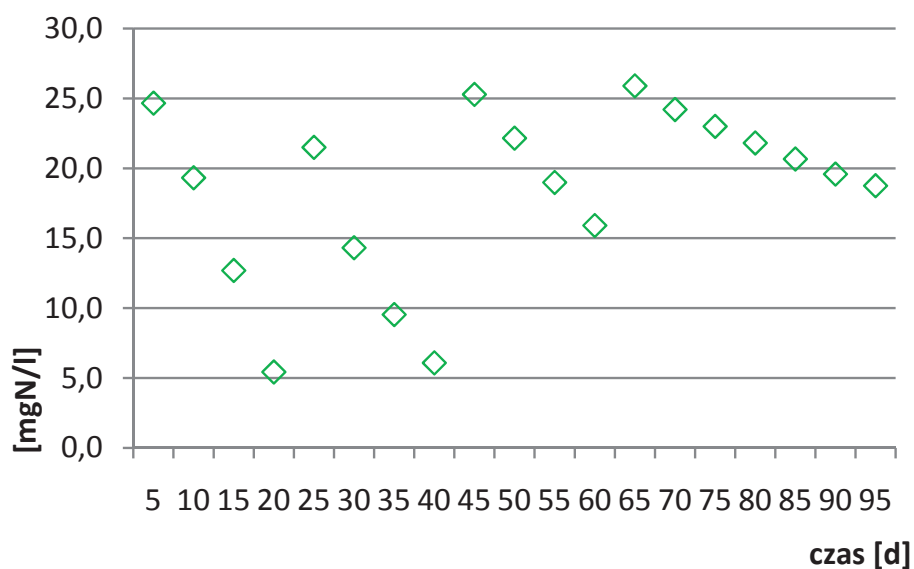


Rys. 4. Zmiany koncentracji suchej masy organicznej w reaktorze
Fig. 4. Changes of organic dry matter concentration in the reactor

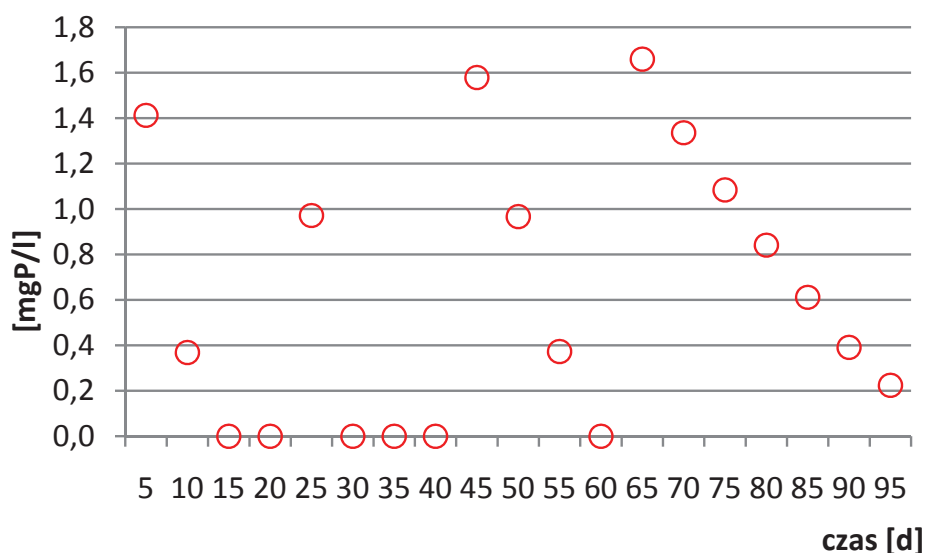
Początkowe stężenie azotu całkowitego w wodzie pobranej z basenów otwartych po przesączeniu wynosiło średnio 28,0 mg N/l. W trakcie prowadzenia eksperymentu koncentracja tego wskaźnika istotnie spadała (rys. 5). W cyklach 20 dniowych uzupełniano zawartość azotu w reaktorach poprzez dodatek soli amonowych. Wprowadzany ładunek azotu był tak dobrany aby uzyskać stężenie wyjściowe tego związku. Spadek zawartości azotu całkowitego w wodzie najszybciej następował pomiędzy w początkowym okresie eksperymentu. Po 20 dniach jego zawartość wynosiła 5,2 mg N/l. Dwudziestego dnia badań uzupełniono w wodzie ilość tego biogenu. Po 40 dniach ilość azotu całkowitego w wodzie wynosiła 5,4 mg N/l. Po kolejnym uzupełnieniu zawartości biogenu w reaktorach jego zużycie było istotnie wolniejsze, przed ostatnim uzupełnieniem zawartość azotu wyniosła 16,0 mg/l (rys. 5).

W przypadku fosforu obserwowano spadki jego stężeń poniżej wartości oznaczalności dla zastosowanych metod analitycznych. Najszybciej zużywanie fosforu zachodziło pomiędzy 20, a 30 dniem badań kiedy to stwierdzono spadek jego zawartości z wyjściowych 2,2 mg P/l do poniżej granicy oznaczalności. Najwolniej fosfor ubywał w końco-

wym okresie badań, co skorelowane było z ograniczonym tempem przyrostu biomasy. Po ostatnim uzupełnieniu zawartości fosforu, jego stężenie w ciągu 35 dni spadło do 0,2 mg P/l (rys. 6).



Rys. 5. Zmiany zawartości azotu całkowitego w basenach otwartych
Fig. 5. Changes of total nitrogen concentration in the reactor



Rys. 6. Zmiany zawartości fosforu całkowitego w basenach otwartych
Fig. 6. Changes of total phosphorus concentration in the reactor

4. Wnioski

W trakcie trwania eksperymentu zawartość biomasy w basenach wzrosła sześciokrotnie. Szybkość przyrostu biomasy była zmienna. Największe tempo utrzymujące się na poziomie $27,0 \text{ mg}_{\text{s.m.o.}}/\text{l}\cdot\text{d}$ obserwowano od 20 do 30 dnia trwania eksperymentu. Istotne załamanie tempa przyrostu biomasy glonowej obserwowano w przypadku gdy stężenie biomasy wzrosło do poziomu $1000 \text{ mg}_{\text{s.m.o.}}/\text{l}$, a następnie przy wartości $1450 \text{ mg}_{\text{s.m.o.}}/\text{l}$. Stwierdzono, iż obserwowana intensywność przyrostu biomasy przekładała się bezpośrednio na szybkość zużywania związków biogennych w roztworze hodowlanym.

Podziękowania

Przedstawione prace zostały wykonane w ramach realizacji projektu kluczowego pt. Modelowe kompleksy agroenergetyczne jako przykład kogeneracji rozproszonej opartej na lokalnych i odnawialnych źródłach energii, nr POIG.01.01.02-00-016/08, realizowanego w ramach Programu Operacyjnego Innowacyjna Gospodarka 2007÷2010. Projekt ten jest współfinansowany przez Unię Europejską ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego.

Literatura

1. **Borowitzka M.A.:** *Algae*. In: Smith B. & Barlow C. (eds.), *Inland saline aquaculture workshop*. ACIAR: Canberra., 35÷36. 1999.
2. **Burlew J. S.:** *Algae culture from laboratory to pilot plant*. Carnegie Inst. Wash. Publ. No. 600. 1953.
3. **Chae S.R., Hwang E.J., Shin H.S.:** *Single cell protein production of Euglena gracilis and carbon dioxide fixation in an innovative photo-bioreactor*, *Bioresource Technology*, 97 (2), 322÷329. 2006.
4. **Lee C.G., Palsson B.Ø.:** *Continuous medium perfusion leads to long-term cell viability and oxygen production in high-density photobioreactors*. *Biotechnol. Lett.* 17, 1149÷1154. 1995.
5. **Lee C.G., Palsson B.Ø.:** *Photoacclimation of Chlorella vulgaris to red light from light-emitting diodes leads to autospore release following each cellular division*. *Biotechnol. Prog.* 12, 249÷256. 1996.
6. **Lloyd D.:** *Dark respiration*, in: W.D.P. Stewart (Ed.), *Algal Physiology and Biochemistry*, University of California Press, California, 505÷530. 1974.

7. **Muller-Feuga A.:** *The role of microalgae in aquaculture: situation and trends*, Journal of Applied Phycology, 12(3-5), 527÷534. 2000.
8. **Oswald W. J., Golueke C.:** *Biological Transformation of Solar Energy*. Advances in Applied Microbiology, 2, 223÷262. 1960.
9. **Venkatraman L.V., Becker E.V.:** *Biotechnology and utilization of Algae*, CFTRI, Mysore, India 1985.

Productivity of Algal Biomass in Open Reactor

Abstract

Algae may be a source to a few types of renewable biofuels, starting from methane produced in processes of anaerobic decomposition of biomass, through biodiesel produced from algae oil, and finally to photobiological production of hydrogen. Algae may be utilized indirectly for the production of biodiesel, bioethanol and biobutanol. The resultant biomass may further on be processed in a variety of technological pathways. Oil produced in various processes may be processed into fuel, whereas biogas may be exploited for energetic purposes. In addition, the biomass may be directly combusted to provide heat or electricity. Algae biomass contains approximately ca. 50% of carbon in dry matter. The demand for carbon dioxide accounts approximately for 183 tones per 100 tones of biomass produced. The temperature of culture should oscillate between 20 and 30°C. The only feasible methods of large-scale production of algae biomass include production in racetrack type ponds and in tubular photobioreactors (PBRs).

A racetrack type pond is a construction that is based on a number of loops made in a closed recirculation canal. The typical depth of a such a pond reaches 0.2÷0.3 m, however there are also some ponds having 0.5 m of depth. Processes of mixing and excitation of the flow in such a device proceed with the use of a paddle wheel. The flux is directed round the bends by two deflectors fixed in the flux of canal. Canals of the pond can be made of concrete or from pressed soil, and are ruled with white plastic. During sun exposure, the culture is fed continuously. Nutrients are delivered in front of the paddle wheel where the culture flux begins. The biomass produced is collected from a device ahead of the paddle wheel, at the end of a loop. The paddle wheel is operating perpetually to prevent biomass sedimentation. Ponds of this type have been commonly applied for culturing algae biomass in the 50-ties of the 20th century. An extensive experience has been built based on the operation and engineering of racetracks. The greatest facility of biomass production based on the racetrack

covers the area of 440.000 m² and is aimed at obtaining cyanobacterial biomass for food purposes.

The aim of this study was to determine the possibility of algal culture in an open reactor. Studies on the use of open reactor to collect the algal biomass showed that there is a possibility of its effective propagation and storage. During the experiment, the content of the biomass in the reactor has increased six times. The rate of biomass growth was variable. An important factor limiting growth was the concentration of algae in the solution. Two concentration limits were found at which the growth restriction was followed, first at about 1000 mg d.m.o./l, and then at 1450 mg d.m.o./l. The rate of biomass growth is depending on rate of nutrients removal. In the assumed conditions of the experiment concentrations of phosphorus proved to be limiting.



Zmiany składu chemicznego wód kopalnianego zbiornika zapadliskowego

Barbara Jachimko, Małgorzata Kasprzak
Uniwersytet Zielonogórski

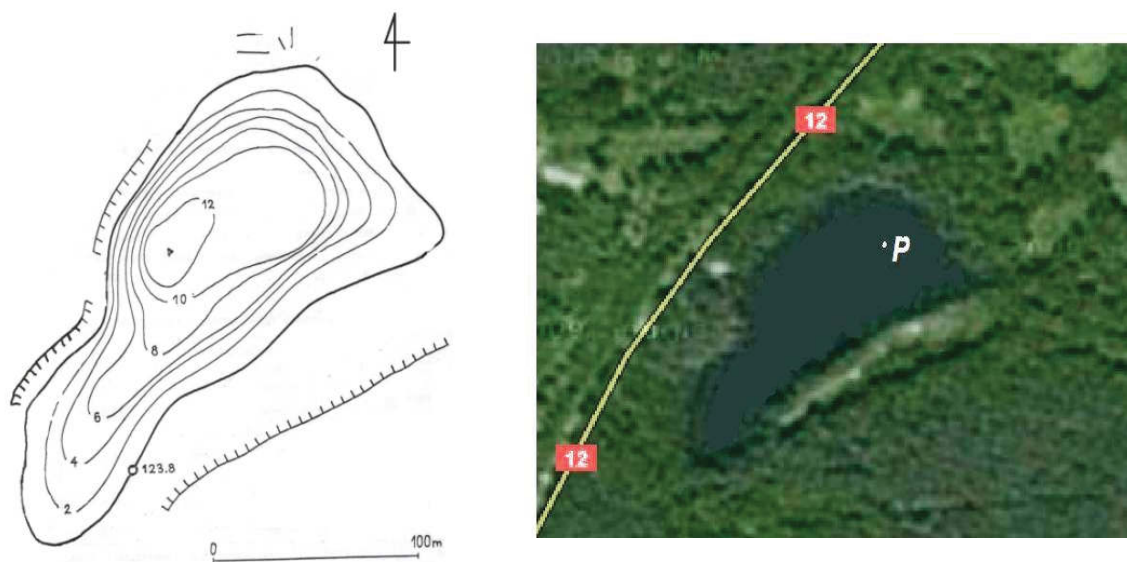
1. Wprowadzenie

Problem kwaśnych wód kopalnianych (ang. Acid Mine Drainage – AMD) jest uznawany za jedno z największych zagrożeń środowiska występujące we wszystkich krajach, w których wydobywano kopaliny [1]. Wyczerpywanie się zasobów eksploatowanych pokładów oraz rozpoczęcie wydobywania w innych miejscach powoduje znaczne zmiany w środowisku, w tym powstawanie nowych zbiorników wodnych. W województwie lubuskim znajduje się unikatowe skupisko zbiorników kopalnianych powstałych od połowy XIX wieku do lat 70. ubiegłego stulecia, nazwane „pojezierzem antropogenicznym”. Zbiorniki kopalniane na tym terenie nie były nigdy rekultywowane i stanowią doskonały przykład naturalnego ukształtowania się środowiska na terenach powydobywczych. Z uwagi na zróżnicowanie wartości pH i potencjału oksydacyjno-redukcyjnego powierzchniowej warstwy wód zbiorniki „pojezierza antropogenicznego” podzielono na dwie grupy: acidotroficzne ($\text{pH} < 4$) i „pozostałe” ($\text{pH} > 5$) [2]. Większość zbiorników pochodzenia zapadliskowego charakteryzuje się odczynem wód zbliżonym do obojętnego,

a wody zbiorników powyrobiskowych są kwaśne. O ile procesy zachodzące w zbiornikach acidotroficznym zostały dość szczegółowo opisane [3÷7], o tyle brak jest informacji na temat przemian zachodzących w zbiornikach pochodzenia zapadliskowego, których wody charakteryzują się odczynem wód zbliżonym do obojętnego. W publikacji podjęto próbę określenia kierunków zmian składu chemicznego zbiornika nr 31 w latach 1981÷2010 na podstawie badań wód wykonanych w latach 2009÷2010 oraz danych archiwalnych z 1981 i 1993 r. [8÷10].

2. Teren badań

Zbiornik nr 31 położony jest w okolicach miejscowości Trzebiel – Kamienica przy drodze krajowej nr 12 (rys. 1). Zbiornik powstał ok. 1900 roku, w początkowym okresie eksploatacji węgla brunatnego na tym terenie i należy do najstarszych zbiorników „pojezierza antropogenicznego”. Jest to jeden z mniejszych zbiorników pojezierza, o powierzchni nie przekraczającej 2 ha i charakterystycznym wydłużonym kształcie. Zbiornik jest otoczony lasem, a od strony północno – wschodniej przylega do drogi krajowej. Podstawowe parametry morfometryczne zbiornika przedstawione zostały w tabeli 1. W obrębie zbiornika nie występują połączenia z ciekami powierzchniowymi.

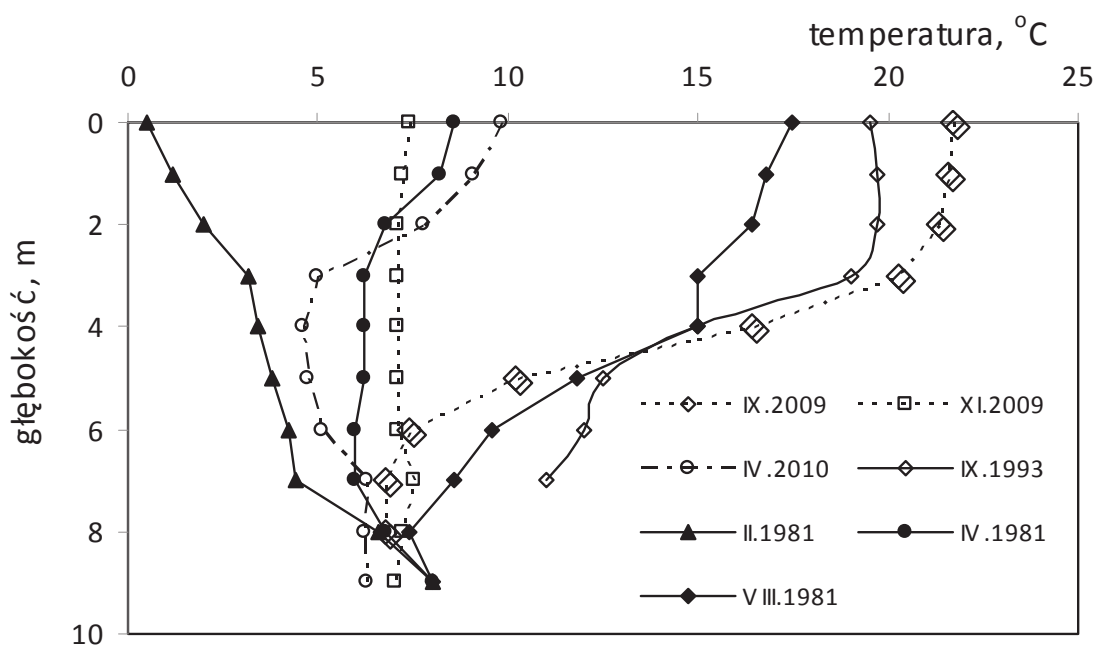


Rys. 1. Lokalizacja i plan batymetryczny zbiornika nr 31

Fig. 1. Location and bathymetric map of the reservoir no. 31

4.1. Temperatura wody, tlen rozpuszczony

Temperatura powierzchniowych warstw wody była zależna od okresu badawczego i wahała się od 0,5 do 21,7°C (rys. 2). Warstwa termokliny występowała na głębokościach od 3 do 7 m poniżej poziomu lustra wody (p.p.l.w.). Temperatura przydennych warstw wody ulegała zmianom w niewielkim zakresie od 6 do 8°C. Największe zróżnicowanie temperatury stwierdzono w okresach stratyfikacji letniej, w sierpniu i wrześniu. W okresie mieszania się wód zbiornika (badania listopadowe i kwietniowe) następowało częściowe wyrównywanie się temperatury. W kwietniu 2010 r. (początek mieszania się wód po stratyfikacji zimowej) jej zakres wahał się od 4,6 do 9,8°C, przy czym temperatura wody przy dnie była wyższa o 1,5°C od temperatury wyżej położonych warstw wody (głębokość 3÷6 m). W okresie zimowym (luty) temperatura wody wzrastała wraz z głębokością zbiornika od 0,5°C na powierzchni do 8,0°C przy dnie.



Rys. 2. Temperatura wody w profilu pionowym zbiornika

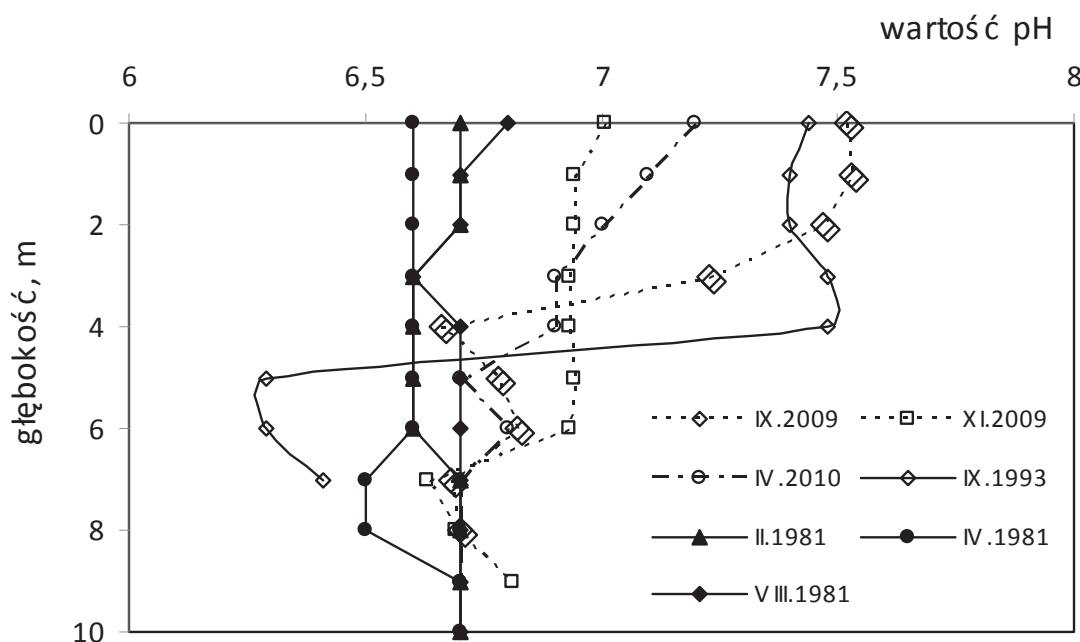
Fig. 2. Water temperature in vertical profile of the reservoir

Stężenie tlenu rozpuszczonego było zróżnicowane w poszczególnych okresach badań. W 1981 r. obecność tlenu stwierdzono powyżej głębokości 7 m p.p.l.w. w okresie cyrkulacji wiosennej i stagnacji zimo-

wej (kwiecień i luty) i 5 m p.p.l.w. w okresie stagnacji letniej (sierpień). W 1993 r. tlen rozpuszczony wykryto w całym profilu zbiornika (do 7 m głębokości). W latach 2009÷2010 obecność tlenu rozpuszczonego stwierdzono do głębokości 4 m, przy czym jego stężenie wahało się w zakresie od 3,02 do 4,67 mg/dm³. W listopadzie 2009, podczas mieszania jesiennego w całym zbiorniku wystąpił deficyt tlenu rozpuszczonego.

4.2. pH i zasadowość

W latach 80. wartość pH wód zbiornika była na zbliżonym poziomie i mieściła się w zakresie od 6,7 do 6,8 pH (rys. 3). W 1993 roku w warstwach wody do 4 m p.p.l.w stwierdzono wyższe wartości pH.



Rys. 3. Wartość pH wody w profilu pionowym zbiornika

Fig. 3. Water pH value in vertical profile of the reservoir

W latach 2009÷2010 pH warstwy wody do głębokości 4 m wahało się od 7,52 do 6,66 pH. pH głębiej położonych warstw wody było niższe i mieściło się w zakresie od 6,94 do 6,63 pH. Największe zmiany wartości pH wody stwierdzono między 4 a 5 m głębokości we wrześniu 1993 i 2009 r. (stagnacja letnia). Zasadowość wód zbiornika w całym rozpatrywanym okresie czasu wahała się od 2,0 do 3,2 mval/dm³ i wzrastała równomiernie wraz z głębokością.

4.3. Związki organiczne i biogenne

W 1981 r. zawartość związków organicznych w wodzie zbiornika mierzona $ChZT_{Mn}$ wahała się od 7 do 10 mg O_2/dm^3 i wzrastała równomiernie wraz z głębokością. Zbliżone wartości $ChZT$ stwierdzono w 1993r, a stężenie OWO (wcześniej nie oznaczane) wahało się wtedy od ok. 10 do 11 mg C/dm^3 . W latach 2009÷2010 stężenie OWO wahało się od 9,7 do 11,9 mg C/dm^3 , przy czym we wrześniu i w listopadzie 2009 r. w przydennej warstwie wody stwierdzono wartości ponad 20 mg C/dm^3 .

Stężenie azotu amonowego w roku 1981 wahało się od 2,1 do 3,0 mg/ dm^3 i wzrastało równomiernie z głębokością zbiornika. W 1993 r. zawartość azotu amonowego była znacznie niższa i mieściła się w zakresie od 0,06 do 0,12 mg $N-NH_4/dm^3$, a azotu Kjeldahla od 1,4 do 1,86 mg N/dm^3 . W latach 2009÷2010 stężenie azotu amonowego w warstwach wody położonych do 5 m głębokości było bardzo niskie i nie przekraczało 0,4 mg NNH_4/dm^3 . Pomiedzy 5 a 7 m głębokości nastąpił wzrost stężenia do 8,9 mg $N-NH_4/dm^3$, a głębiej spadek do ok. 2,0 mg $N-NH_4/dm^3$. Najwyższe stężenie azotu amonowego w wodzie stwierdzono na głębokości 7 m (8,94 mg $N-NH_4/dm^3$) w listopadzie 2009 r.

Azotany (III) występowały w wodzie najczęściej w bardzo niskich stężeniach, na poziomie kilku setnych mg $N-NO_2/dm^3$.

Stężenie azotanów (V) w wodzie w 1981 r. i 1993 r. mieściło się w zakresie od 0,05 do 0,15 mg $N-NO_3/dm^3$. W latach 2009÷2010 stężenie azotanów (V) w całym profilu pionowym było wyższe i mieściło się w zakresie od 0,8 do 1,0 mg $N-NO_3/dm^3$. Jedynie we wrześniu 2009 r., na głębokościach poniżej 5 m p.p.l.w. nastąpił nagły wzrost stężenia azotanów (V) aż do wartości 7,72 mg $N-NO_3/dm^3$.

Wody badanego zbiornika w 1981 r. i we wrześniu 2009 r. były bardzo ubogie w związki fosforu (<0,001 mg PO_4/dm^3). W 1993 r. stężenie fosforu mieściło się w zakresie od 0,036 do 0,071 mg PO_4/dm^3 , a w listopadzie 2009 i kwietniu 2010 r. od 1,37 do 1,54 mg PO_4/dm^3 .

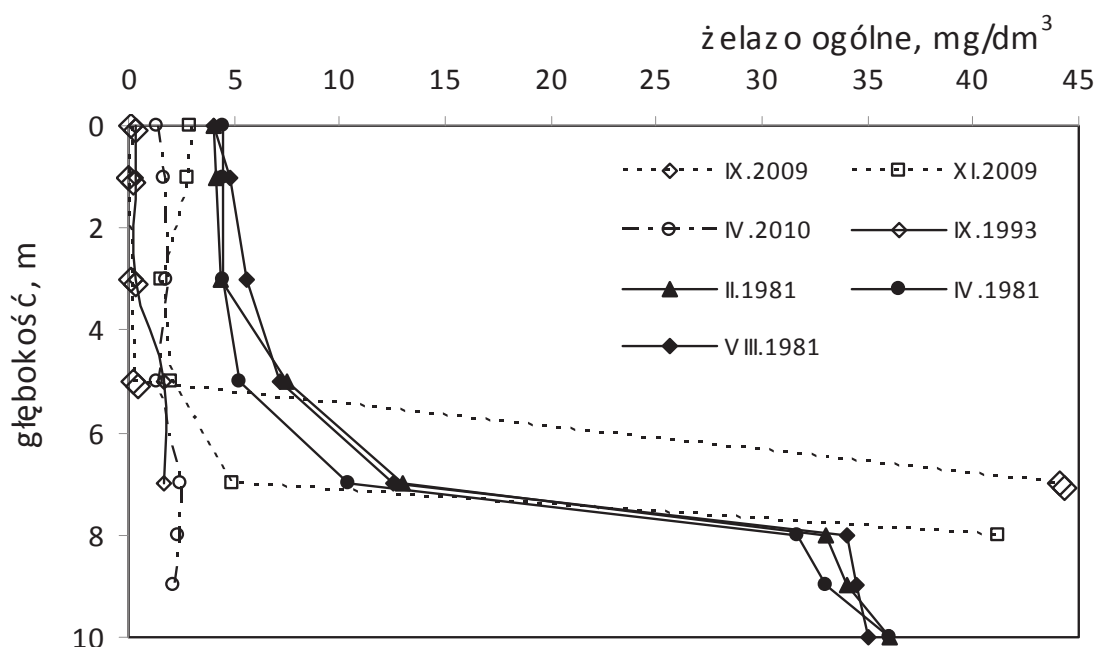
4.4. Wapń i magnez

Zawartość wapnia w 1981 r. wahała się od 28 mg/ dm^3 w powierzchniowych warstwach wód do 37 mg/ dm^3 w warstwach przydennych. Wyniki badań z lat późniejszych (1993 r., 2009÷2010 r.) wykazywały niższą zawartość wapnia, która mieściła się w zakresie od 20 mg/ dm^3 w powierzchniowych warstwach wód do 35 mg/ dm^3 w war-

stwach przydennych. Znacznemu obniżeniu uległa zawartość magnezu, która w 1981 r. pozostawała na poziomie kilkunastu mg/dm^3 , a następnie uległa obniżeniu do wartości poniżej $5,5 \text{ mg}/\text{dm}^3$. We wszystkich okresach badań stężenie wapnia i magnezu wzrastało w kierunku od powierzchni do dna zbiornika.

4.5. Żelazo ogólne i siarczany (VI)

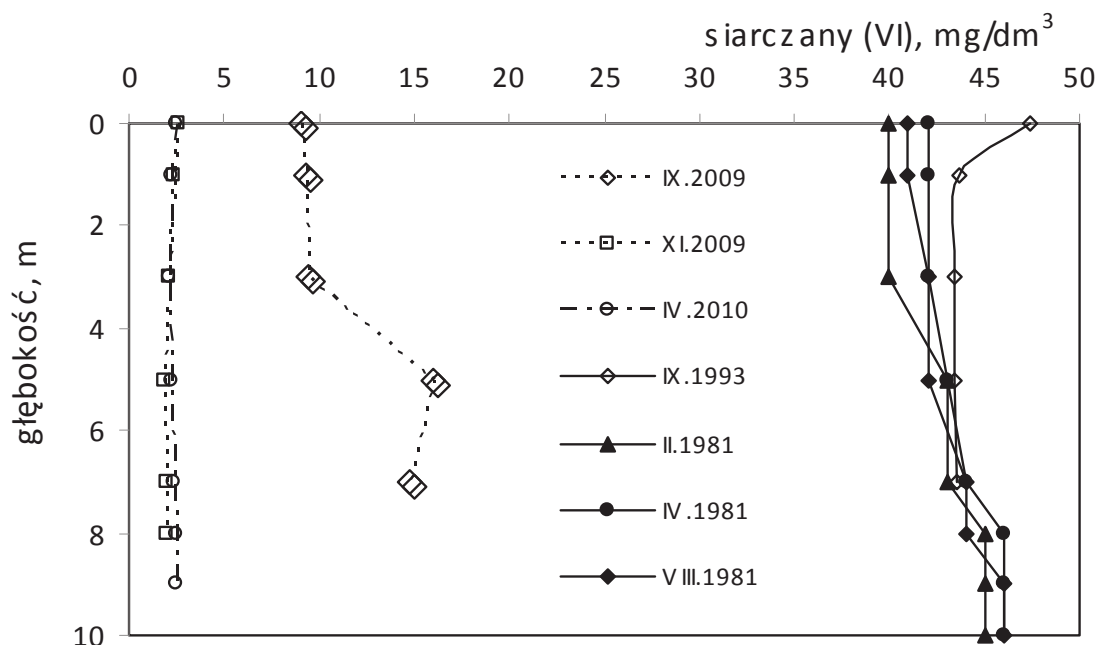
Stężenie żelaza ogólnego wzrastało wraz z głębokością we wszystkich okresach badawczych, przy czym w przydennej warstwie wód wahało się od $1,69$ we wrześniu 1993 r. do ponad $44 \text{ mg}/\text{dm}^3$ we wrześniu 2009 r. (rys. 4). Zawartość żelaza w wodach zbiornika z upływem czasu obniżała się. Najwyższe stężenia stwierdzono w 1981 r. (od ponad 4 pod powierzchnią do $36 \text{ mg}/\text{dm}^3$ przy dnie), a najniższe we wrześniu 2009 (od $0,08 \text{ mg}/\text{dm}^3$ pod powierzchnią do $44 \text{ mg}/\text{dm}^3$ przy dnie). W latach 2009÷2010 stwierdzono znaczne zróżnicowanie stężeń żelaza w poszczególnych okresach badawczych. W warstwach wody do 5 m głębokości stężenie żelaza wahało się od $0,05$ do $2,86 \text{ mg Fe}/\text{dm}^3$, a przy dnie wynosiło nawet $44,07 \text{ mg Fe}/\text{dm}^3$. W listopadzie 2009 i wrześniu 1993 zawartość żelaza w wodach zbiornika była najniższa, a zmiany stężenia żelaza wraz z głębokością były nieznaczne.



Rys. 4. Stężenie żelaza ogólnego w profilu pionowym zbiornika

Fig. 4. Total iron in vertical profile of the reservoir

Stężenia siarczanów (VI) w latach 1981÷1993 nie ulegały znacznym zmianom i mieściły się w zakresie od 41 do 46 mg/dm³ (rys. 5). W latach 2009÷2010 stężenia siarczanów (VI) były znacznie niższe: od 2,1 do 16 mg/dm³.



Rys. 5. Zmiany stężenia siarczanów (VI) w profilu pionowym zbiornika
Fig. 5. Sulphate (VI) in vertical profile of the reservoir

5. Bilans jonowy i typy hydrochemiczne wód

W bilansie anionów we wszystkich okresach badań dominowały wodorowęglany (od 60 do 96% ogólnej sumy anionów). Wyjątkiem jest bilans sporządzony na podstawie danych archiwalnych z 1993 r, w którym udział wodorowęglanów i siarczanów w ogólnej sumie anionów wynosił po około 40%. Udział siarczanów (VI) w pozostałych latach mieścił się w zakresie od ok. 7 do 26%, a chlorków od 10 do 16% ogólnej sumy anionów. Niewielki udział w bilansie anionów (poniżej 6%) miały azotany (V), bromki, fluorki i fosforany.

W bilansie kationów największy udział miały wapń i magnez. W roku 1981 wynosił on odpowiednio 44% i 34% ogólnej sumy kationów. W roku 1993 dominującym kationem był wapń (ponad 60% ogólnej sumy kationów), a udział magnezu zmalał do 24%. Wapń dominował w bilansie kationów również w latach 2009-2010 (od 50 do 70% ogólnej

sumy kationów), a magnez stanowił od 8 do 19% sumy kationów. W przydatnych warstwach wody na głębokościach 7 i 8 m we wrześniu oraz listopadzie 2009 r., wapń stanowił ok. 34%, natomiast żelazo (II) odpowiednio 43% oraz 23% ogólnej sumy kationów. Niewielki udział w bilansie kationów (< 4%) miał potas i azot amonowy (z wyjątkiem głębszych warstw, w których okresowo udział jonów amonowych wzrastał nawet do 22,5%). Udział sodu w całym profilu pionowym zbiornika kształtował się w zakresie od 3,5 do 9% ogólnej sumy kationów. Metale ciężkie, mangan oraz glin stanowiły nie więcej niż 1% ogólnej sumy kationów.

Na podstawie składu jonowego warstwy powierzchniowej, wody zbiornika zaliczyć należy do następujących typów:

1981 r. – wodorowęglanowo-wapniowo-magnezowy,

1993 r. – wodorowęglanowo-siarczanowo-wapniowy,

2009 r. – wodorowęglanowo-wapniowy.

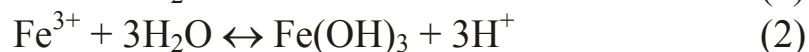
6. Kształtowanie się składu chemicznego wód badanego zbiornika

W latach 1981÷2010 w wodach badanego zbiornika następowały powolne zmiany składu chemicznego, szczególnie widoczne do głębokości 7 m. Przebieg zmian temperatury wody badanego zbiornika może świadczyć o występowaniu dolnej niemieszającej się warstwy wód, czyli o okresowej meromiksji. W zbiornikach kopalnianych meromiksja jest często spowodowana dopływem w dolnej części miski zbiornika wód o gęstości większej, niż gęstość powierzchniowych warstw wody [14, 15]. W przypadku badanego zbiornika potwierdzeniem tej tezy jest temperatura przydennej warstwy wody odpowiadająca typowym temperaturom wód podziemnych.

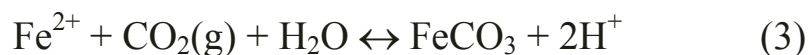
Najważniejsze zmiany składu chemicznego wód badanego zbiornika w analizowanym okresie to podwyższenie wartości pH górnych warstw wody o 0,4 oraz obniżenie stężenia żelaza ogólnego. Podwyższenie wartości pH spowodowane było najprawdopodobniej wzrostem eutrofizacji wód zbiornika (w latach 80. w zbiorniku myto beczkowozy przewożące gnojowicę). Okresowa, bardzo wysoka zawartość związków fosforu wynika najprawdopodobniej z uwalniania go z osadów dennych w warunkach beztlenowych z połączeń Fe-P (16). Procesy redukcyjne,

w tym również redukcja siarczanów (VI), zachodzące w dolnych warstwach wód zbiornika nie generowały jednak wystarczającej zasadowości dla podwyższenia pH przydennej warstwy wód. Możliwe jest również, że wartości pH przydennej warstwy wód nie uległy zmianie wskutek dopływu kwaśnych wód kopalnianych,

Obniżenie zawartości żelaza w wodach zbiornika wynika przede wszystkim ze zmiany wartości pH wody. W całym profilu pionowym zbiornika występuje przesylenie jonami żelaza w stosunku do getytu oraz amorficznego wodorotlenku żelaza. Możliwe jest, zatem wytrącanie żelaza w postaci tych minerałów, zgodnie z reakcjami (1 oraz 2).



Okresowo w przydennych warstwach wód występują warunki do wytrącania syderytu (FeCO_3) zgodnie z reakcją (3).



Rozwój biocenozy wpływa na zmiany stężenia dwutlenku węgla i wapnia w wodach. Wskutek zużywania dwutlenku węgla podczas fotosyntezy następuje zakłócenie równowagi węglanowo-wapniowej wody opisanej równaniem (5).



Ubytek dwutlenku węgla skutkuje przesunięciem równowagi reakcji i wytrąceniem węglanu wapnia z wody. W wodach zbiornika może wtedy następować wytrącanie kalcytu (CaCO_3) zgodnie z reakcją (6):



Niska zawartość związków azotu w wodach wyklucza wpływ procesów amonifikacji, nitryfikacji i denitryfikacji na równowagę kwasowo-zasadową w wodach badanego zbiornika.

7. Podsumowanie i wnioski

W publikacji omówiono najważniejsze zmiany składu fizyczno-chemicznego wód zbiornika kopalnianego nr 31 w latach 1981÷2010. Na podstawie przeprowadzonych badań można sformułować następujące wnioski:

1. Najważniejszym parametrem ulegającym zmianie na przestrzeni lat, był wzrost wartości pH w wodzie powierzchniowej, który jest spowodowany wzrostem aktywności biologicznej. Należy spodziewać się w przyszłości dalszego podwyższania się pH powierzchniowej warstwy wód.
2. Stężenie żelaza w powierzchniowej warstwie wód jest ograniczone rozpuszczalnością uwodnionych tlenków oraz węglanu żelaza (III) i niezależnie pod wielkości dopływających ładunków pozostanie na zbliżonym poziomie lub ulegnie nieznacznemu obniżeniu w wyniku podwyższenia się wartości pH wody.
3. Na dolne warstwy zbiornika okresowo oddziałują zakwaszone wody kopalniane, co powoduje znaczne wahania stężenia siarczanów (VI) oraz wzbogacenie przydennych warstw wody w związki żelaza (II).
4. Rozkład temperatur wody badanego zbiornika stanowi potwierdzenie tezy o dopływie wód podziemnych do dolnych części zbiornika i meromiksji badanego zbiornika.

Skład wód zbiornika cały czas ewoluuje, jednak szybkość zmian jest powolna. Aby określić trwałość zachodzących procesów niezbędne jest prowadzenie regularnego monitoringu wód w możliwie szerokim zakresie analitycznym.

Literatura

1. **Razowska-Jaworek L., Pluta I.:** *Przegląd występowania kwaśnych wód kopalnianych w różnych rejonach górniczych świata*. Przegląd Górniczy nr 5 pp 31÷37, 2005
2. **Solski A., Jędrzak A., Matejczuk W.:** *Skład chemiczny wód zbiorników „pojezierza antropogenicznego” w rejonie Tuplice – Łęknica*. Zeszyty Naukowe Wyższej Szkoły Inżynierskiej w Zielonej Górze, nr 84, s. 65÷76, 1988.
3. **Evangelou V.P.:** *Pyrite oxidation and its control*. New York 1995.
4. **Blodau C.:** *A review of acidity generation and consumption in acidic coal mine lakes and their watersheds*. Science of the Total Environment 369: pp 307÷332. 2006
5. **Lenk S., Wisotzky F.:** *Chemische Beschaffenheit und modellierte Genese von Grundwassern in Braunkohlenabraumkippen des Tagebaues Inden* Grundwasser 12:301÷313. 2007.
6. **Nixdorf B., Deneke R.:** *Grundlagen und Maßnahmen zur biogenen Alkalinisierung von sauren Tagebauseen*. Weissensee Verlag. Berlin 2004.

7. **Nordstrom D.K.:** *The effect of sulfate on aluminum concentrations in natural waters: Some stability relations in the system Al_2O_3 - SO_3 - H_2O at 298 K.* Geochim. Cosmochim. Acta 46:681:92. 1982.
8. **Matejczuk W.:** *Charakterystyka ekologiczna zbiorników wodnych w wyrobisku poeksploatacyjnym węgla brunatnego.* Pol. Wroc. Instytutu Inż. Ochr. Środ. (praca doktorska). Wrocław 1986.
9. **Jachimko B.:** *Krążenie fosforu w wodach zbiorników Pojezierza Mużakowskiego.* Pol. Wrocł., Instyt. Inż. Ochr. Środ., (praca doktorska). Wrocław 1998.
10. **Jędrzszak A.:** *Skład chemiczny wód pojezierza antropogenicznego w Łuku Mużakowskim.* Wyd. WSInż. w Zielonej Górze, Seria Monografie 1992. Nr 5, Zielona Góra 1992.
11. **Macioszczyk A., Dobrzyński D.:** *Hydrogeochemia. Strefy aktywnej wymiany wód podziemnych.* PWN. 2002.
12. **Appelo C.A.J., Postma D.:** *Geochemistry, groundwater and pollution, 2ND edition.* Amsterdam the Netherlands 2006.
13. **Parkhurst D., Appelo C.A.J.:** *User's guide to PHREEQC (Version2)- a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations.* Denver 1999.
14. **Boehrer B, Schulze M.:** *On the relevance of meromixis in mine pit lakes.* IMWA/02000-/pp 200÷213, 2000.
15. **Schulze M., Boehrer B.:** *Development of two meromictic Pit Lakes – a case study from the Former Lignite Mine Merseburg-Ost, Germany.* Limnologica (40) 148÷155. 2008.
16. **Kubiak J., Tórz A.:** *Eutrofizacja. Podstawowe problemy ochrony wód jeziornych za Pomorzem Zachodnim, Słupskie Prace Biologiczne 2, 17÷34.* 2005.

Chemical Composition of Water in Post-mining Reservoir of Impact Origin

Abstract

The chemistry of post-mining reservoir the No. 31 was discussed. The reservoir under research is located on so called “anthropogenic lake district” in Łuk Mużakowski (Lubuski District, West Poland). The “anthropogenic lake district” comprises of about 100 post-mining reservoirs of different origin: opencast and sinks. On the basis of pH value and redox potential of waters the reservoirs were included into two groups: acidotrophic (pH ranging between 2,6

and 3,7 and redox potential of 605 to 755 mV) and “others” (pH ranging between 5,2 and 7,4 and redox potential of 380 to 600 mV).

The reservoir under research came into being circa 1900 year and is one of the oldest within the district. The reservoir is rather small, of about 2 ha area with the maximal deep of 12 m. The reservoir is surrounded by forest and, on the south, borders with road no 12. The pH value of its water is circum neutral, therefore the reservoir was classified to the group “others”.

The results of research conducted in the years 1981, 1987, 1993 and 2009÷2010 are discussed. Chemical composition of water in vertical profile in the deepest place of reservoir was analysed. The publication focus on the most important for the reservoir chemistry parameters such as temperature, pH-values, total organic carbon, nitrogen compounds, phosphate, iron compounds and sulphate.

The most important changes in chemical composition of upper water were pH value increase and iron concentration decrease. Concentration of sulphate fluctuated in the whole reservoir. The hydrochemical type of reservoir changed from bicarbonate-calcium-magnesium, via bicarbonate-magnesium and bicarbonate-sulphate-calcium to bicarbonate-calcium type.

On the ground of the research the following conclusions and thesis can be pointed out:

- biological activity will cause further increase of pH value of water of upper layer (pH value of bottom layer will stay on the same level due to AMD interaction),
- iron concentration in upper layer is limited by hydrous oxide (HFO) and ferric carbonate precipitation, so the concentration of Fe(III) will remain on the same level or decrease a little according increase of pH value,
- upper layers of reservoir are under influence of acid mine drainage, what cause fluctuations of sulphate and iron (II) concentration,
- the pattern of temperature in vertical profile is typical for meromictic reservoirs.



Ocena zagrożenia zanieczyszczeniem rtęcią wód podziemnych w wyniku oddziaływania wybranych odcinków dróg na obszarze centralnej Polski

*Beata Klojzy-Karczmarczyk
Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi
i Energią PAN, Kraków*

1. Wprowadzenie

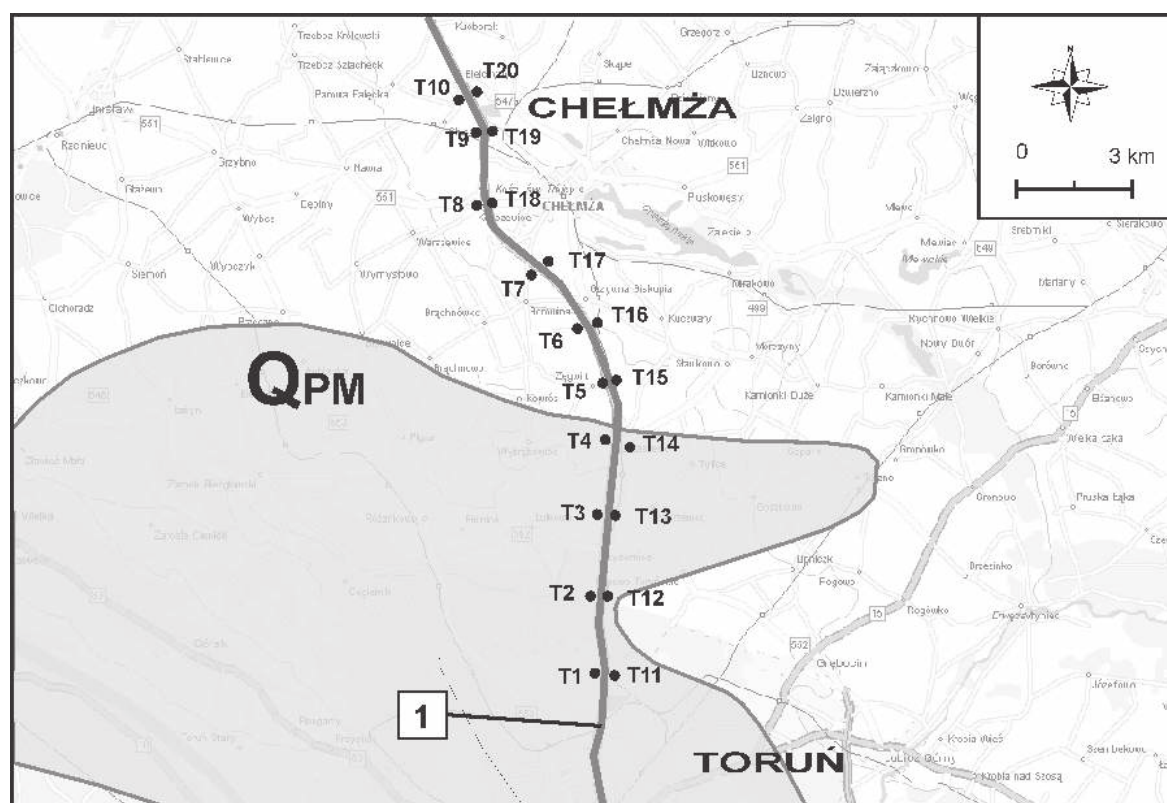
Wzrost stężenia rtęci w środowisku gruntowo-wodnym może wynikać zarówno z czynników geologicznych, jak i z działalności antropogenicznej [m.in. 4, 9, 8, 14, 17]. Zanieczyszczenie rtęcią związane jest głównie z emisją zanieczyszczeń do powietrza oraz ze zrzutami ścieków przemysłowych z różnych sektorów gospodarki lub ze spływami wód zanieczyszczonych. Badania prowadzone i opublikowane w latach wcześniejszych wskazują na możliwość powolnej kumulacji rtęci w przypowierzchniowych warstwach gruntów w otoczeniu tras komunikacyjnych [2, 7]. Zanieczyszczenie środowiska w takich obszarach może być związane z emisją spalin, stosowaniem środków do prawidłowego utrzymania dróg, ścieraniem się nawierzchni dróg oraz zużywaniem części samochodowych, w tym opon oraz różnego rodzaju wyciekami substancji zanieczyszczających z pojazdów bądź też wyciekami z nieszczelnych zbiorni-

ków. Przeprowadzona wymywalność związków rtęci z gruntów i nasypów pobranych z otoczenia tras samochodowych wykazała, iż w warunkach laboratoryjnych do wody przechodzi średnio ok. 10÷15% całkowitej ilości rtęci, jaka była zgromadzona w gruntach. Istnieje, zatem możliwość zanieczyszczenia wód związkami rtęci w okolicach intensywnie eksploatowanych tras komunikacyjnych [2, 19].

Praca podejmuje temat zanieczyszczenia rtęcią przypowierzchniowej warstwy gruntu w otoczeniu tras samochodowych, na odcinkach, gdzie przewiduje się potencjalną możliwość negatywnego oddziaływania na wody podziemne, zlokalizowane w utworach o charakterze porowym (wieku plejstocen – holocen). Dla oceny zagrożenia, przeprowadzono próbę oceny czasu pionowego przesiąkania zanieczyszczeń z powierzchni terenu do wód podziemnych na danych obszarze. Podjęta problematyka jest słabo rozpoznana, a jednocześnie bardzo aktualna w polskich warunkach ze względu na możliwe zagrożenie środowiska, związane z budową nowych odcinków autostrad i dróg szybkiego ruchu.

2. Wybór obszaru przeznaczonego do badań i przyjęta metodyka

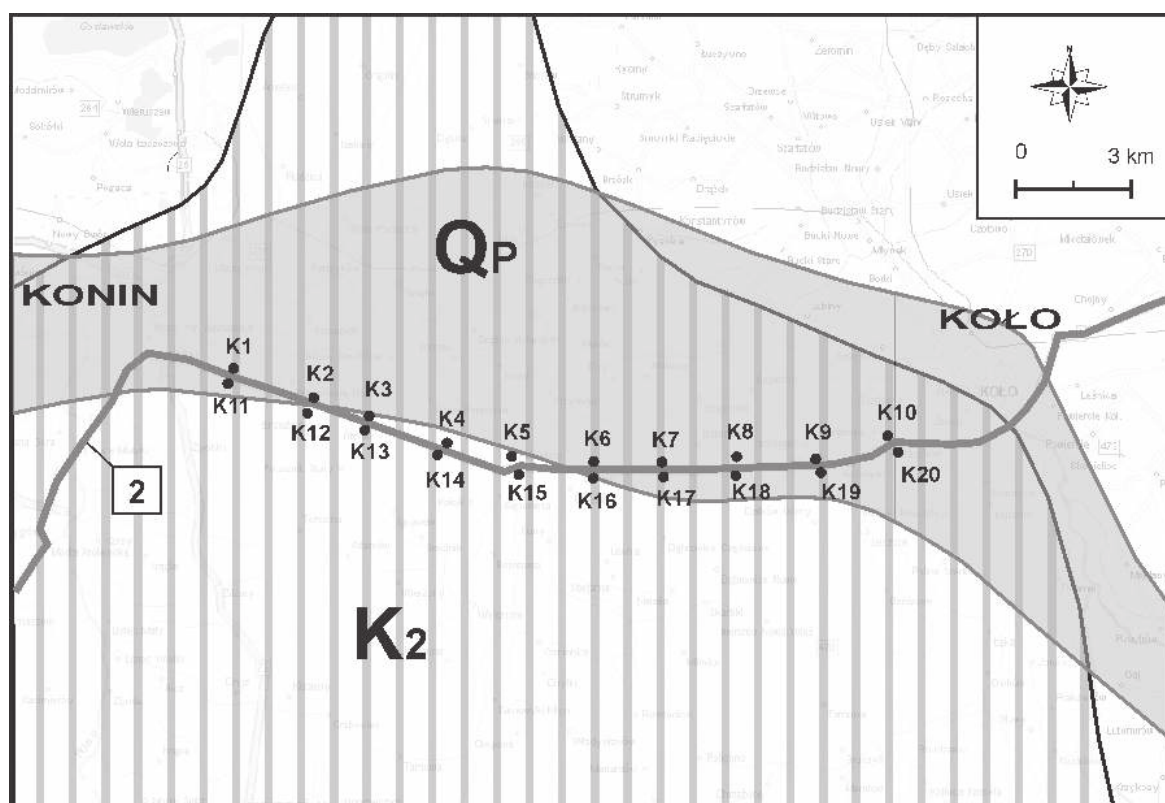
Analizą objęto obszary centralnej oraz północno-centralnej Polski zlokalizowane w zasięgu głównych zbiorników wód podziemnych (GZWP), a poddane oddziaływaniu intensywnego ruchu samochodowego. Lokalizację miejsc opróbowania przedstawiono na rysunkach 1 i 2. Badania zanieczyszczenia rtęcią prowadzone były w roku 2005 w otoczeniu drogi krajowej nr 1 (w zasięgu budowanej autostrady A1) oraz drogi krajowej nr 2 (w zasięgu budowanej wówczas, ale obecnie już uruchomionej autostrady A2). W chwili uruchomienia nowych odcinków autostrad, na odcinkach dróg krajowych natężenie ruchu samochodowego zostaje odciążone. Badania przypowierzchniowej warstwy gruntu, prowadzone w roku 2005, dają możliwość obserwacji zawartości rtęci w otoczeniu intensywnie uczęszczanych szlaków komunikacyjnych od wielu lat i porównania z innymi obszarami Polski, głównie z dostępnymi wynikami badań w otoczeniu Krakowa [2, 7].



Rys. 1. Lokalizacja miejsc opróbowania w zasięgu zbiornika wód podziemnych na odcinku Toruń – Chełmża

Fig. 1. Location of sampling sites in the range of the groundwater reservoir in the road section between Toruń and Chełmża

Zbiorniki wód podziemnych na obszarze Polski, szczególnie te wyróżnione w utworach plejstocen-holocen, ze względu na swój charakter i generalnie brak odpowiedniej izolacji od powierzchni terenu, są szczególnie narażone na negatywne oddziaływanie czynników antropogenicznych, w tym komunikacyjnych. Odcinek czynnej drogi krajowej nr 1 zlokalizowany jest w zasięgu GZWP 141, natomiast odcinek czynnej drogi krajowej nr 2 zlokalizowany jest w zasięgu GZWP 150. Czwartorzędowe zbiorniki wód podziemnych, objęte analizą prowadzą wody o charakterze porowym [3, 5, 13]. Zbiornik GZWP 141 (*Zbiornik rzeki dolna Wisła*) należy do regionu Dolnej Wisły i obszaru jednolitych części wód podziemnych JCWPd nr 39. Według *Mapy Obszarów Głównych Zbiorników Wód Podziemnych w Polsce z roku 1990* (z objaśnieniami) obszar należy do regionu Pomorskiego. Zbiornik GZWP 150 (*Pradolina Warszawa – Berlin*) należy do regionu Warty i obszaru JCWPd nr 62. Natomiast zgodnie z *Mapą...* obszar należy do regionu Wielkopolskiego.



Rys. 2. Lokalizacja miejsc próbowania w zasięgu zbiornika wód podziemnych na odcinku Konin – Koło

Fig. 2. Location of sampling sites in the range of the groundwater reservoir in the road section between Konin and Koło

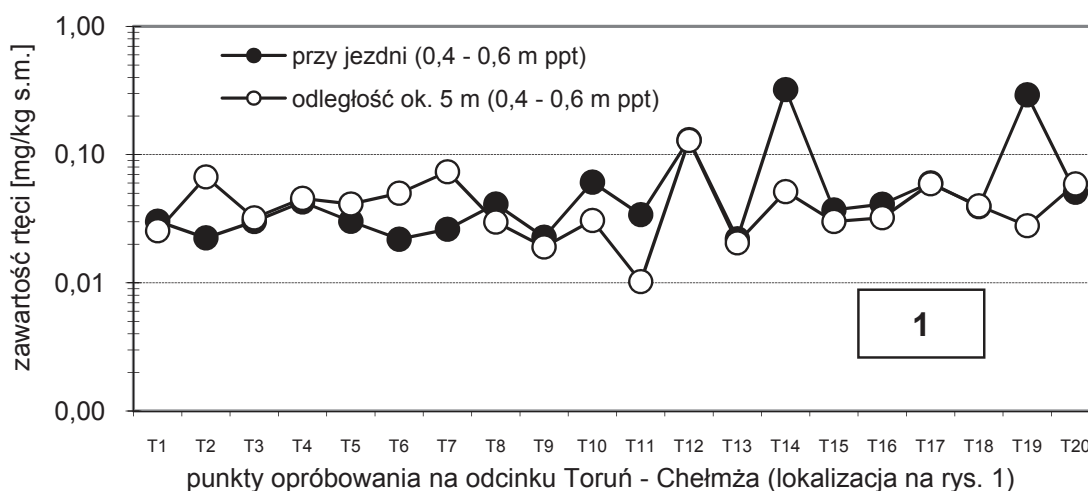
Materiał do prowadzonych badań pobierany był z głębokości 0,4÷0,6 m p.p.t. bezpośrednio przy jezdni oraz w odległości około 5 metrów od jej skraju. Próbkę pobierano, jako materiał uśredniony z określonej głębokości za pomocą zestawu do wiercenia ręcznego i poboru prób firmy Ejkelkamp. Na etapie analizy wykorzystano metodę będącą modyfikacją klasycznej metody AAS, umożliwiającą pomiar progowych (rzędu nanogramów) ilości rtęci w próbkach stałych i ciekłych różnego pochodzenia. Metoda polega na połączeniu aparatury do mineralizacji z wysokiej czułości spektrometrem, co gwarantuje minimalne straty rtęci w procesie analizy. Do przeprowadzonych badań wykorzystano dedykowany spektrometr absorpcji atomowej AMA 254 firmy Altec [16]. Dla wszystkich pobranych prób gruntu wykonano oznaczenia zawartości rtęci całkowitej. Nie prowadzono analizy specyjacyjnej.

3. Zanieczyszczenie rtęcią gruntów w otoczeniu wybranych dróg

Badania pobranych prób w warunkach laboratoryjnych wykazały zróżnicowany rozkład zawartości rtęci w gruntach. Wyniki badań na odcinku Toruń – Chełmża pokazują, że w gruntach w rejonie czynnej drogi krajowej nr 1, średni poziom stężenia rtęci całkowitej kształtuje się na poziomie $0,03 \div 0,04$ mg/kg suchej masy próbki. Jest to wartość porównywalna ze stwierdzoną wokół obwodnicy Krakowa [2, 7] oraz niższa niż wykazana przez innych autorów w otoczeniu głównych dróg Poznania (sięgająca wartości 0,12 mg/kg) [1].

Po obydwu stronach jezdni zawartość rtęci kształtuje się generalnie na zbliżonym poziomie (rys. 3). Po lewej stronie drogi w kierunku Chełmży (miejsca opróbowania od T1 do T10), w pasie bezpośrednio przy jezdni zawartości rtęci kształtują się na średnim poziomie 0,032 mg/kg. W odległości około 5 metrów od jezdni, średnia zawartość rtęci całkowitej jest nieznacznie wyższa i kształtuje się na poziomie 0,041 mg/kg. Po prawej stronie jezdni w kierunku Chełmży (miejsca opróbowania od T11 do T20) występują miejsca, gdzie zdecydowanie widoczny jest punktowy wzrost zanieczyszczenia (rys. 3). Szczególnie wysokie zawartości rtęci, zdecydowanie przewyższające tło geochemiczne, stwierdzono w trzech punktach bezpośrednio przy jezdni. Zanieczyszczenie w tych miejscach sięga 0,13 mg/kg, przy czym *Atlas zanieczyszczeń gleb miejskich w Polsce* [14] pokazuje, że w okolicach Torunia poziom rtęci w gruntach na głębokości 0,4–0,6 m ppt jest niższy niż 0,05 mg/kg. Nie prowadzono badań zawartości substancji humusowych w próbkach. Wykonano natomiast analizę granulometryczną dla wybranych próbek o najwyższych i najniższych stężeniach rtęci, która wykazała porównywalną ilość frakcji ilasto-pylastej. Podwyższonych, punktowych zawartości rtęci nie można zatem wiązać ze zwiększoną zawartością najdrobniejszych frakcji gruntu. Zaobserwowane, punktowe zdecydowane podwyższenie zawartości rtęci w próbkach przy jezdni może wskazywać na możliwość wycieku paliw ze zbiorników samochodów i transport zanieczyszczenia do gruntu wraz ze spływami wód opadowych. Natomiast równomierny rozkład podwyższonych zawartości rtęci może sugerować eoliczny transport zanieczyszczenia z obszaru jezdni. Doniesienia literaturowe podają podwyższone zawartości rtęci w pyle

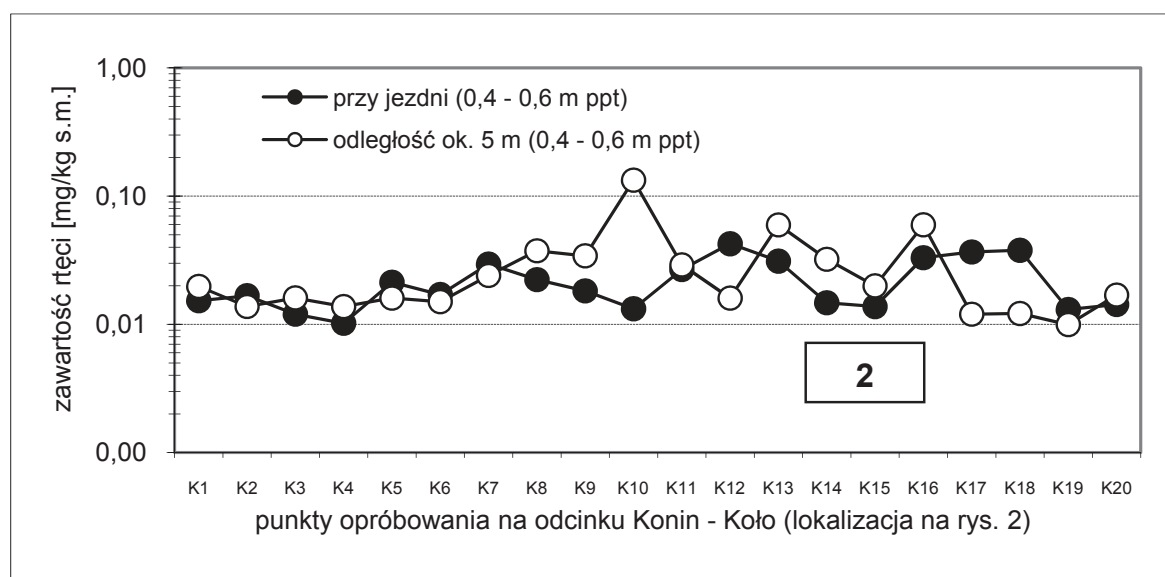
w obszarze oddziaływania ruchu samochodowego, co może być przyczyną równomiernego rozkładu zanieczyszczenia rtęcią gruntów w bezpośrednim sąsiedztwie [19].



Rys. 3. Zawartość rtęci w przypowierzchniowych próbkach gruntów pobranych w otoczeniu drogi krajowej nr 1 na odcinku Toruń – Chełmża

Fig. 3. Mercury content in top soil horizon samples from the national road section between Toruń and Chełmża

Wyniki przeprowadzonych badań na odcinku Konin – Koło pokazują, że w gruntach w rejonie czynnej drogi krajowej nr 2 na analizowanym odcinku, średni poziom stężenia rtęci całkowitej kształtuje się na poziomie $0,02 \div 0,03$ mg/kg suchej masy próbki (rys. 4). Jest to wartość niższa niż stwierdzona w czasie badań wokół obwodnicy Krakowa oraz w czasie badań przeprowadzonych w okolicy Torunia. Analiza granulometryczna przeprowadzona dla tych próbek wykazała wyższą zawartość frakcji grubszych oraz niższą frakcji drobnych w porównaniu z gruntami pobranymi na odcinku Toruń – Chełmża. Analizowane grunty to przede wszystkim pospółka, natomiast grunty z okolic Torunia można zaliczyć generalnie jako piasek średni. Rtęć w gruntach związana jest z frakcją ilastą i pylastą, stąd wytłumaczalne w tym przypadku są niższe zawartości rtęci na odcinku Konin-Koło.



Rys. 4. Zawartość rtęci w przypowierzchniowych próbkach gruntów pobranych w otoczeniu drogi krajowej nr 2 na odcinku Konin – Koło

Fig. 4. Mercury content in top soil horizon samples from the national road section between Konin and Koło

Opróbowanie przeprowadzone po obu stronach jezdni wykazało generalnie zbliżony rozkład zawartości rtęci w gruntach. Wartości pomierzone są zbliżone do wielkości tła geochemicznego. Jedynie w pobliżu Koła wzrasta zawartość rtęci, co przypuszczalnie może wynikać z nakładania się efektów spalania paliwa w celach grzewczych oraz oddziaływania intensywnego ruchu samochodowego. Po lewej stronie jezdni w kierunku Koła (punkty opróbowania od K1 do K10) zawartość rtęci kształtuje się na zbliżonym poziomie, bezpośrednio przy jezdni średnia zawartość rtęci wynosi 0,018 mg/kg. W odległości około 5 metrów od jezdni, średnia zawartość rtęci całkowitej jest wyższa i kształtuje się na poziomie 0,032 mg/kg. Po prawej stronie jezdni w kierunku Koła (punkty opróbowania od K11 do K20), w pasie bezpośrednio przy jezdni zawartości rtęci kształtują się na średnim poziomie 0,026 mg/kg, podobnie jak w odległości około 5 metrów od jezdni. Nie obserwuje się podwyższonych zawartości rtęci w próbkach asfaltu pobranych na odcinku Konin – Koło. Taka obserwacja pozwala sądzić, że brak jest informacji (w tym przypadku) o możliwości wymywania związków rtęci z asfaltu i wprowadzania do środowiska gruntowo-wodnego w otoczeniu jezdni.

4. Szacowanie czasu przesiąkania wód przez strefę aeracji

Istotnym elementem prognozowania migracji zanieczyszczeń z powierzchni terenu do warstw wodonośnych jest ocena prędkości migracji zanieczyszczeń przez strefę aeracji. Szacowanie średniego czasu przesączania wody z powierzchni terenu do warstwy wodonośnej pozwala na określenie podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie. Zgodnie z klasyfikacją podaną przez Osmędę-Ernst oraz Witczaka [12], zbiorniki wód podziemnych słabo zagrożone to takie, dla których średni czas migracji pionowej wody z powierzchni terenu wynosi ponad 25 lat. Przesączanie pionowe, przy pełnym nasyceniu warstwy wodonośnej występuje niezmiernie rzadko. Najczęściej, przesączanie pionowe występuje przy niepełnym nasyceniu strefy aeracji.

Ocena ochronnej roli strefy aeracji oraz warstw nadkładu jest zagadnieniem trudnym. Istnieje kilka metod oceny czasu przesiąkania a zatem podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie. Czas pionowej migracji potencjalnie zanieczyszczonych wód przez strefę aeracji można ocenić uproszczonym wzorem Bindemana (zalecanym przez Kleczkowskiego [6]), opartym na wielkości porowatości aktywnej (efektywnej). Inną przybliżoną metodą oceny czasu przesiąkania jest formuła Bachmata i Collina, a stosowana przez Witczaka i Żurek [18], uwzględniająca wilgotność objętościową. Metody te dają różne oceny czasu przesączania przez strefę aeracji. Metodą Bindemana uzyskuje się znacznie niższe wartości. Czas przesiąkania pionowego można szacować także w oparciu o formułę zaproponowaną przez T. Macioszczyka [10] o postaci zbliżonej do formuły Bindemana, ale zamieniającą porowatość aktywną na wilgotność objętościową.

Powyższe formuły stosuje się w odniesieniu do zanieczyszczeń konserwatywnych, tj. takich, które nie ulegają jakimkolwiek procesom transformacji (w tym także sorpcji) w trakcie migracji. Czas przesączania pionowego dla znacznika konserwatywnego (nieulegającego opóźnieniu), w utworach o charakterze porowym uzależniony jest głównie od wielkości konwekcyjnego przenoszenia i przyjmuje wartość wynikającą bezpośrednio z prędkości przesączania wód przez strefę aeracji (nadkładu). Czas przesączania pionowego dla znacznika ulegającego opóźnieniu (w tym przypadku rtęci) uzależniony jest przede wszystkim od wielkości sorpcji zanieczyszczeń. Brak jest w literaturze znaczącej ilości wartości

parametrów migracji rtęci. Dostępne prace [9, 15, 17] wskazują na dużą rozpiętość współczynnika opóźnienia migracji rtęci R w granicach od 1 do 100 (w odniesieniu do prędkości migracji znacznika konserwatywnego). Zbiornik wykazuje charakter podatności na zanieczyszczenie w zależności od przyjętego, rzeczywistego opóźnienia składnika migrującego. Na obecnym etapie badań oraz na podstawie dostępnej literatury dokładniejsze określenie prędkości migracji rtęci w utworach piaszczysto – gliniastych jest zagadnieniem trudnym do realizacji.

Analizie czasu pionowego przesiąkania wód oraz zanieczyszczeń z powierzchni terenu do zbiorników wód podziemnych z zastosowaniem formuł zestawionych w tabeli 1 zostały poddane odcinki dróg krajowych, gdzie w roku 2005 stwierdzono obecność rtęci w gruntach. Analizie poddano, zatem odcinek czynnej drogi krajowej nr 1 zlokalizowany w zasięgu GZWP 141 oraz odcinek czynnej drogi krajowej nr 2 zlokalizowany w zasięgu GZWP 150. Warunki hydrogeologiczne obszarów są zróżnicowane. Dla szacowania czasu przesiąkania przez strefę aeracji przyjęto schematy bardzo uproszczone sprowadzające warunki do jednej warstwy wodonośnej oraz jednolitej warstwy nadkładu w utworach czwartorzędowych. W tabeli 2 zestawiono parametry pozyskane z danych literaturowych, a przyjęte do szacowania czasu przesiąkania pionowego przez strefę aeracji w analizowanych obszarach. Należy podkreślić, że ze względu na dużą zmienność warunków lokalnych, parametry te zostały przyjęte z dużym przybliżeniem, stąd czas można uznać jedynie za szacowany.

Przeprowadzona ocena czasu przesiąkania pionowego przy niepełnym nasyceniu warstwy wynika z formuły, jaka została zastosowana. Najdłuższe czasy przesiąkania pionowego przez strefę aeracji do warstw wodonośnych, uzyskano stosując formułę Bachmata i Collina (stosowaną przez Witczaka i Żurek). Wartości uzyskane według tej formuły pokazują, że czas przesiąkania przez strefę aeracji (przy założonej miąższości 40 m) do wód GZWP 141 wynosi 52 lata, co pozwala na przypuszczenie, że zbiornik ten nie jest zagrożony zanieczyszczeniem. Biorąc jednak pod uwagę pozostałe formuły, przy założeniu takich samych parametrów, czas przesiąkania zmniejsza się zdecydowanie do 9÷12 lat, co sprawia, że zbiornik należy uznać, jako zagrożony zanieczyszczeniem konserwatywnym. Oszacowany czas przesiąkania wód przez strefę aeracji do wód zbiornika GZWP 150 pozwala zaliczyć zbiornik do zagrożonych zanieczyszczeniem konserwatywnym bez względu na zastosowaną formułę,

ale przy założeniu 25 metrowej strefy aeracji i współczynnika filtracji rzędu 10^{-7} m/s. Szacowany czas przesiąkania pionowego przy założonych, przybliżonych parametrach (tabela 2) oraz zastosowanych formuлах podano w tabeli 3.

Tabela 1. Formuły zastosowane do oceny czasu przesiąkania przez strefę aeracji
Table 1. Formulas applied to assess filtration time through the aeration zone

wg Bindemana (zalecana przez Kleczkowskiego) [6]	wg Bachmata i Collina (stosowana przez Witczaka i Żurek) [18]	wg Macioszczyka [10]
$t_a = \sum_{i=1}^n \frac{m_{ai} \cdot n_{ei}}{\sqrt[3]{J_E^2 \cdot k_i}}$ $J_E = P \cdot w$	$t_a = \sum_{i=1}^n \frac{m_{ai} \cdot w_{oi}}{J_E}$ $J_E = P \cdot w$	$t_a = \sum_{i=1}^n \frac{m_{ai} \cdot w_{oi}}{\sqrt[3]{J_E^2 \cdot k_i}}$ $J_E = P \cdot w$
t_a – czas przesączania pionowego [d]	t_a – czas przesączania pionowego [rok]	t_a – czas przesączania pionowego [d]
m_a – miąższość przewarstwień strefy aeracji [m]; n_e – porowatość aktywna (efektywna) [bezw]; k – współczynnik filtracji [m/d]; w_o – wilgotność objętościowa przewarstwień [bezw]; J_E – infiltracja efektywna roczna [m/d], [m/rok]; P – wysokość opadów roczna [m/d], [m/rok] w – wskaźnik infiltracji efektywnej		

Tabela 2. Zestawienie parametrów przyjętych do szacowania czasu przesiąkania pionowego przez strefę aeracji do wód podziemnych
Table 2. A list of parameters for determining vertical filtration time through the aeration zone

Parametry przyjęte do szacowania czasu przesiąkania pionowego [wg 3, 5, 11, 13, 18]	GZWP 141 (nr JCWPd: 39)	GZWP 150 (nr JCWPd: 62)
Nazwa zbiornika / wiek utworów	Zbiornik rzeki dolna Wisła / Q_{PM}	Pradolina Warszawa – Berlin (Koło – Odra) / Q_P
Rodzaj gruntu strefy aeracji (nadkładu)	Piaski gliniaste	Gliny piaszczyste
Miąższość strefy aeracji [m]	40÷50	25÷40
Porowatość efektywna (aktywna) [bezw]	0,30	0,11
Wilgotność objętościowa [bezw]	0,23	0,24
Współczynnik filtracji [m/s]	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-7} \div 1 \cdot 10^{-8}$
Wysokość opadów roczna [m/rok]	0,55	0,60
Wskaźnik infiltracji efektywnej [bezw]	0,32	0,20
Współczynnik opóźnienia rłęci R	1÷100	1÷100

Formuła zaproponowana przez Macioszczyka wykazuje, że grunty o zwiększonej zawartości frakcji piaszczystej (w tym przypadku piaski gliniaste) nie stanowią bariery dla przesiąkania pionowego, natomiast właściwości ekranujące wykazują grunty o wysokiej zawartości frakcji pylastej i ilastej (w tym przypadku glina piaszczysta). Dla gruntów o zwiększonej zawartości frakcji piaszczystej zastosowanie formuły wg Bachmata i Collina daje wyniki znacznie odbiegające od pozostałych. Sugeruje się niezasadność stosowania tej formuły w przypadku nadkładu zbudowanego z utworów o charakterze piaszczystym. Wyniki uzyskane na podstawie przeprowadzonych obliczeń potwierdzają zależności opisywane w literaturze [10].

Tabela 3. Szacowany czas przesiąkania pionowego przez strefę aeracji w obszarze intensywnego oddziaływania wybranych odcinków dróg krajowych
Table 3. Estimated vertical filtration time through the aeration zone in areas of intense impact of selected sections of national roads

Zbiornik wód podziemnych	Szacowany czas przesiąkania pionowego przez strefę aeracji [lata]		
	wg Bindemana [6]	wg Bachmata i Collina [18]	wg Macioszczyka [10]
GZWP 141 (nr JCWPd: 39) Toruń – Chełmża (droga nr 1, A1)	12,1 <i>zagrożony</i>	52,3 <i>nie zagrożony</i>	9,3 <i>zagrożony</i>
GZWP 150 (nr JCWPd: 62) Konin – Koło (droga nr 2, A2)	7,7 <i>zagrożony</i>	22,9 <i>zagrożony</i>	16,8 <i>zagrożony</i>

5. Podsumowanie i wnioski

Opróbowanie przeprowadzone po obu stronach jezdni analizowanych odcinków dróg krajowych, a następnie badanie w warunkach laboratoryjnych wykazało zróżnicowany rozkład zawartości rtęci w przypowierzchniowych warstwach gruntów. W przebiegu całości badań można sądzić, że istnieją wskazówki w kierunku bardzo powolnego wzrostu zawartości rtęci w obszarach związanych z oddziaływaniem intensywnego ruchu samochodowego.

Zagrożenie dla zbiorników wód podziemnych wynika z prędkości migracji zanieczyszczeń przez strefę aeracji oraz jej miąższości. Szacowanie średniego czasu przesączania wody z powierzchni terenu do warstwy wodonośnej pozwala na określenie jej podatności na zanieczyszczenie. W przypadku piasków gliniastych (utworów ze zwiększoną zawartością frakcji piaszczystych) najdłuższy czas migracji uzyskano stosując formułę Bachmata i Colina, natomiast najkrótszy czas zgodnie ze wzorem zaproponowanym przez Macioszczyka. W przypadku utworów nadkładu w postaci glin piaszczystych (o zwiększonej zawartości frakcji ilastej) najkrótszy czas przesiąkania uzyskano wzorem Bindemana, natomiast czas obliczony zgodnie z formułą Macioszczyka kształtuje się pomiędzy pozostałymi wynikami zastosowanych wzorów. Biorąc pod uwagę parametry uwzględniane w poszczególnych formułach oraz uzyskane wyniki, dla oceny zagrożenia zanieczyszczeniem wód podziemnych, w przypadku strefy aeracji zbudowanej z gruntów piaszczystych zasadne jest stosowanie formuły wg Macioszczyka, natomiast dla gruntów gliniastych formuły wg Bindemana.

Biorąc pod uwagę wyniki szacowania zgodnie z podanymi formułami, obydwa analizowane zbiorniki wód podziemnych należą do zbiorników zagrożonych zanieczyszczeniem konserwatywnym. Natomiast podatność wód zbiorników na zanieczyszczenie rtęcią wynikać będzie z przyjęcia rzeczywistej wartości opóźnienia tego parametru w środowisku strefy aeracji oraz obecności formy mobilnej rtęci w analizowanych gruntach.

Literatura

1. **Boszke L., Kowalski A.:** *Spatial Distribution of Mercury in Bottom Sediments and Soil from Poznań, Poland*. Polish Journal of Environmental Studies, Volume 15, No 2, p. 211÷218. 2006.
2. **Czajka K., Klojzy-Karczmarczyk B., Mazurek J.:** *Zanieczyszczenie środowiska gruntowo-wodnego związkami rtęci wokół czynnego oraz budowanego odcinka autostrady w okolicach Krakowa*. Materiały XI Ogólnopolskie Sympozjum "Współczesne Problemy Hydrogeologii", tom XI, cz. 2 Gdańsk, s. 337÷340. 2003.
3. **Herbich P., Kapuściński J., Nowicki K., Prażak J., Skrzypczyk L.:** *Metodyka wyznaczania obszarów ochronnych głównych zbiorników wód podziemnych dla potrzeb planowania i gospodarowania wodami w obszarach dorzeczy*. Wyd. Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2009.

4. **Kabata-Pendias A., Pendias H.:** *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 1993.
5. **Kleczkowski A.S. (red):** *Mapa obszarów Głównych Zbiorników Wód Podziemnych (GZWP) w Polsce wymagających szczególnej ochrony (z objaśnieniami)*. Instytut Hydrogeologii i Geologii Inżynierskiej AGH, Kraków 1990.
6. **Kleczkowski A.S. (red.):** *Ochrona wód podziemnych*, Warszawa 1984.
7. **Kłojzy-Karczmarczyk B., Mazurek J.:** *Rtęć w strefie aeracji otoczenia drogi krajowej 79 na odcinku Chrzanów – Kraków*. Materiały XII Sympozjum „Współczesne Problemy Hydrogeologii”, tom XII, s. 337÷344. Toruń 2005.
8. **Leśniewska E., Szykowska M. I., Paryjczak T.:** *Główne źródła rtęci w organizmach ludzi nie narażonych zawodowo*. Rocznik Ochrona Środowiska, Tom 11, Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska, s. 403÷419. Koszalin 2009.
9. **Macioszczyk A., Dobrzyński D.:** *Hydrogeochemia strefy aktywnej wymiany wód podziemnych*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa; 2002.
10. **Macioszczyk T.:** *Czas przesączania pionowego wody jako wskaźnik stopnia ekranowania warstw wodonośnych*. Przegląd Geologiczny, zeszyt 47, nr 8, str. 731÷736. 1999.
11. **Marciniak M., Przybyłek J., Herzig J., Szczepańska J.:** *Badania współczynnika filtracji utworów półprzepuszczalnych*. Wyd. Sorus (grant KBN nr PB 778 P04/97/12); s. 99. 1999.
12. **Osmeđa-Ernst E., Witczak S.:** *Parametry migracji wybranych zanieczyszczeń w wodach podziemnych*. Ochrona wód podziemnych w Polsce, Stan i kierunki badań. SGGW – AR, Warszawa 1991.
13. Państwowa Służba Hydrogeologiczna. *Zadanie – Charakterystyka geologiczna i hydrogeologiczna zweryfikowanych JCWPd*. Państwowy Instytut Geologiczny, Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa 2009 (www.pgi.gov.pl).
14. **Pasieczna A.:** *Atlas zanieczyszczeń gleb miejskich w Polsce*. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa 2003.
15. **Roszak W.:** *Sorpcja a proces migracji metali ciężkich w wodach podziemnych*. Zesz. Naukowe AGH, Sozologia i Sozotechnika, z. 31. 1990.
16. **Száková J., Koliňová D., Miholová D., Mader P.:** *Single-Purpose Atomic Absorption Spectrometer AMA-254 for Mercury Determination and its Performance in Analysis of Agricultural and Environmental Materials*. Chemical Papers 58 (5), p. 311÷315, Springer. 2004.
17. **Witczak S., Adamczyk A.:** *Katalog wybranych fizycznych i chemicznych wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych i metod ich oznaczania*. Biblioteka Monitoringu Środowiska Tom II, Warszawa 1995.

18. **Witczak S., Żurek A.:** *Wykorzystanie map glebowo – rolniczych w ocenie ochronnej roli gleb wód podziemnych*. Metodyczne podstawy ochrony wód podziemnych, Wyd. AGH: 155÷180.1994.
19. **Xinwei Lu, Loretta Y. Li, Lijun Wang, Kai Lei, Jing Huang, Yuxiang Zhai:** *Contamination assessment of mercury and arsenic in roadway dust from Baoji*. Atmospheric Environment, Elsevier, Volume 43, Issue 15, p. 2489÷2496. 2009.

Assessment of Threats Connected with Contamination of Groundwater with Mercury Due to Impact of Selected Road Sections in Central Poland

Abstract

The work includes an analysis of mercury contamination of top soil horizons in the immediate vicinity of transportation routes which may potentially have a negative impact on subterranean waters in porous sediments. Research included areas in the vicinity of the MGWB 141 (impacted by the national road 1, section from Toruń to Chełmża) and the MGWB 150 (impacted by the national road 2, section from Konin to Koło). The conducted studies allow a supposition that the utilisation of transportation routes results in slow cumulating of mercury compounds on the sides of the roads and in soils in the surrounding areas. The total mercury concentration level in the analysed soils generally ranged from 0.03 to 0.04 mg/kg of dry sample mass. If the clay fraction is bigger, the content of mercury increases even further.

A significant element of the work is the threat assessment for groundwaters resulting from contaminant migration from top horizons of the soil. Problems associated with the susceptibility of groundwaters to contamination were presented in the aspect of the average time assessment of contaminant migration from the top horizon to the water-bearing horizon, i.e. aeration zone filtration time. It has been assumed that the relatively unthreatened groundwater reservoirs are those which have an average of 25 years for vertical migration of water from the top horizon.

The assessment of vertical filtration time follows from the formula applied. The vertical migration time of waters potentially contaminated via the aeration zone was assessed using the Bindeman formula and the Bachmat and Collin formula (used by Witczak and Żurek). The assessment was further supplemented by results obtained using Macioszczyk's suggestion which

combines the guidelines in the earlier formulas. The threat of contaminating compounds, and especially mercury, was assessed for selected segments of roads, which had earlier been analysed for the contaminant level in the top horizons. The applied formulas give different values of filtration time through the aeration zone. Considering the conservative water marker migration time, the analysed groundwater reservoirs were threatened no matter which formula was applied. In case of mercury, the level of threat follows from the accepted value of index delay related to sorption processes.



Wykorzystanie energii słonecznej w procesie suszenia osadów ściekowych

*Janusz Filipiak, Czesław Przybyła
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

1. Wstęp

W obliczu zagrożeń związanych z globalnymi zmianami klimatycznymi Unia Europejska coraz większy nacisk kładzie na wykorzystywanie w krajach członkowskich odnawialnych źródeł energii. Jednym z nich mogą być powstające w procesie oczyszczania wód osady ściekowe. Ich przydatność potwierdza relatywnie wysokie ciepło spalania suchej substancji organicznej zawartej w osadach wynoszące 22 MJ/kg s.m. (suchej masy) (węgiel kamienny 25 MJ/kg s.m.). Jednak także w przypadku pozyskiwania energii z odnawialnych źródeł niezmiernie ważny pozostaje aspekt ekonomiczny danej inwestycji z tego względu warto zastanowić się nad najbardziej uzasadnionym w danych warunkach sposobem suszenia osadów ściekowych na oczyszczalniach. Poprzez wykorzystanie darmowych źródeł energii takich jak: słońce, wiatr, ciepłe ścieki czy osady ściekowe (biomasa) można znacząco ograniczyć ewentualne zapotrzebowanie na paliwa kopalne. Na uwagę zasługuje zwłaszcza technologia słonecznego suszenia osadów ściekowych, która zarówno

w procesie inwestycyjnym, jak i w eksploatacji jest tańsza niż suszenie w suszarniach wykorzystujących energię konwencjonalną.

Oczyszczanie ścieków to produkcja osadów, w których koncentrują się substancje doprowadzone przez ścieki lub selektywnie wydzielone podczas procesu ich oczyszczania. W Polsce najbardziej rozpowszechnioną metodą zagospodarowania osadów ściekowych na obszarach wiejskich jest ich rolnicze wykorzystanie. Przewiduje się natomiast, że docelowym działaniem będzie spalanie tychże osadów w spalarniach, które będą budowane w Polsce w kolejnych latach. Zarówno w programach rolniczego zagospodarowania osadów ściekowych, jak i w energetycznym wykorzystaniu osadów może być wykorzystane solarne ich suszenie, które pozwala na przyspieszenie procesu technologicznego przygotowania osadów i ich zastosowania w rolnictwie, czy też wzrostu energii produktu, jakim jest wysuszony do określonej zawartości suchej masy osadów ściekowych.

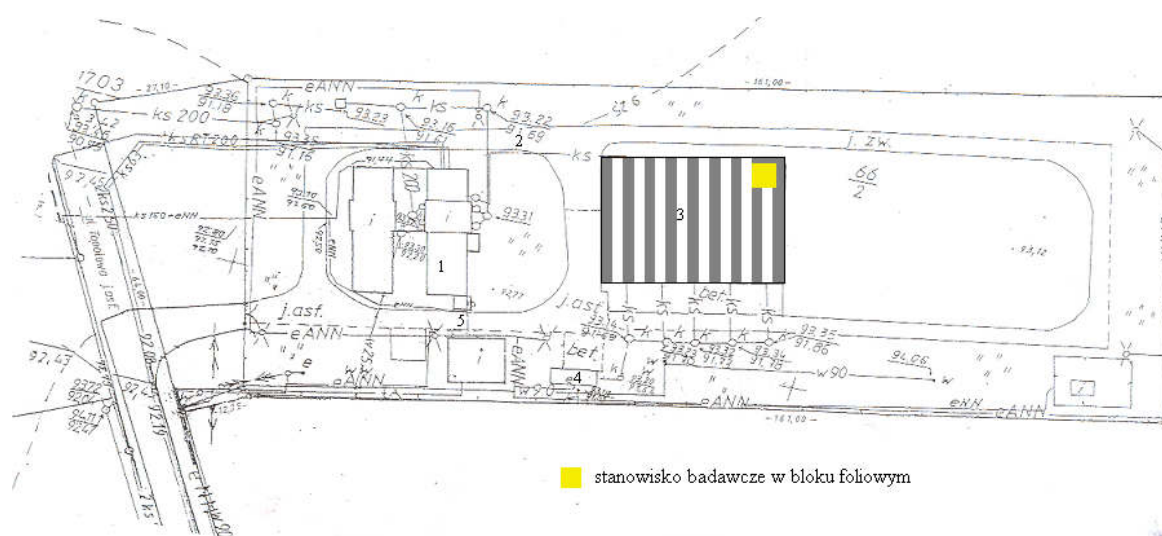
2. Cel i metodyka badań

Celem pracy jest sprawdzenie, czy w rzeczywistych warunkach klimatycznych Wielkopolski odwodnione wstępnie na prasie taśmowej osady ściekowe umieszczone w bloku foliowym poprzez solarne osuszenie osadów ściekowych będą w okresie wegetacyjnym ulegały zmianie uwilgotnienia od początkowej wartości 86,4% do 35÷50%, co pozwoli na ich rolnicze wykorzystanie lub w procesie spalania bądź współspalania.

Prowadzone badania mają określić możliwości wysuszenia osadów ściekowych w bloku foliowym, przy naturalnym przepływie powietrza w okresie letnim (62 dni) nie stosując urządzeń mechanicznych do wentylowania tunelu i przegarniania osadów z wykorzystaniem tylko energii odnawialnej w postaci promieniowania słonecznego. Badaniu poddano osady po wstępnym odwodnieniu na prasie taśmowej o różnej miąższości (30 cm, 40 cm i 50 cm o zawartości 13,6% s.m.).

Badania osadów ściekowych przeprowadzono w bloku foliowym na oczyszczalni ścieków w Bytkowie, w gminie Rokietnica, w powiecie poznańskim jako jednostce reprezentatywnej dla oczyszczalni działających na obszarach wiejskich Wielkopolski. Osady ściekowe po odwodnieniu na prasie taśmowej zostały zmagazynowane w bloku foliowym na przygotowanych 3 poletkach o wymiarach 2x2 m i miąższości 0,3 m,

0,4 m i 0,5 m oraz w 9 skrzyniach o miąższości 0,2 m, 0,25 m i 0,3 m (rys. 1). Sprawdzenie możliwości zastosowania solarnego suszenia osadów ściekowych na przykładzie oczyszczalni ścieków w Bytkowie pozwoli w przyszłości przenieść doświadczenia z wykorzystaniem energii słonecznej na inne podobne obiekty w Wielkopolsce, a nawet całym kraju. W zależności od lokalnych potrzeb danej oczyszczalni rozstrzygnięta będzie musiała zostać tylko kwestia zastosowania urządzeń przegarniających (ich wielkości) poprawiających skuteczność procesu osuszania.



seflux Thermal Sensor, Delft, Holandia), a pomiar temperatury w glebie za pomocą 6 termometrów glebowych 107 (Campbell Scientific Inc., Logan, UT, USA). Pomiary temperatury w próbach osadów ściekowych o miąższości 30, 40 i 50 cm prowadzono w warstwie górnej osadów (15 cm poniżej wierzchu osadów osuszanych) oraz w warstwie dolnej (5 cm od dna). Rejestrację pomiarów wykonano rejestratorem angielskim data-logger CR 1000 (Campbell Scientific Inc., Logan, UT, USA). Wymienione pomiary prowadzone były pomiędzy 28.07. a 28.09.2009.

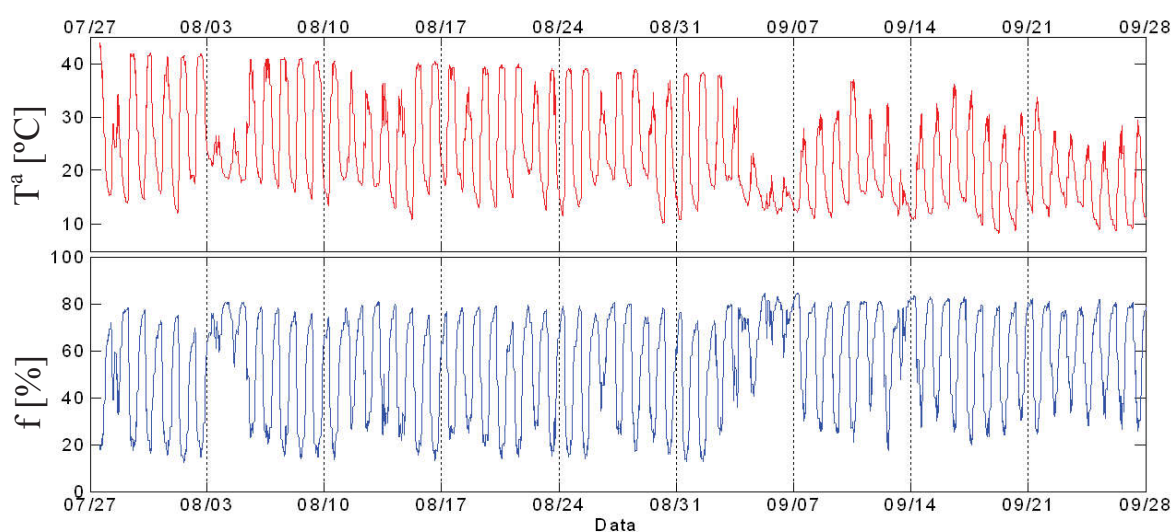
Dodatkowo określono wartość opałową osadów po wstępnym odwodnieniu na prasie taśmowej oraz po dwóch miesiącach suszenia osadów przez promienie słoneczne. Pozwoliło to na ocenę możliwości wykorzystania osuszonych w suszarniach słonecznych osadów ściekowych jako lokalnego źródła energii odnawialnej.

Osady ściekowe zostały przebadane jako substancja lignocelulozowo-minerala pod względem prezentowanego poziomu wartości ciepła spalania, wartości opałowej, wilgotności oraz zawartości popiołu. Badania przeprowadzono w Instytucie Włókien Naturalnych i Roślin Zielarskich w Zakładzie Ochrony Środowiska w Poznaniu. Oznaczenie wykonane zostało na hermetycznie zamkniętych próbach z 28.07.2009 – osady ściekowe po odwodnieniu na prasie taśmowej na początku badań osuszania promieniami słonecznymi osadów ściekowych o początkowej zawartości suchej masy wynoszącej 13,6% oraz 28.09.2009 – osady po zakończeniu osuszania. Średnie ciepło spalania i wartość opałowa prób zostały określone na podstawie normy PN81/G-04513 przy pomocy certyfikowanej bomby kalorymetrycznej (numer 6418, l.dz.92/AK/2009 z dnia 16.04.2009 wydanej przez „PRECYZJA-BIT-BYDGOSZCZ”). Oznaczanie ciepła spalania prowadzone było na materiale o frakcji < 200 μm , wilgotność określono na podstawie normy PN75/Z-04002/13, natomiast zawartość popiołu określono na podstawie normy PN 80/G-04512.

3. Wyniki badań i dyskusja

W analizowanym okresie pomiędzy 28.07. a 28.09.2009 średnia dobową temperatura w bloku foliowym na wysokości 15 cm wynosiła 22,9°C i wahała się w granicach od 13,4 do 30,7°C. Temperatura powietrza na wysokości 65 cm różniła się nieznacznie. Średnia dobową wysokość wyniosła również 22,8°C i wahała się w granicach 12,9÷30,8°C.

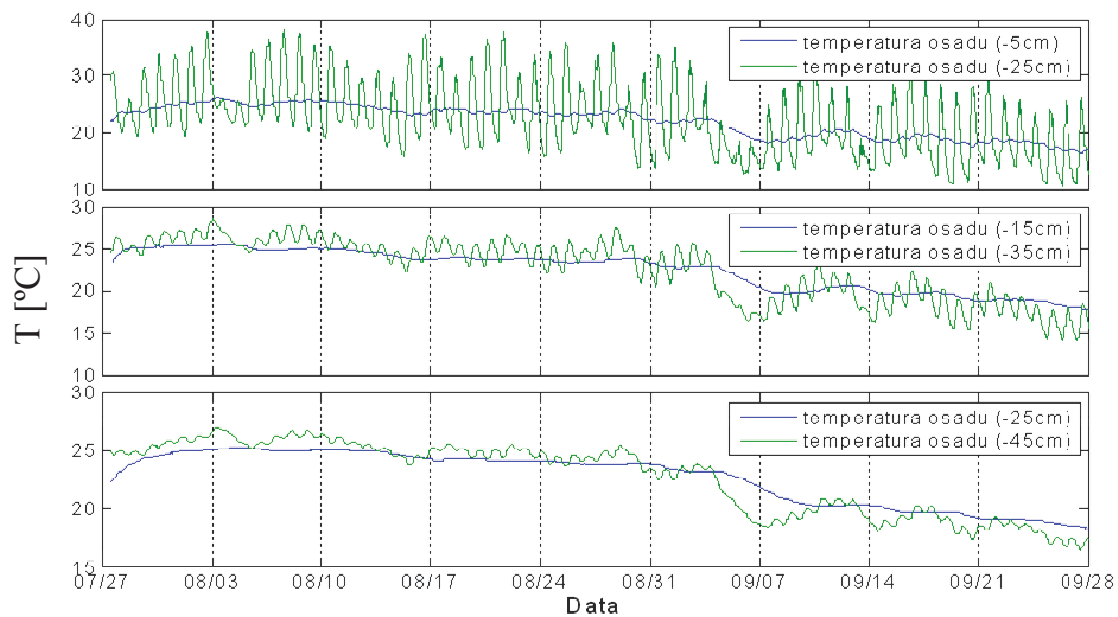
Najwyższą temperaturę zanotowano 30.07. o godzinie 14.10 i 14.50 i 2.08. o 14.40 ($41,9^{\circ}\text{C}$), najniższą z kolei 19.09. pomiędzy godziną 4.00 a 7.00 ($12,1^{\circ}\text{C}$). Z kolei średnia dobowa wilgotność względna wyniosła na wysokości 15 cm 54% i wahała się w granicach $32,2\div 76,4\%$, a na wysokości 65 cm – 54,6% i wahała się w granicach $28,9\div 76,7\%$. Zarejestrowane w odstępach 10-minutowych pomiary potwierdzają ich dobową i sezonową zmienność (rys. 2).



Rys. 2. Przebiegi dobowe temperatury (T^a) i wilgotności względnej (f) powietrza na wysokości 15 cm nad osadami ściekowymi

Fig. 2. Courses of day-and-night temperature (T^a) and of relative humidity (f), at the height on 15 cm above the sludge

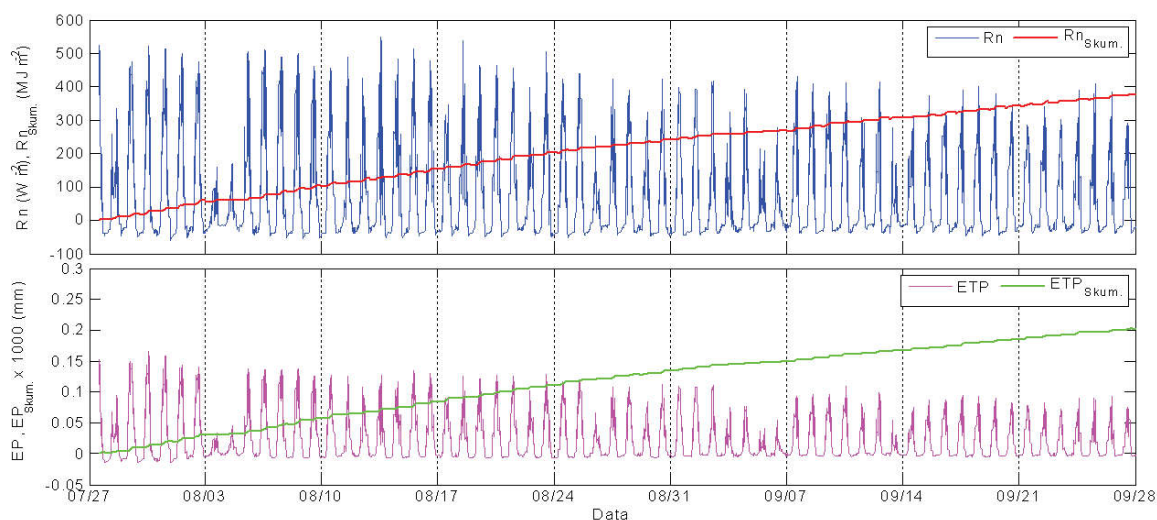
Średnia dobowa temperatura osadów ściekowych dla próby o miąższości 30 cm na głębokości 5 cm wynosiła 22°C i wahała się w granicach $16,8\div 26^{\circ}\text{C}$, a na głębokości 25 cm – $22,5^{\circ}\text{C}$ i wahała się w granicach $14\div 29,1^{\circ}\text{C}$. Średnia dobowa temperatura osadów dla próby o miąższości 40 cm zarówno na głębokości 15 cm, jak i 35 cm wynosiła $22,4^{\circ}\text{C}$ osiągając wartości pomiędzy $17,8$ i $25,4^{\circ}\text{C}$ na głębokości 15 cm i $15,3\div 27,5^{\circ}\text{C}$ na głębokości 35 cm. Obserwacja zmian temperatur osadów na różnych głębokościach (dla prób o miąższości 30, 40 i 50 cm) wskazuje na większą dobową zmienność przy większej głębokości pomiaru. Jednocześnie dobowe amplitudy spadają wraz ze wzrostem miąższości próby (rys. 3).



Rys. 3. Przebiegi temperatur (T) osadów na różnych głębokościach, dla prób o miąższości 30, 40 i 50 cm

Fig. 3. Courses of sludge temperature (T) at different sludge depths, in samples with 30, 40, 50 cm of depth

Na podstawie wyznaczonej metodą Penmana ewaporacji (EP) obliczono dla analizowanego okresu wartość skumulowaną EP (rys. 4). Informuje ona, ile wody mogłoby wyparować z osadów, gdyby jedynie czynnik energetyczny (dostępność energii) decydował o ilości wyparowanej wody. Jest to wirtualny parametr opisujący potencjał a nie faktyczne wartości. Skumulowana wartość ewaporacji potencjalnej wyniosła w analizowanym okresie 203 mm, przy skumulowanej ewaporacji rzeczywistej w wysokości 112 mm. Na rys. 4 przedstawiono również skumulowaną wartość salda promieniowania (R_n). Krzywa ta opisuje, ile energii w postaci promieniowania krótko- i długofalowego „odkłada się” w tunelu foliowym. W analizowanym okresie skumulowana wartość salda promieniowania wyniosła $0,63 \text{ MW/m}^2$. Energia ta wykorzystana jest na ogrzanie powietrza, ogrzanie osadów i parowanie. Warunkiem wykorzystania tej energii na parowanie jest zapewnienie wody w osadach do odparowywania. Powietrze natomiast powinno mieć duży niedosyt wilgotności, co wiąże się z koniecznością zastosowania wentylacji.



Rys. 4. Przebiegi dobowe zmierzonych wartości salda promieniowania (R_n) i oszacowanej ewaporacji (EP) metodą Penmana oraz ich skumulowana wartość w trakcie eksperymentu

Fig. 4. Day-and-night courses of measured total radiation (R_n) and the estimated evaporation (EP) measured by Penman's method, and their accumulated values during the experiment

Badania osuszania osadów ściekowych rozpoczęte 28.07.2009 prowadzone były przez 62 dni i zakończyły się 28.09.2009. W tym celu wykonano 12 prób, w tym 3 na poletkach badawczych, na których prowadzono monitoring salda promieniowania (R_n), temperatury powietrza i osadów (T) oraz wilgotności względnej (f). Pozostałe dziewięć pobrano z pojemników kontrolnych o miąższości osadów 20, 25 i 30 cm. Wilgotność określono metodą wagową, a następnie ustalono średnią wynoszącą 86,37%. W próbach pobranych ostatniego dnia badań średnia wilgotność wyniosła 45,0%. Osady pobrane na początku eksperymentu, jak i na końcu eksperymentu został poddany badaniu na zawartość popiołu, ciepło spalania i wartość opałową (tab. 1). Zawartość popiołu (46%) w próbce pobranej po 62 dniach trwania eksperymentu osuszania była o 7% wyższa niż średnia zawartość popiołu w próbkach z nieosuszonych osadów ściekowych (z 28.07.2009). W wyniku badań stwierdzono także spadek ciepła spalania osadów ściekowych w wyniku procesu suszenia z 22251 kJ/kg do 18874. Potwierdzono ponadto wyraźny wzrost wartości opałowej osadów ściekowych (o 78%) z 10133 kJ/kg do 18035 kJ/kg.

Tabela 1. Zawartość popiołu, ciepło spalania i wartość opałowa osadów ściekowych w zależności od wilgotności początkowej osadów

Table 1. Ash content, combustion heat and calorific value of sewage sludge, depending on the original sludge water content

Lp. No.	Data pobrania próby Sampling date	Wilgotność Water content W^a [%]		Zawartość popiołu Ash content	Ciepło spalania Combustion heat Q_s^a [kJ/kg]	Wartość opałowa Calorific value Q_i^a [kJ/kg]
		początkowa initial	końcowa final	A^a [%]		
1.	28.07.2009	86,37	6,3	38,9	22250,7	10132,7
2.	28.09.2009	45,0	17,4	46,0	18874,2	18034,5

W wyniku solarnego suszenia osadów ściekowych największe efekty w postaci spadku wilgotności zaobserwowano w warstwie wierzchniej (do 10 cm). Osady na głębokości do 10 cm zmieniały uwilgotnienie średnio z 86,37% do 45,0% (tab. 2). Na zmianę wilgotności dominujący wpływ miało promieniowanie dochodzące do osadów, wychodzące i wynikające z nich saldo promieniowania. Średnie dla wymienionych parametrów wyniosły odpowiednio 511,19 W/m², 441,67 W/m² i 69,52 W/m². Dostarczona energia słoneczna do osadów ściekowych wyniosła odpowiednio: 2738 MJ/m², 2366 MJ/m² i 372 MJ/m².

Tabela 2. Zmiany wilgotności i zawartości suchej masy osadów ściekowych w pojemnikach osuszanych w tunelu foliowym

Table 2. Changes in water and dry matter content of sewage sludge in containers dried in the foil tunnel

Miąższość Depth [cm]	Oznaczenie próby Sample identity	Wilgotność Water content [%]		Sucha masa s. m. Dry matter d. m. [%]	
		Data Date			
Poletko doświadczalne nr 1 o miąższości 30 cm Experimental plot no. 1 with 30 cm sludge layer depth					
		28.07.2009	28.09.2009	28.07.2009	28.09.2009
0÷10	P 043	85,60	48,86	14,40	51,14
10÷15	M 150	87,6	86,81	12,40	13,19
15÷20	P 217	87,61	88,99	12,39	11,01
20÷30	P 281	88,99	87,55	11,01	12,45

Tabela 2. cd.

Table 2. cont.

Miąższość Depth [cm]	Oznaczenie próby Sample identity	Wilgotność Water content [%]		Sucha masas. m. Dry matter d. m.[%]	
Poletko doświadczalne nr 2 o miąższości 40 cm Experimental plot no. 2 with 40 cm sludge layer depth					
0÷10	P 116	86,16	35,02	13,84	64,98
10÷20	M 114	86,60	80,99	13,40	19,01
20÷30	P 208	89,02	88,49	10,98	11,51
30÷40	P 163	89,10	88,61	10,90	11,39
Poletko doświadczalne nr 3 o miąższości 50 cm Experimental plot no. 3 with 50 cm sludge layer depth					
0÷10	M 059	85,35	40,12	14,65	59,88
10÷20	M 190	86,91	86,30	13,09	13,77
20÷30	P 005	86,69	86,48	13,31	13,52
30÷40	P 202	88,21	87,92	11,79	12,08
40÷50	P 090	88,21	88,21	11,79	11,79
Poletko doświadczalne nr 3 o miąższości 20 cm Experimental plot no. 3 with 20 cm sludge layer depth					
0÷10	P 234	86,84	47,60	13,16	52,40
10÷20	M 293	87,13	87,08	12,87	12,92
Poletko doświadczalne nr 6 o miąższości 20 cm Experimental plot no. 6 with 20 cm sludge layer depth					
0÷10	P 31	85,60	48,22	14,40	51,78
10÷20	M 27	88,88	88,76	11,12	11,24
Poletko doświadczalne nr 9 o miąższości 20 cm Experimental plot no. 9 with 20 cm sludge layer depth					
0÷10	P 185	87,26	49,81	12,74	50,19
10÷20	P 129	88,68	88,38	11,27	11,62
Poletko doświadczalne nr 2 o miąższości 25 cm Experimental plot no. 2 with 25 cm sludge layer depth					
0÷10	M 55	85,73	39,52	14,27	60,48
10÷15	P 255	88,12	88,02	11,88	11,98
15÷25	P 255	88,12	88,02	11,88	11,98

Tabela 2. cd.
Table 2. cont.

Mięszkość Depth [cm]	Oznaczenie próby Sample identity	Wilgotność Water content [%]		Sucha masa s. m. Dry matter d. m. [%]	
Poletko doświadczalne nr 5 o miąższości 25 cm Experimental plot no. 5 with 25 cm sludge layer depth					
0÷10	P 16	86,12	48,64	13,88	51,36
10÷15	P 68	86,27	85,34	13,77	14,66
15÷25	P 68	86,27	85,34	13,77	14,66
Poletko doświadczalne nr 8 o miąższości 25 cm Experimental plot no. 8 with 25 cm sludge layer depth					
0÷10	P 153	88,08	42,86	11,92	57,14
10÷15	P 181	90,87	90,57	9,13	9,42
15÷25	P 181	90,87	90,57	9,13	9,42
Poletko doświadczalne nr 1 o miąższości 30 cm Experimental plot no. 1 with 30 cm sludge layer depth					
0÷10	P 166	85,60	44,42	14,40	55,58
10÷15	P 68	87,60	87,41	12,40	12,59
15÷20	P 68	87,60	87,41	12,40	12,59
20÷30	P 1	89,60	87,85	10,40	12,15
Poletko doświadczalne nr 4 o miąższości 30 cm Experimental plot no. 4 with 30 cm sludge layer depth					
0÷10	P 158	85,61	46,41	14,39	53,59
10÷15	M 92	85,64	85,34	14,36	14,66
15÷20	M 92	85,64	85,34	14,36	14,66
20÷30	M 73	87,54	87,14	12,46	12,86
Poletko doświadczalne nr 7 o miąższości 30 cm Experimental plot no. 7 with 30 cm sludge layer depth					
0÷10	P 158	87,01	45,52	12,99	54,48
10÷15	M 92	89,02	87,46	10,98	12,54
15÷20	M 92	89,02	87,46	10,98	12,54
20÷30	M 73	89,10	87,14	10,90	12,86

4. Podsumowanie i wnioski

Energia wykorzystana do osuszenia osadów ściekowych w bloku foliowym na oczyszczalni w Bytkowie pochodziła wyłącznie z promieniowania słonecznego, co pozwala zaliczyć analizowane rozwiązanie do tanich i ekonomicznie uzasadnionych, także do stosowania na podobnych obiektach obsługujących tereny wiejskie Wielkopolski. Warta podkreślenia jest także niska awaryjność urządzeń technologicznych, wynikająca z mało skomplikowanej technologii suszenia oraz emisja odorów porównywalna do ich emisji powstającej w czasie składowania. Przeprowadzone badania pozwoliły ponadto sformułować następujące wnioski:

1. Grubość warstwy, która może zostać efektywnie osuszona poprzez promieniowanie słoneczne w bloku foliowym bez stosowania dodatkowych zabiegów (wentylacja, przegarnianie) niezależnie od miąższości osadów ściekowych wynosi około 10 cm.
2. Dla zwiększenia ilości osuszanych osadów ściekowych na takiej samej powierzchni i w takim samym czasie istnieje konieczność zastosowania wentylacji o działaniu wymuszonym i urządzenia do przewracania osadów z zastosowaniem energii konwencjonalnej.
3. Osiągnięty w procesie suszenia osadów ściekowych w bloku foliowym wzrost o 7,90 MJ/kg s.m. (z 10,1 na 18 MJ/kg s. m.) jego wartości opałowej potwierdza, że suszenie słoneczne jest właściwym sposobem zwiększenia wartości opałowej osadów ściekowych pozwalającym na ich wykorzystanie w energetyce jako źródło energii odnawialnej.
4. Osady ściekowe po osuszeniu w suszarni słonecznej mogą być wykorzystane w rolnictwie do nawożenia, obecnie powszechnie stosowany sposób zagospodarowania lub w energetyce w procesie współspalania.

Literatura

1. **Bień J. B., Bień J. D., Wystalska K.:** *Problemy gospodarki osadowej w ochronie środowiska*. Wyd. P. Częst. Częstochowa. 1998.
2. **Bux M., Baumann R., Pinnekamp J., Quadt S., Mühlbauer W.:** *Solare Trocknung von Flüssigschlamm in kleinen Kläranlagen*. KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall. 49 (3): 341÷344. 2002.

3. **Filipiak J., Przybyła C.:** *Zastosowanie nowych technologii odwadniania i osuszania osadów ściekowych w wiejskich oczyszczalniach ścieków*. Roczn. AR w Poznaniu 365. Melioracje i inżynieria środowiska 26. Poznań: 105÷116. 2005.
4. **Gilewska M., Przybyła Cz.:** *Wykorzystanie osadów ściekowych w rekultywacji składowisk popiołowych*. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 477: 217÷222. 2001.
5. **Mazur T.:** *Rozwiązania o wartości nawozowej osadów ściekowych*. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 437 : 13÷21. 1996.
6. **Oleszkiewicz J.:** *Gospodarka osadami ściekowymi*. LEM s.c., Kraków. 1998.
7. *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 sierpnia r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych*. Dz. U. z 2002 r. Nr 134, poz. 1140. 2002
8. **Siuta J., Kulta G., Morawska M.:** *Przyrodnicze użytkowania osadów ściekowych*. 3 Konf. Nauk.-Tech. Ekoinżynieria. Świnoujście 9÷11.06.1999. 1999.

Solar Energy Application for Sewage Sludge Drying Process

Abstract

Studies were carried out in summer (28.07÷28.09.2009) on sewage sludge primarily dewatered on a belt press and subsequently dried by solar energy on a ferroconcrete plate covered with foil in a solar dryer ventilated gravitationally. No raking of the sludge was applied during the process.

Experiments were carried out on plots of 2 x 2 m area and sludge layer depths of 30, 40 and 50 cm, and in plastic boxes. The purpose of the study was to determine the content of sludge dry matter after the solar drying. The dry matter amount changed from the original 14.6% to 55÷65% after drying, but only in the top part of the layer reaching about 10 cm, independent of the layer depth. Below the 10 cm layer, the drying effect occurred in a minimal degree. From the energetic point of view, the studied sewage sludge after dehydration on the belt press contained 10.13 MJ/kg of dry matter and after the experiment termination, it reached the value of 18.03 MJ/kg d. m. The required demand for heat energy was fully satisfied by the solar energy.



Rozwiązania konstrukcyjno-instalacyjne budynku a zapotrzebowanie na energię cieplną

*Sławomira M. Dumala, Mariusz A. Skwarczyński
Politechnika Lubelska*

1. Wstęp

Państwa Unii Europejskiej, w tym Polska, stosując się do protokołu z Kioto, wprowadzają ograniczenia zużycia energii, a także starają się zwiększać udział energii pozyskiwanej ze źródeł odnawialnych. Obecnie energia odnawialna zaspokaja 15÷20% światowego zapotrzebowania na energię. Duży udział w globalnym zużyciu energii odnawialnej stanowi biomasa. Inne odnawialne źródła energii stanowią obecnie około 2%. Przewiduje się jednak, że w drugiej połowie XXI wieku ich udział może stanowić już od 20 do 50%. Rozwój technologii do pozyskiwania energii odnawialnych będzie się rozwijał, ponieważ koszty ich budowy w ciągu ostatnich 30 lat znacznie się obniżyły i nadal będą spadać, podczas gdy ceny ropy naftowej i gazu ziemnego ciągle będą wzrastać.

Istotnym elementem ograniczania zużycia energii są oszczędności w sektorze budowlanym, gdzie obecnie zużywa się około 40% całkowitego końcowego zapotrzebowania na energię w Unii Europejskiej [1]. Elementem polityki UE w ograniczaniu eksploatacyjnej energochłonności budynków jest Dyrektywa 2002/91/EC, której celem jest poprawa

charakterystyki energetycznej budynków już istniejących, jak i nowo projektowanych, z uwzględnieniem lokalnych klimatycznych warunków zewnętrznych, klimatu wewnętrznego i efektywności ekonomicznej. Dyrektywa wprowadza między innymi obowiązek sporządzania świadectw charakterystyki energetycznej dla budynków. W świadectwie przedstawia się ilość energii oszacowanej do pokrycia różnych potrzeb związanych ze standardowym użytkowaniem budynku (ogrzewanie, przygotowanie ciepłej wody, chłodzenie, wentylacja i oświetlenie, w przypadku budynków użyteczności publicznej). Zapotrzebowanie na energię wyraża się za pomocą wskaźników liczbowych (EP – wskaźnika energii pierwotnej, EK – wskaźnika energii końcowej), do których obliczenia niezbędne są dane dotyczące izolacyjności przegród budowlanych, instalacji, jak również lokalizacji, czyli usytuowania budynku względem stron świata. Wyliczone zapotrzebowanie na energię EP porównuje się z założeniami referencyjnymi.

W Polsce wypełnieniem zapisów dyrektywy jest przyjęty przez sejm pakiet aktów prawnych regulujących cele wyznaczone przez UE na gruncie krajowym, w tym Ustawa z listopada 2009 'Prawo Budowlane' (tekst jednolity – po zmianach z dnia 27.08.2009 Dz. U. 161/2009) oraz 'Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 21 stycznia 2008 w sprawie metodologii obliczania charakterystyki energetycznej budynku i lokalu mieszkalnego lub części budynku stanowiącą samodzielną część techniczno-użytkową oraz sposobu sporządzania wzorów świadectw i ich charakterystyki energetycznej'.

Założeniem dyrektywy jest nie tylko regulacja prawna zmuszająca właścicieli budynków do sporządzenia certyfikatu energetycznego, ale również wzrost świadomości odnośnie rozwiązań konstrukcyjno-materiałowych. Dzięki informacjom zawartym w świadectwie, użytkownik powinien dokonać świadomego wyboru budynku o najmniejszej energochłonności, a także podjąć decyzję dotyczącą ewentualnych modernizacji.

2. Wpływ zmian przepisów na budownictwo

Konieczność ustanowienia pierwszych wymagań energetycznych w krajach europejskich pojawiła się w ostatnim ćwierćwieczu dwudziestego wieku i była konsekwencją ówczesnych kryzysów energetycznych i znaczącego, trwającego do dzisiaj, wzrostu cen na rynku surowców energetycznych. Do tego czasu wymagania izolacyjności cieplnej przegród budynku były związane z zagadnieniami fizyki budowli, głównie ochroną przed występowaniem kondensacji pary wodnej na wewnętrznej powierzchni obudowy. W przepisach uwzględniano również inne aspekty: wymagania dotyczące stanu cieplno-wilgotnościowego przegród, ochronę przed podtapianiem śniegu na dachach, a w budynkach niemieszkalnych, w których stosowano lekkie ściany osłonowe o konstrukcji metalowo-szklanej – ochronę przed przegrzewaniem latem. Do lat dziewięćdziesiątych podstawowym sposobem stawiania wymagań oszczędności energii i ochrony cieplnej było określenie w przepisach maksymalnych dopuszczalnych wartości współczynników przenikania ciepła ścian, stropów, dachów i zastosowanych w nich okien i drzwi.

Najważniejsze zmiany w przepisach, w ciągu ostatnich 30 lat, zestawiono w tabeli 1.

Jednak w dalszym ciągu zużycie energii na ogrzewanie jest w Polsce dość wysokie. Głównym powodem tej sytuacji są:

- zbyt niskie parametry izolacyjne przegród zewnętrznych (ścian, dachów, podłóg), a także okien i drzwi,
- dodatkowa obecność mostków cieplnych,
- niekorzystny kształt bryły budynków i ich usytuowanie z punktu widzenia minimalizacji strat ciepła,
- niska sprawność energetyczna indywidualnych źródeł ciepła, a także kotłowni osiedlowych działających w oparciu o kotły starego typu,
- brak układów automatycznej regulacji dostaw ciepła na instalacjach grzewczych w budynkach wielorodzinnych,
- brak świadomości i motywacji do oszczędzania energii wśród użytkowników.

Tabela 1. Zestawienie zmian w przepisach oraz normach budowlanych
Table 1. Comparison of changes in regulations and buildings standards

Budynki mieszkalne	Przepis i data wprowadzenia	Wymagany współczynnik przenikania ciepła dla ściany zewnętrznej U [$W/(m^2K)$]	Przeciętne roczne zużycie na ogrzanie $1 m^2$	
			Energii bezpośredniej kWh	Energii pierwotnej GJ
do 1996	a) w środkowej i wschodniej części Polski mur 2 cegły	1,16	240÷280	1,31÷1,61
	b) w zachodniej części Polski mur z 1,5 cegły	1,40	300÷350	1,76÷2,05
1967÷1985	PN-64/B-03404 od 01.01.1966 PN-74/B02020 od 01.01.1976	0,16	240÷280	1,31÷1,61
1986÷1992	PN-82/B-02020 od 01.01.1983	0,75	160÷200	0,88÷1,17
1993÷2002	PN-91/B-02020 od 01.01.1992	0,55	120÷160	0,73÷0,88
2002÷2008	Warunki techniczne jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie	0,3	90÷120	0,25÷0,66
od 2009	Warunki techniczne, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie (albo U albo EP)	0,3	90÷120	0,25÷0,66
		EP	$A/V \leq 0,2$ $EP_{H+W} = 73 + \Delta EP$ $0,2 < A/V \leq 1,05$ $EP_{H+W} = 55 + 90(A/V) + \Delta EP$ $A/V > 1,05$ $EP_{H+W} = 149,5 + \Delta EP$	

Podejmowane czynności modernizacyjne powinny zmierzać do poprawy istniejącego stanu, poprzez obniżenie zużycia energii i kosztów ogrzewania budynków zarówno nowobudowanych jak i istniejących. Jest to szczególnie ważne w sytuacji Polski o silnie obciążonym środowisku przyrodniczym, gdzie ciągle ponad 60% mieszkań jest ogrzewanych węglem. Największy problem związany z energochłonnością jest w budyn-

kach sprzed 1986 r. (tabela 2), gdzie zapotrzebowanie na energię pierwotną wynosi powyżej 240 kWh/(m²rok) [2].

Tabela 2. Wartości EP dla budynków wybudowanych w Polsce w różnych okresach [2]

Table 2. The value of PE (prime energy) for buildings built in different periods in Poland

Okres budowy budynków	EP kWh/(m ² rok)
Budynki wybudowane przed 1986 r.	240÷280
Budynki wybudowane w latach 1986÷1992	160÷200
Budynki obecnie budowane	120÷160

W metodologii sporządzania świadectw charakterystyki energetycznej budynków to właśnie wskaźnik EP stanowi wielkość porównawczą z parametrem referencyjnym obliczonym według wytycznych zawartych w warunkach technicznych jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie. Nie bez znaczenia jest jednak i zapotrzebowanie na energię końcową. To właśnie wskaźnik EK (energii końcowej) informuje użytkownika o wielkości energii użytkowej, na podstawie której możemy oszacować koszty eksploatacyjne budynku. Ponadto w większości krajów Unii Europejskiej wartość wskaźnika EP pozwala na sklasyfikowanie obiektów do poszczególnych klas energetycznych. W Polsce na dzień dzisiejszy nie posiadamy takiego rozwiązania. Nie ma również obowiązku spełniania wymagań zawartych w świadectwie w przypadku kiedy wartości współczynników przenikania ciepła przegród zewnętrznych są zgodne z warunkami technicznymi. Przypuszcza się, że kolejne lata przyniosą zmiany w obecnym, krajowym ustawodawstwie i wzorem innych państw Unii wskaźnik EP nabierze znaczenia.

Zakłada się, że dopiero zastosowanie rozwiązań energooszczędnych, jak i wykorzystanie biomasy jako paliwa w układzie ogrzewania pozwala na spełnienie wymagań odnośnie referencyjnego wskaźnika zużycia energii i celem weryfikacji tego założenia przeprowadzono szereg symulacji komputerowych.

3. Metoda

Dla rzeczywistego budynku jednorodzinnego, parterowego z poddaszem użytkowym, niepodpiwniczonego, zbudowanego na planie wielokąta, krytego dachem dwuspadowym o powierzchni ogrzewanej 136,56 m² i kubaturze $V = 520 \text{ m}^3$ przeprowadzono szereg symulacji obliczeniowych (tabela 3). Parametrami stałymi dla wszystkich przypadków była powierzchnia budynku, pomieszczeń i przegród. Ponadto do obliczeń przyjęto temperaturą wewnętrzną równą 20°C (pokoje, komunikacja, pomieszczenia gospodarcze) i 24°C (łazienki). Budynek zamieszkiwany jest przez czteroosobową rodzinę. Parametrami zmiennymi była natomiast grubość izolacji przegród zewnętrznych (w tym dachu i podłogi), rodzaj instalacji grzewczej, wentylacyjnej i służącej do przygotowania ciepłej wody użytkowej. Podstawę analizy stanowiły wytyczne zawarte w metodologii dotyczącej sporządzania świadectw charakterystyki energetycznej, według których zapotrzebowanie na energię końcową związaną z ogrzewaniem $Q_{K,H}$ i przygotowaniem ciepłej wody użytkowej $Q_{K,W}$ wyznacza się z zależności:

$$Q_{K,H} = \frac{Q_{H,nd}}{\eta_g \cdot \eta_s \cdot \eta_d \cdot \eta_e} \left[\frac{kWh}{a} \right]$$

$$Q_{K,W} = \frac{Q_{W,nd}}{\eta_g \cdot \eta_s \cdot \eta_d \cdot \eta_e} \left[\frac{kWh}{a} \right]$$

gdzie:

$Q_{w,Nd}$, $Q_{H,Nd}$ – roczne zapotrzebowanie na energię końcową na potrzeby ogrzewania $Q_{H,Nd}$ lub ciepłej wody użytkowej $Q_{w,Nd}$,

η_g – sprawność wytwarzania,

η_s – sprawność akumulacji,

η_d – sprawność przesyłu,

η_e – sprawność wykorzystania i regulacji.

Natomiast zapotrzebowanie na energię pierwotną związaną z ogrzewaniem $Q_{P,H}$ i przygotowaniem ciepłej wody użytkowej $Q_{P,H}$:

$$Q_{P,H} = Q_{K,H} \cdot w_H + w_{el} \cdot E_{el,pom} \quad \left[\frac{kWh}{a} \right]$$

$$Q_{P,W} = Q_{K,W} \cdot w_W + w_{el} \cdot E_{el,pom} \quad \left[\frac{kWh}{a} \right]$$

gdzie:

w_H, w_{el}, w_W – współczynnik korekcyjny nośników energii,

$E_{el,pom}$ – energia pomocnicza, roczne zużycie energii elektrycznej do napędu pomp i układów sterowania w ocenianej instalacji.

$$EK = \frac{Q_K}{A_f} \quad \left[\frac{kWh}{m^2 \cdot a} \right] \quad Q_K = Q_{K,H} + Q_{K,W} \quad \left[\frac{kWh}{a} \right]$$

$$EP = \frac{Q_P}{A_f} \quad \left[\frac{kWh}{m^2 \cdot a} \right] \quad Q_P = Q_{P,H} + Q_{P,W} \quad \left[\frac{kWh}{a} \right]$$

gdzie:

A_f – powierzchni podłóg pomieszczeń ogrzewanych [m^2],

EK – wskaźnik zapotrzebowania na energię końcową,

EP – wskaźnik zapotrzebowania na energię pierwotną.

Wartość referencyjna obliczona została na podstawie współczynnika kształtu A/V_e (stosunek powierzchni przegród zewnętrznych ogrzewanych pomieszczeń do kubatury budynku po obrysie zewnętrznym)

$$0,2 < \frac{A}{V_e} \leq 1,05 \rightarrow EPH + W = 55 + 90 \cdot \left(\frac{A}{V_e} \right) + \Delta EP \quad \left[\frac{kWh}{m^2 \cdot a} \right]$$

$$\Delta EP = \frac{7800}{300 + 0,1 \cdot A_f} \quad \left[\frac{kWh}{m^2 \cdot a} \right]$$

W symulacjach obliczeniowych uwzględniono różne działania modernizacyjne i ich wpływ na uzyskany wskaźnik energii pierwotnej i końcowej zakładając, iż punktem wyjścia do obliczeń jest kocioł węglowy ze sterowaniem ręcznym.

Zaproponowano trzy grupy izolacyjności cieplnej przegród budowlanych dla omawianego obiektu poczynając od grupy zawierającej maksymalne, dopuszczalne współczynniki przenikania ciepła, przez wartości pośrednie, a na wartościach odpowiednich dla domów energooszczędnych kończąc (tabela 4).

Tabela 3. Warianty symulacji obliczeniowych
Table 3. Variants of the computational malingering

Wariant izolacji	Źródło ciepła	Wariant modernizacji
Izolacja 1	Kocioł węglowy	-
		+ wentylacja mechaniczna
		+ instalacja solarna
		+ wentylacja mechaniczna + instalacja solarna
	Kocioł gazowy	-
		+ wentylacja mechaniczna
		+ instalacja solarna
		+ wentylacja mechaniczna + instalacja solarna
	Kocioł gazowy kondensacyjny	-
		+ wentylacja mechaniczna
		+ instalacja solarna
		+ wentylacja mechaniczna + instalacja solarna
Kocioł na biomasę	-	
Izolacja 2	Kocioł węglowy	-
		+ wentylacja mechaniczna
		+ instalacja solarna
		+ wentylacja mechaniczna + instalacja solarna
	Kocioł gazowy	-
		+ wentylacja mechaniczna
		+ instalacja solarna
		+ wentylacja mechaniczna + instalacja solarna
	Kocioł gazowy kondensacyjny	-
		+ wentylacja mechaniczna
		+ instalacja solarna
		+ wentylacja mechaniczna + instalacja solarna
Kocioł na biomasę	-	
Izolacja 3	Kocioł węglowy	-
		+ wentylacja mechaniczna
		+ instalacja solarna
		+ wentylacja mechaniczna+ instalacja solarna
	Kocioł gazowy	-
		+ wentylacja mechaniczna
		+ instalacja solarna
		+ wentylacja mechaniczna + instalacja solarna
	Kocioł gazowy kondensacyjny	-
		+ wentylacja mechaniczna
		+ instalacja solarna
		+ wentylacja mechaniczna + instalacja solarna
Kocioł na biomasę	-	

Tabela 4. Warianty grup współczynników przenikania ciepła
Table 4. Variants of the heat transfer coefficient groups

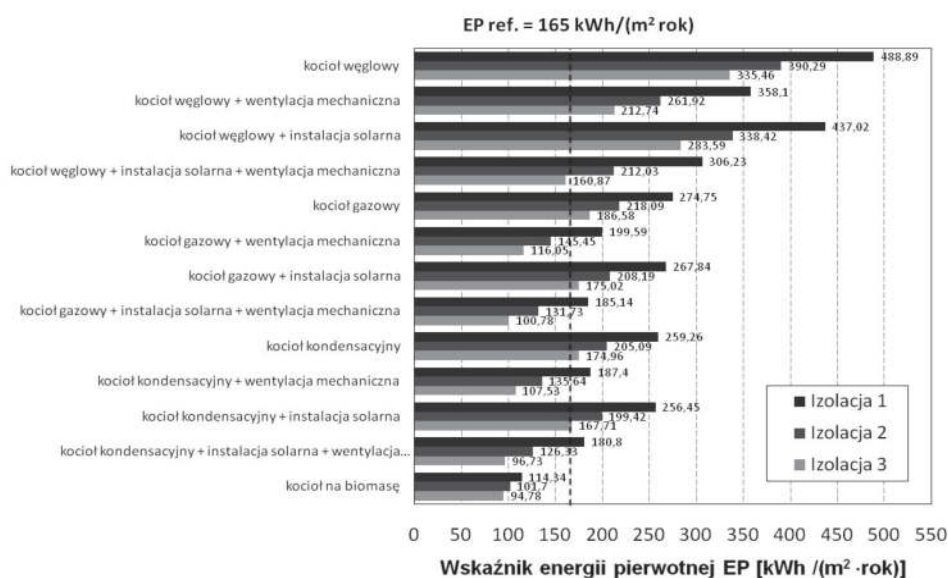
	U_{sz} W/(m ² K)	U_{dach} W/(m ² K)	U_{ok} W/(m ² K)		U_d W/(m ² K)	U_{pod} W/(m ² K)
			I, II, III*	IV, V*		
Izolacja 1	0,3	0,25	1,8	1,7	2,6	0,3
Izolacja 2	0,2	0,15	1,3	1,3	2	0,2
Izolacja 3	0,1	0,1	1,3	1,3	2	0,1

* – strefa klimatyczna

Obliczenia wykonano dla III strefy klimatycznej (Warszawa) przy założeniu najniższej sprawności danego źródła ciepła oraz regulacji miejscowej.

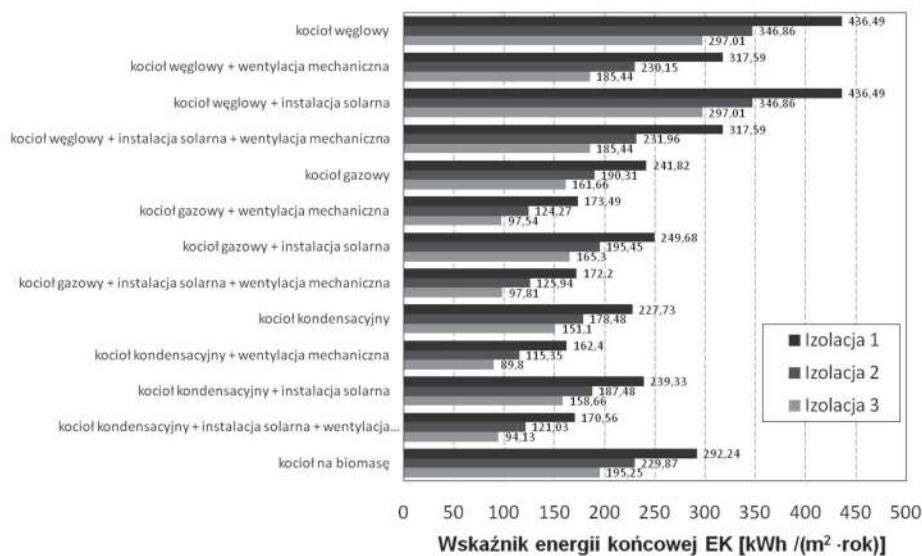
4. Dyskusja wyników

Dla budynku objętego analizą, obliczono wskaźnik referencyjny, według wzorów podanych w rozdziale trzecim. Obliczony wskaźnik wyniósł 165,37 kWh/(m²·rok) i stanowi poziom porównawczy dla wszystkich symulacji wariantowych.

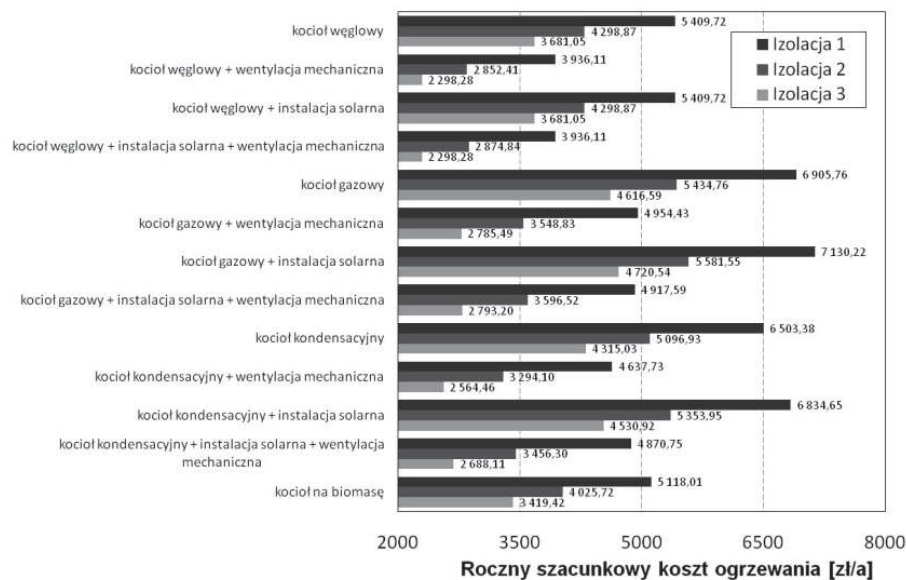


Rys. 1. Porównanie wskaźnika energii pierwotnej EP dla poszczególnych wariantów modernizacyjnych oraz grup izolacji

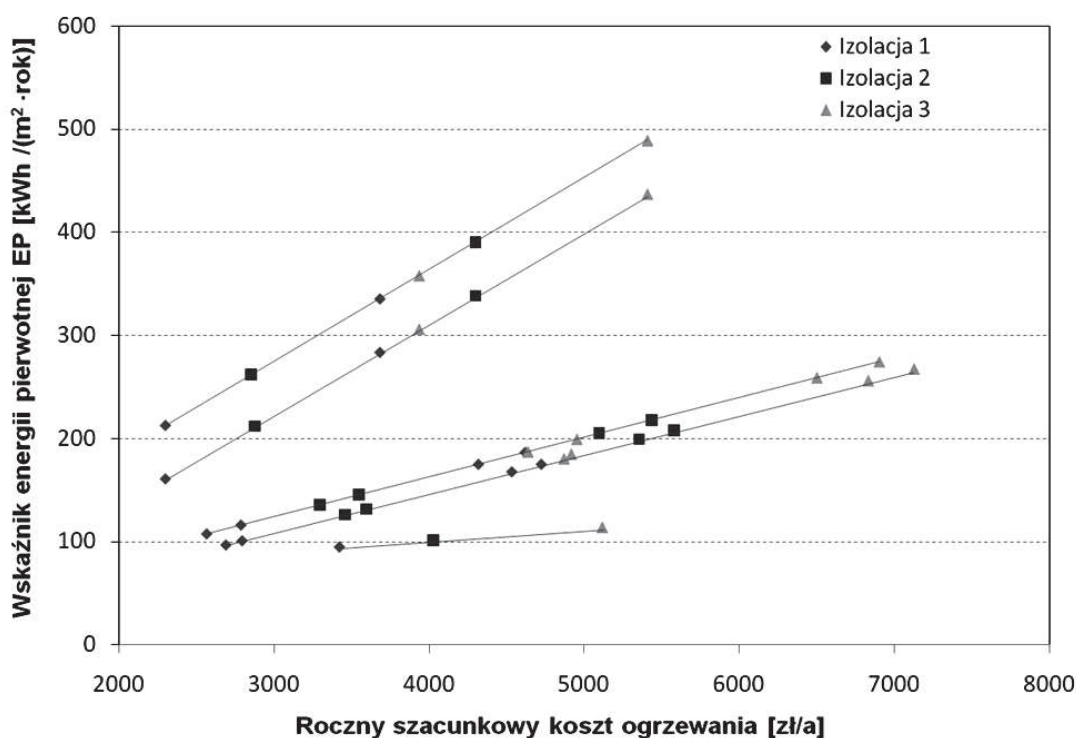
Fig. 1. Comparison of PE coefficient for individual modernisation variants and insulation groups



Rys. 2. Porównanie wskaźnika energii końcowej EK dla poszczególnych wariantów modernizacyjnych oraz grup izolacji
Fig. 2. Comparison of final energy coefficient (FE) for individual modernisation variants and insulation groups



Rys. 3. Zestawienie rocznego szacunkowego kosztu ogrzewania dla poszczególnych wariantów modernizacyjnych oraz grup izolacji
Fig. 3. Comparison of annual estimated cost of heating for individual modernisation variants and insulation groups



Rys. 4. Zależność pomiędzy rocznym szacunkowym kosztem ogrzewania a wartością wskaźnika energii pierwotnej EP

Fig. 4. Relationship between annual estimated cost of heating and PE coefficient

Na rysunku 1 porównano wskaźnik energii pierwotnej EP dla poszczególnych wariantów modernizacyjnych zestawionych w tabeli 3. Na rysunku 2 analogicznie przedstawiono uzyskane wartości wskaźnika energii końcowej EK. Jak wynika z rysunku 1 zmiana klasy izolacyjności budynku z Izolacja 1 na Izolacja 2 powoduje średnio obniżenie wskaźnika EP dla kotła węglowego, kotła gazowego i kotła kondensacyjnego o 20,5%, a dla kotła na biomasę o 11,1%. Zmiana grubości izolacji z wariantu Izolacja 2 na Izolacja 3 powoduje odpowiednio redukcję wskaźnika EP o 14,3% i 6,8%. Zastąpienie kotła węglowego kotłem gazowym obniża EP średnio o 44%, kotłem gazowym kondensacyjnym średnio o 47%, kotłem na biomasę o 73%. Poprzez zainstalowanie kolektorów słonecznych możemy uzyskać zredukowanie wielkości EP o 1,1÷15,5% w zależności od przyjętego źródła ciepła. Wprowadzenie wentylacji mechanicznej nawiewno-wywiewnej, z założoną sprawnością odzysku ciepła $\eta = 0,8$ umożliwia natomiast obniżenie wskaźnika energii pierwotnej od 27% do 39% w zależności od przyjętego źródła ciepła.

Porównując wartości EP i EK na rysunkach 1 i 2 widać wyraźnie, że w większości przypadków (poza kotłem opalonym biomasą) wraz ze spadkiem wartości EP odnotowano spadek wskaźnika EK.

Na rysunkach 3 i 4 wykazano, że szacunkowy roczny koszt ogrzewania zmniejszył się o 21,5% dla wszystkich rozwiązań źródła ciepła przy zmianie izolacyjności z Izolacja 1 na Izolacja 2 i o 15% z Izolacja 2 na Izolacja 3. Przy zastąpieniu kotła węglowego kotłem gazowym szacunkowy roczny koszt ogrzewania zwiększa się o odpowiednio o 26% i 18% oraz obniża się o 6% dla kotła opalanego biomasą. Natomiast instalacja solarna nie wpływa w sposób szczególny na obniżenie rocznego kosztu ogrzewania w przeciwieństwie do instalacji wentylacji mechanicznej nawiewno-wywiewnej z odzyskiem ciepła.

5. Podsumowanie

Pomimo założenia bardzo korzystnego współczynnika przenikania ciepła, jak dla budynków pasywnych, większość tradycyjnych rozwiązań instalacyjnych nie zapewnia uzyskania wielkości wskaźnika energii pierwotnej EP poniżej poziomu referencyjnego. Analizując zużycie energii budynków nie należy sugerować się tylko i wyłącznie wskaźnikiem EP, ale również zwrócić uwagę na wskaźnik EK, który uwzględnia wielkość energii użytkowej niezbędnej przy oszacowaniu kosztów eksploatacyjnych. W przypadku kotła na węgiel z instalacją wentylacji mechanicznej dla Izolacja 3 wskaźnik EP wynosi 212,74 kWh/(m²·rok) przy rocznym szacunkowym koszcie ogrzewania 2298 zł/rok. Dla porównania instalacja wyposażona w kocioł na biomasę dla wariantu Izolacja 1 i wskaźniku EP wynoszącym 114,34 kWh/(m²·rok) szacunkowy koszt ogrzewania będzie się kształtował na poziomie 5118 zł/rok.

Literatura

1. **Pérez-Lombard L., Ortiz J., Pout C.:** *A review ob buildings energy consumption information*, Energy and Buildings, No 40, 394÷398, 2008.
2. **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.
3. PN-64/B-03404 *Współczynniki przenikania ciepła k dla przegród budowlanych*

4. PN-74/B-02020 *Ochrona cieplna budynków. Wymagania i obliczenia*
5. PN-82/B-02020 *Ochrona cieplna budynków. Wymagania i obliczenia*
6. PN-91/B-02020 *Ochrona cieplna budynków. Wymagania i obliczenia*
7. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 6 listopada 2008 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie

Influence of Modernization Activities on Demand of Thermal Energy in Buildings

Abstract

European Union Member States, including Poland, undertaken efforts to fulfill Kyoto Protocol limitation and energy consumption and increased participation of renewable energy resources in the overall production. Building construction and exploitation is among the most energy consuming activities. Absorption of energy in buildings is limited by Directive 2002/91/EC, which regulates either existing buildings and directions of their improvement or new buildings to be designed.

In Poland guidelines from directive have been defined by package of legal acts, which includes the Ordinance of the Ministry of Infrastructure, issued January 21, 2008 regarding methodology of calculate characteristic of energy in buildings. This ordinance suggest, that index of primary energy EP compared with reference index evaluate power consumption in buildings.

Existing building (heated area $A_f = 136.56 \text{ m}^2$ and volume $V = 520 \text{ m}^3$) without basement, was considered for modernization decreasing energy consumption. As the starting point for the calculation was the coal-fired furnace controlled manually.

Three different insulation materials groups, distinct type of additional installations (i.e: solar and ventilation system with heat recovery coefficient $\eta = 0.8$) as well as three different energy sources and their combination were considered in simulations.

The impact of modernization activities on the primary energy index (EP), final energy index (EK) and estimated annual cost of total consumption of energy building was considered.

Based on simulations obtained that the change in isolation class building with isolation 1 to 2 causes an average rate of EP reduction for coal-fired furnace, gas furnace and condensing boiler of 20.5% and the biomass boiler by

11.1%. Changing the thickness of the isolation of the option 2 for Isolation 3 will be reducing respectively the rate of EP by 14.3% and 6.8%.

The final energy demand of buildings was used to calculate estimated annual cost because only EK index takes into account the size of usable energy. For example, in the case of the coal-fired furnace with the ventilation system and isolation 3 EP was 212.74 kWh / (m²·year) with an annual estimated cost of energy consumption 2298 zł/year. For comparison, the installation equipped with a biomass boiler and isolation 1 EP was 114.34 kWh / (m² ·year) but the estimated annual cost of energy consumption was 5118 zł/year.

Summarizing, only combination of biomass as a fuel and energy saving via proper insulation allows to achieve the reference index. Moreover reduction of EP index is not proper indicator of low annual cost of energy building consumption.



Zastosowanie wybranych metod oceny wpływu cyklu życia procesu produkcji flokulantu syntezowanego z odpadów żywicy fenolowo- formaldehydowej na jakość środowiska

Anna Henclik

*Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi
i Energią PAN, Kraków*

*Wioletta M. Bajdur
Politechnika Częstochowska*

1. Wstęp

W ostatnich latach prowadzone są prace badawcze dotyczące odzysku surowców z tworzyw polimerowych, w tym nad produkcją potencjalnych flokulantów (polielektrolitów) z odpadów poprodukcyjnych żywic fenolowo-formaldehydowych. Flokulanty stosowane są głównie w procesach oczyszczania ścieków przemysłowych i komunalnych, lecz mogą być wykorzystane w wielu procesach przemysłowych, m.in. flokulacji rud metali po wzbogaceniu w procesie flotacyjnym [1÷7]. Opracowując nowe technologie otrzymywania flokulantów, nie powinno pomijać się aspektu ekologicznego, biorąc pod uwagę dążenie do zrównoważonego rozwoju uwzględniającego potrzeby ochrony środowiska. Każda

działalność produkcyjna, a zwłaszcza otrzymywanie produktów chemicznych ma znaczący wpływ na środowisko. Wdrażanie nowych technologii, wymaga więc stosowania odpowiednich metod oceny uzyskanych efektów ekologicznych, a to może przyczynić się do wyższego poziomu ekologicznego produkcji [9]. Jedną z takich metod jest ocena cyklu życia produktu (*Life Cycle Assessment – LCA*), która umożliwia określenie oddziaływania projektowanej/wdrażanej technologii na środowisko w całym okresie cyklu życia. Ocena cyklu życia wg definicji Komisji Europejskiej [10] to proces zbierania i oceny danych „wejściowych” i „wyjściowych” oraz potencjalnego wpływu na środowisko w całym cyklu życia wyrobu (produkcja, użytkowanie i utylizacja). Zasady i wymagania dotyczące prowadzenia badań przy pomocy LCA zostały opisane przez Międzynarodowy Komitet Normalizacyjny w normach: PN-EN ISO 14040:2009 Zarządzanie środowiskowe – Ocena cyklu życia – Zasady i struktura oraz PN-EN ISO 14044 Zarządzanie środowiskowe – Ocena cyklu życia – Wymagania i wytyczne.

Zgodnie z założeniami zawartymi w normie ISO 14040, wyróżnia się cztery fazy prowadzenia oceny cyklu życia:

1. określenie celu i zakresu badań (wybór jednostki funkcjonalnej, granic systemu),
2. analiza zbioru wejść i wyjść (analiza procesu technologicznego, bilans strumieni przepływów surowców, energii i materiałów pomocniczych oraz bilans odpadów, a także identyfikacja potencjalnych źródeł ich powstawania),
3. ocena wpływu cyklu życia na środowisko (przekształcanie zebranych danych we wskaźniki kategorii wpływu lub kategorii szkody),
4. interpretacja (wnioski i weryfikacja wyników).

Trzecia faza oceny cyklu życia może być przeprowadzona z wykorzystaniem różnych metod, przykładowo *Eco-indicator 99* czy *ReCiPe*, najczęściej zaimplementowanych do programów komputerowych służących do badań LCA (*SimaPro*, *GaBi*). Ilość dostępnych metod do analiz LCA wskazuje na ciągły rozwój metodyki LCA, jednak w Europie najczęściej wybieraną metodą jest *Eco-indicator 99*.

W artykule przedstawiono wyniki badań procesu produkcji nowosyntezywanego polielektrolitu z odpadów poprodukcyjnych żywic fenolowo-formaldehydowych, wykorzystując trzy różne metody używane dla warunków europejskich.

2. Metodyka badań

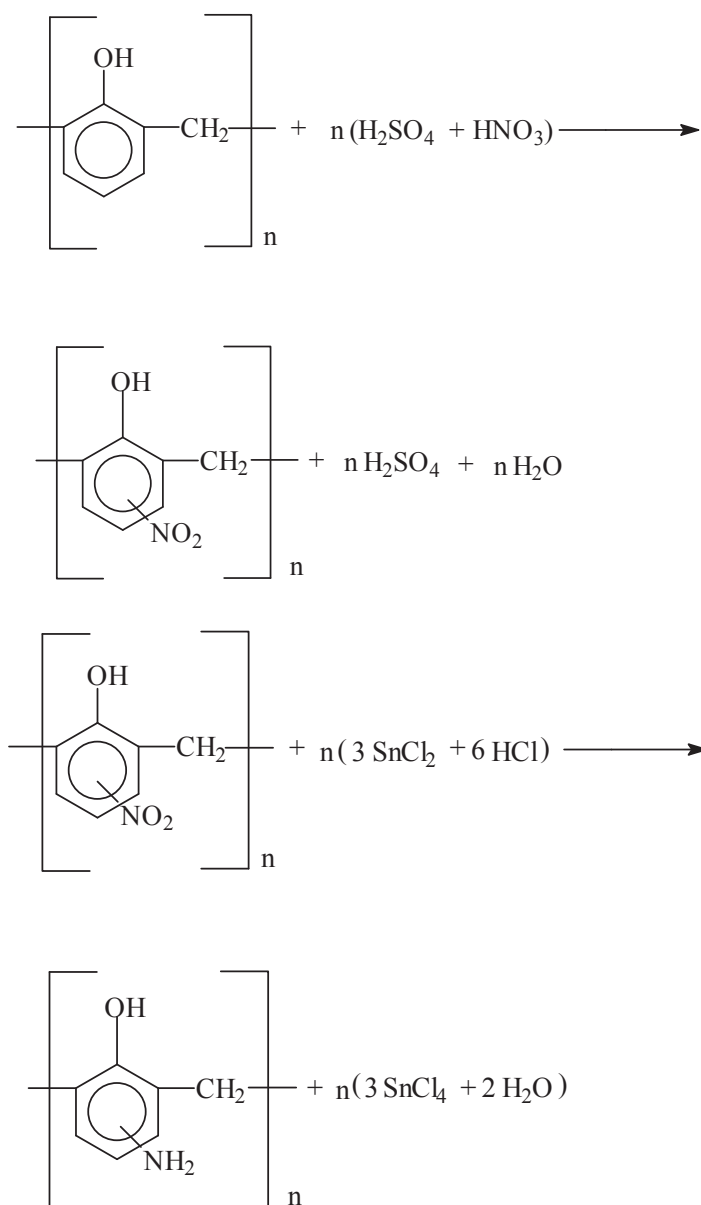
Podstawą do badań środowiskowych były badania technologiczne w skali ćwierć-technicznej, procesu wytwarzania pochodnych aminowych poprodukcyjnych odpadów żywicy fenolowo-formaldehydowej – nowolaku SE.

Aminową pochodną nowolaku SE otrzymano dwuetapowo (rys. 1):

1. przez nitrowanie nowolaku o budowie liniowej mieszaniną nitrującą: stężonym kwasem azotowym (V) i stężonym kwasem siarkowym (VI),
2. otrzymaną w ten sposób nitrową pochodną nowolaku poddano procesowi redukcji do pochodnej aminowej mieszaniną chlorku cyny (II) i wody oraz stężonego kwasu solnego.

Dla syntezowanej aminowej pochodnej odpadów poprodukcyjnych nowolaków SE przeprowadzono badania ich rozpuszczalności w typowych rozpuszczalnikach organicznych i wodzie, w temperaturze pokojowej i temperaturze wrzenia rozpuszczalnika. Stwierdzono, że produkty te są nierozpuszczalne w butanolu, kwasie octowym, izopropanolu, DMF-ie, ksylenie, cykloheksanolu i octanie etylu, pirydynie, toluenie, benzenie, nitrobenzenie, cykloheksanie, anilinie, dioksanie i wodzie. Ich nierozpuszczalność w wodzie, miała wpływ na badania przeprowadzone również w rozcieńczonych (3%-owych) roztworach KOH i NaOH. Stwierdzono, że aminowe pochodne odpadów poprodukcyjnych nowolaku SE i NS dobrze rozpuszczają się w tych roztworach. W związku z tym do badań przydatności syntezowanych pochodnych w procesach flokulacji zastosowano ich roztwory w rozcieńczonym wodnym roztworze KOH w postaci polielektrolitów.

Celem analizy było ustalenie wpływu na środowisko procesu modyfikacji odpadów poprodukcyjnych nowolaku SE. Do przeprowadzenia oceny cyklu życia (LCA) produkcji potencjalnego flokulantu, zaprojektowano linię technologiczną do produkcji nowego typu produktów. Założenia technologiczne produkcji nowego typu flokulantu stały się podstawą do stworzenia tablic inwentarzowych, na podstawie których określono potencjalny wpływ produktu na środowisko wykorzystując technikę LCA przy użyciu programu SimaPro.



Rys. 1. Równania reakcji chemicznej otrzymywania monomeru aminowej pochodnej nowolaku SE [5]

Fig. 1. Chemical reaction for obtaining an amine derivative monomer novolac SE [5]

Ocena cyklu życia (LCA) jest narzędziem pozwalającym na identyfikację, kwantyfikację i ocenę potencjalnego wpływu oraz na ustalenie sposobów poprawy jakości środowiska. Może ona być przeprowadzana przy wykorzystaniu różnych metod. Dla warunków europejskich, oprócz metody *Eco-indicator 99*, można stosować m.in. metody: *CML*, *IMPACT*

2002+, *ReCiPe* czy *EDIP*. Różnią się one kategoriami wpływu, jak również parametrami charakteryzowania tych samych kategorii, dlatego też, analizując dany proces uzyskuje się czasem znacznie rozbieżne wyniki. Różnice te powodowane są najczęściej wyborem innego mechanizmu środowiskowego. Wymagania i zalecenia dotyczące wyboru kategorii wpływu, jak również mechanizmów środowiskowych prezentowane są w normach ISO [11, 12].

Prezentowaną w pracy analizę wykonano z wykorzystaniem programu SimaPro, wybierając do badań trzy różne metody: *Eco-indicator 99*, *IMPACT 2002+* i *ReCiPe*.

W metodzie *Eco-indicator 99*, ocena podawana jest w punktach pośrednich (kategoriach wpływu) lub końcowych (kategoriach szkody), które wymienione zostały w tabeli 1.

Tabela 1. Kategorie szkody i wpływu w metodzie *Eco-indicator 99* [8]

Table 1. Categories of damage and impact in *Eco-indicator 99* method [8]

Kategoria szkody	Jednostka	Kategoria wpływu
Zdrowie ludzkie	DALY	Czynniki rakotwórcze
		Promieniowanie jonizujące
		Wpływ zw. nieorganicznych na układ oddechowy
		Wpływ zw. organicznych na układ oddechowy
		Zmiany klimatu
		Zubożenie warstwy ozonowej
Jakość ekosystemu	PDF·m ² ·rok	Ekotoksyczność
		Zagospodarowanie terenu
		Zakwaszanie / Eutrofizacja
Zużycie zasobów	Nadwyżka energii w MJ	Zużycie paliw kopalnych
		Zużycie surowców mineralnych

DALY – *Disability Adjusted Life Years* – lata życia dotknięte niepełnosprawnością,
 PDF·m²·rok – *Potentially Disappeared Fraction* – część gatunków potencjalnie zagrożona,
 MJ – megadžul.

Wymienione w tabeli 1 kategorie wpływu i szkód odnoszą się do różnych jednostek. Dla zastosowania bezwymiarowych stopni ważności, wynik pozbawia się wymiaru poprzez zastosowanie normalizacji. Kategorie szkód są normalizowane na poziomie europejskim (szkody spowo-

dowane przez jednego Europejczyka rocznie). Ostatnim etapem oceny wpływu cyklu życia na środowisko jest proces ważenia, w którym wyniki z normalizacji mnoży się przez odpowiednie współczynniki ważności. Obliczenia w stosowanej w niniejszej analizie wersji *Eco-indicator 99* prowadzone są na podstawie średniej perspektywy czasowej.

Metoda *ReCiPe* ma na celu połączenie stosowanych do tej pory metod (głównie *Eco-Indicator 99* i *CML*) i ustalenie ich wspólnych ram. Łączy ona punkty pośrednie z punktami końcowymi. Kategorie wpływu i szkody dla omawianej metody przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Kategorie szkody i wpływu w metodzie *ReCiPe* [13]

Table 2. Categories of damage and impact in *ReCiPe* method [13]

Kategoria szkody	Jednostka	Kategoria wpływu
Zdrowie ludzkie	DALY	Promieniowanie jonizujące
		Toksyczność dla ludzi
		Tworzenie się cząstek stałych (pyłu)
		Tworzenie się fotochemicznych utleniaczy
		Zmiany klimatu
		Zubożenie warstwy ozonowej
Jakość ekosystemu	Gatunek/rok	Ekotoksyczność (dla wód i lądowa)
		Eutrofizacja
		Zagospodarowanie terenu (zajmowanie oraz przekształcanie)
		Zakwaszanie
		Zmiany klimatu
Zużycie zasobów	\$	Zużycie paliw kopalnych
		Zużycie surowców metalicznych

DALY – *Disability Adjusted Life Years* – lata życia dotknięte niepełnosprawnością,

Gatunek/rok – wymiaranie gatunków w okresie roku,

\$ – wzrost kosztów wynikający z wydobywania zasobów (w dolarach).

W metodzie *IMPACT 2002+* również zaproponowano połączenie dwóch metod – *CML* i *Eco-indicator 99* i pogrupowano podobne kategorie punktów pośrednich do punktów końcowych. Rozbudowano ponadto niektóre kategorie wpływu (tabela 3).

Tabela 3. Kategorie szkody i wpływu w metodzie *Impact 2002+* [13]**Table 3.** Categories of damage and impact in *Impact 2002+* method [13]

Kategoria szkody	Jednostka	Kategoria wpływu
Zdrowie ludzkie	DALY	Czynniki rakotwórcze
		Czynniki nierakotwórcze
		Promieniowanie jonizujące
		Wpływ zw. nieorganicznych na układ oddechowy
		Wpływ zw. organicznych na układ oddechowy
		Zubożenie warstwy ozonowej
Jakość ekosystemu	PDF·m ² ·rok	Ekotoksyczność (dla wód i lądowa)
		Eutrofizacja
		Zagospodarowanie terenu
		Zakwaszanie
Zmiany klimatu	kg równ. CO ₂	Globalne ocieplenie
Zużycie zasobów	Energia pierwotna w MJ	Eksploatacja surowców mineralnych
		Energia nieodnawialna

DALY – *Disability Adjusted Life Years* – lata życia dotknięte niepełnosprawnością, PDF·m²·rok – *Potentially Disappeared Fraction* – część gatunków potencjalnie zagrożona, MJ – megadžul.

Metody *ReCiPe* i *IMPACT 2002+* są połączeniem dwóch najbardziej znanych metod oceny wpływu cyklu życia: *CML* i *Eco-Indicator 99*. Różnicę pomiędzy nimi stanowi m.in. sposób podejścia do kategorii szkody „zużycie zasobów”. W metodzie *IMPACT 2002+* jednostką jest wielkość energii pierwotnej w MJ, natomiast w metodzie *ReCiPe* wzrost kosztów wynikający z wydobywania zasobów (w dolarach).

3. Analiza wyników badań

Dla wytworzonego nowego typu flokulantu przeprowadzono ocenę potencjalnego wpływu jego produkcji na środowisko. Analizę LCA wykonano przy wykorzystaniu programu SimaPro. Za jednostkę funkcjonalną przyjęto 100 kg aminowej pochodnej nowolaku SE. Założono, iż jest to dzienna wielkość produkcji. W pierwszej kolejności przeanalizowano

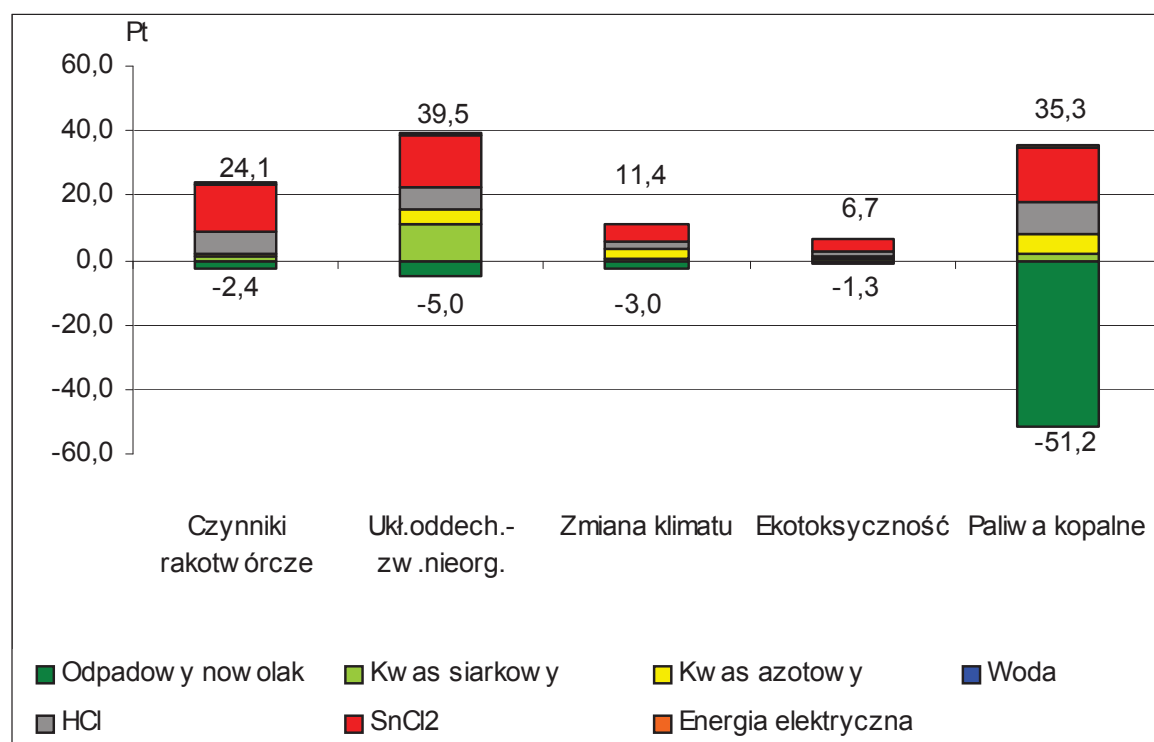
zowano wpływ produkcji na środowisko metodą *Eco-indicator 99* (rysunek 2), następnie *ReCiPe* (rysunek 3) i *IMPACT 2002+* (rysunek 4).

W opisie uzyskanych wyników pominięto kategorie wpływu, których udział w całości wpływu jest mniejszy niż 5%. Wyniki przedstawione zostały w tzw. Ekopunktach (Pt), tzn. jednostkach obliczonych jako stosunek całkowitego obciążenia środowiska (np. emisje, zużycie surowców) w Europie do liczby mieszkańców, pomnożony następnie przez 1000. W ten sposób 1000 Pt odpowiada rocznemu obciążeniu środowiska przez przeciętnego mieszkańca Europy (i przypadającego na 1 mieszkańca Europy).

Analiza wyników zastosowanej metody *Eco-indicator 99* (rysunek 2) pozwoliła stwierdzić, że największy potencjalny negatywny wpływ na środowisko, podczas procesu produkcji ma użycie do niej chlorku cyny oraz (w dużo mniejszym stopniu) kwasu solnego. Pozytywny wpływ na środowisko ma wykorzystanie odpadów poprodukcyjnych żywic fenolowo-formaldehydowych. Wykorzystanie odpadów polimerowych pozwala nie tylko na ich redukcję w środowisku, ale przede wszystkim na zachowanie (zaoszczędzenie) paliw kopalnych, które należało by zużyć do produkcji nowolaków. Jednak sumarycznie produkcja aminowej pochodnej nowolaku SE ma negatywny wpływ na środowisko ze względu na duże zużycie chlorku cyny oraz kwasów nieorganicznych używanych do nitrowania i redukcji nowolaku. Zużycie to wynosi około 400 kg dla SnCl_2 oraz kwasów siarkowego i solnego na 100 kg otrzymanego flokulantu.

Podczas cyklu życia produkcji aminowej pochodnej nowolaku SE, do środowiska emitowane są substancje chemiczne. Są to głównie emisje do powietrza tlenków siarki i azotu oraz pyłów, powstające głównie przy produkcji SnCl_2 oraz kwasów nieorganicznych. Należy nadmienić, iż cykl życia obejmuje również etap produkcji substancji używanych do produkcji flokulantu, tj. kwasów siarkowego, azotowego i solnego, chlorku cyny i energii elektrycznej.

Sumaryczny wpływ na środowisko produkcji aminowej pochodnej nowolaku SE, przy użyciu metody *Eco-Indicator 99*, wynosi 61,4 Pt.



Rys. 2. Zastosowanie metody *Eco-Indicator 99* do analizy produkcji 100 kg aminowej pochodnej nowolaku SE

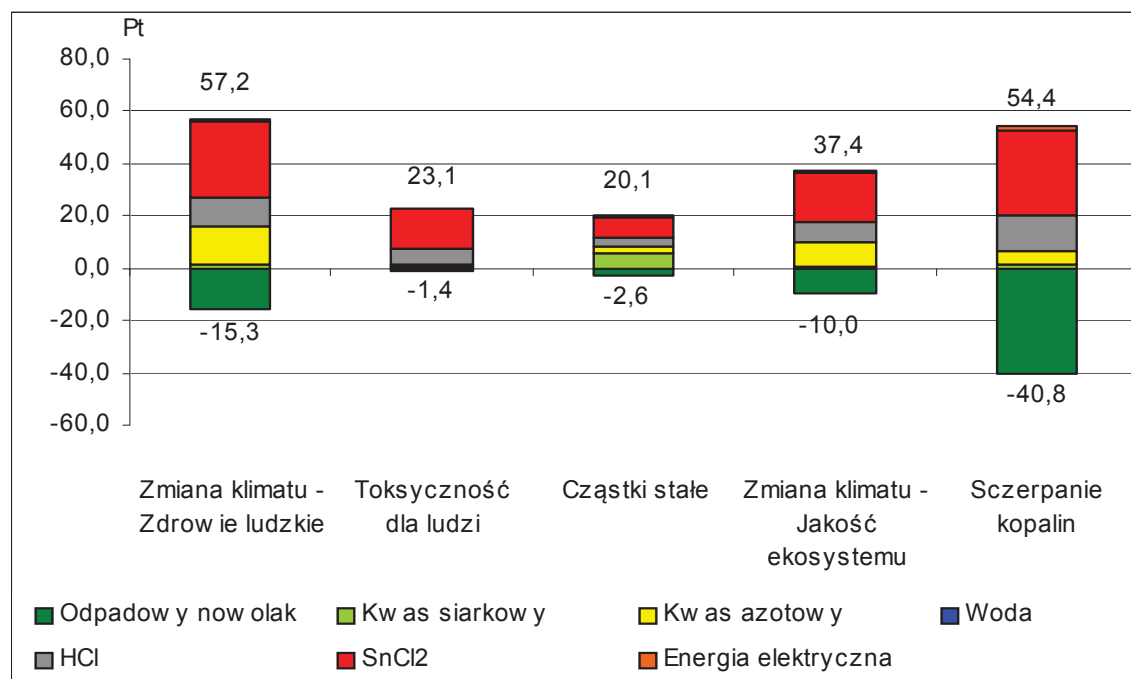
Fig. 2. Application of *Eco-Indicator 99* method for analysis of production of 100 kg amine derivative novolac SE

Kolejną metodą wykorzystaną do oceny wpływu jest *ReCiPe* (rysunek 3). Dominujący negatywny wpływ na środowisko wynika z użycia podczas produkcji: chlorku cyny oraz kwasów solnego i azotowego. Pozytywny wpływ na środowisko związany jest z wykorzystaniem do produkcji odpadów żywic fenolowo-formaldehydowych. Nie niweluje to jednak szkód środowiskowych powstających podczas produkcji pochodnej aminowej nowolaku SE. Związkiem mającym największy negatywny wpływ podczas produkcji flokulantu w całym jego cyklu życia, a więc gdy włączone zostaną cykle życia używanych do produkcji związków chemicznych, jest kwas solny. Jest on wykorzystywany w bezpośredniej produkcji omawianego flokulantu oraz do produkcji chlorku cyny.

Emisjami powodującymi potencjalne zagrożenie dla środowiska w poszczególnych kategoriach wpływu są:

- dla zmian klimatu: CO₂ i N₂O,

- w przypadku toksyczności dla ludzi: emisja manganu i arsenu do wody, powstająca głównie podczas unieszkodliwiania odpadów poprzemysłowych oraz podczas produkcji energii elektrycznej,
- dla tworzenia się cząstek stałych – tlenki siarki i azotu oraz pyły,
- dla kopalni – wyczerpanie zasobów gazu ziemnego, ropy naftowej i węgla kamiennego.



Rys. 3. Zastosowanie metody *ReCiPe* do analizy produkcji 100 kg aminowej pochodnej nowolaku SE

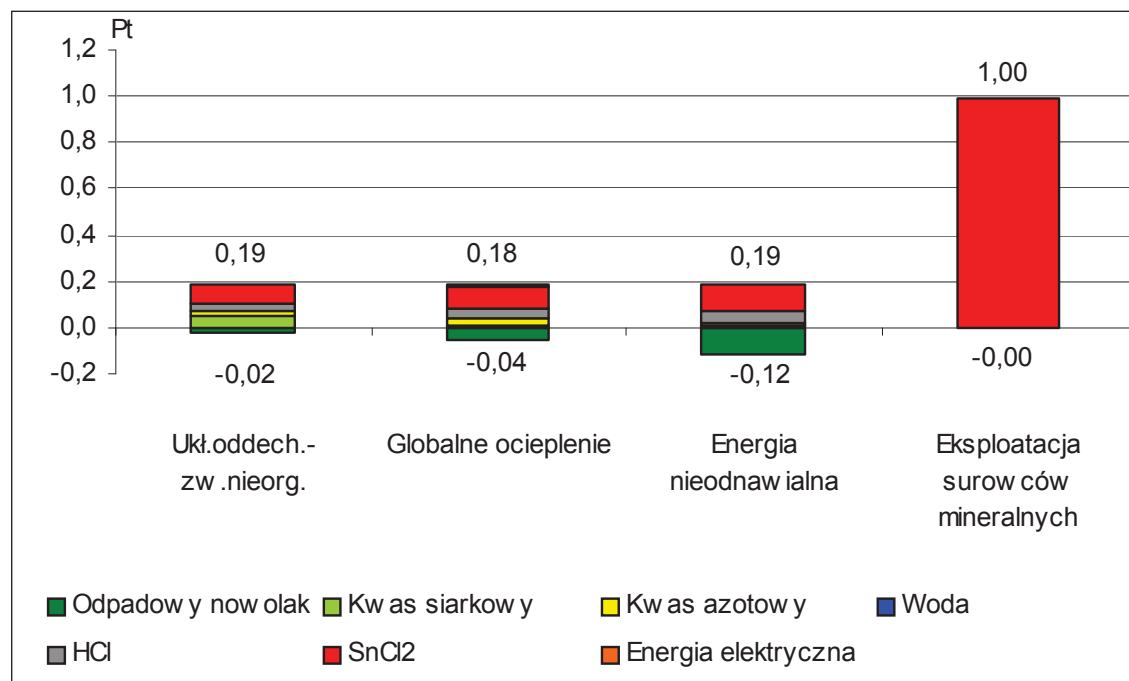
Fig. 3. Application of *ReCiPe* method for analysis of production of 100 kg amine derivative novolac SE

Sumaryczny wpływ na środowisko produkcji aminowej pochodnej nowolaku SE przy wykorzystaniu metody *ReCiPe* to 125,4 Pt.

Ostatnią metodą wykorzystaną do analizy jest *Impact 2002 +* (rysunek 4). W tym przypadku około 85% wielkości wpływu na końcowe wyniki ma użycie do produkcji chlorku cyny. W wynikach zaznacza się również pozytywny wpływ użytego do produkcji odpadu poprodukcyjnego żywicy fenolowo-formaldehydowej, lecz jest on niewielki.

Na kategorię wpływu dotyczącą eksploatacji surowców mineralnych wpływ ma wydobycie cyny, jako surowca do otrzymania chlorku cyny.

Sumaryczny wpływ na środowisko produkcji aminowej pochodnej nowolaku SE, przy użyciu metody *Impact 2002+* wynosi 1,4 Pt.



Rys. 4. Zastosowanie metody *Impact 2002+* do analizy produkcji 100 kg aminowej pochodnej nowolaku SE

Fig. 4. Application of *Impact 2002+* method for analysis of production of 100 kg amine derivative novolac SE

4. Podsumowanie i wnioski

Przeprowadzona przy wykorzystaniu metod *Eco-indicator 99*, *ReCiPe* i *Impact 2002+* analiza LCA procesu produkcji aminowej pochodnej nowolaku SE wykazała duże rozbieżności w otrzymanych wynikach (61,4 Pt, 125,4 Pt i 1,4 Pt). Wynika to przede wszystkim z różnych okresów lat dla etapu normalizacji oraz różnych technik ważenia w poszczególnych metodach. Dlatego też w normach ISO nie rekomendowane jest podawanie wyników po etapie ważenia, jednak mogą być one wykorzystane w interpretacji wyników analizy wrażliwości itp. Duże rozbieżności w wynikach końcowych, sugerują, iż przyczyną może być też wykorzystanie różnych parametrów charakteryzowania dla tych samych kategorii wpływu w stosowanych metodach, np. w metodzie *Eco-indicator 99* dla kategorii wpływu *zmiana klimatu* dla emisji CO₂ para-

metr ten ma wartość 0,00000021 DALY/kg, a w metodzie *ReCiPe* 0,0000014 DALY/kg, czyli dla tej ostatniej ma prawie 7 razy większą wartość, co może mieć odzwierciedlenie w wynikach końcowych. Analiza LCA może być wykorzystana do identyfikacji etapu produkcji czy substancji stanowiących największe zagrożenie dla środowiska.

We wszystkich zastosowanych metodach czynnikiem wpływającym na jakość środowiska jest przede wszystkim chlorek cyny. Wynika to z użycia do jego produkcji cyny metalicznej, kwasu solnego oraz energii elektrycznej. Znaczący jest też wpływ kwasu solnego na środowisko, który wykorzystywany w bezpośredniej produkcji omawianego flokulantu oraz do produkcji chlorku cyny.

Zagospodarowanie poprodukcyjnych odpadów jest zgodne z wytycznymi polityki Unii Europejskiej dotyczącymi zapobiegania ich powstawaniu, stosowania recyklingu, aby zredukować ich negatywne oddziaływanie na środowisko. Odpady stają się w ten sposób substytutem naturalnych surowców. Mimo stosowania powyższych wytycznych w analizie, problemem produkcji aminowej pochodnej nowolaku SE wydaje się być duże zużycie reagentów. Wyprodukowanie 1 Mg flokulantu wymaga zużycia ponad 4 Mg kwasu siarkowego, ok. 1,6 Mg kwasu azotowego, 4,8 Mg kwasu solnego, około 4 Mg chlorku cyny oraz 3 Mg wody. Ich negatywnego wpływu na środowisko nie niweluje wykorzystanie 1,5 Mg odpadów poprodukcyjnych żywic fenolowo-formaldehydowych.

Wybór metody badań powinien zależeć (i być dokonany) od celów określonych w I etapie badań LCA.

Istnienie rozbieżnych wyników świadczy o rozwoju i udoskonalaniu metodyki LCA. Intensywne prace nad harmonizacją metod są prowadzone m.in. pod auspicjami JRC Ispra.

Literatura

1. **Bajdur W. M., Pajączkowska J., Makarucha B., Sułkowska A., Sułkowski W.:** *Effective polyelectrolytes synthesis from expanded polystyrene wastes*, *European Polymer Journal*, 38, 299÷304. 2002.
2. **Bajdur W. M., Sułkowski W.:** *Polyelectrolytes from NS nowolak production waste*, *Journal of Applied Polymer Science*, 89, 11, 3000÷3005. 2003.
3. **Bajdur W. M., Sułkowski W.:** *Application of Modified Wastes from Phenol-Formaldehyde Resin and Expanded Polystyrene in Sewage Treatment Processes*, *Macromolecular Symposia*, 202, 1, 325÷337. 2003.

4. **Bajdur W. M., Sułkowski W.:** *Możliwości wykorzystania modyfikowanych odpadów żywicy fenolowo-formaldehydowej w technologiach oczyszczania ścieków przemysłowych*, Przemysł Chemiczny, 82, 825÷828. 2003.
5. **Bajdur W.M.:** *Właściwości flokulacyjne pochodnych sulfonowych i aminowych odpadów polistyrenu i żywicy fenolowo-formaldehydowych*, praca doktorska, niepublikowana. Katowice 2000.
6. **Bajdur W.M.:** *Possible application of modified wastes of phenol-formaldehyde resins*, (red. Heberstreit C., Kudełko J. Kulczycka J.), *A sustainable Supply of Minerals for Europe-from waste to resources*, Wrocław, Wyd. KGHM CUPRUM, 29÷37. 2007.
7. **Inagaki Y., Kiuchi S.:** *Converting waste polystyrene into a polymer flocculant for wastewater treatment*, *J Mater Cycles Waste Manag.*, 3, 14÷19, 2001.
8. **Goedkoop M., Spriensma R.:** *Eko-indicator 99 methodology report. Pre Consultants b.v., Amersfoort, The Netherlands 2001.*
9. **Kowalski Z., Kulczycka J.:** *Czyste technologie i oceny cyklu życia (LCA) jako elementy zrównoważonego rozwoju*, Przemysł Chemiczny, 85, 8-9 1031÷1034, 2006.
10. <http://lca.jrc.ec.europa.eu>
11. PN-EN ISO 14040:2009 Zarządzanie środowiskowe – Ocena cyklu życia – Zasady i struktura, PKN, Warszawa 2009.
12. PN-EN ISO 14044:2009 Zarządzanie środowiskowe – Ocena cyklu życia – Wymagania i wytyczne, PKN, Warszawa 2009.
13. SimaPro, *Pre Consultants.*

Application of Selected Methods of *Life Cycle Assessment* to Judgment of Environmental Hazard of Production Process of Flocculant Synthesized from Waste Phenol-formaldehyde Resin

Abstract

This article describes the influence of the production process of a new type of flocculant obtained from the post-production waste of phenol-formaldehyde resin on the quality of environment. Flocculants, used mainly in the processes of treatment of industrial and municipal wastewater, may also be employed in numerous industrial processes, such as thickening of suspensions in the processing of zinc and copper, carbon thickening and filtration, flocculation of ores after enrichment during the flotation process. Implementation of new technologies requires application of adequate methods for assessing the obtained ecological effects, which may contribute towards a higher ecological

level of production. One of the methods which allows to determine the impact of a designed/implemented technology on the environment throughout the entire life cycle is the *LCA – Life Cycle Assessment*.

The basis for the environmental research was the bench-scale technological research of the production process of amine derivatives of post-production waste of phenol-formaldehyde resin – SE novolac.

The purpose of the analysis was to determine the environmental impact of the process of modification of post-production waste of SE novolac. In order to perform the LCA of the production of a potential flocculant, a production line was designed for the production of a new type of goods. The technological assumptions for the production of a new type of flocculant served as the basis for producing inventory tables on the basis of which a potential environmental impact of the product was determined, by application of the LCA, with the use of the SimaPro software, selecting three different methods of analysis: *Eco-indicator 99*, *IMPACT 2002+*, and *ReCiPe*. The functional unit was assumed to be 100 kg of amine derivative of SE novolac, as this was presumed to be the daily amount of production.

Conducted with the application of the *Eco-indicator 99*, *ReCiPe* and *Impact 2002+* methods, the LCA of the production process of amine derivative of SE novolac showed high variance in the results obtained, which is caused by different amounts of years for the normalization stage, as well as different weighing techniques in individual methods. This is why the ISO standards do not recommend announcing any results after the weighing stage. Such results may, however, be used in interpreting results of a sensitivity analysis, etc. High discrepancies in the final results suggest that the cause may well be the application of different characterization parameters for the same categories of influence in the applied methods.

In all the methods applied, the factor influencing the environment is chiefly tin chloride. This is due to the fact that tin metal, hydrochloric acid, and electricity are used in its production. The environmental impact of hydrochloric acid is also considerable, as it is used in direct production of the discussed flocculant and of tin chloride.

The analysis showed that the production of amine derivative of SE novolac involves high levels of reagents. Producing 1 Mg of flocculant requires the use of over 4 Mg of sulphuric acid, approx. 1.6 Mg of nitric acid, 4.8 Mg of hydrochloric acid, approx. 4 Mg of tin chloride, and 3 Mg of water. Their negative environmental impact is not reduced by using 1.5 Mg of post-production waste of phenol-formaldehyde resins.

Variance in the results is also a proof of development and improvement of the LCA methodology.



Szacowanie wskaźnika wytwarzania odpadów zawierających azbest na obszarach wiejskich wybranych gmin

*Beata Kłojzy-Karczmarczyk, Said Makoudi
Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi
i Energią PAN, Kraków*

1. Wprowadzenie

Produkcja wyrobów budowlanych z zastosowaniem azbestu obejmowała w Polsce, przede wszystkim, płyty i rury azbestowocementowe. Płyty stosowane były szeroko jako pokrycia dachowe w budynkach jednorodzinnych lub elewacje, a rury do wykonywania instalacji wodociągowych i kanalizacyjnych oraz jako przewody komińowe i zsypy w budynkach wielokondygnacyjnych. Powszechnie stosowane w Polsce w latach 70. XX wieku, faliste i płaskie płyty azbestowocementowe, należą do materiałów tzw. „twardych”, które zawierają poniżej 20% azbestu. Są to wyroby słabo pyłące, charakteryzujące się dużym stopniem zwięzłości włókien azbestu oraz dużym udziałem spoiwa, głównie cementowego. Źródłem znaczących emisji pyłu azbestowego są przede wszystkim tzw. wyroby „miękkie”, stosowane wewnątrz pomieszczeń w postaci izolacji cieplnej, dodatków do materiałów wykoń-

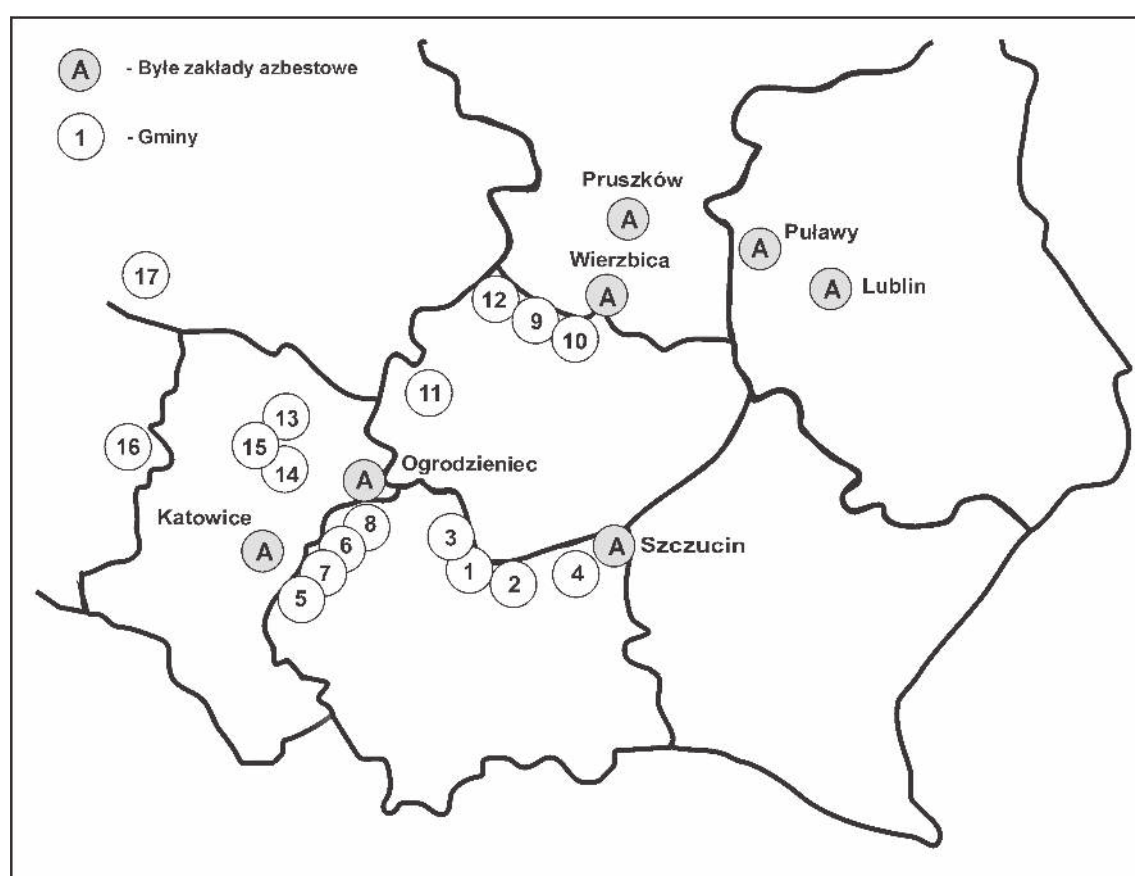
czeniuowych, farb i lakierów. Jednak wyroby „twarde” także mogą stwarzać niebezpieczeństwo dla zdrowia ludzi i środowiska, na skutek uwalniania włókien (fibryli) do powietrza w wyniku mechanicznego niszczenia (m.in. rozbijania, zrzucania, cięcia, wiercenia czy szlifowania materiałów zawierających azbest) [1, 2, 5÷7].

Wprowadzenie ustawy o zakazie stosowania wyrobów z udziałem azbestu oraz stosownych rozporządzeń, zapoczątkowało proces ich usuwania z terytorium Polski [3, 8, 9]. W najbliższych latach wyroby zawierające azbest wbudowane w poszczególnych obiektach będą sukcesywnie usuwane, stając się w konsekwencji odpadem niebezpiecznym. Istotnym zagadnieniem jest problematyka usuwania wyrobów zawierających azbest z poszczególnych obiektów w sposób niezagrażający zdrowiu ludzi i czystości środowiska. Podstawowe ogniska zanieczyszczenia azbestem związane z działalnością człowieka to obiekty i tereny, gdzie produkowano i magazynowano wyroby zawierające azbest, „dzikie wysypiska” odpadów zawierających azbest oraz nieruchomości, w których użytkowane są wyroby z udziałem azbestu o naruszonej strukturze a w szczególności, gdy są one nieprawidłowo usuwane.

W celu podjęcia działań związanych z usuwaniem azbestu konieczne jest w miarę dokładne określenie ilości wyrobów zawierających azbest nagromadzonych m.in. na obszarach poszczególnych gmin. Zagadnienie to wymaga prowadzenia szczegółowej inwentaryzacji, przeprowadzonej zgodnie z wymogami prawa [3, 4]. Inwentaryzacja prowadzona w warunkach rzeczywistych jest oczywiście najdokładniejszą metodą określenia ilości wyrobów azbestowych, jednak wymaga dużego zaangażowania. Istotnym zagadnieniem jest, zatem określenie wskaźnika obrazującego ilość wyrobów zawierających azbest na obszarach gmin, co będzie pomocnym narzędziem w rozpoznawaniu skali wytwarzania odpadów azbestowych aż do roku 2032 [8, 9]. Ze względu na uwarunkowania obszarów miejskich oraz wiejskich, konieczne jest odmienne szacowanie wskaźników wytwarzania odpadów dla poszczególnych obszarów. Obserwacje prowadzone w ostatnich latach przez autorów pracy [3] pozwoliły na oszacowanie potencjalnego wskaźnika wytwarzania odpadów zawierających azbest na obszarach wiejskich wybranych województw.

2. Występowanie azbestu na obszarach wiejskich wybranych gmin

W latach 2005÷2010 autorzy pracy uczestniczyli w inwentaryzacji wyrobów na obszarze 17 gmin (w tym 7 gmin o charakterze typowo wiejskim, pozostałe to gminy o charakterze miejsko-wiejskim). Analizowane gminy zlokalizowane są na obszarze 5 województw (rys. 1): małopolskiego (8 gmin), świętokrzyskiego (4 gminy), śląskiego (3 gminy) oraz łódzkiego (1 gmina) i opolskiego (1 gmina).



Rys. 1. Lokalizacja gmin, dla których szacowano wskaźniki wytwarzania odpadów zawierających azbest

Fig. 1. Location of communes, for which asbestos containing waste generation indexes were determined

Po kilku latach obowiązywania „Programu usuwania azbestu i wyrobów zawierających azbest stosowanych na terytorium Polski”[9], należy stwierdzić, że na terenie gmin, szczególnie na obszarach wiejskich, gdzie przeważa budownictwo jednorodzinne znajduje się jeszcze duża ilość obiektów z wbudowanymi materiałami zawierającymi azbest. Obiekty te, to głównie budynki mieszkalne i gospodarcze z dachami pokrytymi płytami azbestowo-cementowymi (płyty faliste i płyty płaskie typu „caro”), rzadziej elewacje.

W zakresie oceny stanu wbudowanych wyrobów azbestowych, wśród zinwentaryzowanych w 17 gminach obiektów mieszkalnych, gospodarczych oraz innych obiektów należących do gmin, firm i innych instytucji, ogółem do pierwszego stopnia pilności usuwania zaklasyfikowano 18,4%, do drugiego stopnia pilności – 29,4% i do trzeciego stopnia – 52,2% wyrobów zawierających azbest. Ocenę stanu wbudowanych wyrobów azbestowych z podziałem na trzy stopnie pilności przeprowadzono zgodnie z obowiązującymi wymogami prawnymi (w trakcie prowadzenia prac inwentaryzacyjnych – załącznik do rozporządzenia z roku 2004; Dz.U. nr 71, poz. 649; obecnie ze zmianami z roku 2010, Dz.U. nr 162, poz. 1089). Należy zaznaczyć, że do pierwszego stopnia pilności należą wyroby o zdecydowanie naruszonej strukturze, które wymagają niezwłocznego usunięcia lub zabezpieczenia, natomiast do trzeciego stopnia należą wyroby o strukturze praktycznie niezniszczonej, ale które wymagają ponownej oceny po kilku latach.

Wyniki przeprowadzonej oceny stanu wykazują, że przynależność wyrobów zawierających azbest do danego stopnia pilności nie zależy od miejsca ich występowania, lecz od rodzaju wyrobu, czasu ich użytkowania i sposobu konserwacji. Informacje dotyczące sposobu prowadzenia inwentaryzacji oraz oceny i wyników badań terenowych zestawiono we wcześniejszych pracach z udziałem autorów [3, 4].

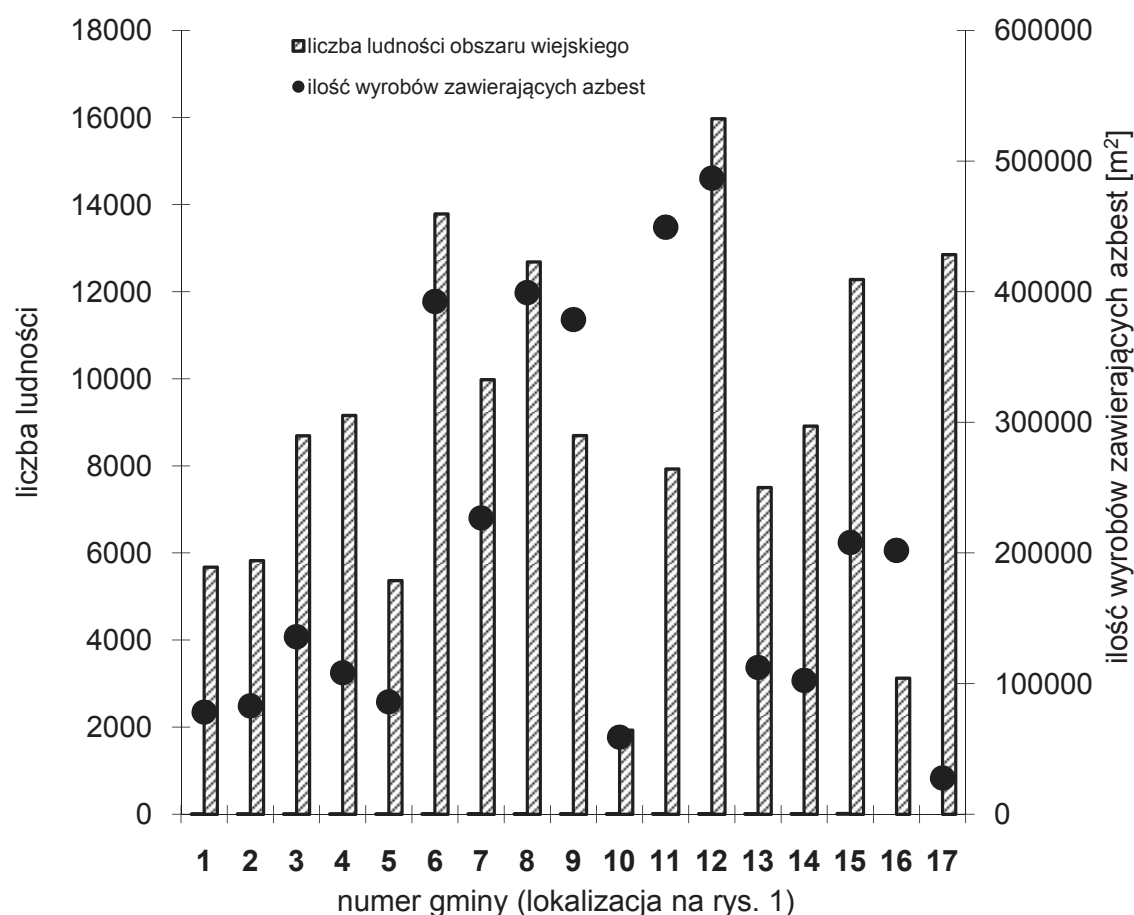
Generalnie ilość wyrobów zawierających azbest wbudowana w budynkach zlokalizowanych na obszarach wiejskich jest uzależniona od liczby ludności zamieszkującej te obszary, a tym samym od ilości budynków na obszarze gminy, co zostało zestawione na rysunku 2. Wśród 17 wyróżnionych obszarów wiejskich poszczególnych gmin tylko w dwóch przypadkach (gmina 16 oraz 17) nie obserwuje się zależności ilości występowania wyrobów zawierających azbest od ilości mieszkańców obszaru wiejskiego. Są to gminy, które jako pojedyncze zostały zinwentaryzowane na obszarze województwa opolskiego oraz łódzkiego.

Wybrany do badań obszar wiejski z województwa opolskiego charakteryzuje się niskim udziałem wyrobów zawierających azbest w odniesieniu do liczby mieszkańców. Taki stan rzeczywisty może wynikać z przeprowadzonego wcześniej procesu wymiany pokryć dachowych na obszarze analizowanej gminy. Obszar wiejski z województwa łódzkiego charakteryzuje się natomiast bardzo wysokim udziałem wyrobów zawierających azbest w odniesieniu do liczby mieszkańców. Z obserwacji terenowych wynika, że region centralnej Polski jest znacznie bardziej obciążony wyrobami azbestowymi niż pozostałe regiony. Jednak *Program oczyszczenia kraju z azbestu na lata 2009÷2032* [8] nie podaje zwiększonej ilości wyrobów zawierających azbest na obszarze województwa łódzkiego. Ze względu na brak kolejnych szczegółowych danych z województwa opolskiego oraz łódzkiego, wyników uzyskanych dla pojedynczych gmin, nie można uogólniać dla całego obszaru województw oraz doszukiwać się przyczyn takiego stanu.

Wśród wszystkich zinwentaryzowanych gmin, ilość występujących na danym terenie materiałów zawierających azbest (pokryć dachowych i elewacji) nie koreluje się z lokalizacją danej gminy w stosunku do zakładów produkujących płyty azbestowo-cementowe lub cementowo-azbestowe (lokalizacja na rysunku 1).

3. Propozycja wartości potencjalnych wskaźników dla obszarów wiejskich

Na podstawie przeprowadzonej inwentaryzacji na obszarach wiejskich 17 gmin, autorzy podjęli próbę oszacowania wartości potencjalnego wskaźnika wytwarzania odpadów zawierających azbest w przeliczeniu na jednego mieszkańca. Wielkość nagromadzenia wyrobów z zawartością azbestu na obszarach wiejskich można potraktować, jako wielkość potencjalnego wytwarzania odpadów zawierających azbest w przyszłości. Na przestrzeni kilkunastu kolejnych lat (do roku 2032) każdy wyrób powinien zostać usunięty z obiektu, stając się tym samym odpadem niebezpiecznym. Wielkość potencjalnego wytwarzania odpadów zawierających azbest na obszarze wiejskim w przeliczeniu na jednego mieszkańca jest, zatem stosunkiem ilości zinwentaryzowanych wyrobów zawierających azbest na analizowanym obszarze do liczby ludności (rzeczywiste dane wyjściowe przedstawiono na rysunku 2).



Rys. 2. Ilość wyrobów zawierających azbest na tle liczby ludności obszarów wiejskich w analizowanych gminach

Fig. 2. Quantity of asbestos containing products against rural area population in the analysed communes

Dane pozyskane w warunkach rzeczywistych pozwoliły na obliczenie potencjalnego wskaźnika wytwarzania odpadów zawierających azbest przez jednego mieszkańca obszaru wiejskiego. W tabeli 1 zestawiono wskaźniki wytwarzania dla poszczególnych gmin w układzie wojewódzkim. Określono średnie wartości wskaźników wytwarzania dla województwa małopolskiego, oraz świętokrzyskiego (tab. 2). W wyniku prac monitoringowych została wykazana wielkość zabudowanych wyrobów azbestowych na konkretnym obszarze w jednostkach powierzchni [m²]. *Program usuwania azbestu i wyrobów zawierających azbest stoso-*

wanych na terytorium Polski [9] podaje, że 1 m² płyty azbestowo – cementowej to 11 kg. Zgodnie z danymi zebranymi przez autorów pracy z różnych miejsc składowania odpadów zawierających azbest, masa 1 m² płyty azbestowo – cementowej przyjmuje średnio wartość 14 kg. Do obliczeń masy odpadów potencjalnie wytwarzanych przez jednego mieszkańca przyjęto wartość uśrednioną przez autorów dla płyt składowanych.

Tabela 1. Zestawienie wskaźników wytwarzania odpadów zawierających azbest na obszarze wiejskim analizowanych gmin

Table 1. List of indices of asbestos containing waste generation in rural areas of analysed communes

Województwo	Numer gminy (lokalizacja na rys. 1)	Ilość azbestu na obszarze wiejskim		Wskaźnik występowania = wskaźnik wytwarzania odpadów azbestowych [m ² /M]
		[m ²]	[Mg]	
małopolskie	1	78140	1094,0	13,8
	2	82927	1161,0	14,2
	3	135870	1902,2	15,6
	4	108230	1515,2	11,8
	5	86030	1204,4	16,0
	6	392546	5495,6	28,5
	7	226830	3175,6	22,7
	8	399287	5590,0	31,5
świętokrzyskie	9	378670	5301,4	43,5
	10	58940	825,2	30,5
	11	449330	6290,6	56,7
	12	486925	6817,0	30,5
śląskie	13	112320	1572,5	15,0
	14	102392	1433,5	11,5
	15	207950	2911,3	16,9
łódzkie	16	201980	2827,7	64,6
opolskie	17	27730	388,2	2,2

Biorąc pod uwagę wyniki inwentaryzacji oraz ludność poszczególnych obszarów, określono ilość odpadów potencjalnie wytwarzanych przez jednego mieszkańca obszaru wiejskiego, która waha się w granicach od 2,2 do 64,6 m² w analizowanych gminach (dwie skrajne wartości to pojedyncze gminy województwa opolskiego oraz łódzkiego). Średnia wartość wskaźnika wytwarzania odpadów zawierających azbest przez mieszkańca obszaru wiejskiego, obliczona na podstawie 17 analizowanych obszarów wynosi, zatem 25 m², co stanowi 350 kg.

Obliczono średnią wartość potencjalnego wskaźnika wytwarzania odpadów zawierających azbest dla województwa małopolskiego oraz świętokrzyskiego, zarówno w jednostce powierzchni [m²], jak też masy [Mg] (tab. 2). Średni wskaźnik wytwarzania odpadów przez mieszkańca województwa świętokrzyskiego jest wysoki i sięga 40,3 m², co daje masę 564 kg. Dla województwa małopolskiego średni wskaźnik wytwarzania odpadów przez jednego mieszkańca jest zdecydowanie niższy przyjmując wartość 19,3 m², co daje masę 270 kg. Dla województwa śląskiego, opolskiego oraz łódzkiego nie szacowano uśrednionego wskaźnika ze względu na pojedyncze dane rzeczywiste.

Tabela 2. Uśrednione wskaźniki wytwarzania odpadów zawierających azbest na obszarze województwa małopolskiego oraz świętokrzyskiego

Table 2. Averaged indices of asbestos containing waste generation in Małopolska and Świętokrzyskie provinces

Województwo	Przedział wskaźnika wytwarzania [Mg/M] *	Uśredniony wskaźnik wytwarzania odpadów zawierających azbest		Średni wskaźnik wytwarzania wg [8, 9] [Mg/M]
		[m ² /M]	[Mg/M] *	
małopolskie	0,16÷0,44	19,3	0,27	0,15÷0,29
świętokrzyskie	0,42÷0,79	40,3	0,56	0,45÷1,00

[m²/M] – m²/mieszkańca, [Mg/M] – Mg/mieszkańca,

* – przyjęto założenie: 1m² = 0,014 Mg (14 kg).

Przy obliczaniu wskaźnika dla terenów wiejskich uwzględniono ilości wyrobów azbestowych, zinwentaryzowanych w obiektach gospodarstw indywidualnych, natomiast nie uwzględniono pozostałych obiektów, czyli firm, przedsiębiorstw i budynków użyteczności publicznej oraz obiektów należących do gminy.

4. Podsumowanie i wnioski

W pracy przedstawiono potencjalne wskaźniki wytwarzania odpadów zawierających azbest na obszarach wiejskich obliczone na podstawie rzeczywistych wyników pozyskanych w trakcie badań inwentaryzacyjnych. Podane wskaźniki są zdecydowanie zróżnicowane zarówno na obszarze poszczególnych gmin jak też województw. Można jednak, z dużym przybliżeniem szacować wskaźniki charakterystyczne dla konkretnego obszaru. W tym przypadku autorzy podali uśrednione wskaźniki dla województwa małopolskiego oraz świętokrzyskiego. Ewentualne zwiększenie, w przyszłości, ilości zinwentaryzowanych obszarów wpłynie niewątpliwie na dokładność potencjalnego wskaźnika wytwarzania.

Obliczone wskaźniki dla zinwentaryzowanych gmin województwa małopolskiego, śląskiego oraz świętokrzyskiego generalnie mieszczą się, w podanych w krajowym programie przedziałach wartości dla omawianych obszarów (tab. 2). Rzeczywiste obserwacje pokazują jednak, że w przypadku województwa małopolskiego wartości obliczone dla trzech gmin (gmina 6, 7, 8) istotnie wykraczają poza przedział podany w wymienionym dokumencie.

Określenie średnich potencjalnych wskaźników wytwarzania odpadów zawierających azbest przez mieszkańca jest pomocnym narzędziem dla prognozowania wielkości wytwarzania na konkretnym obszarze. Obliczone średnie wartości potencjalnych wskaźników na obszarach wiejskich poszczególnych województw, mogą znaleźć zastosowanie w szacowaniu skali powstawania odpadów w gminach, gdzie nie była prowadzona inwentaryzacja. Należy jednak podkreślić, że są to wskaźniki uśrednione, a szczegółowe rozpoznanie ilości odpadów potencjalnie powstających na obszarach poszczególnych gmin powinno być prowadzone w oparciu o inwentaryzację prowadzoną w warunkach terenowych.

Literatura

1. **Dyczek J.:** *Bezpieczne postępowanie z azbestem materiałami zawierającymi azbest*. Uwarunkowania techniczne i prawne. Materiały Szkoły Gospodarki Odpadami 2000, Wyd. AGH, IGSMiE PAN, Kraków; s. 65÷74. 2000.
2. European Agency for Safety and Health at Work *Azbest w budownictwie*. FACTS 51; Belgium ISSN 1725÷7077; 2004. <http://agency.osha.eu.int>.
3. **Kłojzy-Karczmarczyk B., Makoudi S., Mazurek J., Żółtek J.:** *Gospodarowanie odpadami w gminach. Cz. 1. – Gospodarowanie odpadami zawierającymi azbest*. Praca statutowa IGSMiE PAN, Kraków (praca niepublikowana). 2009.
4. **Kłojzy-Karczmarczyk B., Makoudi S.:** *Praktyczne aspekty usuwania materiałów zawierających azbest w wybranych gminach*. Zeszyty Naukowe Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN nr 80, Wyd. IGSMiE PAN; 2011 (w druku).
5. **Makoudi S.:** *Unieszkodliwienie odpadów zawierających azbest na przykładzie rozwiązań francuskich*. Technika Poszukiwań Geologicznych – Geotermia, Zrównoważony rozwój. Wyd. IGSMiE PAN, Kraków, s. 93÷100. 2007.
6. **Obmiński A.:** *Odpady azbestowe, składowanie, neutralizacja, zagrożenie*. Materiały Szkoły Gospodarki Odpadami 2000, Wyd. AGH, IGSMiE PAN, Kraków; s. 207÷220. 2000.
7. **Pichór W.:** *Zasady bezpieczeństwa i ochrony zdrowia podczas prac z materiałami zawierającymi azbest*. Mat. Sem. Szkoła Azbest – bezpieczne postępowanie. Azbest i materiały zawierające azbest w budynkach i budowlach. Minimalizacja ryzyka emisji włókien podczas usuwania materiałów zawierających azbest, s. 35÷44, AGH. Kraków 2005.
8. *Program oczyszczania kraju z azbestu na lata 2009÷2032*. Ministerstwo Gospodarki. Warszawa 2009.
9. *Program usuwania azbestu i wyrobów zawierających azbest stosowanych na terytorium Polski*. Ministerstwo Gospodarki. Warszawa 2002.

Assessment of Index of Asbestos Containing Waste Generation in Rural Areas of Selected Communes

Abstract

The main sources of asbestos contamination related to human activity include buildings and areas where asbestos containing waste was generated and stored, illegal landfills of waste containing asbestos and properties where such products are used, especially if they are not removed properly. The introduction of an act on the ban of using asbestos containing products marked the beginning of their elimination from communes. In the coming years asbestos containing products used in construction of certain facilities shall be gradually removed and will consequently become hazardous waste. What is crucial in solving the entire problem is a description of the current *status quo* and of the quantity of asbestos containing products used in construction in various communes as well as estimation of the scale of asbestos waste generation in the coming years.

From 2005 to 2010 the authors of the work helped catalogue asbestos containing products in 17 communes (including 7 communes of typically rural character with the remaining 10 of mixed urban-rural character). A marked majority of products containing asbestos used in the catalogued facilities were roofing materials, while facade materials were less frequent. Generally the quantity of products on commune scale is directly proportional to the population, particularly in rural areas. The quantity of asbestos containing products (roofing) in a given commune does not correlate with the proximity of such a commune to asbestos-cement board production plants.

The conducted observations lead to a supposition that the asbestos containing product index in rural areas may be treated as asbestos containing waste generation index. Over the coming years (until 2032) all products containing asbestos should be removed thus becoming waste. The asbestos containing waste generation index in individual communes is therefore the proportion of catalogued asbestos containing materials to the population.

The quantity of waste potentially generated by one rural area inhabitant ranged from 2.2 to 64.6 m²/M in the investigated communes. The average value of asbestos containing waste generation by one rural area inhabitant is 25 m²/M (350 kg/M). The indexes for the catalogued communes of the Małopolska, Świętokrzyskie and Silesia provinces are within the value range for these areas provided by a national programme.



Problem ekonomicznych skutków urabiania pozapokładowej skały płonnej w kopalniach węgla kamiennego

Krzysztof Kryj

Kompania Węglowa S.A., Rybnik

Józef Szafarczyk, Ireneusz Baic

Instytut Mechanizacji Budownictwa i Górnictwa Skalnego, Katowice

1. Wprowadzenie

Przemysł węglowy jest odbierany przez zewnętrznych obserwatorów jak dojrzała część gospodarki, która może zaoferować jedynie niewielkie zwroty z inwestycji w przypadku wykorzystania wyników podstawowych badań i wprowadzenia nowych innowacyjnych technologii. Z tego też względu jedynie niewielka część rządowych programów i funduszy jest kierowana na badania związane z polepszeniem efektywności wydobywania czy ulepszaniem technologii wzbogacania węgla.

W stosunku do procesów wzbogacania węgla ten szeroko rozpropagowany pogląd wynika z błędnego mniemania, że korzyści z wprowadzenia nowych technologii i działań można uzyskać jedynie przez zwiększenie produkcji węgla albo przez zmniejszenie wpływu działalności górniczej na środowisko. Niestety, ten ograniczony punkt widzenia nie

wyjaśnia potencjalnie ogromnego finansowego wpływu, który mogą mieć nowoczesne technologie na zysk i cenę węgla. Niejednokrotnie nawet jednoprocetowe zmniejszenie zanieczyszczenia urobku węgla lub poprawa efektywności osiągnięta na zakładzie wzbogacania może często zaowocować dwucyfrową a nawet większą poprawą opłacalności. Często projekty i nowe technologie wdrożone w procesy związane ze zmniejszeniem zanieczyszczenia urobku czy wzbogacania węgla mają bardzo krótkie okresy zwrotu liczone często w miesiącach a nawet tygodniach. Sugeruje to, że prowadzenie badań nad nowymi technologiami dla procesów wzbogacania oraz podjęcie działań w celu obniżenia zanieczyszczenia w trakcie urabiania w przodkach ścianowych, może przynieść wymierne i niewymierne korzyści, szczególnie gdy rozpatrujemy wpływ tych działań na poprawę środowiska i wykorzystanie złoża.

2. Zanieczyszczanie pozapokładowe

Zanieczyszczanie pozapokładowe węgla jest celowym i niecelowym mieszaniem warstw powyżej i poniżej pokładu węgla podczas eksploatacji jego złóż. Skupienie na zwiększeniu wydajności doprowadziło do wyższych prędkości eksploatacji złóż za pomocą coraz mocniejszych maszyn, bez uwzględniania wpływu na wzrost zanieczyszczenia. Cztery najczęstsze przyczyny bagatelizowania zanieczyszczenia pozapokładowego węgla w przemyśle wydobywczym związane są z:

- nieregularnym zaleganiem pokładu (pofałdowania, ścienienia, przegięcia) – niezbędny dobór maszyn i urządzeń dla górnych wartości miąższości pokładu węgla,
- konieczność pracy maszyn urabiających w ściśle określonym zakresie wysokości, który jest większy od miąższości pokładu węgla,
- konieczność usunięcia części stropu w celu zapobiegania zawałom,
- powszechnym poglądem, że zanieczyszczenie pozapokładowe zostanie i tak usunięte w zakładzie mechanicznej przeróbki węgla.

Wymienione przyczyny nie wyjaśniają jednak, dlaczego furta eksploatacyjna częstokroć przekracza wymaganą wysokość urządzeń o 30 cm, ani też dlaczego aż 25 cm zanieczyszczeń w rzeczywistości pochodzi ze spągu. Istnieją i inne przyczyny zwiększonego zanieczyszczenia ze spągu, z których zarówno autorzy niniejszego artykułu, jak

i kopalnie zdają sobie sprawę, lecz przyczyny te nie tłumaczą faktu ignorowania zanieczyszczenia pozapokładowego przez kopalnie. Każda operacja wydobywcza obwarowana jest szczególnymi warunkami tłumaczącymi występowanie zanieczyszczenia pozapokładowego lecz w większości przypadków występują możliwości znacznej poprawy rentowności kopalni poprzez względnie niewielkie jego ograniczenie.

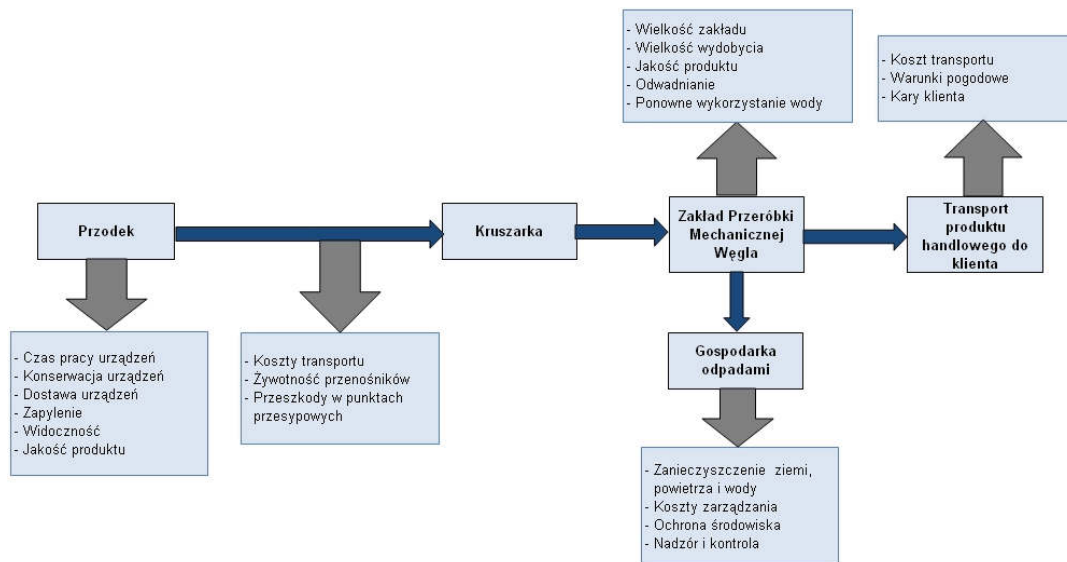
3. Wpływ zanieczyszczania na system wydobywania

Na rysunku 1 zaprezentowano, w jaki sposób zanieczyszczanie ma wpływ na każdy etap produkcji węgla. Poza oczywistymi skutkami wpływu zanieczyszczania na koszty produkcji w przodku, należy także wspomnieć o negatywnym jego wpływie na koszty wszystkich późniejszych procesów. Zanieczyszczenia pochodzące z urabiania skał stropowych są zwykle twardsze od samego węgla. Skutkują one wyższymi kosztami energii, utrzymania i zużycia sprzętu w procesie urabiania. Zanieczyszczanie ma również wpływ na koszty transportu kopalnianego poprzez skracanie trwałości użytkowej przenośników taśmowych i zwiększanie poboru mocy związanego z transportem odpadów. Koszty przeróbki również ulegają zwiększeniu z powodu dodatkowych zanieczyszczeń przechodzących przez zakład przerobczy, które są odrzucane, co z kolei zwiększa koszty kapitałowe i koszty robocizny z powodu konieczności budowy, eksploatacji, zamknięcia i rekultywacji obiektów ich unieszkodliwiania.

Do mniej oczywistych, lecz niemniej istotnych aspektów wpływu zanieczyszczania na przeróbkę węgla zalicza się ropy zalegające w spągu pokładu oraz łupki węglowe w warstwach przy stropowych. Ropy spągowe wpływają na przeróbkę na trzy różne sposoby. Są one następujące:

- większa ilość ropy przechodząca przez zakład przeróbki może zwiększyć lepkość czynnika w obiegach w cieczy ciężkiej. Zjawisko to może zwiększyć stabilność czynników w warunkach niskiej gęstości. Jednakże w przypadku wyższych wartości gęstości cieczy, zwiększona lepkość jest szkodliwa, ponieważ zmniejsza wydajność procesów separacji,
- zwiększona ilość ropy przekłada się na wyższe koszty zagęszczania i odwadniania, z odpowiednio wyższymi kosztami flokulantów do oczyszczania wody,

- wyższa zawartość iłłów ogranicza zdolność do oczyszczania i odwadniania drobnoziarnistego miazła węglowego, który jest odzyskiwany w ilości do 5% w stosunku do wydobycia węgla niewzbogaconego.



Rys. 1. Wpływ zanieczyszczenia na operacje w ramach cyklu produkcyjnego
Fig. 1. Impact of contamination on operations within production cycle

Szczególnym aspektem kosztowym zanieczyszczenia pozapokładowego, który jest powszechnie ignorowany, a także słabo przeanalizowany i rozumiany, jest jego wpływ na jakość węgla wzbogaconego. Zgodnie z panującą w branży wydobywczej opinią, zanieczyszczenia pozapokładowe cięższe od węgla są odrzucane w zakładzie przeróbki węgla i nie mają wpływu na jakość węgla wzbogaconego. Należy jednak brać pod uwagę, że stosowane w zakładach przerobczych wzbogacanie grawitacyjne nie jest procesem w stu procentach skutecznym. Wartość rozproszenia prawdopodobnego (E_p) dla typowych wzbogacalników zawiera się w przedziale $0,02 \div 0,05$ dla wzbogacalników cieczy ciężkich oraz $0,15 \div 0,25$ dla osadzarek wodnych. E_p wyraża stopień niedoskonałości pracy wzbogacalników grawitacyjnych, oparty na ilości materiału ciężkiego niewłaściwie trafiającego do koncentratu i ilości materiałów lekkich trafiających do odpadów. O ile wartości procentowe materiału niewłaściwego są niewielkie dla układów wzbogacania w cieczach ciężkich to wysoka zawartość zanieczyszczenia pozapokładowego w urobku węglowym oznacza, że materiał ten w znacznych ilościach trafia jednak

do węgla wzbogaconego. Wpływ tego zjawiska jest szczególnie duży gdy w grę wchodzi lżejsze materiały zanieczyszczenia, np. łupek węglowy (c.wł. ~1,8).

Gęstość rozdziału większości separatorów są ustalane mniej więcej na poziomie powyższej gęstości.. Oznacza to, że do koncentratu trafia nawet do 50% zanieczyszczenia pozapokładowego. Ponadto zanieczyszczenie to zawiera znacznie wyższe ilości pirytu, rtęci i innych pierwiastków śladowych [2]. Z tego też względu niewłaściwie odseparowane zanieczyszczenie pojawiające się w węglu wzbogaconym sprawia, że jakość produktu końcowego jest zaniżona, zaś koszty z nim związane mogą być bardzo wysokie. Aspekt ten nie był dotychczas wyczerpująco opisany przez literaturę.

Inne koszty powiązane z zanieczyszczeniem pozapokładowym opisał Luttrell i in. [3]. Według Luttrella około trzy tony przerostów zawierające od 35 do 40% popiołu mogą zastąpić tonę czystej skały bez zmiany całkowitej masy popiołu w produkcie węglowym. Z tego też względu w procesie uśredniania węgla można dodać przerosty procesu wzbogacania kopaliny, pochodzące z istniejącego zakładu przeróbki węgla, poprzez zwiększenie gęstości rozdziału pod warunkiem zmniejszenia ilości zanieczyszczenia pozapokładowego. Zakładając, że cena sprzedaży wynosi 120 PLN za tonę, zaś potencjalny odrzut czystej skały wynosi 5 ton na 100 ton urobku węglowego, to zgodnie z cytowaną analizą 5 ton zanieczyszczenia pokładowego możemy zastąpić 15 tonami przerostów. Skutkuje to wzrostem netto ilości produktu handlowego o 10 ton na 100 ton nadawy, co przekłada się na wzrost zysku o około 28 milionów PLN rocznie przy uzysku 600 ton na godzinę.

4. Stan badań nad określeniem wpływu urabiania pozapokładowego na koszt węgla handlowego

W 2009 roku w Stanach Zjednoczonych zostały przeprowadzone przez jednostki naukowo-badawcze, w tym Southern Illinois University, badania nad wpływem urabiania skał stropowych i spągowych na koszt węgla handlowego. Badania [1] zostały przeprowadzone dla przedsiębiorstwa górniczego, w którego skład wchodziło 5 kopalń z trzynastoma wysokowydajnymi zmechanizowanymi przodkami wydobywczymi. Wynikało z nich, że zanieczyszczenia pochodzące z urabiania pozapokłado-

wego mają istotny wpływ na wzrost kosztów związanych z zużyciem energii, eksploatacją maszyn i urządzeń stosowanych w procesie urabiania, transportem poziomym i pionowym oraz wzbogacaniem w zakładzie przeróbki. W badaniach szczególną uwagę zwrócono na wpływ zanieczyszczeń pochodzących z urabiania pozapokładowego na prace zakładu przerobczego. Stwierdzono, że zwiększona ilość odpadów (głównie ilów z urabiania spągów), wpływa niekorzystnie na wydajność procesów separacji. Przekłada się to m.in. na wzrost kosztów zagęszczania i odwadniania z uwagi na konieczność zastosowania większej ilości flokulantów. Wyższa zawartość ilów ogranicza także znacząco zdolność do oczyszczania i odwadniania drobnoziarnistego mułu węglowego. Szczególnym aspektem kosztowym okazał się także wpływ urabiania pozapokładowego na jakość procesów wzbogacania. Skały otaczające pokład są nośnikiem wielu zanieczyszczeń, w tym siarki, rtęci i pierwiastków śladowych wielokrotnie przekraczających ich wartości normatywne. Zanieczyszczenia te są trudne do eliminacji w procesach wzbogacania, co skutkuje pogorszeniem parametrów węgla handlowego a w konsekwencji wpływa na pogorszenie wyniku finansowego. Amerykańscy naukowcy zwrócili również uwagę na fakt, że zwiększona ilość odpadów jako skutek urabiania pozapokładowego przekłada się na wzrost kosztu pozyskania węgla handlowego związany z koniecznością budowy, eksploatacji, zamknięcia i rekultywacji obiektów unieszkodliwiania odpadów wydobywczych.

Przeprowadzone badania [1] prób bruzdowych w przodkach eksploatacyjnych pięciu kopalń oraz opracowany model matematyczny wpływu zanieczyszczenia pozapokładowego na koszt produkcji węgla, uwzględniający poszczególne procesy produkcyjne, od urabiania w przodku poprzez transport poziomy i pionowy, wzbogacanie i unieszkodliwianie odpadów, pozwolił na sformułowanie następujących wniosków:

- zanieczyszczenie pozapokładowe ma znaczny wpływ na jakość węgla wzbogaconego. Wpływ ten jest dość różny, niemniej w drodze badań stwierdzono, że średni wpływ na jakość węgla wzbogaconego, określony na próbkach pobranych z pięciu kopalni węgla w Illinois, to: 8% wzrost zawartości popiołu, 2% wzrost zawartości siarki oraz 4% wzrost zawartości rtęci. Stwierdzono również wzrost większości pierwiastków śladowych, w tym kadmu (o 850%) i chromu (150%),
- badanie próbek bruzdowych ujawniło, że warstwy stropowe zawierają prawie trzykrotnie więcej rtęci niż węgiel pokładowy. Warstwy

spągowe również zawierają więcej rtęci i pierwiastków śladowych niż węgiel pokładowy,

- wpływ wydobycia warstw stropowych i spągowych szacuje się odpowiednio na 5,63 USD i 1,69 USD wzrostów kosztów na tonę surowca wydobytego ze stropu i spągu. Po uwzględnieniu pozostałych kosztów, koszty wzrastają do odpowiednio 14,05 USD i 9,41 USD na tonę urobku. Wynika stąd, że jeżeli urabianie pozapokładowe jest konieczne z powodu wysokości/gabarytów urządzeń, należy przede wszystkim eksploatować spąg,
- łączny wpływ zanieczyszczenia pozapokładowego na koszt węgla wzbogaconego oszacowano na 4,08 USD. Z tego też względu możliwość ograniczenia urabiania pozapokładowego tylko o 50%, skutkuje oszczędnością rzędu ponad 2,00 USD na tonie węgla wzbogaconego.

5. Problem zanieczyszczenia pozapokładowego w polskich kopalniach

W polskich kopalniach węgla kamiennego funkcjonuje pogląd, że problem (i związane z tym koszty) zanieczyszczenia nadawy, z urabiania skał zalegających w stropie i spągu pokładu węgla, rozwiązywany jest w zakładach przerobczych poprzez zastosowanie odpowiednich technologii wzbogacania. Weryfikacja tego poglądu nie była dotychczas możliwa z uwagi na brak w naszym kraju badań określających wpływ kosztów urabiania pozapokładowego na koszt węgla handlowego. Problem ten jednak istnieje, a w świetle nowej ustawy o odpadach wydobywczych, może doprowadzić do zwiększenia kosztów zakładu górniczego związanych z zagospodarowaniem i unieszkodliwianiem tych odpadów.

W tabelach 1 i 2 zaprezentowano procentowe zanieczyszczenie urobku węglowego i wielkości odpadów generowanych przez kopalnie jednego z centrów wydobywczych Kompanii Węglowej S.A. [4].

Z przytoczonych powyżej danych wynika, że praktycznie co roku obserwujemy wzrost zanieczyszczenia urobku węglowego kierowanego do zakładów wzbogacania węgla i w konsekwencji wzrost wychodu odpadów wydobywczych koniecznych do zagospodarowania lub unieszkodliwiania.

Tabela 1. Procentowe zanieczyszczenie urobku węglowego w odniesieniu do wydobywania brutto

Table 1. Percentage contamination of coal in relation to gross output

	% zanieczyszczenia w odniesieniu do wydobywania brutto		
	2008	2009	2010
KWK 1	24,6	27,1	28,8
KWK 2	39,3	29,7	31,9
KWK 3	23,6	25,2	25,8
KWK 4	26,4	24,2	29,7
Centrum Wydobywcze	28,5	26,5	29,1

Tabela 2. Wielkość generowanych odpadów przez kopalnie jednego z centrów wydobywczych Kompanii Węglowej S.A.

Table 2. Amount of waste generated by the mines one of mining centers of Coal Company SA

	Odpady wydobywcze [tys. ton]		
	2008	2009	2010
KWK 1	896,4	896,4	973,3
KWK 2	1907,6	1334,9	1470,3
KWK 3	857,6	882,1	910,9
KWK 4	1009,1	816,5	1067,3
Centrum Wydobywcze	4670,7	3929,9	4421,8

Jak wynika z pobieżnej analizy odbiórek mierniczych, jedynie około 20% zanieczyszczenia powstaje w trakcie wykonywania robót korytarzowych, pobierek spągów czy przebudowy wyrobisk chodnikowych. Pozostała część zanieczyszczenia pochodzi z przodków ścianowych. Części zanieczyszczenia nie można zapobiec gdyż związana jest z geologiczną budową pokładu. Często eksploatuje się pokłady, w przekroju których występują warstwy przerostu w formie łupków węglowych, ilastych czy piaszczystych. Warstwy te charakteryzują się zmienną miąż-

szością i dochodzą często nawet do 50 cm. Szacuje się, że zanieczyszczenie z tytułu konieczności urabiania przerostów w pokładach węglowych stanowi od 20% do 30% całego zanieczyszczenia. Można, zatem przyjąć, że pozostałe zanieczyszczenie tj. 50% pochodzi z urabiania pozapokładowego.

W polskich kopalniach istnieją duże możliwości znacznego ograniczenia zanieczyszczeń pozapokładowych np. poprzez optymalny dobór parametrów wyposażenia ścian. Duże znaczenie dla ograniczenia zanieczyszczenia może mieć także zwiększenie dyscypliny pracujących w ścianach załóg, odnośnie nieuzasadnionego „przycinania” stropu i spągu, poprzez szkolenie i uświadamianie załóg, co do konkretnych kosztów związanych z takim działaniem i ich wpływem na cenę produktu handlowego. Uświadomienie osobom kierownictwa kopalń, pracownikom odpowiedzialnym za dobór maszyn i urządzeń do ścian oraz załogom górniczym skali oszczędności wynikających ze zmniejszenia zanieczyszczenia węgla skałą płonną, miałoby znaczący wpływ na podejmowane przez nich działania w procesie produkcyjnym. Należy także dodać, że nowa Ustawa o odpadach wydobywczych, spowoduje drastyczne zwiększenie kosztów związanych z zagospodarowaniem i unieszkodliwianiem odpadów wydobywczych, dlatego należy szacować, że w przypadku polskich kopalń oszczędności z tytułu ograniczenia zanieczyszczenia mogą znacznie przekroczyć wielkości wyliczone w warunkach kopalń USA.

Lepsza kontrola i w konsekwencji zmniejszenie zanieczyszczenia pozapokładowego może mieć decydujący wpływ na osiągnięte przez poszczególne kopalnie wyniki ekonomiczne i przekroczenie przez nie prognozy rentowności. Brak podobnych badań i analiz powoduje, że kierownictwa kopalń nie do końca są świadome ponoszonych faktycznych kosztów, a tym samym możliwych do osiągnięcia znacznych efektów ekonomicznych związanych z nawet najmniejszym ograniczeniem zanieczyszczeń pozapokładowych.

6. Wnioski i zalecenia

Przedstawiony powyżej materiał oraz wyniki badań przeprowadzonych nad wpływem urabiania pozapokładowego na cenę węgla handlowego przez amerykańskie jednostki naukowo-badawcze w pięciu ko-

palniach węgla kamiennego w stanie Illinois pozwalają na sformułowanie następujących wniosków:

- urabianie pozapokładowe ma znaczący wpływ na jakość węgla handlowego gdyż wpływa na wyższą w nim zawartość popiołu, niższą wartość opałową, wyższą zawartość siarki i większości pierwiastków śladowych, w tym rtęci,
- zwiększona ilość skał ilastych z urabiania spągów, przekłada się na wyższe koszty z procesów zagęszczania i odwadniania oraz ogranicza zdolność do oczyszczania i odwadniania drobnoziarnistego miazgu węglowego w procesie wzbogacania węgla,
- nieuzasadnione urabianie skał stropowych i spągowych wpływa negatywnie na stan maszyn i urządzeń na każdym etapie procesu produkcyjnego, przez co skraca ich żywotność i zwiększa koszty konserwacji,
- zwiększona ilość odpadów jako skutek urabiania pozapokładowego powoduje wzrost kosztu pozyskania węgla handlowego związany z koniecznością budowy, eksploatacji, zamknięcia i rekultywacji obiektów unieszkodliwiania odpadów wydobywczych,
- lepsza kontrola nad urabianiem pozapokładowym, pozwala na zmniejszenie negatywnego wpływu produkcji węgla na środowisko, z uwagi na zmniejszenie ilości odpadów wydobywczych i przerobczych koniecznych do składowania. Pozwala polepszyć jakość produktu finalnego kierowanego do odbiorców końcowych, uzyskując lepszą cenę, co daje wymierny efekt w postaci poprawy wyniku finansowego przedsiębiorstwa.

Kopalnie w stanie Illinois, w których zostały przeprowadzone, przez jednostki naukowo-badawcze, badania nad wpływem urabiania skał stropowych i spągowych na koszt węgla handlowego, z uwagi na zaleganie złoża, system eksploatacji oraz wyposażenie przodków wykazują duże podobieństwo do kopalń polskich. Z tego też względu można stwierdzić, że wnioski z nich wypływające, w znacznej części są uniwersalne i mogą zostać z powodzeniem aplikowane w warunkach górnictwa polskiego.

Wyniki przeprowadzonych badań i wnioski z nich płynące są na tyle zachęcające, zarówno w sferze ekonomicznej jak i redukcji negatywnego wpływu na środowisko, że powinny być przeprowadzone

w sposób kompleksowy w polskich kopalniach. Opracowanie modelu kosztowego, dla tzw. „typowej kopalni” – przedsiębiorstwa górniczego, wymaga przeprowadzenia badań w maksymalnej ilości polskich kopalń (przodków wydobywczych). Pozwoli to na opracowanie uniwersalnego modelu uwzględniającego występujące różnice w poszczególnych kopalniach, w zakresie jakości pokładów, urabiania, rodzaju transportu, specyfiki zakładu przerobczego i procesu zagospodarowywania odpadów.

Opracowanie uniwersalnego modelu pozwoli na bieżące śledzenie furty eksploatacyjnej przodków wydobywczych, określenie parametrów kosztowych i jakościowych związanych z urabianiem stropów i spągów, prowadzenie polityki mającej na celu ograniczenie urabiania pozapokładowego do niezbędnego wymaganego minimum. Uświadomi także załodze i kierownictwu kopalń rzeczywisty wpływ zanieczyszczeń pozapokładowych na rentowność kopalni oraz umożliwi wprowadzenie bodźców ekonomicznych pozwalających na prawidłowe utrzymanie furty eksploatacyjnej.

Mając powyższe na uwadze, w opinii autorów, koniecznym jest podjęcie takich badań i analiz dla polskich kopalń, grupując je w sposób uwzględniający podobną specyfikę złoża i warunki górniczo-geologiczne.

Podsumowując istotność kontroli urabiania pozapokładowego, a jest to aspekt który pomijano od zbyt długiego czasu, ma szczególne znaczenie wobec wzrostu kosztów unieszkodliwiania odpadów oraz drastycznych ograniczeń zawartości rtęci, proponowanych do wprowadzenia w niedalekiej przyszłości przez instytucje unijne. Przemysł węglowy powinien zatem poświęcić więcej uwagi problemowi redukcji urabiania pozapokładowego w celu utrzymania konkurencyjności. Osiągnięcie tego celu, zwiększy sprzedaż węgla jako paliwa czystego i taniego – będzie to możliwe poprzez niższe koszty wydobycia i przeróbki, a także wyższą jakość produktu.

Literatura

1. **Patwardhan, Chugh, Moharana and Hirschi:** *Cost and Environmental Impact of Out-of-Seam Dilution on Clean Coal* 2010.
2. **Gluskoter, Ruck, Miller, Cahill, Dreher and Kuhn:** *Trace Elements in Coal: Occurrence and Distribution.* 1977.
3. **Luttrel, Lineberry, Adel and Burchett:** *Waste Minimization Through Underground Coal Desealing.* 1996.
4. Kompania Węglowa S.A. *Wskaźniki Techniczno-Ekonomiczne 2008÷2010.*

Problem of Economic Impact of Spoil Excavation in Hard Coal Mines

Abstract

The significance of control of spoil excavation, and it is an aspect which has been ignored for too long, is of particular importance to the increased costs of waste disposal and drastic cuts in mercury content, proposed for introduction in the near future by the EU institutions. The coal industry should therefore pay more attention to the problem of reducing spoil mining in order to maintain competitiveness. Achieving this objective will increase the sale of coal as a clean and cheap fuel – it will be possible by lower costs of extraction and processing, as well as higher quality of product.

Spoil mining has a significant impact on the quality of commercial coal, because it causes higher ash content, lower calorific value, higher sulphur and most trace elements, including mercury content.

Better control of spoil excavation, helps to reduce the negative impact of coal production on the environment, due to the reduction of mining and processing waste which have to be landfilled. It allows to improve the quality of the final product, obtaining better price, which gives a measurable effect of improving the company's financial result.

Mines in Illinois, in which scientific and research units, investigated impact of spoil rock quarrying on cost of commercial coal has been carried out, due to the retention of the deposit, system of operation and equipment of mines show similarity to Polish mines. In authors' opinion, it is necessary conduct such investigations and analysis for Polish coal mines, bringing them together in a way that takes into account the specificity of deposits and mining and geological conditions.



Charakterystyka śródleśnych oczek wodnych na terenie leśnego zakładu doświadczalnego Siemianice

Mariusz Korytowski
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań

1. Wstęp

Narastające deficyty wody, zarówno na obszarze Wielkopolski, jak i całego kraju są najczęściej wymienianymi zagrożeniami dla środowiska przyrodniczego [15]. Większe prawdopodobieństwo występowania lat suchych aniżeli lat z przeciętnym lub wyższym opadem rocznym powoduje, że występujące okresowo wysokie wartości opadów nie powstrzymują postępującego niedoboru wody [10]. Jednym z najczęściej wymienianych kierunków przeciwdziałania tym niedoborom jest intensyfikacja systemowych działań dla zwiększenia małej retencji wodnej zarówno na terenach użytkowanych rolniczo, jak i leśnie. Ważnym elementem małej retencji na obszarach leśnych są śródleśne oczka wodne, których wody w okresach niedoborów zasilają wody gruntowe przyległych siedlisk [4, 8]. Istotna rola tych oczek przejawia się również tym, że stanowią one siedlisko i schronienie dla wielu gatunków roślin i zwierząt, a także są miejscem lęgowym dla wielu gatunków ptaków [11]. W ostat-

nich dziesięcioleciach degradacja małych zbiorników wodnych obserwowana jest w znacznym nasileniu, stąd ich zachowanie wydaje się być szczególnie ważne [14].

W charakterystyce zarówno śródpolnych, jak i śródleśnych oczek wodnych, istotna jest, oprócz określenia podstawowych cech morfometrycznych i charakteru zasilania, ocena zmian stanów wody w tych oczkach. Analiza zmienności stanów w oczkach, zwłaszcza bez dopływu i odpływu, w których wahania stanów wody często bywają duże, może w istotny sposób przyczynić się do ochrony samych oczek, a także zasobów wodnych w ich zlewniach. Działania takie są zgodne z Dyrektywą Parlamentu Europejskiego i Rady [3], w której jako podstawowy cel wymienia się zapobieganie dalszemu pogarszaniu się ekosystemów wodnych oraz ochronie i poprawie stanu tych ekosystemów.

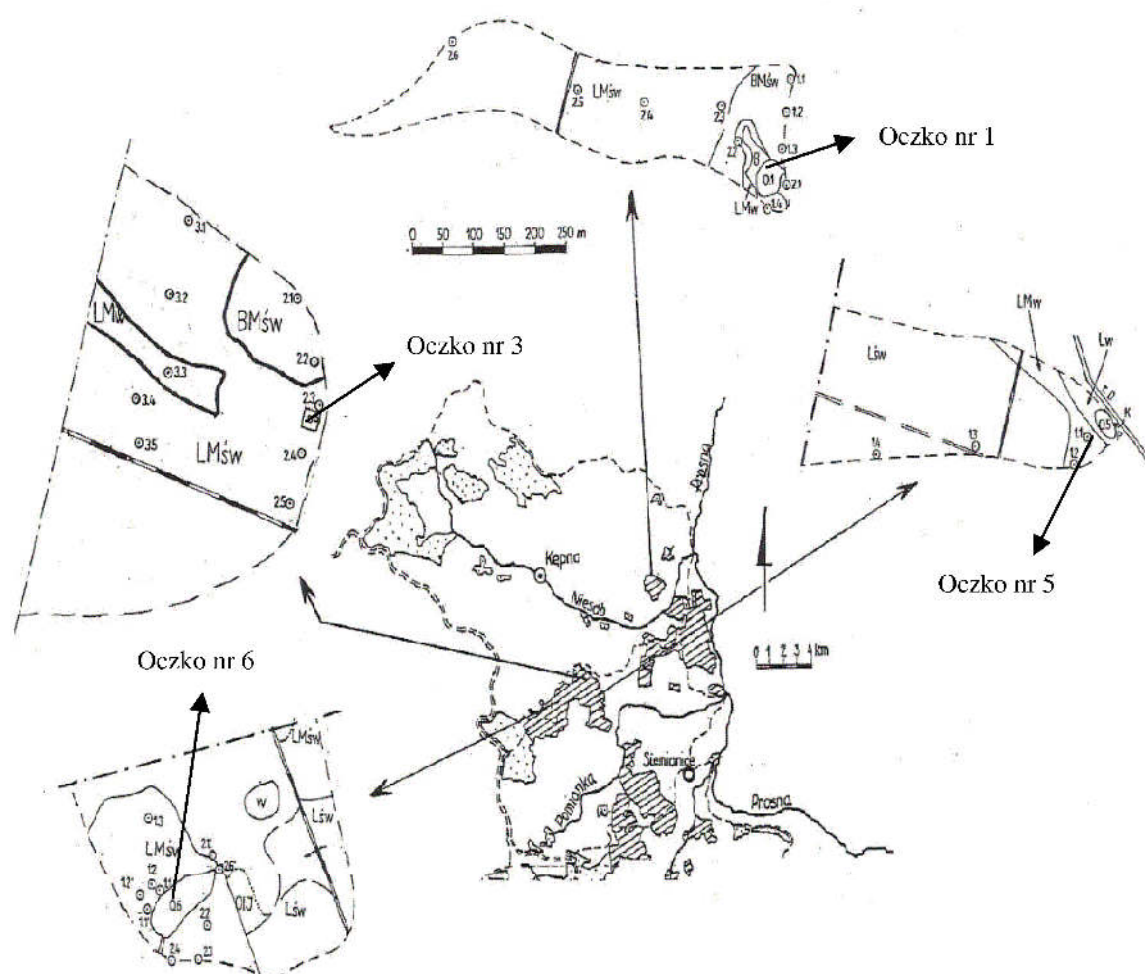
Celem pracy była charakterystyka wybranych śródleśnych oczek wodnych, różniących się pod względem zasilania, zlokalizowanych w Leśnym Kompleksie Promocyjnym Lasy Rychtałskie.

2. Materiał i metody

W pracy przedstawiono wyniki badań przeprowadzonych w latach hydrologicznych 2002/2003 i 2007/2008 w zlewniach śródleśnych oczek wodnych nr 1, 3, 5 i 6, usytuowanych w leśnictwach Wielisławice i Laski na terenie Leśnego Zakładu Doświadczalnego Siemianice Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu (rys. 1).

Lasy tych leśnictw leżą w zasięgu Niziny Południowo-Wielkopolskiej, na Wysoczyźnie Wieruszowskiej, będącej zdenudowaną równiną morenową przeciętą biegiem górnej Prozny [6]. Omawiane tereny leżą w zlewni Niesobu i Pomianki, które są lewobrzeżnymi dopływami Prozny.

Przeważającym typem siedliskowym lasu, w zlewniach analizowanych oczek, jest las mieszany świeży (LMśw), który zajmuje około 95% powierzchni, a dominującym gatunkiem drzewostanu jest sosna w wieku około 95 lat. W omawianych zlewniach, w terenach położonych najbliżej badanych oczek, występują w przewodze gleby bielcowo-rdzawe, o uziarnieniu piasku gliniastego, z wkładkami utworów mocniejszych.



Legenda:

Legend:

- lasy Leśnego Zakładu Doświadczalnego, forest Siemianice Forest Experimental Farm,
- lasy pozostałe, other forest, = – rów, ditch, O.1 – oczko wodne nr 1; pond No 1,
- studzienka, well, — – droga, ground road – granice zlewni, catchment boarder
- granice typów siedliskowych, forest habitat boarder,

BMśw – bór mieszany świeży, fresh mixed coniferous forest, LMw – las mieszany wilgotny, most mixed well broadleaved forest, Lw – las wilgotny, moist broadleaved forest, LMśw – las mieszany świeży, fresh mixed broadleaved forest, Lśw – las świeży, fresh broadleaved forest, OLI – oles jesionowy, ash-alder swamp forest

Rys. 1. Lokalizacja zlewni śródleśnych oczek wodnych nr 1, 3, 5 i 6 na terenie Leśnego Zakładu Doświadczalnego Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu
Fig. 1. Location of pond No 1, 3, 5 and 6 catchement at Siemianice Forest Experimental Farm Poznan University of Life Sciences

Omawiane w pracy śródleśne oczka wodne posiadają charakterystyczne cechy zbiorników wodnych [16], z których podstawowe to:

- obecność zwierciadła wody, lub śladów jej okresowego zalegania,

- obecność wyraźnie zarysowanego zagłębienia terenowego,
- występowanie roślinności związanej z obszarami wilgotnymi.

Stany wody w analizowanych oczkach mierzono za pomocą zainstalowanych w nich łat wodowskazowych z częstotliwością co 7 dni. Dodatkowo w śródleśnym oczku wodnym nr 5 stany wody były rejestrowane w sposób ciągły za pomocą limnigrafu umieszczonego przy przelewie Thomsona, przez który odpływa nadmiar wody do rowu wychodzącego z tego oczka.

Warunki meteorologiczne (opady i temperatury powietrza) w analizowanych latach hydrologicznych scharakteryzowano na tle danych z wielolecia 1974÷2006 dla posterunku meteorologicznego Leśnego Zakładu Doświadczalnego Siemianice. Na podstawie danych z wielolecia sporządzono krzywe prawdopodobieństwa występowania półrocznych i rocznych opadów atmosferycznych stosując metodę decyli Dębskiego [1]. Charakterystykę omawianych lat pod względem opadów przeprowadzono według przewidywanego prawdopodobieństwa ich wystąpienia [9], z uwzględnieniem następujących kryteriów: poniżej 20% – okres mokry, od 20÷39% – okres średnio mokry, od 40÷59% – okres normalny, od 60÷79% okres średnio suchy, od 80% i powyżej – okres suchy.

Zasięgi typów siedliskowych lasu w zlewniach omawianych oczek określono na podstawie operatu glebowo-siedliskowego [13].

W charakterystyce morfometrycznej analizowanych śródleśnych oczek wodnych, wskaźniki wydłużenia (WW) oraz przegłębienia (WP) określono z następujących zależności [5]:

$WW = d/s$, gdzie: d – długość oczka (zagłębienia), s – szerokość oczka,

$WP = (g/d) \cdot 100$, gdzie: g – głębokość oczka (zagłębienia), d – długość oczka.

3. Wyniki badań i dyskusja

Oczka nr 1 i 6, o łagodnych skarpach, mają charakter naturalnych oczek wytopiskowych, natomiast oczka wodne nr 3 i 5 powstały w wyniku działalności człowieka, o czym świadczą ich nienaturalne kształty. Śródleśne oczka wodne nr 1 i 3 są bezodpływowe. Natomiast oczko nr 5, położone u podnóży zbocza morenowego, jest intensywnie zasilane wodami źródłiskowymi z terenów bezpośrednio do niego przyległych i ma

stały odpływ. Według informacji miejscowej ludności dawniej oczko nr 5 było użytkowane jako staw rybny. Natomiast oczko wodne nr 6 w XIX wieku było odwadniane rowem, z którego do dzisiaj pozostał niewielki 60. metrowy odcinek [12]. Odpływ wody z tego oczka występował dawniej tylko przy wysokich stanach wody, najczęściej podczas roztopów wiosennych. Obecnie omawiane oczko nie posiada odpływu co wynika w głównej mierze z występowania niższych stanów wody, a także замуlenia i zarośnięcia rowu. Istotne znaczenie w gospodarce wodnej zlewni oczka nr 6 mają dwa wymokliska, znajdujące się w południowo-wschodniej i wschodniej części zlewni, mające własne mikrozelewnie.

Powierzchnie analizowanych śródleśnych oczek wodnych wahają się od 0,06ha (oczko nr 3) do 0,35 ha (oczko nr 6), przy średnich ich głębokościach wynoszących odpowiednio 1,1 m i 1,4 m (tab. 1).

Tabela 1. Podstawowe charakterystyki morfometryczne badanych śródleśnych oczek wodnych

Table 1. Main morphometric characteristics of investigated ponds in the forest

Oczko nr Pond number	Powierzchnia oczka, (ha) Pond surface (ha)	Głębokość średnia, (m) Mean depth (m)	Długość oczka, (m) Pond length (m)	Szerokość oczka, (m) Pond width, (m)	Wskaźnik wydłużenia Elongation indicator	Wskaźnik przegłębienia Overdeepening indicator
1	0,13	1,0	40	35	1,1	2,5
3	0,06	1,1	30	25	1,2	3,6
5	0,097	1,2	48	20	2,4	2,5
6	0,35	1,4	115	30	3,8	1,2

Analizując kształt omawianych w pracy oczek wodnych można stwierdzić, że w największym stopniu swoim kształtem do okręgu zbliżone jest oczko wodne nr 1, którego wskaźnik wydłużenia wynosi 1,1. Natomiast najbardziej odległe w swoim kształcie od okręgu jest oczko

wodne nr 6, które charakteryzuje się kształtem nerkowatym i wskaźnikiem wydłużenia wynoszącym 3,8. Obliczone wskaźniki przegłębienia pozwoliły stwierdzić, że najgłębszym oczkiem jest oczko wodne nr 3, o wskaźniku przegłębienia wynoszącym 3,6, a naj płytszym o wskaźniku przegłębienia 1,2, jest oczko nr 6.

Na podstawie uzyskanych pomiarów meteorologicznych stwierdzono, że rok hydrologiczny 2002/2003 był średnio suchy i chłodny. Suma opadów w tym roku wyniosła 504 mm i była niższa od średniej z wielolecia o 56 mm (tab. 2). 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. Najwyższą miesięczną sumę opadów w tym półroczu wynoszącą 52 mm, stwierdzono w listopadzie, a najniższą (6 mm) w lutym. 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.

Miesiącem o najwyższej sumie opadów (100 mm) był w tym półroczu sierpień a najniższa suma opadów (25 mm) wystąpiła we wrześniu.

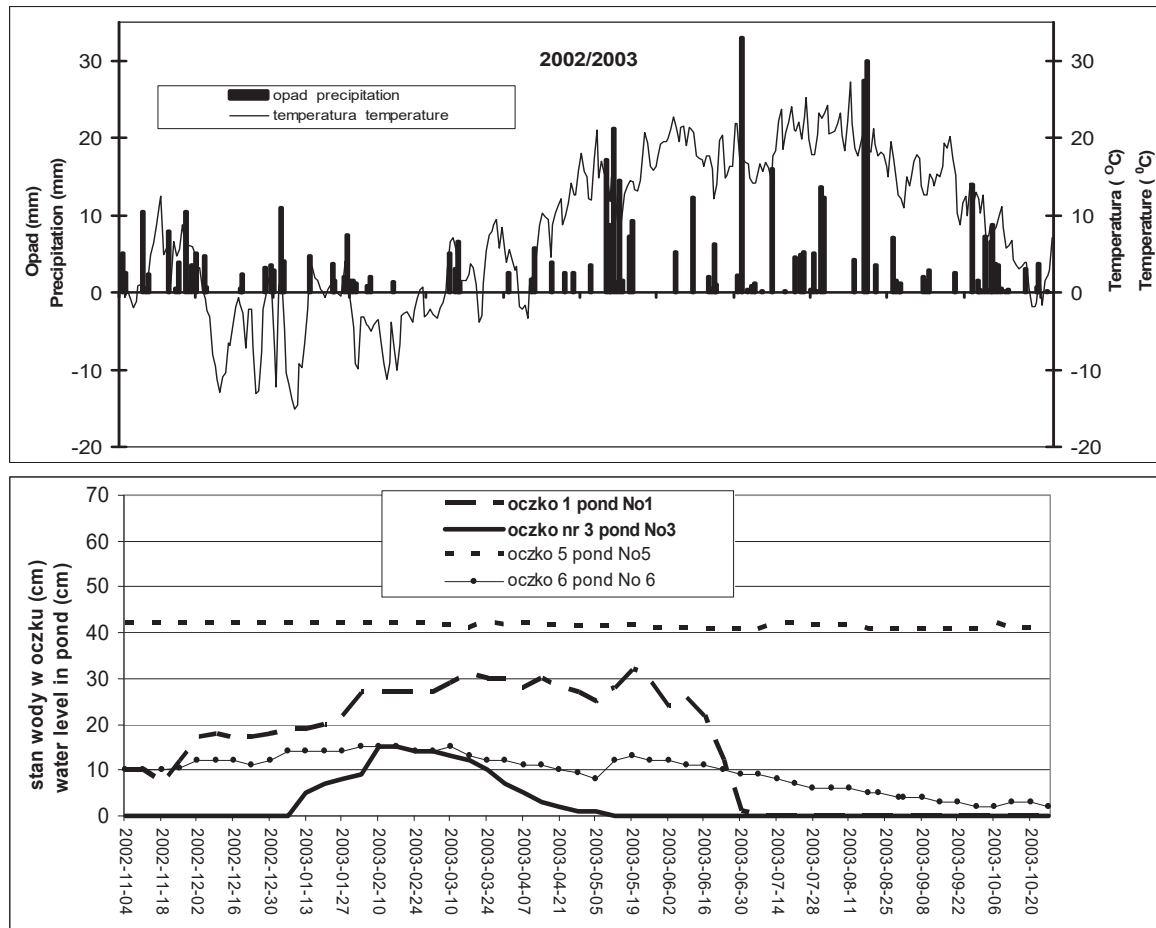
Natomiast rok hydrologiczny 2007/2008 był rokiem suchym, w którym suma opadów wyniosła 457 mm i była niższa od średniej z wielolecia o 103 mm (tab. 2). Prawdopodobieństwo wystąpienia takiej sumy opadów, łącznie z niższymi wynosi 24% czyli jeden raz na około 4 lata. Średnia roczna temperatura powietrza wyniosła w tym roku 9,8°C i była niższa od średniej z wielolecia o 0,8°C. W półroczu zimowym tego roku suma opadów (212 mm) była zbliżona do średniej z wielolecia, przy temperaturze powietrza wyższej od średniej o 1,6°C. Najwyższą miesięczną sumę opadów w tym półroczu stwierdzono w marcu (58 mm) a najniższą (13 mm) w lutym. Bardzo suche było półrocze letnie 2008, w którym suma opadów wyniosła 245 mm i była niższa od średniej z wielolecia aż o 105 mm, przy zbliżonej do średniej temperaturze powietrza. Najwyższą miesięczną sumę opadów w tym półroczu, wynosząca 78 mm, wystąpiła w sierpniu a najniższa (15 mm) w czerwcu.

Tabela 2. Półroczne i roczne sumy opadów atmosferycznych oraz średnie półroczne i roczne temperatury powietrza w latach hydrologicznych 2002/2003 i 2007/2008 i ich odchylenia od średnich z wielolecia 1974÷2006

Table 2. Half-year and year precipitation sums and average air temperature in 2002/2003 and 2007/2008 hydrological years, and their deviations from averages of multiyear 1974÷2006

Wyszczególnienie Specification	opad [mm] precipitation [mm]			temperatura [°C] temperature [°C]		
	zima winter XI÷IV	lato summer V÷X	rok year XI÷X	zima winter XI÷IV	lato summer V÷X	rok year XI÷X
Średnia z wielolecia Average of multiyear	210	350	560	2,4	15,5	9,0
Rok 2002/2003 Year 2002/2003	150	354	504	0,1	15,9	8,0
odchylenie deviations	-60	4	-56	-2,3	0,4	1,0
Rok 2007/2008 Year 2007/2008	212	245	457	4,0	15,7	9,8
odchylenie deviations	2	-105	-103	1,6	0,2	0,8

W półroczu zimowym 2002/2003 stany wody w intensywnie zasilanym wodami źródłiskowymi i posiadającym stały odpływ oczku nr 5 nie wykazywały dużej zmienności i utrzymywały się na średnim poziomie 41,9 cm (rys. 2, tab. 3). Amplituda wahań stanów wody w tym oczku wyniosła w omawianym półroczu tylko 1,1 cm. Natomiast śródlęśne oczka wodne nr 1, 3 i 6, które są oczkami bez dopływu i odpływu, charakteryzowały się większą zmiennością stanów wody. W oczkach nr 3 i 6 maksymalne stany wody wystąpiły odpowiednio w dniu 10 lutego i 10 marca i wyniosły 15 cm. Najpóźniej, w dniu 17 marca wystąpił stan maksymalny w oczku wodnym nr 1 i wyniósł 31 cm. Od trzeciej dekady marca, przy niskich sumach opadów atmosferycznych, stany wody w oczkach nr 1, 3 i 6 opadały do końca omawianego półrocza zimowego. Amplitudy wahań stanów wody osiągały w tych oczkach w omawianym półroczu wartości od 5,5 cm w oczku nr 6 do 24 cm w oczku nr 1 (tab. 3).



Rys. 2. Stany wody w śródlężnych oczkach wodnych nr 1, 3, 5 i 6 na tle dobowych sum opadów i średnich dobowych temperatur powietrza w roku hydrologicznym 2002/2003

Fig. 2. Water levels in ponds No 1, 3, 5 and 6 against daily precipitation sums and daily average air temperatures in hydrological year 2002/2003

Tabela 3. Charakterystyczne stany wody w śródlęsnych oczkach wodnych nr 1, 3, 5 i 6 i amplitudy ich wahań w zimowym i letnim półroczu hydrologicznym 2002/2003

Table 3. Characteristic water levels in pond No 1, 3, 5 and 6 and amplitudes their oscillations in winter and summer hydrological half-year 2002/2003

Okres Period	Oczko nr 1 Pond No1		Oczko nr 3 Pond No3		Oczko nr 5 Pond No5		Oczko nr 6 Pond No6					
	stan wody (cm) water level (cm)	amplituda (cm) amplitude (cm)	stan wody (cm) water level (cm)	amplituda (cm) amplitude (cm)	stan wody (cm) water level (cm)	amplituda (cm) amplitude (cm)	stan wody (cm) water level (cm)	amplituda (cm) amplitude (cm)				
2002/2003												
XI÷IV	min	7	24	min	0	15	min	41,2	1,1	min	9,5	5,5
	śr.	22		śr.	5		śr.	41,9		śr.	12	
	max.	31		max.	15		max.	42,3		max.	15	
V÷X	min	0	32	min	0	1	min	40,7	1,3	min	2	11
	śr.	8		śr.	1		śr.	41,1		śr.	7	
	max.	32		max.	1		max.	42,0		max.	13	

W półroczu letnim 2003 stany wody w śródleśnym oczku wodnym nr 5, podobnie jak w półroczu zimowym, nie wykazywały większej zmienności i utrzymywały się na średnim poziomie 41,1 cm. Minimalny stan wody w tym oczku wystąpił w dniu 16 czerwca i wyniósł 40,7 cm, a stan maksymalny (42,0 cm) stwierdzono pod koniec omawianego półrocza letniego, w dniu 6 października (rys. 2). Amplituda wahań stanów wody w oczku nr 5 wyniosła w analizowanym półroczu letnim 1,3 cm i była zbliżona do tej wielkości z półrocza zimowego. Odmiennie przedstawiał się przebieg stanów wód w oczkach nr 1 i 6, w których stany wody wzrastały od początku półrocza letniego. W dniu 19 maja wystąpiły w tych oczkach stany maksymalne, które wyniosły odpowiednio 32 cm i 13 cm (rys. 2, tab. 3). Duży wpływ na taką sytuację miały opady o łącznej sumie 66mm, które wystąpiły w okresie od 10 do 16 maja. Natomiast w śródleśnym oczku wodnym nr 3 stan wody na początku omawianego półrocza wynosił tylko 1 cm. W dniu 12 maja nastąpił zanik zwierciadła wody w tym oczku i sytuacja taka utrzymała się do końca analizowanego półrocza letniego. Od ostatniej dekady maja, przy wysokich temperaturach powietrza i związanym z nimi parowaniem z powierzchni oczek, wystąpiło opadanie stanów wody w oczkach nr 1 i 6. Na początku lipca nastąpił zanik zwierciadła wody w oczku nr 1 i również w tym oczku zwierciadło wody nie pojawiło się do końca omawianego półrocza. Natomiast w oczku nr 6 na końcu półrocza letniego 2003 wystąpił minimalny stan wody i wyniósł 2 cm. Analizując amplitudy wahań stanów wody w oczkach nr 1, 3 i 6 w półroczu letnim 2003 można stwierdzić, że osiągały one wartości od 1 cm (oczko nr 3) do 32 cm (oczko nr 1).

Na początku półrocza zimowego 2007/2008 stan wody w odpływowym oczku nr 5 wynosił 40,7 cm. Można stwierdzić, że przez cały okres omawianego półrocza zimowego stany wody w oczku nr 5, podobnie jak w półroczu zimowym 2002, nie wykazywały większej zmienności i kształtowały się na średnim poziomie 41,1 cm (tab. 4, rys. 3).

Tabela 4. Charakterystyczne stany wody w śródleśnych oczkach wodnych nr 1, 3, 5 i 6 i amplitudy ich wahań w zimowym i letnim półroczu hydrologicznym 2007/2008

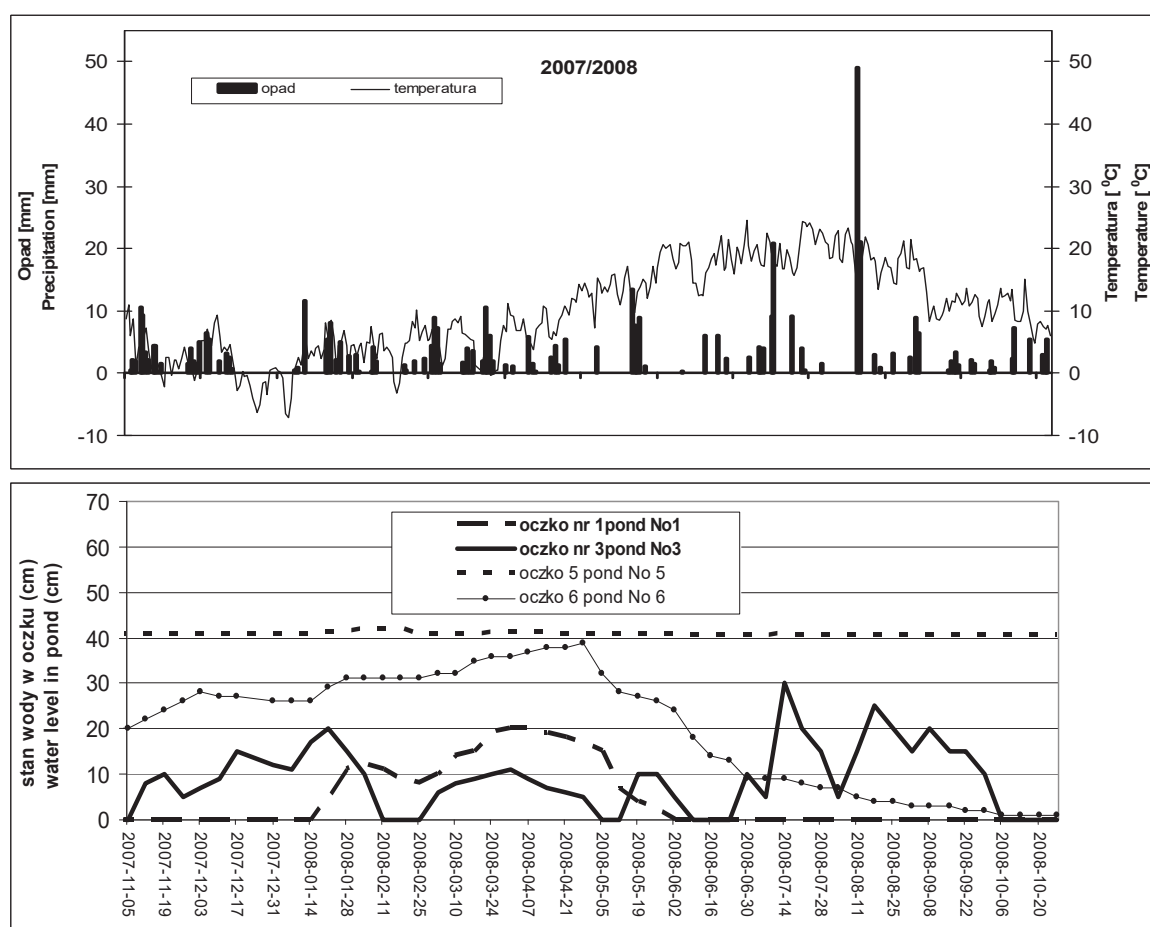
Table 4. Characteristic water levels in pond No 1, 3, 5 and 6 and amplitudes their oscillations in winter and summer hydrological half-year and 2007/2008

Okres Period	Oczko nr 1 Pond No1		Oczko nr 3 Pond No3		Oczko nr 5 Pond No5		Oczko nr 6 Pond No6					
	stan wody (cm) water level (cm)	amplituda (cm) amplitude (cm)	stan wody (cm) water level (cm)	amplituda (cm) amplitude (cm)	stan wody (cm) water level (cm)	amplituda (cm) amplitude (cm)	stan wody (cm) water level (cm)	amplituda (cm) amplitude (cm)				
2007/2008												
XI÷IV	min	0	20	min	0	20	min	40,7	1,1	min	20	19
	śr.	8		śr.	9		śr.	41,1		śr.	30,2	
	max.	20		max.	20		max.	41,8		max.	39	
V÷X	min	0	15	min	0	30	min	40,4	0,6	min	1	31
	śr.	1		śr.	9		śr.	40,6		śr.	10	
	max.	15		max.	30		max.	41,0		max.	32	

Amplituda wahań stanów wody w tym oczku wyniosła w analizowanym półroczu 1,1 cm. W oczkach nr 3 i 6 od początku omawianego półrocza stany wody wzrastały. Natomiast w śródleśnym oczku wodnym nr 1 zwierciadło wody na początku omawianego okresu nie występowało. Opady o łącznej sumie 13 mm jakie wystąpiły na przełomie pierwszej i drugiej dekady stycznia, przy dodatnich w tym okresie temperaturach powietrza, spowodowały pojawienie się w dniu 21 stycznia zwierciadła wody w oczku nr 1 i wystąpienie maksymalnego stanu wody (20 cm) w oczku nr 3. Natomiast stan wody w oczku nr 6 utrzymywał się w tym okresie na poziomie 29 cm. Od dnia 25 lutego zaobserwowano kolejny wzrost stanów wody w analizowanych oczkach. Duży wpływ na taką sytuację miały opady o łącznej sumie 63 mm, które wystąpiły od 19 lutego do 25 marca. W dniu 31 marca wystąpił w oczku nr 1 stan maksymalny i wyniósł 20 cm. Natomiast stany wody w oczkach nr 3 i 6 wynosiły w tym dniu odpowiednio 11 cm i 36 cm. Najpóźniej w omawianym półroczu zimowym, w dniu 28 kwietnia, wystąpił maksymalny stan wody w oczku nr 6 i wyniósł 39 cm.

Amplitudy wahań stanów wody w omawianych oczkach wyniosły w tym półroczu 19 cm w oczku nr 6 i 20 cm w oczkach nr 1 i 3.

W półroczu letnim 2008 zmienność stanów wody w oczku nr 5 była najmniejsza spośród omawianych półroczy. Stan minimalny w tym oczku wyniósł 40,4 cm a maksymalny był większy tylko o 0,6 cm (tab. 4, rys. 3). Natomiast w oczkach nr 1 i 6 stany maksymalne wystąpiły na początku tego półrocza w dniu 5 maja i wyniosły odpowiednio 15 cm i 32 cm. Od drugiej dekady maja, przy wyższych temperaturach powietrza i parowaniu z powierzchni oczek, stany wody w oczkach nr 1 i 6 opadały. W dniu 2 czerwca nastąpił zanik zwierciadła wody w oczku nr 1 i utrzymywał się już do końca analizowanego półrocza letniego. Dalszy niekorzystny przebieg warunków meteorologicznych spowodował, że stany wody w oczku nr 6 opadały do końca tego półrocza i w dniu 27 października stan wody w tym oczku wynosił tylko 1 cm.



Rys. 3. Stany wody w śródleśnych oczkach wodnych nr 1, 3, 5 i 6 na tle dobowych sum opadów i średnich dobowych temperatur powietrza w roku hydrologicznym 2007/2008

Fig. 3. Water levels in ponds No 1, 3, 5 and 6 against daily precipitation sums and daily average air temperatures in hydrological year 2007/2008

Odmiennie przedstawiała się w tym półroczu zmienność stanów wody w oczku nr 3, które miało najmniejszą spośród omawianych oczek powierzchnię. Stan maksymalny w tym oczku wystąpił w dniu 14 lipca i wyniósł 30 cm. Duży wpływ na taką sytuację miały opady o łącznej sumie 42 mm, które wystąpiły na przełomie pierwszej i drugiej dekady tego miesiąca. W oczku tym jeszcze dwukrotnie obserwowano wzrost stanów wody, po opadach które wystąpiły w połowie sierpnia (70 mm) i na początku września (12 mm). Pod koniec tego półrocza, w dniu 6 października nastąpił w omawianym oczku, podobnie jak w oczku nr 1, zanik zwierciadła wody i utrzymywał się do końca omawianego półrocza.

Amplitudy wahań stanów wody w oczkach nr 1, 3 i 6 kształtowały się w tym półroczu na poziomie od 15 cm w oczku nr 1 do 31 cm w oczku nr 6.

Uzyskane wyniki potwierdziły wcześniejsze badania dotyczące małych zbiorników wodnych, w których autorzy podkreślali, że w przypadku oczek wodnych bez dopływu i odpływu, występowały duże wahania stanów wody [2, 13]. Według tych autorów wahania te przypadały głównie na okres półroczy letnich, aż do sytuacji, w której zwierciadło wody w oczku mogło całkowicie zanikać. Natomiast w przypadku śródleśnego oczka wodnego nr 5 wyniki badań były zgodne z wcześniejszymi wynikami uzyskanymi na obszarze Leśnego Zakładu Doświadczalnego Siemianice [7], w których autorzy również podkreślali, że w oczkach wodnych, ze stałym dopływem i odpływem, wahania stanów wody są często bardzo niewielkie.

4. Wnioski

1. Przeprowadzone badania wykazały, że istotnym elementem w charakterystyce śródleśnych oczek wodnych, oprócz ich cech morfometrycznych, jest zmienność stanów wody w tych oczkach.
2. Uzyskane w roku średnio-suchym (2002/2003) i suchym (2007/2008) wyniki badań potwierdziły, że w większości omawianych oczek istotny wpływ na zmiany stanów wody miał przebieg warunków meteorologicznych (opady i temperatury powietrza). Wyjątek stanowiło śródleśne oczko wodne nr 5, w którym największy wpływ na kształtowanie się zmian stanów wody miało jego intensywne zasilanie wodami źródłiskowymi.
3. Maksymalne stany wody w badanych oczkach występowały najczęściej w półroczach zimowych analizowanych lat. Osiągały one wartości od 15cm do 39 cm.
4. Uzyskane wyniki badań potwierdziły również, że na zmienność stanów wody w oczkach, poza przebiegiem warunków meteorologicznych, duży wpływ ma także charakter oczka oraz wielkość jego powierzchni. Największą zmiennością w badanych latach charakteryzowały bezodpływowe oczka nr 1 i 3, a najmniejszą zasilane wodami źródłiskowymi oczko nr 5.

5. W półroczach zimowych badanych lat amplitudy wahań stanów wody w oczkach bezodpływowych wahały się od 5,5 cm do 24 cm a w półroczach letnich osiągały one wartości od 1 cm do 32 cm. Natomiast w odpływowym oczku nr 5 amplitudy wahań stanów wody były znacznie mniejsze i w półroczach zimowych wyniosły one 1,1 cm a w letnich wahały się od 0,6 cm do 1,3 cm.
6. Badania wykazały również, że w bezodpływowych oczkach wodnych, charakteryzujących się największą zmiennością stanów wody, lustro wody może całkowicie zanikać. Zanik zwierciadła wody przypada w tych oczkach najczęściej w okresie półroczy letnich i w dużej mierze wywołany jest wyższymi w tych półroczach temperaturami powietrza i związanym z nimi intensywnym parowaniem z powierzchni oczek.

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. Wyd. Biol. i Nauk o Ziemi. Geografia Nr 14:69÷83, 1985.
3. **Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady** ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej, 98 ss.
4. **Fiedler M.:** *Zmienność amplitud stanów wody gruntowej w zlewni śródpolnego oczka wodnego*. IMiUZ w Falentach, t.1z. 2: 58÷68, 2001.
5. **Kaczmarek L., Kirstein M., Kowara M.:** *Analiza morfometryczna obniżenia bezodpływowych wolińskiej moreny czołowej*. [W:] A. Kostrzewski (red.) Środowisko przyrodnicze i przestrzenna struktura społeczno-ekonomiczna miasta i gminy Międzyzdroje. Mon., Geogr., Poznań 1989.
6. **Kondracki J.:** *Geografia Fizyczna Polski*. Wyd. III, PWN, Warszawa 1978.
7. **Kosturkiewicz A., Szafrański Cz., Korytowski M., Stasik R.:** *Bilanse wodne śródleśnych oczek wodnych*. Czasopismo Techniczne Inżynieria Środowiska, Zeszyt 4-Ś, Kraków 2002.
8. **Kosturkiewicz A., Szafrański Cz., Czopor St., Korytowski M., Stasik R.:** *Związki stanów wód w śródleśnych oczkach wodnych ze stanami wód gruntowych w przyległych siedliskach leśnych*. Konferencja Naukowa „Funkcjonowanie geosystemów w zróżnicowanych warunkach morfoklimatycznych – monitoring, ochrona, edukacja”, Poznań 2001. 237÷250.
9. **Kostrzewa S., Pływaczyk A., Nowacki J.:** *Stosunki wodne użytków rolnych w okresie suszy 1992 na Dolnym Śląsku*. Roczniki Nauk Rolniczych ser. F, 83,3/4:7÷18. 1994.

10. **Kraska M. Kaniecki A.:** *Mała retencja wodna w Wielkopolsce i jej uwarunkowania przyrodnicze*. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Ekologiczne aspekty melioracji wodnych: 123÷139. 1995.
11. **Kucharski L., Samosiej L.:** *Szata roślinna zagłębień śródpolnych Kujaw Południowych. Użytki ekologiczne w krajobrazie rolniczym*. SGGW – AR: 68÷82. 1990.
12. **Mapy topograficzne:** *Herausgegeben von der Preussischen Landesaufnahme*. 1885.
13. **Operat glebowo-siedliskowy i fitosocjologiczny LZD Siemianice**. Zakład Usług Ekologicznych i Urzędzeniowo Leśnych, Poznań 1999. 194 ss.
14. **Pieńkowski P.:** *Analiza rozmieszczenia oczek wodnych oraz zmian w ich występowaniu a obszarze Polski północno-zachodniej*. Zesz. Nauk. AR Szczecin Nr 222, 122 ss, Szczecin 2003.
15. **Ryszkowski L. Balazy S.:** *Krajobraz rolniczy Wielkopolski-zagrozenia i ochrona*. Zakład Badań Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN w Poznaniu, 16 ss, Poznań 1995.
16. **Skwierawski A.:** *Współczesne kierunki przekształceń małych zbiorników wodnych na obszarach rolniczych Pojezierza Olsztyńskiego*. Inżynieria Ekologiczna nr 13, s. 166÷173. 2005.

Characteristic of Forest Ponds Located at Siemianice Experimental Forest Farm Area

Abstract

The paper presents the results of the research carried out in 2002/2003 and 2007/2008 hydrological years. Hydrological year 2002/2003 was a middle-dry year in terms of rainfall – 56 mm lower than multi-year, when the air temperature was 1,0°C lower than multi-year average air temperature. The second analyzed year, 2007/2008 was a dry year – the rainfall total was 103 mm lower than multi-year and the air temperature was 0,8°C lower than average.

The research was carried out in catchments of ponds No. 1, 3, 5 and 6, located in Wielisławice and Laski forestries – area of Siemianice Experimental Forest Farm of Poznan University of Life Sciences. The forests of mentioned forestries are within range of Południowo-Wielkopolska Lowland, on Wysoczyzna Wieruszowska, which is differential morainic plain, cut with the river Prosna headwaters. Discussed areas are located in catchment of Niesob and Pomianka rivers, which are left-bank tributaries of Prosna river. Fresh mixed forest is pre-

dominating in analyzed ponds' catchments – it takes about 95% of the area, and pine in age of ab. 95 years is predominating species of the tree stand.

In areas situated closest to the ponds in analyzed catchments, there is a predominance of proper podzol soils with grain size of loamy sand.

The ponds, discussed in this paper, have features typical for water reservoirs, from which essential are:

- the presence of water table,
- the presence of clearly outlined recess of the area,
- presence of vegetation affiliated with wet areas.

The ponds No. 1 and 6, which have gentle slope, are typical natural melt ponds, ponds no. 3 and 5 are the results of human activities, as evidence by their unnatural shapes. The ponds No. 1 and 3 have no outflow. The pond No. 5 situated at the foot of morainic slope – is intensively supplied by spring waters from adjacent areas and it has constant outflow. According to the information from the local residents, the pond no 5 used to be a fish pond, and pond no. 6 in XIX century used to have an outflow through the ditch – today there's only left 60 m long section. Drainage occurred only at high states, mostly during the spring thaws. Currently discussed pond does not have any drainage, which is mainly attributable to the incidence of lower water levels and silting of the ditch. Two wetlands having their own micro-catchments, located in south-eastern and eastern part of the catchment, has an important role in the water management of pond's no 6 catchment.

Results of the research confirm that in most of analyzed ponds meteorological conditions (precipitation and air temperature) had a significant impact on the change of the water level. The only exception was pond no. 5, where the changes of the water level were caused by intensive supply by the spring waters. Studies have also shown that an important element in the characteristics of forest ponds, in addition to their morphometric features, is the variability of water levels in these ponds. A key determinant of changes in water levels in analyzed ponds, was the course of meteorological conditions, as well as the nature and size. In the research period most variable were ponds no. 1 and 3, characterized by small size and outflow, and the smallest variability had pond no. 5, supplied by the spring waters.

Basing on the results of research and analysis it was also found, that in ponds of small size and with no outflow, with the highest variability of water levels, water table may disappear completely. Disappearance of the water table falls in these ponds mostly during the summer half-years.



Potencjał energetyczny substratów roślinnych pochodzących z nieużytków drogowych

*Magda Dudek, Anna Grala, Marcin Zieliński, Marcin Dębowski
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*

1. Wstęp

Bardzo dużo uwagi przywiązuje się w ostatnim czasie do rozwoju technologii procesów beztlenowych pozwalających na wytworzenie biogazu, czyli nośnika energii zawierającego w swoim składzie głównie metan i dwutlenek węgla. Biogaz stał się więc bardzo pożądanym i czystym źródłem energii, który w układach skogenerowanych, pozwala nam na pozyskanie zarówno energii cieplnej jak i elektrycznej.

Największym problemem w tym przypadku staje się rodzaj oraz sposób pozyskania i przygotowania biomasy przed procesem beztlenowym. W literaturze pojawia się coraz więcej wzmianek oraz badań nad wyspecjalizowaną hodowlą roślin energetycznych, których plantacje byłyby specjalnie ukierunkowane na pozyskanie z nich jak największej ilości biogazu bogatego w metan. W Polsce, ale również na całym świecie uprawia się takie rośliny energetyczne jak sorgo, lucerna, kukurydza, słonecznik, koniczyna, trawa bądź mieszanki trawy z roślinami motylkowymi, buraki cukrowe czy powszechnie stosowane słoma i odpadki z leśnictwa. Źródła literaturowe podają także informacje na temat wyko-

rzystania do celów energetycznych zieleni miejskiej pochodzącej z trawników, stadionów oraz pól golfowych oraz różnego rodzaju odpadów i ścinek pochodzących z przemysłu drzewnego co przyczynia się jednocześnie do utylizacji tych odpadów rozwiązując tym samym problem ich zagospodarowania. Do grupy tej można by dodać jeszcze jeden substrat a mianowicie nieużytki drogowe. W skład ich wchodzi głównie przydrożne trawy oraz liście opadające z przydrożnych drzew. Do najbardziej znanych przydrożnych gatunków zaliczyć można oprócz traw i drzew, głównie liściastych także takie rośliny jak Nostrzyk żółty (*Melilotus officinalis*), Ostrożeń warzywny (*Cirsium olearecum*), Cykoria podróżnik (*Cichorium intybus*), Marchew zwyczajna (*Daucus carota*). Jest to często kłopotliwa biomasa ze względu na jej skażenie substancjami szkodliwymi głównie metalami ciężkimi takimi jak ołów, kadm, rtęć czy cynk, które dostają się ze spalin do gleb skąd później są pobierane przez rośliny. Mogą być one jednak, na co wskazują poniższe badania przefermentowane z korzyścią dla środowiska, ale także niosą za sobą korzyści finansowe. Często zdarza się tak, że biomasa taka jak np. trawy po ścięciu jest pozostawiona na miejscu i nie podlega żadnej utylizacji czy innemu przekształceniu. Jest to cenne źródło biomasy do produkcji energetycznie wydajnego biogazu. Jednak wzrost udziału energii pozyskiwanej z biomasy roślinnej jest procesem długoterminowym. Zastosowanie technologii fermentacji metanowej może w znacznym stopniu usprawnić system produkcji biogazu [4, 7].

Rozwijająca się w ostatnim czasie koncepcja małych biogazowni rolniczych mogłaby skorzystać na współfermentowaniu nieużytków drogowych wraz z innymi rodzajami biomasy i odpadami organicznymi stosowanymi do produkcji biogazu w gospodarstwach rolnych. Produkcja bioenergii z biomasy może się zatem stać jedną z kluczowych możliwości ograniczenia emisji gazów cieplarnianych i zastąpienia paliw kopalnych [2, 5].

2. Metodyka

Substratami jakie zostały zastosowane w doświadczeniu wraz z osadem beztlenowym były przydrożne nieużytki głównie mieszanka rozdrobionych liści z przydrożnych drzew takich jak topola włoska (*Populus nigra*) i lipa (*Tilia europaea*) wraz z trawami. Na potrzeby badań pobrano 5 losowo zebranych próbek o objętości ok. 0,5 l każda.

Próbki zostały pobrane w Olsztynie przy ulicy Warszawskiej zbierano je na długości 5 km, każdą co 1km. Następnie w warunkach laboratoryjnych za pomocą urządzenia Robot Coupe Blixer substrat został rozdrobniony do wielkości cząstek 2 mm i w takiej formie zastosowano go jako wsad do komór fermentacyjnych. Przed przystąpieniem do procesu fermentacji określono dla pobranego substratu zawartość suchej masy oraz zawartość frakcji organicznej i mineralnej. Rozdrobniona i ujednoczona próbka substratu roślinnego dla każdego z pięciu miejsc poboru była sześciokrotnie poddawana je analizie na stężenie suchej masy ogólnej oraz organicznej i mineralnej, poprzez oznaczenie suchej pozostałości, pozostałości po prażeniu oraz strat po prażeniu. W tabeli 1 zaprezentowano charakterystykę testowanej biomasy.

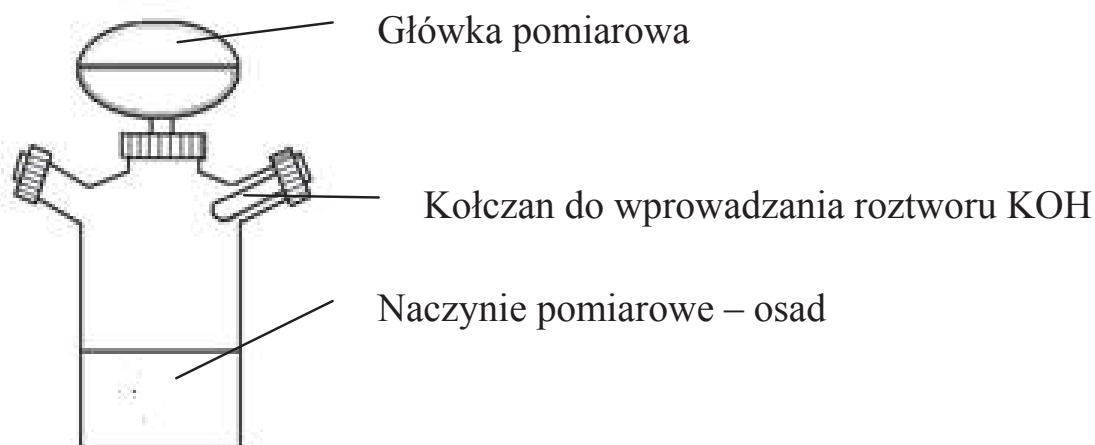
Tabela 1. Wartość suchej masy ogólnej, organicznej i mineralnej
Table 1. The values of the total mass, organic and mineral

Próbka	Sucha masa [mg/g]		
	Ogólna	Organiczna	Mineralna
próbka 1	344	259	86
próbka 2	338	254	84
próbka 3	405	314	92
próbka 4	326	288	38
próbka 5	343	285	58

Metoda badawcza zastosowana podczas prowadzenia doświadczenia pozwoliła określić aktywność osadu beztlenowego, podatność stosowanych substratów organicznych na biodegradację oraz ilość i skład gazowych produktów metabolizmu. Zastosowano zestawy respirometryczne typu Oxi-Top Control firmy WTW. Wyposażone były one w komorę reakcyjną o objętości 1 litra połączoną szczelnie z urządzeniem pomiarowo-rejestrującym. Zastosowana metoda ta pozwala określić aktywność osadu beztlenowego, podatność stosowanych substratów organicznych, czyli w tym przypadku nieużytków przydrożnych na biodegradację a także możliwe było oszacowanie ilości i składu gazowych produktów metabolizmu. Proces prowadzony był przez mikroorganizmy w warunkach beztlenowych a produkcja biogazu określana była dzięki zmianom ciśnienia parcjalego w komorze pomiarowej rejestro-

wanego i analizowanego przez urządzenia pomiarowe. Zastosowano obciążenie w komorze fermentacji wynosiło $1 \text{ kg s.m./m}^3 \cdot \text{d}$.

W celu zapewnienia warunków beztlenowych na początku eksperymentu dokonano odtlenienia objętości reaktora przez przedmuchiwanie azotem. W pojedynczej komorze reakcyjnej umieszczano określoną 25 ml biomasy osadu beztlenowego, a następnie wprowadzano odpowiednią ilość substratu wyliczoną na podstawie zawartości suchej masy organicznej. Wykorzystywany w badaniach osad beztlenowy pochodził z doświadczalnej instalacji biogazowej pracującej w skali półtechnicznej i przetwarzającej substraty roślinne. Kompletny zestaw pomiarowy składający się z komory reakcyjnej oraz urządzenia pomiarowo-rejestrującego umieszczono w szafie termostatu o histerezie nie przekraczającej $\pm 0,5^\circ\text{C}$ (rys. 1). Pomiary prowadzone były w temperaturze 35°C . Czas pomiaru wynosił 20 d. Wartości ciśnienia w komorze reakcyjnej były rejestrowane co 15 min. Siedemnastego dnia pomiaru do specjalnego pojemnika znajdującego się we wnętrzu komory reakcyjnej wprowadzono ok. 2 cm^3 30% zasady potasowej (KOH). Pozwoliło to na wytrącenie z fazy gazowej ditlenku węgla (CO_2). Spadek ciśnienia w komorze reakcyjnej odpowiadał stężeniu ditlenku węgla, natomiast za pozostałą wysokość ciśnienia odpowiadała stężenie metanu.



Rys. 1. Model komory beztlenowej zastosowanej w badaniach wraz z urządzeniem pomiarowo-rejestrującym

Fig. 1. Model of the anaerobic chamber used in the study along with measuring and recording device

Podstawą obliczeń w badaniach respirometrycznych jest równanie gazu doskonałego:

$$n = \frac{p \cdot V}{R \cdot T} \quad (1)$$

gdzie:

n – liczba moli gazu [mol],

p – ciśnienie gazu [Pa],

V – objętość gazu [m^3],

R – uniwersalna stała gazowa [8,314 J/mol · K],

T – temperatura [K].

Zawartość węgla w fazie gazowej:

$$n_{CO_2} + n_{CH_4} = \frac{p_1 \cdot V_g}{R \cdot T} \times 10^{-4} \quad (2)$$

gdzie:

$n_{CO_2 + CH_4}$ – ilość wytworzonych moli ditlenku węgla i metanu [mol],

p_1 – różnica ciśnienia gazu w naczyniu badawczym na początku i na końcu doświadczenia, spowodowana zużyciem tlenu i absorpcją powstającego CO_2 [hPa],

V – objętość fazy gazowej w komorze pomiarowej [ml],

R – stała gazowa [8,314 J/mol · K],

T – temperatura inkubacji [K],

10^{-4} – współczynnik przeliczeniowy Pa na hPa oraz m^3 na cm^3 .

Liczbę moli 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:

n_{CO_2} – liczbę wytworzonych moli ditlenku węgla [mol],

p_2 – 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_{KOH} – objętość roztworu KOH [ml].

Liczbę moli metanu w fazie gazowej:

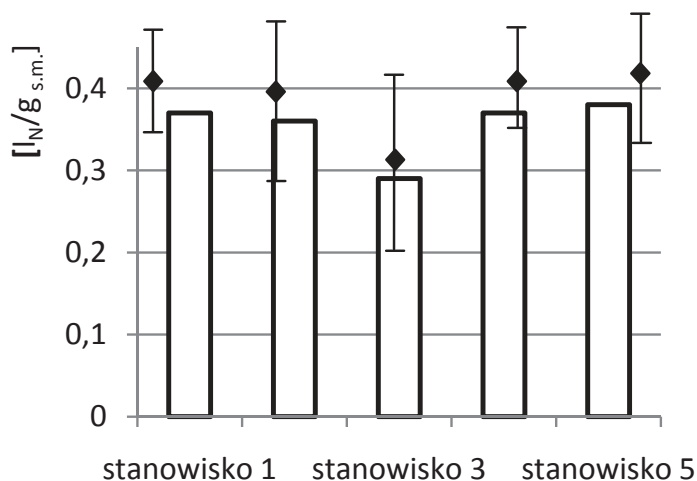
$$n_{CH_4} = n_{CO_2+CH_4} - n_{CO_2} \quad (4)$$

Dla substratu pobranego w każdym z pięciu miejsc dokonano sześciokrotnego powtórzenia analizy ilości i jakości produkowanego biogazu. Wyznaczono wartości średnie oraz błąd i odchylenie standardowe ilości produkowanego biogazu oraz zawartości podstawowych składników: metanu i dwutlenku węgla. Normalność rozkładu została potwierdzona testem W Szapiro–Wilka, natomiast hipotezę o jednorodności wariancji w grupach weryfikowano na podstawie testu Leveney’a. Badania różnic między średnimi z poszczególnych grup przeprowadzono stosując test Tukeya RIR (rozsądnych istotnych różnic).

3. Wyniki badań

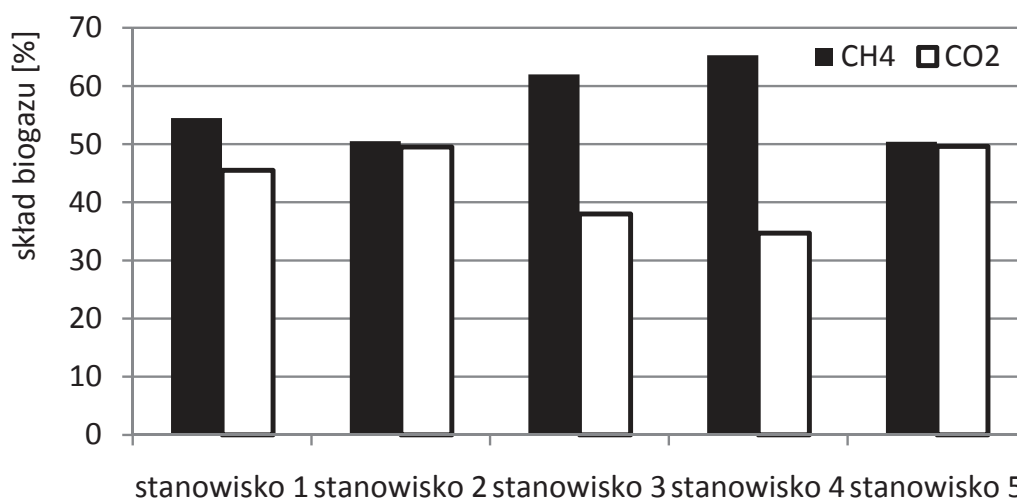
Przeprowadzone badania respiometryczne określające ilość i skład biogazu powstającego w wyniku fermentacji metanowej roślin pochodzących z obszarów zieleni przydrożnej wskazują na znaczny potencjał tego substratu. Ilość powstającego biogazu w warunkach eksperymentu wynosiła średnio od 0,29 l/g_{s.m.} w przypadku próbek pobranych na stanowisku 3, do 0,38 l/g_{s.m.} w przypadku próby pobranej na stanowisku 5 (rys. 2). Przy czym nie stwierdzono statystycznie istotnych różnic w ilości powstającego biogazu pomiędzy próbami poddawanej fermentacji substratu z kolejnych stanowisk badawczych. Największa zmienność wewnątrz grupy miała miejsce w przypadku badań fermentacji substratu ze stanowiska 3. Minimalnie na tym stanowisku uzyskano 0,2 l/g_{s.m.}, maksymalnie natomiast 0,38 l/g_{s.m.} biogazu.

Skład biogazu powstałego podczas fermentacji metanowej substratu roślinnego pochodzącego z nieużytków drogowych cechowała znaczna zmienność zależnie od stanowiska poboru. Średnio dla wszystkich stanowisk metan stanowił 56,5%, natomiast ditlenek węgla 43,5%. Największą procentową zawartość metanu stwierdzono w przypadku procesu fermentacji roślin pochodzących ze stanowiska 4, w tym przypadku metan stanowiła, aż 63% powstałego biogazu. Znacząco niższy był udział metanu w biogazie pozyskanym z substratu ze stanowiska 2 i 4. W tym przypadku metan stanowił około 50,5% (rys. 3).



Rys. 2. Ilości biogazu uzyskiwane z substratu pochodzącego z nieużytków drogowych

Fig. 2. The quantities of biogas generated from the substrate from road barrens



Rys. 3. Procentowa zawartość podstawowych składników biogazu

Fig. 3. The percentage of basic components of biogas

4. Dyskusja wyników

Możliwość wykorzystania roślin energetycznych jako substratu do procesu biogazownia jest przedmiotem licznych doniesień naukowych. Seppälä i inni (2000) badali wydajność energetyczną czterech rodzajów traw: kupkówka pospolita *Dactylis glomerata* L., kostrzewa wysoka *Festuca arundinaceae* Schreb, mozga trzcinowata *Phalaris arundi-*

naceae L. oraz *Phleum pratense L.*). Szczegółowe ilości pozyskanego metanu z plonów wszystkich traw wynosiła od 253 do 394 l_N/kg_{s.m.}. Średnia właściwa wydajność metanu z pierwszego zbioru wszystkich traw była zawsze wyższa niż ze zbioru drugiego. Wartości te są zbliżone do uzyskanych w prezentowanych badaniach. Średnio dla wszystkich stanowisk ilość powstającego biogazu wynosiła 354 l_N/kg_{s.m.} [6]. Podstawowym składnikiem pobieranych na kolejnych stanowiskach substratów roślinnych były trawy, stąd uzyskiwane ilości biogazu są zbliżone do uzyskiwanych dla traw uprawowych.

W innej publikacji [1] pojawiają się wyniki produkcji metanu z roślin, które dosyć często stanowią substrat w procesie fermentacji metanowej. Autorzy doświadczeniem objęli 7 rodzajów kukurydzy, 2 gatunki pszenicy ozimej, 2 odmiany pszenżyta, 1 żyta ozimego i 6 odmian słonecznika, wariantem były również trawy z użytków zielonych. Badano następujące aspekty: przydatność różnych gatunków i odmian roślin, optymalny czas zbiorów, wydajność metanu z poszczególnych gatunków oraz wydajność metanu z hektara. Wyliczona ilość metanu, który można uzyskać w wyniku fermentacji traw z łąk alpejskich wynosiła według autorów 3200÷3500 m³ CH₄/ha na rok. Była to ilość znacząco niższa od ilości metanu uzyskiwanego z hektara uprawy kukurydzy (7500÷10200 m³/ha·a) [1]. Wyniki te jednoznacznie wskazują iż w przypadku celowych upraw energetycznych bardziej korzystne jest wykorzystanie kukurydzy. Należy jednak pamiętać iż kukurydza posiada znaczne wymagania glebowe, a areale przeznaczone pod uprawy energetyczne z reguły są gorszej jakości. W tym kontekście, a także biorąc pod uwagę rosnące ceny zbóż wydaje się iż wykorzystanie roślin pochodzących z przydrożnych nieużytków zielonych ma uzasadnienie. W większości miast regularnie prowadzi się koszenie trawników, zbierana masa zielona może być potencjalnie cennym substratem w biogazowni.

Kolejni z autorów [3] przeprowadzili badania nad fermentacją odpadów, które stanowiły łodygi bawełny, nasiona kadłuba bawełny oraz makuchy bawełny. W eksperymencie zastosowane specjalne podłoże zawierające wszystkie niezbędne makro i mikro składniki odżywcze potrzebne do prawidłowego wzrostu bakterii beztlenowych. Doświadczenie przeprowadzono dla dwóch różnych stężeń odpadów (30 i 60 g). W ciągu 23 dni trwania procesu fermentacji udało się osiągnąć kolejno z zastosowanych substratów 65, 86 i 78 ml CH₄ z 1 g odpadów [3].

5. Podsumowanie

Uzyskane wyniki wielkości produkcji oraz składu biogazu, powstającego podczas fermentacji metanowej substratu roślinnego pochodzącego z nieużytków przydrożnych wskazują na potencjalną możliwość wykorzystania tego źródła biomasy. Średnio uzyskiwano biogaz w ilości 0,354 l/g_{s.m.} (354 m³/t) przy zawartości metanu około 56,5%. Biorąc pod uwagę iż w większości miast w naszym kraju prowadzi się regularne okresowe koszenie terenów zielonych w miastach można wykorzystywać pozyskiwany materiał jako wsad do lokalnych biogazowni. Koszona trawa jest zbierana i wywożona, koszt związany z tą operacją jest więc ponoszony niezależnie od tego, czy substrat zostanie wykorzystany czy nie.

Podziękowania

Przedstawione prace zostały wykonane w ramach realizacji projektu kluczowego pt. Modelowe kompleksy agroenergetyczne jako przykład kogeneracji rozproszonej opartej na lokalnych i odnawialnych źródłach energii, nr POIG.01.01.02-00-016/08, realizowanego w ramach Programu Operacyjnego Innowacyjna Gospodarka 2007÷2010.

Literatura

1. **Amon T., Amon B., Kryvoruchko V., Machmüller A., Hopfner-Sixt K., Bodiroza V., Hrbek R., Friedel J., Pötsch E., Wagentristl H., Schreiner M., Zollitsch W.:** *Methane production through anaerobic digestion of various energy crops grown in sustainable crop rotations.* Bioresource Technology, Volume 98, Issue 17, Pages 3204÷3212. December 2007.
2. **Faaij A.P.C.:** *Bio-energy in Europe: changing technology choices.* Energy Policy, Volume 34, Issue 3, Pages 322÷342. February 2006.
3. **Isci A., Demirer G.N.:** *Biogas production potential from cotton wastes.* Renewable energy, Volume 32, Issue 5, Pages 750÷757. April 2007.
4. **Nilsson L.J., Pisarek M., Buriak J., Oniszk-Popławska A., Bućko P., Ericsson K., Jaworski L.:** *Energy policy and the role of bioenergy in Poland.* Energy Policy, Volume 34, Issue 15, Pages 2263÷2278. October 2006.
5. **Prochnow A., Heiermann M., Plöchl M., Linke B., Idler C., Amon T., Hobbs P.J.:** *Bioenergy from permanent grassland – A review: 1. Biogas.* Bioresource Technology, Volume 100, Issue 21, Pages 4931÷4944. November 2009.

6. **Seppälä M., Paavola T., Lehtomäki A., Rintala J.:** *Biogas production from boreal herbaceous grasses – Specific methane yield and methane yield per hectare.* Bioresource Technology, Volume 100, Issue 12, Pages 2952÷2958. June 2009,
7. **Styles D., Jones M. B.:** *Current and future financial competitiveness of electricity and heat from energy crops: A case study from Ireland.* Energy Policy, Volume 35, Issue 8, Pages 4355÷4367. August 2007.

The Biogas Potential of Plant Feedstock from Road Barrens

Abstract

The paper presents the results of research on the quantity and quality of biogas produced in the process of methane fermentation of vegetable substrates from road barrens.

The study used a mixture of waste collected along one of the streets in Olsztyn. The waste included in its composition the fallen leaves of roadside trees, especially poplar italian (*Populus nigra*) and linden (*Tilia europaea*) and roadside grasses. In order to efficiently process the collected material it was grinded to particle size of 2 mm using Robot Coupe Blixer. Then for each sample the analysis of solids was performed six times and waste were treated in anaerobic digestion process in the dynamic sets using a respirometric Oxi-Top Control WTW. They were equipped with a reaction chamber with a volume of 1 liter tightly coupled with the device – measuring unit. This method allows to determine the activity of anaerobic sludge, the susceptibility of organic substrates, in this case roadside waste, to biodegradability and it was possible to estimate the quantity and composition of gaseous products of metabolism. The process was carried out by microorganisms under anaerobic conditions and the production of biogas was determined by the changes of partial pressure in the measuring chamber recorded and analyzed by measuring devices. Applied load in the chamber was 1 kg of fermentation d.m./m³·day.

For substrate collected in each of five sites the analysis of quality and quantity of biogas produced was performed. The values of mean and standard deviation of the error and the quantity of biogas and the contents of basic components: methane and carbon dioxide were determined. Normality of distribution was confirmed by a test of the Shapiro-Wilk, while the hypothesis of homogeneity of variance in the groups was verified on the basis of Leveney test.

Tests of differences between the averages of each group were performed using Tukey test RIR (reasonably significant difference).

The amount of biogas in the conditions of the experiment ranged from 0.29 l/g d.m. for samples taken from 3, to 0.38 l/g d.m. in the case of the sample taken from 5 (Figure 2). At the same time there was no statistically significant differences in the amount of biogas formed between the substrate of fermentation attempts of successive research points.

Average for all points was 56.5% methane, and carbon dioxide 43.5%. The highest percentage of methane was found in biogas plants originating from point 4, in this case, methane was up 63% of the resulting biogas. Significantly lower was the participation of methane in the biogas obtained from the substrate from the point 2 and 4. In this case, methane accounted for about 50.5%.

The possibility of using energy crops as a substrate for biogas process is the subject of numerous scientific reports that confirm the effective use of different kinds of biomass fermentation processes. Often, the biomass materials are mainly from agricultural waste or specially geared towards the production of energy crops.

The obtained results of volumes and composition of biogas produced during anaerobic digestion plant substrate from roadside wasteland indicate the potential use of this source of biomass.



Spalanie węgla kamiennego w sektorze komunalno-bytowym – wpływ na wielkość „niskiej emisji”

*Katarzyna Stala-Szlugaj
Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi
i Energią PAN, Kraków*

1. Wprowadzenie

Każdemu z nas bardzo bliska jest tematyka ogrzewania gospodarstwa domowego oraz wytwarzania ciepłej wody użytkowej. Wielu użytkowników zadaje sobie pytanie – zwłaszcza w przypadku nowopowstałych budynków mieszkalnych – jakim paliwem je ogrzewać oraz jaki system grzewczy będzie (najbardziej) optymalny i efektywny dla jego gospodarstwa.

Biorąc pod uwagę rodzaj nośnika energii wykorzystywanego do wytwarzania ciepła i ciepłej wody użytkowej, systemy grzewcze klasyfikowane są na [5]: węglowe, gazowe, olejowe, elektryczne, słoneczne, geotermalne, z zastosowaniem pomp ciepła oraz wykorzystujące odpady komunalne i biomasę.

Z analizy struktury produkcji ciepła w kraju według zużywanych paliw [11] wynika, że najbardziej popularnym paliwem w Polsce jest

węgiel kamienny. W roku 2008 prawie 75,8% ciepła było wytwarzanych z tego surowca, natomiast z oleju opałowego – 7,7%, z gazu ziemnego – 5,6%, z biomasy – 4,8%, zaś 6,1% z pozostałych paliw.

Podstawowym źródłem zaopatrzenia sektora ciepłowniczego, zarówno zawodowego, jak i indywidualnego jest rodzima produkcja węgla kamiennego. Jednakże od kilku lat na krajowym rynku obserwowana jest intensyfikacja importu węgla kamiennego, zwłaszcza z Rosji, Ukrainy i Kazachstanu. W związku z tym odbiorcy indywidualni niejednokrotnie na składach opałowych mogli spotkać się z ofertą zarówno krajowego surowca, jak i węgla obcych producentów.

Sektor komunalno-bytowy jest istotnym źródłem emisji zanieczyszczeń powietrza. Ze względu na małą wysokość emitora (zazwyczaj w gospodarstwach indywidualnych kominy nie sięgają wyżej jak 10÷12 m) emisję z tych źródeł określa się mianem „niskiej emisji”. Wiele gospodarstw domowych nadal wyposażonych jest w przestarzałe piece oraz kotły centralnego ogrzewania, opalane węglem. W artykule podjęto próbę przeanalizowania tego sektora pod względem emisji pyłów i tlenków siarki (ze spalania węgla) w rozbiciu na węgle krajowe i importowane.

Analizę przeprowadzono w oparciu o stosowane wzory empiryczne przy założeniach pozyskanych z rzeczywistych parametrów jakościowych węgla handlowych oferowanych na krajowych składach opałowych.

2. Zużycie węgla kamiennego w sektorze komunalno-bytowym

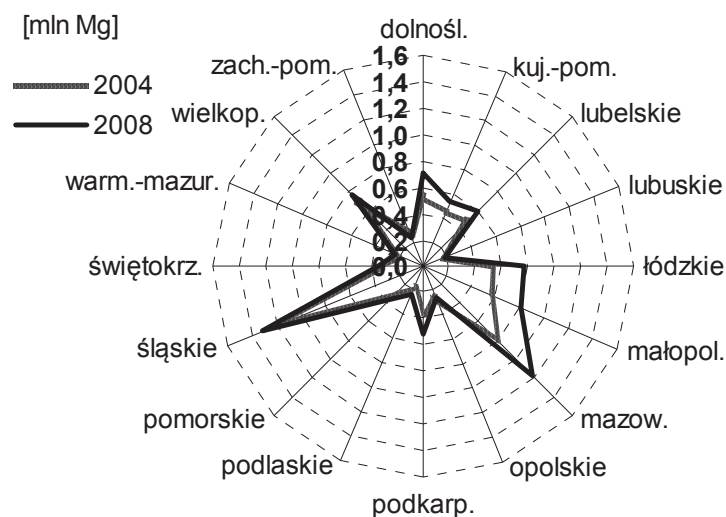
Według statystyk GUS za lata 2004÷2008 [15] drobni odbiorcy, po elektrowniach i elektrociepłowniach oraz przemyśle i budownictwie, są trzecim dużym odbiorcą węgla kamiennego w Polsce. W latach 2004÷2008 średnie zużycie węgla w tym segmencie rynku wyniosło 10,8 mln Mg, co daje 13% udział w ogólnym zużyciu tego paliwa w kraju. W statystykach GUS sektor drobnych odbiorców obejmuje rolnictwo, gospodarstwa domowe oraz tzw. pozostałych odbiorców.

Rynek drobnych odbiorców tworzący sektor komunalno-bytowy, składa się m.in. z ponad 13,3 mln stale zamieszkałych gospodarstw domowych, z których 67% położonych jest w miastach, zaś 33% na wsi (dane według statystyk GUS pochodzących ze spisu powszechnego z roku 2002 [14]). Natomiast z 12,9 mln mieszkań (dane za rok 2007)

78% wyposażonych jest w instalacje centralnego ogrzewania (z tego: 85% w mieście i 64% na wsi).

Dlatego dla górnictwa węgla pomimo dużego rozproszenia, drobni odbiorcy są istotnym uczestnikiem rynku, a ponad 25% przychodów tej branży [3] pochodzi ze sprzedaży węgla energetycznego do tego sektora.

Biorąc pod uwagę rozkład zużycia węgla kamiennego w gospodarstwach domowych według województw [17] można stwierdzić, że największa konsumpcja przypada na województwo śląskie. W latach 2004÷2008 wynosiła średnio 1,3 mln Mg tego paliwa ze średnim – 1,6% udziałem w ogólnym zużyciu węgla w kraju. Rysunkiem 1 zilustrowano zużycie węgla kamiennego w gospodarstwach domowych w roku, w którym wystąpiło największe (w 2008 tj. 9,0 mln Mg) i najmniejsze (w 2004 tj. 7,2 mln Mg) zużycie węgla.

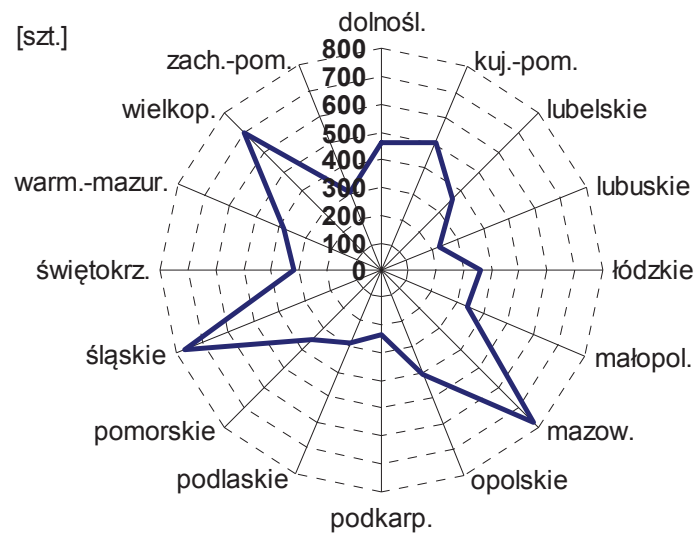


Rys. 1. Zużycie węgla w gospodarstwach domowych według województw

Fig. 1. Coal consumption in households by provinces

Źródło: opracowano na podst. danych [15]

Rynek komunalno-bytowy tworzą również lokalne kotłownie, które za pośrednictwem sieci przesyłowej dostarczają ciepło do odbiorcy (m. in. do budynków mieszkalnych, urzędów, instytucji etc.). Z ponad 14 tys. lokalnych kotłowni (dane za rok 2009 [12]), w prawie połowie użytkowano kotły węglowe, z których najwięcej przypadało na województwo mazowieckie – 778 szt., następnie śląskie – 762 i wielkopolskie – 701 szt. (rys. 2).



Rys. 2. Liczba kotłów ciepłych opalanych węglem kamiennym w lokalnych kotłowniach według województw, dane za rok 2009

Fig. 2. Number of coal heated local boilers by provinces, 2009

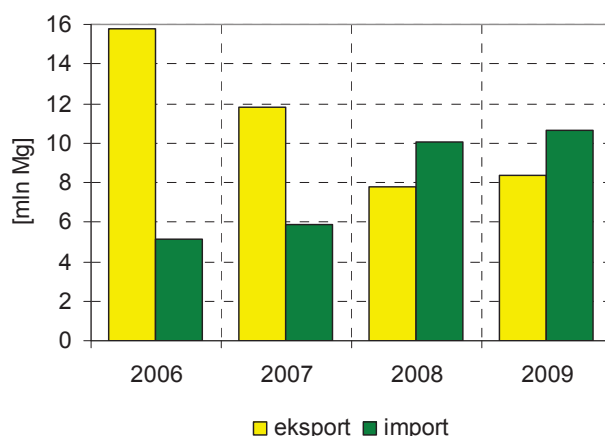
Źródło: opracowano na podst. danych [12]

3. Zagadnienia importu węgla kamiennego

Od kilku lat obserwowany jest stały wzrost importu węgla kamiennego do Polski. Szczególna intensyfikacja nastąpiła w trakcie trwania ostatniego światowego kryzysu gospodarczego a rok 2008 był pierwszym, w którym import węgla przewyższył eksport, zaś Polska po raz pierwszy w historii stała się importerem netto (rys. 3).

Statystyki Agencji Rynku Energii – ARE za lata 2006÷2009 [10] pokazują, że do Polski sprowadzany jest głównie węgiel energetyczny stanowiący średnio 74% importowanego węgla. Ponadto z danych Eurostatu [16] wynika, że zasadniczy import tego surowca odbywa się koleją (ze średnim udziałem w latach 2006÷2009 wynoszącym 82%), a głównym dostawcą jest Rosja, Ukraina i Kazachstan (rys. 4).

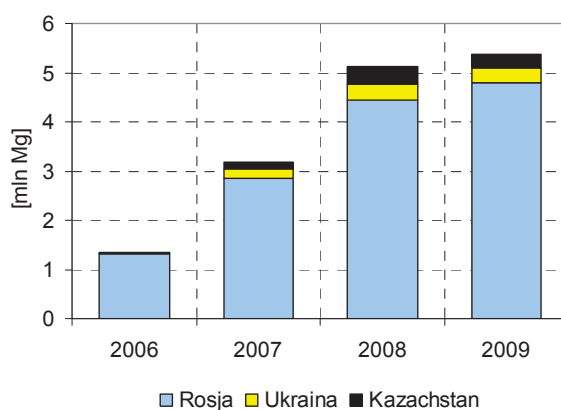
Geograficzny rozkład kolejowych dostaw importowanego węgla w roku 2009 pokazuje, że zasadniczą rolę odgrywały kolejowe przejścia graniczne w Kuźnicy (Bruzgi po stronie białoruskiej), Terespolu (Brześć po stronie białoruskiej), Braniewie (Mamonowo po stronie rosyjskiej) i Hrubieszowie (Izow po stronie ukraińskiej) [7].



Rys. 3. Eksport oraz import węgla kamiennego do Polski, lata 2006÷2009

Fig. 3. Hard coal export and import to Poland, 2006-2009

Źródło: opracowano na podst. danych [10]



Rys. 4. Kolejowy import węgla do Polski z Europy Wschodniej, lata 2006÷2009

Fig. 4. Imports of hard coal to Poland by rail from Eastern Europe, 2006-2009

Źródło: opracowano na podst. danych [16]

W związku z dużą dostępnością węgla rosyjskiego (związaną zarówno z importem kolejowym, jak i morskim), krajowy odbiorca stanął przed wyborem rodzimego surowca i węgla z importu. Niejednokrotnie atrakcyjność cenowa oferowanego węgla mogła decydować o jego zakupie. Z porównania ofert cenowych węgla krajowych i importowanych (sortyment: miał, groszek i orzech) w latach 2009÷2010 wynika [8], że dla kupującego na składach opałowych cena węgla pochodzącego z importu była niższa średnio o 6% tj. o 2 zł/GJ.

4. Wielkość emisji pyłów i SO₂ ze spalania węgla kamiennego w sektorze komunalno-bytowym

W krajowym sektorze komunalno-bytowym do ogrzewania w głównej mierze wykorzystywane są paleniska rusztowe cechujące się przestarzałymi rozwiązaniami technicznymi, niską sprawnością energetyczną (wg [3] rzędu 25÷60%) i (praktycznie) brakiem urządzeń odpylających.

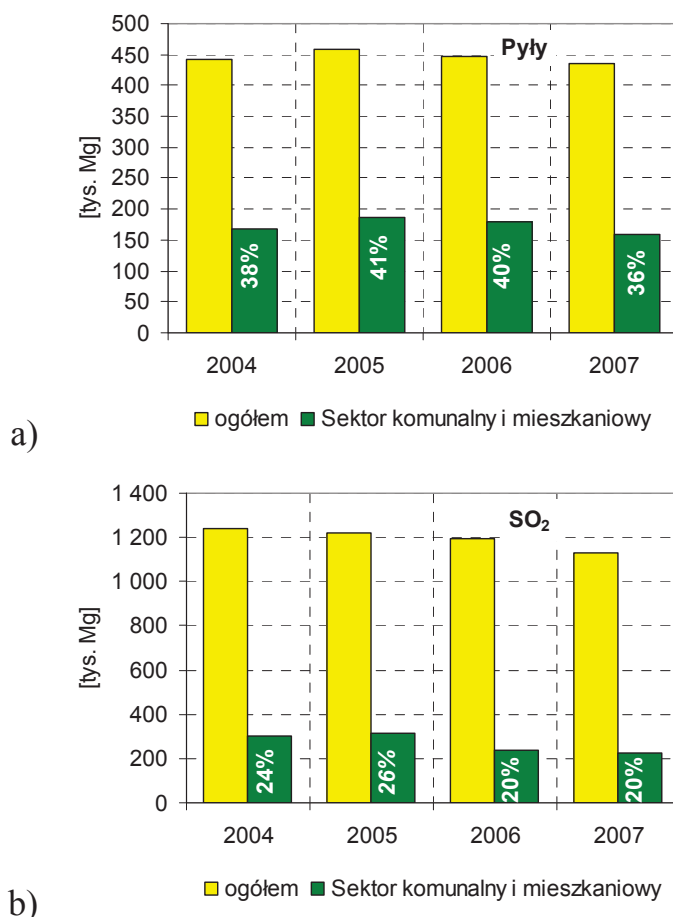
Analizując całkowitą emisję głównych zanieczyszczeń powietrza w roku 2007 [13], sektor komunalny i mieszkaniowy był głównym emitentem tlenku węgla (1,6 mln Mg CO) i pyłów (436 tys. Mg) oraz drugim – tlenku siarki (IV) (222 tys. Mg SO₂) i niemetanowych związków organicznych (100 tys. Mg) (tab. 1). W tabeli pokazano udział emisji z sektora komunalnego i mieszkaniowego w całkowitej emisji w kraju (kol. 5). Natomiast kolumna szоста mówi o zajmowanej pozycji w emisji danego zanieczyszczenia w skali kraju w odniesieniu do wszystkich wyróżnionych w statystykach GUS [13] rodzajów działalności (tj. sektora produkcji i transformacji energii, procesów spalania w przemyśle, procesów produkcyjnych, wydobywania i dystrybucji paliw kopalnych, zastosowania rozpuszczalników i innych produktów, transportu drogowego oraz innych pojazdów i urządzeń).

Tabela 1. Całkowita emisja głównych zanieczyszczeń powietrza z procesów spalania w sektorze komunalno-bytowym, rok 2007

Table 1. Total emission of main air pollutants from combustion in municipal and housing sector, 2007

Zanieczyszczenie powietrza	Wielkość emisji		Udział w emisji		
	ogółem	S. komunalny i mieszkaniowy	ogółem	S. komunalny i mieszkaniowy	
	[tys. Mg]	[tys. Mg]	[%]	[%]	Pozycja w krajowej emisji
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
SO ₂	1 131	222	100	20	2
NO _x	885	77	100	9	4
CO	2 603	1 588	100	61	1
Niemetanowe lotne zw. organiczne	596	100	100	17	2
Amoniak	292	–	100	–	–
Pyły	436	159	100	36	1

Źródło: opracowano na podst. danych [13]



Rys. 5. Udział sektora komunalnego i mieszkaniowego w całkowitej emisji zanieczyszczeń pyłu (a) i SO_2 (b), lata 2004÷2007

Fig. 5. Share of municipal and housing sector in total emission of air pollutants (a) dust, (b) SO_2 ; 2004-2007

Źródło: opracowano na podst. danych [13]

5. Oszacowanie wskaźników emisji pyłu ogółem i tlenków siarki ze spalania węgla krajowego i importowanego

Wielkość emisji z sektora komunalnego jest trudna do oszacowania. Utrudnieniem jest pojawianie się sezonowości związanej z występowaniem w okresie zimowym zwiększonego użytkowania systemów grzewczych.

Istnieje jednakże szereg metod szacowania emisji np. stosowanie modeli matematycznych rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń powietrza [9] oraz stosowanie wzorów empirycznych (np. [6, 4]).

W związku z tym, że sektor ten niejednokrotnie w głównej mierze wpływa na wielkość emisji zanieczyszczeń w naszym kraju, obliczono wskaźniki emisji pyłu ogółem oraz tlenków siarki (podawanych tradycyjnie w przeliczeniu na SO₂) dla krajowego i importowanego węgla kamiennego. Założono, że do celów grzewczych wykorzystywane są tradycyjne, niesprawne piece węglowe lub niskosprawne kotły c.o. Według [6], najbardziej skuteczną metodą szacowania emisji zanieczyszczeń jest metoda opierająca się na statystyce energetycznej zużytego paliwa oraz na odpowiednich wskaźnikach emisji.

Wskaźnik emisji pyłu ogółem – WE_{pył} obliczono za [6] i [4] według wzoru (1):

$$WE_{pył} = \frac{A}{Q} \cdot u_p \cdot \left(1 - \frac{\eta_0}{100}\right) \cdot 10^7 \text{ [g/GJ]} \quad (1)$$

gdzie:

A – zawartość popiołu w paliwie [%],

Q_t – wartość opałowa węgla [kJ/kg],

u_p – unos pyłu [%],

η_0 – skuteczność urządzeń odpylających [%].

Dla węgla spalanego w kotłach z rusztem stałym unos pyłu wynosi 10÷20% [6], w obliczeniach przyjęto, że $u_p = 20\%$. Natomiast pewną trudność sprawiło określenie wielkości skuteczności urządzeń odpylających. W wielu gospodarstwach domowych dominują raczej przestarzałe paleniska nie posiadające żadnych urządzeń odpylających i prawie cała emisja pyłu obciąża atmosferę. W związku z powyższym zakładając, że jednak pewien odsetek pyłu osiada na ściankach kotła i komina, do obliczeń przyjęto wielkość η_0 na poziomie 1%.

Wskaźnik emisji SO₂ – WE_{SO₂} obliczono za [6] i [4] według wzoru (2):

$$WE_{SO_2} = \frac{S}{Q_t} \cdot 2 \cdot (1 - r) \cdot 10^7 \text{ [g/GJ]} \quad (2)$$

gdzie:

S_t – zawartość siarki całkowitej w węglu [%],

Q_i – wartość opałowa węgla [kJ/kg],

2 – stosunek mas molowych SO₂ i S,

r – względna ilość siarki zatrzymanej w popiele.

W obliczeniach r przyjęto na poziomie 0,2, ponieważ udział siarki pozostającej w odpadach w małych paleniskach – wg [6] – dochodzi do 20%.

Wyniki obliczeń w podziale na węgle krajowe i importowane zaprezentowano w tabeli 2. Wykorzystane dane (zarówno cenowe, jak i dotyczące specyfikacji jakościowej) pochodziły z ofert węgla handlowych prezentowanych na stronach internetowych składów opałów w latach 2009÷2010 [np. 18÷22]. Wzięto pod uwagę oferty węgla krajowych i importowanych o sortymentach: groszek, orzech i kostka. Z analizowanych ofert węgle importowane charakteryzowały się wyższą kalorycznością i dużo niższą zawartością siarki.

W celu bezpośredniego porównania cen węgla o zróżnicowanej jakości, oferty węgla posiadające specyfikację jakościową przeliczono na zł/GJ.

Na podstawie wykonanych obliczeń wskaźników emisji $WE_{pył}$ i WE_{SO_2} można zauważyć, że przy założonych parametrach, generalnie ze spalania węgla importowanych następuje mniejsza emisja zanieczyszczeń. W rozważanym przedziale czasowym wskaźniki emisji pyłu i SO_2 obliczone dla węgla krajowych cechowały się większą zmiennością niż dla ofert węgla importowanych. Różnica pomiędzy minimalnym a maksymalnym wskaźnikiem $WE_{pył}$ i WE_{SO_2} dla węgla importowanych wynosiła odpowiednio ok.: 490 g/GJ oraz 1300 g/GJ i była niższa od węgla pochodzących z oferty krajowej o 52% i 79%. Na dodatkową atrakcyjność węgla importowanych wpływa również ich cena, a różnica pomiędzy minimalną a maksymalną ofertą cenową była o połowę niższa od cen węgla krajowych (tj. o 5 zł/GJ).

Rozważając wykorzystywanie do celów grzewczych naszego głównego surowca energetycznego, to spalanie wysokokwalifikowanych paliw węglowych (tj. paliw wysokokalorycznych, niskozasiarczonych, o powtarzalnych parametrach jakościowych – produkowanych przez krajowe spółki węglowe) przynosi w redukcji niskiej emisji wymierne efekty. Na przykład z analiz przedstawionych w projekcie „Programu Ochrony Powietrza dla województwa małopolskiego [17] poprzez zastosowanie kotłów węglowych retortowych na groszek EKORET o sprawności 85%, wskaźnik emisji pyłu ogółem wyniósł 32 g/GJ (z redukcją emisji pyłu wynoszącą 84%), zaś wskaźnik emisji SO_2 – 446 g/GJ (z redukcją emisji SO_2 rzędu 35%).

Tabela 2. Wyniki obliczeń wskaźnika emisji pyłu i tlenków siarki dla węgla krajowych i importowanych

Table 2. Index of dust emission and oxide sulfur from import and domestic coal, results of calculations

Wyszczególnienie	Jednostki	Kraj	Import
		zakres	zakres
Parametry i cena węgla (w stanie roboczym)*			
wartość opałowa Q_i^r	[MJ/kg]	21÷31	23÷29
zawartość siarki S_i^r	[%]	0,6÷1,2	0,3÷0,5
zawartość popiołu A^r	[%]	5÷13	5÷10
cena	[zł/Mg]	34÷610	315÷435
	[zł/GJ]	16÷26	12÷17
Obliczone wskaźniki emisji			
$WE_{pył}$	[g/GJ]	220÷1270	370÷860
WE_{SO_2}	[g/GJ]	3100÷9140	1780÷3080
Różnica między wartością minimalną a maksymalną			
$WE_{pył}$	[g/GJ]	1050	490
WE_{SO_2}	[g/GJ]	6050	1300

Źródło: obliczenia własne

* oferty cenowe oraz parametry jakościowe węgla handlowych na składach opałowych [np. 18÷22]

Obliczony w niniejszym artykule wskaźnik $WE_{pył}$ mieścił się w zakresie od 220 do 1270 g/GJ dla węgla krajowych, dla importowanych – od 370 do 860 g/GJ; wskaźnik emisji WE_{SO_2} w przedziale od 3100 do 9140 g/GJ dla węgla krajowych, dla importowanych – od 1780 do 3080 g/GJ. Te wskaźniki określone zostały jednak dla warunków spalania w tradycyjnych paleniskach o niskiej sprawności (jakie dominują np. w gospodarstwach domowych), bez możliwości redukcji emisji zanieczyszczeń. Porównanie to wskazuje, że zastąpienie tych nieefektywnych palenisk piecami nowej generacji – np. kotłami retortowymi – pozwoliłoby na wyraźną redukcję emisji.

Efektywność działań w zakresie ochrony powietrza w dużej mierze uzależniona jest od polityki i rozwiązań przyjętych na szczeblu samorządów lokalnych, od możliwości pozyskania środków finansowych oraz

od zrozumienia ze strony społeczeństwa. Istotnym jest realizacja zadań ekologicznych mających na celu likwidację niskosprawnych kotłowni, wymianę wyeksploatowanych kotłów na nowoczesne, zwiększanie udziału źródeł energii odnawialnej oraz promowanie działań zmniejszających straty ciepłe w budynkach [2]. Niestety, w społeczeństwie brak jest wiedzy na temat wykorzystywania odnawialnych źródeł energii w gospodarstwach domowych oraz o dostępnych mechanizmach ekonomicznych umożliwiających dofinansowanie takiej inwestycji [1].

6. Podsumowanie i wnioski

Jak pokazują dane statystyczne, sektor komunalny od lat jest głównym emitentem pyłów, tlenku siarki (IV), tlenku węgla oraz niemetanowych lotnych związków organicznych. Stosowane w gospodarstwach domowych i lokalnych kotłowniach przestarzałe paleniska i kotły, spalanie niskich jakościowo węgla, a także spalanie wszelkiego rodzaju odpadów komunalnych – zwłaszcza tworzyw sztucznych – przyczynia się do problemu tak zwanej niskiej emisji.

Oszacowane wskaźniki emisji zanieczyszczeń pochodzą ze spalania węgla krajowych i importowanych. Wskaźniki oszacowane dla jednostki masy pokazały, że w trakcie spalania w piecach starej generacji (bez urządzeń odpylających), niższą wartością charakteryzowały się węgle importowane.

Należy podkreślić, że wymierne efekty w zmniejszeniu emisji zanieczyszczeń do powietrza przyniesie zarówno stosowanie węgla o wysokiej jakości (wysokiej wartości opałowej i niskiej zawartości siarki), jak i promowanie spalania tzw. kwalifikowanych paliw węglowych (tj. paliw wysokokalorycznych, niskozasiarczonych, o powtarzalnych parametrach jakościowych – produkowanych przez krajowe spółki węglowe) w wysokosprawnych kotłach. Także wymiana wysokoemisyjnych kotłów na nowoczesne (np. opalane gazem, biopaliwami) czy też na pojedyncze lub zintegrowane systemy ogrzewania – oparte na paleniskach spalających paliwa stałe w połączeniu z zastosowaniem odnawialnych źródeł energii (np. pomp ciepła, kolektorów słonecznych) – przyczyni się do zmniejszenia niskiej emisji.

Literatura

1. **Cholewa T., Pawłowski A.:** *Zrównoważone użytkowanie energii w sektorze komunalnym*. Rocznik Ochrona Środowiska t. 11., cz. 2: 1165÷1178. 2009.
2. **Kłojzy-Karczmarczyk B., Mazurek J.:** *Zadania samorządów lokalnych w procesie likwidacji niskiej emisji*. Wyd. IGSMiE PAN, Kraków, Polityka Energetyczna (półrocznik) t.12 z.2/2, s. 277÷284, 2009.
3. **Kurczabiński L., Łój R.:** *Pozycja Katowickiego Holdingu Węglowego na rynku komunalno-bytowym*. Zeszyty Naukowe nr 78, Wyd. IGSMiE PAN, Kraków, s. 107÷114, 2010.
4. **Lorenz U.:** *Metody oceny wartości węgla kamiennego energetycznego uwzględniająca skutki jego spalania dla środowiska przyrodniczego*. Studia, Rozprawy, Monografie nr 64. Wyd. IGSMiE PAN, Kraków, 84 s. 1999.
5. **Olkuski T.:** *Charakterystyka wytwarzania ciepła w elektrowniach i elektrociepłowniach zawodowych*. Polityka Energetyczna t. 9, z. specjalny. Wyd. IGSMiE PAN, Kraków, s. 621÷631, 2006.
6. **Radović U.:** *Zanieczyszczenie atmosfery. Źródła oraz metodyka szacowania wielkości emisji zanieczyszczeń*. Wyd. Centrum Informatyki Energetyki, Warszawa, 162 s. 1997.
7. **Stala-Szlugaj K.:** *Import węgla kolejną zła wschodniej granicy – uwarunkowania logistyczne*. Wyd. SiTG, Katowice, Przegląd Górniczy nr 3÷4, s. 20÷26, 2010a.
8. **Stala-Szlugaj K.:** *Ceny węgla energetycznego w ofercie pośredników handlowych*. Wyd. IGSMiE PAN, Kraków, Polityka Energetyczna (półrocznik) t.13 z.2, s. 411÷421, 2010b.
9. **Tumidajski T., Foszcz D., Niedoba T.:** *Modele stochastyczne zanieczyszczeń powietrza w aglomeracjach przemysłowych*. Rocznik Ochrona Środowiska t. 11., cz.1: 543÷553. 2009.
10. ARE – Sytuacja energetyczna w Polsce. Krajowy Bilans energii. (kwartalnik), numery z lat 2006÷2009.
11. Biuletyn URE – Sprawozdanie z działalności Prezesa URE w 2009 r. Nr 3(71). Wyd. URE, 143 s. 2010.
12. Infrastruktura komunalna w 2009 r. Wyd. GUS, Warszawa, 24 s. 2010.
13. Ochrona Środowiska, Wyd. GUS, Warszawa, wydania z lat 2005÷2010.
14. Rocznik statystyczny 2009. Wyd. GUS, Warszawa, Rok LXIX, 916 s., 2010.
15. Zużycie paliw i nośników energii, Wyd. GUS, Warszawa, 15 s., wydania z lat 2005-2009.
16. Eurostat – www.epp.eurostat.ec.europa.eu (dane na dzień 10.XII.2010 r.).

17. Program Ochrony Powietrza dla województwa małopolskiego, Zatwierdzony Uchwałą Nr XXXIX/612/09 Sejmiku Województwa Małopolskiego. Kraków, 2009.
18. Skład opałowy – www.energobielsk.pl.
19. Skład opałowy – www.koks-chem.pl.
20. Skład opałowy – www.rolmag.pl.
21. Skład opałowy – www.wegiel.bielsko.pl.
22. Skład opałowy – www.wegiel-lachowicz.pl.

Hard Coal Combustion in the Municipal and Housing sector – Influence on “Low Emission”

Abstract

One of main sources of air pollution is the municipal and housing sector (especially particulate matter emissions). For the sake of emitter height (usually chimneys in houses are 10÷12 meters high) emission from this sources is called “low emission”. However in our country many households still have old coal-fired heat furnace and old coal-fired central heating boiler stoves. Many times these furnaces are fired by low quality coal.

Author has made an attempt to assess and analyse this sector in respect of dust emission factor ($WE_{pył}$) and sulphur oxides emission factor (WE_{SO_2}) for coal from domestic and import sources. Dust emission factor ($WE_{pył}$) and sulphur oxides emission factor (WE_{SO_2}) was calculated using an empirical formula. There was an assumption, that combustion is held in traditional furnace with low efficiency.

The analysis shows, for assumed parameters, that combustion of imported coal generate lower emission. Difference between minimal and maximal value of factor $WE_{pył}$ and WE_{SO_2} for coal from import is 490 g/GJ and 1300 g/GJ, respectively, and was lower than factor $WE_{pył}$ and WE_{SO_2} calculated for domestic coal by 52% and 79%.

Desirable effect of “low emission” reduction can be achieved by radical change of heating system and applied fuel (for example gas-fired or biofuel-fired boiler), and use of renewable energy sources (heat pumps, solar collectors for heat generation etc.).

However measurable effects in air pollution emission reduction brings use of high quality coal (with higher calorific value and lower sulphur content) and burning of qualified coal fuels in high efficient boilers.



Zastosowanie reaktora ASBR do oczyszczania ścieków z przemysłu mięsnego

Anna Kwarciak-Kozłowska, Karolina Mielczarek

Politechnika Częstochowska

Jolanta Bohdziewicz

Politechnika Śląska, Gliwice

1. Wstęp

Intensywny rozwój sektora spożywczego w Polsce odnotowano po roku 2004. Dotacje z Unii Europejskiej umożliwiły wiele inwestycji, a także zwiększenie produkcji oraz poprawy jakości produktów. Przemysł mięsny w kraju tworzy obecnie około 3500 przedsiębiorstw o różnych zakresach oraz profilach działalności. Ten dział gospodarki charakteryzuje się silnym rozdrobnieniem oraz rozproszeniem i obejmuje zarówno małe firmy rodzinne zajmujące się wyłącznie ubojem, jak również wielkie zakłady i spółki [1÷3].

Zakłady przemysłu mięsnego coraz częściej postrzega się jako miejsca generowania trudnych do oczyszczenia ścieków przemysłowych, charakteryzujących się dużym ładunkiem zanieczyszczeń organicznych. Przedmiotowe wody odpadowe oprócz białek i tłuszczu zawierają również w swoim składzie trudnobiodegradowalne związki chemiczne pochodzące z procesu mycia maszyn i hal produkcyjnych. Ich oczyszczanie

napotyka z reguły na poważne trudności wiążące się z dużymi kosztami inwestycyjnymi i eksploatacyjnymi. Średnia ilość ścieków powstająca w zakładzie mięsnym to 150 m³/d czemu odpowiada wielkość RLM wg BZT₅ na poziomie 9500 [2÷6].

Jednym z podstawowych problemów związanych z ochroną środowiska w zakładach mięsnych jest problem zagospodarowania i unieszkodliwienia powstających ścieków oraz odpadów. Nieoczyszczone ścieki odprowadzane do odbiornika mogą naruszyć jego równowagę lub całkowicie zdegradować [2, 4, 7].

W badaniach podjęto próbę określenie możliwości wykorzystania beztlenowego sekwencyjnego bioreaktora typu ASBR do produkcji biogazu i oczyszczanie ścieków z przemysłu mięsnego. Jak wiadomo procesy anaerobowe pozwalają nie tylko na rozwiązanie problemu ekologicznego, jakim jest unieszkodliwienie ścieków, ale również zapewniają korzyści ekonomiczne wynikające z produkcji wysokoenergetycznego gazu fermentacyjnego [8, 9]

2. Substrat badań

Substratem badań były ścieki pochodzące z zakładu mięsnego k/Częstochowy. Pochodziły one z poszczególnych etapów cyklu technologicznego tj. uboju, przetwórstwa mięsa oraz mycia urządzeń i hal ubojowych). Charakterystykę ścieków zaprezentowano w tabeli 1.

Tabela 1. Charakterystyka ścieków z zakładu mięsnego k/Częstochowy
Table 1. Characteristics of wastewater from a meat industry plant near Częstochowa

Wskaźniki zanieczyszczeń	Jednostka	Wartość wskaźnika zanieczyszczeń
ChZT	mg O ₂ /dm ³	1540÷660
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	1400÷1520
pH	–	7,28÷7,33
Zasadowość	mg CaCO ₃ /dm ³	550÷700
LKT	mg CH ₃ COOH/dm ³	840÷857
Azot amonowy	mg NH ₄ ⁺ /dm ³	170÷190
Chlorki	mg Cl/dm ³	700÷800
OWO	mg C/dm ³	760÷810

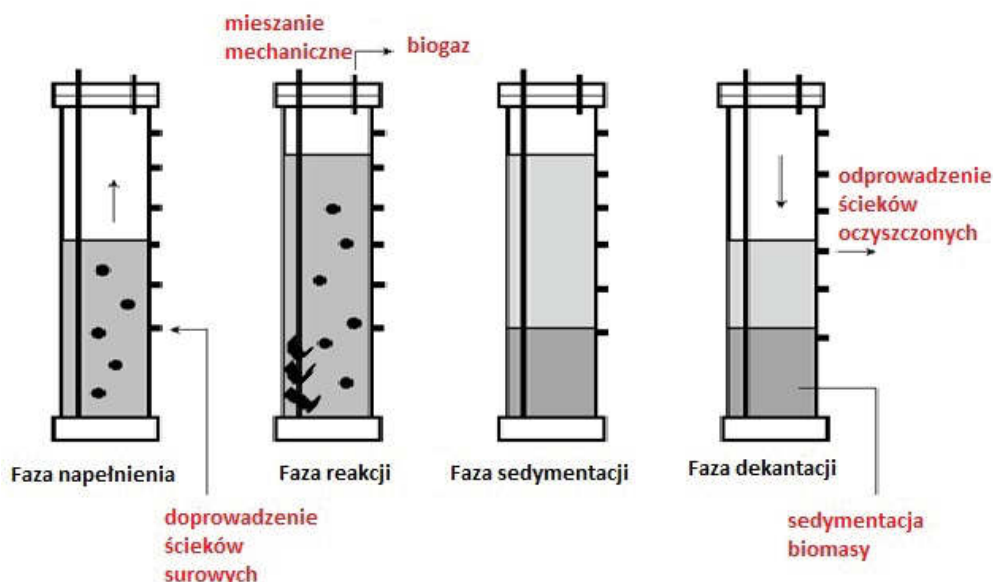
Na terenie zakładu zlokalizowana jest biologiczno-chemiczna oczyszczalnia ścieków poprodukcyjnych oparta na systemie A2/O. Ścieki stosowane w badaniach pobierano bezpośrednio po kratkach i przed odtłuszczaczem.

Osad pochodził z beztlenowego bioreaktora IC pracującego w oczyszczalni ścieków przemysłowych w browarze Żywiec S.A. Posiadał formę granulek o średnicy od 2 mm do 6 mm. Sucha masa osadu wynosiła $80,93 \text{ g/dm}^3$, w tym zawartość substancji organicznych – $69,97 \text{ g/dm}^3$ a stężenie frakcji mineralnej – $10,96 \text{ g/dm}^3$.

3. Aparatura

W badaniach wykorzystano sekwencyjny bioreaktor beztlenowy (ASBR) wykonany ze szkła organicznego w postaci walca o objętości roboczej $11,8 \text{ dm}^3$. Komora bioreaktora otoczona była płaszczem wodnym zapewniający odpowiednią temperaturę prowadzenia procesu fermentacji mezofilowej. W komorze zainstalowano również dwa króćce do wprowadzania i odprowadzania ścieków. W układzie dodatkowo znajdowała się instalacja do ujmowania biogazu, który zbierany był w wypełnionym nasyconym roztworem chlorku sodu cylindrycznym zbiorniku połączonym ze zbiornikiem wyrównawczym.

Schemat pracy reaktora ASBR zaprezentowano na rys. 1.



Rys. 1. Schemat pracy reaktora ASBR

Fig. 1. Schematic of ASBR (Anaerobic Sequential Batch Reactor) work

Ścieki do bioreaktora doprowadzano oraz odprowadzano za pomocą pompy perystaltycznej firmy Masterflex. Do pomiaru składu powstającego biogazu użyto analizatora firmy Geotechnical Instruments GA 2000. Zasada oznaczania stężeń CH_4 , CO_2 oparta jest na metodzie absorpcji w podczerwieni natomiast stężenia O_2 , H_2S i CO mierzone są przy pomocy celek elektrochemicznych.

4. Metodyka badań

Do bioreaktora typu ASBR wprowadzono beztlenowy osad o stężeniu 20 g/dm^3 . Obciążenie bioreaktora ładunkiem zanieczyszczeń wynosiło $1,25 \text{ kg ChZT/m}^3 \cdot \text{d}$, natomiast obciążenie osadu $0,06 \text{ kg ChZT/kg}_{\text{sm}} \cdot \text{d}$. W trakcie pracy reaktora ASBR wyróżniono cztery fazy, których czas trwania wstępnie ustalono na:

- 1) faza napełniania – 0,5 h,
- 2) faza reakcji – 22,5 h,
- 3) faza sedymentacji – 0,5 h,
- 4) faza dekantacji – 0,5 h.

W pierwszej fazie pracy bioreaktora napełniono go ściekami surowymi doprowadzanymi od dołu. Po napełnieniu reaktora rozpoczęła się faza reakcji, w której substancje organiczne rozkładane były do związków prostszych. Zawartość komory reakcyjnej była mieszana mieszadłem mechanicznym w celu zapewnienia kontakt substratu z biomasą. W trzeciej fazie pracy reaktora-sedymentacji, zachodził proces sedymentacji osadu oraz klarowania ścieków. Następnie odprowadzono oczyszczone ścieki. W ten sposób zamykał się pełny cykl pracy reaktora.

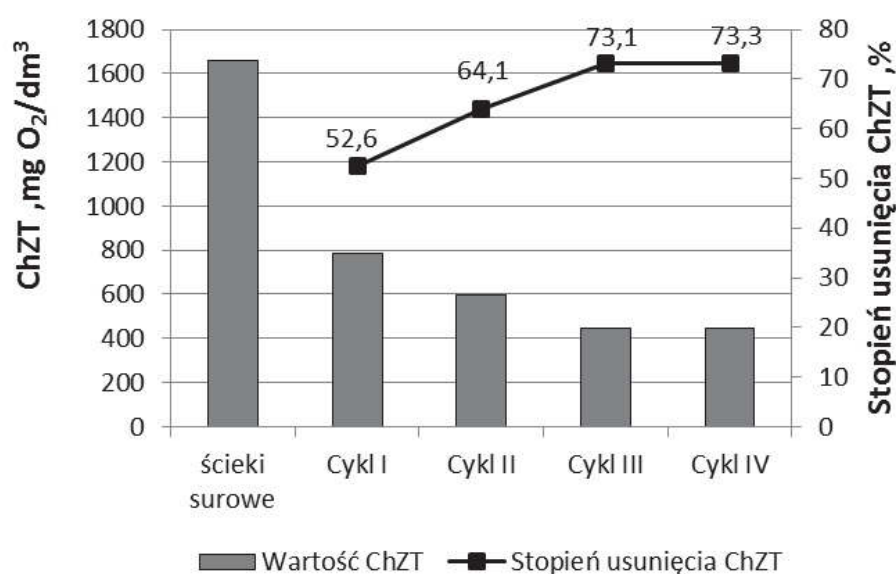
Ocena efektywności procesu polegała na codziennym pomiarze ilości i składu wydzielającego się biogazu oraz wyznaczaniu fizykochemicznych wskaźników zanieczyszczeń oczyszczonych ścieków (tj. pH, zasadowość, LKT, stężenie azotu amonowego i chlorków, ChZT, BZT₅, OWO).

Ścieki poddano również analizom mikrobiologicznym polegającym na oznaczaniu bakterii grupy coli metodą fermentacyjno – probówkową oraz ogólnej liczby bakterii metodą płytkową Kocha.

5. Wyniki badań

5.1. Oczyszczanie ścieków w reaktorze ASBR

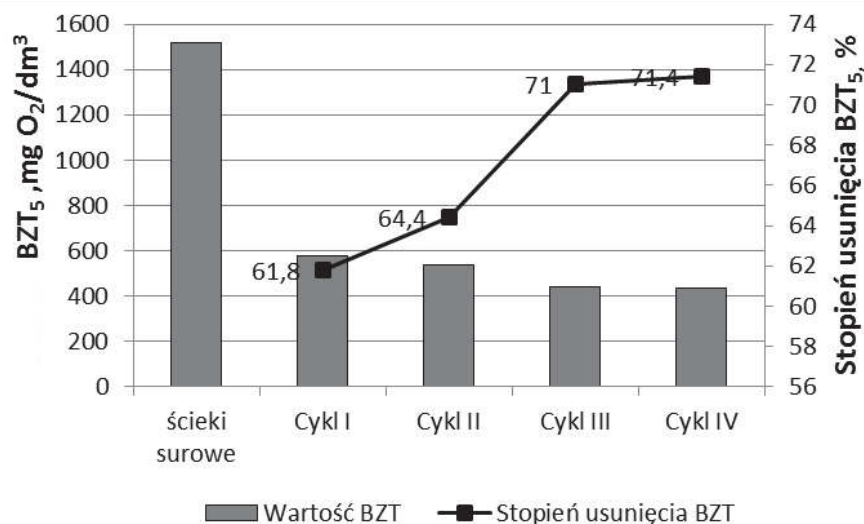
Stężenie ChZT ścieków surowych kształtowało się na poziomie $1540 \div 1660 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. Oczyszczone ścieki przetrzymywane były w reaktorze przez okres 24 h (czas trwania całego cyklu pracy reaktora). Badania prowadzono do momentu uzyskania cykli powtarzalnych. Po cyklu I ChZT ścieków oczyszczonych obniżyło się do poziomu $786 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ a po każdym następnym wartość chemicznego zapotrzebowania tlenu sukcesywnie malała. Najwyższe stopnie usunięcia ChZT odnotowano w cyklach III i IV. Wynosiły one dla cyklu III 73,1% ($446 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$), a dla cyklu IV 73,3% ($443 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$). Wartości te jednak prawie 4-krotnie przekraczały wartość dopuszczalną dla ścieków odprowadzanych do odbiornika naturalnego ($125 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$). Omawiane zmiany ilustruje rys. 2.



Rys. 2. Zmiany wartości ChZT ścieków oczyszczonych w poszczególnych cyklach
Fig. 2. Change COD value of treated wastewater in the following cycles

Wartość BZT_5 surowych ścieków wynosiła $1520 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. W cyklu I wartość wskaźnika BZT_5 obniżył się do poziomu $580 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (61,8%). W przypadku ścieków oczyszczonych w cyklu IV zmalała do poziomu $435 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (71,4%). Zaobserwowane zmiany biologicznego

zapotrzebowania tlenu ścieków oczyszczanych w poszczególnych cyklach zaprezentowano na rys. 3.

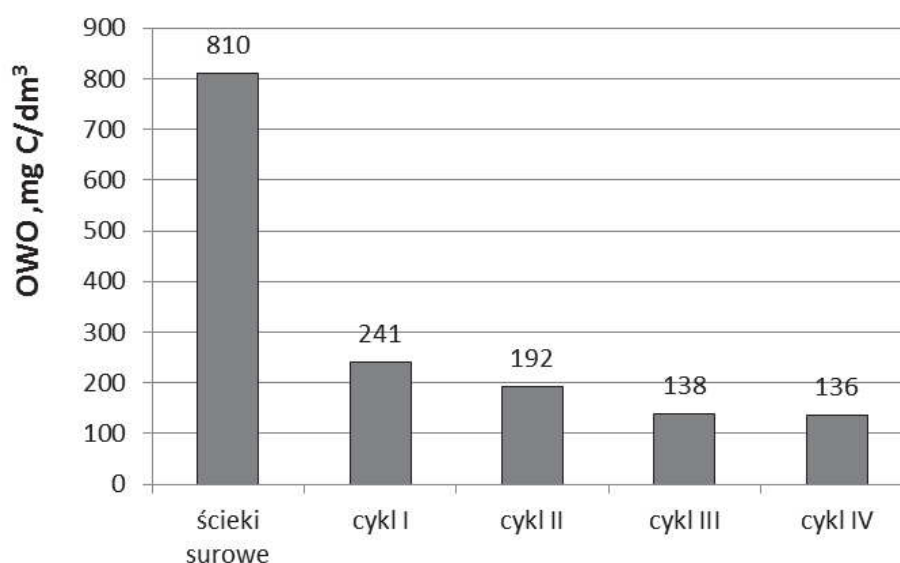


Rys. 3. Zmiany BZT₅ ścieków oczyszczanych w poszczególnych cyklach
Fig. 3. The BOD value changes of treated wastewater in the following cycles

Dla ścieków surowych stężenie LKT wynosiło 857 mg CH₃COOH/dm³, natomiast w kolejnych cyklach oczyszczania wartość ta ulegała systematycznemu obniżaniu. W przypadku cykli III i IV nie ulegała już zmianie i wynosiła 240 mg CH₃COOH/dm³.

W trakcie badań monitorowano również wielkość wskaźnika LKT/zasadowości. Stosunek LKT/zasadowości dla ścieków surowych wynosił 1,22. Po pierwszym cyklu pracy bioreaktora jego wartość obniżyła się do poziomu 0,27 w cyklach III i IV zmalała do wartości 0,23.

Początkowe stężenie OWO (ogólnego węgla organicznego) dla ścieków surowych wynosiło 810 mg C/dm³. Podczas prowadzenia procesu oczyszczania badanych ścieków stopniowo ulegało obniżeniu w zakresie wartości 241 mg C/dm³ (cykl I) do 136 mg C/dm³ (cykl IV). Zmiany te przedstawiono na rys. 4.



Rys. 4. Zmiany stężenia OWO ścieków oczyszczonych w poszczególnych cyklach
Fig. 4. The TOC value changes of treated wastewater in the following cycles

W tabeli 2 zestawiono wyniki badań jakie uzyskano podczas oczyszczania ścieków pochodzących z zakładów mięsnych w warunkach beztlenowych.

Tabela 2. Charakterystyka ścieków oczyszczonych w reaktorze ASBR (cykl 24 h)
Table 2. Characteristics of wastewater treated in ASBR (cycle 24 h)

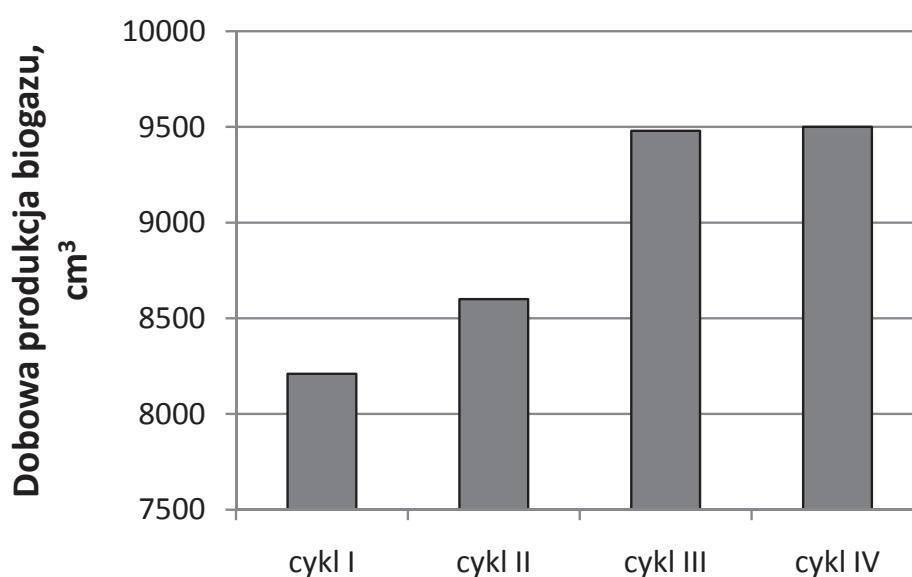
Wskaźniki zanieczyszczeń	Jednostka	Wartość wskaźnika charakteryzującego ścieki oczyszczone			
		Cykl			
		I	II	III	IV
pH	–	7,0	7,07	7,0	6,9
ChZT	mg O ₂ /dm ³	786	595	446	443
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	580	540	440	435
OWO	mg C/dm ³	241	192	138	136
LKT	mg CH ₃ COOH/dm ³	274	257	240	240
Zasadowość	mg CaCO ₃ /dm ³	1010	1000	1010	1010
LKT/zasadowości	–	0,27	0,25	0,23	0,23
Azot amonowy	mg NH ₄ ⁺ /dm ³	198	243	224	219
Chlorki	mg Cl ⁻ /dm ³	950	1000	1000	1000
St. usunięcia ChZT	%	52,6	64,1	73,1	73,3
St. usunięcia BZT ₅	%	61,8	64,4	71	71,4

Stwierdzono, że pomimo wysokiego stopnia usunięcia zanieczyszczeń oznaczanych jako ChZT (73,3%) oraz BZT₅ (71,4%) ścieki oczyszczone nie nadawały się do odprowadzenia do odbiornika naturalnego. Wartości wskaźników charakteryzujących ścieki oczyszczone zostały przekroczone 17-krotnie (BZT₅) i 4-krotnie (ChZT). Stężenie OWO prawie 5-krotnie przekroczone wartość dopuszczalną. W ściekach oczyszczonych odnotowano również za wysokie stężenie azotu amonowego (219 mg/dm³) przekraczające wartość normowaną (10 mg/dm³) prawie 22-krotnie.

5.2. Monitoring produkcji biogazu i jego składu

W czasie procesu oczyszczania ścieków powstających podczas uboju oraz przetwórstwa mięsa mierzono w każdym cyklu ilość wyprodukowanego biogazu.

Stwierdzono, że dobową produkcję systematycznie wzrastała od 8210 cm³/d (cykl I) do poziomu 9500 cm³/d (cykl IV). Zmiany te przedstawiono na rysunku 5.



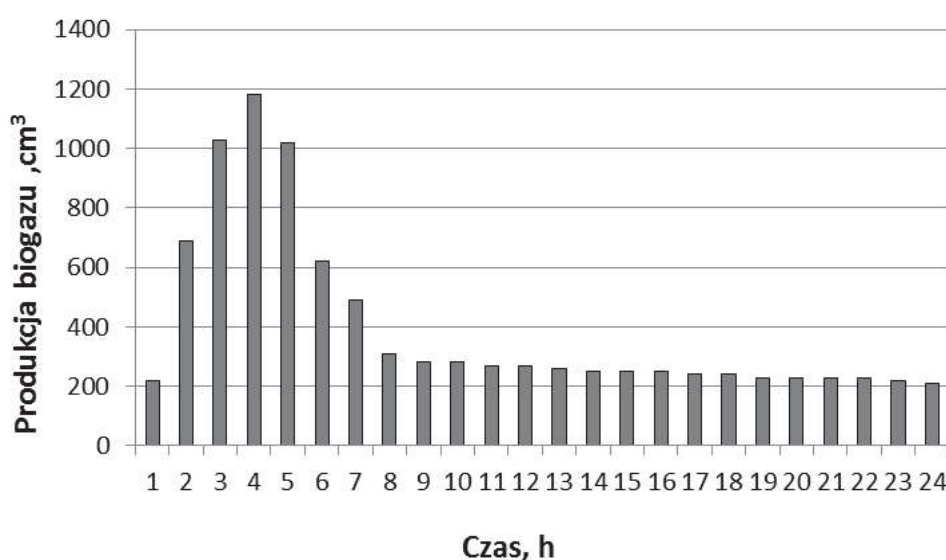
Rys. 5. Dobowa produkcja biogazu podczas oczyszczania ścieków z przemysłu mięsnego w kolejnych cyklach procesu

Fig. 5. Daily production of biogas in subsequent cycles of the treatment process of wastewater from the meat industry

Produkcja biogazu w cyklu IV, w przeliczeniu na 1 gram usuniętego ChZT, wynosiła $0,88 \text{ dm}^3/\text{g}_{\text{usuniętego ChZT}}$, a w przeliczeniu na objętość oczyszczonych ścieków $1,07 \text{ dm}^3/\text{dm}^3_{\text{ścieków}}$. Uwzględniając objętość bioreaktora produkcja biogazu w tym cyklu kształtowała się na poziomie $0,80 \text{ dm}^3/\text{dm}^3_{\text{reaktora}} \cdot \text{d}$.

W cyklach III i IV odnotowano największe objętości generowanego biogazu i dlatego w trakcie cyklu IV przeprowadzony został monitoring ilości i składu powstającego biogazu. Jego skład mierzono przez okres 9 h (po tym czasie doszło do stabilizacji składu i ilości produkowanego biogazu).

Godzinową produkcję biogazu zestawiono na rysunku 6.



Rys. 6. Godzinowa produkcja biogazu podczas oczyszczania ścieków z przemysłu mięsnego w reaktorze ASBR

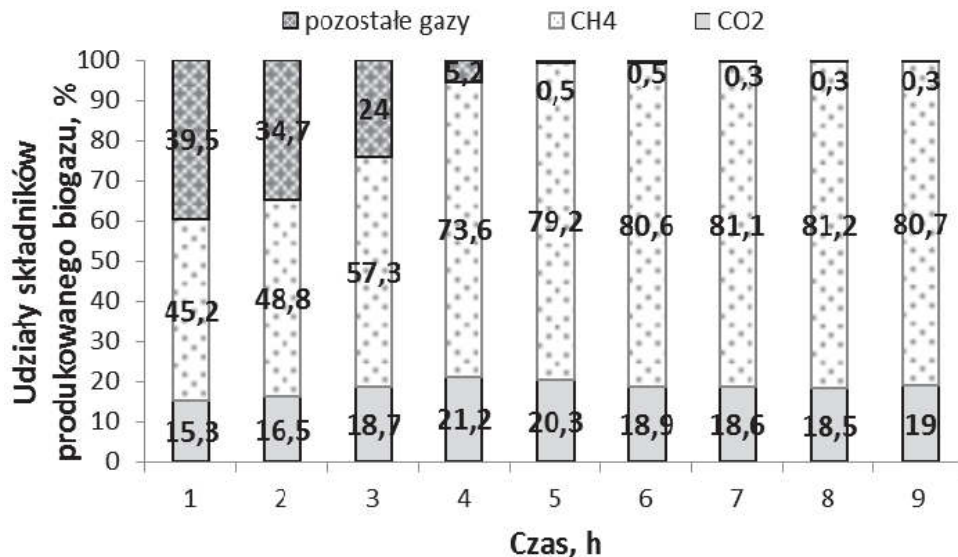
Fig. 6. Hourly production of biogas in the ASBR reactor during the treatment of wastewater from the meat industry

Analizując otrzymane wyniki badań można wnioskować, że w 4 h prowadzenia fermentacji odnotowano największą produkcję biogazu (1180 cm^3). Natomiast od 5 h monitoringu produkcja biogazu malała. Średnia produkcja biogazu pomiędzy 5 h a 24 h wynosiła $250 \text{ cm}^3/\text{h}$.

Zmiany udziału CH_4 i CO_2 w wydzielającym się biogazie podczas 9 h monitoringu fermentacji metanowej zaprezentowano na rys. 7.

Udział metanu w generowanym biogazie wzrastał z każdą godziną prowadzenia procesu. Jego udział procentowy wynosił średnio 80,5%

obj.(5÷9 h procesu) Najwyższy udział dwutlenku węgla wynoszący 21,2% odnotowano w 4 h procesu po czym wartość ta uległa niewielkiemu obniżeniu i wahała się w granicach od 18,9% (6 h) do 19% (9 h).



Rys. 7. Procentowe udziały poszczególnych składników biogazu generowanych podczas oczyszczania ścieków z przemysłu mięsnego w reaktorze ASBR

Fig. 7. Percentage share of individual components of biogas generated during treatment of wastewater from meat industry in ASBR

W skład biogazu obok podstawowych jego składników, jakim są metan i dwutlenek węgla wchodzi gazy takie jak siarkowodór (H_2S) i tlenek węgla (CO). Udziały H_2S i CO pozyskiwane podczas oczyszczania ścieków mięsnych podczas 9 h procesu fermentacji beztlenowej podano w tabeli 3.

Tabela 3. Udział objętościowy H_2S i CO w biogazie w procesie oczyszczania ścieków z przemysłu mięsnego w reaktorze ASBR

Table 3. The volume fraction of H_2S and CO in the biogas during wastewater treatment process in ASBR

Składnik	Jednostka	Zmiana stężenia składników gazowych w czasie								
		1 h	2 h	3 h	4 h	5 h	6 h	7 h	8 h	9 h
H_2S	ppm	3	7	12	17	20	19	20	20	20
CO		37	41	61	59	64	65	58	63	64

5.3. Analiza mikrobiologiczna ścieków oczyszczonych w reaktorze ASBR

W badań podjęto również próbę oceny skuteczności usuwania zanieczyszczeń mikrobiologicznych ze ścieków pochodzących z przemysłu mięsnego.

Analizie poddano ścieki surowe, jak również ścieki oczyszczone w powtarzalnym cyklu, jeśli chodzi o efektywność oczyszczania ścieków (cykl IV).

W wyniku przeprowadzonych badań należy stwierdzić, iż ścieki surowe charakteryzowały się dużą liczebnością bakterii psychrofilnych, co wskazuje na zawartość w nich dużego ładunku substancji organicznych. W ściekach tych występowały również licznie bakterie mezofilne, w tym bakterie grupy coli. W wyniku oczyszczania ścieków w reaktorze ASBR zaobserwowano obniżenie liczebności bakterii mezofilnych o około 66,6%, a psychrofilnych o około 70,9%, co świadczyło o prawidłowym przebiegu prowadzenia procesu fermentacji. Potwierdziły to również badania, uzyskane w przypadku wyznaczenia ilości bakterii grupy coli.

W tabeli 4 zestawiono wyniki uzyskane z hodowli ogólnej liczby bakterii mezofilnych i psychrofilnych.

Tabela 4. Wyniki uzyskane z hodowli ogólnej liczby bakterii mezofilnych i psychrofilnych

Table 4. Results obtained from the culture of the total number of mesophilic and psychrophilic bacteria

Rodzaj badanej próbki	Miano bakterii grupy coli	Ogólna liczba bakterii mezofilnych w 1 cm ³ ścieków	Ogólna liczba bakterii psychrofilnych w 1 cm ³ ścieków
ścieki surowe	10 ⁻⁷	25,6 · 10 ⁵	49,4 · 10 ⁵
ścieki oczyszczone	10 ⁻⁴	8,8 · 10 ⁵	14,4 · 10 ⁵

6. Podsumowanie i wnioski

Przeprowadzone badania i otrzymane pracy pozwoliły na sformułowanie następujących wniosków:

- beztlenowe oczyszczanie ścieków generowanych w zakładach mięsnych realizowanych w reaktorze ASBR pozwoliło na wysokie usunięcie z nich zanieczyszczeń organicznych oznaczanych jako ChZT (73,3%), BZT₅ (71,4%) i OWO (83,2)%,
- wartość wskaźników zanieczyszczeń charakteryzujących ścieki oczyszczone zostały znacznie przekroczone w stosunku do wartości dopuszczalnych dla ścieków odprowadzanych do odbiornika naturalnego. Stężenie ChZT prawie 4-krotnie (443 mg/dm³), BZT₅ aż 17-krotnie (435 mg/dm³) a OWO prawie 5-krotnie (136 mg/dm³),
- stwierdzono, że po III cyklach pracy reaktora ASBR kolejny charakteryzują się taką samą efektywnością oczyszczania ścieków,
- generowany w procesie fermentacji metanowej ścieków z zakładów mięsnych biogaz charakteryzował się wysoką zawartością metanu (80,9% obj.),
- procesy zachodzące w beztlenowym reaktorze ASBR w dużym stopniu przyczyniły się do zmniejszenia liczby bakterii. Proces oczyszczania ścieków zapewnił ponad 66,6% redukcję bakterii mezofilnych oraz 70,9% bakterii psychrofilnych,
- pomimo, wysokiego stopnia usunięcia ładunku zanieczyszczeń z badanych ścieków poprodukcyjnych wskaźniki zanieczyszczeń charakteryzujących ścieki oczyszczone przekraczały wartości dopuszczalne co nie pozwalało na bezpośrednie odprowadzenie ich do odbiornika. Sugeruje się doszczyszczenie beztlenowo oczyszczonych ścieków w innym procesie jednostkowym np. odwróconej osmozy w celu możliwości odprowadzenia do odbiornika naturalnego.

*Badania realizowane w ramach projektu badawczego własnego
Ministra Nauki i Szkolnictwa wyższego nr N N523 56038*

Literatura

1. **Bartkiewicz B.:** *Oczyszczanie ścieków przemysłowych*. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa 2007.
2. **Konieczny P., Uchman W.:** *Zakład mięsny a środowisko naturalne*. Poznań 1997.
3. **Olszewski A.:** *Technologia przetwórstwa mięsa*. Warszawa 2002.
4. **Mizgajski A., Andrzejewska-Wierzbička M.:** *Formy oddziaływania na środowisko przetwórstwa mięsnego w świetle przepisów prawa*. Problemy Ocen Środowiskowych, 22, 2003.
5. **Gudelis-Matys K.:** *Oczyszczanie ścieków w zakładach mięsnych*. Gospodarka Mięsna, 50÷52, 09/2004.
6. **Konieczny P., Szymański M.:** *Ścieki przemysłu spożywczego – charakterystyka, zagrożenia, korzyści*, Przegląd Komunalny, 88÷100, 02/2007.
7. **Chávez P., C., Castillo L., R., Dendooven L.:** *Poultry slaughter wastewater treatment with an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor* Biore-source technology 96, nr 15, 1730÷1736. 2005.
8. **Bing LI., Sun Ying-Ian., LI Yu-Ying.,** *Pretreatment of coking wastewater using anaerobic sequencing batch reactor (ASBR)*, Journal of Zhejiang University, Science 6B(11) 1115÷1123. 2005.
9. **Cheong D., Hansen C.L.,** *Effect of feeding strategy on the stability of anaerobic sequencing batch reactor responses to organic loading conditions*, Bioresource technology 99 5058-5068, 2008
10. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 28 stycznia 2009 roku zmieniające rozporządzenie 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.09.27.169).

Application of Anaerobic Sequencing Batch Reactor ASBR for Treatment of Wastewater from Meat Industry

Abstract

The meat industry is a branch of the food sector, which significantly affects the degradation of the environment. Consuming large amounts of water consequently, also produces significant quantities of wastewater which is characterized by a high organic content and high concentration of suspended solids, inorganic salts and nutrients. The study attempted to determine the possibility of using ASBR for biogas production and treatment of wastewater from the meat

industry. Anaerobic sludge concentration was on level of 20 g/dm^3 . Organic loading rates (OLR) were $1.25 \text{ kg COD/m}^3 \cdot \text{d}$ and sludge loading $0.06 \text{ kg COD/kg}_{\text{vss}} \cdot \text{d}$. During operation of ASBR there are four phases (filling – 0.5 h, the reaction – 22.5 h, sedimentation – 0.5 h and decantation – 0.5 h). The treatment wastewater were kept in ASBR for 24 hour (time of entire cycle). The research was conducted until the repeatable cycles. The repeatable cycles were extracted after three work cycles of ASBR. During methane fermentation process a considerable degree of removal of organic pollutants from raw wastewater was obtained: COD (73.3%), BOD_5 (71.4%) and TOC (83.2%). The concentration of COD and BOD_5 was respectively 435 mg/dm^3 and 443 mg/dm^3 . The value of TOC reached level of 136 mg/dm^3 . Generated biogas in the methane fermentation process of wastewater from meat industry plant was characterized by high methane content (80.9% vol.). Processes in ASBR contributed to reduction of the number of bacteria (66.6% of mesophilic bacteria and 70.9% of psychrophilic bacteria).



Zanieczyszczenie wód produktami naftowymi

Janina Piekutin
Politechnika Białostocka

1. Wstęp

W analizie możliwości zanieczyszczenia wód powierzchniowych związkami ropopochodnymi należy m.in. brać pod uwagę: rodzaj i stan zagospodarowania terenu, w tym jego podatność na erozję spowodowaną spływami powierzchniowymi, zanieczyszczenie opadu atmosferycznego, rodzaj nawierzchni dróg, placów, parkingów, itp., rodzaj i natężenie ruchu pojazdów [2, 5]. Na stężenie zanieczyszczeń powierzchniowych spływów opadowych wpływa ponadto: częstotliwość i sposób czyszczenia zlewni (dróg, placów), sposób zwalczania gołoledzi, roboty budowlane na obszarze zlewni, charakterystyka zjawiska opadowego (intensywność, czas trwania, długość przerwy pomiędzy opadami), pora roku [2].

Położenie województwa podlaskiego w geograficznym środku Europy sprawia, iż może ono spełniać istotną rolę w krajowym i międzynarodowym systemie komunikacyjnym. Przygraniczne położenie województwa podlaskiego, w wąskim przesmyku łączącym kraje nadbałtyckie z resztą Europy sprawia, iż jest ono ważnym terenem tranzytowym. Białystok usytuowany jest na styku dwóch dróg ekspresowych S8 i S19, realizujących powiązania międzynarodowe z krajami nadbałtyckimi, Bia-

łorusią i Rosją oraz z południem Europy [4]. Niestety wzrastający ruch tranzytowy stanowi w województwie coraz większy problem ze względu na niedostosowanie parametrów dróg do aktualnego ruchu. Krajowe i międzynarodowe znaczenie tras przebiegających przez województwo podlaskie podkreślają wskaźniki wzrostu ruchu pojazdów w latach 2000÷2005, które wyniosły w kategorii dróg:

- międzynarodowych – 1,44 (najwyższy wskaźnik w kraju),
- pozostałych krajowych – 1,25,
- krajowych ogółem – 1,31 (najwyższy wskaźnik w kraju), w stosunku do średniej krajowej 1,18 wynoszącej dla każdej z kategorii dróg [9].

Ze względu na znaczne nasilenie ruchu i niedostosowanie standardu nawierzchni dróg do obciążeń oraz ograniczone środki finansowe dla potrzeb remontowych, następuje przyspieszony proces degradacji nawierzchni dróg – największy na drogach wojewódzkich o charakterze tranzytowym. Na tych drogach wystąpił stan krytyczny w zakresie równości podłużnej oraz stan krytyczny nośności.

Rzeka Supraśl jest prawobrzeżnym dopływem Narwi [1]. Rzeka przyjmuje 18 dopływów, z czego prawobrzeżnych jest 11 a lewobrzeżnych 7. Dopływy prawobrzeżne odwadniają 70% obszarów, podczas gdy lewobrzeżne zaledwie 30% [10]. W zlewni znajduje się Park Krajobrazowy Puszczy Knyszyńskiej. Jej zlewnia objęta jest pośrednią strefą ochronną. Rzeka Supraśl jest gęsto poprzecinana szlakami komunikacyjnymi o różnym natężeniu ruchu [10, 11], do których należą: droga krajowa nr 19, 8 i 65, droga wojewódzka nr 676, oraz linia kolejowa Warszawa – Sankt Petersburg.

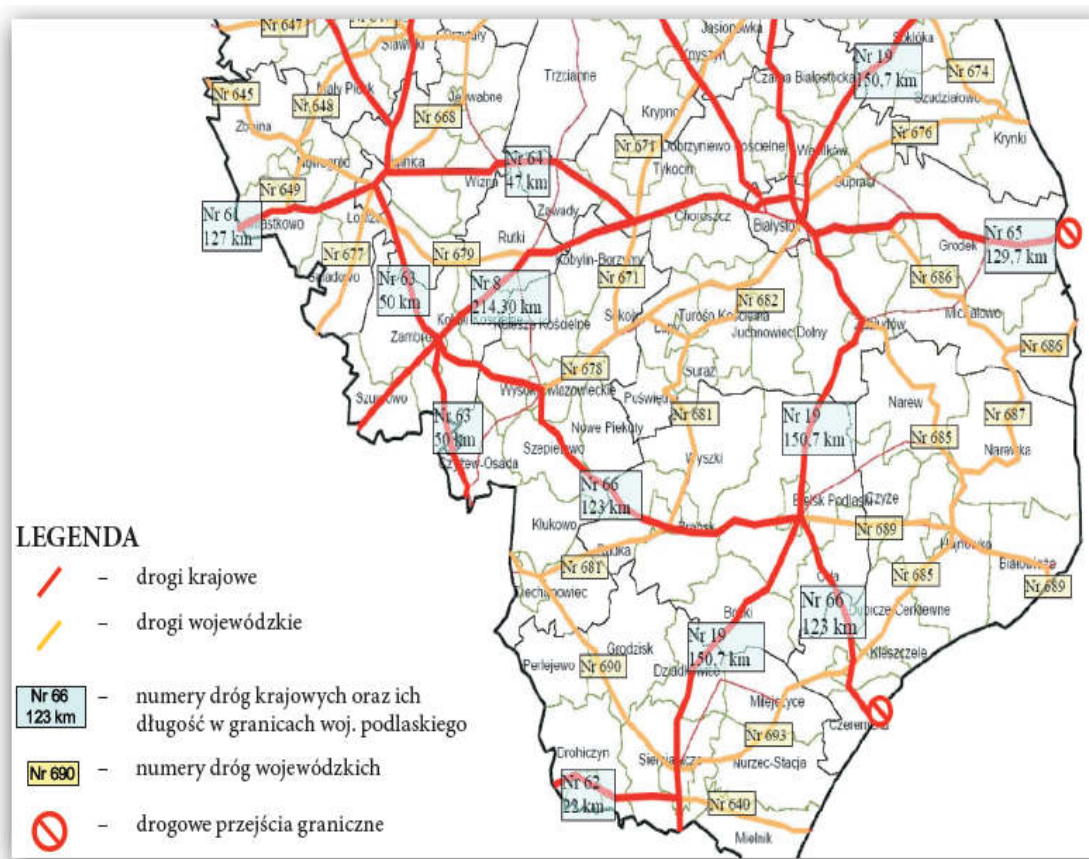
Wyrazem głębokiej świadomości tego problemu są liczne prace naukowe, konferencje i szkolenia poświęcone zagadnieniom oczyszczania wody z substancji ropopochodnych. W przypadku rzeki Supraśl dane dotyczące zanieczyszczeń substancjami ropopochodnymi w dostępnej literaturze są skąpe [9] a warunki ich migracji nierozpoznane. W związku z tym celowym wydaje się podjęcie badań nad występowaniem zanieczyszczeń komunikacyjnych na badanym terenie, szczególnie iż Supraśl stanowi źródło zaopatrzenia w wodę pitną aglomeracji Białostockiej (ujęcie powierzchniowe).

Przedmiotem pracy jest oszacowanie ilościowe produktów naftowych w wodach Supraśli i wodzie podziemnej w pobliżu rzeki.

2. Materiały i metody

Na terenie zlewni do badań wytypowano 10 punktów pomiarowych w przypadku wody powierzchniowej i 2 dla wody podziemnej. Wytypowane miejsca poboru miały na celu określić odprowadzane zanieczyszczenia z zlewni i dróg. [7].

Wodę badano pod kątem zawartości substancji ropopochodnych (ekstrakt eterowy i suma węglowodorów C₆-C₃₅), ponadto oznaczano zawiesinę, chemiczne zapotrzebowanie tlenu metodą nadmanganianową (ChZT_{Mn}) i odczyn według obowiązujących norm i metodyk.



Rys. 1. Drogi w województwie podlaskim [9]

Fig. 1. Roads in Podlasie Province [9]

Badania wody powierzchniowej planowano prowadzić przez rok, aby próbkę pobierać raz w miesiącu, jednak w wyniku intensywnych opadów śnieżnych ilość pokrywy śnieżnej uniemożliwiła prawidłowe pobranie próbek w styczniu i lutym. Badanie wody podziemnej wykona-

no tylko dwukrotnie w czerwcu i listopadzie ze względu na powolną infiltrację zanieczyszczeń ropopochodnych. Do badań posłużyły również dane z Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Białymstoku i Głównego Urzędu Statystycznego [10÷13].

3. Wyniki i dyskusja

Z przeprowadzonych badań [15] dotyczących spływu zanieczyszczeń z dróg wynika, że Polska, mimo najmniejszego natężenia ruchu, (tabela 1) charakteryzuje się bardzo wysokimi zawartościami zanieczyszczeń w spływach opadowych z dróg.

Tabela 1. Średnie stężenia zanieczyszczeń w spływach opadowych z dróg [15]
Table 1. Average pollutants concentrations in precipitation flows from roads [15]

Kraj Country	Natężenie ruchu (pojazd/ dobę) Traffic density (vehicles per day)	Stężenie zanieczyszczeń [g/m ³] pollution concentration					
		Zawiesiny ogólne Suspensions	ChZT COD	BZT ₅ BOD	Węglowodory aromatyczne Aromatic hy- drocarbons	N _{NH4+}	P og. P tot.
Szwajcaria Switzerland	32000	150	120	9	0,0045	1,2	0,35
Niemcy Germany	41000 ÷ 90000	140 ÷ 310	107 ÷ 230	5 ÷ 11	0,0026 ÷ 0,048	0,01 ÷ 2,2	0,25 ÷ 1,9
Francja France	b.d.	205	83	9,2	b.d.	1,45	b.d.
USA	24000 ÷ 149000	53 ÷ 540	34 ÷ 240	4 ÷ 46	b.d.	b.d.	0,5 ÷ 1,69
Polska Poland	12000	292	362	b.d.	0,004	0,98	b.d.

Przyczyną są złe stany sporej części nawierzchni dróg, duży stosunek liczby starych samochodów do nowych jeżdżących po drogach, złe skonstruowane systemy odwadniania nawierzchni dróg.

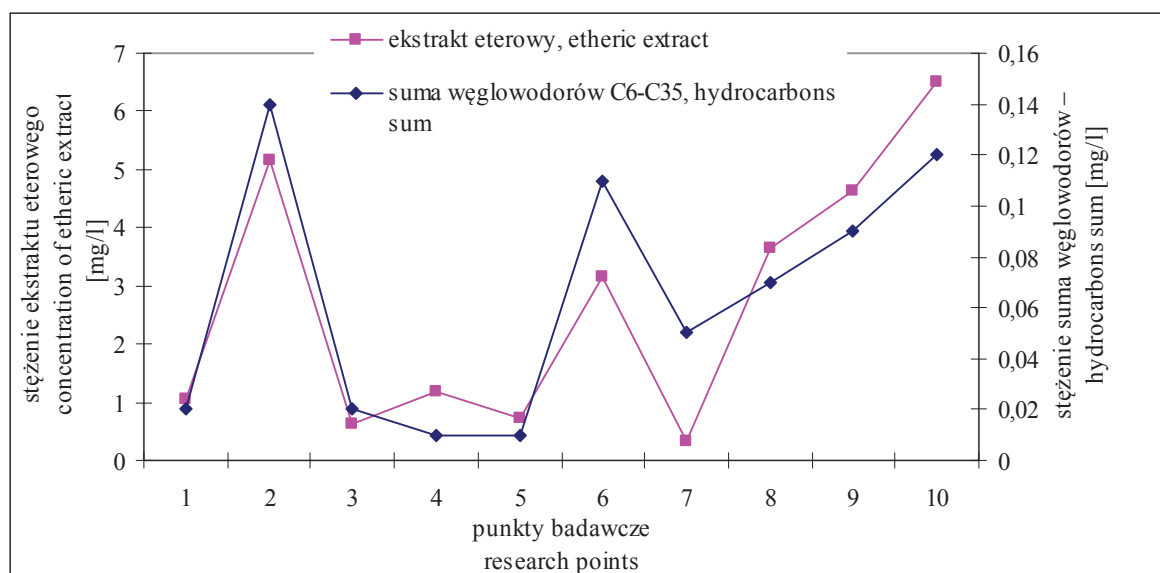
Pojawienie się substancji ropopochodnych w wodzie wynika również prawdopodobnie z dużej ilości pojazdów (tab. 2) na drogach przebiegających przez badany teren.

W badanych próbkach wody stwierdzono substancje ropopochodne jak i całkowitą zawartość substancji organicznych ekstrahujących się eterem naftowym.

Tabela 2. Zestawienie dróg wojewódzkich o największym natężeniu ruchu [4]

Table 2. List of province roads with biggest traffic density [4]

Nr i przebieg drogi Number and course of road	Opis odcinka Description of Road section	Pojazdy samo- chodowe ogółem Amount of vehicles
673 Lipsk – Dąbrowa Białostocka	Sokółka	2190
	Dąbrowa Białostocka- Sokolany	
674 Sokółka – Krynki	Sokółka /przejście/	6656
	Sokółka-Krynki 2209	
676 Białystok – Supraśl – Krynki – granica państwa	Porosły-Białystok	13446
	Białystok-Supraśl	5400

**Rys. 2.** Zawartość substancji ropopochodnych w zlewni rzeki Supraśl**Fig. 2.** Content of oil derivative substances in river Supraśl catchment

Najwyższe stężenia badanych substancji organicznych stwierdzono w punkcie badawczym 2, 6, 9 i 10 (rys. 2). Punkty te są zlokalizowane w niewielkiej odległości od dróg o najwyższym natężeniu ruchu na badanym terenie. Pozostałe punkty poboru znajdowały się w dużych odległościach od tych dróg lub przy drogach o niewielkim ruchu. Punkty poboru wody podziemnej znajdowały się w pobliżu drogi krajowej nr 19, 8 i rzeki Supraśli. Badanie wody podziemnej wykazało niską zawartość

substancji ekstrahujących się eterem (tab. 4). W okresie jesiennym w punkcie nr 1 (punkt poboru w pobliżu drogi nr 19) stężenie substancji organicznych wynosiło zaledwie 0,004 mg/l.

Tabela 4. Stężenie zanieczyszczeń w wodzie podziemnej

Table 4. Pollutants concentration in underground water

Punkt badawczy Research point	Zawiesina Suspensions [mg/l]	Ekstrakt eterowy Ethereic extract [mg/l]
czerwiec		
1	3	0,209
3	4	0,342
listopad		
1	2	0,004
3	4	0,017

Tabela 3. Jakość wody w badanych punktach rzeki Supraśl (n = 10).

Table 3. Water quality in test points of river Suprasl (n = 10).

Punkt badawczy Research point	Odczyn pH	Zawiesiny Suspension [mg/l]	ChZT _{Mn} COD [mg/l]
1	7,27	17,8	17,2
2	7,21	26,3	27,8
3	6,95	15,4	24,1
4	7,32	18,2	25,6
5	7,91	17,8	25,4
6	7,25	18,4	17,9
7	7,36	23,1	17,2
8	7,85	18	16,8
9	7,86	15,6	16,1
10	7,26	15,6	29,6

Na podstawie badań stwierdzono, że pH wody w rzece wahała się od 6,95 do 7,91, zawartość zawiesiny w wodzie tylko w punkcie 2 była wyraźnie wyższa. Woda w badanych punktach Supraśli ma podwyższone stężenie ChZT_{Mn}, co świadczy o związkach organicznych [1]. W punktach badawczych 2 i 10 ekstrakt eterowy, suma węglowodorów C₆-C₃₅ i ChZT_{Mn} osiągnęły najwyższą wartość [tab. 3]. Stwierdzone stężenia

substancji ropopochodnych w Supraśli nie zakłócają jednak procesu samooczyszczania, ponieważ związki humusowe zwiększają rozpuszczalność węglowodorów nasyconych około dwukrotnie a rzeka ta jest bogata w związki humusowe [8, 14].

Zaobserwowane stężenia badanych zanieczyszczeń świadczą o ich migracji z dróg do wody powierzchniowej, należy więc przypuszczać, że ich ilość będzie rosła w miarę przyrostu natężenia ruchu, mimo licznych w obecnym czasie remontów i budowy nowych dróg. Jednak, aby móc przeciwdziałać zanieczyszczeniu wody substancjami ropopochodnymi należy znać ich ilość i właściwości w środowisku wodno-gruntowym [6, 15]. W zależności od własności fizycznych podłoża, zanieczyszczenie płynie po powierzchni lub infiltruje przez strefę aeracji do warstwy wodonośnej, w efekcie część produktu zostaje zaabsorbowana na materiale skalnym, reszta natomiast osiąga zwierciadło wody gruntowej.

Wody roztopowe, które spływają z nawierzchni drogi po zimie są znacznie zanieczyszczone, z topniejącego śniegu po dłuższym jego zaleganiu na poboczu drogi. W śniegu i lodzie następuje znaczna akumulacja zanieczyszczeń, w tym duże ilości zawiesin, ołowiu, cynku [5], substancji ekstrahujących się eterem naftowym (oleje i inne substancje ropopochodne). Węglowodory nie podlegają w warunkach zimowych intensywnym procesom rozkładu, jak to ma miejsce w okresach ciepłych. Największe spływy zanieczyszczeń z wód roztopowych występują na wiosnę i maleją z upływem miesięcy, do momentu kompletnego stopienia się lodu i śniegu [2, 5].

W przypadku wystąpienia nadmiernego opadu atmosferycznego lekkie frakcje ropy częściowo powracają do głębszych poziomów, a częściowo wypływają wraz z wodą na powierzchnię ziemi i utrzymują się na wodzie [3].

Na obszarach objętych specjalną ochroną konieczne jest jednak całkowite wyeliminowanie tych zagrożeń za pomocą rozwiązań nadzwyczajnych. Z uwagi na opóźnienie reakcji środowiska wód podziemnych na zanieczyszczenie, także podczas poważnych awarii. Wysoka wrażliwość środowiska biotycznego nie toleruje tego opóźnienia i wymaga całkowitego wyeliminowanie zagrożeń zanieczyszczenia geośrodowiska [2].

Przenikanie substancji ropopochodnych do wody może zostać ograniczone poprzez usprawnienie infrastruktury drogowej, budowę, przebudowę i remont sieci drogowej w głównych miastach regionu: Bia-

łystok, Łomża, Suwałki oraz dróg wojewódzkich, rozprowadzających ruch z przebudowywanych dróg ekspresowych S8, S19 oraz drogi krajowej nr 61, modernizowanych w ramach Regionalnego Programu Operacyjnego Województwa Podlaskiego.

4. Wnioski

Na podstawie przeprowadzonych badań sformułowano następujące wnioski:

1. Dokonane badania pokazały, że największe stężenie produktów ekstrahujących się eterem naftowym można zaobserwować w pobliżu źródła zanieczyszczenia – drogi.
2. Obecność substancji ropopochodnych w wodzie podziemnej w żadnym punkcie nie przekroczyła normy jakości wód podziemnych, jednak sam fakt obecności tych substancji dowodzi, że należy prowadzić monitoring, ponieważ ilość ich może się zwiększyć w miarę natężenia transportu.
3. Otrzymane w pracy zależności między ekstraktem eterowym a sumą węglowodorów C₆-C₃₅ wymagają dalszych badań w celu weryfikacji.
4. Przeprowadzone badanie wody pod kątem ChZT – Mn daje jedynie możliwość stwierdzenia substancji łatwo rozkładalnych, w przypadku substancji ropopochodnych należałoby wykonać oznaczenie ChZT – Cr.
5. Stwierdzone stężenia substancji ropopochodnych na obszarach specjalnie chronionych wymagają monitorowania jakości i ilości tych zanieczyszczeń oraz prowadzenia badań w kierunku powstałych produktów ich rozpadu oraz wpływu na chemizm wód powierzchniowych i podziemnych.

Literatura

1. **Banaszuk P.:** *Wodna migracja rolniczych zanieczyszczeń obszarowych do wód powierzchniowych w zlewni górnej Narwi*. Wyd. PB. Białystok 2007. 182 ss.
2. **Bohatkiewicz J.:** *Wytyczne prognozowania stężenia zawiesin ogólnych i węglowodorów ropopochodnych w ściekach z dróg krajowych*. Biuro Ekspertyz i Projektów Budownictwa Komunikacyjnego „EKKOM”, Kraków 2006. 143 ss.

3. **Dojlido J.R.:** *Chemia wód powierzchniowych*. Wyd. Ekonomia i Środowisko. Białystok 1995. 342 ss.
4. Raport Generalna Dyrekcja Dróg Krajowych i Autostrad Oddział w Białymstoku – z syntezy wyników Generalnego Pomiaru Ruchu z 2005 r.
5. **Liszkowska E., Kaczyńska E.:** *Uwarunkowania przyrodnicze i geośrodowiskowe – główne determinanty koncepcji odwodnienia autostrady (na przykładzie autostrady A-2 na odcinku od Strykowa (km 362+700) do granicy woj. mazowieckiego (km 411+465,8))*. Mat. konf. nauk. „Ochrona wód powierzchniowych, podziemnych oraz gleb wzdłuż dróg i autostrad”. Krzyżowa 2004. 17–19 XI 2004.
6. **Liszkowska E., Ratyńska H.:** *Podręcznik dobrych praktyk wykonywania opracowań środowiskowych dla dróg krajowych*. Monogr. – Zagadnienia wykonywania opracowań środowiskowych dla dróg krajowych w odniesieniu do wód powierzchniowych i podziemnych. EKKOM, 2008. 461 ss.
7. Ocena stanu czystości wód w zlewni rzeki Supraśl w 2008 r. WIOŚ. Białystok 2009.
8. **Piekutin J.:** *Występowanie zanieczyszczeń komunikacyjnych w wodach zlewni Supraśli*. Ochr. Środ. Zasobów Nat. Nr 40: 533÷541. 2009.
9. Regionalny Program Operacyjny Województwa Podlaskiego na lata 2007÷2013, Narodowe strategiczne ramy odniesienia 2007÷2013, Urząd Marszałkowski Białystok 2010.
10. Rocznik Statystyczny Województwa Podlaskiego. Białystok 2003.
11. Rocznik Statystyczny Województwa Podlaskiego. Białystok 2007.
12. Rocznik Statystyczny Województwa Podlaskiego. Białystok 2009.
13. Rocznik Statystyczny GUS. 2003, 2006, 2009.
14. **Szczepocka A., Prędecka A., Pawlak A., Dmochowski D.:** *Wpływ infrastruktury drogowej na zanieczyszczenie gleb WWA i substancjami ropopochodnymi na przykładzie giełdy samochodowej w Słomczynie*. Ochr. Środ. Zasobów Nat. nr 31, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa 2007. 149÷154.
15. **Tracz M., Radosz S., Stręk J.:** *Oceny oddziaływania dróg na środowisko*. Cz. 2, Wyd. Ekodrog. Kraków 1999. 188 ss.

Water Pollution with Oil Products

Abstract

During analysis of the possibility of contamination of surface waters with petroleum compounds the type and condition of land including its susceptibility to erosion caused by surface run-off, pollution, precipitation, type of roads, squares, parks, etc., the type and intensity of traffic should be taken into account. The concentration of pollutants of surface runoff is also influenced by rainfall: the frequency and method of cleaning the catchment area (roads, squares), method of de-icing, works in the catchment area, the characteristics of the precipitation phenomenon (intensity, duration, length of intervals between rain), time of year.

Subject of this work was to define the concentration of oil derivative substances in the river Suprasl water, which is main potable water supply source in Bialystok agglomeration. The river catchment is covered by indirect protection zone, which is cut by many traffic routes. Transit location of the province caused road and rail transport intensification, which increased the risk of water environment pollution with oil derivatives.

On the catchment area 10 measuring points in the case of surface water and 2 for underground water were selected for investigations. Sampling points were selected in order to determine the pollution discharged from the catchment area and roads.

In researched water oil derivative substances were determined using reference method, total content of extractable organic substances, COD-Mn, suspension and pH. The results of conducted research was content of the oil derivative substances and extractable organic substances in analyzed water samples, also high concentration of easily decomposable substances. Content of oil derivative substances signals that research should be continued and also the condition of its migration should be recognized.



Porównanie efektów usuwania ortofosforanów ze ścieków metodą elektrokoagulacji i metodą roztwarzania metali

*Izabela Wysocka, Monika Natalia Giza
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*

1. Wprowadzenie

W procesach oczyszczania ścieków coraz częściej spotyka się metody wykorzystujące żelazo na 0 stopniu utlenienia. Żelazo jest wykorzystywane w celu zmniejszenia stężenia związków fosforu, obniżenia ChZT, redukcji azotanów czy dezynfekcji ścieków itp. [1÷7].

Mechanizmy obniżania poszczególnych wskaźników zanieczyszczeń są różne, ale posiadają przynajmniej jedną wspólną cechę, mianowicie żelazo będące na zerowym stopniu utlenienia ulega utlenieniu do +2 lub +3 stopnia utlenienia. Takie przejście można uzyskać stosując proces elektrokoagulacji (roztwarzanie żelaza z użyciem prądu [5, 7]) lub wykorzystując procesy korozyjne (np. metoda roztwarzania metali [1÷4, 6, 8÷10]).

Fosfor jest tym pierwiastkiem, który stwarza spore problemy podczas oczyszczania ścieków metodami biologicznymi. Bardzo często wspomaga się więc je metodami fizykochemicznymi. Najczęściej stoso-

wana jest koagulacja ścieków solami glinu lub żelaza. Ale dozowanie koagulantu powoduje wtórne zanieczyszczenie ścieków jonami reszt kwasowych dozowanych soli. Ominięciem tego problemu jest zastosowanie elektrokoagulacji [5, 7, 11, 12] czy innych metod wykorzystujących żelazo na „0” stopniu utlenienia w tym metody roztwarzania metali. [1÷5, 8÷10].

Celem niniejszych badań było porównanie efektów usuwania związków fosforu (ortofosforanów) z wód z dodatkiem ortofosforanów, z wykorzystaniem dwóch metod: metody elektrokoagulacji (z wykorzystaniem procesów elektrochemicznych z użyciem prądu stałego) i metody roztwarzania metali (z wykorzystaniem procesów korozyjnych).

Procesy korozyjne, przebiegające na powierzchni zanurzonej w ściekach elektrody stalowej (anoda), prowadzą do roztwarzania tej elektrody zgodnie z poniższą reakcją jednostkową.



Towarzyszy temu do wydzielanie się wodoru na katodzie w postaci atomowej bądź cząsteczkowej w zależności od odczynu ścieków.

Dalej zarówno jony żelaza (II) jak i powstający wodór zostają wykorzystane w procesie oczyszczania ścieków na drodze czysto chemicznej bądź z udziałem mikroorganizmów.

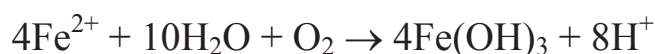
Powstające jony żelaza (II) tworzą tlenki, wodorotlenki czy sole, przyczyniając się do usuwania np. związków fosforu podobnie jak ma to miejsce w przypadku standardowej koagulacji solami żelaza.

Podobnie wygląda proces usuwania związków fosforu w przypadku zastosowania elektrokoagulacji. Tutaj jednak dodatkowo wymusza się utlenianie żelaza przy pomocy prądu. Różnica polega na tym, iż w przypadku metody roztwarzania metali proces przebiega samorzutnie, natomiast w przypadku elektrokoagulacji, jest on wymuszany (przyspieszany przez przyłożenie napięcia prądu stałego).

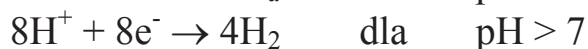
W obu przypadkach, w zależności od warunków prowadzenia procesu, reakcje przebiegające w toni ścieków mogą być różne. Obecność tlenu w roztworze prowadzi do powstawania wodorotlenków żelaza (III) [5, 11, 12]. A mechanizm wyglądać będzie następująco:

Anoda:





Katoda:

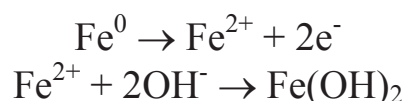


Sumarycznie:



Brak tlenu skutkuje powstawaniem wodorotlenku żelaza (II) [5, 11, 12].

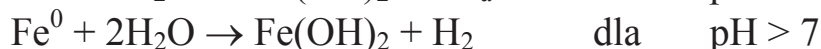
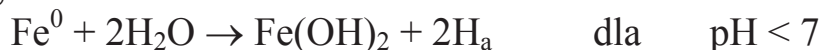
Anoda:



Katoda:



Sumarycznie:



Obecność innych jonów np. Cl^- również wpływa na przebieg reakcji z udziałem jonów żelaza w roztworze. Wytrącające się z roztworu wodorotlenki, tlenki czy sole żelaza, będą jeszcze podlegały procesom aglomeracji i sorpcji. Mechanizm jest więc dość skomplikowany, ale może zostać wykorzystany do usuwania np. związków fosforu ze ścieków.

Praca przedstawia porównanie efektów usuwania związków fosforu (ortofosforanów) ze ścieków z zastosowaniem metody roztwarzania metali i elektrokoagulacji.

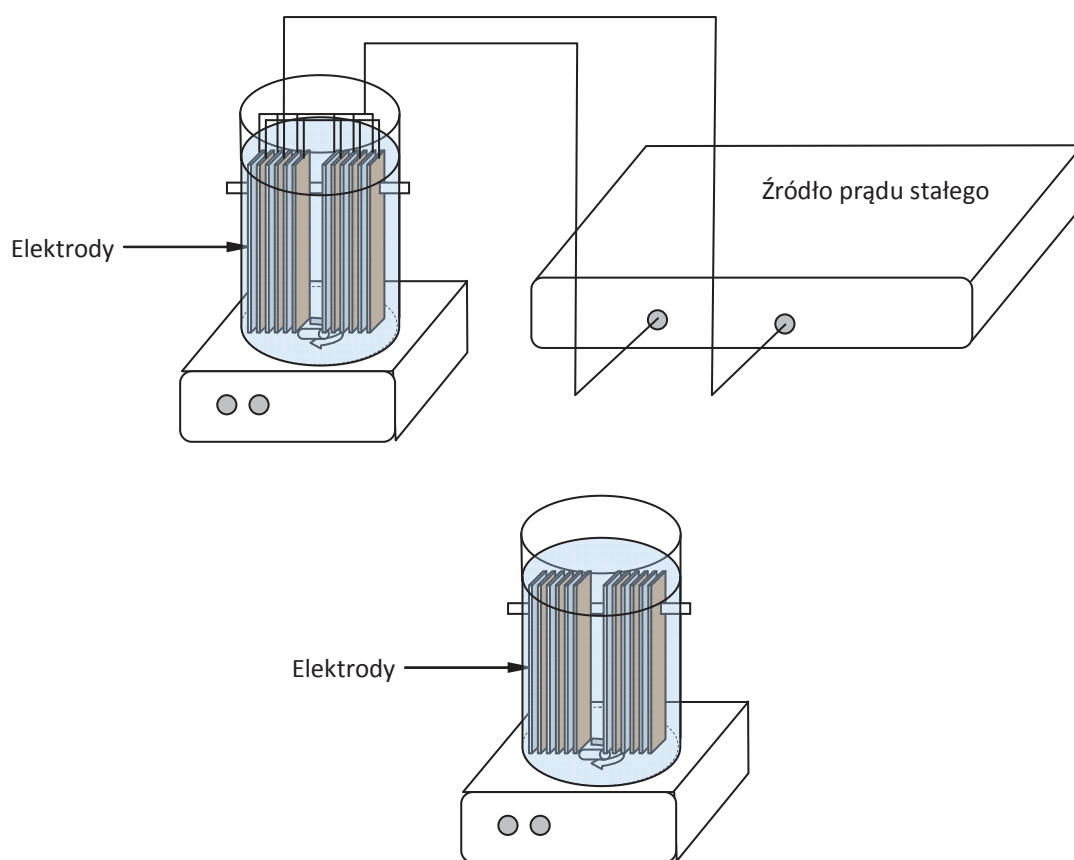
2. Metodyka

2.1. Budowa stanowiska

Badania prowadzono na sześciu stanowiskach badawczych. Każde stanowisko składało się szklanego zbiornika, o średnicy 9 cm i wysokości 16 cm. Zbiornik zabezpieczono przed dostępem powietrza pokrywą. Stanowisko było wyposażone w mieszadło magnetyczne typ MS 11HS firmy

WIGO z elementem mieszającym w kształcie walca o średnicy 0,7 cm i długości 5 cm. Prędkość obrotów mieszadła wynosiła 1500 obrotów/min.

Badania prowadzono na ściekach syntetycznych. Ścieki syntetyczne uzyskano na skutek zanieczyszczenia wody wodociągowej odpowiednią dawką wodorooortofosforanu potasu (K_2HPO_4). Stężenie ortofosforanów w sporządzonych ściekach wynosiło $1,5 \text{ mg P/dm}^3$. Ścieki sporządzano w dużym zbiorniku z którego pobierano po 800 cm^3 na poszczególne stanowiska.



Rys. 1. Schemat stanowiska badawczego

Fig. 1. Scheme of the experimental stand

Do każdego stanowiska wprowadzono po 10 elektrod (5 elektrod ze stali czarnej i 5 elektrod ze stali nierdzewnej). Układając na przemian: elektroda wykonana ze stali czarnej – anoda i elektroda wykonana ze stali nierdzewnej – katoda. Elektrody przed użyciem przez okres 2 tygodni wystawione były na środowisko ściekowe celem aktywacji (uzyskania na powierzchni elektrod produktów korozji – tlenków żelaza). Aktywacja

elektrod zapewnia efektywniejszy przebieg procesów oczyszczania ścieków [1].

Tabela 1. Skład pierwiastkowy zastosowanych elektrod

Table 1. Elemental composition of electrodes used

rodzaj stali / rodzaj elektrody	Zawartość [%]								
	C	Mn	P	Al	N	S	Si	Cr	Ni
stal czarna / anoda	0,130	0,52	0,011	0,043	0,006	0,005	-	-	-
stal nierdzewna / katoda	0,024	1,64	0,027	-	0,049	0,002	0,39	10,1	8,1

Odstęp pomiędzy elektrodami wynosił 0,5 cm. Suma powierzchni zanurzonych części elektrod na jednym stanowisku wynosiła 1414 cm².

Stanowiska podzielono na dwie grupy. Pierwszą grupę stanowiły trzy stanowiska w których elektrody mostkowano przy użyciu drutu miedzianego, aby zapewnić przepływ elektronów pomiędzy anodą i katodą. W pozostałych trzech stanowiskach każdą elektrodę włączono w obwód elektryczny prądu stałego i podawano prąd o natężeniu 0,7 A na jedno stanowisko.

W obu przypadkach anodę stanowiły elektrody wykonane ze stali czarnej.

2.2. Metody analityczne

Próbki ścieków pobierano bezpośrednio ze stanowisk badawczych po zdekantowaniu.

Analizę próbek na zawartość fosforu i żelaza prowadzono metodami spektrofotometrycznymi zgodnie z dołączonymi przez producenta metodykami pomiarowymi.

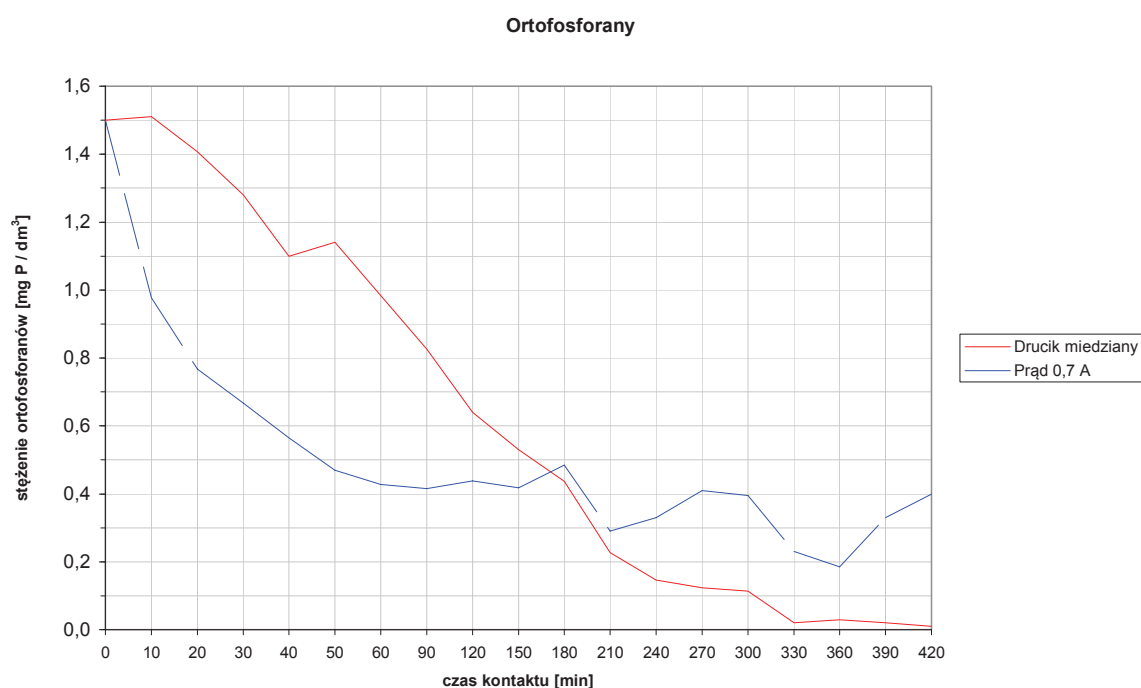
Stężenia badanych parametrów scharakteryzowano za pomocą średniej arytmetycznej.

3. Wyniki i dyskusja

W ramach prowadzonego doświadczenia porównywano efekty oczyszczania ścieków stosując metodę elektrokoagulacji i metodę roztwarzania metali. W obu przypadkach stosowano te same ścieki i badania prowadzono równolegle w tych samych warunkach.

Jedyną różnicę stanowiło przyłożenie napięcia prądu stałego do elektrod (elektrokoagulacja) bądź jego brak (metoda roztwarzania metali).

Stwierdzono znaczny spadek stężenia fosforu (ortofosforanów) w oczyszczanych ściekach syntetycznych, zarówno w przypadku stosowania metody roztwarzania metali (99%) jak i podczas elektrokoagulacji (73%) (rys. 2).



Rys. 2. Stężenie ortofosforanów w ściekach oczyszczanych metodą roztwarzania metali i elektrokoagulacji

Fig. 2. Orthophosphate concentration in sewage treated with the metal digestion method and electrocoagulation method

Podczas prowadzenia procesu elektrokoagulacji redukcja stężenia ortofosforanów w ściekach, w początkowym okresie doświadczenia (do 150 min) była wyższa niż podczas stosowania metody roztwarzania metali. Po upływie 20 min różnica wynosiła $0,56 \text{ mg P/dm}^3$, natomiast po upływie

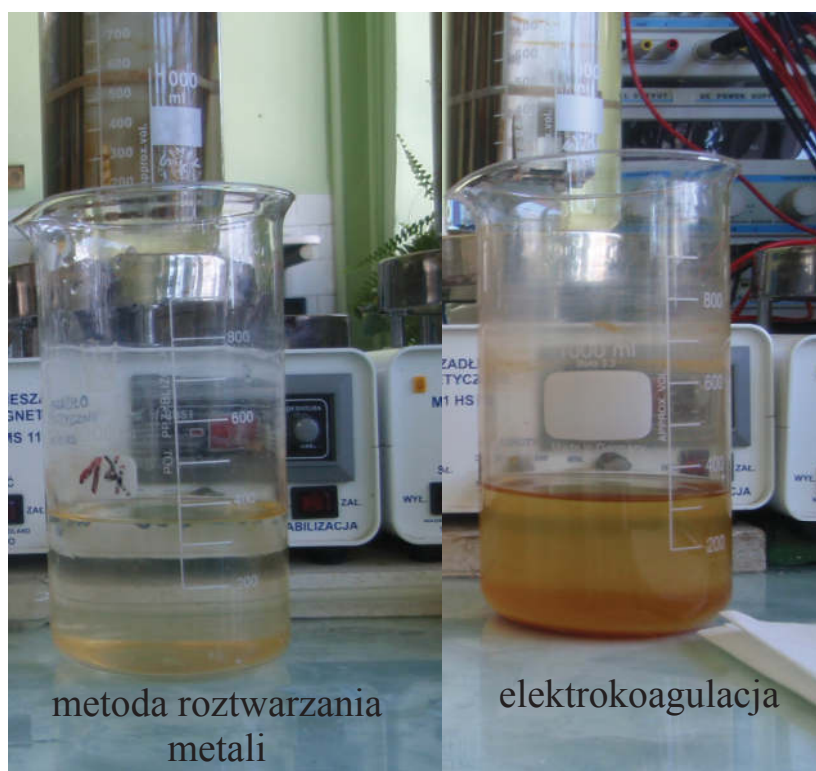
50 min różnica wynosiła 0,67, co stanowi 69% redukcje stężenia. Po upływie tego czasu stężenie związków fosforu (ortofosforanów) nie ulega już większym zmianom. Oba procesy osiągają podobną skuteczność (około 70% redukcja stężenia ortofosforanów) po upływie 180 min. W miarę trwania doświadczenia większą efektywność usuwania ortofosforanów uzyskiwała jednak metoda roztwarzania metali. Pod koniec doświadczenia (420 min) uzyskano stężenie ortofosforanów na poziomie 0,01 mg P/dm³ (99% spadek stężenia) w przypadku stosowania metody roztwarzania metali, podczas gdy stosując elektrokoagulację najniższym osiągniętym stężeniem było 0,19 mg P/dm³ (360 min).

Prowadząc doświadczenie obserwowano również efekt wtórnego zanieczyszczenia ścieków związkami żelaza. Studiując literaturę [1, 13, 14] można zasugerować, iż były to głównie różnego rodzaju tlenki i wodorotlenki żelaza na +2 i +3 stopniu utlenienia. Żelazo na +3 stopniu utlenienia pojawiało się zapewne na skutek napowietrzania się próbek podczas procesu mieszania.

Zaobserwowano, iż zdekantowane ścieki poddane procesowi elektrokoagulacji charakteryzowały się podobnym stężeniem żelaza ogólnego jak ścieki oczyszczane metodą roztwarzania metali. Obie metody (jak stwierdzono na podstawie pomiarów wagowych elektrod) wprowadzają do roztworu różne ilości żelaza, jednak ze względu na iloczyn rozpuszczalności stężenie żelaza w formie rozpuszczonej osiągnęło zapewne maksymalną wartość i było podobne w obu próbach.

Natomiast ilość żelaza w formie zawieszanej była już różna (0). Metoda elektrokoagulacji wprowadza do roztworu większe ilości żelaza, stąd zapewne pojawienie się większej ilości rdzawych osadów w toni ścieków.

Wskazuje to na lepsze wykorzystanie jonów żelaza w przypadku stosowania metody roztwarzania metali oraz ogranicza nieco problem nadmiernej ilości powstających osadów. Będzie to jednak przedmiotem kolejnych badań.



Rys. 3. Zawiesiny w ściekach po zastosowaniu metody roztwarzania metali i elektrokoagulacji

Fig. 3. Suspension in sewages treated with the metal digestion method and electrocoagulation method

4. Podsumowanie

Porównanie obu metod sugeruje, iż można przy ich pomocy uzyskać zadawalające efekty usuwania fosforu (ortofosforanów) ze ścieków. Po upływie 180 min osiągnięto podobny efekt usuwania ortofosforanów ze ścieków (około 70%). Różnica polega na szybkości procesu i jego efekcie końcowym. Szybciej proces redukcji stężenia ortofosforanów w ściekach postępuje w przypadku stosowania elektrokoagulacji, po upływie 50 min osiąga się już redukcję około 70%. Jednak przy dłuższym trwaniu doświadczenia nieco lepsze efekty uzyskuje się przy zastosowaniu metody roztwarzania metali (po 420 min osiągnięto stężenie ortofosforanów o 26,33% niższe niż w przypadku zastosowania elektrokoagulacji), gdzie osiąga się nawet 99% spadek stężenia ortofosforanów w oczyszczanych ściekach.

Wymienne stosowanie obu procesów wydaje się być możliwe.

Z literatury wiadomo, iż elektrokoagulacja należy do dość kosztownych metod oczyszczania [5], zastosowanie w zamian metody roztwarzania metali mogłoby znacznie zmniejszyć koszty eksploatacyjne.

Należy również rozważyć koszty zużycia elektrod. Niniejsze wstępne badania wskazują na mniejsze zużycie elektrod w przypadku stosowania metody roztwarzania metali.

Literatura

1. **Huang Y. H., Hang T. C.:** *Effects of dissolved oxygen on formation of corrosion products and concomitant oxygen and nitrate reduction in zero-valent iron systems with or without aqueous Fe^{2+} .* Water Research, 39, 1751÷1760, 2005.
2. **Chih-Hsiang L., Shyh-Fang K., Yu-Wei H.:** *Zero-valent iron reduction of nitrate in the presence of ultraviolet light, organic matter and hydrogen peroxide.* Water Research 37, 4109÷4118, 2003.
3. **Kyung-Hee S., Cha D. K.:** *Microbial reduction of nitrate in the presence of nanoscale zero-valent iron.* Chemosphere 72, 257÷262, 2008.
4. **Manta R., Taylor K. E., Biswas N., Bewtra J. K.:** *A continuous system for Fe^0 reduction of nitrobenzene in synthetic wastewater.* Environ. Sci. Technol. 35 (15), 3231÷3236, 2001.
5. **Bayramoglu M., Kobya M., Can O. T., Sozbir M.:** *Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater.* Separation and Purification Technology 37, 117÷125, 2004.
6. **Sunger N., Bose P.:** *Autotrophic denitrification using hydrogen generated from metallic iron corrosion.* Bioresource Technology 100, 4077÷4082, 2009.
7. **Irdemez S., Demircioglu N., Yildiz Y. S., Bingul Z.:** *The effects of current density and phosphate concentration on phosphate removal from wastewater by electrocoagulation using aluminium and iron plate electrodes.* Separation and Purification Technology 52, 218÷223, 2006.
8. **Wysocka I., Krzemieniewski M.:** *The influence of the metal dissolution process on the final effect of phosphorus compounds removal from treated sewage.* Polish Journal of Environmental Studies, Vol. 17, No. 3A, 596÷600, 2008.
9. **Wysocka I.:** *The problem of secondary contamination of sewage with iron compounds during the process of sewage treatment with the method of metal dissolution.* Polish Journal of Environmental Studies, Series of Monographs, Vol. 4, 81÷84, 2009.

10. **Wysocka I.:** *The value of pH reaction, salinity, alkaline and acidity of sewage during the process of phosphorus compound removal using the metal dissolution method in comparison with other physical and chemical methods.* Polish Journal of Environmental Studies, Vol. 18, No. 3A, 463÷468, 2009.
11. **Laruea O., Vorobieva E., Vub C., Durandb B.:** *Electrocoagulation and coagulation by iron of latex particles in aqueous suspensions.* Separation and Purification Technology 31, 177 – 192, 2003.
12. **Daneshvar N.; Ashassi-Sorkhabi H., Tizpar A.:** *Decolorization of orange II by electrocoagulation method.* Separation and Purification Technology 31, 153÷162, 2003.
13. **Mollah M.Y.A., Schennach R., Parga J.R., Cocke D.L.:** *Electrocoagulation (EC) – science and applications.* Journal of Hazardous Materials, B84, 29÷41, 2001.
14. **Duan J., Gregory J.:** *Coagulation by hydrolysing metal salts.* Advances in Colloid Interface Science, 100-102, 475÷502, 2003.

Comparison of the Results of Orthophosphates Removal from Sewage Using Electrocoagulation Method and Metal Digestion Method

Abstract

There is a search in progress for some efficient methods of removing biogenic compounds from the treated sewage. Unquestionably, effective methods of phosphorus compounds removal include precipitation methods. The most common is the chemical precipitation method based on applying iron, aluminium or calcium salt to the solution and electrocoagulation. These methods utilise low solubility of metal phosphates and their sorption on the surfaces of the forming agglomerates. The real mechanism is quite complicated and consists of transforming phosphorus compounds into insoluble forms, and then separating them from the sewage by flotation, sedimentation, filtration.

The method of iron solution should also be accounted into similar physical and chemical methods. The main difference between the aforementioned methods lies in the way of applying the precipitation agent to the solution. The method of iron solution is based on similar premises as the electrocoagulation method, however, metal ions here are dissolved into the solution as a result of

spontaneous corrosion processes and, due to the further transformations in the sewage environment, they are to be responsible for phosphorus removal.

The article presents comparative tests on a laboratory scale. The electrocoagulation method and metal digestion method were compared with regard to the effectiveness of orthophosphates removal from synthetic sewage. The comparison of both methods suggests that they can bring similar results of removing phosphorus (orthophosphates) from sewage. The process of reduction of concentration of orthophosphates in sewage occurs faster when the electrocoagulation method is used. However, with a longer test duration, better results are achieved using the metal digestion method.

It was also noted that both methods introduce different amounts of iron into the solution. The methods differ with regard to the amount of iron remaining in the sewage in a suspended form. This indicates a better use of iron ions in the metal digestion method and it slightly limits the problem of an excessive amount of sludge.



Dynamika zmian stanów wód gruntowych i uwilgotnienia gleb siedlisk leśnych w zlewni cieką Hutka

Daniel Liberacki

Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań

1. Wstęp

Ochrona zasobów wodnych jest szczególnie istotna z uwagi na to, że Polska jest krajem ubogim w wodę, zarówno pod względem ilościowym, jak i jakościowym [7]. Natomiast Wielkopolska uchodzi za jeden z najbardziej deficytowych w wodę obszarów w Polsce, a co gorsza deficyt ten ulega ciąglemu, systematycznemu pogłębieniu. Cechy klimatu tego regionu – stosunkowo niskie wartości opadów, wysokie wartości parowania terenowego oraz niekorzystny ich rozkład w ciągu roku decydują o szczególnie niekorzystnym kształtowaniu się zasobów wodnych [2]. Należy również dodać, że na niekorzystny bilans wodny istotny wpływ miała działalność człowieka.

Ważnym elementem wpływającym na prawidłowe kształtowanie się gospodarki wodnej zlewni odgrywa stopień lesistości. Obszary leśne zajmują około 29,3% powierzchni Polski [4]. Niezwykle istotna rola lasu, z punktu widzenia ochrony i odnowy zasobów wodnych, wynikająca z dużych zdolności retencyjnych niektórych typów siedliskowych lasu,

przejawia się głównie w wyrównaniu wielkości odpływu wody w ciekach, co powoduje zmniejszenie groźby powstania powodzi, a także zwiększenie przepływów minimalnych.

Elementem decydującym o prawidłowym rozwoju drzewostanów w poszczególnych siedliskach leśnych jest właściwe kształtowanie gospodarki wodnej tych siedlisk. Jednym z podstawowych czynników mających wpływ na gospodarkę wodną zlewni leśnych jest przebieg oraz wahania stanów wód podziemnych i związane z nimi zdolności retencyjne tych siedlisk. Przeprowadzone w latach wcześniejszych na obszarach omawianych zlewni wstępne badania wykazały, że zdolności retencyjne siedlisk leśnych są zasadniczym elementem gospodarki wodnej i odgrywają niezwykle ważną rolę w kształtowaniu się bilansów wodnych zlewni leśnych [3].

Warunki klimatyczne takie jak opady atmosferyczne i temperatury powietrza są głównym czynnikiem wpływającym na głębokość zalegania wód gruntowych i decydującym o wielkości i kształtowaniu się zapasów wody w siedliskach leśnych. Zdaniem Palucha [5] największą dynamiką charakteryzują się płytkie wody gruntowe zwane wodami zaskórnymi, które zalegają pod powierzchnią użytków rolnych i leśnych. Wzrost głębokości zalegania zwierciadła wody gruntowej od powierzchni terenu powoduje, że dynamika ta ulega zmniejszeniu. Poziom wody gruntowej wywiera istotny wpływ na czynną warstwę gleby i zachodzące w niej procesy, a tym samym na rozwój korzeni drzew. Wysoki poziom wody gruntowej ogranicza miąższość czynnej warstwy gleby i strefy korzeniowej. Natomiast niski poziom wody gruntowej umożliwia przewietrzenie gleby i wytworzenie prawidłowego systemu korzeniowego drzew [1].

Celem niniejszej pracy była ocena dynamiki zmian stanów wód gruntowych oraz uwilgotnienia gleb wybranych siedlisk leśnych w zlewni cieką Hutka.

2. Materiały i metody

Przedmiotem badań była mikrozelewnia cieką Hutka do przekroju Huta Pusta zlokalizowana w centralnej części Puszczy Zielonka. Badana zlewnia położona jest w Leśnictwie Huta Pusta, należącym do Leśnego Zakładu Doświadczalnego Murowana Goślina, w którym zlokalizowany jest obiekt doświadczalny Katedry Melioracji, Kształtowania Środowiska i Geodezji.

W pracy wykorzystano wyniki badań terenowych przeprowadzonych w 2008 roku przez pracowników Katedry Melioracji, Kształtowania Środowiska i Geodezji Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu. Charakterystykę meteorologiczną roku hydrologicznego 2008 przedstawiono na tle danych z wielolecia 1986÷2008 ze stacji Arboretum – Zielonka Leśnego Zakładu Doświadczalnego w Murowanej Goślinie.

Dodatkowo w pracy wykorzystano informacje z Planu Urządzania Lasu Nadleśnictwa Doświadczalnego Zielonka na okres od 1 stycznia 2004r. do 31 grudnia 2013 r., z operatu glebowego Nadleśnictwa Doświadczalnego Zielonka oraz z operatu Typów Siedliskowych Lasu, Roślinności Rzeczywistej i Potencjalnej Nadleśnictwa Doświadczalnego Zielonka, stan na 28.06.2002 (2002).

Na terenie badanej zlewni zainstalowano 13 studzienek do pomiaru stanów wód gruntowych, w których systematyczne wykonywane były pomiary z częstotliwością 1 raz na tydzień. Studzienki pomiarowe założono w transektach spływowych przechodzących przez podstawowe typy siedliskowe lasu, w miejscach charakterystycznych dla badanej zlewni (rys. 1):

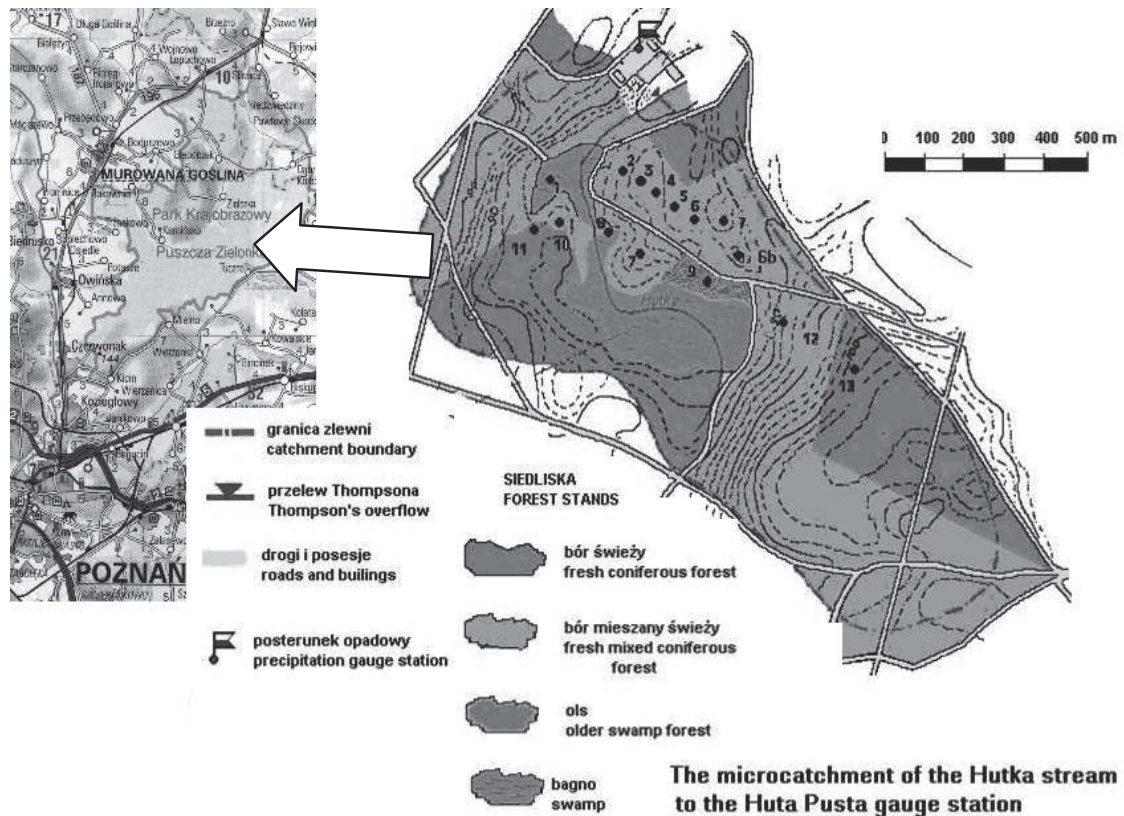
- Studzienka nr 1 i 8 – Ols (Ol),
- Studzienka nr 9, 10 i M – Bór świeży (Bśw),
- Studzienka nr 3, 4, 5, 6, 12, 13, D1, D2 – Bór mieszany świeży (BMśw).

Dodatkowo dokonano oceny wpływu odległości badanych studzienek od cieków na zmiany położenia stanów wód gruntowych. Studzienki w zależności od ich położenia od cieków podzielono na trzy grupy:

- 0÷50 m : 1 i 8(Ol), 9(Bśw), 12 i 13(BMśw),
- 50÷100 m: 3, 4, 5, D1, D2 (BMśw) oraz studzienka M (Bśw),
- >100 m: 6, 13 (BMśw).

W pracy poddano także szczegółowej analizie dynamikę zmian zapasów wody w dwóch profilach glebowych – stanowisko pomiarowe nr 4 oddalone od cieków do 100 m i nr 13 usytuowane w odległości powyżej 100 m. Oba profile zlokalizowane są w siedlisku boru mieszanego świeżego (BMśw). Wyniki uwilgotnienia gleb realizowano za pomocą sondy ECH₂O na pięciu głębokościach: 15, 30, 50, 70, 100 cm. Sonda ECH₂O jest to czujnik wilgotności gleby, podłączony do pięciokanał-

wego rejestratora danych Em50. Pomiar dokonywany jest w sposób automatyczny, co 60 sekund, a rejestrator danych zapisuje uśrednioną wartość z wykonanych pomiarów, co 120 minut.



Rys. 1. Zlewnia ciek Huta do przekroju Huta Pusta

Fig. 1. Catchment of Huta stream down to Huta Pusta gauge station

Zapasy wody w glebie obliczono mnożąc wartość wilgotności przez miąższość warstwy. Zapasy przeanalizowano w dwóch warstwach: 0÷50 cm i 0÷100 cm i przedstawiono je na wykresach, na których zaznaczono stałe wodno-glebowe wyznaczone z analiz i badań laboratoryjnych [6]:

- połową pojemność wodną (PPW),
- wilgotność trwałego wędnięcia (WTW),
- ilość wody ogólnie dostępnej dla roślin (WOD) obliczono z różnicy pomiędzy zawartością wody odpowiadającej połowej pojemności wodnej, a wilgotnością trwałego wędnięcia,
- ilość wody łatwo dostępnej dla roślin (WŁD), obliczono jako 2/3 tej różnicy,
- wodę trudno dostępną (WTD) określono jako 1/3 tej różnicy.

3. Wyniki i dyskusja

Zlewnia ciekut Hutka, zajmuje powierzchnię 0,52 km² i znajduje się w środkowej części Puszczy Zielonki [3]. 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.

Badany rok hydrologiczny 2008 pod względem sumy opadów atmosferycznych oceniono jako średnio-suchy, z opadami wynoszącymi 449 mm, niższymi od średniej z wielolecia o 106 mm (tab. 1). Prawdopodobieństwo wystąpienia takiej sumy opadów wraz z niższymi wynosi 72%, czyli raz na około 4 lata. Średnia temperatura powietrza w badanym roku hydrologicznym wyniosła 10,4°C i była wyższa o 2°C od temperatury z wielolecia (tab. 2).

W półroczu zimowym suma opadów atmosferycznych wyniosła 210 mm i była niższa o 8 mm od średniej z wielolecia. Średnia temperatura powietrza wyniosła 3,7°C i była o 1,3°C wyższa od średniej temperatury z wielolecia. Najniższa miesięczna suma opadów atmosferycznych wystąpiła w lutym i wyniosła zaledwie 13 mm, a średnia temperatura dla tego miesiąca wyniosła 3,6°C. Najwyższa suma miesięczna opadów wystąpiła w marcu 58 mm, przy średniej temperaturze powietrza równej 4,0°C. Grudzień to najzimniejszy miesiąc ze średnią miesięczną temperaturą około 1°C i opadem wynoszącym 35 mm. Natomiast najcieplejszym miesiącem był kwiecień z temperaturą około 10°C (rys. 2).

Półrocze letnie roku hydrologicznego 2008, cechowało się opadem wynoszącym 239 mm, niższym o 98 mm od średniej z wielolecia (tab. 1). Temperatura powietrza wyniosła 17,1°C i była wyższa o 2,8°C od średniej temperatury z wielolecia (tab. 2). Za najbardziej mokry miesiąc należy uznać sierpień z sumą miesięczną opadów wynoszącą 78 mm i temperaturą powietrza 20,1°C. Najbardziej suchym miesiącem był czerwiec z sumą miesięczną opadów w wysokości 15 mm przy średniej temperaturze powietrza najwyższej w całym roku 21,9°C. W październiku odnotowano najniższą średnią miesięczną temperaturę okresu letniego, która wyniosła około 10°C (rys. 2).

Tabela 1. Półroczne i roczne sumy opadów atmosferycznych w roku hydrologicznym 2008 na tle średnich półrocznych i rocznych opadów atmosferycznych z wielolecia 1986÷2008

Table 1. Half-year and year precipitation sums in 2008 hydrological year against half-year and year average precipitation sums from multi-year 1986÷2008

Okres	Suma miesięczna opadów atmosferycznych w roku 2007/2008	Średnia suma opadów z wielolecia 1986÷2008	Odchylenie
XI÷IV	210	218	-8
V÷X	239	337	-98
XI÷X	449	555	-106

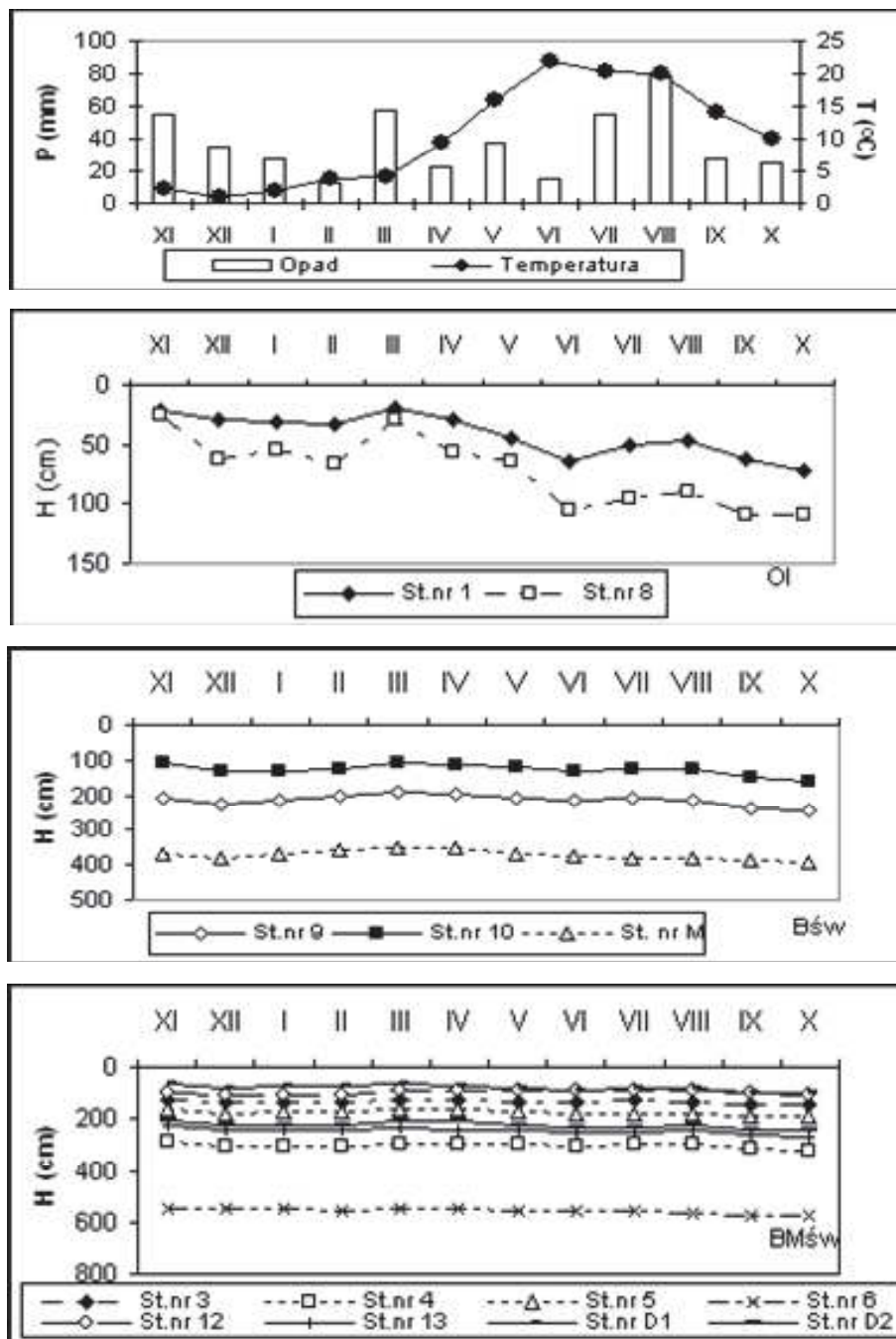
Tabela 2. Średnie półroczne i roczne temperatury powietrza w roku hydrologicznym 2008 na tle średnich półrocznych i rocznych temperatur powietrza z wielolecia 1986÷2008

Table 2. Half-year and year average air temperature in 2008 hydrological year against half-year and year average air temperatures from multi-year 1986÷2008

Okres	Średnia temperatura powietrza w roku 2007/2008	Średnia temperatura powietrza z wielolecia 1986÷2008	Odchylenie
XI÷IV	3,7	2,4	1,3
V÷X	17,1	14,3	2,8
XI÷X	10,4	8,4	2,0

Zmiany położenia zwierciadła wody gruntowej w badanym roku hydrologicznym 2008 oceniono na tle zmieniających się wartości sum miesięcznych opadów atmosferycznych i średnich miesięcznych temperatur powietrza.

Na podstawie analizy rysunku 2, przedstawiającego miesięczne stany wody gruntowej w typowych dla badanej zlewni siedliskach leśnych, można stwierdzić, że najwyższe stany wód gruntowych odnotowano na początku półrocza zimowego. Od grudnia do lutego zaobserwowano spadek stanów wód gruntowych we wszystkich studzienkach pomiarowych zlokalizowanych w różnych typach siedliskowych lasu. Najniższe stany wody gruntowej wystąpiły w lutym i kształtowały się od 34 cm w studziencie numer 1, reprezentującej siedlisko olsu, do 553 cm poniżej powierzchni terenu w studziencie numer 6 zlokalizowanej w borze mieszanym świeżym. Duża rozbieżność pomiędzy wartościami minimalnymi stanów wód gruntowych, w studziencie numer 1(Ols), w stosunku do studzienki numer 6 (BMśw) spowodowana jest różnicą w odległości od cieku.



Rys. 2. Miesięczne stany wody gruntowej w typowych siedliskach leśnych (Ol, Bśw, BMśw) na obszarze badanej zlewni, na tle średnich miesięcznych temperatur powietrza i sum miesięcznych opadów atmosferycznych w roku hydrologicznym 2008

Fig. 2. Monthly groundwater levels in typical forest habitat (Ol – alder carr forest, BMśw – fresh mixed coniferous forest, Bśw – fresh coniferous forest) on the area of investigated catchment against average monthly air temperatures and precipitation sums in 2008 hydrological year

Pierwsza z wymienionych studzienek położona jest w bezpośrednim sąsiedztwie cieką, a druga studzienka zlokalizowana jest na wzniesieniu, w najwyższym punkcie terenowym omawianej zlewni leśnej, oddalonym od cieką ponad 100 m. Najniższy stan wody gruntowej pomierzony dla studni M w borze świeżym wyniósł 378 cm (rys. 2). Najniższe stany wody gruntowej odnotowane w lutym, były następstwem niskiej sumy miesięcznej opadu atmosferycznego wynoszącej w tym miesiącu zaledwie 13 mm.

W marcu odnotowano najwyższe wartości stanów wód gruntowych w półroczu zimowym we wszystkich studzienkach pomiarowych, przy jednocześnie najwyższych sumach miesięcznych opadach atmosferycznych dla tego okresu wynoszących 58 mm. Wartości te kształtowały się od 19 cm w studziencie numer 1 (Ols) do 60 cm w studziencie D1 (BMśw). W borze świeżym maksymalne wartości stanów wód gruntowych pomierzono w studziencie numer 10 i wyniosły 109 cm. Od kwietnia stany wody miały tendencję malejącą. W maju zaobserwowano najwyższy stan zalegania wody gruntowej poniżej powierzchni terenu w półroczu letnim. Maksymalną wartość w tym okresie odnotowano w siedlisku olsu – 45 cm poniżej powierzchni terenu oraz w borze mieszanym świeżym 85 cm poniżej powierzchni terenu. Natomiast w czerwcu stany wody gruntowej znacząco się obniżyły z uwagi na najniższą sumę miesięczną opadów atmosferycznych wynoszącą zaledwie 15 mm oraz najwyższą średnią miesięczną temperaturę powietrza wynoszącą 21,9°C, oraz wysokim parowaniem terenowym. W lipcu i sierpniu przy wysokich miesięcznych sumach opadów wynoszących odpowiednio 50 i 78 mm i średniej temperaturze miesięcznej wynoszącej około 20°C, pomierzono niewielki przyrost stanów wód gruntowych. Kolejne dwa miesiące przy niekorzystnych rozkładach opadów atmosferycznych charakteryzowały obniżaniem się stanów wód gruntowych. Najniższe stany wód gruntowych w półroczu letnim pomierzono w październiku we wszystkich 13 studzienkach analizowanych w badaniach. Wyniosły one w siedlisku olsu 72 cm (st. nr 1), 391 cm w siedlisku boru świeżego (st. M) oraz w siedlisku boru mieszanego świeżego 574 cm (st. nr 6).

Analiza powyższych badań pozwala na stwierdzenie, że warunki meteorologiczne mają bardzo duży wpływ na przebieg zwierciadła wody gruntowej [3]. Najbardziej wrażliwe na zmiany opadów atmosferycznych i temperatur powietrza są wilgotne siedliska olsów, gdyż charakteryzują

się one wysoko położonym zwierciadłem wody gruntowej. Natomiast przebieg dynamiki wód gruntowych na siedliskach z nisko zalegającym zwierciadłem wód gruntowych (BMśw) charakteryzuje się dużo większą stabilnością [1]. Drugim bardzo ważnym elementem wpływającym na poziom zwierciadła wody gruntowej jest odległość od ciek. Analiza stanów wód gruntowych w 13 studzienkach potwierdziła, że poziom zwierciadła wody gruntowej obniża się wraz ze wzrostem odległości studzienek pomiarowych od ciek.

Półrocze zimowe charakteryzuje się najwyższymi stanami wody gruntowej. W odległości od 0 do 50 m od ciek Hutka znajduje się pięć studzienek pomiarowych. Maksymalny stan wody gruntowej wynoszący 19 cm odnotowano w marcu w studziencie nr 1(Ol) położonej w zagłębieniu terenowym w bezpośrednim sąsiedztwie ciek, natomiast minimalny stan wody gruntowej wynoszący 224 cm poniżej poziomu terenu wystąpił w grudniu w studziencie numer 9 (Bśw) położonej na niewielkim wzniesieniu. W odległości od 50 do 100 m od ciek położonych jest 6 studzienek pomiarowych. Maksymalny stan zwierciadła wody gruntowej wystąpił w studziencie D1(BMśw) i wyniósł 60 cm poniżej poziomu terenu, a minimalny stan miał miejsce w studziencie M (Bśw) w grudniu o wartości 378 cm. Dwie studzienki znajdują się w odległości powyżej 100 m od ciek. Maksymalny stan wody gruntowej wystąpił w studziencie numer 13 (228 cm), natomiast minimalny stan w studziencie numer 6 (553 cm) (tab. 3).

W półroczu letnim najwyższe stany wody gruntowej wystąpiły w maju w studziencie numer 1 położonej w olesie (45 cm), oddalonym od ciek do 50 m, natomiast najniższy stan wody gruntowej wynoszący 574 cm odnotowano w październiku w studziencie numer 6 oddalonej od ciek > 100 m.

W pracy zmiany zapasów wody rozpatrywano badając dwa profile glebowe omawianej zlewni: stanowisko pomiarowe nr 4 oddalone od ciek do 100 m i stanowisko pomiarowe nr 13 usytuowane w odległości powyżej 100 m. Oba stanowiska pomiarowe zlokalizowane są w siedlisku boru mieszanego świeżego (BMśw). Analizę przeprowadzono na tle warunków meteorologicznych oraz stanów wód gruntowych, które wystąpiły w okresie wegetacyjnym roku hydrologicznego 2008.

Tabela 3. Charakterystyczne półroczne i roczne stany wody gruntowej w zależności od odległości od ciekut Hutka w roku hydrologicznym 2008.

Table 3. Characteristic half-year and year groundwatwer levels in dependence on distance from Hutka river in 2008 hydrological year

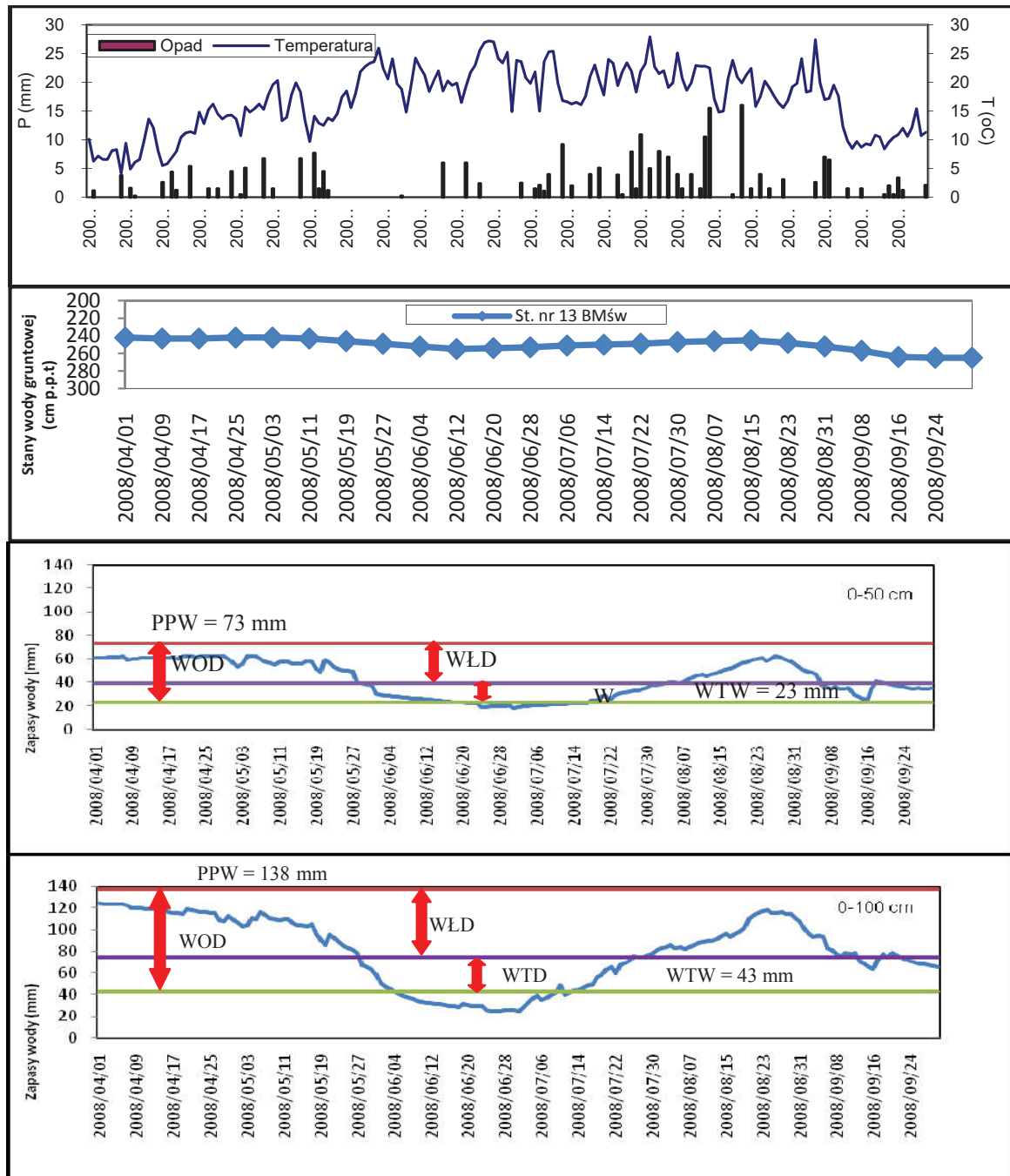
Odległość od ciekut oraz liczba studzienek	Wartość (cm)	Półrocze zimowe XI÷IV	Półrocze letnie V÷X	Rok XI÷X
0÷50 m 5	Maksymalna	19	45	19
	Średnia	100	121	111
	Minimalna	224	243	243
50÷100 m 6	Maksymalna	60	85	60
	Średnia	208	221	215
	Minimalna	378	391	391
> 100 m 2	Maksymalna	228	243	228
	Średnia	395	409	402
	Minimalna	553	574	574

W studziencie nr 13 zapasy wody w warstwie 0÷50 cm osiągnęły najwyższe wartości na początku kwietnia po wysokich opadach marcowych (rys. 3). Okres ten również odznaczał się najwyższymi stanami wody gruntowej. Maksymalna wartość zapasów wody została odnotowana w dniu 21 kwietnia i wyniosła ona 63 mm. W maju zapasy wody utrzymywały się na nieco niższym poziomie. Zarówno w kwietniu, jak i w maju zapasy wody znalazły się w granicach wody łatwo dostępnej dla roślin. W czerwcu nastąpił duży spadek zapasów wody, co było konsekwencją najniższych miesięcznych sum opadów atmosferycznych wynoszących 15 mm i zarazem najwyższych temperatur powietrza około 22°C. W tym też miesiącu stany wód gruntowych miały tendencję malejącą. Zapasy wody osiągnęły swoje minimum 24 czerwca i wyniosły 19 mm. Od 19 czerwca do 17 lipca zapasy wody były znajdowały się poniżej wilgotności trwałego więdnięcia (23 mm). Od drugiej połowy lipca do końca sierpnia odnotowano systematyczny wzrost zapasów wody w analizowanym profilu, co było spowodowane wysokimi opadami atmosferycznymi w badanym okresie wegetacyjnym.

Sierpień to miesiąc, który charakteryzuje się porównywalnie wysokimi zapasami wody jak w analizowanym powyżej kwietniu. Niższe opady, temperatury i spadek stanów wód gruntowych we wrześniu spowodowały ponowne obniżanie się zapasów wody w rozpatrywanej warstwie.

Zapasy wody w profilu 13 w warstwie 0÷100 cm wykazują podobny przebieg zmian jak w warstwie 0÷50 cm. Najwyższe zapasy wody omawianego profilu wystąpiły w kwietniu i wynosiły 125 mm. Były jednak o 13 mm mniejsze od połowej pojemności wodnej. Stwierdzono, że w trzech miesiącach tj. w kwietniu, maju i sierpniu zapasy wody znajdowały się w przedziale wody łatwo dostępnej dla roślin, która kształtowała się w granicach 73÷138 mm. W czerwcu na skutek niekorzystnego rozkładu opadów atmosferycznych zapasy wody w jednometrowej warstwie się obniżyły do 25 mm (26 czerwca), spadając poniżej tzw. wilgotności trwałego wędnięcia. Od lipca do końca sierpnia odnotowano systematyczny wzrost zapasów wody do wartości 120 mm. Z kolei wrześniu z powodu niskich opadów atmosferycznych zaobserwowano ponowny spadek zapasów wody. W tym miesiącu uwidacznia się też spadek stanów wód gruntowych.

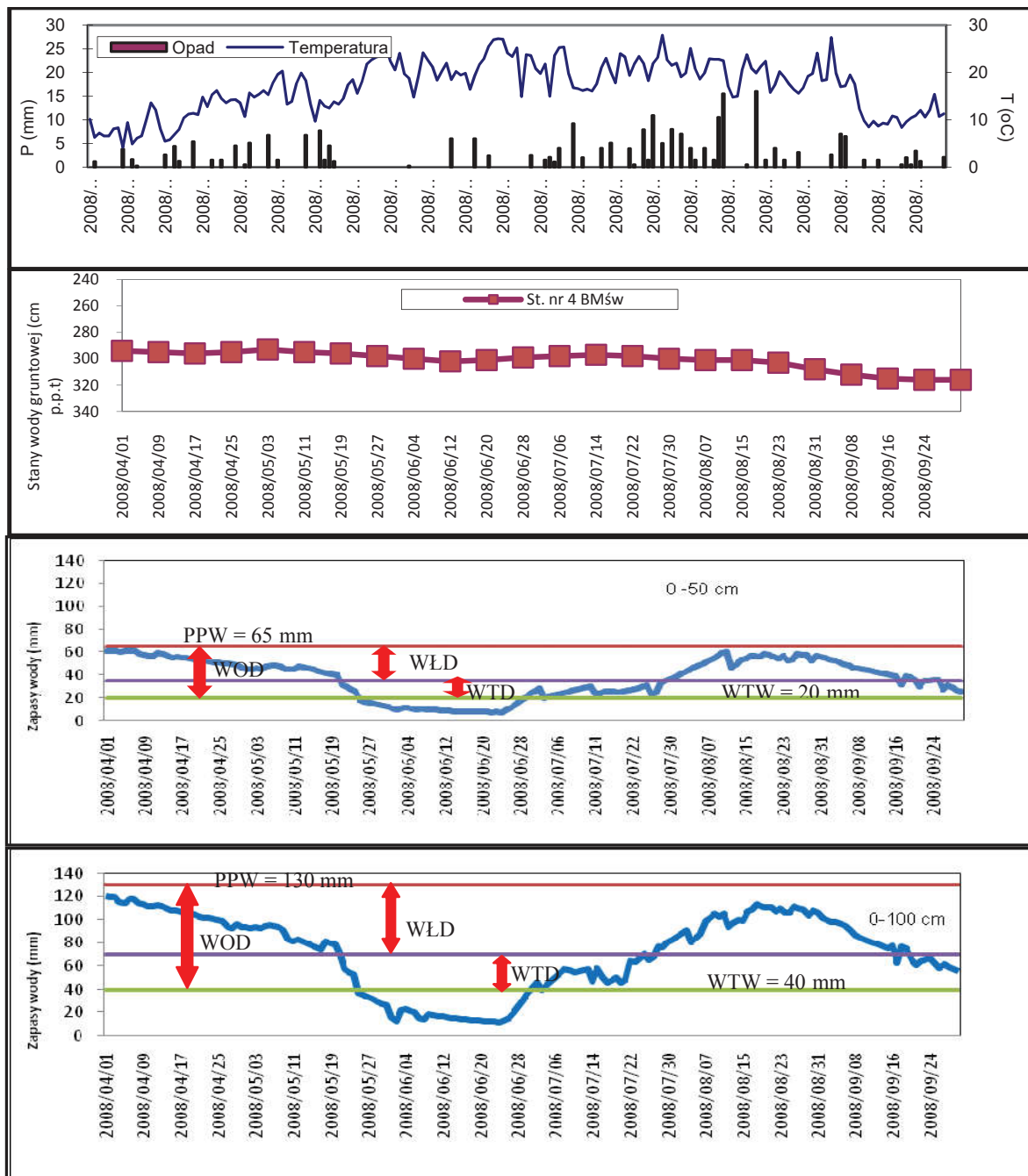
Na kolejnym rysunku przedstawiono przebieg zapasów wody w warstwie 0÷50 cm i 0÷100cm oraz zmiany poziomu wód gruntowych na stanowisku pomiarowym nr 4 w okresie wegetacyjnym roku hydrologicznego 2008 (rys. 4). Stwierdzono, że w obu analizowanych warstwach 0÷50 cm i 0÷100 cm zapasy wody w najbardziej suchym i najcieplejszym miesiącu w czerwcu, przekroczyły granicę wilgotności trwałego wędnięcia, która dla warstwy 0÷50 cm wyniosła 20 mm, a dla warstwy 0÷100 cm 40 mm. Natomiast w żadnym miesiącu, podobnie jak w studziencie nr 13 ze względu na niskie opady atmosferyczne zapasy wody nie przekroczyły połowej pojemności wodnej (65 mm). W warstwie 0÷50 cm w zapasy wody w pierwszym miesiącu badanego okresu wegetacyjnego były najwyższe, wyniosły 61 mm, powodując, że były zbliżone do połowej pojemności wodnej. Od maja zaobserwowano tendencje obniżanie się zapasów wody, które malały aż do końca czerwca. Najniższą wartość zapasów wody pomierzono 22 czerwca i wyniosła niespełna 8 mm.



PPW – połowa pojemność wodna – field capacity, WOD – woda ogólnie dostępna – water easily accessible, WTD – woda trudno dostępna – hardly accessible water, WTW – wilgotność trwałego więdnięcia – water content of permanent fading, WLD – woda łatwo dostępna – water easily accessible for plant

Rys. 3. Przebieg zapasów wody w warstwie 0÷50 cm i 0÷100 cm w profilu pomiarowym nr 13 w okresie wegetacji roku hydrologicznego 2008

Fig 3. Time series of water storage in layers 0÷50 cm and 0÷100 cm of analyzed soil profile (13) in Hutka river catchment in 2008 hydrological years



PPW – połowa pojemność wodna – field capacity, WOD – woda ogólnie dostępna – water easily accessible, WTD – woda trudno dostępna – hardy accessible water, WTW – wilgotność trwałego więdnięcia – water content of permanent fading, WŁD – woda łatwo dostępna – water easily accessible for plant

Rys. 4. Przebieg zasobów wody w warstwie 0÷50 cm i 0÷100 cm w profilu pomiarowym nr 4 w okresie wegetacji roku hydrologicznego 2008

Fig. 4. Time series of water storage in layers 0÷50 cm and 0÷100 cm of analyzed soil profile (4) in Hutka river catchment in 2008 hydrological years

Od 25 maja do 28 czerwca za sprawą niskich opadów atmosferycznych oraz wysokich temperatur powietrza zapasy wody były tak niskie, że spadły aż 12 mm poniżej wilgotności trwałego więdnięcia. W okresie tym zaobserwowano również systematyczne obniżanie się zwierciadła wody gruntowej. Duża suma miesięczna opadów atmosferycznych w lipcu i sierpniu na poziomie 55 i 78 mm spowodowała systematyczny wzrost zapasów wody. Pod koniec sierpnia wyniosły one aż 58 mm i były bliskie granicy połowej pojemności wodnej. W pierwszych dniach września zapasy wody zaczęły się powoli obniżać co było naturalnym efektem małej sumy opadów atmosferycznych w tym miesiącu wynoszącej 28 mm, powodując, że w dniach 17 oraz 21 września zapasy wody znalazły się w przedziale wody trudno dostępnej.

Analizując zapasy wody w warstwie jednometrowej można zauważyć bardzo podobny ich przebieg w porównaniu do rozpatrywanej powyżej warstwy 0÷50 cm. Od początku okresu wegetacyjnego aż do końca czerwca pomierzono systematyczny spadek zapasów wody. Najniższe zapasy wody, które pomierzono w dniu 24 czerwca wyniosły zaledwie 11 mm i spadły poniżej wartości odpowiadającej granicy wilgotności trwałego więdnięcia aż o 29 mm. Wzrost stanu wód gruntowych przy dużych miesięcznych sumach opadów atmosferycznych w lipcu i sierpniu spowodował, że zapasy wody w tym okresie również znacząco wzrosły i wynosiły odpowiednio 83 mm i 114 mm. Ponowny spadek zapasów wody odnotowano pod koniec roku hydrologicznego.

Podsumowując przebieg zmian zapasów wody w analizowanych profilach pomiarowych w okresie wegetacyjnym roku hydrologicznego 2008 stwierdzono, że największy wpływ na zmiany uwilgotnienia gleb ma ilość opadów atmosferycznych i ich rozkład w czasie.

4. Wnioski

- W analizowanym roku hydrologicznym 2008 suma opadów atmosferycznych wyniosła 449 mm i była niższa od średniej z wielolecia o 106 mm, co pozwala zaliczyć ten rok do średnio suchego o prawdopodobieństwie wystąpienia wraz z niższymi 72% czyli raz na około 4 lata.
- Badania potwierdziły, że na obszarze rozpatrywanej zlewni dynamika położenia zwierciadła wody gruntowej i uwilgotnienia gleb wykazywała podobną cykliczność i determinowana była przez przebieg warunków meteorologicznych, a w szczególności przez rozkład i wielkość sum opadów.

- Zmiany położenia zwierciadła wody gruntowej uzależnione były również od ukształtowania terenu i odległości studzienek pomiarowych od cieku.
- Istotny wpływ na kształtowanie się zwierciadła wody gruntowej wywiera również typ siedliskowy lasu. Najwyższe stany wody gruntowej wynoszące 19 cm odnotowano w wilgotnym siedlisku olsu, natomiast najniższe stany wody gruntowej wynoszące 574 cm poniżej poziomu terenu pomierzono w borze mieszanym świeżym.
- W okresie wegetacyjnym roku hydrologicznego 2008, najwyższe wartości zapasów wody w obu analizowanych stanowiskach pomiarowych, odnotowano w I i II dekadzie kwietnia. W tym okresie zapasy wody kształtowały się w warstwie 0÷50 cm od 61 mm (profil 4) do 63 mm (profil 13), w warstwie 0÷100 cm od 121 mm (profil 4) do 125 mm (profil 13).
- Niekorzystny rozkład opadów atmosferycznych, wysoka temperatura powietrza i co się z tym wiąże wysokie parowanie terenowe, które wystąpiły w czerwcu spowodowały znaczący spadek zapasów wody w badanych profilach glebowych i zarazem w obu analizowanych warstwach. W tym okresie odnotowano najniższe wartości zapasów wody znajdujące się poniżej granicy wilgotności trwałego więdnięcia i zmieniające się w warstwie 0,5-metrowej od 8 mm (profil 4) do 19 mm (profil 13), w warstwie 1-metrowej od 11 mm (profil 4) do 25 mm (profil 13).

Literatura

1. **Babiński S.:** *Melioracje wodne w lasach*. Skrypt Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego AR. Warszawa 1987.
2. **Kędziora A.:** *Klimat a stosunki wodne w środowisku przyrodniczym Wielkopolski*. Kron. Wlkp. 64, 46÷54, Poznań 1993.
3. **Liberacki D., Szafranski Cz., Stasik R., Korytowski M.:** *Bilans wodny małej zlewni leśnej*. Zesz. Prob. Postęp. Nauk Roln., 528, 305÷312, Warszawa 2008.
4. *Ochrona Środowiska*: Wyd. GUS, Warszawa 2006.
5. **Paluch J.:** *Dynamika głębokości zalegania wód gruntowych pod powierzchnią łąki*. Gospodarka Wodna nr 10, 243, 232÷237, 1994.
6. **Smedema L., Rycroft D.:** *Land drainage: planning and desing of agricultural drainage systems*. Basford Academic and Educational Ltd., 29÷34, London 1983.

7. **Szafranski Cz.:** *Zasoby wodne Polski i ich ochrona*. W monografii „*Zasoby Przyrodnicze Szansą Zrównoważonego Rozwoju*” po redakcją J. Nowackiego, Wyd. AR Poznań 2007.

Dynamics of Water Levels and Water Content in Soils Variation in Hutka Watercourse Catchment

Abstract

The purpose of the research work was to estimate the dynamics of the water content in soils variation in the drainage catchment of Hutka watercourse to Huta Pusta section in hydrologic year 2008. Considered afforested drainage catchment, size of 0.52 km², is placed in the central part of Wielkopolska in Puszcza Zielonka. The Hutka catchment is of a typical forest character and presents high retentional capabilities.

During the research detailed analyses were made for the dynamics of the groundwater level and water storage in 50 cm, and 100 cm soil layer. Measurements of water level were taken in 13 measuring wells, the water reserves in two measurement profiles. The results of water content in soils, were elaborated by using the ECH₂O sounder. The research proved, that the dynamics of the water content in soils variation and ground water level in analyzed drainage catchment is described by similar cyclicity and depends mostly on the course of meteorological conditions, especially on the distribution and dimension of rainfalls. It was confirmed that the low level of groundwater table in the vegetation season does not affect significantly the water reserves of the surface layer of soil. Additional elements affecting the level of groundwater are also: the distance between measurement wells and the watercourse, site type and the layout of the land.

The unfavourable distribution of precipitation, high air temperature and high evapotranspiration, which occurred in June resulted in a significant decrease in water supplies in the investigated soil profiles and also in both analyzed layers. During this period, lowest values of water storage below the limit of permanent wilting and changing in a 0.5-meter layer from 8 mm (profile 4) to 19 mm (profile 13), in a 1-meter layer from 11 mm (profile 4) to 25 mm (profile 13) were recorded.



Wpływ modyfikacji asfaltów drogowych frakcją popirolityczną na emisje lotnych związków organicznych

*Hubert Zymek
Politechnika Lubelska*

1. Wstęp

Asfalt drogowy jest substancją powstałą w wyniku utleniania tlenem zawartym w powietrzu pozostałości po destylacji ropy naftowej. Najczęściej jest to pozostałość po destylacji próżniowej, gdyż dla potrzeb uzyskania odpowiedniej wydajności pozyskiwania paliw do przerobu wykorzystuje się z reguły lekkie ropy. Jednak, aby uzyskać substancje bitumiczne z takich rop należy w ostatniej fazie produkcji prowadzić destylację próżniową w celu uzyskania odpowiednich parametrów fizycznych asfaltu [1]. Prowadzenie destylacji pod obniżonym ciśnieniem często nie jest wystarczające, w szczególności dla bitumów o małej zawartości asfaltenów do tego, aby asfalt osiągnął minimalne parametry fizyczne, stąd prowadzi się proces utleniania mający na celu kondensację krótkich łańcuchów węglowodorów alifatycznych i naftenowych. Asfalt należy traktować jako koloidalną ciecz o dużej lepkości w normalnych temperaturach otoczenia. Często spotyka się stwierdzenie, że bitumy są

substancjami stałymi lub półstałymi. Trafne jest to stwierdzenie tylko w przypadku temperatur poniżej -20°C kiedy to krystalizują parafiny, a niektóre węglowodory przechodzą w stan szklisty, natomiast nie ma podstawy do nazywania bitumów ciałami stałymi bądź półstałymi w temperaturach normalnych, gdyż podczas ich ogrzewania nie rejestrujemy zmiany struktur takich jak np. rozpad sieci krystalicznych czy stanów stałych nie uporządkowanych [2]. Analiza badań DSC (Differential Scanning Calorimetric), też nie daje podstaw do stwierdzenia zmiany stanów skupienia bitumów. Bitum (dla sprostowania nazywany między innymi w USA i Polsce asfaltem), zawiera dużą ilość różnych składników, takich jak wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, aminy, alkany, cykloalkany, aromatyczne i heterocykliczne składniki zawierające tlen, siarkę i azot [3].

International Agency Research for Cancer (IARC) sklasyfikowała opary bitumu do grupy 3 (przypuszczalnie opary bitumu rakotwórcze dla ludzi), a cząstki bitumów rafinowanych za pomocą pary lub powietrza sklasyfikowano do grupy 2B (możliwie rakotwórcze dla ludzi), bitum został przypisany do grupy A4 (nie sklasyfikowany jako czynnik rakotwórczy dla człowieka). IARC zaproponowała również maksymalny limit emisji wynoszący $0,5 \text{ mg/m}^3$ jako maksymalna średnia podczas ośmiu godzinnej pracy [4]. Jednakże, ostatnie badania epidemiologiczne dotyczące umieralności na raka wśród pracowników zatrudnionych przy utwardzaniu dróg, mieszaniu asfaltu, i innych pracach związanych z kontaktem z oparami bitumu, dowodzą wzrost umieralności na raka płuc [5, 6].

W pracy przedstawiono wyniki badań emisji wybranych lotnych związków organicznych w asfalcie modyfikowanym dienową frakcją popirolityczną zawierającą cykloalkeny jak i porównawczo w powszechnie stosowanych asfaltach.

2. Materiał i metodyka badań

Do badań przygotowano cztery reprezentatywne próbki asfaltów tego samego gatunku i przeznaczenia, ale różnych producentów, a także wytwarzanych w różnych technologiach. Asfalty te mają zastosowanie do budowy nawierzchni znacznie obciążonych ruchem dla warstw: podbudowy i wiążącej.

1. 35/50 – lepszycze modyfikowane frakcją dienową,

2. Unibit 35/50 – wielorodzajowy asfalt drogowy,
3. Orbiton 25/55-60 – asfalt modyfikowany kopolimerem blokowym styren-butadien-styren (SBS)
4. Asfalt drogowy 35/50 – klasyczny asfalt oksydowany gatunku 35/50.

Do analizy wybrano grupę związków najczęściej wymienianych w literaturze jako lotne substancje, które emitują asfalty drogowe, z wyjątkiem DCPD który był składnikiem modyfikatora. Analizy możliwych emisji lotnych związków organicznych z dostarczonych próbek asfaltu wykonano techniką HS-SPME (analiza fazy nadpowierzchniowej z ekstrakcją do fazy stacjonarnej) wykorzystując system GC-MS do oznaczeń końcowych. Ekstrakcję prowadzono po uprzednim termostataowaniu próbki przez okres 2 godzin (w podwyższonej temperaturze) i ekstrakcji fazy nadpowierzchniowej przez okres 10 minut na włóknie pokrytym 100 μm warstwą fazy PDMS (polidimetylosiloksan). System GC-MS Trace Ultra – PolarisQ (Thermo USA) składał się z następujących elementów:

- automatycznego podajnika próbek TriPlus,
- dozownika PTV pracujący w trybie stałotemperaturowym w temperaturze 275°C,
- kolumny kapilarnej RTx-5ms dł. 60 m śr. wew. 25 mm, grubość filmu 0,18 μm (Restek USA),
 - programowanie temperatury: 75°C (2 min) następnie narost 1°C/min do 320°C (10 min),
 - temperatura linii transferowej 275°C,
 - gaz nośny He o czystości 5N (BOC Polska) @ 40 cm/s,

Do badań spektroskopowych w podczerwieni wykorzystano spektrofotometr fourierowski w podczerwieni MAGNA-IR 860 NICOLET.

Badania rozpraszania promieniowania rentgenowskiego pod szerokimi kątami wykonano na dyfraktometrze rentgenowskim ZDR-3003T/T Seifert, natomiast badania fizycznych parametrów lepiszczy wykonano na standardowym sprzęcie wynikających z badań normowych asfaltów przewidzianych w PN-EN 12591 i dokumentów odniesienia bezpośrednio wynikających z tej normy.

3. Analiza i wyniki badań

W tabeli 1 przedstawiono wyniki badań emisji wymienionych związków organicznych. Badania prowadzono dla dwóch temperatur 120°C i 160°C, podane wyniki w nawiasie w tabeli 1 dotyczą pomiaru w niższej temperaturze. Zatem w zakresie temperatur 120÷160°C, czyli w całym zakresie technologicznym łącznie z układaniem i wałowaniem nawierzchni emisje lotnych związków organicznych występują na podobnym poziomie. W tabeli 2 zestawiono podstawowe parametry fizyczne asfaltów aby na rys. 1. można było je zestawić w celu analizy z poziomami emisji.

Tabela 1. Wyniki oznaczeń emisji DCPD, benzenu, toluenu, ksylenu, styrenu i benzotiofenów

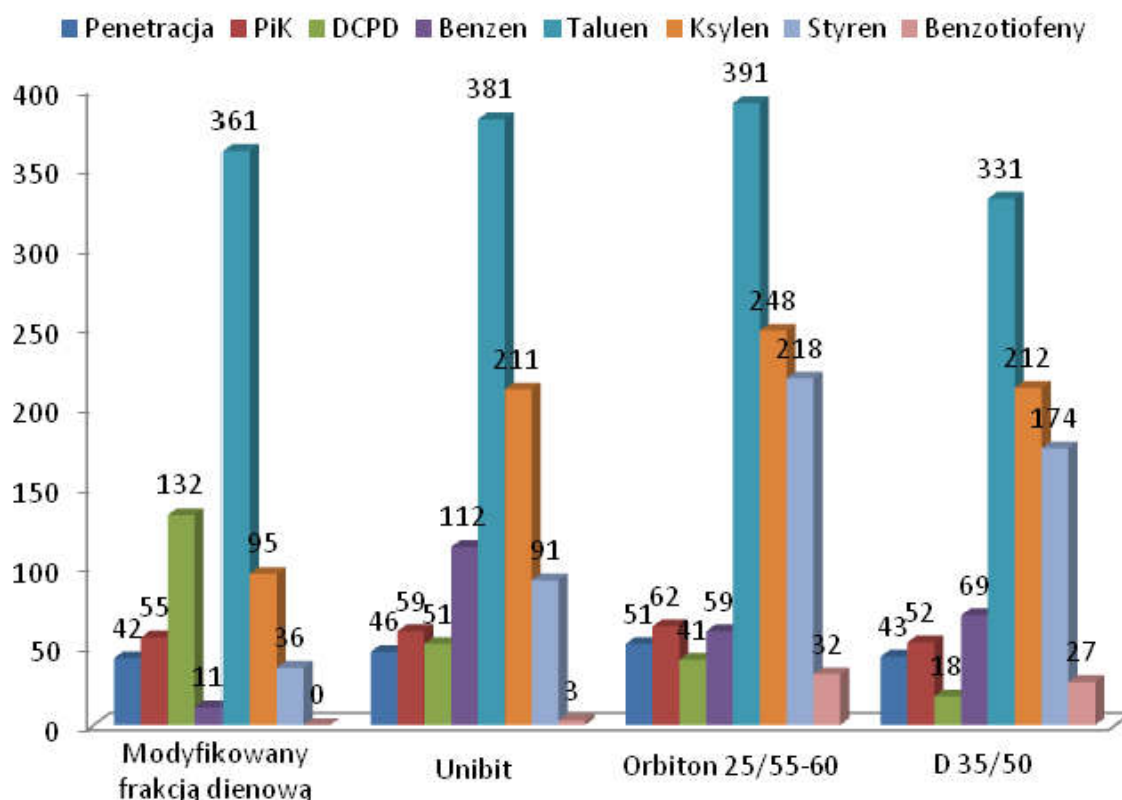
Table 1. Emission of DCPD, benzene, toluene, xylene, styrene and benzothiophene

Gatunek asfaltu	DCPD [ppb]	Benzen [ppb]	Toluen [ppb]	Ksyleny [ppb]	Styren [ppb]	Benzotiofeny [ppb]
Modyfikowany frakcją dzienową	132 (123)	11 (13)	361 (353)	95 (93)	36 (21)	nd
Unibit 35/50	51 (56)	112 (124)	381 (378)	211 (238)	91 (113)	3 (9)
Orbiton 25/55-60	41 (34)	59 (78)	391 (404)	248 (258)	218 (214)	32
D 35/50	18 (38)	69 (75)	331 (312)	212 (201)	174 (178)	27

Tabela 2. Wyniki oznaczeń właściwości fizycznych asfaltów

Table 2. Asphalt physical properties

	Modyfikowany frakcją dzienową	Unibit 35/50	Orbiton 25/55-60	D 35/50
Penetracja	42	46	51	43
Temperatura mięknięcia PiK	55	59	62	52
Łamliwość wg Fraassa	-12	-17	-11	-18



Rys. 1. Poziomy emisji z różnych rodzajów asfaltów w zestawieniu z penetracją i temperaturą mięknienia PiK

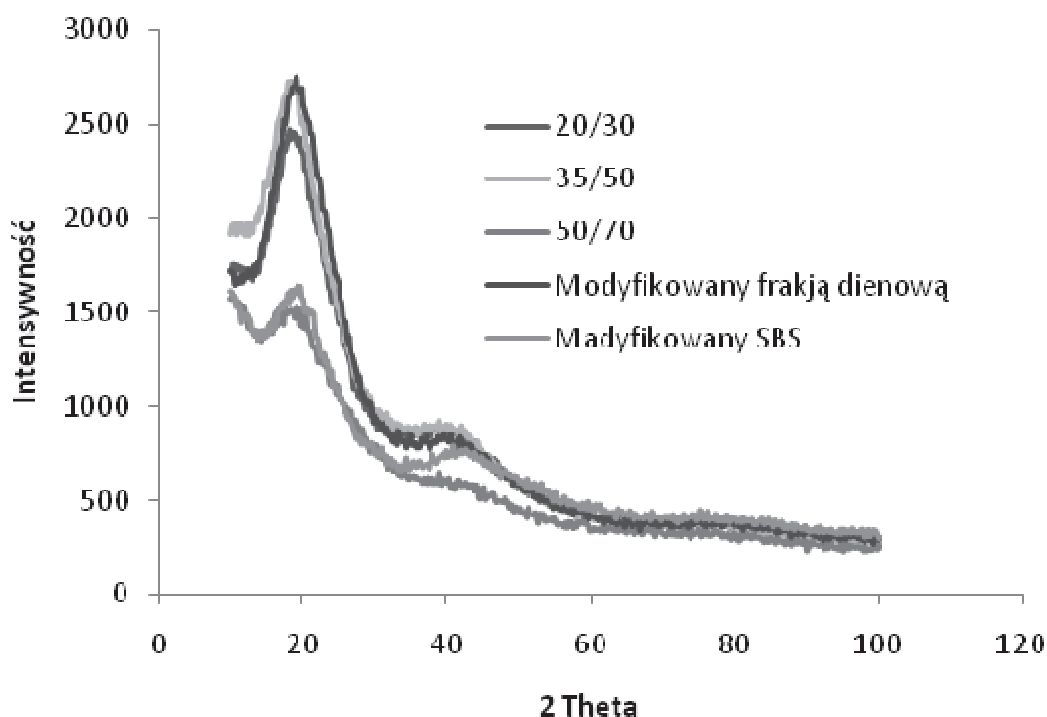
Fig. 1. Emission levels of different types of asphalts in comparison with penetration and softening point PiK

Analiza badań właściwości fizycznych i emisji wykazała, że dodatek popirolitycznej frakcji dienowej znacząco poprawia fizykochemiczne parametry asfaltu i korzystnie wpływa na obniżenie sumarycznych emisji lotnych związków organicznych.

W celu wykazania zmian strukturalnych w asfaltach, które mogą być ważnym czynnikiem związanym z mechanizmami emisji wykonano badania dyfrakcji rentgenowskiej reprezentatywnych próbek asfaltów.

Z dyfraktogramu (rys. 2) wynika, że budowa strukturalna asfaltu ma znaczący wpływ na poziomy emisji lotnych związków organicznych, gdyż przebieg krzywej dyfrakcyjnej jest podobny do asfaltu modyfikowanego SBS jak i mniej utlenionego, gdzie w obydwu przypadkach rejestrowano najwyższe emisje. Biorąc pod uwagę, że asfalt jest substancją ciekłą o zmiennej lepkości przy zmieniającej się temperaturze to pozio-

my emisji mogą się różnić w zależności od ich stabilności termicznej. W związku z tym wykonano badania wpływu ogrzewania na przebieg widm w mapach spektralnych asfaltu 35/50 i asfaltu modyfikowanego frakcją dienową.



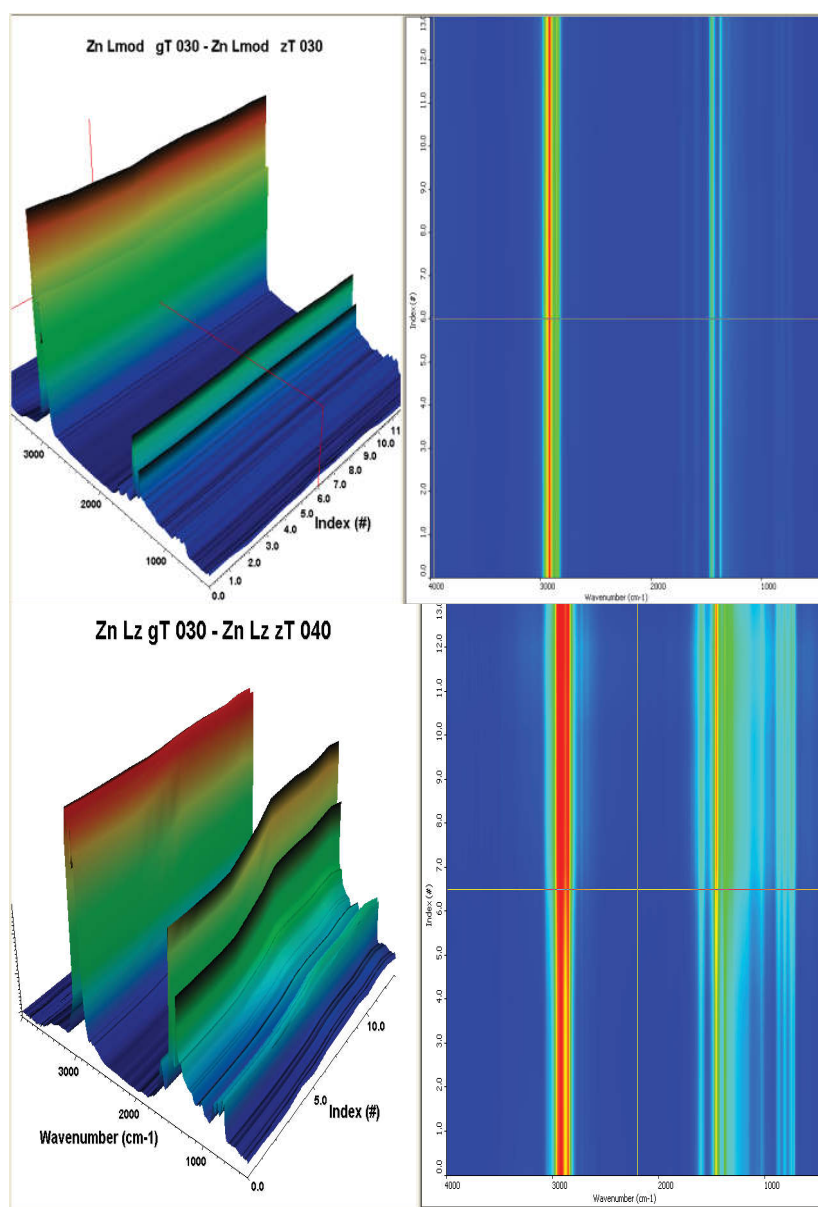
Rys. 2. Dyfraktogram rentgenowski (XRD) badanych asfaltów
Fig. 2. X-Ray diffraction of investigated research asphalts

Z przeprowadzonych badań spektroskopowych (rys. 3) wynika, że modyfikacja frakcją dienową poprawia stabilność termiczną asfaltu (równomierne pasma na mapie spektralnej), co może mieć korzystny wpływ na poziomy emisji lotnych związków organicznych, ponieważ podczas modyfikacji następuje oligomeryzacja bardziej lotnych węglowodorów.

4. Wnioski

1. Modyfikacja asfaltów drogowych popirolityczną frakcją dienową poprawia parametry fizykomechaniczne lepiszczy asfaltowych, a także obniża emisję lotnych związków organicznych.

2. Budowa strukturalna asfaltów ma wpływ na emisję lotnych związków organicznych.
3. Lepsza stabilność termiczna asfaltów drogowych może powodować spadek emisji lotnych związków organicznych.



Modyfikowany frakcją dienową

20/30

Rys. 3. Obraz zmian na mapach spektralnych w widma w zakresie bliskiej podczerwieni w czasie grzania i chłodzenia 0–130–0 [°C]
Fig. 3. Picture of changes on spectroscopic maps in close infrared range, during heating and cooling 0–130–0 [°C]

Literatura

1. **Gawel I., Kalabińska M., Piłat J.:** *Asfalty Drogowe*. Wydawnictwa Komunikacji i Łączności, str. 10÷15. Warszawa 2001.
2. **Sadeghi K. M., Sadeghi M. A., Kuo J. F., Jang L. K., Lin J. R., Yen T. F.:** *A new process for tar sand recovery*. Chem. Eng. Comm. 117, str. 191. 1992.
3. **Bagińska K.:** *Wpływ charakteru chemicznego surowca I sposobu jego przeróbki na strukturę asfaltów naftowych*. Praca Doktorska. Wrocław 1999.
4. National Pollutant Inventory “*Emission Estimation Technique Manual For Hot Mix Asphalt Manufacturing*” Australia 1999.
5. **Zymek H.:** *Lepiszczą asfaltowe a środowisko naturalne*”, Magazyn Autostrady 06/2010.
6. **Gunke., Kathryn O’C.:** *Hot-Mix Asphalt Mixing Facilities*. Buonicore, Anthony J., and Wayne T. Davis, Editors. *Air Pollution Engineering Manual*. Van Nostrand Reinhold. New York 1992.

Influence of Road Asphalt Modification with Post-pyrolitic Fraction on Emissions of Volatile Organic Compounds

Abstract

Road asphalt is a substance formed by oxidation with oxygen from the air of residue after distillation of crude oil. Generally it is a remnant of the vacuum distillation, since for the purposes of obtaining adequate capacity of fuel obtainment generally light oil is used for processing. However, for a bituminous substances from such oil it is necessary in the latter stage of production to introduce vacuum distillation in order to obtain the relevant physical parameters of asphalt [1].

The paper presents the results of investigations on the emission of selected volatile organic compounds in asphalt modified with diene post-pyrolitic fraction containing cycloalkenes and comparative commonly used asphalt. Modification of asphalt with post-pyrolitic diene fraction improved physico-mechanical characteristics of asphalt binders, and also reduces emission of volatile organic compounds. The structure of bitumen has an impact on emission of volatile organic compounds.

Improved thermal stability of road asphalts may cause a decrease of emission of volatile organic compounds.



Stany wód i ich amplitudy w ciekach w małych zlewniach leśnych w roku wilgotnym na przykładzie zlewni Rowu Rakowskiego

Rafał Stasik

Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań

1. Wstęp

Środowisko leśne, poza znaczną ilością biomasy, charakteryzuje się dużym zróżnicowaniem zarówno pod względem siedlisk, drzewostanów i ich wieku jak i innych elementów przyrodniczych i fizjograficznych [6]. Stąd też funkcjonowanie gospodarki wodnej lasu jest znacznie bardziej złożone w porównaniu do użytków zielonych czy gruntów ornych. O specyfice obszarów leśnych decydują między innymi czynniki takie jak: zatrzymanie opadów przez korony drzew zależnie od gatunku, zwarcia i struktury drzewostanu, od wielkości, natężenia i czasu trwania opadu [8] oraz duże zdolności retencyjne obszarów leśnych [2, 12].

Aktualnie coraz większą uwagę przywiązuje się do pozaprodukcyjnej roli lasu w środowisku przyrodniczym [3]. Dlatego też liczne publikacje wskazują na duże znaczenie lasów w gospodarce wodnej zlewni [3, 6, 9÷11]. Pomiary stanów wód powierzchniowych i gruntowych stanowią jeden z najprostszych środków badawczych pozwalających na

analizę tejże gospodarki. Celem niniejszej pracy była analiza stanów wód i ich amplitud w małych zlewniach leśnych w roku wilgotnym.

2. Materiały i metody

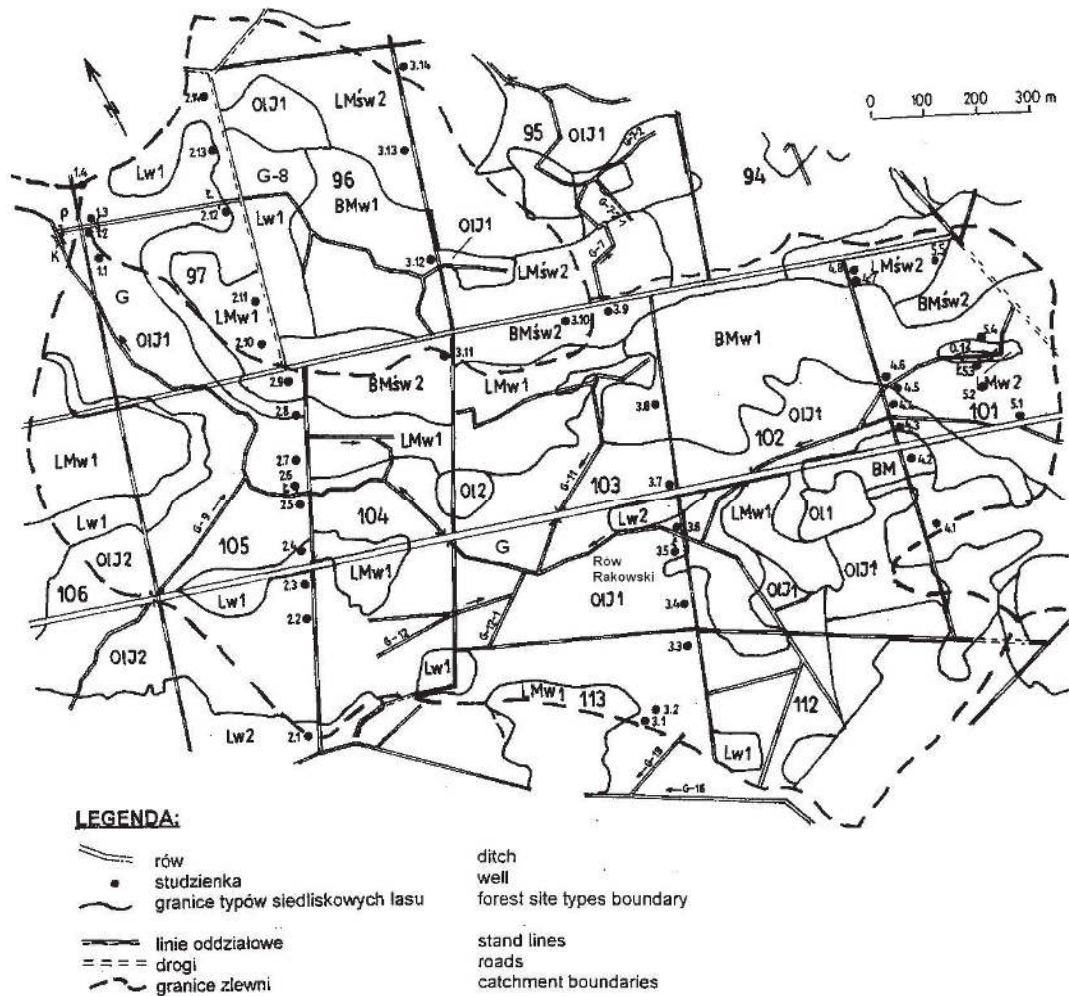
Badania i obserwacje terenowe prowadzone były w zlewni Rowu Rakowskiego, oznaczonego na mapach melioracyjnych jako rów G, zlokalizowanej na obszarze Leśnictwa Marianka należącego do leśnego zakładu Doświadczalnego Siemianice Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu. Do szczegółowej analizy wybrano wyniki badań i pomiarów przeprowadzonych w roku hydrologicznym 2001 pochodzące z przekroju 2 rowu G oraz prawobrzeżnego dopływu, rowu G-8 (rys. 1).

Prowadzone w analizowanych zlewniach podstawowe badania i obserwacje terenowe obejmowały między innymi systematyczne cotygodniowe pomiary stanów wody w przekrojach zlewni, w których zainstalowano łaty wodowskazowe oraz pomiary opadów atmosferycznych deszczomierzem Hellmanna.

W pracy wykorzystano także wyniki pomiarów temperatur powietrza z posterunku meteorologicznego LZD Siemianice, oraz dane z map glebowo-siedliskowych zawarte w Operacie glebowo siedliskowym LZD Siemianice [5].

3. Wyniki i dyskusja

Powierzchnia badanej zlewni rowu G wynosi $3,27 \text{ km}^2$, a jej leśność 65 %. Charakterystyczną cechą tej zlewni jest dominacja siedlisk bagiennych, położonych w najniższych partiach terenu, w pobliżu cieku (rys. 1). Stanowią one łącznie 50,6 % powierzchni leśnej zlewni. Wśród siedlisk bagiennych dominują olesy jesionowe. Duży udział w powierzchni leśnej tej zlewni mają również siedliska wilgotne – lasy wilgotne oraz lasy i bory mieszane wilgotne, zajmujące łącznie 31,0 % powierzchni zalesionej. Pozostałą część powierzchni leśnej (18,4 %) stanowią siedliska świeże. Powierzchnia zlewni rowu G-8 wynosi $0,32 \text{ km}^2$ i jest w 100 % zalesiona. 63 % stanowią siedliska bagienne i wilgotne, głównie olesy jesionowe, charakteryzujące się wysokim poziomem zalegania wód gruntowych i najczęściej niewielką rezerwą retencji, oraz lasy i bory mieszane wilgotne.



Rys. 1. Mapa leśnej części zlewni rowów G i G-8. Oznaczenia: Ol – oles, OIJ – oles jesionowy, Lw – las wilgotny, LMw – las mieszany wilgotny, LMśw – las mieszany świeży, BMw – bór mieszany wilgotny, BMśw – bór mieszany świeży

Fig. 1. Map of forest part of G and G-8 catchemnts. Descriptions: Ol – alder carr forest, OIJ – ash-alder swamp forest, Lw – moist broadleaved forest, LMw – moist broadleaved mixed forest, LMśw – fresh broadleaved mixed forest, BMw – moist mixed coniferous forest, BMśw – fresh mixed coniferous forest

W analizowanym roku hydrologicznym 2001 suma opadów atmosferycznych wyniosła 689 mm i była o 117 mm wyższa od średniej z wielolecia (tab. 1). Prawdopodobieństwo wystąpienia takiej sumy opadu wraz z wyższymi wg krzywej prawdopodobieństwa opracowanej metodą Dębskiego [1] wynosi 1 raz na 5 lat, a rok ten pod względem sumy opadów można zaliczyć do wilgotnych. W półroczu zimowym suma opadów wy-

niosła 227 mm i była o 20 mm wyższa od średniej z wielolecia dla tego okresu. Prawdopodobieństwo wystąpienia takiej sumy opadów wraz z wyższymi w półroczu zimowym wynosi około 1 raz na 3 lata. Najmniejsza suma opadów wystąpiła w lutym i wyniosła 17 mm i była o 8 mm niższa od wartości średniej z wielolecia wynoszącej dla tego miesiąca 25 mm.

Prawdopodobieństwo wystąpienia takiej sumy opadu wraz z wyższymi wg krzywej prawdopodobieństwa opracowanej metodą Dębskiego [1] wynosi 1 raz na 5 lat, a rok ten pod względem sumy opadów można zaliczyć do wilgotnych. W półroczu zimowym suma opadów wyniosła 227 mm i była o 20 mm wyższa od średniej z wielolecia dla tego okresu. Prawdopodobieństwo wystąpienia takiej sumy opadów wraz z wyższymi w półroczu zimowym wynosi około 1 raz na 3 lata. Najmniejsza suma opadów wystąpiła w lutym i wyniosła 17 mm i była o 8 mm niższa od wartości średniej z wielolecia wynoszącej dla tego miesiąca 25 mm.

Tabela 1. Miesięczne, półroczne i roczne sumy opadów atmosferycznych i temperatur powietrza oraz ich odchylenia od średniej z wielolecia 1975÷2001 w roku hydrologicznym 2001

Table 1. Month, half-year and year precipitation sums and air temperature and their deviations from multiyear 1975÷2001 average in hydrological year 2001

miesiąc okres month period	opad [mm] precipitation		temperatura [°C] temperature	
	suma sum	odchylenie deviation	średnia average	odchylenie deviation
XI	57	+17	7,8	+4,3
XII	39	-2	2,8	+2,8
I	24	-7	0,9	+1,9
II	17	-8	1,1	+1,2
III	46	+11	3,4	-0,4
IV	44	+9	8,8	+0,3
V	64	+12	15,4	+0,8
VI	87	+25	15,8	-1,2
VII	137	+53	20,4	+1,5
VIII	46	-24	20,5	+1,9
IX	108	+52	12,7	-1,4
X	19	-21	13,0	+3,7
XI÷IV	227	+20	4,1	+1,7
V÷X	462	+97	16,3	+0,9
XI÷X	689	+117	10,2	+1,3

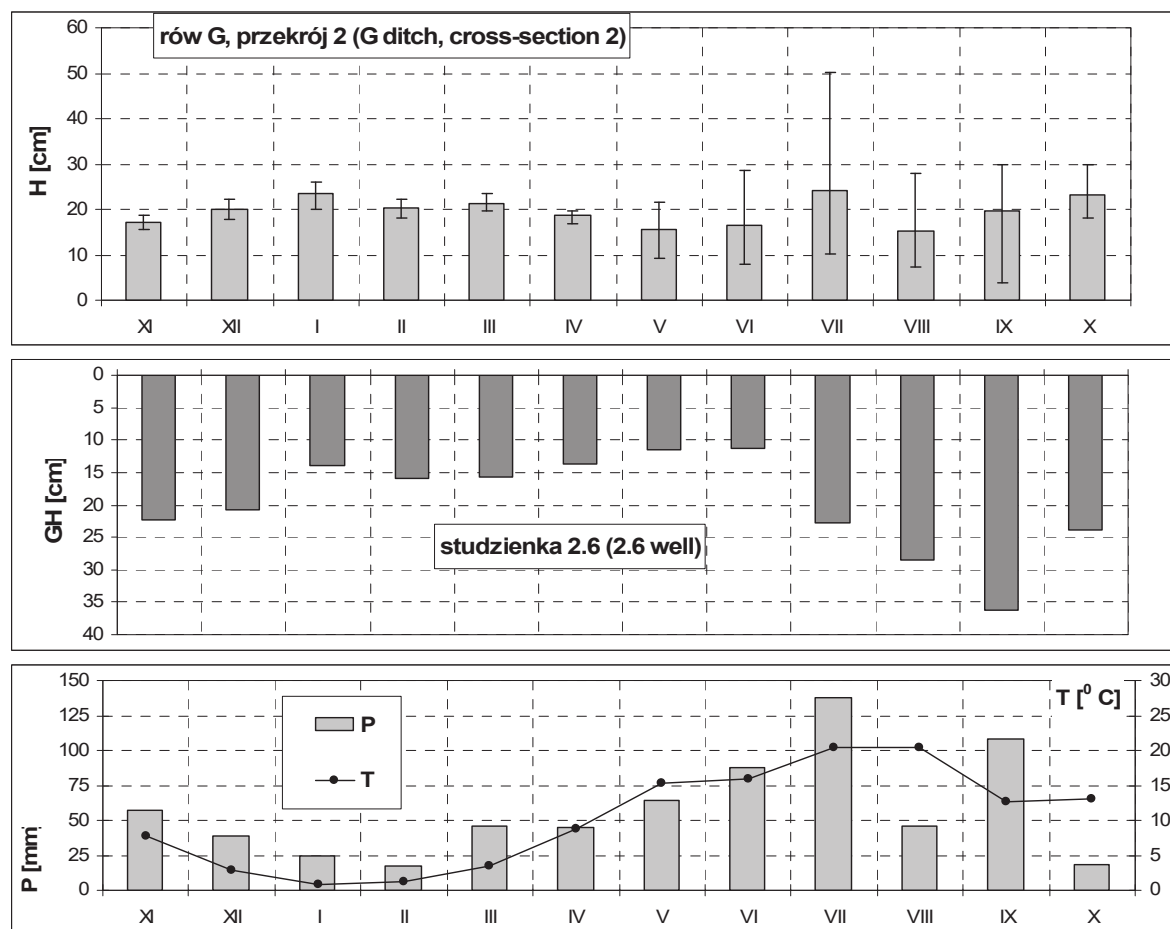
W półroczu letnim suma opadów atmosferycznych wyniosła 462 mm i była o 97 mm wyższa od wartości średniej (tab. 1). Prawdopodobieństwo wystąpienia takiego opadu wraz z wyższymi wynosi około 1 raz na 5 lat. Największa miesięczna suma opadów wystąpiła w półroczu letnim w lipcu i wyniosła aż 137 mm. Średnia z wielolecia suma opadów atmosferycznych dla tego miesiąca wynosi 84 mm. Na tak dużą sumę opadów w półroczu letnim wpływ miała także znaczna suma opadów jakie wystąpiły we wrześniu. Opad w tym miesiącu niemal dwukrotnie przewyższył wartość średnią z wielolecia i wyniósł 108 mm.

Średnia temperatura powietrza w roku hydrologicznym 2001 wyniosła 10,2°C i była ona o 1,3°C wyższa od średniej z wielolecia (tab. 1). W półroczu zimowym średnia temperatura powietrza wyniosła 4,1°C i była o 1,7°C wyższa od średniej. Najchłodniejszym miesiącem był styczeń, w którym średnia temperatura wyniosła 0,9°C i była o 1,0°C wyższa od średniej z wielolecia dla tego miesiąca. Natomiast półrocze letnie charakteryzowało się średnią temperaturą powietrza 16,3°C, która była wyższa od średniej z wielolecia o 0,8°C. Najcieplejszym miesiącem był sierpień ze średnią temperaturą 20,5°C. Natomiast średnia z wielolecia dla tego miesiąca wynosi 18,7°C. Temperatura powietrza w obu półroczach była więc wyższa od wartości średnich w wieloleciu. Podsumowując dane meteorologiczne dla roku hydrologicznego 2001 można zatem stwierdzić, że był to rok wilgotny a jednocześnie ciepły.

W półroczu zimowym 2001 w rowie G w przekroju 2 najniższe stany wody obserwowano w listopadzie. Stan średni wyniósł w tym miesiącu 17,1 cm (rys. 2). Mimo niskich sum opadów atmosferycznych w kolejnych miesiącach stany wody nieznacznie się podniosły, osiągając najwyższe wartości w styczniu, w którym średni stan wody wyniósł 23,5 cm. W tym samym okresie obserwowano także stopniowe podniesienie się stanów wód gruntowych w pobliskiej studziencie 2.6, które w styczniu wyniosły średnio 33,8 cm poniżej poziomu terenu. Pod koniec półrocza zimowego stany wód w rowie G w przekroju 2 obniżyły się, osiągając w kwietniu wartość średnią wynoszącą 18,7 cm. Należy zwrócić uwagę, że stany wód w cieku G w przekroju 2 w półroczu zimowym były wyrównane, a amplitudy ich wahań w poszczególnych miesiącach były nieznaczne i nie przekraczały kilku centymetrów (rys. 2). Znacznie większym różnicowaniem charakteryzowały się natomiast stany wody w badanym przekroju w półroczu letnim. Było to

widoczne już na początku tego okresu w maju, w którym różnica między stanem minimalnym a maksymalnym wyniosła ponad 10 cm.

Najwyższy stan wody w rowie G w przekroju 2 w półroczu letnim zanotowano w lipcu i było to też ekstremum roku hydrologicznego 2001. Stan maksymalny wyniósł wówczas 50,3 cm a stan średni 24,1 cm. Wysokie stany wody w cieku były spowodowane znaczną sumą opadów, jaka wystąpiła w czerwcu (87 mm) i lipcu (137 mm). Opady te jednak nie spowodowały podniesienia się zwierciadła wody gruntowej.

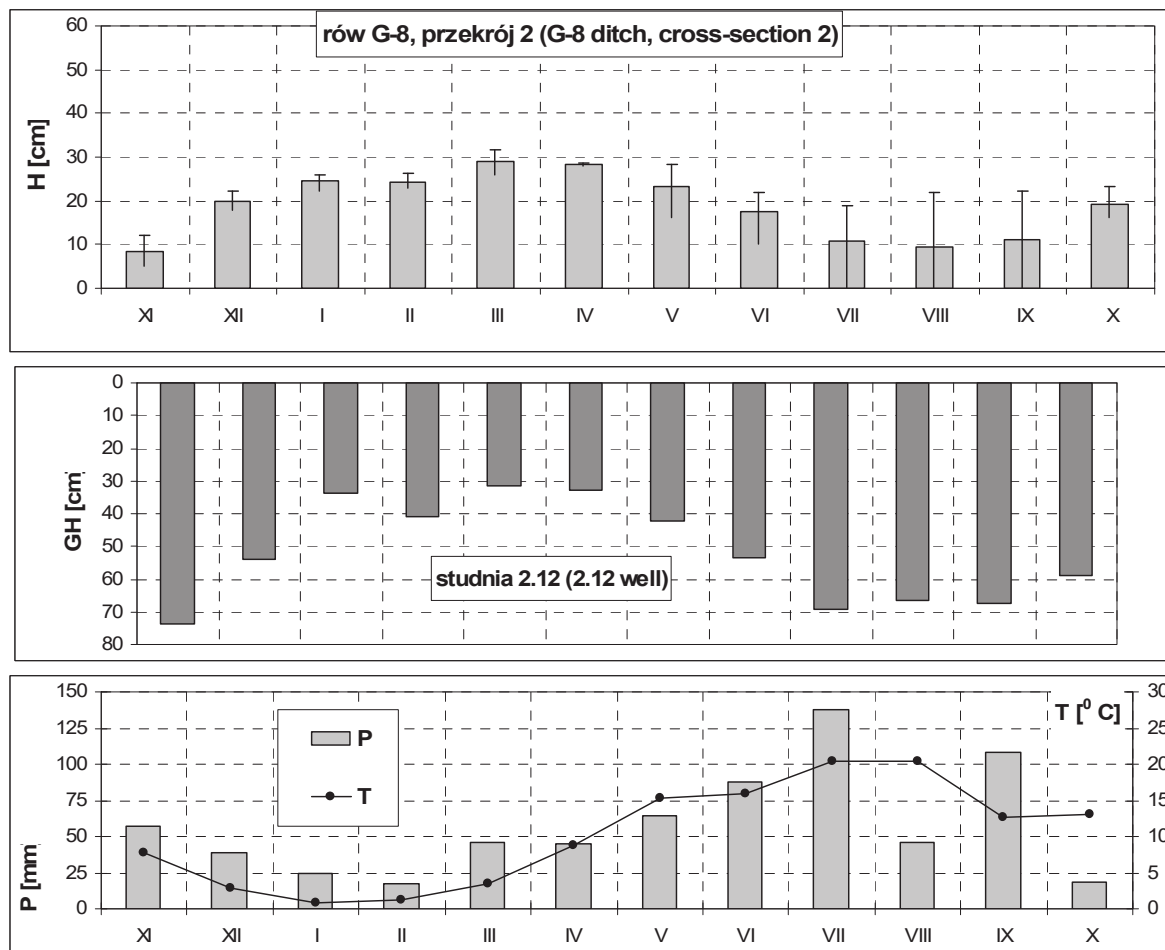


Rys. 2. Średnie stany wody (H) w rowie G w przekroju 2 oraz stany wód gruntowych (GH) w studzience 2.6 na tle miesięcznych sum opadów atmosferycznych (P) i średnich miesięcznych temperatur powietrza (T) w roku hydrologicznym 2001

Fig. 2. Average water levels (H) in G ditch in cross-section G-2 and groundwater levels (GH) in 2.6 well against monthly precipitation sums (P) and average air temperature (T) in hydrological year 2001

Jej stany w pobliskim drzewostanie w studziencie 2.6 wyraźnie się obniżały od początku półrocza letniego (rys. 2) aż do września. Nieco wyższy stan wody gruntowej stwierdzono dopiero pod koniec roku hydrologicznego, w październiku.

W sierpniu przy wyraźnie niższej sumie opadów i średniej temperaturze powietrza przekraczającej 20°C stany wód w cieku wyraźnie się obniżyły, i średni stan w tym miesiącu wyniósł 15,2 cm.



Rys. 3. Średnie stany wody (H) w rowie G-8 w przekroju 2 oraz średnie stany wód gruntowych (GH) w studziencie 2.12 na tle miesięcznych sum opadów atmosferycznych (P) i średnich miesięcznych temperatur powietrza (T) w roku hydrologicznym 2001

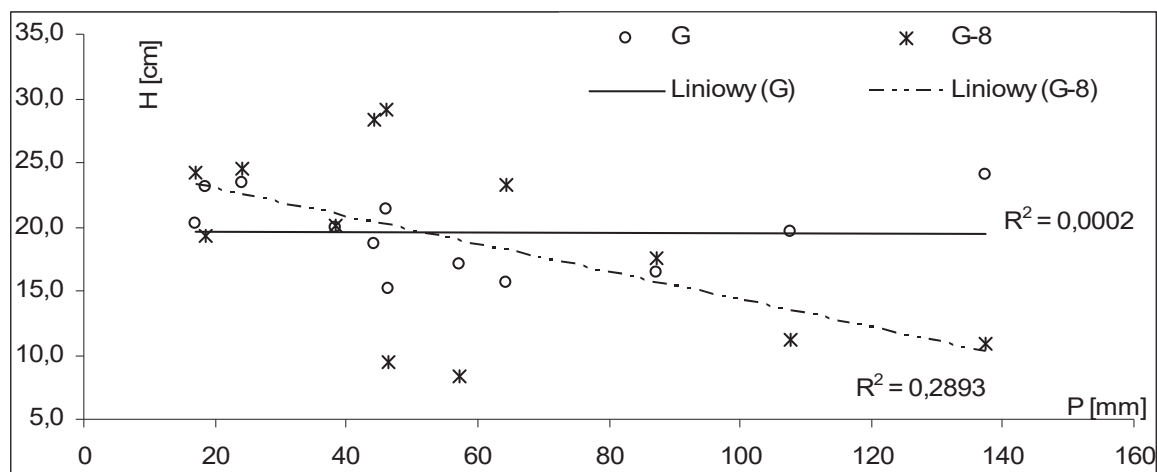
Fig. 3. Average water levels (H) in G-8-ditch in cross-section 2 and average groundwater levels (GH) in 2.12 well against monthly precipitation sums (P) and average air temperature (T) in hydrological year 2001

Pod koniec półrocza letniego, po znacznych opadach we wrześniu stany wód podniosły się. Przedstawione na rys. 2 dane wskazują na znacznie większe amplitudy wahań stanów wód w rowie G w półroczu letnim w porównaniu z półroczem zimowym. Taki przebieg stanów wody w cieku spowodowany był zarówno zróżnicowaniem wielkości opadów atmosferycznych w poszczególnych miesiącach jak i temperaturami powietrza. W półroczu letnim stany wód gruntowych były znacznie wyraźniej kształtowane przez intensywny proces ewapotranspiracji w porównaniu z półroczami zimowymi, co potwierdza obniżanie się stanów wód gruntowych mimo znacznych sum opadów w półroczu letnim.

W rowie G-8 w przekroju 2 w półroczu zimowym 2001 najniższe charakterystyczne stany wody obserwowano w listopadzie. Średni stan wyniósł w tym miesiącu 8,4 cm. W następnych miesiącach stany wody w rowie G-8 podnosiły się, pomimo malejących sum opadów atmosferycznych (rys. 3), podobnie jak to miało miejsce w rowie G. Maksymalny stan średni wystąpił w marcu i wyniósł 29,1 cm, przy sumie miesięcznej opadu atmosferycznego w tym miesiącu wynoszącej 46,1 mm. W przekroju 2 rowu G-8 średnie stany wody były wyraźnie wyższe w półroczu zimowym w porównaniu do półrocza letniego, pomimo wyraźnie wyższych opadów w półroczu letnim (rys. 3). Wraz z początkiem półrocza letniego stany wody zaczęły się obniżać. W lipcu, sierpniu oraz wrześniu rów G-8 okresowo nie prowadził wody, a wody gruntowe w pobliskiej studziencie 2.12 zalegały na znacznej głębokości. W miesiącach tych podobnie jak w rowie G, także i w przekroju 2 rowu G8 wystąpiły także największe amplitudy stanów wody.

Jak widać z przedstawionych wykresów średnich stanów wód w przekroju 2 rowów G i G-8 w roku 2001 miały podobny przebieg. W półroczu zimowym obserwowano wyraźne podnoszenie się stanów wód, pomimo zmniejszających się sum opadów w okresie od listopada do stycznia. Należy zwrócić uwagę, że w miesiącach tych obserwowano też podnoszenie się zwierciadła wody gruntowej w studzienkach zlokalizowanych w przyległych siedliskach leśnych, co wskazuje na napływ wód z wyższych partii zlewni. W półroczu zimowym stopniowo zmniejsza się proces parowania terenowego. Minimalna transpiracja drzewostanów, brak liści w drzewostanach liściastych oraz zamieranie podszytu sprawiają, że woda opadowa jest w znacznie mniejszym stopniu przechwytywana w procesie intercepcji. Wpływa to na zwiększenie opadu efektywnego, który zasila badane przekroje rowów. Brak transpiracji

drzewostanów sprawia też, że znaczna część wody opadowej zasila wody gruntowe i powoduje ich podnoszenie się w niższych partiach zlewni. Wraz z początkiem okresu wegetacyjnego, na początku kwietnia, rozpoczyna się także stopniowy wzrost transpiracji drzewostanów. Coraz intensywniejsza ewapotranspiracja powoduje wyczerpywanie się wody ze strefy aeracji jak i wyraźne obniżanie się stanów wód gruntowych. Większa, w porównaniu z półroczem zimowym, część wody opadowej jest też przechwytywana w procesie intercepcji. Stąd też średnie stany wód w ciekach w półroczach letnich są niższe w porównaniu z półroczami zimowymi mimo znacznie wyższych w tym okresie sum opadów atmosferycznych. Potwierdzeniem tego może być rys. 4. Analiza regresji liniowej wykazała, brak zależności między miesięcznymi sumami opadów atmosferycznych, a średnimi stanami wody w obu ciekach.

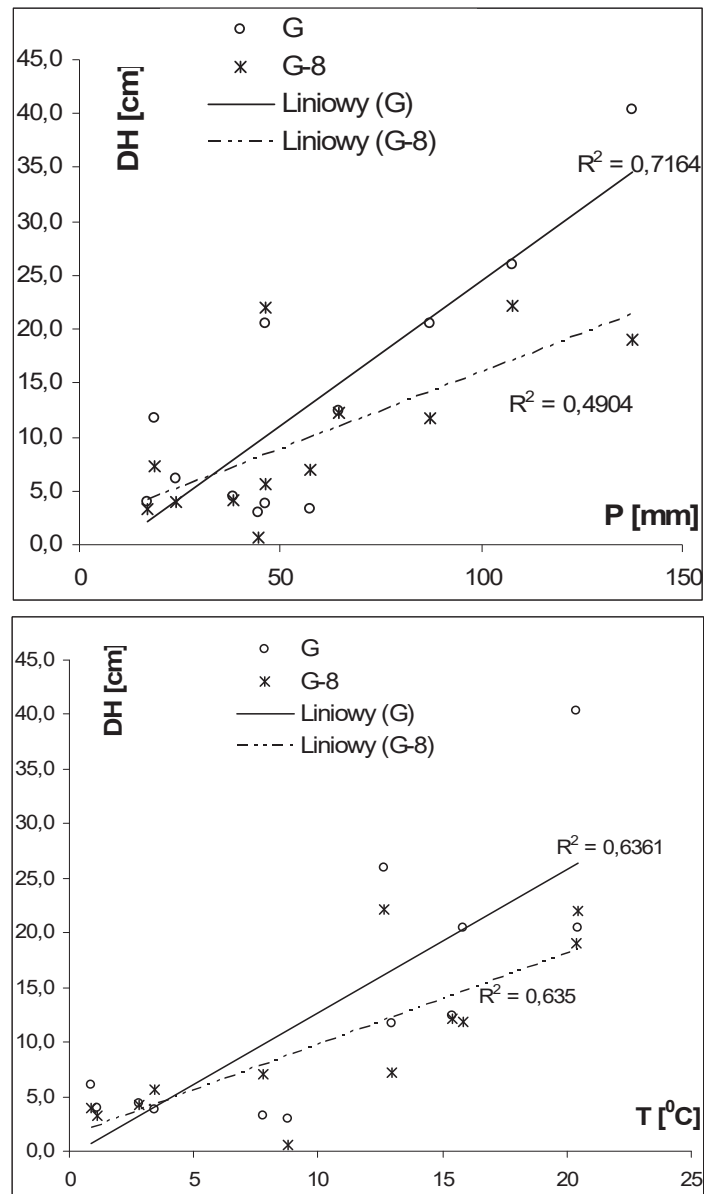


Rys. 4. Zależność miesięcznych amplitud stanów wody (DH) w przekroju 2 w rowie G i G-8 od miesięcznych sum opadów atmosferycznych i średnich miesięcznych temperatur powietrza w roku hydrologicznym 2001

Fig. 4. Relationship between monthly amplitudes of water levels and average monthly temperatures in G and G-8 ditches in cross-section 2 in 2001 hydrological year

Jak wynika z danych przedstawionych dla obu analizowanych cieków w poszczególnych miesiącach letnich obserwowane są większe różnice pomiędzy stanami minimalnymi a maksymalnymi, podczas gdy amplitudy wahań stanów wody w półroczu zimowym są niewielkie. Na rys. 5 przedstawiono zależności pomiędzy miesięcznymi sumami opadów oraz średnimi miesięcznymi temperaturami powietrza, a wielko-

ściami amplitud wahań stanów wody w przekroju 2 rowu G i G-8 w poszczególnych miesiącach.



Rys. 5. Zależności miesięcznych amplitud stanów wody (DH) w przekroju 2 w rowie G i G-8 od miesięcznych sum opadów atmosferycznych i średnich miesięcznych temperatur powietrza w roku hydrologicznym 2001

Fig. 5. Relationships between monthly amplitudes of water levels (DH) and monthly precipitation sums as well as average monthly temperatures in G and G-8 ditches in cross-section 2 in 2001 hydrological year

Analiza tych zależności wykazała, że wraz ze wzrostem miesięcznych sum opadów atmosferycznych oraz średnich temperatur powietrza wzrastają także amplitudy wahań stanów wód w analizowanych ciekach. Zależności te są istotne na poziomie $\alpha=0,05$ i wskazują one, że poza opadami atmosferycznymi bardzo istotną rolę w kształtowaniu amplitud stanów wody mają także temperatury powietrza, a co za tym idzie transpiracja drzewostanów.

4. Wnioski

1. W rok hydrologiczny 2001 suma opadów atmosferycznych wyniosła 689 mm a prawdopodobieństwo jej wystąpienia wraz z wyższymi wynosi 1 raz na 5 lat. Przy średniej rocznej temperaturze powietrza wynoszącej $10,2^{\circ}\text{C}$, która była o $1,3^{\circ}\text{C}$ wyższa od średniej wartości z wielolecia rok hydrologiczny 2001 można uznać za wilgotny i ciepły.
2. W półroczu zimowym roku 2001 obserwowano stopniowy wzrost wartości średnich stanów wód w przekroju 2 w rowie G i G-8, mimo malejących sum opadów atmosferycznych w poszczególnych miesiącach. Najwyższe średnie stany wód zaobserwowano w rowie G w styczniu natomiast w rowie G-8 w marcu. Wyniosły one odpowiednio 23,5 cm oraz 29,1 cm.
3. W półroczu letnim najwyższy stan wody w rowie G zaobserwowano w lipcu (24,1 cm) a najniższy w sierpniu (15,2 cm). W rowie G-8 natomiast najwyższe stany wód zaobserwowano na początku i końcu półrocza letniego.
4. Analiza statystyczna wykazała brak korelacji liniowej pomiędzy miesięcznymi sumami opadów atmosferycznych a średnimi stanami wód w obu ciekach.
5. Amplitudy wahań stanów wód w analizowanym przekroju 2 w poszczególnych miesiącach półrocza zimowego były w obu ciekach niewielkie i nie przekraczały kilku centymetrów. W półroczu letnim amplitudy stanów wody były wyraźnie większe w porównaniu z półroczem zimowym roku 2001. Różnice pomiędzy minimalnymi a maksymalnymi stanami wody w półroczu letnim wyniosły od kilkunastu do nawet kilkudziesięciu centymetrów.

6. Analiza statystyczna wykazała, że poza miesięcznymi sumami opadów wielkości amplitud miesięcznych stanów wody były związane przede wszystkim ze średnimi miesięcznymi temperaturami powietrza. Wskazuje to na decydującą rolę transpiracji drzewostanów w kształtowaniu gospodarki wodnej małych zlewni leśnych.

Literatura

1. **Dębski K.:** *Hydrologia*. Arkady, Warszawa, ss. 368. 1970.
2. **Hodentt M.G., Pimentel da Silva L., da Rocha H. R., Cruz Senna R.:** *Seasonal soil water storage changes beneath central Amazonian rainforest and pasture*. Journal of Hydrology 170, 233÷254, 1995.
3. **Kosturkiewicz A.:** *Studia hydrologiczne w zlewni leśnej do potrzeb gospodarki wodnej*. Prace IMGW, tom 3, zeszyt 2. 1967.
4. *Polityka Leśna Państwa*. Ministerstwo Ochrony Środowiska Zasobów naturalnych i Leśnictwa. Druk: Oficyna Edytorska „Wydawnictwo Świat”, Warszawa, 9. 1997.
5. *Operat glebowo siedliskowy i fitosocjologiczny LZD Siemianice*. Zakład Usług Ekologicznych i Urzędzeniowo Leśnych Poznań. 1999.
6. **Ostrowski S.:** *Las w bilansie wodnym zlewni nizinnej rzeki Sokółdy*. Prace IBL, 290: 3÷81, 1965.
7. **Stasik R., Szafranski Cz., Korytowski M.:** *Zdolności retencyjne siedlisk leśnych w małych zlewniach*. Zeszyt Nauk Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej. 2003.
8. **Stryła S.:** *Urządzenia wodno melioracyjne w lasach*. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa, 1970.
9. **Sun G., McNulty S.G., Lu J., Amatya D.M., Liang Y., Kolka R.K.:** *Regional annual water yield from forest lands and its response to potential deforestation across the southern United States*. Journal of Hydrology 308, 258÷268, 2005.
10. **Swank W.T., Douglass J.E.:** *Streamflow greatly reduced by converting deciduous hardwood stands to pine*. Science 336, 857÷859, 1974
11. **Tyszka J.:** *Rola i miejsce lasu w kształtowaniu stosunków wodnych w zlewni rzecznej*. Sylwan, Nr 11: 67÷80. 1995.
12. **Wahren A., Shwärzel K., Feger K. H., Münch A., Dittrich I.:** *Identification and model based assessment of the potential water retention caused by land-use changes*. Advances in Geocities, 11, 49÷56. 2007.

Water Levels and Their Amplitudes in Watercourses in Small Forest Catchments in Wet Year

Abstract

The paper presents the results of research on water levels and their amplitudes at small forest catchments. The research and observations were carried out at Rakowski Ditch catchment located at area of Marianka Forestry belonging to Siemianice Forest Experimental Farm of Poznań University of Life Science. The research was carried out in two small forest catchments of Rakowski Ditch located in Forest Experimental Station Siemianice of Poznań University of Life Sciences.

The precipitation sum was 689 mm in selected 2001 hydrological year. The probability of such precipitation was approximately 1 per 5 year. According to the precipitation sums and air temperature which was 1.3°C higher than multiyear average 2001 hydrological year can be found as a wet and warm one.

An increase of water levels in water course were observed in spite of decrease of monthly precipitation sums in winter half-year. Statistic analysis indicated lack of linear correlation between monthly precipitation sums and average water levels in both water courses. The amplitudes of water levels were small and they did not exceed several centimeters in both water courses in particular months of winter half-year. The significantly higher amplitudes of water levels were observed in summer half-year than in winter half-year of 2001 hydrological year. The differences between the highest and the lowest water levels were from a number to over a dozen. Statistic analysis indicated that the rank of amplitudes were correlated both with monthly precipitation sums and average monthly temperature. It indicates decisive role of tree stand transpiration on water management in small forest catchment.



Oczyszczanie ścieków koksowniczych w układzie zintegrowanym łączącym proces koagulacji z ciśnieniowymi technikami membranowymi

Karolina Mielczarek, Anna Kwarciak-Kozłowska

Politechnika Częstochowska

Jolanta Bohdziewicz

Politechnika Śląska, Gliwice

1. Wprowadzenie

Z uwagi na ograniczone zasoby gazu i ropy naftowej podstawowym surowcem energetycznym w Polsce jest nadal węgiel kamienny, wykorzystywany m.in. do produkcji paliw koksowniczych w procesie pirolizy [1]. Jak wiadomo zakłady koksownicze niekorzystnie oddziałują na środowisko naturalne między innymi z uwagi na generowanie podprocesowych wód koksowniczych obciążonych trudno biodegradowalnymi ($BZT_5/ChZT < 0,02$) substancjami toksycznymi [2]. W ich skład wchodzi między innymi: wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, związki heterocykliczne, oleje, substancje smołowe oraz związki nieorganiczne tj.: cyjanki, siarczki, siarczany, tiosiarczany, amoniak, a także jony metali ciężkich [3]. Z tego też względu ścieki koksownicze przed odprowadzeniem do odbiornika powinny być poddane procesowi oczyszczania.

W zależności od rodzaju zanieczyszczeń metody ich oczyszczania powinny być tak dobrane, aby przy jak najniższych nakładach finansowych zapewnić najwyższy stopień usunięcia zanieczyszczeń. Zwiększenie efektywności oczyszczania ścieków wiąże się z rozbudową systemów ich oczyszczania o nowe procesy jednostkowe lub sprowadza się do modyfikacji układów już pracujących. Z uwagi na coraz bardziej złożony skład przemysłowych strumieni odpadowych do ich oczyszczania stosuje się układy zintegrowane kojarzące odpowiednie procesy jednostkowe. Wśród metod fizyczno-chemicznych stosowanych w przypadku ścieków obciążonych zanieczyszczeniami występującymi w postaci koloidów i drobnej zawiesiny bardzo często wykorzystywany jest proces koagulacji. Obiecującym rozwiązaniem w oczyszczaniu ścieków koksowniczych wydaje się być zastosowanie układu zintegrowanego łączącego koagulację z ultrafiltracją i odwróconą osmozą [4÷6]. W pracy omówiono wpływ procesu koagulacji na poprawę efektywności oczyszczania poprocesowych wód koksowniczych w układzie łączącym ciśnieniowe techniki membranowe tj. ultrafiltrację z odwróconą osmozą [1, 2, 7÷9].

Podjęto również próbę określenia możliwości prognozowania wielkości ultrafiltracyjnych strumieni permeatów zarówno w procesie oczyszczania ścieków koksowniczych w układzie łączącym ciśnieniowe procesy membranowe jak i w przypadku kiedy wody poprocesowe były wstępnie podczyszczane metodą koagulacji.

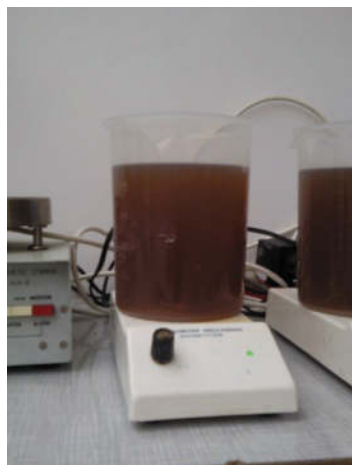
2. Aparatura

Proces koagulacji objętościowej prowadzono w teście naczyniowym z zastosowaniem reaktora o pojemności $3,0 \text{ dm}^3$, którego zawartość mieszano przy pomocy mieszadła magnetycznego [2].

W obu procesach membranowego oczyszczania przedmiotowych ścieków zastosowano układ aparaturowy wyposażony w płytowo-ramowy moduł membranowy typu SEPA CF-NP amerykańskiej firmy Osmonics, zbiornik ścieków o pojemności 8 dm^3 z chłodnicą, rotometr, pompę wysokociśnieniową oraz manometry i zawory. Schemat zastosowanej w badaniach instalacji aparaturowej przedstawiono na rys. 2.

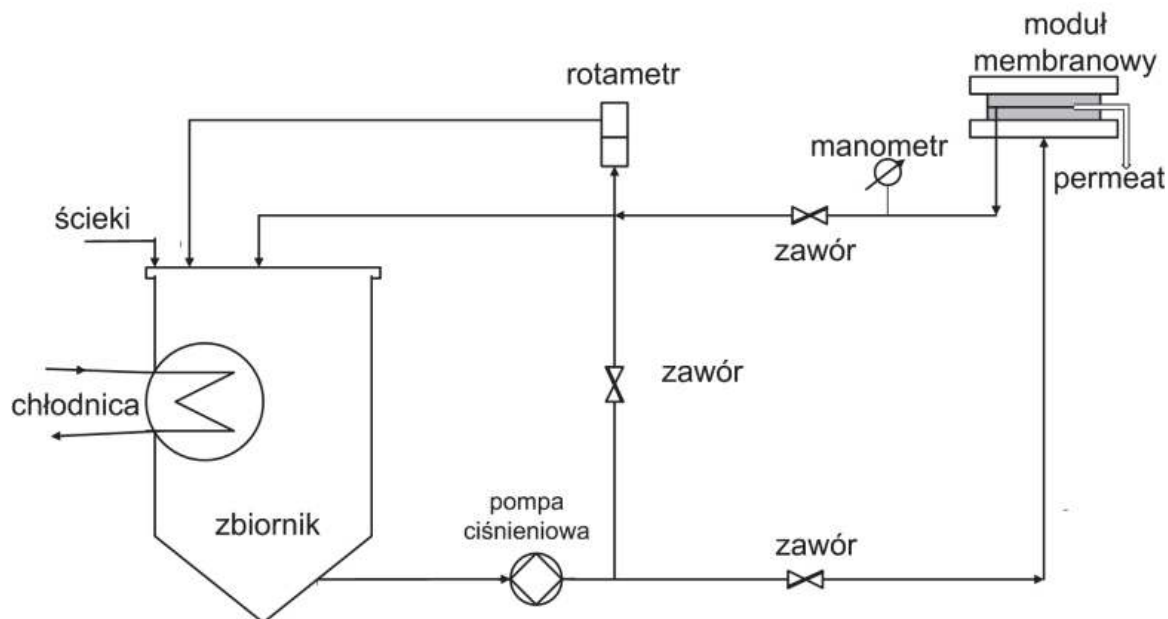
Moduł składał się z dwóch płyt stalowych, pomiędzy którymi umieszczano płaską membranę w formie arkusza prostokątnego o wymiarach $190 \times 140 \text{ mm}$ (powierzchnia całkowita membrany wynosiła 155 cm^2 ,

natomiast powierzchnia filtracji 144 cm²). Całość wprowadzono do obudowy stalowej zapewniającej uszczelnienie układu.



Rys. 1. Zdjęcie aparatury do prowadzenia koagulacji objętościowej ścieków koksowniczych

Fig. 1. Photo of apparatus for carrying out the volumetric coagulation of coking wastewater



Rys. 2. Schemat instalacji aparaturowej do prowadzenia procesu oczyszczania ścieków koksowniczych [8, 9]

Fig. 2. Schematic of apparatus for coking wastewater treatment process [8, 9]

3. Substrat badań

Oczyszczane ścieki koksownicze pochodziły z Zakładu Koksowniczego ISD Huta Częstochowa „Koksownia” Sp. z o.o.

Były one wstępnie poddane oczyszczaniu mechanicznemu dzięki czemu usuwano z nich substancje smołowe, oleje i zanieczyszczenia stałe

(dekantatory), a następnie desorpcji gazowej w celu usunięcia amoniaku. W tabeli 1 przedstawiono wartości wybranych wskaźników zanieczyszczeń charakteryzujących ścieki koksownicze po wstępnym oczyszczeniu.

Tabela 1. Charakterystyka ścieków koksowniczych pochodzących z Zakładu Koksowniczego ISD Huta Częstochowa „Koksownia” Sp. z o.o. po wstępnym oczyszczeniu

Table 1. Characteristics of wastewater coming from Coking Industry “Koksownia Częstochowa Nowa” ltd after pre-treatment

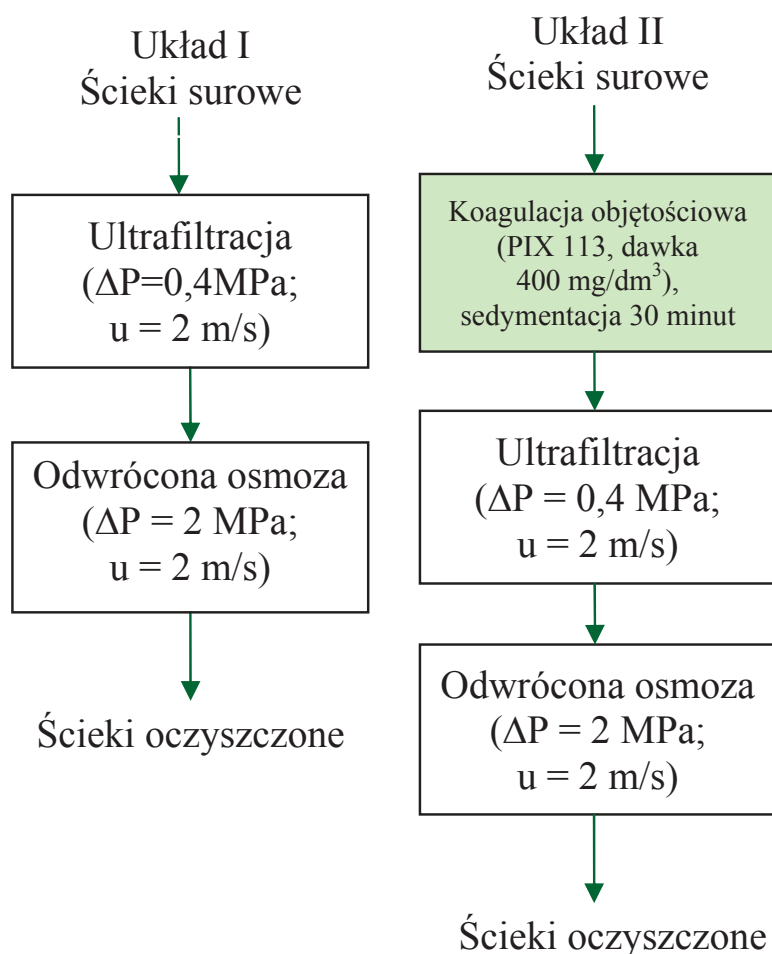
Oznaczenie	Jednostka	Wartość	Dopuszczalne wskaźniki zanieczyszczeń ścieków odprowadzanych do odbiornika (Dz.U. 2006 nr 137 poz. 984)
pH	-	9,46	6,5÷9,0
ChZT	mg O ₂ /dm ³	6130	125
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	50	25
OW	mg C/dm ³	1245	–
OWO	mg C/dm ³	908	30
Fenol (indeks fenolowy)	mg/dm ³	540	0,1
Azot amonowy	mg NH ₄ ⁺ /dm ³	2633	10
Azot całkowity	mg N/dm ³	6415	30
Cyjanki wolne	mg CN/dm ³	24,8	0,1
Siarczki	mg S/dm ³	3,37	0,2
Przewodność	mS/cm	10,7	–

4. Metodyka badań i oznaczenia analityczne

Ścieki koksownicze oczyszczane były w 2 układach, których schematy blokowe przedstawiono na rys. 3. Układ pierwszy obejmował dwa skojarzone ciśnieniowe procesy membranowe tj. ultrafiltrację i odwróconą osmozę. W układzie drugim wprowadzono dodatkowo proces koagulacji objętościowej, którego celem było wstępne podczyszczenie badanych ścieków (usunięcie substancji koloidalnych wywołujących fouling membran ultrafiltracyjnych), a następnie doczyszczano je stosując tak jak w układzie pierwszym kolejno ultrafiltrację oraz odwróconą osmozę.

W pierwszym etapie badań prowadzonym w układzie I ścieki koksownicze oczyszczano wstępnie w procesie ultrafiltracji, stosując preparowane w warunkach laboratoryjnych membrany polimeru o 16% wag.

zawartości polimeru w roztworze błonotwórczym i o czasie odparowania rozpuszczalnika z powierzchni membrany równym 5 s. Następnie poddawano je kondycjonowaniu, które polegało na filtrowaniu wody dejonizowanej przy zmiennym ciśnieniu transmbranowym w zakresie wartości 0,2÷0,8 MPa. Liniowa prędkość przepływu filtrowanego medium nad powierzchnią membrany wynosiła 2,0 m/s.



Rys. 3. Schemat oczyszczania poprocesowych wód koksowniczych
Fig. 3. Scheme of coking wastewater treatment

Proces kondycjonowania prowadzono do momentu ustabilizowania się wielkości objętościowego strumienia filtratu w czasie, co świadczyło o uformowaniu się trwałej struktury membrany. Określono również właściwości transportowe membran wyznaczając zależność objętościowego strumienia wody dejonizowanej od wartości stosowanego ciśnienia

transmembranowego ($\Delta P = 0,2 \div 0,8$ MPa, $u = 2,0$ m/s). W dalszej części eksperymentu przystąpiono do oceny efektywności oczyszczania ścieków koksowniczych w pierwszym z zaproponowanych układów, który łączył ze sobą ultrafiltrację ($\Delta P = 0,4$ MPa, $u = 2$ m/s) z odwróconą osmozą ($\Delta P = 2$ MPa, $u = 2$ m/s). Doczyszczanie ścieków po procesie ultrafiltracji prowadzono na komercyjnej polimerowej membranie osmotycznej ADF, amerykańskiej firmy Osminics. Wyznaczano charakterystykę transportową tej membrany ($\Delta P = 0,5 \div 2,0$ MPa, $u = 2$ m/s), a następnie przy ciśnieniu 2,0 MPa i prędkości liniowej 2 m/s poddawano oczyszczaniu ścieki koksownicze. Efektywność oczyszczania wód poprocesowych z zastosowaniem metod membranowych oceniano wyznaczając zależności doświadczalnych chwilowych strumieni permeatów i przepuszczalności względnej membran od czasu prowadzenia procesu oraz określając zmianę wartości wskaźników zanieczyszczeń charakteryzujących ścieki surowe i oczyszczone. Wyznaczano chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT), ogólny węgiel organiczny (OWO), węgiel ogólny (OW) oraz stężenia azotu amonowego, fenoli, cyjanów i siarczków. Oznaczenia ChZT wykonywano metodą testową na spektrofotometrze HACH DR 4000, stężenia OWO i OW metodą wysokotemperaturowego katalitycznego utleniania przy użyciu chromatografu gazowego Multi N/C 2100 natomiast cyjanów, fenoli oraz siarczków metodą testową przy użyciu testów kuwetowych firmy Hach Lange na spektrofotometrze DR 2800.

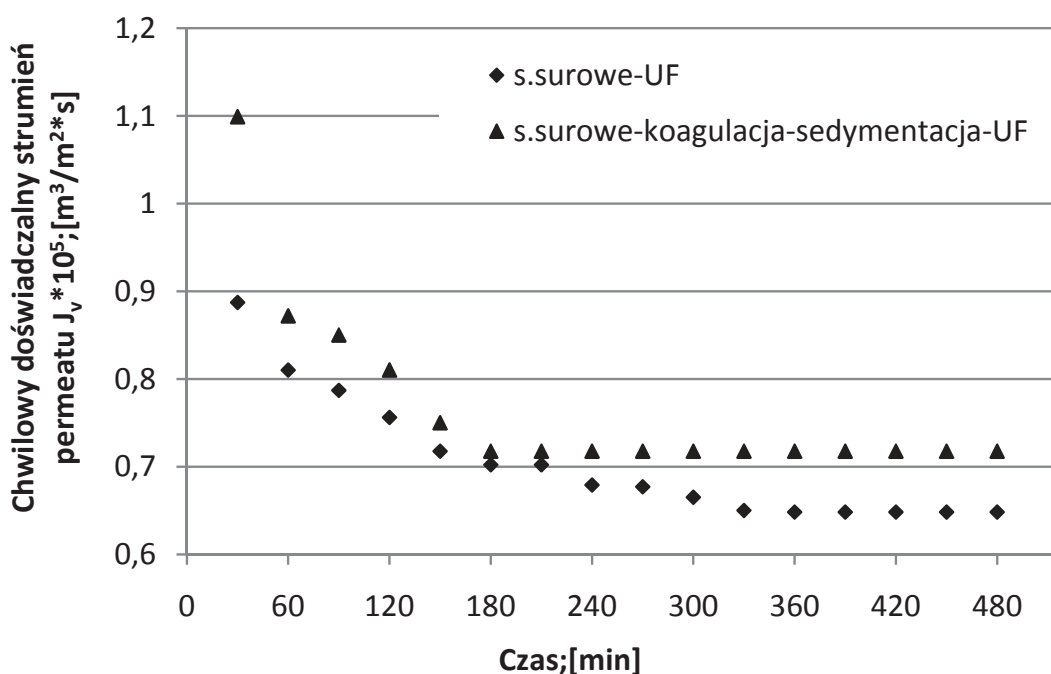
W drugim z zaproponowanych układów po procesie koagulacji ścieków i ich sedymentacji były one kolejno oczyszczane w procesach ultrafiltracji i odwróconej osmozy.

Wcześniej przeprowadzone badania wykazały, że najkorzystniejszym koagulantem stosowanym w oczyszczaniu przedmiotowych ścieków koksowniczych był siarczan żelaza (III) o nazwie handlowej PIX-113, produkowany przez Zakłady Chemiczne „Kemipol” [2]. Dlatego też w procesie koagulacji zastosowano właśnie ten koagulant, poddając wstępnej korekcie kwasowość ścieków do wartości $\text{pH} = 9$. Dawka koagulantu wynosiła 400 mg/dm^3 . Mieszanie ścieków z koagulantem prowadzono w dwóch etapach. Mieszanie szybkie trwające 1 minutę (300 s^{-1}) miało na celu wymieszanie całej zawartości reaktora, natomiast wolne prowadzone przez okres 30 minut (50 s^{-1}) zapewniało powstawanie kłaczków, tworzących w dalszej kolejności większe aglomeraty. Po 30 minutach sedymentacji ścieki wprowadzano do ultrafiltracyjnego modułu membranowego.

5. Wyniki badań i ich omówienie

5.1. Wpływ koagulacji na efektywność oczyszczania poprocesowych wód koksowniczych

Na rysunku 4 przedstawiono porównanie wielkości strumienia permeatu otrzymanego w procesie ultrafiltracyjnego oczyszczania wód koksowniczych poddanych wstępnemu procesowi koagulacji (układ II) ze strumieniem permeatu uzyskanym w przypadku niskociśnieniowej filtracji ścieków surowych (układ I).



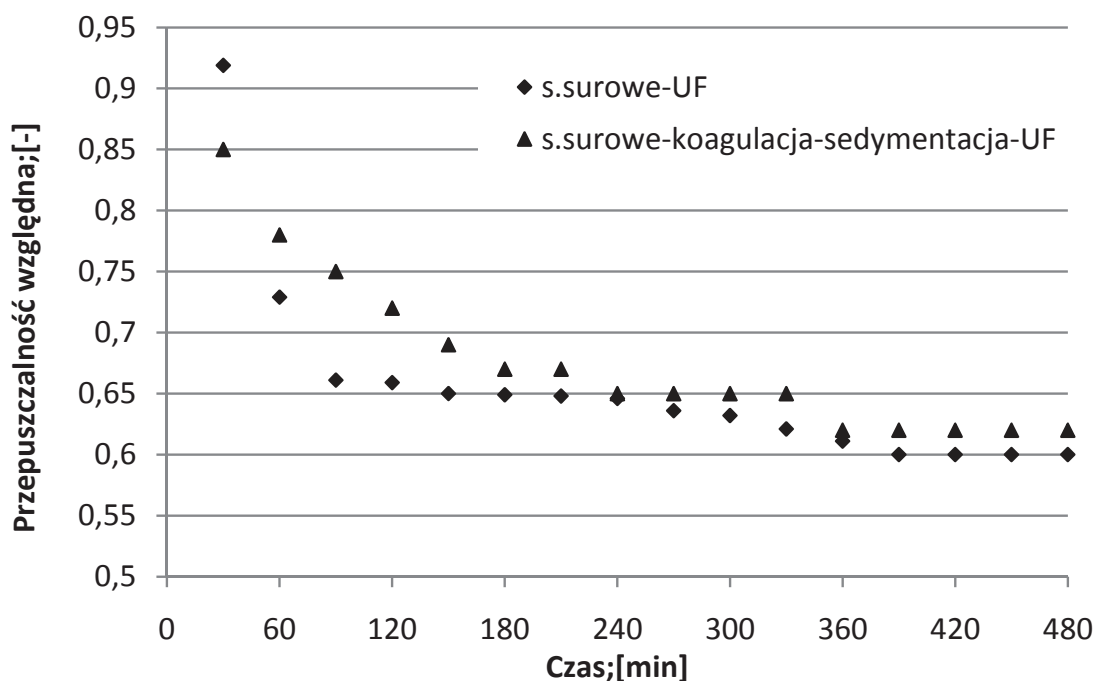
Rys. 4. Zależność zmiany wielkości doświadczalnego chwilowego strumienia permeatu od czasu prowadzenia procesu niskociśnieniowej filtracji membranowej poprocesowych wód koksowniczych

Fig. 4. Dependence of permeate experimental volumetric flux on time of low pressure membrane ultrafiltration of coking wastewater

Wyższą wydajnością charakteryzowała się membrana UF w układzie badawczym II. Wielkość równowagowego strumienia permeatu uzyskanego po czasie 180 minut kształtowała się na poziomie $0,717 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{s}$. W przypadku kiedy ultrafiltracyjnemu oczyszczaniu poddawano ścieki surowe (układ I) zaobserwowano późniejsze ustabilizo-

wanie się wielkości równowagowego strumienia permeatu (po 360 min) i był on o 10,7% mniejszy. Różnicę w wielkości strumieni permeatów można wytłumaczyć intensywnością zachodzącego na powierzchni membran ultrafiltracyjnych procesu foulingu. W układzie II, proces filtracji membranowej został poprzedzony koagulacją. Proces ten zapewnił usunięcie ze ścieków surowych substancji koloidalnych przyczyniających się do zanieczyszczenia powierzchni membrany i spadku jej wydajności.

Na rysunku 5 zilustrowano porównanie zależności zmian przepuszczalności względnej membran ultrafiltracyjnych od czasu prowadzenia procesu filtracji w obu układach.



Rys. 5. Porównanie zależności zmian przepuszczalności względnych membran ultrafiltracyjnych od czasu oczyszczania ścieków koksowniczych

Fig. 5. The comparison of relative permeability of membranes on wastewater treatment time for both tested systems

Jak wykazały badania wyższą przepuszczalnością względną charakteryzowała się membrana ultrafiltracyjna na której oczyszczano ścieki poddane procesowi koagulacji. Jej wartość po ustabilizowaniu się strumienia równowagowego permeatu wynosiła 0,62 podczas gdy w układzie I była niższa o 3,2%.

W tabeli 2 przedstawiono charakterystykę oczyszczonych ścieków koksowniczych w procesie ultrafiltracji (układ I) natomiast w tabeli 3 w układzie koagulacja – ultrafiltracja (układ II).

Tabela 2. Efektywność oczyszczania ścieków koksowniczych w procesie ultrafiltracji (układ I)

Table 2. Effectiveness of coking wastewater treatment in the process of ultrafiltration (system I)

Wskaźniki zanieczyszczeń	Ścieki surowe	Ścieki oczyszczone w procesie UF	
		Stężenie zanieczyszczeń	Stopień usunięcia, %
ChZT, mg/dm ³	6130	4273	30,3
OW, mg/dm ³	1245	1143	8,2
OWO, mg/dm ³	908	868	4,4
Indeks fenolowy, mg/dm ³	540	481	10,9
Azot amonowy, mg NH ₄ ⁺ /dm ³	2633	2184	17
Cyjanki wolne, mg/dm ³	24,8	21,2	14,5
Siarczki, mg/dm ³	3,37	0,72	78,6

Widać wyraźnie, że zastosowanie wstępnego podczyszczania procesowych wód koksowniczych metodą koagulacji poprawiło efektywność ich oczyszczania w procesie ultrafiltracyjnym. Stężenia zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych były o 80,6% niższe jeżeli chodzi o ChZT, natomiast stężenia fenoli, cyjanków oraz siarczków obniżyły wartości odpowiednio o 19,7%, 47,6% i 93,8%. Na uwagę zasługuje wysoki stopień usunięcia azotu amonowego, który prawdopodobnie w formie amoniaku (wysokie pH ścieków) uległ desorpcji gazowej w trakcie prowadzenia procesu.

Reasumując można stwierdzić, że z przebadanych układów, tak jak się spodziewano, żaden nie zapewnił odpowiednio wysokiego stopnia usunięcia zanieczyszczeń z oczyszczanych ścieków, co skutkowało brakiem możliwości bezpośredniego odprowadzenia ich do odbiornika. Uniemożliwiało to również wykorzystanie oczyszczonych wód poprocesowych jako wody technologicznej w ciągu produkcyjnym koksu wielkopiecowego, np. do jego gaszenia.

Tabela 3. Efektywność oczyszczania ścieków koksowniczych w układzie koagulacja – ultrafiltracja (układ II)

Table 3. Effectiveness of coking wastewater treatment in coagulation and ultrafiltration (system II)

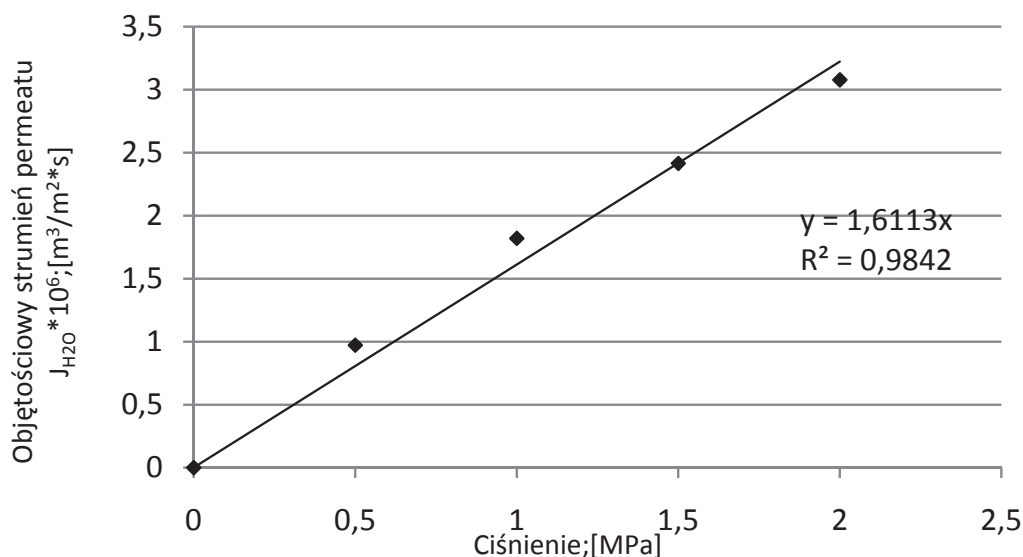
Wskaźniki zanieczyszczeń	Ścieki surowe	Ścieki oczyszczone w procesie koagulacja – UF	
		Stężenie zanieczyszczeń	Stopień usunięcia, %
ChZT, mg/dm ³	6130	1184,7	80,6
OW, mg/dm ³	1245	980,9	21,2
OWO, mg/dm ³	908	781,9	13,9
Indeks fenolowy, mg/dm ³	540	437	19,7
Azot amonowy, mg NH ₄ ⁺ /dm ³	2633	991,2	62,4
Cyjanki wolne, mg/dm ³	24,8	13	47,6
Siarczki, mg/dm ³	3,37	0,21	93,8

5.2. Doczyszczanie ścieków koksowniczych metodą odwróconej osmozy z zastosowaniem komercyjnej membran polimerowej ADF

Doczyszczanie ścieków koksowniczych po oczyszczeniu metodą ultrafiltracji oraz w układzie zintegrowanym koagulacja-ultrafiltracja prowadzono w procesie odwróconej osmozy stosując poliamidową membranę osmotyczną ADF amerykańskiej firmy Osmonics. Rys. 6 przedstawia zależność strumienia wody dejonizowanej od ciśnienia transmembranowego.

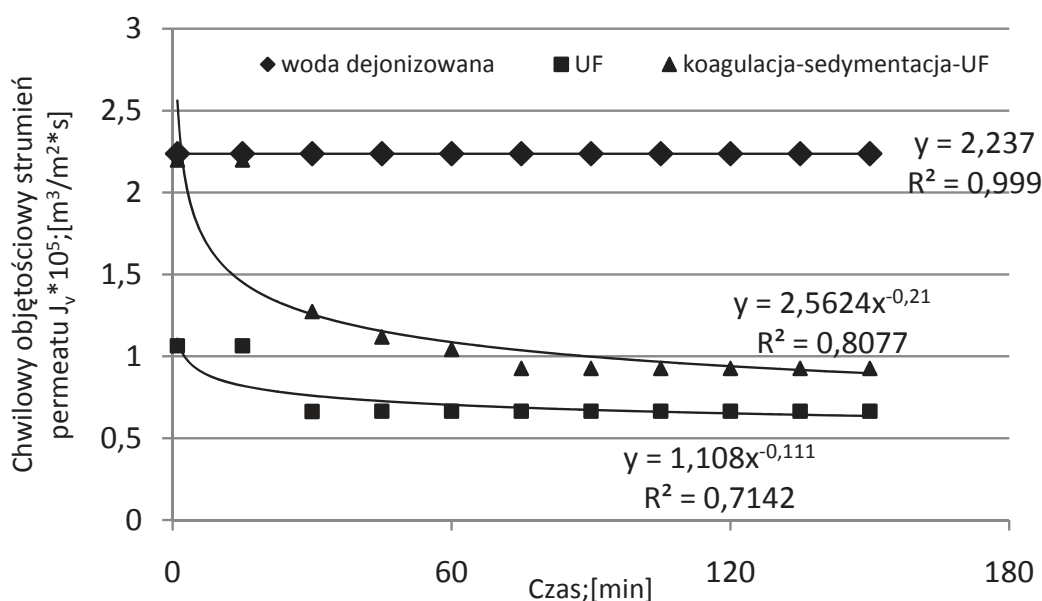
Zależność strumienia wody dejonizowanej od stosowanego ciśnienia transmembranowego opisuje równanie liniowe, a wysoka wartość współczynnika korelacji równego 0,98 świadczy o prawidłowym dopasowaniu linii regresji do wyników pomiarów.

Na rys. 7 przedstawiono porównanie zależności zmiany objętościowych strumieni permeatów od czasu prowadzenia wysokociśnieniowej filtracji membranowej doczyszczanych ścieków dla obu układów. Wyższą wydajnością charakteryzowała się membrana osmotyczna w układzie II ($0,926 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{s}$), w przypadku której po 75 minutach pracy ustabilizował się strumień permeatu i był o 39,2% wyższy w porównaniu ze strumieniem uzyskanym w układzie I ($0,665 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{s}$).



Rys. 6. Zależność strumienia wody dejonizowanej od ciśnienia transmbranowego dla membrany osmotycznej ADF

Fig. 6. The dependence of the deionized water volumetric flux on transmembrane pressure for ADF osmotic membrane



Rys. 7. Porównanie zależności doświadczalnych chwilowych strumieni permeatów od czasu oczyszczania ścieków koksowniczych w procesie odwróconej osmozy w obu układach badawczych

Fig. 7. Comparison of the dependences permeate experimental fluxes on wastewater treatment time in the process of reversed osmosis for both investigated systems

W tabelach 4 i 5 zestawiono wartości wskaźników zanieczyszczeń charakteryzujących ścieki po poszczególnych etapach ich oczyszczania układach.

Otrzymane wyniki badań pozwalają wnioskować, że ścieki oczyszczone w procesie odwróconej osmozy nadal nie spełniały norm jakościowych przedstawionych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 28 stycznia 2009 r., w sprawie warunków jakie należy spełnić przy wprowadzeniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego z uwagi na przekroczoną wartość stężenia azotu amonowego. W obu przebadanych układach stwierdzono prawie 2-krotne przekroczenie dopuszczalnego stężenia amoniaku lotnego w przeliczeniu na jony NH_4^+ . Kształtowało się ono na poziomie około 20 mg/dm^3 . W związku z tym poprocesowe wody koksownicze przed odprowadzeniem do odbiornika naturalnego lub kanalizacji powinny być dodatkowo poddane np. procesowi desorpcji gazowej. Mogą natomiast być zawrócone do cyklu produkcyjnego koksu jako woda do jego gaszenia.

Tabela 4. Efektywność oczyszczania ścieków koksowniczych w układzie ultrafiltracja – odwrócona osmoza

Table 4. Effectiveness of coking wastewater treatment in ultrafiltration – reversed osmosis system

Wskaźnik zanieczyszczeń	Jednostka	Ścieki surowe	Ścieki oczyszczone			
			Ultrafiltracja		Odwrócona osmoza	
			Wartość	R*, %	Wartość	R*, %
ChZT	$\text{mg O}_2/\text{dm}^3$	6130	4273	30,3	118	98,0
OW	$\text{mg C}/\text{dm}^3$	1245	1143	8,2	35,4	97,2
OWO	$\text{mg C}/\text{dm}^3$	908	868	4,4	23,9	97,4
Fenole-indeks fenolowy	mg/dm^3	540	481	10,9	0	100
Azot amonowy	mg/dm^3	2633	2184	17	20,7	99,2
Cyjanki wolne	mg/dm^3	24,8	20,1	18,9	0	100
Siarczki	mg/dm^3	3,37	0,72	78,6	0,005	99,8

*R – stopień usunięcia zanieczyszczeń [%]

Tabela 5. Efektywność oczyszczania ścieków koksowniczych w układzie koagulacja – ultrafiltracja – odwrócona osmoza

Table 5. Effectiveness of coking wastewater treatment in coagulation – ultrafiltration – reversed osmosis system

Wskaźnik zanieczyszczeń	Jednostka	Ścieki. surowe	Ścieki oczyszczone			
			Koagulacja- Ultrafiltracja		Odwrócona osmoza	
			Wartość	R*, %	Wartość	R*, %
ChZT	mg O ₂ /dm ³	6130	1184,7	80,7	110	98,2
OW	mg C/dm ³	1245	980,9	21,2	31,5	97,7
OWO	mg C/dm ³	908	781,9	13,9	20,9	97,7
Fenole-indeks fenolowy	mg/dm ³	540	437	19,1	0	100
Azot amonowy	mg/dm ³	2633	991,2	62,4	19,7	99,3
Cyjanki wolne	mg/dm ³	24,8	13	47,6	0	100
Siarczki	mg/dm ³	3,37	0,21	3,8	0,004	99,9

*R – stopień usunięcia zanieczyszczeń [%]

5.3. Modelowanie procesu ultrafiltracji w procesie oczyszczania ścieków koksowniczych

W pracy podjęto próbę określenia możliwości prognozowania wielkości ultrafiltracyjnych strumieni permeatów w procesie oczyszczania ścieków koksowniczych w obu układach badawczych. Obliczenia oparto o założenia modelu relaksacyjnego, opisującego zmiany strumienia permeatu podczas filtracji membranowej prowadzonej w układzie niestacjonarnym [4, 10÷12]. Wyznaczono zależność teoretycznego chwilowego strumienia permeatu od czasu prowadzenia niskociśnieniowej membranowej filtracji oraz porównano go z wyznaczonym strumieniem doświadczalnym.

W modelu relaksacyjnym bilans transportu masy w procesie filtracji membranowej opisuje równanie [4, 10÷12]:

$$\frac{d}{dt} (J - J_{\infty}) + \frac{t}{t_0} (J - J_{\infty}) = 0 \tag{1}$$

Całkowanie w granicach od t i t₀ = 0 przy założeniu, że J(t)_{t=0} = J₀

Pozwala ono na określenie zmian strumienia permeatu w trakcie prowadzenia procesu filtracji.

$$\ln\left(\frac{J - J_{oo}}{J_0 - J_{oo}}\right) = -\frac{t}{t_0} \quad (2)$$

gdzie:

$$J_{t=0} = J_0,$$

$$J_{t \rightarrow \infty} = J_{oo},$$

t_0 – stała czasowa.

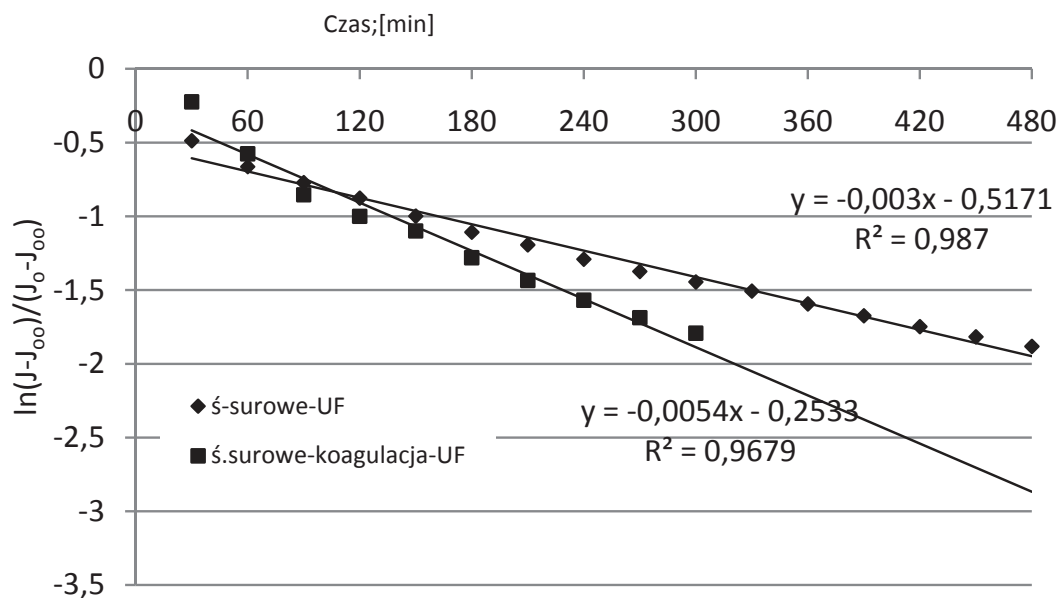
Stałą czasową charakteryzującą szybkość zanikania strumienia permeatu wyznaczono z równania (2) metodą graficzną:

$$t_0 = |1/a| \quad (3)$$

gdzie:

a – współczynnik kierunkowy prostej ($y = a \cdot t$) charakteryzujący proces filtracji dla badanej membrany.

Na rys. 8 przedstawiono przykład graficznego wyznaczania stałych czasowych t_0 charakteryzujących szybkość zanikania ultrafiltracyjnych strumieni permeatów w obu układach pomiarowych.

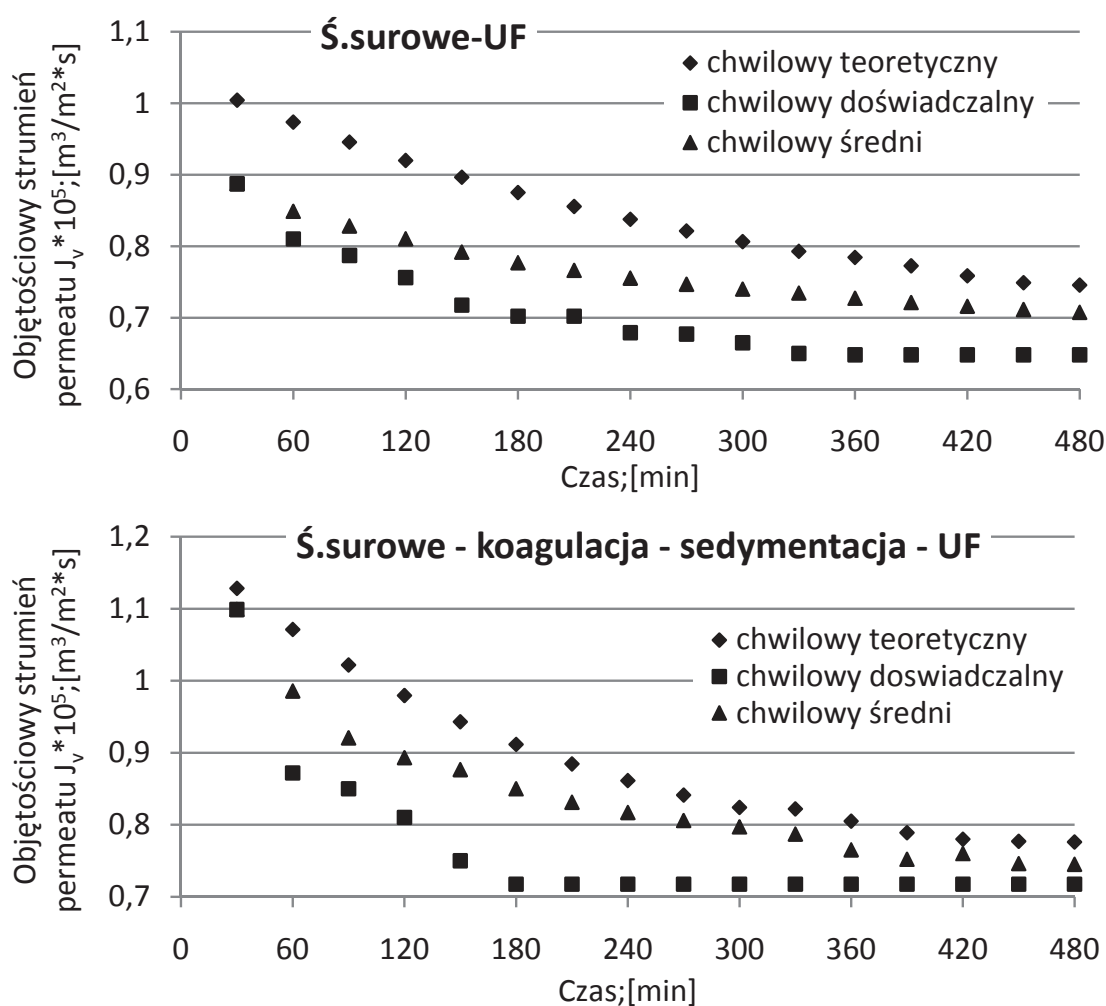


Rys. 8. Wyznaczanie stałych czasowych t_0 dla procesów ultrafiltracyjnego oczyszczania poprocesowych wód koksowniczych w układach badawczych
Fig. 8. Determination of time constants (t_0) for ultrafiltration treatment of coking wastewaters in the research systems

Przekształcenie zależności (2), która jest rozwiązaniem równania (1) dla następujących warunków brzegowych: $t = 0 \rightarrow J = J_0$ oraz $t = \infty \rightarrow J = J_{\infty}$, umożliwia wyznaczenie zależności teoretycznego chwilowego objętościowego strumienia permeatu (J_t) od czasu procesu filtracji:

$$J_t(t) = (J_0 - J_{\infty}) \exp\left(-\frac{t}{t_0}\right) + J_{\infty} \quad (4)$$

Rozwiązanie powyższego równania umożliwiło wyznaczenie na drodze doświadczalnej strumienia początkowego permeatu (J_0), strumienia równowagowego – nasycenia (J_{∞}) oraz stałej czasowej (t_0).



Rys. 9. Porównanie strumieni permeatów chwilowych doświadczalnych z chwilowymi teoretycznymi otrzymanymi w procesie oczyszczania ścieków koksowniczych w badanych układach

Fig. 9. Comparison of experimental temporary, and theoretical volumetric fluxes on time of coking wastewater treatment for both systems

Widać wyraźnie, że dla obu układów strumienie permeatów maleją w trakcie prowadzenia niskociśnieniowej filtracji. Wartości rzeczywistych chwilowych objętościowych strumieni permeatów są niższe w porównaniu z wartościami chwilowych objętościowych strumieni teoretycznych, zwłaszcza w początkowej fazie procesu ultrafiltracji. Fakt ten można wytłumaczyć tym, że stosowany w obliczeniach strumienia teoretycznego model matematyczny nie uwzględnia złożoności procesów zachodzących na powierzchni i w porach membran. Proces foulingu, zwłaszcza dla membran o bardziej otwartej strukturze przebiega zdecydowanie intensywniej w pierwszym okresie filtracji tj. w początkowej fazie kontaktu membrany z medium filtrowanym.

Teoretyczną średnią wartość strumienia permeatu wyznaczono całkując równanie (4):

$$J_{\text{śrt.}} = \frac{1}{t_0} \int_0^{t_0} J_t(t) dt = J_0 - \frac{(J_0 - J_{00})}{e} = J_0 - 0,37 (J_0 - J_{00}) \quad (5)$$

w granicach całkowania: $t = 0$ i $t = t_0$.

Natomiast doświadczalną średnią wartość strumienia w czasie opisano równaniem:

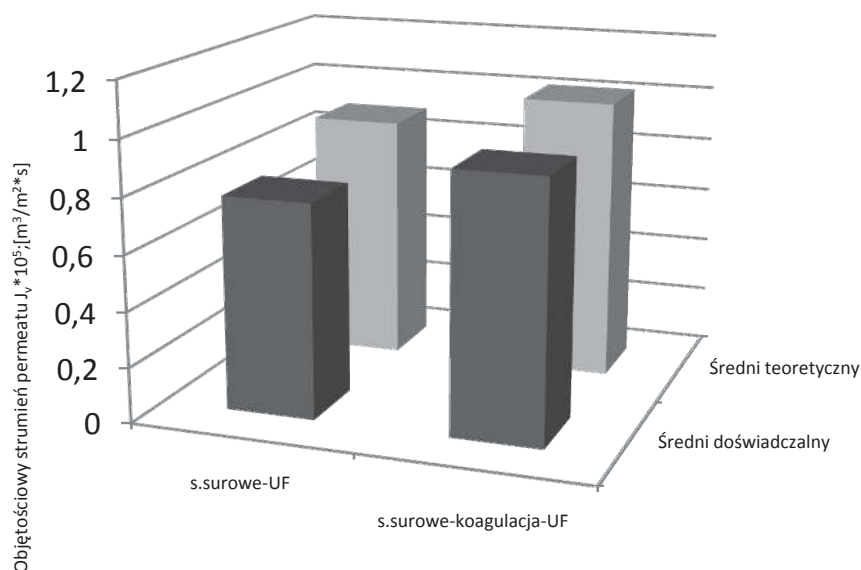
$$J_{\text{śr. dośw.}} = \frac{1}{t_r} \int_0^{t_r} J_{\text{dośw.}}(t) dt \quad (6)$$

gdzie:

t_r – czas dłuższy od czasu t_0 , w którym objętościowy strumień permeatu osiąga wartość równowagową oznaczoną J_{00} .

Na rys. 10 przedstawiono porównanie średnich doświadczalnych ze średnimi teoretycznymi strumieniami permeatów uzyskanymi w procesie oczyszczania poprocesowych wód koksowniczych w przebadanych układach.

Wyższy średni strumień teoretyczny odnotowano dla układu z wprowadzoną wstępną koagulacją. Kształtował się on na poziomie $1,018 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{s}$ i był tylko o 8,7% wyższy w porównaniu ze strumieniem doświadczalnym.



Rys. 10. Porównanie średnich doświadczalnych ze średnimi teoretycznymi strumieniami permeatów uzyskanymi w procesie oczyszczania ścieków koksowniczych w przebadanych układach zintegrowanych

Fig. 10. Comparison of average experimental and theoretical permeates fluxes obtained in coking wastewater treatment in both integrated systems

Podobną zależność odnotowano dla układu bez procesu koagulacji. Wartość średniego teoretycznego strumienia permeatu była w tym przypadku wyższa o 13,5% w porównaniu do średniego strumienia doświadczalnego ($0,772 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{s}$).

6. Wnioski

- Zastosowanie procesu koagulacji, jako etapu wstępnego podczyszczania poprocesowych wód koksowniczych, skutkowało zwiększeniem chwilowego doświadczalnego strumienia permeatu o 10,3% ($0,717 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{s}$) oraz wyższą efektywnością ich oczyszczania. Ścieki oczyszczone w układzie zintegrowanym charakteryzowały niższe wartości wskaźników zanieczyszczeń, a mianowicie: ChZT – $1184,7 \text{ mg}/\text{dm}^3$, OWO – $781,9 \text{ mg}/\text{dm}^3$, OW – $980,9 \text{ mg}/\text{dm}^3$, stężenia cyjanków wolnych – $13 \text{ mg}/\text{dm}^3$, fenoli – $437 \text{ mg}/\text{dm}^3$, siarczków – $0,21 \text{ mg}/\text{dm}^3$, N-NH_4^+ – $991,2 \text{ mg}/\text{dm}^3$.

- Ponieważ ścieki doczyszczane metodą odwróconej osmozy posiadały za wysokie stężenia azotu amonowego (układ I – $19,7 \text{ mg NH}_4^+/\text{dm}^3$, układ II – $20,7 \text{ mg NH}_4^+/\text{dm}^3$), przed ich odprowadzeniem do odbiornika naturalnego powinny być poddane np. procesowi desorpcji gazowej. Mogą jednak być bezpośrednio wykorzystane jako woda techniczna do gaszenia koksu.
- Wprowadzenie procesu koagulacji umożliwiło również uzyskanie wyższego strumienia permeatu podczas doczyszczania poprocesowych wód koksowniczych w procesie wysokociśnieniowej filtracji membranowej. Jego wartość po 75 minutach filtracji ustabilizowała się na poziomie $0,926 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{s}$ i była o 39,2% wyższa w porównaniu z układem bez wstępnego oczyszczania ścieków metodą koagulacji ($0,665 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{s}$).
- Wielkości teoretycznych chwilowych strumieni permeatów otrzymane na drodze obliczeń przeprowadzonych w oparciu o założenia modelu relaksacyjnego są zbliżone do uzyskanych na drodze doświadczalnej. Istnieje więc możliwość prognozowania zmiany wielkości strumienia permeatu w procesie ultrafiltracyjnego oczyszczania poprocesowych wód koksowniczych na podstawie znajomości strumieni permeatów początkowego i nasycenia (równowagowego) oraz stałej czasowej.

*Badania prowadzono w ramach projektu badawczego
5587/B/T02/2010/38*

Literatura

1. **Bohdziewicz J., Mielczarek K., Kwarciak-Kozłowska A.:** *Ciśnieniowe techniki membranowe w oczyszczaniu poprocesowych wód koksowniczych.* Membrany i Procesy Membranowe w Ochronie Środowiska, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, vol. 65, tom. 1, s. 53÷58, 2010.
2. **Mielczarek K., Bohdziewicz J., Kwarciak-Kozłowska A.:** *Oczyszczanie ścieków koksowniczych z zastosowaniem procesu koagulacji.* Materiały konferencyjne XVI Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej pt. Zapobieganie zanieczyszczeniu, przekształcaniu i degradacji środowiska, Nauka Przyroda Technologie, Szczyrk 18÷19 listopada, 34, 2010.

3. **Olczak Cz., Wodecki W.:** *Oczyszczanie poprocesowych wód koksowniczych z chemisorpcją inhibitorów i produktów biodegradacji z zastosowaniem PIX-u 113*. Materiały konferencyjne Seminarium Kemipolu, Kopenhaga 22 września 2008.
4. **Rajca M., Konieczny K., Bodzek M.:** *Modelowanie wydajności procesu filtracji membranowej wody w układzie hybrydowym koagulacja-MF*. Cz. I – membrany kanalikowe ceramiczne. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, 36, s. 521÷529, 2006.
5. <http://www.kczn.yoyo.pl/>
6. **Bartkiewicz B.:** *Ścieki przemysłowe*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej. Warszawa 2000.
7. **Koziorowski B., Kucharski J.:** *Ścieki przemysłowe*. Wydawnictwo Naukowo-Techniczne. Warszawa 1964.
8. **Mielczarek K., Bohdziewicz J., Kwarciak-Kozłowska A.:** *Membrany polisulfonowe w oczyszczaniu ścieków koksowniczych w układzie zintegrowanym ultrafiltracja – odwrócona osmoza*. Proceedings of ECOpole, vol. 3, No. 1, s. 185÷190, 2009.
9. **Mielczarek K., Bohdziewicz J., Kwarciak-Kozłowska A., Korus I.:** *Modelowanie wydajności procesu ultrafiltracyjnego oczyszczania ścieków koksowniczych z zastosowaniem membran komercyjnych*. Proceedings of ECOpole, vol. 3, No. 2, s. 483÷489, 2009.
10. **Rajca M., Konieczny K., Bodzek M.:** *Modelowanie wydajności procesu filtracji membranowej wody w układzie hybrydowym koagulacja-UF/MF*. Cz. II – membrany kapilarne, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, 36, s. 530÷538, 2006.
11. **Konieczny K.:** *Ultrafiltracja i mikrofiltracja w uzdatnianiu wód do celów komunalnych*. Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej, seria: Inżynieria Środowiska Zeszyt Z. 42, Gliwice, 2000.
12. **Rajca M., Bodzek M., Konieczny K.:** *Modelowanie wydajności ultrafiltracji i mikrofiltracji w oczyszczaniu wód naturalnych w układzie hybrydowym z koagulacją*. Ochrona Środowiska, 30(1), s. 13÷20, 2008.

Coking Wastewater Treatment in the Integrated System Coagulation – Pressure Membrane Techniques

Abstract

The paper presents results of studies aimed at determining the effectiveness of coking wastewater treatment in two integrated systems. In one system wastewater is treated using combined processes of ultrafiltration and reverse osmosis. In the second system, to increase the efficiency of wastewater treatment, an additional step of treatment is introduced – initial volume coagulation. Low-pressure membrane filtration process was carried out on membrane made of polysulfone 16% by weight. The participation of film-forming polymer in solution and during the evaporation of the solvent from the membrane surface equal to 5 s. The introduction of coking wastewater pre-treatment by coagulation method resulted in the removal of such contaminants which are present mainly in the form of colloidal and macromolecular substances and thus provided a more efficient membrane ultrafiltration in the next stage of purification. Treatment of wastewater after the filtration process was performed by low-pressure reversed osmosis on membrane of polyamide-type ADF's Osmonics. Basing on assumptions of relaxation model, describing the changes in permeate flux during membrane filtration system carried out in non-stationary system, attempt to determine the possibilities of predicting the size of ultrafiltration permeate fluxes was made.



Geologiczne i geochemiczne aspekty chłonności otworów wykorzystywanych do zatłaczania wód złożowych

*Aleksandra Lewkiewicz-Małysa, Bogumiła Winid
Akademia Górniczo-Hutnicza, Kraków*

1. Wprowadzenie

Najbardziej efektywną metodą unieszkodliwiania wód złożowych jest ich zatłaczanie do głębokich struktur geologicznych. Ekonomicznie uzasadnione jest wykorzystanie do tego celu istniejących już otworów. Składowanie odpadów w górotworze regulują trzy podstawowe ustawy: Prawo ochrony środowiska (Dz. U. nr 62 poz. 627 z dnia 27.04.2001 wraz z późniejszymi zmianami, Prawo geologiczne i górnicze (Dz. U. Nr 27 poz. 96 z 4.02.1994 wraz z późniejszymi zmianami głównie zawartymi w ustawie (Dz. U. nr 90 poz. 758 z dnia 22.04.2005) oraz ustawa o swobodzie działalności gospodarczej (Dz. U. nr 173 poz. 1807 i Dz. U. nr 281 poz.2777 z dnia 2.07.2004). Struktury geologiczne, do których możliwe jest zatłaczanie wód złożowych muszą spełniać odpowiednie warunki. Dotyczy to zarówno parametrów warstwy chłonnej takich jak: porowatość szczelinowatość, przewodność (przepuszczalność absolutna) jak i jej przestrzennej struktury. Zatłaczanie wód złożowych do górotwo-

ru powinno odbywać się w warunkach maksymalnej ochrony aktywnej biosfery i wód podziemnych. Odwiert przeznaczony do zatłaczania wód złożowych do górotworu musi spełniać: kryteria ekologiczne, geologiczne i techniczne.

2. Geologiczne kryteria wyboru warstw chłonnych

Zatłaczanie wód złożowych do górotworu możliwe jest, jeżeli są spełnione określone warunki geologiczne. Charakteryzują one dany układ przestrzenny skał pod kątem możliwości magazynowania wód złożowych oraz bezpiecznego (z punktu widzenia ochrony środowiska) procesu. O pojemności warstwy chłonnej decyduje jej dostatecznie duża miąższość, przepuszczalność, porowatość oraz rozprzestrzenienie. Niepożądana jest obecność utworów, które mogłyby pęcznieć na skutek nawodnienia (iły), a także minerałów rozpuszczalnych. Miąższość nadległych utworów nieprzepuszczalnych musi zapewniać izolację utworów wodonośnych z uwzględnieniem zwiększonego ciśnienia wtlaczania. Istotna jest więc zarówno jej miąższość, brak przepuszczalności i ciągłość. Porowatość, szczelinowatość, kawernistość i przepuszczalność decydują o chłonności skał. Właściwości te można poprawiać stosując zabiegi kwasowania i szczelinowania. Warunki izolacji spełniają zamknięte struktury geologiczne.

Znaczna głębokość na jakiej występuje warstwa chłonna jest czynnikiem mającym wpływ na ochronę utworów występujących w jej rejonie, na przykład użytkowych poziomów wodonośnych. Dla minimalnych ilości ciekłych odpadów (10 000 m³/rok) wynosi ona 500 m i nie powinna przekraczać 2000 m [14].

Warstwa chłonna musi być utworem, który nie ma wartości surowcowej, dotyczy to zarówno litologii jak i jakości występującej tam wody, powinna zawierać tylko wodę niezdatną do użytkowania. Utwory nieprzepuszczalne (nadległe jak i spągowe) mają trwale uniemożliwiać pionową migrację składowanych wód złożowych jak i zabezpieczać występujące w rejonie poziomy wodonośne wód użytkowych. Stąd też wykluczeniem są tereny aktywne sejsmicznie, a przeciwwskazaniem obecność uskoku o znacznym bądź nieznanym zasięgu.

Szczelność utworów nadkładu warstwy przepuszczalnej zapewnia jej odpowiednia miąższość i odpowiednio mała przepuszczalność (prak-

tycznie jej brak) – współczynnik filtracji pionowej wynosi $k' < 1 \cdot 10^{-11}$ m/s (przepuszczalność poniżej $1 \cdot 10^{-3}$ mD).

Czynnikami decydującymi o efektywnym zatłaczaniu cieczy odpadowych do warstw chłonnych jest ich: miąższość, porowatość, współczynnik przepuszczalności, współczynnik filtracji, chłonność i ciśnienie złożowe. Cechy te decydują o pojemności struktury chłonnej. Przykładowe parametry charakteryzujące formacje geologiczne, w których zaprojektowano otwory do zatłaczania przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Parametry warstw wykorzystywanych do wtłaczania solanek do górotworu przykłady w USA i w Polsce [4, 6, 12]

Table 1. Parameters of layers used for injection of brine into orogenic belt, examples in the USA and Poland [4, 6, 12]

Lokalizacja, formacja	Głębokość [m]	Miaższość [m]	Porowatość [%]	Przepuszczalność [mD]
Minot North Dakota, wapienie	1 830	91	15	60
Arkansas City, Kansas, dolomity	1 220	61	10	850
Clinton Oklahoma, piaskowce	2 316	61	18	75
Mideland, Texas, piaskowce	1 646	79	14	100
Gallup, New Mexico piaskowce	1 950	64	20	105
Polska, Zpadlisko Przedkarpackie, piaskowce	964	10	19,5	52,2
Polska, Niż Polski, wapienie	1 445	18	5,2	95,4

Zmiany wartości czynników wpływających na chłonność otworu można analizować na podstawie badań modelowych w warunkach laboratoryjnych. Badania symulacji obniżenia chłonności otworu dyskutowane w pracy [13] świadczą, że na obniżenie czy nawet w rezultacie zanik chłonności otworu wpływają takie czynniki geologiczne jak: niska klasa chłonności, niskie ciśnienie zatłaczania, niejednorodność formacji (warstwy) geologicznej, mała porowatość i przepuszczalność. Mała wydajność zatłaczania może być także spowodowana obniżeniem chłonności na skutek jakości wprowadzanej cieczy (wysokiej mineralizacji).

Na obniżenie chłonności otworu wpływają drobne cząstki znajdujące się w wtłaczanej cieczy. Mogą one osadzać się na ścianach odwiertu, bądź przemieszczać się w głąb warstwy chłonnej. Przepuszczalność kolektora może zostać obniżona na skutek grawitacyjnego osiadania cząstek lub/i ich adsorpcji na ścianach porów. Proces ten zależy od średniej wielkości ziaren, porowatości formacji geologicznej i jej niejednorodności. Wielkości te pozostają we wzajemnej relacji [10]:

$$d_g = 200 \sqrt{\frac{k}{n}} \quad (1)$$

gdzie:

d_g – rozmiar ziaren [μm],
 k – współczynnik przepuszczalności [mD],
 n – porowatość.

Obniżenie przepuszczalności przestrzeni chłonnej wynikające z osiadania drobnych cząstek w porach skał powoduje zmniejszenie porowatości, zwiększenie powierzchni i krętości (ośrodka porowatego) formacji chłonnej [15]. Można to wyrazić zależnością:

$$\frac{k}{k_0} = k_{dp} \cdot k_{ds} \cdot k_{dt} \quad (2)$$

gdzie:

k – przepuszczalność,
 k_0 – przepuszczalność początkowa (przed procesem wtłaczania cieczy do warstwy),
 k_{dp} – przepuszczalność obniżona w wyniku spadku porowatości,

k_{ds} – przepuszczalność obniżona w wyniku zwiększenia powierzchni,
 k_{dt} – przepuszczalność obniżona na skutek zwiększenia krętości.

$$k_{dp} = \frac{n^3(1-n_0^2)}{n_0^3(1-n^2)} \quad (3)$$

$$k_{ds} = \left(\frac{1 + \sigma / (1 - \phi_0)}{1 + \sigma / (1 - \phi_0) (d_g / d_p)} \right)^2 \quad (4)$$

$$k_{dt} = \frac{1}{1 + \beta\sigma} \quad (5)$$

gdzie:

n – porowatość,

σ – ilość osadzonych cząstek stałych do jednostki objętości, przez którą przemieszcza się zatłaczana woda,

d_g – rozmiar ziaren,

d_p – rozmiar porów,

β – współczynnik uszkodzenia.

Zanik chłonności będzie tym bardziej gwałtowny im mniejsza jest przepuszczalność warstwy, a także im mniejszy jest rozmiar ziaren.

Obniżenie przepuszczalności przestrzeni chłonnej wynikające z osiadania drobnych cząstek w porach skał powoduje zmniejszenie porowatości, zwiększenie powierzchni i krętości (ośrodka porowatego) formacji chłonnej [15].

Obniżenie chłonności wywołane osadzaniem drobnych cząstek przebiega szybciej w formacjach warstwowanych (o różnej przepuszczalności) [13]. Najlepsze efekty można osiągnąć zatłaczając wody do utworów o wysokiej przepuszczalności ograniczonych warstwami praktycznie nieprzepuszczalnymi.

3. Chemiczne czynniki decydujące o chłonność odwiertu

Przy zatłaczaniu wód złożowych do górotworu należy liczyć się z możliwością wystąpienia niekorzystnego zjawiska kolmatacji ośrodka porowatego. Kolmatacja może być wywołana przez czynniki bezpośrednie, a więc zanieczyszczenia mechaniczne i chemiczne. Głównym skład-

nikiem przyczyniającym się do kolmatacji strefy przyodwiertowej są zawiesiny. Składają się one zarówno z materiału skalnego (iły, drobiny skalne, piasek, pyły, koloidalna krzemionka i inne zanieczyszczenia mechaniczne) jak i z tlenków i wodorotlenków metali (zwłaszcza żelaza i manganu) powstających i wytrącających się z roztworu pod wpływem zmian chemicznych i fizycznych, jakie zachodzą w trakcie eksploatacji złoża i magazynowania wód złożowych.

W szczególnym przypadku czynniki chemiczne mogą mieć biogeny charakter, gdyż spowodowane są działalnością drobnoustrojów, realizujących w zadanym środowisku swoje procesy życiowe, których efektem są metabolity o negatywnym wpływie na przepuszczalność strefy przyodwiertowej. Kolmatacja może nastąpić również na skutek innych procesów powodujących wytrącanie określonych substancji np. na skutek wzajemnego oddziaływania dwóch różnych solanek. Znaczenie więc ma możliwość eliminacji czynników kolmatogennych przez odpowiednie przygotowanie odpadowej cieczy.

Badania odpadowych wód złożowych, towarzyszących eksploatacji gazu ziemnego były podstawą oceny możliwości ewentualnej kolmatacji [7]. W przeprowadzonych badaniach w pierwszej kolejności usunięto widoczną makroskopowo zawiesinę, a następnie przeprowadzono usuwanie potencjalnie kolmatogennych składników: żelaza i manganu. Skład zawiesiny nie był jednorodny: dominujące bywały składniki skalne, pojawiły się również makroskopowo wyróżnialne osady pochodzenia chemicznego. Ogólnie występowały podwyższone, zróżnicowane zawartości żelaza w ilości od 90 do 2 800 mg Fe_{og.}/dm³, manganu: 1,5÷9,0 mg Mn/dm³ oraz jonów siarczanowych: 450,3÷1320,1 mg SO₄/dm³. Podane wyniki reprezentują pełne środowisko wód złożowych, tzn. sumaryczną wartość składnika niezależnie od formy jego występowania. W dalszych badaniach nastąpiło zróżnicowanie ze względu na stan fazowy. W pierwszej kolejności została wydzielona faza stała metodą sedymentacji wspomaganą procesem flokulacji: zastosowano Magnafloc 0,5% w dawce 1 cm³/dm³ wody złożowej. Po oddzieleniu fazy stałej wodę nadosadową zanalizowano ze względu na wybrane składniki o charakterze kolmatogennym: Fe i Mn. Ze względu na obecność biogenów dokonano wstępnej oceny stanu życia biologicznego poprzez liczbę komórek bakteryjnych wyhodowanych na podłożu MPA (w standardowych warunkach pomiaru). Niezależnie od pozbywania się zawiesiny obecnej pierwotnie

w wodzie złożowej – zbadano potencjalne możliwości dalszego (całkowitego) usunięcia żelaza i manganu. Metale te – niezależnie od części występującej w fazie stałej – były w dalszym ciągu obecne w roztworze, w postaci zdysocjowanej, głównie w formie Fe(II) i Mn(II). Przeprowadzone zostały badania nad możliwie maksymalnym (całkowitym) wydzieleniem z wody złożowej Fe i Mn, z wykorzystaniem szybkich i efektywnych metod chemicznych.

W ocenie stanu odpadowej wody złożowej, która podlegać ma zatłaczaniu – oprócz obecności kolmatogennej zawiesiny mineralnej o składzie reprezentatywnym dla środowiska skalnego – należy uwzględnić koloidalne osady pochodzenia chemicznego, w szczególności przypadku: biochemicznego: zarówno te, które powstały pierwotnie w warunkach redukcyjnych złoża, jak również możliwe do wytrącenia przy zatłoczeniu w warstwy chłonne wody natlenionej. W wodach zawierających duże ilości żelaza, a zwłaszcza dobrze natlenionych – następuje wzmożone wytrącanie się koloidalnego osadu $\text{Fe}(\text{OH})_3$. W wodach nisko- i beztlenowych żelazo występuje jako Fe(II), zarówno w postaci związków mineralnych, jak i organicznych. Zwykle z żelazem współwystępuje mangan i ma zbliżony do niego charakter przemian biochemicznych. Efektem możliwych oddziaływań chemicznych i biochemicznych są produkty stałe w postaci wodorotlenków i uwodnionych tlenków tych metali.

Występujące powszechnie w wodzie siarczany, a zwłaszcza ich nierozpuszczalna postać: $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (gips) – są skutkiem pełnego obiegu siarki w przyrodzie w którym uczestniczą bakterie siarkowe. W warunkach beztlenowych siarczany mogą być biologicznie zredukowane do H_2S , który chemicznie przeprowadza zdysocjowane formy metali w koloidalne osady ich siarczków (w tym FeS_2). Przy dostępie tlenu siarkowodór może być bakteryjnie utleniony do kwasu siarkowego(VI) włącznie, pośrednim etapem bywa siarka koloidalna [2, 5].

4. Reakcje zachodzące pomiędzy zatłaczaną wodą a wodą złożową oraz skałą zbiornikową

Zatłoczenie do górotworu odpadowej wody złożowej spowoduje naruszenie panującej tam równowagi tworzonej przez naturalne warunki geochemiczne panujące w złożu.. Pod wpływem kontaktu wody zatłaczanej z górotworem może dochodzić do procesów rozpuszczania niektó-

rych minerałów matrycy skalnej jak i wytracania się minerałów z zatłaczanego medium. Proces reakcji wody z matrycą skalną można badać w aspekcie:

- możliwości wytracania określanych minerałów w zatłaczanej cieczy, określając jej stan równowagi fazowej względem poszczególnych minerałów,
- możliwości rozpuszczania poszczególnych minerałów występujących w danym środowisku skalnym w kontakcie z badanym roztworem.

Możliwości wytracania minerałów wody złożowej badano za pomocą modelowania hydrogeochemicznego wykorzystując program PHREEQC [9]. Program ten na podstawie analizy fizykochemicznej, uwzględniając prawa chemii i termodynamiki umożliwia ocenę stanu równowagi składu chemicznego wód podziemnych. Przeprowadzone w ramach programu działania opisują oddziaływanie w wieloskładnikowym układzie woda – faza stała – faza gazowa i pozwalają obliczać formy migracyjne składników roztworu wodnego (specjacje) oraz wskaźnik nasycenia roztworu względem określonych faz mineralnych [1]. Program jest stosowany do modelowania reakcji zachodzących zarówno podczas naturalnych procesów jak i sztucznych zabiegów z udziałem wód o podwyższonej sile jonowej. Może być to na przykład zmiana składu mineralnego strefy zatłaczania solanki do głębokich struktur wodonośnych na skutek wytrącania się określonych minerałów, która w rezultacie wpływa na chłonność danego otworu [11]. Za pomocą programu można obliczyć objętość powstających aktualnie w zamkniętych basenach złóż ewaporatów [17] i zmiany składu solanek basenów sedymentacyjnych na skutek procesów takich jak: dolomityzacja, procesy mieszania i wytrącanie się określonych minerałów [3, 16].

Stan równowagi z danym minerałem występuje, jeżeli wskaźnik nasycenia danym minerałem osiągnie wartość bliską zero [8].

$$SI = \log(IAP/KT) = 0 \pm 0,05 \log(KT) > 0$$

gdzie:

IAP – iloczyn aktywności składników w roztworze

KT – stała równowagi odpowiadająca iloczynowi aktywności składników w stanie równowagowym.

Stan przesycenia danym minerałem oznacza, że $SI > 0 + 0,05 \log(KT)$.

Stan bliski nasycenia określa $SI = \pm \log(KT)$.

Stan nie dosycenia danym minerałem występuje, jeżeli $SI < 0 \div 0,05 \log(KT)$.

W wyniku modelowania stwierdzono, że w wodzie złożowej występuje stan przesylenia następującymi minerałami: aragonit, kalcyt, dolomit, syderyt, natomiast stan bliski nasycenia minerałami: anhydryt gips i rodochrozyt (tabela 2). Można więc stwierdzić, że minerały te jeżeli będą występować w skałach warstw chłonnych nie będą się rozpuszczać, natomiast mogą się wytracać.

Tabela 2. Wartości decydujące o stanie równowagi fazowej dla minerałów węglanowych przy $pH = 7,04$

Table 2. Values deciding on phase equilibrium state for carbonate minerals at $pH = 7.04$

Minerał	Minerał	SI	log KT	0,05 log KT
Anhydryt	CaSO ₄	-0,01	-4,43	-0,217
Aragonit	CaCO ₃	1,00	-8,28	-0,414
Kalcyt	CaCO ₃	1,15	-8,43	-0,422
Dolomit	CaMg(CO ₃) ₂	2,05	-16,86	-0,843
Gips	CaSO ₄ ·2H ₂ O	0,11	-4,58	-0,229
Rodochrozyt	MnCO ₃	-0,50	-11,60	-0,580
Syderyt	FeCO ₃	1,02	-10,83	-0,542

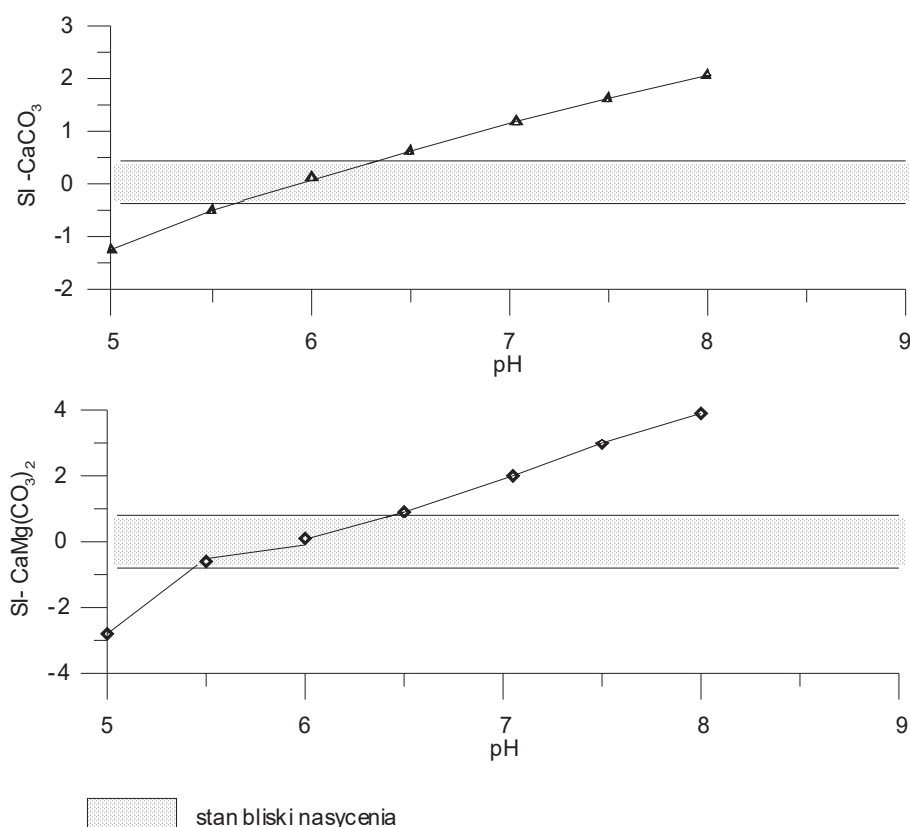
5. Reakcje zachodzące pod wpływem tlenu rozpuszczonego w zatłaczanej wodzie oraz zmianie pH

Procesy związane z zatłoczeniem wód złożowych do górotworu wpływają na zmiany ciśnienia, temperatury, potencjału elektrochemicznego i pH. Obecne w wodzie złożowej jony metali, a zwłaszcza żelaza i manganu należą do grupy substancji mających wpływ na stan odwiertu chłonnego. Metale te występują w wodach podziemnych w formie zredukowanej. Dodatek różnych substancji chemicznych powoduje, że jony te mogą tworzyć zawiesiny i roztwory koloidalne, bądź w formie jonowej brać udział w skomplikowanych procesach zachodzących w złożu. Przykładem może być Fe²⁺, które w wyniku reakcji utleniania może wytrącać się w wodzie, jako Fe(OH)₃. W warunkach strefy przyodwiertowej powodując jej kolmatację.

Stężenie jonów wodorowych wywiera silny wpływ na wzrost i rozmnażanie się mikroorganizmów. Większość bakterii rozwija się przy pH 4÷9, przy czym optymalny dla większości bakterii wodnych odczyn mieści się w granicach 6,5÷8,5. Większe odchylenie od optymalnego stężenia wywołują zmiany fizjologiczne, a nawet morfologiczne mikroorganizmów. Odczyn zasadowy mają bardzo zmineralizowane solanki w tym również towarzyszące złożom ropy naftowej.

Wzrost zasadowości jest z kolei czynnikiem, który obok wzrostu temperatury wpływa na obecne w zatłaczanej wodzie złożowej jony węglanowe i wodorowęglanowe. Aniony te w połączeniu z dużą zawartością wapnia mogą w pewnych warunkach powodować wytrącanie się osadów trudno rozpuszczalnego węglanu wapnia lub brać udział w procesach zachodzących w złożu.

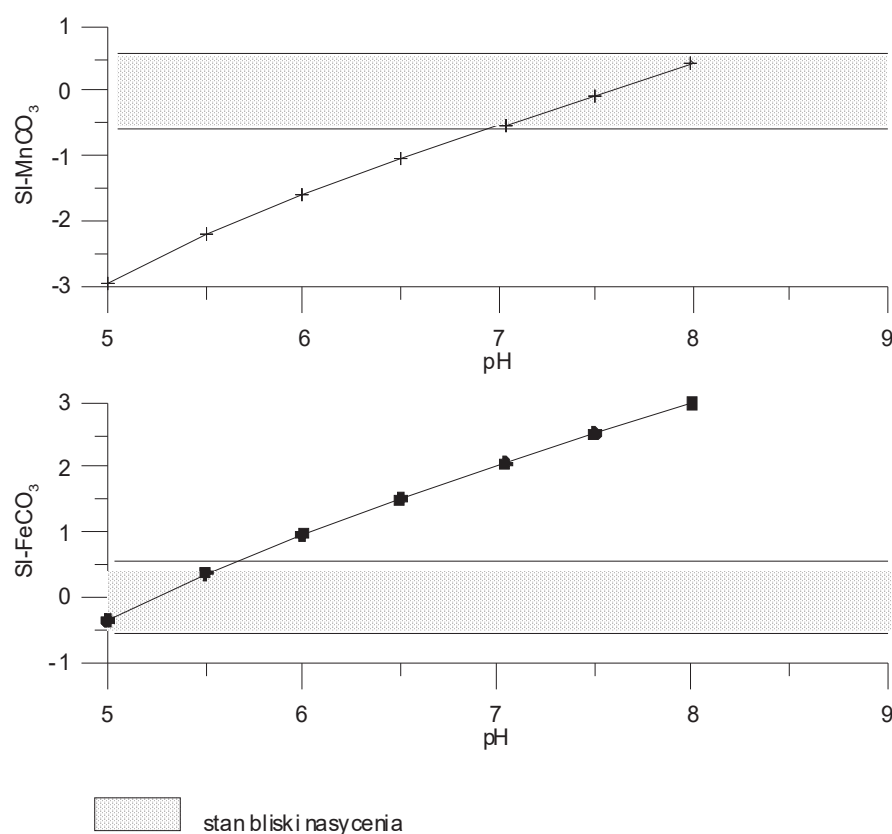
Wyniki modelowania hydrogeochemicznego przy zmiennym pH zamieszczono w tabeli 3 oraz na rysunkach 1 i 2.



Rys. 1. Stan równowagi fazowej dla kalcytu i dolomitu w zależności od pH
Fig. 1. Phase equilibrium state for calcite and dolomite depending on pH

Tabela 3. Wartości decydujące o stanie równowagi fazowej dla minerałów węglanowych przy zmiennym pH**Table 3.** Values deciding on phase equilibrium state for carbonate minerals at variable pH

pH	Minerał	SI	log KT	0,05 log KT
8,0	CaCO ₃	2,07	-8,43	-0,4215
8,0	CaMg(CO ₃) ₂	3,90	-16,86	-0,843
8,0	MnCO ₃	0,42	-11,60	-0,580
8,0	FeCO ₃	2,98	-10,83	-0,5415
7,5	CaCO ₃	1,60	-8,43	-0,4215
7,5	CaMg(CO ₃) ₂	2,96	-16,86	-0,843
7,5	MnCO ₃	-0,05	-11,60	-0,580
7,5	FeCO ₃	2,51	-10,83	-0,5415
7,04	CaCO ₃	1,15	-8,43	-0,4215
7,04	CaMg(CO ₃) ₂	2,05	-16,86	-0,843
7,04	MnCO ₃	-0,50	-11,60	-0,580
7,04	FeCO ₃	2,06	-10,83	-0,5415
6,5	CaCO ₃	0,60	-8,43	-0,4215
6,5	CaMg(CO ₃) ₂	0,95	-16,86	-0,843
6,5	MnCO ₃	-1,05	-11,60	-0,580
6,5	FeCO ₃	1,51	-10,83	-0,5415
6,0	CaCO ₃	0,06	-8,43	-0,4215
6,0	CaMg(CO ₃) ₂	-0,013	-16,86	-0,843
6,0	MnCO ₃	-1,59	-11,60	-0,580
6,0	FeCO ₃	0,97	-10,83	-0,5415
5,5	CaCO ₃	-0,54	-8,43	-0,4215
5,5	CaMg(CO ₃) ₂	-1,34	-16,86	-0,843
5,5	MnCO ₃	-2,20	-11,60	-0,580
5,5	FeCO ₃	0,37	-10,83	-0,5415
5,0	CaCO ₃	-1,27	-8,43	-0,4215
5,0	CaMg(CO ₃) ₂	-2,79	-16,86	-0,843
5,0	MnCO ₃	-2,93	-11,60	-0,580
5,0	FeCO ₃	-0,36	-10,83	-0,5415



Rys. 2. Stan równowagi fazowej dla rodochrozytu i syderytu w zależności od pH
Fig. 2. Phase equilibrium state for rodochrosite i siderite depending on pH

Jak widać z przedstawionych w tabeli 2 i na rysunkach 1 oraz 2 wyników w warunkach rzeczywistych badanej wody złożowej (pH = 7,04) występuje w niej stan przesylenia minerałami węglanowym takimi jak: kalcyt, dolomit, syderyt i stan bliski nasycenia dla rodochrozytu. Obniżając wartość pH zmniejsza się wartość SI, ale dopiero przy obniżeniu pH do wartości poniżej 5,5 woda osiąga stan niedosycenia minerałami węglanowymi takimi jak: kalcyt i dolomit tzn. nie będą się one wytrącać. Można to interpretować, jako brak zagrożenia kolmatacją ze strony wytrącania minerałów węglanowych.

6. Podsumowanie

Zatłaczanie wód złożowych do górotworu jest możliwe jeżeli są spełnione określone warunki geologiczne i środowiskowe. Najlepsze efekty można osiągnąć zatłaczając wody do utworów o wysokiej przepuszczalności ograniczonych warstwami praktycznie nieprzepuszczal-

nymi. Obniżenie czy nawet w rezultacie zanik chłonności otworu powodują takie czynniki geologiczne jak: mała porowatość, niska przepuszczalność oraz niejednorodność formacji geologicznej, a także obecność drobnych cząstek w zatłaczanej cieczy i jej skład chemiczny.

Wody złożowe przed zatłoczeniem ich w nieproduktywne warstwy chłonne powinny być oczyszczone z tych składników, które stwarzają ryzyko kolmatacji górotworu. Obecne w odpadowej wodzie złożowej zawiesiny mogą być szybko i skutecznie usunięte metodą sedymentacji przy zastosowaniu odpowiednio dobranego flokulanta. Usuwanie żelaza i manganu do pewnego zakresu stężeń przebiega stosunkowo łatwo, natomiast resztkowych ilości staje się coraz trudniejsze i może wymagać zastosowania silniejszych niż powietrze utleniaczy.

Procesy zachodzące podczas zatłaczania wód złożowych (solanek) do górotworu ograniczające jego chłonność mogą być wynikiem reakcji woda – skała. Pod wpływem kontaktu wody zatłaczanej z górotworem może dochodzić do procesów rozpuszczania niektórych minerałów matrycy skalnej jak i wytracania się minerałów z zatłaczanego medium. Procesy te determinowane są szeregiem czynników fizycznych i chemicznych. Decydują o tym głównie temperatura, stężenie jonów wodorowych – pH, potencjał utleniająco-redukcyjny – Eh, zawiesina, żelazo, mangan, siarczany, azot, zasolenie, zawartość tlenu i siarkowodoru.

Praca zrealizowana w ramach badań statutowych

Literatura

1. **Appelo C.A.J., Postma D.:** *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. A.A.Balkema. Rotterdam 1994.
2. **Bader M.S.H.:** *Sulfate scale problems in oil fields water injection operations*. Desalination, v. 201, 100÷105. 2006.
3. **Bein A., Dutton A.:** *Origin, distribution, and movement of brine in the Permian Basin (U.S.A.): A model for displacement of connate brine*. Geological Society of America Bulletin, v. 105, p 695÷707. 1994.
4. **Kharaka Y.K., Ambats G., Thordsen J.J.:** *Deep well injection of brine from Paradox Valley, Colorado: Potential major precipitation problems remediated by nanofiltration*. Water Resources Research, v. 33, no 5, 1013÷1020. 1997.

5. **Kaleta J., Puzskarewicz A., Papciak D.:** *Removal of iron, manganese and nitrogen compounds from underground waters with diverse physical and chemical characteristics.* Environment Protection Engineering, v. 33, 3, 3÷15. 2007.
6. **LeGros P.G. et al.:** *System Analysis of Brine Disposal From Reverse Osmosis Plants.* Office of Saline Water R&D report No 587. 1970.
7. **Lewkiewicz-Małysa A., Konopka E.:** *Ochrona naturalnych właściwości zbiornikowych górotworu jako składowiska odpadowych wód złożowych.* Górnictwo i Geoinżynieria, Rok 33, z 4 str. 177÷188. 2009.
8. **Paces T.:** *Chemical characteristic and equilibration in natural water-felsic rock-CO₂ System.* Geochimica et Cosmochimica Acta, v. 37, 217÷240. 1972.
9. **Parkhurst D.L., Appelo C.A.J.:** *User's guide to PHREEQC (Version 2) a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations.* Water-Resources Investigations Report 99÷4259. 1999.
10. **Pearson J.R.A., Zazovsky A.F.:** *A model for the Transport of Sand Grains from a Perforation during Unbearable Surge, SPE 38634.* Proceeding of the SPE Annual Technical Conference and Exhibition, San Antonio, TX 5÷8 October 1997.
11. **Rosenbauer R.J., Bischoff J.L., Kharaka Y.K.:** *Geochemical effects of deep-well injection of the Paradox Valley brine into Paleozoic carbonate rocks, Colorado, U.S.A.* Applied Geochemistry, v.7, p.273÷286. 1992.
12. **Rogoż M.:** *Geologiczne i środowiskowe uwarunkowania włączania cieczy do górotworu.* Przegląd Górniczy t. 48 nr 10, 1÷6. 1992.
13. **Saripalli K.P., Dharma M.M., Bryant S.L.:** *Modeling injection well performance during deep-well injection of liquid wastes.* Journal of Hydrology v. 227, 41÷55. 2000.
14. **Ślizowski K.:** *Hydrogeologiczne i górnicze kryteria składowania ciekłych odpadów niebezpiecznych w głębokich strukturach przepuszczalnych.* Technika Poszukiwań Geologicznych nr 1÷2, 29÷36. 2002.
15. **Wennberg K.E., Sharma M.M.:** *Determination of the Filtration Coefficient and the Transition Time for Water Injection Wells.* Paper SPE38181 presented at the 1997 SPE European Formation Damage Conference, The Hague, The Netherlands. 1997.
16. **Williams-Stround Sh.C.:** *Solution to the paradox? Results of some chemical equilibrium and mass balance calculations applied to the paradox basin evaporite deposit.* American Journal of Science, v. 294, p. 1189÷1228. 1994.
17. **Wood W.W., Sanford W.E.:** *Ground-Water Control of Evaporite Deposition.* Economic Geology v. 85, p. 1226÷1235. 1990.

Geological and Geochemical Aspects of Wells Used for Underground Injection of Formation Waters

Abstract

The most efficient way of neutralizing formation waters is injecting them to deep geological structures. Geological structures that are suitable for injection with formation waters must meet conditions that assure environmental protection and waters storage properties. The suitable capacity of the injection layer is related to its porosities, fissuring, effective permeability and to spatial structure of the geological layer. Factors determining the capacity of injection wells used for underground storage are discussed in the article. Geological conditions which meet the environmental requirements for using the formation for an injection well are also discussed. Processes taking place during injection of reservoir water are determined by a number of physical and chemical factors. Injection of reservoir waste water to the rock mass disturbs the existing balance there. The contact between injected water and the rock mass may trigger out dissolving some minerals of the rock matrix and precipitation of minerals from the injected medium. The study was focused on reservoir waste water accompanying natural gas exploitation. The possible precipitation of minerals was investigated with the use of a hydrogeochemical model and software PHREEQC. The modeling revealed that the reservoir water was oversaturated with: aragonite, calcite, dolomite, rhodochrosite, siderite; close to saturation with: anhydrite and gypsum. Accordingly, if these minerals occurred in absorptive strata, they would not dissolve, though they could precipitate. The geochemical balance was investigated for various pH. By lowering the pH value decreases the value of the SI but only at lower pH values below 5.5 the water gets undersaturated with carbonate minerals, which will not precipitate. This can be interpreted as a lack of colmatation threat on the part of carbonate minerals.



Analiza hydraulicznego działania zbiornika retencyjno-przerzutowego

Robert Malmur
Politechnika Częstochowska

1. Wprowadzenie

Rozwój cywilizacji spowodował, iż ośrodki miejskie pozbawione zostały naturalnej retencji w odniesieniu do opadów atmosferycznych. Istniejące systemy kanalizacyjne w większości przypadków nie są w stanie odprowadzić ścieków pochodzących z opadu deszczu i topnienia śniegów, dlatego podejmowane są środki techniczne zmierzające do przechwycenia i czasowego zmagazynowania tej nadwyżki przepływu. W aglomeracjach miejskich sugerowane do realizacji retencjonowania są różnego typu zbiorniki kanalizacyjne.

W okresie intensywnych opadów czy roztopów mogą wystąpić lokalne podtopienia terenów wynikające z niedostosowanej sprawności hydraulicznej kanalizacji deszczowej, a także z często niesprawnych przepustów, których zadaniem jest odprowadzanie ścieków do odbiornika wodnego [1]. Najczęściej były to podtopienia powodowane cofkowym napływem wód z odbiornika (rzeki) na tereny chronione przez niezabezpieczone lub niesprawne zamknięcia wylotowe odwodnień powierzchniowych względnie kanalizacyjnych. Dzieje się tak wówczas, gdy wyso-

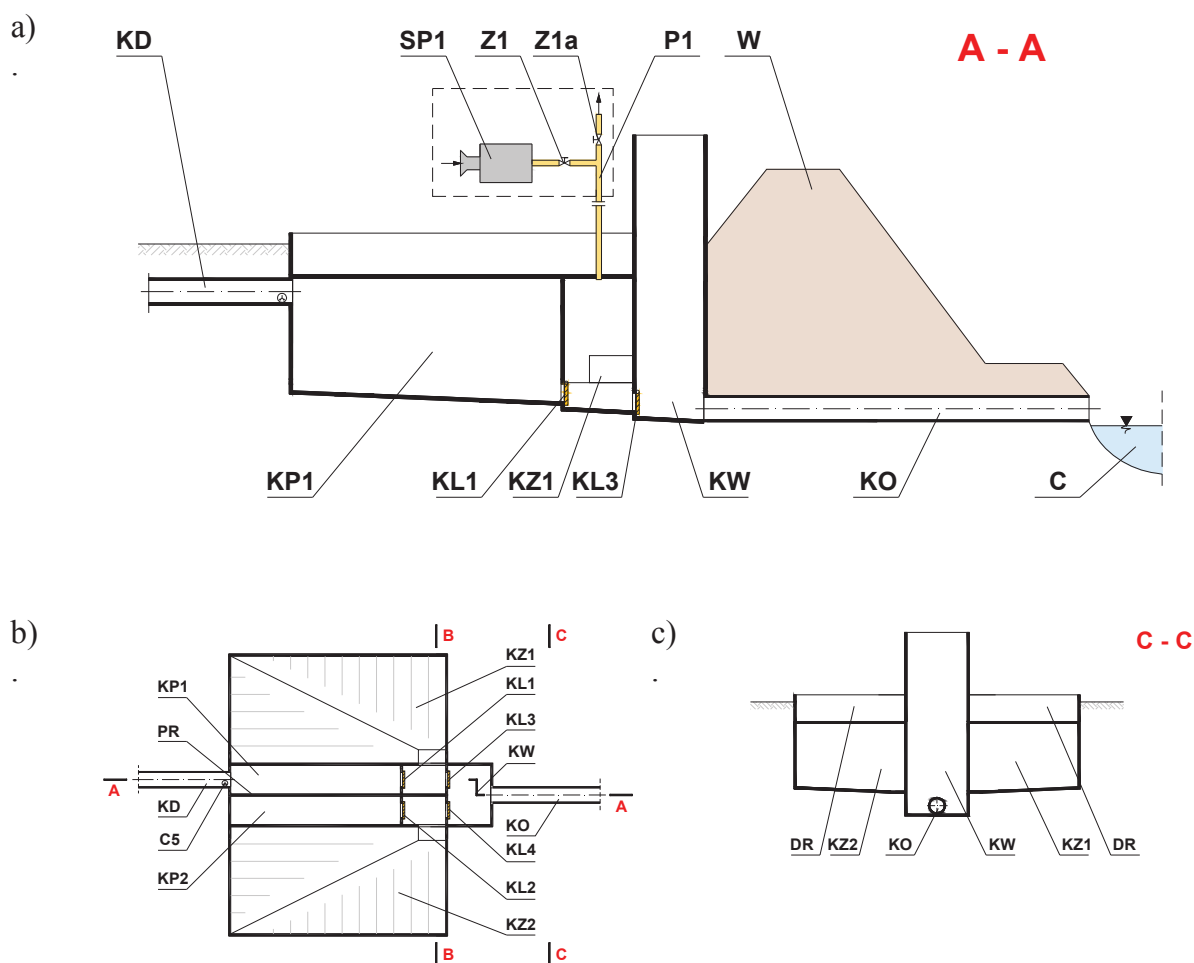
kie stany napełnień w rzekach uniemożliwiają grawitacyjny odpływ ścieków pochodzących z opadów atmosferycznych i równocześnie, gdy nie jest zapewniony ich wymuszony w inny sposób przerzut do odbiornika. Podtopienia terenów mogą wystąpić również wtedy, gdy nie zadziałają różnego rodzaju zabezpieczenia, skutkiem czego za pośrednictwem przewodów kanalizacyjnych nastąpi wyrównywanie hydrostatycznych poziomów napełnienia rzeki i punktów wlotowych do kanalizacji.

Niemniej, straty wynikające z niesprawnej kanalizacji są duże, a problem wymaga zawsze specjalistycznej interwencji [2].

Przeгляд stosowanych sposobów przerzutu ścieków opadowych z chronionej zlewni do odbiornika w okresach jego wysokich napełnień nie wyłonił rozwiązania, które mogłoby być uniwersalnym i niezawodnym, mogącym mieć szerokie zastosowanie w praktyce przy niewielkich zmianach adaptacyjnych. Podjęto zatem próbę opracowania takiego rozwiązania hydraulicznego sposobu odprowadzania ścieków pochodzących z opadów atmosferycznych do odbiornika, które zapewniłoby ich swobodny, grawitacyjny odpływ w okresach stanów niskich i średnich napełnień w rzece, a w okresie wezbrań ich wymuszony przerzut. Idea tych rozwiązań polega na tym, by obiekt konstrukcyjny przerzutu ścieków opadowych do odbiornika zlokalizowany był od strony chronionej zlewni. Takie rozwiązania zapewniałyby ewentualne awaryjne naprawy nawet wówczas, gdy w odbiorniku – rzece występowałyby wysokie stany napełnień. Uwzględniano również to, by ich ukształtowanie i wkomponowanie w naturalne środowisko nie dekomponowało architektury krajobrazu. W efekcie tak postawionych uwarunkowań co do sposobu ich działania i architektonicznego ukształtowania konstrukcji powstały różne typy rozwiązań zbiorników retencyjno-przerzutowych, z których jeden opisany jest w niniejszym artykule [3, 4, 6].

2. Konstrukcyjne usytuowanie komór zbiornika przerzutowo-retencyjnego

Zbiornik przerzutowo-retencyjny zawiera komorę przepływową KP1, połączoną w górnej strefie z kanałem dopływowym KD lub z rowem dopływowym ścieków i komorę przelewową KP2 (rys. 1a).



Rys. 1. Przykładowe rozwiązanie zbiornika retencyjno-przerzutowego typu GEMINUS: a) przekrój A – A, b) rzut z góry, c) przekrój C – C; *KZ1, KZ2* – komory zbiorcze, *KP1* – komora przepływowa, *KP2* – komora przelewowa, *KW* – komora wieżowa, *KD* – kanał dopływowy, *KO* – kanał odpływowy, *KL1-KL4* – zamknięcia klapowe, *PR* – przegroda z przelewem, *W* – wał przeciwpowodziowy, *C* – odbiornik wodny (rzeka), *Z1, Z1a* – zawory odcinające, *SP1* – sprężarki powietrza, *P1* – przewody tłoczne, *DR* – dodatkowa komora retencyjna, *C5* – czujnik przepływu

Fig. 1. Example solution of transfer reservoir GEMINUS – ET: a) cross section A – A, b) top view, c) cross section C – C; *KZ1, KZ2* – storage chambers, *KP1* – flow-through chamber, *KP2* – overflow chamber, *KW* – tower chamber, *KD* – inlet channel, *KO* – outlet channel, *KL1-KL4* – check valves, *PR* – partition wall with weir, *W* – embankment, *C* – water receiver, *Z1, Z1a* – shut-off valves, *SP1* – air compressors, *P1* – air pressure pipes, *DR* – additional retention chamber, *C5* – flow sensor

Komora przepływowa KP1 i komora przelewowa KP2 oddzielone są od siebie przegrodą PR z przelewem szczytowym. Krawędź przelewu szczytowego zajmuje położenie nieco niższe od górnego punktu obrysu kolektora dopływowego KD lub rowu dopływowego. Komora przepływowa KP1 połączona jest poprzez zamknięcie klapowe KL1 z gazoszczelną komorą zbiorczą KZ1, a komora przelewową poprzez zamknięcie klapowe KL2 z drugą gazoszczelną komorą zbiorczą KZ2. Obie komory zbiorcze KZ1 i KZ2 poprzez zamknięcia klapowe KL3 i KL4 połączone są z komorą wieżową. Komora wieżowa KW o wysokości większej od wysokości korony wału przeciwpowodziowego W, jest połączona z ciekim wodnym C za pośrednictwem kolektora odpływowego KO (rys. 1b).

Zamknięcia klapowe KL1, KL2, KL3, KL4 działają samoczynnie i umożliwiają przepływ cieczy tylko w jednym kierunku, kierunku odpływu ścieków (rys. 1c). Dna komór przepływowej KP1, przelewowej KP2, zbiorczych KZ1 i KZ2 oraz wieżowej KW posiadają spadek w kierunku odpływu ścieków.

W stropie komory zbiorczej KZ1 osadzony jest przewód P1 łączący strefę podstropową komory zbiorczej KZ1 ze sprężarką SP1 lub atmosferą za pośrednictwem zaworów odcinających Z1 i Z1a. Zawór Z1 odcina komorę zbiorczą KZ1 od przewodu sprężarki SP1, natomiast zawór Z1a odcina tę komorę od atmosfery (rys. 1a). W stropie komory zbiorczej KZ2 jest osadzony przewód P2, łączący strefę podstropową komory zbiorczej KZ2 ze sprężarką SP2 lub atmosferą za pośrednictwem zaworów odcinających Z2 i Z2a. Odcinają one komorę KZ2 odpowiednio od sprężarki SP2 i atmosfery.

Działanie zaworów odcinających Z1, Z1a, Z2, Z2a, oraz sprężarek SP1, SP2 jest sterowane czujnikami poziomu ścieków w komorach zbiorczych KZ1 i KZ2. Dwa z czujników C1 i C3, sygnalizujące minimalny poziom ścieków w komorach zbiorczych KZ1 i KZ2, są umieszczone na górnym poziomie zamknięć klapowych KL1 i KL2. Kolejne dwa czujniki C2 i C4, sygnalizujące maksymalny poziom ścieków w komorach zbiorczych KZ1 i KZ2, są umieszczone na poziomie korony przelewu szczytowego przegrody PR w komorze zbiorczej KZ1 oraz w strefie podstropowej, nieco powyżej korony tego przelewu, w komorze zbiorczej KZ2. Maksymalne i minimalne napełnienia ściekami komór zbiorczych KZ1 i KZ2 stanowią praktyczne ograniczenia, dotyczące ustalanych poziomów ścieków w procesie napełniania i opróżniania tych komór.

Działanie zaworów odcinających Z1, Z1a, Z2, Z2a jest ponadto sterowane czujnikiem C5 sygnalizującym zanik dopływu ścieków do zbiornika. Czujnik ten jest usytuowany w strefie przydennej kanału dopływowego KD lub rowu dopływowego u wlotu do komory przepływowej KP1. Jego zadaniem jest spowodowanie opróżnienia niecałkowicie napełnionej jednej z komór zbiorczych.

3. Opis działania modelowego zbiornika przerzutowo-retencyjnego

Dla opisanego w punkcie 2 rozwiązania konstrukcyjnego zbiornika retencyjno-przerzutowego przyjęto następujące założenia:

- stałe maksymalne natężenie dopływu ścieków do zbiornika określone jako przepływ miarodajny,
- taką wydajność objętościową sprężarki, która powodowała by również stały odpływ ścieków ze zbiornika o natężeniu równym przepływowi miarodajnemu,
- uniemożliwiony jest grawitacyjny odpływ ścieków ze zbiornika z uwagi na stan napełnienia w odbiorniku (komorze wieżowej), który jest wyższy od położenia stropów komór zbiorczych,
- hydrogram dopływu ścieków do zbiornika jest w kształcie prostokąta.

Stosownie do przyjętych założeń, modelowe działanie zbiornika będzie się charakteryzowało tym, że zagwarantowane zostanie niezakłócone, naprzemiennie działanie komór zbiorczych zbiornika.

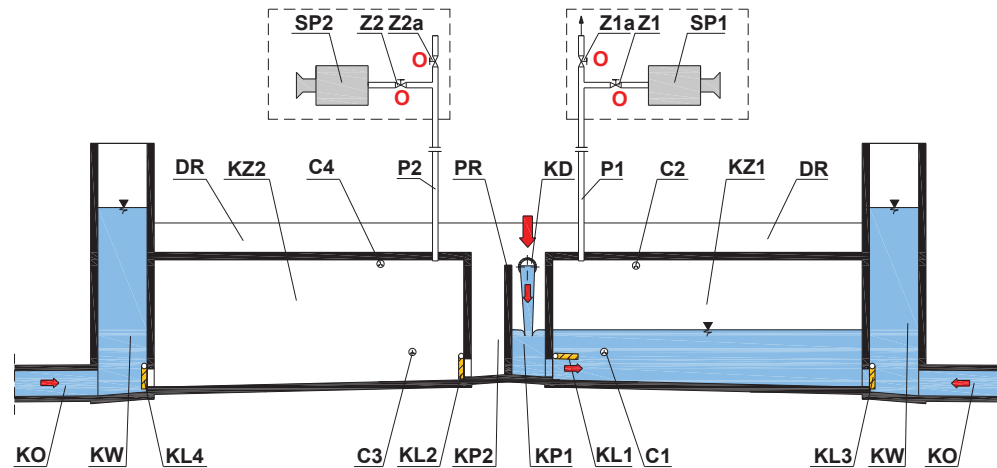
W sytuacji, kiedy w cieku wodnym C wystąpią wysokie stany napełnienia i uniemożliwiony jest grawitacyjny odpływ ścieków, zostają zamknięte zamknięcia klapowe KL3 i KL4, na skutek parcia słupa wody w komorze wieżowej KW, łączące obie komory zbiorcze KZ1 i KZ2 z komorą wieżową KW.

Ścieki dopływające kolektorem dopływowym KD lub rowem dopływowym do komory przepływowej KP1 zbiornika przez zamknięcie klapowe KL1 wypełniają komorę zbiorczą KZ1. Wypełnianiu komory zbiorczej KZ1 towarzyszy równoczesne wypełnianie komory przepływowej KP1 (rys. 2a). Podczas wypełniania komory zbiorczej KZ1 zawory odcinające Z1 i Z1a na przewodzie P1 są otwarte, umożliwiając odpływ powietrza z tej komory. W ustalonym czasie zależnym od pojemno-

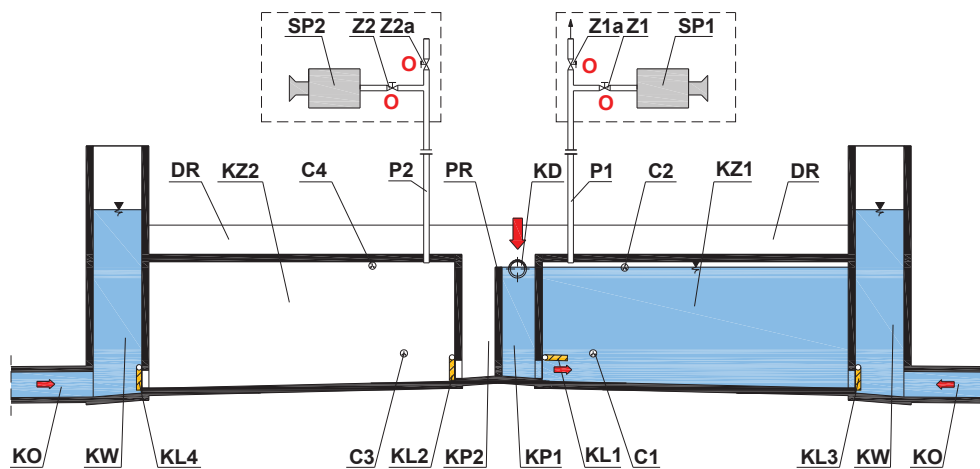
ści obu równocześnie wypełnianych komór (przepływowej KP1 i zbiorczej KZ1) oraz od natężenia dopływu ścieków do zbiornika obie komory zostają napełnione osiągając odpowiednio poziomy:

- w komorze przepływowej do poziomu położenia korony przelewu szczytowego,
- w komorze zbiorczej KZ1 do poziomu jej stropu (rys. 2b).

a).

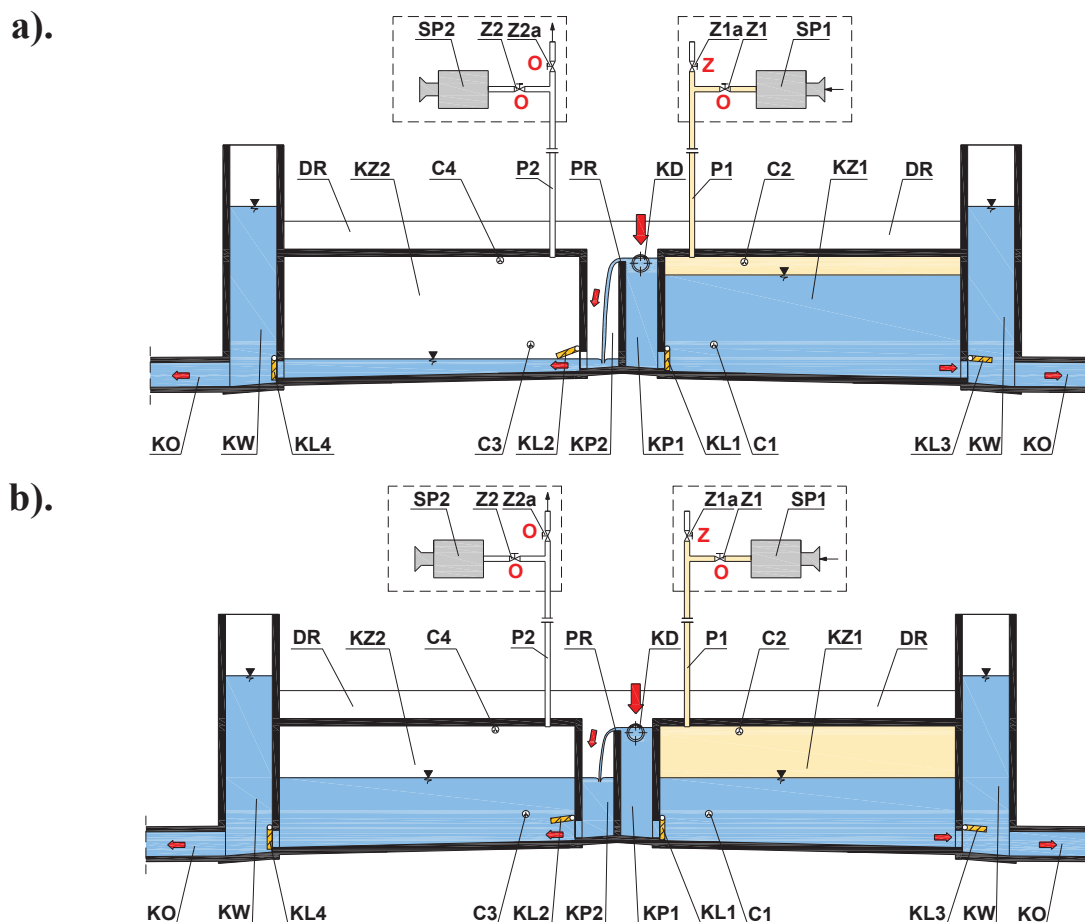


b).



Rys. 2. Schemat ideowy działania zbiornika retencyjno-przerzutowego typu GEMINUS: a) faza napełniania komory zbiorczej KZ1, b) całkowite napełnienie komory zbiorczej KZ1

Fig. 2. Schematic diagram of transfer reservoir GEMINUS: a) filling phase of storage chamber KZ1, b) complete filing of storage chamber KZ1



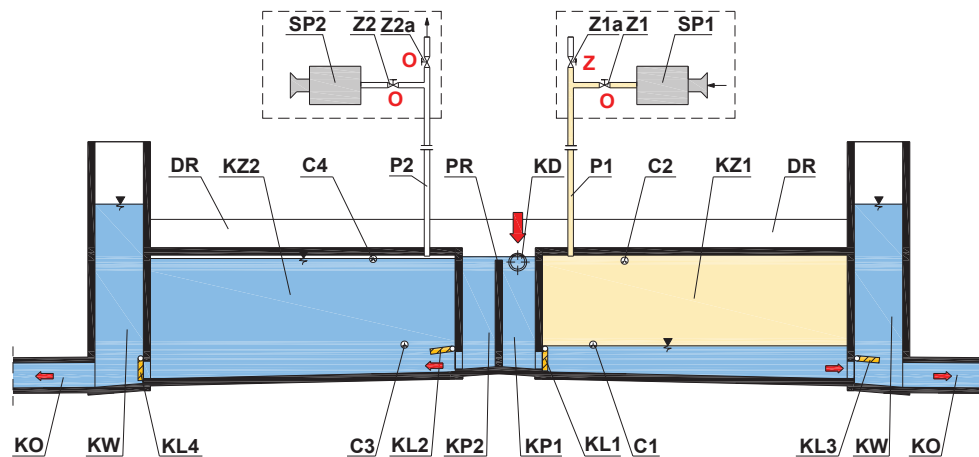
Rys. 3. Schemat ideowy działania zbiornika retencyjno-przerzutowego typu GEMINUS: a) faza opróżniania komory zbiorczej KZ1 i jednoczesnego napełniania komory zbiorczej KZ2, b) częściowe napełnienie komory zbiorczej KZ2 i częściowe opróżnienie komory zbiorczej KZ1

Fig. 3. Schematic diagram of transfer reservoir GEMINUS: a) phase of emptying storage chamber KZ1 and filling storage chamber KZ2, b) partial filling of storage chamber KZ2 and partial emptying of storage chamber KZ1

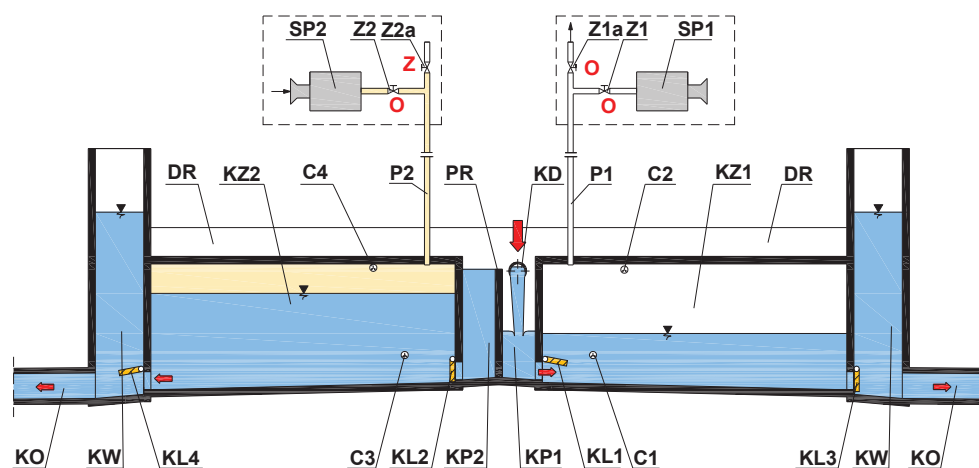
Osiągnięcie tego stanu spowoduje poprzez zadziałanie czujnika C2 zamknięcie zaworu odcinającego Z1a, powodując odcięcie wypełnionej komory zbiorczej KZ1 od atmosfery i jednocześnie włączenie sprężarki SP1. Rozpocznie się tym samym proces opróżniania komory zbiorczej KZ1, w którym zamknięcie klapowe KL1 zostaje zamknięte przy równoczesnym otwarciu zamknięcia klapowego KL3 (rys. 3a). Wzrost ciśnienia powietrza włączanego przez sprężarkę SP1 do wnętrza opróżnianej komory zbiorczej KZ1 powodować będzie, zgodnie z przyjętymi

założeniami odpływ ścieków z tej komory równy przepływowi miarodajnemu. W każdym przypadku opróżniania komory zbiorczej ciśnienie piezometryczne ścieków w niej się znajdujących jest odpowiednio wyższe od poziomu cieczy wypełniającej komorę wieżową.

a).



b).



Rys. 4. Schemat ideowy działania zbiornika retencyjno-przerzutowego typu GEMINUS: a) całkowite napełnienie komory zbiorczej KZ2 i całkowite opróżnienie komory zbiorczej KZ1, b) częściowe napełnienie komory zbiorczej KZ1 i częściowe opróżnienie komory zbiorczej KZ2

Fig. 4. Schematic diagram of transfer reservoir GEMINUS: a) complete emptying of storage chamber KZ1 and complete filling of storage chamber KZ2, b) partial emptying of storage chamber KZ2 and partial filling of storage chamber KZ1

Zapoczątkowanie procesu opróżniania komory zbiorczej KZ1 równocześnie powoduje rozpoczęcie procesu napełniania drugiej komory zbiorczej KZ2. Ponieważ w tej fazie działania zbiornika zamknięcie kla-

powe KL1 zamyka otwór dopływowy do komory zbiorczej KZ1, dopływające ścieki do zbiornika są zmuszone poprzez przelew szczytowy wypełniać komorę przelewową KP2 i przez otwarte zamknięcie klapowe KL2 komorę zbiorczą KZ2. Wypełnianiu komory zbiorczej KZ2 towarzyszy równoczesne wypełnianie komory przepływowej KP2. Podczas wypełniania komory zbiorczej KZ2 zawory odcinające Z2 i Z2a na przewodzie P2 są otwarte, umożliwiając odpływ powietrza z tej komory (rys. 3b).

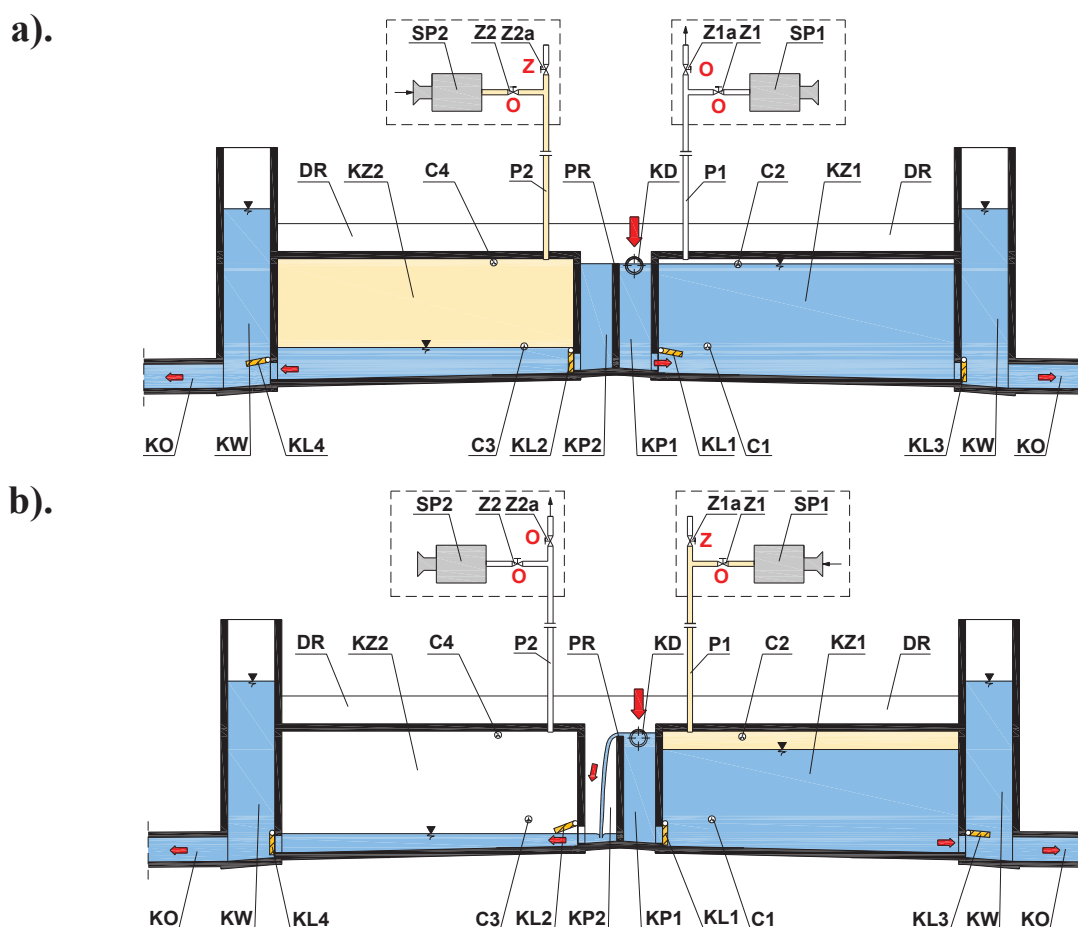
Całkowitemu wypełnieniu komory zbiorczej KZ2 odpowiada całkowite opróżnienie komory zbiorczej KZ1 (rys. 4a). Tej chwili towarzyszy zadziałanie dwóch czujników:

- w komorze zbiorczej KZ1 czujnik dolny C1, który spowoduje wyłączenie sprężarki SP1 i otwarcie zaworu Z1a w wyniku czego sprężone powietrze w tej komorze zostaje rozprężone do ciśnienia atmosferycznego, przy którym zamknięte zostaje zamknięcie klapowe KL3 i otwarte zamknięcie klapowe KL1. Dla tej komory zbiorczej rozpocznie się ponowny proces jej napełniania ściekami (rys. 4a),
- w komorze zbiorczej KZ2 czujnik górny C4 spowoduje włączenie sprężarki SP2 i odcięcie komory od atmosfery przez zamknięcie zaworu odcinającego Z2a. Równocześnie zostaje zamknięte zamknięcie klapowe KL2 i otwarte zamknięcie klapowe KL4 rozpoczynając tym samym proces opróżniania tej komory (rys. 4b).

W wyniku naprzemiennego działania komór zbiorczych zbiornika procesy ich napełniania i opróżniania będą powtarzane dopóty, dopóki ścieki będą dopływać do zbiornika (rys. 5a i 5b).

Jeżeli w rozważanym idealnym działaniu zbiornika retencyjno-przerzutowego dopływ ścieków zaniknie w takiej chwili, że obie komory niecałkowicie wypełnione można rozważać tu dwa warianty dalszego działania zbiornika:

- w pierwszym, czujnik umieszczony w dopływie spowoduje włączenie obu sprężarek i stosowne opróżnienie obu komór,
- w drugim pozostawienie takiego stanu do czasu obniżenia poziomu napełnienia w cieku wodnym, który umożliwi grawitacyjny odpływ nie odprowadzonych ścieków z komór.



Rys. 5. Schemat ideowy działania zbiornika retencyjno-przerzutowego typu GEMINUS: a) ponowne, całkowite napełnienie komory zbiorczej KZ1 i całkowite opróżnienie komory zbiorczej KZ2, b) ponowne napełnianie komory zbiorczej KZ2 i ponowne opróżnienie komory zbiorczej KZ1
Fig. 5. Schematic diagram of transfer reservoir: a) complete re-filling of storage chamber KZ1 and complete emptying of storage chamber KZ2, b) re-emptying of storage chamber KZ1 and re-filling storage chamber KZ2

4. Podsumowanie

Opisany w artykule zbiornik retencyjno-przerzutowy typu GEMINUS stanowi propozycję rozwiązania problemu dotyczącego okresowo występujących podtopień terenów zurbanizowanych. Podtopienia terenów są najczęściej skutkiem utraty zdolności przepustowej systemu odwadniającego, spowodowanej uniemożliwionym odpływem ścieków do odbiornika. Równie często podtopienia są wynikiem cofkowego spiętrzenia ścieków wysokimi stanami napełnienia w odbiorniku, które po-

wodowane są z kolei brakiem lub niesprawnością działania zabezpieczeń zwrotnych wylotów sieci odwadniającej. Rozwiązanie konstrukcyjne zbiornika typu GEMINUS skutecznie eliminuje wyżej wymienione przyczyny powstawania podtopień terenów zurbanizowanych.

Zastosowany w zbiorniku typu GEMINUS układ sprężarek jest bardziej niezawodny w działaniu od układu pomp ściekowych instalowanych w innym zbiorniku retencyjno-przerzutowym typu PLUVIUS [3, 5], ponieważ nie posiada bezpośredniego kontaktu ze ściekami, które niosą zanieczyszczenia mechaniczne, a często są chemicznie agresywne. Warto również zaznaczyć, że zbiornik typu GEMINUS po adaptacji może stanowić rozwiązanie alternatywne dla stosowanych w kanalizacji pompowni ścieków sanitarnych.

Początkowa wersja działania zbiornika retencyjno-przerzutowego typu GEMINUS zakładała prawie idealne warunki jego działania [6, 7]. Złożony w tej wersji przemienny cykl napełniania i opróżniania komór zbiorczych wymagał zachowania równowagi tych procesów. Chodziło o utrzymanie stałej wartości natężenia dopływu ścieków do aktualnie wypełnianej komory i zapewnienie takiego samego odpływu z komory opróżnianej. Miało to gwarantować nie zakłócenie cyklicznego działania zbiornika. W innym ujęciu tego problemu, należało zrównać czas napełniania i opróżniania komór zbiorczych zbiornika. W praktyce uzyskanie takich warunków jest niemożliwe, dlatego musiał wystąpić efekt nie cyklicznego działania komór zbiornika. Przy zróżnicowanych i mniejszych od nominalnej wartości natężeniach dopływu ścieków do zbiornika nie następuje całkowite, a jedynie częściowe wypełnienie drugiej komory w czasie opróżniania komory pierwszej. Powoduje to, że po rozprężeniu powietrza w komorze pierwszej, ponownie zostaje ona napełniana, a komora druga pozostaje tylko napełniona częściowo. Będzie to się powtarzało dopóty, dopóki komora druga w takich etapach nie napełni się całkowicie, włączając za pośrednictwem czujnika sprężarkę powietrza, która dokona jej opróżnienia. Prawdziwym jednak problemem jest możliwość zablokowania możliwości akumulacyjnych komór zbiorczych. Może to wystąpić wówczas, kiedy następuje dopełnienie niewielką objętością komory drugiej, a w komorze pierwszej nastąpił początek procesu jej opróżniania. Jest wówczas taki stan, że obie komory są w trakcie procesu opróżniania i nie mogą przyjmować ścieków do akumulacji. Następuje wówczas spiętrzenie stanu napełnienia w komorach przepływowej i prze-

lewowej i tworzenie się retencji naturalnej w kanale dopływowym do zbiornika. Jeżeli naturalne warunki pozwalają na utworzenie bezpiecznej choć krótkotrwałej retencji kanałowej, powodując spiętrzenie napęnienia w dopływie, to takie działanie zbiornika przerzutowego jest dopuszczalne.

Zastosowanie któregośkolwiek ze zbiorników wymaga dokładnego przeanalizowania danych o zlewni, sieci kanalizacyjnej, urządzeniach i obiektach z nią współdziałających, aby na ich podstawie można było uzyskać minimalizację kosztów poniesionych na realizację rozważanej inwestycji.

Przedstawione rozwiązanie zbiornika retencyjno-przerzutowego ścieków opadowych dotychczas nie zostało zastosowane w praktyce, albowiem stanowi nową, mało rozpropagowaną koncepcję [6].

*Praca naukowa finansowana w ramach projektu badawczego
nr N N523 620139 (BG-401-406/10)*

Literatura

1. **Błaszczyk W., Roman M., Stamatello H.:** *Kanalizacja*, Arkady, Warszawa 1974.
2. **Geiger W., Dreiseitl H.:** *Nowe sposoby odprowadzania wód deszczowych*, Projprzem, Warszawa 1999.
3. **Kisiel A.:** *Zbiornik przerzutowy ścieków opadowych*, Biuletyn Urzędu Patentowego P-329132, Warszawa 8.10.1998.
4. **Kisiel A.:** *Zbiornik przerzutowy ścieków opadowych*, Biuletyn Urzędu Patentowego P-331776, Warszawa 03.03.1999.
5. **Kisiel A., Mrowiec M.:** *Zbiornik przerzutowy ścieków deszczowych*, Gospodarka Wodna, str. 511÷514, 12/2001.
6. **Malmur R., Kisiel A.:** *Zbiornik przerzutowy ścieków opadowych*, Biuletyn Urzędu Patentowego RP P-373875, Warszawa 23.03.2005.
7. **Mrowiec M., Malmur R.:** *Zbiornik przerzutowy ścieków deszczowych typu SKORPION z układem sprężarkowym*. Gospodarka Wodna, str. 114÷116, 3/2004.

Analysis of Hydraulic Operation of Transfer Reservoir

Abstract

Development of our civilization has caused that urban centres have been deprived of natural retention system especially referring to rainwater. Present sewage systems, in most cases is not able to carry away a great intensity of sewage flow. Therefore, different technical interventions are undertaken in order to catch and keep this surplus of flow temporarily.

Sewage transfer to receivers problem is solved in different way in each country. There are well-known solutions of either stationary or moving sewage pumping stations. However, most often outflow of excessive rainwater is performed gravitationally through outflow collectors linking storm overflows with water receiver. The outlet of these outflow collectors is usually equipped with shut-off check valve in order to protect terrains against flooding. However, practically these valves are not always used, whereas they are installed, are usually deprived of proper care and preservation. Thus, their technical state make impossible for these valves to work.

A research on practical ways of transfer sewage from the protected drainage area to the receiver during the periods of high fillings has not brought a universal and unfailing solution, which could have a wide application in practice.

So the problem of working out a solution of hydraulic way of carrying away the rainwater to the receiver assure their natural, gravitational outflow during the periods of either low states and medium fillings in the receiver or during the period of high fillings their strained transfer. This kind of solution of transfer of rainwater to the water receiver are transfer reservoirs. A common solving feature of these reservoirs is that they are located on the side of drained terrain. This solution guarantees possible damage repairs even when in the receiver – river high states of filling appears. Transfer reservoirs can be applied in the following cases: (a) in separate sewage system on the outlets of the main collectors of the rainfall system, (b) in combined sewage system on the outlets of a storm canal, (c) in combined sewage system on the outlets of storm canals with simultaneous pumping of domestic and industrial wastewater to a wastewater treatment plant, (d) in case of collectors carrying away treated sewage from the wastewater treatment plant.

In the paper transfer reservoir GEMINUS is presented. Transfer of sewage, using this kind of reservoir, is done through applying system of air-compressors and proper combination of pressure systems.



Zmiany udziału frakcji ChZT podczas oczyszczania ścieków komunalnych z dużym udziałem ścieków mleczarskich

*Joanna Struk-Sokołowska
Politechnika Białostocka*

1. Wstęp

Efektywność procesów oczyszczania ścieków zależy w ogromnej mierze od specyfiki ścieków dopływających do oczyszczalni. Współczesne technologie oczyszczania ścieków obejmują zaawansowane metody. Wynika to ze złożoności wykorzystywanych transformacji biologicznych, różnorodności alternatywnych konfiguracji technologicznych oraz dynamicznego charakteru zachodzących zjawisk [20]. Ilość ścieków komunalnych w województwie podlaskim w 2009 roku wynosiła 40,6 hm³, z czego aż 99% (40,2 hm³) stanowiły ścieki wymagające oczyszczania [18]. Znajomość charakterystyki danych ścieków umożliwia zwiększenie efektywności usuwania zanieczyszczeń w świetle wymagań określonych prawem. Rozwiązywanie problemów eksploatacyjnych oraz opracowywanie strategii sterowania pracą urządzeń możliwe jest po szczegółowej analizie substancji zawartych w ściekach surowych. Określenie udziału zanieczyszczeń biodegradowalnych, uwzględniających związki biolo-

gicznie rozkładalne oraz substancji organicznych trudno- lub niepodlegających biologicznemu rozkładowi ma ogromne znaczenie przy biologicznym usuwaniu związków biogenych ze ścieków. Udział poszczególnych frakcji jest charakterystyczny dla danych ścieków, a wartości cytowane w literaturze nie odnoszą się do wszystkich ścieków [7]. Do głównych czynników wpływających na poszczególne frakcje ChZT ścieków z danego obszaru zalicza się poza szczelnością kanalizacji, retencją kanałową, zużyciem wody, ilością ścieków dowożonych – udział ścieków przemysłowych, a także strefę geograficzną. Na Podlasiu w 2009 roku ilość ścieków przemysłowych stanowiła 7,1 hm³, z czego 93% (6,6 hm³) wymagało oczyszczenia. Ścieki poprodukcyjne branży artykułów spożywczych i napojów, w tym ścieki mleczarskie miały aż 85% udział w ściekach przemysłowych, wymagających oczyszczenia.

Północno-wschodnia Polska jest regionem z największym pogłowiem krów mlecznych. Problem powstających tam ścieków mleczarskich i ich oczyszczenia nadal nie jest do końca rozwiązany. Dlatego celowym wydało się podjęcie badań nad intensyfikacją procesu oczyszczenia ścieków komunalnych z dużym udziałem ścieków mleczarskich. W tym celu określono zmiany frakcji ChZT w ściekach surowych oraz po kolejnych etapach mechaniczno-biologicznego oczyszczenia ścieków komunalnych z dużym udziałem ścieków z przemysłu mleczarskiego.

2. Charakterystyka ścieków z przemysłu mleczarskiego

Produkcja mleka w Polsce jest jedną z ważniejszych gałęzi produkcji rolniczej. Względny ekonomiczny powodują, że koncentruje się ona w Polsce centralnej i wschodniej. Rejony te skupiają ponad 78% pogłowia krajowego. W Polsce produkuje się rocznie prawie 12 mld litrów mleka [19]. Przyjmując wskaźnik ilości powstających ścieków na jednostkę produkcji na poziomie 3,5 m³/m³ przerabianego mleka można oszacować, że w Polsce powstaje około 92000 m³ ścieków mleczarskich na dobę [4]. W zakładach przemysłowych przetwórstwa mleczarskiego powstają ścieki poprodukcyjne, których skład warunkuje profil produkcji, wykorzystywane surowce, poziom technologiczny, stosowane procesy mycia i dezynfekcji, ilość zużytej wody. Ścieki mleczarskie zawierają: tłuszcz rozpuszczony i skrzepiony, węglowodany (laktozę) oraz białko w formie koloidalnej i skrzepu, a także NaOH, HNO₃, H₃PO₄ – pochodzące z procesów mycia. Wartość pH ścieków mleczarskich waha

się od 4,0 do 12,0. Charakteryzują się one także dużą zmiennością temperatury. Ścieki z przemysłu mleczarskiego powinny być kierowane do oczyszczalni indywidualnej, bądź na podczyszczalnię w celu eliminacji np.: tłuszczu, a także neutralizacji ścieków. Zakłady takie powinny posiadać zbiorniki uśredniające, umożliwiające regulowanie spustem ścieków do kanalizacji w zależności od przepływu, szczególnie, gdy nie ma możliwości wyrównania ładunku w sieci. Nierównomierność dopływającego wraz ze ściekami przemysłowymi ładunku stanowi obciążenie dla oczyszczalni komunalnych. Przed przyjęciem ścieków przemysłowych warto zbilansować układ oczyszczania pod kątem przyjęcia i efektywnego oczyszczenia ścieków dopływających do obiektu.

3. Charakterystyka oczyszczalni ścieków w Olecku, przyjmującej ścieki mleczarskie bez procesu podczyszczenia i wyrównania ładunku

Zaprojektowana w 1993 roku, mechaniczno-biologiczna oczyszczalnia ścieków w Olecku, została oddana do użytku w styczniu 1995 roku. Maksymalna dobowa przepustowość oczyszczalni wynosi 5870 m^3 . Rzeczywista ilość ścieków dopływających do oczyszczalni to $Q_{\text{dśr}} = 3000 \text{ m}^3/\text{d}$.

Ścieki surowe dopływają do oczyszczalni z kanalizacji miejskiej oraz są dowożone w ilości $6000 \text{ m}^3/\text{r}$ do punktu zlewnego (o przepustowości $162 \text{ m}^3/\text{d}$), zlokalizowanego w budynku oczyszczania mechanicznego. Stacja oczyszczania mechanicznego o przepustowości $120 \text{ dm}^3/\text{s}$ składa się z urządzenia Rotomat firmy Huber. Do odwadniania skratek służy zintegrowana z sitem prasa hydrauliczna. Mechanicznie oczyszczone ścieki trafiają do podziemnej, cylindrycznej przepompowni pośredniej o średnicy 10 m i wysokości czynnej 1,9 m. Z przepompowni ścieki tłoczone są do komór sekwencyjnych biologicznych reaktorów. Proces oczyszczania biologicznego prowadzony jest w układzie cyklicznym, w 6 komorach cylindrycznych o średnicy 10 m, wysokości czynnej 11,13 m, pojemności 847 m^3 .

Reaktory SBR wyposażone są w choinkowe ruszty napowietrzające, drobnopęcherzykowe. Sprężone powietrze do komór SBR dostarczane jest na głębokość 6m, 6 dmuchawami o wydajności $1000 \text{ m}^3/\text{h}$, spręż 70 kPa. Czas trwania pojedynczego cyklu każdego reaktora wynosi od 6 do 8 godzin, warunki tlenowe zmieniają się w zakresie $0\div 5 \text{ g O}_2/\text{m}^3$,

wiek osadu od 19 do 25 dni. Fazy procesowe sekwencyjnych reaktorów biologicznych obejmują:

- anaerobową fazę defosfatacji,
- aerobową fazę utleniania związków węgla organicznego i nityfikacji,
- anoksychną fazę denityfikacji wtórnej z możliwością dozowania PIX w końcowym stadium fazy,
- przedmuch osadu czynnego,
- sedymentację osadu czynnego z pomiarem zalegania osadów,
- dekantację ścieków oczyszczonych.

Sklarowane ścieki odprowadzane są do 3 stawów stabilizacyjnych. Odbiornikiem ścieków oczyszczonych jest rzeka Lega. Osad nadmierny z bioreaktora odprowadzany jest hydrostatycznie do zagęszczacza lejowego o wysokości 9 m, średnicy 6 m i pojemności 170 m³, a następnie zagęszczany wirówką i poddawany autotermicznej tlenowej stabilizacji (ATSO) ulegając przekształceniu w biomasę wykorzystywaną przyrodniczo.

W ciągu doby w każdym z 6 reaktorów odbywają się 3, 4 cykle. Ładunek (BZT₅) dopływający na komory osadu czynnego wynosi 1580 kg O₂/d, ładunek zawiesin 1500 kg/d [17].

Zakład mleczarski w Olecku, odprowadzający ścieki do oczyszczalni komunalnej, powstał w 1927 roku. W ostatnich latach zrealizowano inwestycje, mające na celu dostosowanie produkcji i warunków przetwórstwa mleka do wymogów Unii Europejskiej. Należą do nich m. in. oddane do użytku w 2004 roku urządzenia do zagęszczania serwatki oraz w 2005 roku wymiana całej instalacji chłodniczej. Wiodącym produktem OSM w Olecku są sery typu holenderskiego. Produkowane są tam również masło, mleko spożywcze, twarogi, śmietana, maślanka i cukierki krówki [21].

4. Frakcje ChZT w odniesieniu do powszechnie stosowanych parametrów określających materię organiczną w ściekach

Do parametrów charakteryzujących substancje organiczne zawarte w ściekach powszechnie zaliczane są wskaźniki tj.: Biochemiczne Zapotrzebowanie Tlenu (BZT₅), Chemiczne Zapotrzebowanie Tlenu (ChZT), Ogólny Węgiel Organiczny (OWO).

Żaden z powyższych parametrów nie obrazuje jednak udziału poszczególnych form substancji organicznej w ściekach z podziałem na substancje rozpuszczone i cząsteczkowe. Określenie tych form z dodatkowym uwzględnieniem biodegradowalności i braku podatności na biologiczny rozkład jest natomiast możliwe dzięki specjacji materii organicznej za pomocą ChZT. Fizyczno-chemiczna metoda wyznaczania udziału frakcji w całkowitym ChZT ścieków opiera się na rozdziale przez wirowanie, filtrację i mikrofiltrację.

Podział ChZT całkowitego ścieków na frakcje związków organicznych obrazuje wzór [2, 6, 8, 11, 13, 15]:

$$\text{ChZT} = S_S + S_I + X_S + X_I,$$

gdzie:

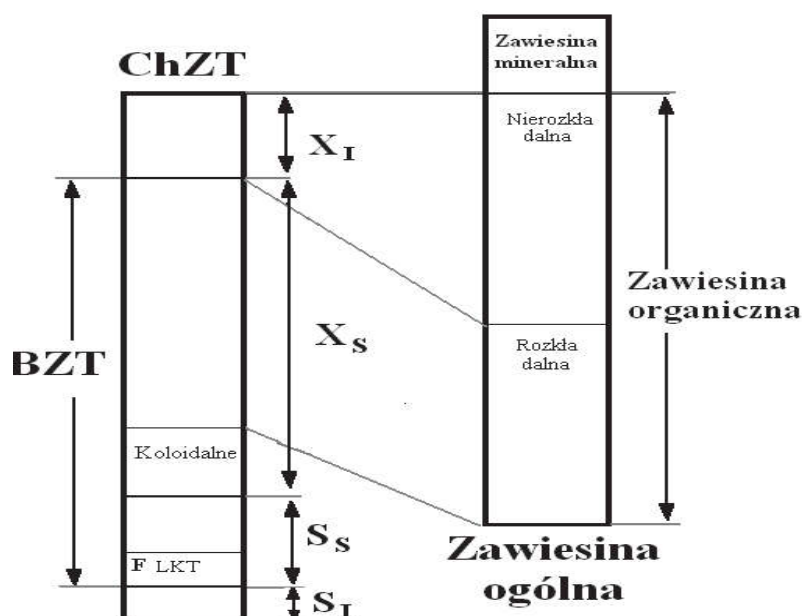
S_S – ChZT związków rozpuszczonych, łatwo biodegradowalnych,

S_I – ChZT związków rozpuszczonych, nieulegających biologicznemu rozkładowi (inertne),

X_S – ChZT związków cząsteczkowych biologicznie wolno rozkładalnych,

X_I – ChZT związków cząsteczkowych biologicznie nierozkładalnych (inertne) [2, 3].

Frakcje niebiodegradowalne (S_I i X_I) nie podlegają zmianom pod wpływem różnych rodzajów bakterii o specyficznych wymaganiach. W procesie osadu czynnego stężenie frakcji rozpuszczonej (S_I) w odpływie z reaktorów jest równe stężeniu w dopływie. Natomiast frakcja cząsteczkowa (X_I) gromadzi się w systemie, w wyniku wbudowywania w biomasę. Przy długim wieku osadu frakcja ta może stanowić znaczną część stężenia suchej masy osadu czynnego. Udział frakcji biodegradowalnych (S_S i X_S) ulega zmianie pod wpływem działania mikroorganizmów i ma duży wpływ na dynamiczne zachowanie procesu (np.: zapotrzebowanie tlenu). Frakcje te mają główne znaczenie w projektowaniu systemów biologicznego usuwania azotu i fosforu. Frakcję rozpuszczoną (S_S) stanowią substancje bezpośrednio przyswajane przez mikroorganizmy, metabolizowane dla potrzeb syntezy i pozyskiwania energii. Natomiast frakcja cząsteczkowa (X_S) przed sorbcją i wykorzystaniem wymaga rozbicia przez enzymy zewnątrzkomórkowe [7].



Rys. 1. Schemat zależności pomiędzy ChZT, a zawiesziną i relacją do BZT [7]
Fig. 1. The scheme of relationship between COD and suspension, and their relation to BOD [7]

5. Materiał i metodyka badań

Celem pracy było wyznaczenie frakcji ChZT i ich zmian oraz udziałów procentowych w całkowitym ChZT ścieków komunalnych z dużym udziałem ścieków mleczarskich, dopływających do mechaniczno-biologicznej oczyszczalni w Olecku. Badania przeprowadzono na przełomie wiosny i lata 2010 roku, w próbkach ścieków: surowych I, po oczyszczeniu mechanicznym II, z poszczególnych faz procesowych SBR III-VI oraz oczyszczonych VII. Dokonano 4 poborów próbek z przesunięciem czasowym 2 tygodniowym. Podane w tabelach 1 i 2 wartości wskaźników są średnią z uzyskanych wyników. W próbkach ścieków oznaczono $ChZT_{Cr}$, BZT_5 , węgiel całkowity, węgiel nieorganiczny oraz ogólny węgiel organiczny, przed i po wydzieleniu zanieczyszczeń rozpuszczonych. Rozdziału dokonywano poprzez odwirowanie w wirówce przy $RMP = 3000$ obr/min przez 10 min, dekantację i sączenie przez sączonek membranowy z włókna szklanego o porach wielkości $0,45 \mu m$.

Średni dobowy dopływ ścieków surowych do oczyszczalni w analizowanym okresie wahał się od $2850 m^3/d$ do $3120 m^3/d$, natomiast udział ścieków mleczarskich wahał się od 14 do 20%.

Metodyka wyznaczania frakcji ChZT w ściekach została opracowana na podstawie niemieckiego zbioru zasad, wytycznych ATV-DVWK-A131P [22].

Organiczne zanieczyszczenia rozpuszczone obliczono na podstawie:

$$S_{\text{ChZT}} = S_s + S_I [\text{mg O}_2/\text{dm}^3]$$

gdzie:

S_s – ChZT zw. rozpuszczonych, łatwo biodegradowalnych,

S_I – ChZT zw. rozpuszczonych, nieulegających biologicznemu rozkładowi.

W celu określenia S_{ChZT} – oznaczono ChZT ścieków surowych po procesie wirowania i filtracji. Określenie frakcji rozpuszczonej biologicznie nierozkładalnej S_I polegało na oznaczeniu ChZT próbki ścieków oczyszczonych sączonych, według metodyki przedstawionej powyżej. Frakcja związków rozpuszczonych łatwo biodegradowalnych S_s wyznaczona została z różnicy:

$$S_s = S_{\text{ChZT}} - S_I [\text{mg O}_2/\text{dm}^3]$$

Frakcję zanieczyszczeń cząsteczkowych biologicznie wolno rozkładalnych X_S wyznaczono z równania:

$$X_S = \text{BZT}_c - S_s [\text{mg O}_2/\text{dm}^3]$$

gdzie:

BZT_c – BZT całkowite,

S_s – ChZT zw. rozpuszczonych, łatwo biodegradowalnych.

BZT całkowite obliczono na podstawie oznaczonego doświadczalnie BZT_5 ścieków. Kinetyka pierwszej fazy rozkładu BZT, opisana równaniem reakcji I rzędu:

$$\text{BZT}_t = \text{BZT}_c (1 - 10^{-k \cdot t}),$$

gdzie:

BZT_t – zapotrzebowanie tlenu po czasie t ,

k – stała szybkości reakcji, d^{-1} , dla substancji zawartych w ściekach bytowych mieści się w przedziale $0,1 \div 0,3/\text{d}$, przyjmuje się, że średnia jej wartość wynosi $0,23/\text{d}$ [9],

BZT_c – zapotrzebowanie całkowite tlenu dla I fazy rozkładu [12].

Przyjmując $t = 5$ [d] oraz $k = 0,23$ [d^{-1}] uzyskano uproszczony wzór: $BZT_c = BZT_5/0,6$.

Całkowite stężenie substancji organicznych cząsteczkowych określono na podstawie zależności podanej w wytycznych ATV-131 [15]:

$$X_I = A \cdot X_{ChZT}, [\text{mg O}_2/\text{dm}^3],$$

gdzie:

X_{ChZT} – całkowite stężenie substancji organicznych cząsteczkowych

$$X_{ChZT} = X_S + X_I$$

A – współczynnik zmieniający się w zakresie od 0,2 do 0,35 w zależności od rodzaju ścieków, względnie czasu zatrzymania ścieków w osadniku wstępnym, dla badanych ścieków przyjęto $A = 0,25$, dlatego: $X_I = 0,25 \cdot X_{ChZT}$.

Podstawiając do równania powyższe zależności stężenie substancji organicznych cząsteczkowych obliczono na podstawie:

$$X_{ChZT} = X_S / 0,75 [\text{mg O}_2/\text{dm}^3]$$

Frację cząsteczkową biologicznie nierozkładalną X_I określono z różnicy uzyskanych wartości X_{ChZT} i X_S : $X_I = X_{ChZT} - X_S$ [$\text{mg O}_2/\text{dm}^3$]

6. Dyskusja uzyskanych wyników

Wyznaczony w badaniach skład ścieków dopływających do oczyszczalni w Olecku, charakteryzujący substancje organiczne w nich zawarte podano w tabeli 1. Dodatkowo określono zmiany wartości po kolejnych stopniach oczyszczania. Średnie ChZT ścieków komunalnych dopływających do oczyszczalni przekraczało $1100 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, co stanowi wartość większą niż prezentowane w badaniach frakcjonowania ścieków za pomocą CHZT Dymaczewskiego [5], Myszograj [12], Płucienik-Koropczuk [15], Sadeckiej [16] oraz Pasztor i in. [14] w większości oczyszczalni węgierskich. BZT_5 wynosiło $600 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, co stanowi wartość dwukrotnie większą, od przedstawionej przez Sadecką, Płucienik-Koropczuk [16].

Tabela 1. Zmiany wartości BZT₅, ChZT, OW, OWN oraz OWO w ściekach z oczyszczalni w Olecku
Table 1. Changes of BOD₅, COD, TC, TIC and TOC values in wastewater from WWTP in Olecko

Parametr	jednostka	I surowe	II po ocz. mech.	III SBR K4	IV SBR K4	V SBR K4	VI SBR K4	VII oczyszczzone
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	600,00	620,00	100,00	70,00	40,00	44,00	11,00
	odchylenie st.	± 63,24	± 36,51	± 21,60	± 18,26	± 9,13	± 11,43	± 4,08
ChZT	mg O ₂ /dm ³	1174,00	1221,00	246,20	180,30	120,90	124,20	50,50
	odchylenie st.	± 197,22	± 215,66	± 41,53	± 33,28	± 31,90	± 35,82	± 6,06
ChZT*	mg O ₂ /dm ³	596,00	601,00	68,80	39,20	36,90	40,00	25,10
	odchylenie st.	± 143,80	± 86,29	± 14,83	± 9,42	± 10,71	± 6,81	± 3,78
Węgiel całkowity	mg OW/dm ³	842,71	995,08	182,76	161,95	156,06	166,12	141,72
	odchylenie st.	± 49,46	± 76,40	± 61,24	± 60,60	± 41,63	± 30,32	± 13,94
Węgiel całkowity*	mg OW/dm ³	580,78	625,87	139,95	133,47	143,38	148,80	131,66
	odchylenie st.	± 53,34	± 81,35	± 32,17	± 25,14	± 21,90	± 6,54	± 7,85
Węgiel nieorganiczny	mg OWN/dm ³	115,45	123,16	123,82	116,14	110,21	110,09	102,51
	odchylenie st.	± 16,63	± 23,36	± 48,87	± 44,77	± 28,49	± 32,31	± 11,04
Węgiel nieorganiczny*	mg OWN/dm ³	80,56	60,36	98,07	96,68	103,41	110,67	104,79
	odchylenie st.	± 21,33	± 13,45	± 21,21	± 11,72	± 12,62	± 7,23	± 17,39
Ogólny węgiel org.	mg OWO/dm ³	720,31	871,92	58,95	45,80	45,85	56,03	39,21
	odchylenie st.	± 43,82	± 67,37	± 31,23	± 16,42	± 14,59	± 15,11	± 4,58
Ogólny węgiel org*	mg OWO/dm ³	500,22	565,51	41,88	36,80	39,97	38,13	26,87
	odchylenie st.	± 31,65	± 68,14	± 11,36	± 18,64	± 7,14	± 10,18	± 13,43

* – po filtracji 0,45µm

Na pompownię pośrednią usytuowaną za obiektem oczyszczania mechanicznego trafiają odcieki z wirówek zagęszczających osad, powodujące okresowe wzrosty parametrów ścieków. Dlatego też, maksymalne wartości BZT₅ oraz ChZT, OW, OWO odnotowano w ściekach po mechanicznym oczyszczaniu, zarówno w próbkach przed jak i po wydzieleniu zanieczyszczeń rozpuszczonych. Natomiast maksymalne stężenie ogólnego węgla nieorganicznego przekraczające 120 mg/dm³ w ściekach przed wydzieleniem zanieczyszczeń rozpuszczonych zaobserwowano w próbkach pobranych z SBR (fazy defosfatacji), podczas gdy w próbkach po odwirowaniu i sączeniu największe jego wartości ponad 110 mg/dm³ odnotowano w fazie denitryfikacji.

Udziały frakcji ChZT po kolejnych etapach oczyszczania podano w tabeli 2. Wyniki badań próbek ścieków oraz wykonane obliczenia wykazały, że w ściekach surowych frakcje ChZT charakteryzujące substancje rozpuszczone S_T wynosiły 596 mg O₂/dm³, gdyż S_T = S_S+S_I, gdzie: S_S = 571 mg O₂/dm³, a S_I = 25 mg O₂/dm³ i miały ponad 50% udział w całkowitym ChZT, co odróżnia je od ścieków surowych poddawanych frakcjonowaniu ChZT prezentowanych w artykułach [10÷15]. Natomiast frakcje substancji organicznych cząsteczkowych ścieków surowych kształtowały się na poziomie X_S = 429 mg O₂/dm³, X_I = 143 mg O₂/dm³, mając blisko 49% udział w całkowitym ChZT, stanowiąc wartości bardzo zbliżone do prezentowanych przez Dymaczewskiego [5], natomiast znacznie mniejszy od wyznaczonych w oczyszczalniach węgierskich przez Pastora i in. [14].

Analizując zmiany udziału poszczególnych frakcji (tabela 2) możliwe jest stwierdzenie, że frakcje biodegradowalne w ściekach surowych stanowiły ponad 85% całkowitego ChZT, gdyż: S_S = 571 mg O₂/dm³ oraz X_S = 429 mg O₂/dm³, co jest udziałem bardzo zbliżonym do wyników (seria I: 90%, seria II: 84%, seria III: 85%) uzyskanych przez Arslan i Ayberka 2003 [1], w biologicznej oczyszczalni ścieków komunalnych w Turcji, o Qdśr = 66960 m³/d, oraz znacznym udziale ścieków z przemysłu chemicznego, farmaceutycznego i drożdżarskiego. Dominującą frakcją ChZT w ściekach surowych była frakcja związków rozpuszczonych, łatwo biodegradowalnych, decydująca o powodzeniu procesów denitryfikacji i defosfatacji, odmiennie niż w wynikach prezentowanych przez Mąkinia [10], Myszograj [11], Myszograj i in. [13], Płciennik-Koropczuk [15], Pasztor i in. [14]. Ponad 40% udział frakcji S_S w ściekach surowych odnotował natomiast Pasztor i in. [14] w ściekach z oczyszczalni w węgierskim Vaszprem (tabela 4).

Tabela 2. Frakcje ChZT [$\text{mg O}_2/\text{dm}^3$] oraz ich procentowy udział [%] w ściekach z oczyszczalni w Olecku
Table 2. COD fractions [$\text{mg O}_2/\text{dm}^3$] and their percentage share [%] in wastewater from WWTP in Olecko

Frakcje ChZT	jednostka	I surowe	II po ocz. mech.	III SBR K4	IV SBR K4	V SBR K4	VI SBR K4	VII oczyszczone
S_s	$\text{mg O}_2/\text{dm}^3$ / [%]	571,0 / 48,9	576,0 / 47,5	43,7 / 18,8	14,1 / 8,0	11,8 / 10,7	14,9 / 12,6	0,0 / 0,0
S_i	$\text{mg O}_2/\text{dm}^3$ / [%]	25,0 / 2,2	25,0 / 2,1	25,0 / 10,7	25,0 / 14,2	25,0 / 22,8	25,0 / 21,2	25,0 / 50,6
X_s	$\text{mg O}_2/\text{dm}^3$ / [%]	429,0 / 36,7	457,4 / 37,8	123,0 / 52,9	102,6 / 58,3	54,9 / 49,9	58,4 / 49,6	18,3 / 37,0
X_i	$\text{mg O}_2/\text{dm}^3$ / [%]	143,0 / 12,2	152,0 / 12,6	41,0 / 17,6	34,2 / 19,5	18,3 / 16,6	19,5 / 16,6	6,1 / 12,4
Σ ChZT	$\text{mg O}_2/\text{dm}^3$	1168,0	1210,0	232,7	175,9	110,0	117,8	49,4
(ChZT – Σ ChZT / ChZT)·100	[%]	0,51	0,90	5,48	2,44	9,02	5,15	2,18

Znaczący udział (prawie 40%) w ściekach surowych miała frakcja związków cząsteczkowych biologicznie wolno rozkładalnych X_S . Stężenie frakcji związków rozpuszczonych niepodatnych na rozkład biologiczny, opuszczających system w odpływie, wynosiło $25 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ i nie ulegało zmianom po kolejnych stopniach mechaniczno-biologicznego oczyszczania. W wyniku procesów biochemicznych zachodzących w SBR nastąpił wzrost udziału frakcji X_S oraz X_I (tabela 2). Zmiany udziału frakcji S_S i X_I wynikają z hydrolizy frakcji cząsteczkowej wolno biodegradowalnej [6].

W ściekach oczyszczonych frakcje ChZT substancji cząsteczkowych miały ponad 49% udział w ChZT całkowitym i kształtowały się na poziomie: $X_S = 18,3 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, a $X_I = 6,1 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. Oczywistą konsekwencją zmniejszenia udziału frakcji X_S i X_I , usuwanych ze ścieków z osadem nadmiernym, był wzrost udziału w ściekach oczyszczonych frakcji S_I z 21,1 do 50,6% (tabela 2). Łącznie frakcje inertne (S_I i X_I) w ściekach oczyszczonych stanowiły 63%, natomiast frakcja związków rozpuszczonych biologicznie rozkładalnych $< 1\%$.

Udział procentowy wyznaczonych w badaniach frakcji ChZT surowych ścieków komunalnych z dużym udziałem ścieków mleczarskich, dopływających do oczyszczalni w Olecku porównano z danymi literaturowymi i podano w tabelach 3 i 4.

Na podstawie powyższych zestawień można zauważyć, że wyznaczone w badaniach frakcje ChZT surowych ścieków z oczyszczalni w Olecku odbiegają od przedziałów prezentowanych w literaturze, zarówno polskiej jak i zagranicznej. Największe różnice widoczne są w procentowym udziale frakcji substancji rozpuszczonych łatwo biodegradowalnych S_S . Prawie tak duży udział frakcji S_S w ściekach surowych był odnotowany jedynie w badaniach prowadzonych w Politechnice Poznańskiej przez Dymaczewskiego oraz przez Pasztorą w Uniwersytecie Pannonia w Vaszprem.

Tabela 3. Udział frakcji w całkowitym ChZT ścieków surowych w porównaniu z danymi polskich autorów

Table 3. Content of fractions in the total COD of raw wastewater in comparison to Polish references

Frakcja ChZT	Myszograj Sadecka [13]	Mąkinia [10]	Dymaczewski [5]	Sadecka Płuciennik- Koropczuk [16]	Myszograj [11]	Płciennik-Koropczuk [15]	Dane własne
	2004	2006	2008	2009	2005	2009	2010
	Qdśr=2822m ³ /d	Qdśr=180000m ³ /d RLM=370000	Qdśr=100260m ³ /d RLM=1026000	Qdśr=51225 m ³ /d	Qdśr=2654m ³ /d- 2851m ³ /d	Qdśr=51225 m ³ /d RLM=195000	Qdśr=3000 m ³ /d RLM=30970
	Polska Sulechów	Polska Gdańsk	Polska Poznań	Polska Zielona Góra	Polska Sulechów	Polska Zielona Góra	Polska Olecko
	%	%	%	%	%	%	%
S_s	25,9	13,0÷16,0	30,2÷46,9	24,6	22,0÷27,0	24,6	48,9
S_t	2,6	5,4÷6,8	6,5÷8,0	5,5	1,0÷3,0	5,7	2,2
X_s	53,6	23,1÷27,6	37,1÷40,9	52,4	54,0÷56,0	52,3	36,7
X_t	17,9	11,5÷13,1	4,0÷12,0	17,5	18,0÷19,0	17,4	12,2

Tabela 4. Udział frakcji w całkowitym ChZT ścieków surowych w porównaniu z danymi autorów węgierskich
Table 4. Content of fractions in total COD of raw wastewater in comparison to Hungarian references

Autor	Pasztor, Thury, Pulai [14]											Dane własne
Rok	2009											2010
QdśrOŚ	Qdśr = 100÷15000 m ³ /d											Qdśr = 3000 m ³ /d
Rodzaj ścieków	Ścieki komunalne z minimalnym udziałem ścieków przemysłowych											śc kom + mlecz.
Kraj	Węgry											Polska
Miasto	Harskut	Liter	Nagyvazsony	Bakonybel	Borzavar	Dudar	Padrag	Epleny	Szapar	Zirc	Vaszpre	Olecko
COD	987,0	443,0	765,0	1092,0	1362,0	867,0	582,0	977,0	665,0	280,0	490,0	1174,0
Fracja ChZT	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
S _s	20,4	17,3	20,0	27,3	26,8	13,0	10,0	25,4	30,4	10,1	40,7	48,9
S _i	5,7	5,3	3,3	2,4	3,2	6,5	10,8	2,1	5,4	3,9	2,2	2,2
X _s	57,5	64,8	47,3	37,9	48,0	48,2	54,8	41,4	35,9	65,5	46,1	36,7
X _i	16,5	12,6	29,4	32,5	22,1	32,3	24,4	31,1	28,3	20,6	11,1	12,2

Frakcja substancji rozpuszczonych niebiodegradowalnych S_I w całkowitym ChZT ścieków surowych kształtuje się na poziomie zbliżonym do prezentowanych przez Myszograj [11], Myszograj, Sadecką [13], i Pasztora i in. [14] (oczyszczalnie ścieków w Bakonybel, Epleny, Vaszprem), natomiast wyznaczona w badaniach frakcja substancji cząsteczkowych ulegających wolnej biodegradacji X_S mieści się w przedziale przedstawionym przez Pastora i in. [14] w ściekach z oczyszczalni w Bakonybel oraz Szapar, a także jest bardzo zbliżona do uzyskanej przez Dymaczewskiego [5]. Frakcja niebiodegradowalna organicznych związków cząsteczkowych X_I wyznaczona w badaniach odpowiada udziałom autorstwa Mąkinia [10] – w oczyszczalni Gdańsk Wschód, a także Pasztora i in. [14] – w oczyszczalniach w Liter i Vaszprem oraz Dymaczewskiego [5] – w Centralnej Oczyszczalni Ścieków dla Poznania.

W celu kolejnej analizy porównawczej uzyskane wyniki frakcjonowania za pomocą ChZT po kolejnych etapach biologiczno-mechanicznego oczyszczania zestawiono z wartościami prezentowanymi przez Myszograj [11] i podano w tabeli 5.

Tabela 5. Zmiany frakcji ChZT w ściekach po kolejnych stopniach oczyszczania

Table 5. Changes of the COD fractions in wastewater after subsequent stages of treatment

Frakcja ChZT	Myszograj S. 2005			Dane własne 2010		
	surowe	oczyszcz. mech.	oczyszcz. biolog.	surowe	oczyszcz. mech.	oczyszcz. biolog.
	%	%	%	%	%	%
S_S	22÷27	37÷44	<1	48,9	47,4	< 1
S_I	1÷3	3÷13	39÷59	2,2	2,1	50,6
X_S	54÷56	37÷45	31÷46	36,7	37,8	37,0
X_I	18÷19	12÷15	10÷15	12,2	12,6	12,4

Największe różnice widoczne są w udziale frakcji biodegradowalnych (S_S i X_S) ścieków surowych. Po procesie oczyszczania mechanicznego rozbieżności dotyczą frakcji rozpuszczonej łatwo biodegradowalnej, natomiast wyznaczona w badaniach frakcja substancji rozpuszczonych nie ulegających biologicznemu rozkładowi jest nieznacznie mniejsza od prezentowanej przez Myszograj [11]. Frakcje ChZT ścieków oczyszczonych analizowanych w 2005 i w 2010 roku mają takie same udziały procentowe.

7. Wnioski

1. W całkowitym ChZT surowych ścieków komunalnych z dużym udziałem ścieków z przemysłu mleczarskiego dominuje frakcja związków rozpuszczonych łatwo biodegradowalnych. Może być ona usuwana bezpośrednio przez mikroorganizmy lub dyfundować do kłaczków osadu czynnego. Duży udział frakcji wpływającej na powodzenie procesów denitryfikacji i defosfatacji klasyfikuje ścieki komunalne z dużym udziałem ścieków mleczarskich jako intensywnie podatne na rozkład biologiczny.
2. Badane ścieki z Olecka charakteryzowała duża zawartość rozpuszczonych substancji łatwo biodegradowalnych S_S (blisko 50%), związana najprawdopodobniej z dużym udziałem w surowych ściekach komunalnych ścieków z przemysłu mleczarskiego. Frakcja S_S zawiera produkty fermentacji metanowej (lotne kwasy tłuszczowe) oraz substancje łatwo fermentujące, dlatego też celowym wydaje się sprawdzenie udziału LKT w ściekach dopływających do oczyszczalni w Olecku, a następnie przeliczenie na $ChZT_{LKT}$ w kolejnym cyklu badawczym.
3. Po oczyszczaniu mechanicznym powinno nastąpić zmniejszenie udziału frakcji cząsteczkowej (X_S+X_I) oraz wzrost ilości substancji rozpuszczonych. Oczekiwanego efektu nie odnotowano, co spowodowane było zawracaniem cieczy osadowych z przeróbki osadów do przepompowni pośredniej – miejsca poboru próbki II. W kolejnym cyklu badawczym, próbki ścieków oczyszczonych mechanicznie pobierane będą przed obiektem przepompowni pośredniej w celu sprawdzenia wpływu oczyszczania mechanicznego na zmiany udziału frakcji ChZT.
4. W wyniku procesów biochemicznych zachodzących w SBR nastąpił wzrost udziału frakcji X_S oraz X_I . Zmiany udziału frakcji S_S i X_I wynikają z hydrolizy frakcji cząsteczkowej wolno biodegradowalnej.
5. Niewielki udział (12,4%) frakcji cząsteczkowej niebiodegradowalnej w ściekach oczyszczonych pozwala stwierdzić, że zachodzące procesy oczyszczania mechanicznego i biochemicznego w oczyszczalni ścieków w Olecku działają z dużą efektywnością.

Literatura

1. **Arslan A., Ayberk S.:** *Characterisation and biological treatability of „Izmit industrial and domestic wastewater treatment plant” wastewater.* Water SA, 29, 4, 451÷456.
2. **Bever J., Stein A., Teichmann H.:** *Zaawansowane metody oczyszczania ścieków.* Oficyna Wydawnicza Projprzem-EKO. Bydgoszcz 1997.
3. **Baczyński T.:** *Przegląd metod służących wyznaczeniu frakcji ChZT w ściekach.* Gaz, Woda i Technika Sanitarna, 29÷35. 10.2010.
4. **Bartkiewicz B., Umiejewska K.:** *Oczyszczanie ścieków przemysłowych,* PWN. 2010.
5. **Dymaczewski Z.:** *Charakterystyka frakcji organicznych ścieków miejskich pod kątem modelu osadu czynnego ASM2d.* Przemysł Chemiczny, 87/5, 440÷442. 2008.
6. **Henze M., Harremoës P., Jes la Cour J., Arvin E.:** *Oczyszczanie ścieków. Procesy biologiczne i chemiczne.* Politechnika Świętokrzyska, Kielce 2000.
7. **Kalinowska E., Bonar G., Duma J.:** *Zasady i praktyka oczyszczania ścieków.* LEMtech Konsulting. Kraków 2008.
8. **Klimiuk E., Łebkowska M.:** *Biotechnologia w ochronie środowiska.* Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa 2008.
9. **Łomotowski J., Szpindor A.:** *Nowoczesne systemy oczyszczania ścieków.* Arkady. Warszawa 1999.
10. **Mąkinia J.:** *Performance prediction of full-scale biological nutrient removal systems using complex activated sludge models,* Univ. Hannover. Hannover 2006.
11. **Myszograj S.:** *Charakterystyka frakcji ChZT w procesach mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków.* Monografia Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, 32, 873÷879. 2005.
12. **Myszograj S.:** *Badania podatności na rozkład biologiczny ścieków bytowo-gospodarczych w warunkach testów laboratoryjnych.* Przemysł Chemiczny, 87, 5, 527÷530. 2008.
13. **Myszograj S., Sadecka Z.:** *Fracje ChZT w procesach mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków na przykładzie oczyszczalni ścieków w Sulechowie.* Rocznik Ochrona Środowiska, 6, 233÷244. 2004.
14. **Pasztor I., Tury P., Pulai J.:** *Chemical oxygen demand fractions of municipal wastewater for modeling of wastewater treatment.* Int. J. Environ. Sci. Tech., 6 (1), 51÷56. 2009.
15. **Pluciennik-Koropczuk E.:** *Fracje ChZT miarą skuteczności oczyszczania ścieków.* Gaz, Woda i Technika Sanitarna, 11÷13, 7÷8. 2009.
16. **Sadecka Z., Pluciennik-Koropczuk E.:** *Fracje ChZT w modelach biokinetycznych.* Oczyszczanie ścieków i przeróbka osadów ściekowych, Uniwersytet Zielonogórski, 39÷48. 2009.

17. Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji Sp. z o.o. w Olecku.
18. Rocznik Statystyczny 2009, Główny Urząd statystyczny.
19. *Rynek mleka, stan i perspektywy. Analizy rynkowe*. IV 2006 – X 2008. Instytut Ekonomiki Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej – Państwowy Instytut Badawczy, Agencja Rynku Rolnego, MRiRW.
20. **Szetela R.:** *Dynamiczny symulator oczyszczalni-pomoc w nauczaniu technologii ścieków*. Nowe media w edukacji. Oficyna Wydawnicza Polit. Wrocławskiej, 177÷183. Wrocław 2005.
21. www.osmolecko.pl
22. Wytyczne ATV-DVWK-A131P: *Wymiarowanie jednostopniowych oczyszczalni ścieków z osadem czynnym*. Załącznik Bilans ChZT, Wydawnictwo Seidel-Przywecki, 2000.

Changes of COD Fractions Share During Municipal Wastewater Treatment with Big Dairy Wastewater Participation

Abstract

The aim of the paper was to characterize organic matter (S_s , S_I , X_s , X_I fractions of total COD) in municipal wastewater with big dairy wastewater participation in a mechanical-biological wastewater treatment plant (WWTP) in Olecko.

In order to make physicochemical determinations, the following types of wastewater samples were collected: influent (I), wastewater after mechanical treatment (II), wastewater from particular SBR work stages (III-VI), effluent (VII). Methodology of COD fractions determination was worked out on the basis of ATV-131 guidelines.

In total COD of raw municipal wastewater with big dairy wastewater participation the determinable COD fractions were as follows: readily biodegradable substrates S_s (48.9% of total COD) and slowly biodegradable substrates X_s (36.7% of total COD). The determinable COD fractions in effluent were as follows: non-biodegradable (inert) soluble organic material S_I (50.6% of total COD) and slowly biodegradable substrates X_s (37.0% of total COD).

About 85% of total COD in the raw wastewater flowing into the wastewater treatment plant in Olecko were the following fractions: slowly biodegradable organic matter X_s and readily biodegradable substrate S_s .



Analiza rynku nieruchomości niezabudowanych w wybranych gminach Wielkopolski

Adam Zydrón

Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań

1. Wstęp

Zapotrzebowanie na opracowania analizujące rynek nieruchomości pojawiło się w Polsce dopiero w latach 90 po transformacji ustrojowej. W wyniku przejścia z gospodarki centralnie planowanej do gospodarki wolnorynkowej powstał wolny rynek w obrocie nieruchomościami. W okresie socjalistycznym rynek nieruchomości funkcjonował w bardzo ograniczonym zakresie, praktycznie nie obowiązywały zasady gospodarki wolnorynkowej (grunty nie posiadały wartości rynkowej).

Wyzwanie jakie niesie za sobą niniejsza praca badawcza, wynika z ograniczonego zakresu prowadzonych dotychczas badań w zakresie analizy rynku nieruchomości niezabudowanych.

Problematyka podjęta w pracy badawczej ma znaczenie naukowe i praktyczne. Z jednej strony informacje dotyczące obrotu gruntami, interesują inwestorów, developerów, pośredników w obrocie nieruchomościami, rzeczoznawców majątkowych, samorządy lokalne oraz innych lokujących swój kapitał w nieruchomości [4]. Analiza rynku nieruchomości jest ważnym elementem w opracowywaniu dokumentacji plani-

stycznej na szczeblu gminy (studium uwarunkowań i kierunków przestrzennego zagospodarowania gminy, plany miejscowe). Na koniec przytoczono stwierdzenie Bajeroskiego [1] z którym należy się zgodzić: „Spośród różnych rodzajów wartości przestrzeni jej wartość ekonomiczna, wyrażona w notowanych cenach nieruchomości doskonale odzwierciedla potencjalne możliwości optymalnego użytkowania przestrzeni”.

2. Materiał i metody badań

W pierwszym etapie pracy przystąpiono do wyboru gmin, które miały być obiektami badań. Przyjęto założenie, że mają to być gminy których obszar położony jest w różnej odległości względem miasta Poznania. Za przyjęciem takiego kryterium przemawiał fakt że Poznań jest:

- miastem wojewódzkim,
- ogromną aglomeracją zamieszkałą przez blisko 650 tys. ludzi,
- ważnym ośrodkiem przemysłowym, naukowym i kulturalnym Polski.

Wymienione atrybuty Poznania w bardzo dużym stopniu wpływają na rozwój okolicznych gmin, zarówno tych, które graniczą z nim bezpośrednio jak również tych położonych w nieco dalszej odległości. Gminy te poddane są wieloaspektowym konsekwencjom rozwoju funkcjonalnego i przestrzennego Poznania w mniejszym lub większym stopniu. Rozwój całego regionu Wielkopolski zdeterminowany jest od początku lat dziewięćdziesiątych procesem zmian systemu społeczno-politycznego Polski a w ostatnich latach także w wyniku przystąpienia do Unii Europejskiej.

Rozwój gospodarczy Poznania, a w następstwie graniczących z nim gmin wpływa również na zmianę struktury użytkowania na tych obszarach, co wiąże się z przeznaczeniem terenów dotychczas użytkowanych rolniczo na cele nierolnicze tj. aktywizacji gospodarczej, rozwój budownictwa. Podobnie sytuacja przedstawia się w przypadku mniejszych miast, takich jak Oborniki, Rogoźno czy Czarniejewo również i w ich sąsiedztwie następują zmiany w sposobie użytkowania gruntów rolnych, które zmieniają się w budowlane czy rekreacyjne.

Na podstawie tych kryteriów i uwarunkowań wybrano do badań 7 gmin województwa wielkopolskiego a mianowicie: Oborniki, Rogoźno, Ryczywół, Czarniejewo, Łubowo, Kiszkowo, Suchy Las.



Rys. 1. Mapa rozmieszczenia badanych gmin; źródło: opracowanie własne
Fig. 1. A map of location of analyzed communes

Na wybór obiektów badań wpłynęła również dostępność danych ilustrujących badane zagadnienia. Na podstawie tych kryteriów i uwarunkowań pozyskano dane dla 7 gmin obejmujących obszar powiatów: Poznańskiego, Obornickiego, Gnieźnieńskiego.

Zakres czasowy pracy obejmuje lata 2004÷2007 – przyjęcie takiego okresu badań było podyktowane prześledzeniem dynamiki zmian struktury i wartości rynku nieruchomości niezabudowanych tuż po wejściu Polski do Unii Europejskiej.

Dla wybranych gmin pozyskano dane z Powiatowych Ośrodków Dokumentacji Geodezyjnej i Kartograficznej (PODGiK) w Poznaniu, Obornikach, Gnieźnie (informacje na temat transakcji sprzedaży gruntów niezabudowanych w wybranych gminach w latach 2004÷2007). Pozy-skane dane wprowadzono do programu Excell.

W celu uporządkowania danych wprowadzono następujące założenie, którego celem było uporządkowanie danych w sposób pozwalający na późniejsze ich wykorzystanie w prowadzonej analizie. Dane zostały uporządkowane według następujących kryteriów:

- położenie w obrębie, a następnie gminie,
- data zawarcia transakcji,
- nieruchomości zostały podzielone na budowlane (w przypadku braku informacji o przeznaczeniu terenu w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego (mpzp) przyjęto założenie, że za grunty

przeznaczone pod budownictwo uznaje się takie, których powierzchnia wynosi do 2000 m²),

- oraz grunty rolne zaklasyfikowane do trzech grup ze względu na rodzaj klasoużytków [2], tj. dobre (db) – gleby klas I, II, IIIa, średnie (śr) – gleby klas IIIb, IV oraz słabe (sł) – gleby klas V i VI,
- cena średnia za 1 m² poszczególnych nieruchomości,
- odrzucono dane odbiegające od przeciętnych cen transakcyjnych jako nieprzydatne.

Analizowano ceny transakcyjne gruntów niezabudowanych w danej gminie w poszczególnych latach oraz porównywano te zmiany na tle innych gmin. W tym celu dane poddano analizie:

- statystycznej,
- na wykresach kolumnowych,
- przestrzennej na podstawie map tematycznych,

Uporządkowane dane poddano analizie statystycznej. W tym celu zastosowano wskaźnik dynamiki zmian. Wyraża on relację wielkości badanej okresu badanego do wielkości badanej okresu bazowego (przyjęty jako 100%). Tabelarycznie zestawiono wskaźnik dynamiki zmian dla okresu 2004÷2007 zarówno dla liczby transakcji, ilości sprzedaży nieruchomości niezabudowanych z uwzględnieniem przeznaczenia w mpzp jak i cen za 1 m² nieruchomości niezabudowanych w badanych gminach.

Na wykresach kolumnowych przedstawiono:

- liczbę sprzedanych działek w badanym okresie i poszczególnych gminach,
- średnie ceny za 1 m² nieruchomości niezabudowanych w badanym okresie i poszczególnych gminach.

Następnym etapem badań była analiza danych ujętych na wykresach i mapach. Mapy tematyczne wykonano w programie Map-Info wersja 9.5¹ miały na celu analizę przestrzenną zmian cen transakcyjnych gruntów rolnych i przedstawiały wartości gruntów niezabudowanych w badanych gminach oraz ilość transakcji. Na podstawie map tematycznych dokonano analizy kształtowania się wartości i wielkości obrotu gruntami niezabudowanymi w zależności od odległości od miasta Poznania.

¹ Map-Info 9.5 – numer licencji BC7E6CB1D628

Analiza danych na wykresach kolumnowych miała na celu porównanie wartości gruntów niezabudowanych w poszczególnych gminach.

3. Wyniki badań

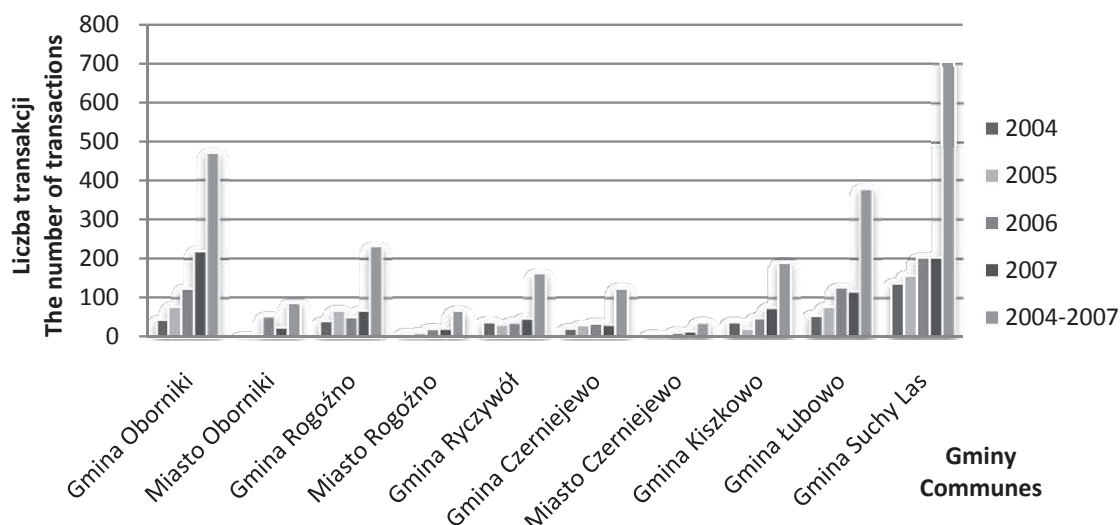
3.1. Analiza liczby transakcji nieruchomości niezabudowanych w badanych gminach w latach 2004÷2007

W 2004 roku zdecydowanie największa liczba transakcji nieruchomości niezabudowanych zawarta została w gminie Suchy Las, na co wpływ miało bardzo bliskie położenie względem miasta Poznania. Natomiast najmniejsza liczba tego typu transakcji dotyczyła miast Oborniki, Rogoźno i Czarniejewo (rys. 2).

W 2005 roku zdecydowanie największa liczba transakcji nieruchomości niezabudowanych miała miejsce w gminie Suchy Las na co wpływ podobnie jak w roku 2004 miało położenie gminy. W porównaniu do roku poprzedniego znacząco wzrósł także obrót nieruchomościami w gminach Oborniki, Rogoźno i Łubowo. Natomiast najmniejsza liczba tego typu transakcji dotyczyła miast Oborniki, Rogoźno i Czarniejewo (rys. 2).

W 2006 roku zdecydowanie największa liczba transakcji nieruchomości niezabudowanych miała miejsce w gminie Suchy Las. W porównaniu do roku poprzedniego znacząco wzrósł także obrót nieruchomościami w gminach Oborniki i Łubowo oraz mieście Oborniki. Natomiast najmniejsza liczba tego typu transakcji dotyczyła miast Rogoźno i Czarniejewo (rys. 2).

W 2007 roku zdecydowanie największa liczba transakcji nieruchomości niezabudowanych miała miejsce w gminach Suchy Las i Oborniki. W pozostałych miastach i gminach, które podlegały badaniu obrót tymi nieruchomościami utrzymał się na zbliżonym poziomie do roku 2006. Natomiast najmniejsza liczba tego typu transakcji dotyczyła miast Rogoźno, Czarniejewo i Oborniki, na co wpływ miała prawdopodobnie wysoka urbanizacja tych miast, co wiąże się z brakiem powierzchni pod zabudowę (rys. 2).



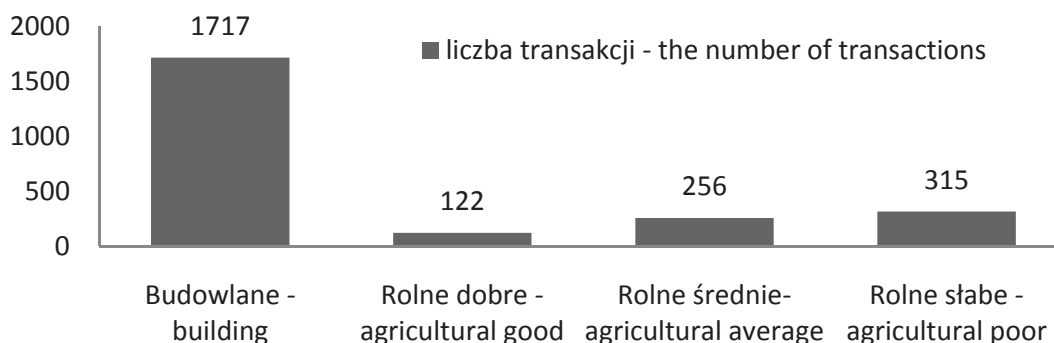
Rys. 2. Liczba transakcji nieruchomości niezabudowanych badanych gmin w latach 2004÷2007; źródło: opracowanie własne

Fig. 2. The number of transactions for undeveloped properties in selected communes in the years 2004÷2007

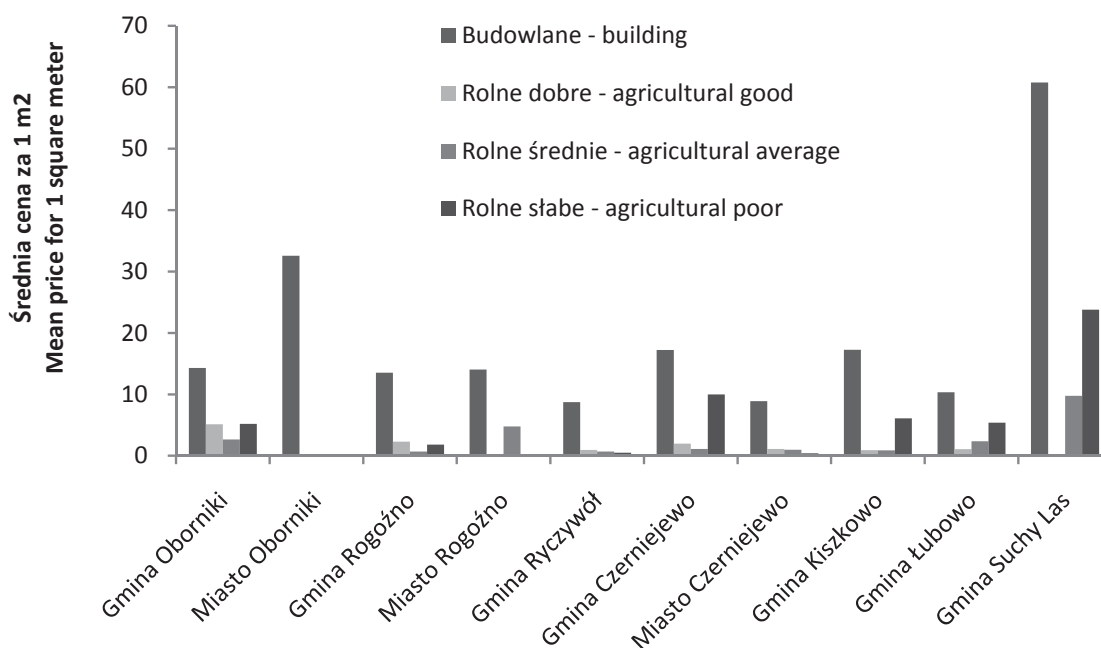
W badanych gminach w latach 2004÷2007 zawarto łącznie 2414 transakcji sprzedaży nieruchomości niezabudowanych. Najwięcej z tych nieruchomości, bo aż 1 717 przeznaczono w mpzp na cele budowlane, co stanowi ponad 71% spośród wszystkich zawartych transakcji. Liczba transakcji nieruchomości niezabudowanych przeznaczonych w mpzp na cele rolne stanowiła blisko 29% wszystkich transakcji, z czego ponad 45% spośród nich stanowiły grunty rolne słabej klasy, a jedynie około 18% stanowiły grunty rolne bardzo dobrej klasy (rys. 3).

3.2. Analiza średnich, jednostkowych cen nieruchomości niezabudowanych w badanych gminach

W 2004 roku najwyższa średnia cena za 1 m² nieruchomości niezabudowanych osiągnięta została w gminie Suchy Las i dotyczyła nieruchomości przeznaczonych na cele budowlane. Była ona prawie dwa razy wyższa od średniej ceny drugiego w tej klasyfikacji miasta Oborniki. Natomiast w miastach Oborniki i Rogoźno obrót nieruchomościami przeznaczonymi na cele rolne bardzo dobrej i słabej jakości gruntów nie występował w ogóle, co wynika z ich dużego zainwestowania i braku nowych terenów pod budownictwo (rys. 3).

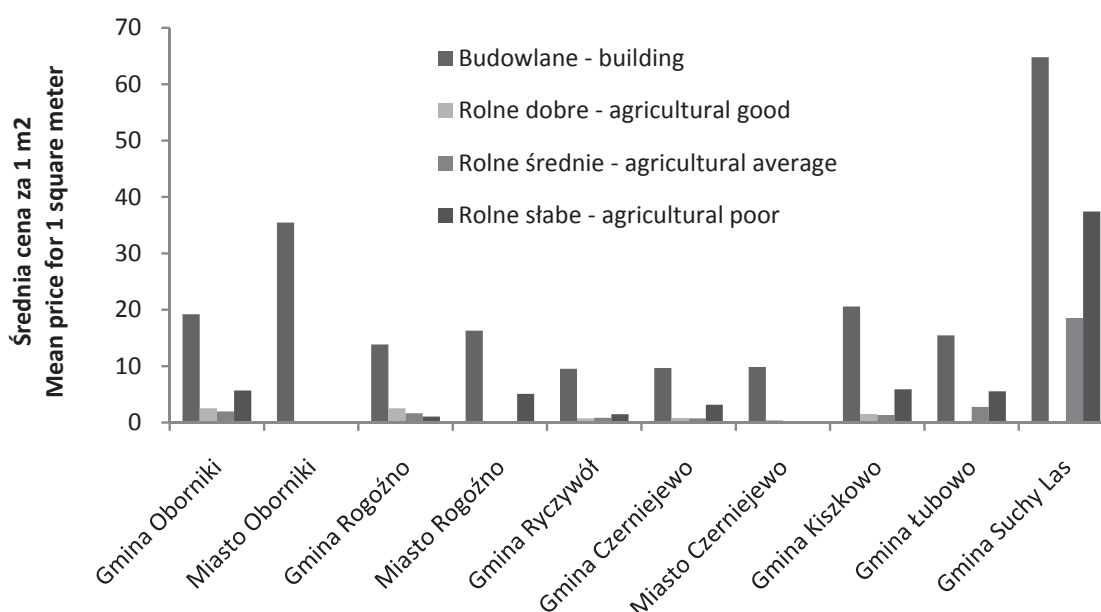


Rys. 3. Liczba transakcji nieruchomości niezabudowanych w badanych gminach w latach 2004÷2007 z uwzględnieniem przeznaczenia w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego; źródło: opracowanie własne
Fig. 3. The number of transactions for undeveloped properties in analysed communes in the years 2004÷2007 in terms of their allocated function in local spatial development plans



Rys. 4. Średnia cena za 1 m² w badanych nieruchomości niezabudowanych w badanych gminach ze względu na przeznaczenie w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego w 2004 roku; źródło: opracowanie własne
Fig. 4. Mean price for 1 square meter of undeveloped properties in selected communes in terms of their function in local spatial development plans in 2004

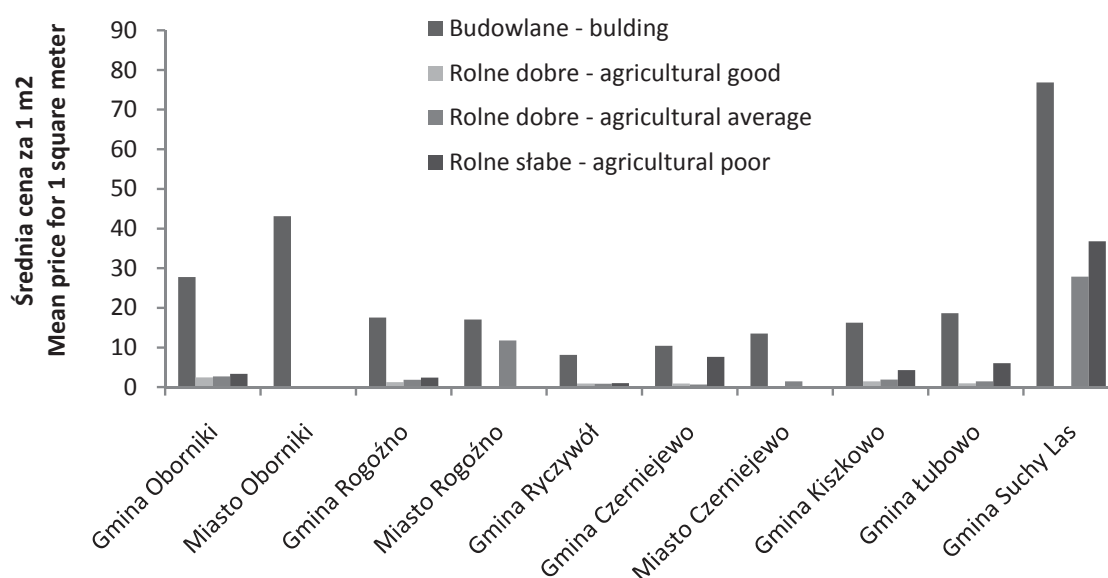
W 2005 roku zdecydowanie najwyższa średnia cena za 1 m² nieruchomości niezabudowanych osiągnięta została w gminie Suchy Las i dotyczyła nieruchomości przeznaczonych na cele budowlane. Stosunkowo wysoka cena została również osiągnięta w przypadku obrotu nieruchomościami przeznaczonymi na cele rolne słabej jakości gruntów w tej samej gminie i cechowała się prawie dwukrotnym przyrostem w stosunku do roku poprzedniego. Natomiast w miastach Oborniki i Rogoźno oraz gminach Łubowo i Suchy Las obrót nieruchomościami przeznaczonymi na cele rolne bardzo dobrej jakości gruntów nie występował w ogóle (rys. 5).



Rys. 5. Średnia cena za 1 m² w badanych nieruchomości niezabudowanych w badanych gminach ze względu na przeznaczenie w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego w 2005 roku; źródło: opracowanie własne
Fig. 5. Mean price for 1 square meter of undeveloped properties in selected communes in terms of their function in local spatial development plans in 2005

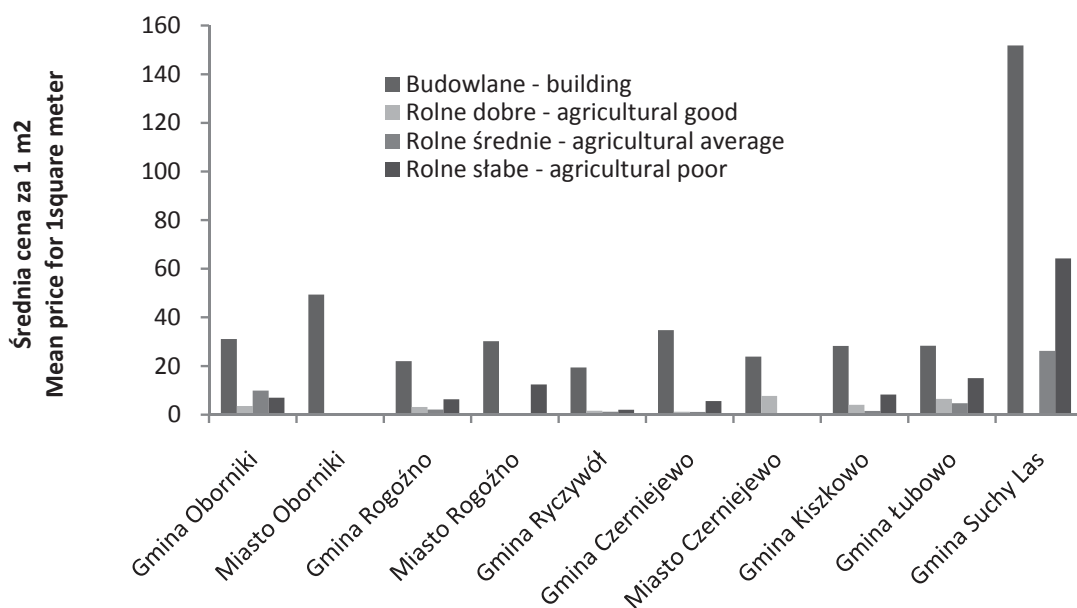
W 2006 roku najwyższa średnia cena za 1 m² nieruchomości niezabudowanych osiągnięta została w gminie Suchy Las, dotyczyła nieruchomości przeznaczonych na cele budowlane i cechowała się dość dużym wzrostem w stosunku do poprzedniego roku w badanym okresie. Stosunkowo wysoka cena została również osiągnięta w przypadku obrotu nieruchomościami przeznaczonymi na cele rolne słabej jakości gruntów

w tej samej gminie i obrotu nieruchomościami przeznaczonymi na cele budowlane w mieście Oborniki. Natomiast w miastach Oborniki i Rogoźno oraz gminach Czarniejewo i Suchy Las obrót nieruchomościami przeznaczonymi na cele rolne dobrej jakości gruntów nie występował w ogóle (rys. 6).



Rys. 6. Średnia cena za 1 m² w badanych nieruchomości niezabudowanych w badanych gminach ze względu na przeznaczenie w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego w 2006 roku; źródło: opracowanie własne
Fig. 6. Mean price for 1 square meter of undeveloped properties in selected communes in terms of their function in local spatial development plans in 2006

W 2007 roku zdecydowanie najwyższa średnia cena za 1 m² nieruchomości niezabudowanych osiągnięta została w gminie Suchy Las, dotyczyła nieruchomości przeznaczonych na cele budowlane i charakteryzowała się dwukrotnym przyrostem w stosunku do roku poprzedniego. Przyrostowi uległy również średnie ceny obrotu nieruchomościami przeznaczonymi na cele rolne słabej jakości gruntów w tej samej gminie i obrotu nieruchomościami przeznaczonymi na cele budowlane w mieście Oborniki. Natomiast w miastach Oborniki i Rogoźno oraz gminie Suchy Las obrót nieruchomościami przeznaczonymi na cele rolne bardzo dobrej jakości gruntów nie występował w ogóle, podobnie jak obrót nieruchomościami przeznaczonymi na cele rolne dobrej jakości w miastach Oborniki, Rogoźno i Czarniejewo (rys. 7).



Rys. 7. Średnia cena za 1 m² nieruchomości niezabudowanych w badanych gminach ze względu na przeznaczenie w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego w 2007 roku; źródło: opracowanie własne

Fig. 7. Mean price for 1 square meter of undeveloped properties in selected communes in terms of their function in local spatial development plans in 2007

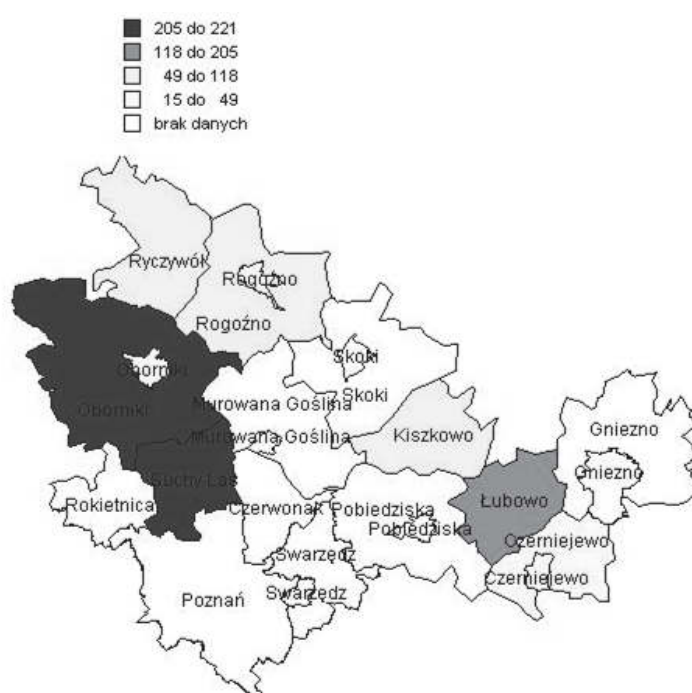
3.3. Analiza przestrzenna ilości transakcji nieruchomości niezabudowanych w badanych gminach

Na podstawie przeprowadzonej analizy przestrzennej ilości transakcji w 2007 r. w badanych gminach (rys. 8) można stwierdzić, że najwięcej transakcji miało miejsce w gminach, które leżały w bezpośrednim sąsiedztwie miasta Poznania. Analiza przestrzenna potwierdziła że położenie miasta Poznania w znaczący sposób wpływa na obrót nieruchomościami niezabudowanymi w gminach będących w najbliższym sąsiedztwie. Największą ilość transakcji wystąpiło w gminach Suchy Las, Oborniki natomiast najmniej w gminach Ryczywół, Rogoźno, Kiszkowo.

3.4. Analiza przestrzenna średnich cen za 1 m² nieruchomości niezabudowanych w badanych gminach

Analiza przestrzenna przedstawia średnie ceny za 1 m² nieruchomości niezabudowanych w badanych gminach przeznaczone na cele budowlane w 2007 roku (rys. 9). Z opracowanego kartogramu wynika, że zdecydowanie najwyższe ceny osiągnęto za grunty położone na terenie

gminy Suchy Las, która bezpośrednio graniczy z Poznaniem. Fakt ten stanowi o dużej atrakcyjności tych terenów dla rozwoju budownictwa jednorodzinnego poza granicami miasta, co jest przejawem postępujących procesów suburbanizacji. W gminie Suchy Las średnia cena za 1 m² nieruchomości przeznaczonych w mpzp na cele budowlane kształtowała się na poziomie około 152 zł/m². Najniższe ceny za 1 m² nieruchomości niezabudowanych przeznaczonych na cele budowlane osiągnęto w gminach: Ryczywół, Rogoźno oraz mieście Czarniejewo, gdzie ceny nie przekraczały poziomu 28 zł/m².

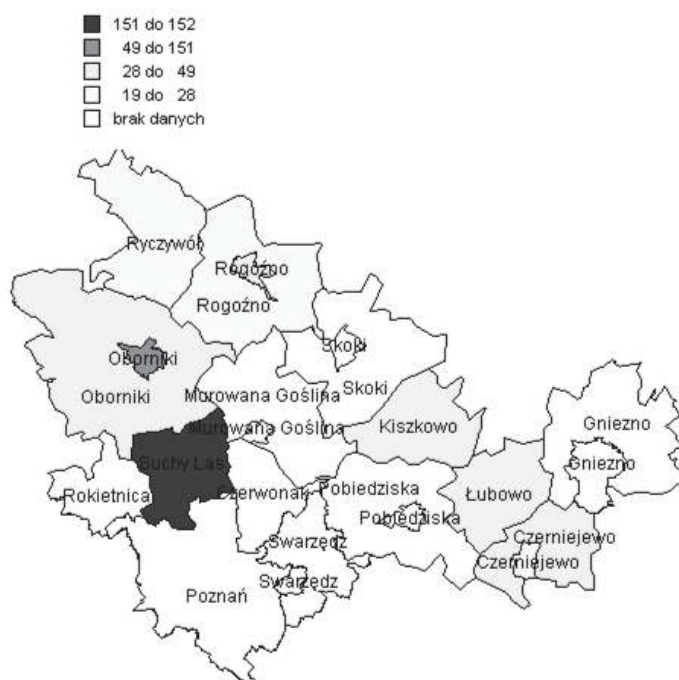


Rys. 8. Liczba transakcji nieruchomości niezabudowanych w badanych gminach w 2007 roku; źródło: opracowanie własne

Fig. 8. The number of transactions for undeveloped properties in selected communes in the year 2007

Analiza przestrzenna średnich cen za 1 m² nieruchomości niezabudowanych w badanych gminach przeznaczonych w mpzp na cele rolne db (grunty dobrej jakości) (rys. 10) wykazała, że najwyższe ceny osiągnęto w gminie Łubowo oraz mieście Czarniejewo, gdzie ceny mieściły się w przedziale 6,40÷7,80 zł. W miastach Oborniki i Rogoźno oraz w gminie Suchy Las nie odnotowano obrotu gruntami rolnymi bardzo dobrej

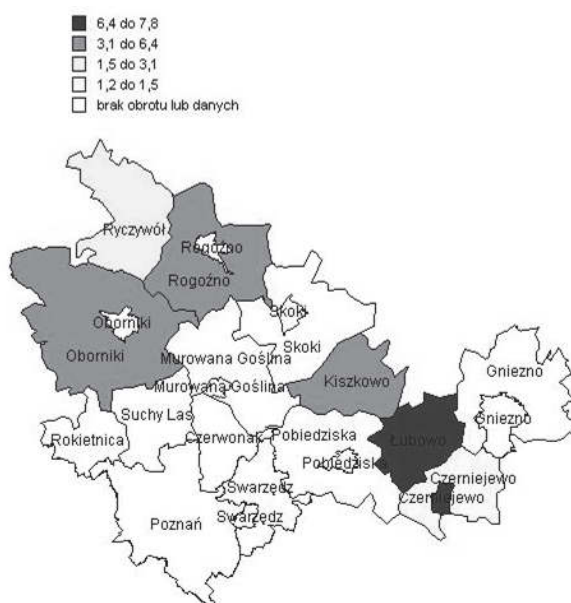
jakości. Najniższe ceny na poziomie nie przekraczającymi 1,50 zł/m² odnotowano w gminie Czarniejewo. Ze względu na brak transakcji we wszystkich badanych gminach nie można stwierdzić zależności przestrzennych.



Rys. 9. Średnia cena za 1 m² nieruchomości niezabudowanych w badanych gminach przeznaczonych na cele budowlane w 2007 roku; źródło: opracowanie własne

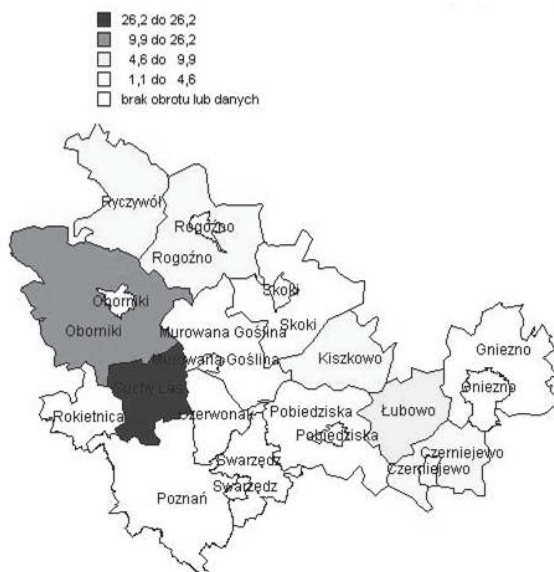
Fig. 9. Mean price for 1 square meter of undeveloped properties in analysed communes destined for building purposes in 2007

Analiza przestrzenna średnich cen za 1 m² nieruchomości niezabudowanych w badanych gminach przeznaczonych w mpzp na cele rolne őr (grunty őrniej jakości) wykazała, że istnieje zależność pomiędzy ceną za 1 m², a odległością od miasta Poznania. Im bliższe położenie względem Poznania tym wyższa cena za 1 m² tego typu nieruchomości, najwyższe ceny odnotowano w obrębie gmin: Suchy Las (26,20 zł/m²) oraz Oborniki (przedział: 9,90÷26,20 zł/m²). W miastach: Oborniki, Rogoźno oraz Czarniejewo nie zawarto transakcji sprzedaży gruntów przeznaczonych w mpzp na cele rolne dobrej jakości. Najniższy poziom cen osiągnięto w gminach: Ryczywół, Rogoźno, Kiszkowo oraz Czarniejewo, gdzie ceny nie przekraczały 4,60 zł/m².



Rys. 10. Średnia cena za 1 m² nieruchomości niezabudowanych w badanych gminach przeznaczonych na cele rolne (dobre) w 2007 roku; źródło: opracowanie własne

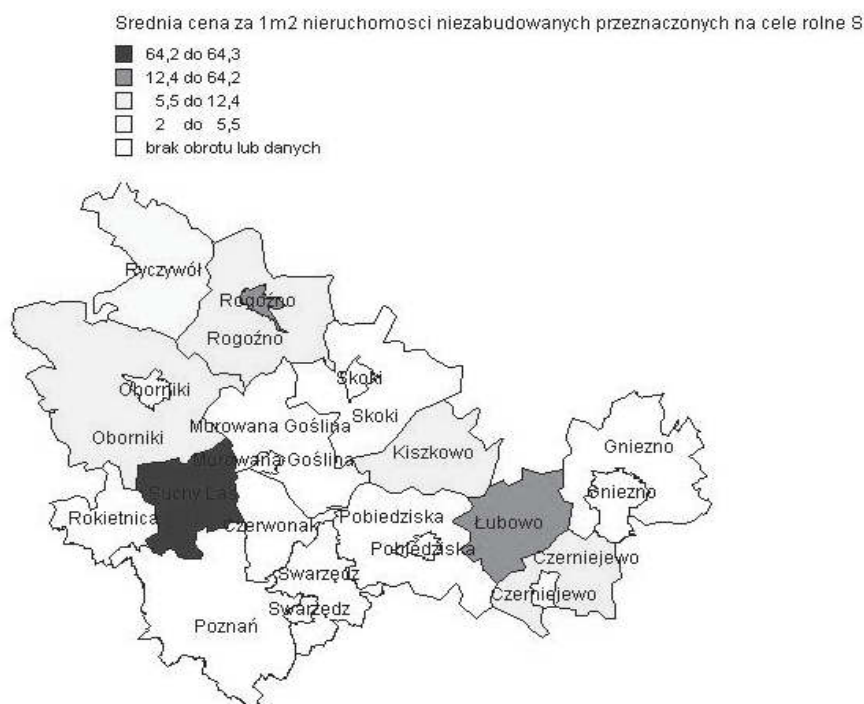
Fig. 10. Mean price for 1 square meter of undeveloped properties in analysed communes destined for agricultural purposes (good) in 2007



Rys. 11. Średnia cena za 1 m² nieruchomości niezabudowanych w badanych gminach przeznaczonych na cele rolne (średnie) w 2007 roku; źródło: opracowanie własne

Fig. 11. Mean price for 1 square meter of undeveloped properties in analysed communes destined for agricultural purposes (average) in 2007

Na podstawie opracowanego kartogramu (rys. 12) wynika, że najwyższe ceny za grunty rolne słabej jakości osiągnęto w gminie Suchy Las, gdzie ceny kształtowały się na poziomie około 64,30 zł/m². Zjawisko to może wynikać z faktu, iż grunty te mogły zostać zakupione z zamiarem przekształcenia ich na cele budowlane, co jest zadaniem stosunkowo łatwym w przypadku gruntów rolnych o niskiej przydatności rolniczej. Stosunkowo wysokie ceny osiągnęto również w mieście Rogoźno oraz gminie Łubowo. Najniższe ceny za tego typu grunty osiągnięto w gminie Rycywół, gdzie cena nie przekraczała 5,50 zł/m². W miastach: Oborniki oraz Czarniejewo nie odnotowano sprzedaży gruntów rolnych słabej jakości. W przypadku gruntów słabej jakości widoczny jest również wpływ położenia badanych gmin względem miasta Poznania.



Rys. 12. Średnia cena za 1 m² nieruchomości niezabudowanych w badanych gminach przeznaczonych na cele rolne (słabe) w 2007 roku; źródło: opracowanie własne

Fig. 12. Mean price for 1 square meter of undeveloped properties in analysed communes destined for agricultural purposes (poor) in 2007

4. Dyskusja

Wyniki badań potwierdzają wpływ oddziaływania miasta Poznania na rynek nieruchomości niezabudowanych znajdujących się w gminach sąsiadujących. Wpływ ten dotyczy ilości transakcji i wartości nieruchomości niezabudowanych. Gminy znajdujące się w najbliższej odległości od miasta Poznania charakteryzują większą ilością i wartością nieruchomości niezabudowanych w stosunku do gmin w większej odległości. Wyniki badań Maćkiewicz [4] w powiecie poznańskim również potwierdzają te tezy. Liczba transakcji z roku na rok odznacza się tendencją wzrostową. Również wyniki badań Maćkiewicz [4] i Kałkowskiego [3] potwierdzają tendencję wzrostową ilości transakcji rynkowych nieruchomości niezabudowanych.

5. Wnioski

Przeprowadzona analiza pozwoliła na sformułowanie następujących wniosków:

1. W badanych gminach w analizowanym okresie można zaobserwować wzrost cen transakcyjnych za 1 m² nieruchomości niezabudowanych przeznaczonych w mpzp zarówno na cele budowlane (najwyższe ceny transakcyjne) jak i rolne.
2. W analizowanych gminach w badanym okresie występowała tendencja wzrostowa liczby sprzedanych nieruchomości w stosunku do roku bazowego.
3. Analiza przestrzenna dynamiki zmian liczby transakcji nieruchomościami niezabudowanymi w badanych gminach w latach 2004÷2007 wykazała zależność pomiędzy odległością gminy od miasta Poznania. Wynika z niej, że im bliższe położenie gminy względem Poznania tym większa jest liczba zawieranych transakcji.
4. Analiza przestrzenna dynamiki zmian cen transakcyjnych za 1 m² nieruchomości niezabudowanych w badanych gminach w latach 2004÷2007 wykazała, że im bliższe jest położenie nieruchomości względem miasta Poznania, tym wyższe są ceny osiągnane za te nieruchomości.
5. Przeprowadzona analiza wykazała, że w badanych gminach w latach 2004÷2007 zawarto 2414 transakcji nieruchomości niezabudowanych. Ponad 71% spośród wszystkich przeprowadzonych transakcji stanowi-

ły nieruchomości przeznaczone w mpzp na cele budowlane (1717 transakcji), a jedynie 29% stanowiły nieruchomości niezabudowane przeznaczone w mpzp na cele rolne. Wśród nieruchomości niezabudowanych na cele rolne 45% stanowiły grunty słabej klasy, 37% grunty dobrej klasy, a jedynie 18% grunty rolne bardzo dobrej klasy.

*Praca naukowa finansowana ze środków na naukę w latach 2008÷2011
jako projekt badawczy nr NN309134735*

Literatura

1. **Bajerowski T. (red.):** *Podstawy teoretyczne gospodarki przestrzennej i zarządzania przestrzenią.* Wydawnictwo Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego. Olsztyn 2003.
2. GUS – rocznik statystyczny 2009. Warszawa.
3. **Kalkowski L. (red.):** *Rynek nieruchomości w Polsce.* Twigger. Warszawa 2003.
4. **Maćkiewicz B.:** *Rynek nieruchomości niezurbanizowanych w Poznaniu i powiecie poznańskim w latach 1995÷2000.* Bogucki Wydawnictwo Naukowe. Poznań 2007.

Analysis of the Market for Undeveloped Properties in Selected Communes of the Wielkopolska Province

Abstract

The paper presents an analysis of the market for undeveloped properties in selected communes in the Wielkopolskie province in the years 2004÷2007. The study is based on land records data collected from County Centres for Geodesy and Cartographic Documentation in Poznan, Oborniki and Gniezno. The study comprised analyses of the number of sold undeveloped properties in the investigated communes during the analysed period, prices in the transactions in individual communes and the effect of the distance from the city of Poznan on fluctuations in these values.

The analysis of the real estate market is an important element in the preparation of the planning documentation at the commune level (physical management studies concerning local conditions and tendencies in communes, local physical management plans).



Przeżywalność pałeczek *Salmonella* Enteritidis w gnojowicy ścińskiej

*Bożena Szejniuk, Katarzyna Budzińska, Grzegorz Wroński,
Małgorzata Magdalena Kostrzewa, Anita Jurek
Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy, Bydgoszcz*

1. Wstęp

Nawozowe wykorzystanie gnojowicy, ze względu na znaczną zawartość substancji biogennych, jest niewątpliwie ważnym czynnikiem plonotwórczym, a także przyczynia się do rozwoju cennej mikroflory glebowej. W rolniczym stosowaniu gnojowicy, obok jej dużej wartości nawozowej, bardzo istotne są również aspekty sanitarno-higieniczne [11, 17]. Gnojowica zawierać może zarówno mikroorganizmy saprofityczne, jak i liczne chorobotwórcze bakterie, wirusy, grzyby oraz jaja i oocysty pasożytów. Należy podkreślić, że gnojowica nie podlega procesowi samozagrzania, dlatego przy braku lub niewłaściwych metodach jej higienizacji może być źródłem rozprzestrzeniania się w środowisku drobnoustrojów patogennych [1, 6], w tym również pałeczek *Salmonella* Enteritidis. Jak donosi Puchalski i wsp. [16], infekcje powodowane przez te bakterie od wielu lat stanowią w Polsce istotny problem. Pałeczki z rodzaju *Salmonella* mogą przeżywać w gnojowicy przez długi czas [15, 18] i w następstwie nawozowego jej wykorzystania prowadzić do skaże-

nia gleb, roślin uprawnych oraz wód, co stwarza poważne niebezpieczeństwo dla zdrowia ludzi i zwierząt [1, 2].

Celem pracy było określenie w badaniach modelowych przeżywalności i tempa eliminacji bakterii *Salmonella* Enteritidis w gnojowicy pochodzącej z fermy trzody chlewnej oraz oszacowanie ryzyka sanitarno-epidemiologicznego, wynikającego z możliwości rozprzestrzeniania się testowanych mikroorganizmów w środowisku naturalnym.

2. Materiał i metody

Do badań laboratoryjnych wykorzystano świeżą gnojowicę świńską, w której oznaczano czas przeżycia oraz tempo inaktywacji pałeczek *Salmonella* Enteritidis zgodnie z normą PN-EN ISO 6579:2003. Zaszczepione testowanymi bakteriami próby gnojowicy przechowywano w dwóch wariantach temperaturowych: 4 i 20°C przez okres 10 tygodni. Określenie liczebności mikroorganizmów *Salmonella* Enteritidis w materiale doświadczalnym prowadzono w oparciu o metodę najbardziej prawdopodobnej liczby drobnoustrojów (NPL) w układzie trzech próbek.

2.1. Przygotowanie prób do badań

Zawiesinę bakteryjną przygotowano wprowadzając do 20 ml soli fizjologicznej z peptonem kolonie *Salmonella* Enteritidis wyhodowane na Tryptic Soy Agar. Przy użyciu densytometru Vitek Systems ATB 1550, uzyskano według skali Mc Farlanda zawiesinę oznaczanych drobnoustrojów o gęstości $8,0 \cdot 10^8$ NPL/cm³. Sporządzoną zawiesinę bakteryjną dodano do badanej objętości gnojowicy i dokładnie wymieszano. Do badań wykorzystano 6 dm³ materiału doświadczalnego, z czego 1 dm³ przeznaczono do wstępnych badań fizykochemicznych. Pozostałe 5 dm³ gnojowicy rozlano do dwóch bioreaktorów po 2,5 dm³ każdy i umieszczono w specjalnych komorach o temperaturze 4 i 20°C.

2.2. Badania mikrobiologiczne

Ilościowe oznaczenie pałeczek *Salmonella* Enteritidis w materiale doświadczalnym przeprowadzono określając najbardziej prawdopodobną liczbę drobnoustrojów (NPL), korzystając z tablic Mc Crady'ego.

W celu określenia liczebności badanych bakterii w początkowym etapie eksperymentu stosowano płynne podłoża namnażające – 1% wodę peptonową oraz podłoże wybiórcze według Rappaporta i Vassiliadis.

W dalszej kolejności hodowle przenoszono na pożywki stałe – agar XLD z ksylozą, lizyną i dezoksychohanem sodu oraz agar BPL, z zielenią brylantową, czerwienią fenolową i laktozą. Podłoża stałe inkubowano w temperaturze 37°C przez 24 godziny. Końcową fazę identyfikacji drobnoustrojów przeprowadzono za pomocą surowicy poliwalentnej HM.

2.3. Badania fizykochemiczne

Gnojowicę świńską przeznaczoną do badań poddano podstawowej ocenie fizykochemicznej (tab. 1). Zakres wykonanych analiz obejmował oznaczenie: odczynu, zawartości suchej masy, ChZT_{Cr}, BZT₅, azotu ogółem, azotu amonowego, fosforu ogółem, chlorków, siarczanów oraz metali ciężkich za pomocą metod stosowanych w chemii rolnej [14].

2.4. Analiza statystyczna

Uzyskane wyniki badań przeżywalności *Salmonella* Enteritidis w gnojowicy świńskiej zweryfikowano, a następnie poddano transformacji logarytmicznej oraz analizie statystycznej w oparciu o zmiany liczby bakterii w czasie według wzoru:

$$\log(N) = ax + b \quad (1)$$

gdzie:

N – liczba bakterii w danym czasie w gnojowicy,

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 determinacji i regresji, a także ustalono teoretyczny czas przeżycia oraz tempo inaktywacji *Salmonella* Enteritidis w gnojowicy na podstawie przebiegu prostych regresji.

3. Wyniki badań i ich omówienie

3.1. Wyniki analizy fizykochemicznej gnojowicy

Wyniki przeprowadzonej analizy fizykochemicznej gnojowicy przedstawiono w tabeli 1. Zawartość cennych składników nawozowych według wielu autorów w dużej mierze uzależniona jest od zawartości suchej masy. W badanej gnojowicy świńskiej zawartość suchej masy ogółem była niska i wyniosła 3,80%. Kluczek [5] na podstawie badań własnych ustalił zawartość suchej masy gnojowicy pochodzącej od trzody chlewnej i była odpowiednio na poziomie 8,39% i 6,97%. Analiza fizykochemiczna gnojowicy w doświadczeniu Olszewskiej i wsp. [13] wykazała zawartość suchej masy równą 6,02%.

Tabela 1. Właściwości fizykochemiczne gnojowicy świńskiej
Table 1. Physicochemical properties of pig slurry

Parametr	Jednostka	Wartość
odczyn	pH	8,11
sucha masa ogółem	%	3,80
sucha masa organiczna	%	3,17
ChZT _{Cr}	mg O ₂ /dm ³	47820,00
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	20250,00
azot ogółem	mg N/dm ³	1363,07
azot amonowy	mg NH ₄ /dm ³	1204,05
fosfor ogółem	mg P/dm ³	255,10
chlorki	mg Cl/dm ³	916,87
siarczany	mg SO ₄ /dm ³	460,01
cynk	mg Zn/dm ³	13,13
glin	mg Al/dm ³	0,66
mangan	mg Mn/dm ³	0,48
żelazo	mg Fe/dm ³	15,40

Badana gnojowica zawierała średnio 255,10 mg/dm³ fosforu ogółem, natomiast koncentracja azotu ogółem wyniosła 1363,07 mg/dm³. Zawartości powyższych pierwiastków w gnojowicy bydlęcej badanej przez Olszewską [10] wynosiły odpowiednio 2171 i 6232 mg/dm³. Spo-

śród metali ciężkich obecnych w analizowanej gnojowicy, stwierdzono zdecydowanie mniejszą ilość cynku w odniesieniu do rezultatów uzyskanych przez Budzińską [3], która oznaczyła jej zawartość na poziomie 44,70 mg/dm³. Badania własne wykazały, że gnojowica była również uboższa w chlorki (916,87 mg O₂/dm³) w porównaniu do badań Krapaca i wsp. [7], gdzie stwierdzono ich udział w granicach 990,00 mg/dm³.

Parametr ChZT_{Cr} w doświadczeniu własnym kształtował się na poziomie 47820 mg O₂/dm³, natomiast wartość BZT₅ wynosiła 20250 mg O₂/dm³. W badaniach Kutery [8] wartości obu parametrów zostały ustalone w granicach: 25000 mg O₂/dm³ (ChZT_{Cr}) i 13800 mg O₂/dm³ (BZT₅).

3.2. Wyniki badań mikrobiologicznych

Drobnoustroje z rodzaju *Salmonella* nie znajdują naturalnego środowiska w glebie i nawozach naturalnych umożliwiającego im stałe bytowanie. Bakterie te mogą przez krótki czas namnażać się, jednak w końcowym efekcie podlegają procesowi częściowej lub całkowitej eliminacji. Wyniki badań zmian liczebności pałeczek *Salmonella* Enteritidis w gnojowicy świńskiej przedstawiono w tabeli 2.

Liczba badanych drobnoustrojów w pierwszym tygodniu oznaczenia wynosiła $1,9 \cdot 10^8$ NPL/cm³ w temperaturze 4°C, natomiast w temperaturze 20°C osiągnęła wartość $4,5 \cdot 10^7$ NPL/cm³, po czym w drugim oznaczeniu w obu wariantach temperaturowych obniżyła się do poziomu $2,5 \cdot 10^7$ NPL/cm³. W trzecim oznaczeniu liczba pałeczek *Salmonella* Enteritidis w temperaturze 20°C przyjęła wartość $9,5 \cdot 10^4$ NPL/cm³, zaś podczas kolejnych oznaczeń w tej temperaturze badane bakterie nie zostały stwierdzone. Z kolei w temperaturze 4°C liczebność mikroorganizmów w trzecim oznaczeniu wzrosła do wartości $9,5 \cdot 10^7$ NPL/cm³, po czym w następnych okresach badawczych systematycznie zaczęła obniżać się. W 8. tygodniu eksperymentu nie wykryto już testowanych drobnoustrojów (tab. 2).

Uzyskane w badaniach własnych wyniki wskazują na wyraźny wpływ temperatury na tempo eliminacji pałeczek *Salmonella* Enteritidis w gnojowicy świńskiej (tab. 3, rys. 1 i 2). W analizowanych próbach stwierdzono tendencję do spowolnienia dynamiki inaktywacji testowanych mikroorganizmów wraz z obniżeniem temperatury składowania gnojowicy. Dienne tempo redukcji liczby bakterii *Salmonella* Enteritidis w gnojowicy według obliczeń statystycznych w temperaturze 4°C wyno-

siło 0,94 log, natomiast w temperaturze 20°C było znacznie większe i przyjęło wartość 2,54 log. Ustalony na podstawie analizy regresji teoretyczny czas przeżycia oznaczanych bakterii w gnojowicy przechowywanej w temperaturze 4°C wynosił 10,7 tygodnia, podczas gdy w temperaturze 20°C był znacznie krótszy i nie przekraczał 4,5 tygodnia (tab. 3).

Tabela 2. Liczba bakterii *Salmonella* Enteritidis w próbach gnojowicy świńskiej w czasie doświadczenia

Table 2. Number of bacteria *Salmonella* Enteritidis in the samples of pig slurry during the experiment

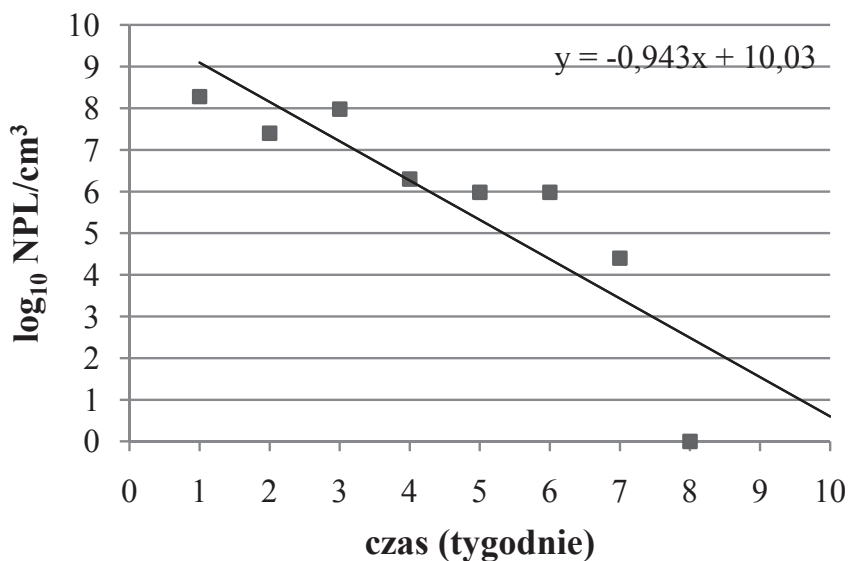
Tygodnie badań	Liczba pałeczek <i>Salmonella</i> Enteritidis [NPL/cm ³] w temperaturze 4°C	Liczba pałeczek <i>Salmonella</i> Enteritidis [NPL/cm ³] w temperaturze 20°C
1.	$1,9 \cdot 10^8$	$4,5 \cdot 10^7$
2.	$2,5 \cdot 10^7$	$2,5 \cdot 10^7$
3.	$9,5 \cdot 10^7$	$9,5 \cdot 10^4$
4.	$20,0 \cdot 10^5$	n.s.
5.	$9,5 \cdot 10^5$	n.s.
6.	$9,5 \cdot 10^5$	n.s.
7.	$2,5 \cdot 10^4$	n.s.
8.	n.s.	n.s.
9.	n.s.	n.s.
10.	n.s.	n.s.

n.s. – nie stwierdzono

Tabela 3. Współczynniki regresji charakteryzujące dynamikę inaktywacji pałeczek *Salmonella* Enteritidis w badanych próbach gnojowicy

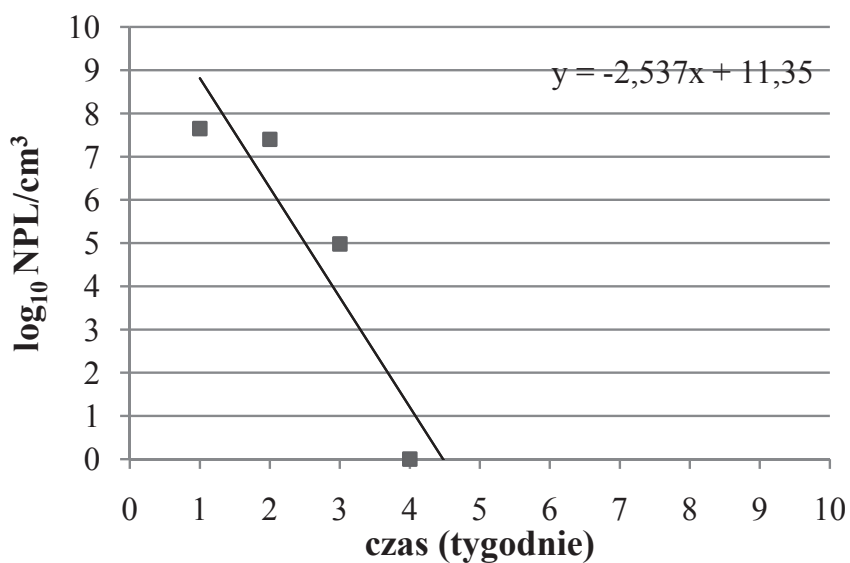
Table 3. Regression coefficients characterizing the inactivation dynamics of *Salmonella* Enteritidis in the tested samples of slurry

Badana próba	Równanie prostej regresji	Wartość r^2	Maksymalny czas przeżycia (tygodnie)
4°C	$y = -0,94x + 10,03$	0,76	10,7
20°C	$y = -2,54x + 11,35$	0,85	4,5



Rys. 1. Prosta regresji charakteryzująca tempo eliminacji bakterii *Salmonella* Enteritidis w gnojowicy w temperaturze 4°C

Fig. 1. Regression line characterizing the elimination rate of bacteria *Salmonella* Enteritidis in slurry at 4°C



Rys. 2. Prosta regresji charakteryzująca tempo eliminacji bakterii *Salmonella* Enteritidis w gnojowicy w temperaturze 20°C

Fig. 2. Regression line characterizing the elimination rate of bacteria *Salmonella* Enteritidis in slurry at 20°C

Zaobserwowane w badaniach własnych zjawisko wydłużania się przeżywalności testowanych drobnoustrojów w gnojowicy przy niskich temperaturach jest zbieżne z wynikami uzyskanymi przez Arrusa [1] oraz Plachá i wsp. [15]. W doświadczeniu przeprowadzonym przez Olszewską i wsp. [12] maksymalny czas przeżycia pałeczek *Salmonella* Enteritidis wyniósł w próbie gnojowicy przechowywanej w temperaturze 4°C 10 tygodni, natomiast w temperaturze 20°C oznaczane drobnoustroje izolowano tylko do 6. tygodnia badań. Z kolei w eksperymencie nad tempem eliminacji bakterii *Salmonella* Dublin z gnojowicy bydłowej wykazano, że przeżywalność tych drobnoustrojów wynosiła 21 tygodni w temperaturze 4°C i 16 tygodni w temperaturze 20°C [10]. Według Maćkowiaka [9] pałeczki *Salmonella* Enteritidis są w stanie przeżyć w gnojowicy w temperaturze 8°C do 325 dni, podczas gdy w temperaturze 17°C ich czas przeżycia jest krótszy i wynosi 180 dni. Należy również podkreślić, że na stopień przeżywalności pałeczek *Salmonella* Enteritidis w gnojowicy, obok warunków temperaturowych wpływ także wywiera obecność autochtonicznych mikroorganizmów oraz zawartość substancji pokarmowych [1, 4]. Jak podaje Budzińska [3], krótszy czas przeżycia badanych bakterii w gnojowicy w temperaturze 20°C, związany jest z faktem silniejszego rozwoju naturalnej mikroflory, która wykazuje antagonistyczne oddziaływanie wobec patogennych drobnoustrojów, w tym pałeczek z rodzaju *Salmonella*.

4. Wnioski

1. Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że pałeczki *Salmonella* Enteritidis podlegały stopniowej eliminacji w gnojowicy pochodzącej od trzody chlewnej, przy czym dynamika inaktywacji drobnoustrojów była zależna od warunków termicznych procesu jej składowania.
2. Wykazano dłuższą przeżywalność oznaczanych bakterii w gnojowicy świńskiej w temperaturze 4°C w porównaniu z temperaturą 20°C.
3. Ustalony na podstawie analizy regresji teoretyczny czas przeżycia badanych drobnoustrojów w gnojowicy wynosił 10,7 tygodnia w temperaturze 4°C i 4,5 tygodnia w temperaturze 20°C.
4. Z rezultatów doświadczenia wynika, że możliwość przeżycia pałeczek *Salmonella* Enteritidis w badanej gnojowicy stanowi ryzyko rozprzestrzeniania się tych drobnoustrojów w środowisku naturalnym, jak również stwarza potencjalne zagrożenie dla zdrowia ludzi i zwierząt.

Literatura

1. **Arrus K. M., Holley R. A., Ominski K. H., Tenuta M., Blank G.:** *Influence of temperature on Salmonella survival in hog manure slurry and seasonal temperature profiles in farm manure storage reservoirs.* Livest. Sci., 102, 226÷236. 2006.
2. **Baloda S. B., Christensen L., Trajcevska S.:** *Persistence of a Salmonella enterica serovar Typhimurium DT12 clone in a piggery and in agricultural soil amended with Salmonella-contaminated slurry.* Appl. Environ. Microbiol., 67, 2859÷2862. 2001.
3. **Budzińska K.:** *Survivability of Salmonella Senftenberg W₇₇₅ in cattle slurry under various temperature conditions.* Folia biol., 53, 145÷150. 2005.
4. **Himathongkham S., Bahari S., Riemann H., Cliver D.:** *Survival of Escherichia coli O157:H7 and Salmonella typhimurium in cow manure and cow manure slurry.* FEMS Microbiol. Lett., 178, 251÷257. 1999.
5. **Kluczek J. P.:** *Aspekty sanitarno-higieniczne ścieków odzwierzęcych.* Pr. Komis. Nauk Rol. i Biol. BTN, 24, 43÷88. 1986.
6. **Kołacz R., Dobrzański Z.:** *Higiena i dobrostan zwierząt gospodarskich.* Wydaw. AR, Wrocław 2006.
7. **Krapac I. G., Dey W. S., Roy W. R., Smyth C. A., Storment E., Sargent S. L., Steele J. D.:** *Impact of swine manure pits on groundwater quality.* Environ. Pollut., 120, 475÷492. 2002.
8. **Kutera J.:** *Rolnicze wykorzystanie gnojowicy – zalecenia.* Materiały instruktażowe nr 23, IMUZ, Falenty 1977.
9. **Maćkowiak Cz.:** *Gnojowica, jej właściwości i zasady stosowania z uwzględnieniem ochrony środowiska.* Materiały szkoleniowe 75/99. Wydaw. IUNG. Puławy 1999.
10. **Olszewska H.:** *Aspekty higieniczne rolniczego wykorzystania gnojowicy.* Rozprawy 116. Wydaw. Uczeln. ATR. Bydgoszcz 2005.
11. **Olszewska H., Gawrysiak A.:** *Wpływ warunków termiczno-wilgotnościowych na tempo inaktywacji paciorkowców grupy D w glebach skażonych gnojowicą z zawiesiną bakterii wskaźnikowych.* Pr. Komis. Nauk Rol. i Biol. BTN, 49, 49÷57. 2007.
12. **Olszewska H., Paluszak Z., Szejniuk B.:** *Przeżywalność Salmonella enteritidis w warunkach laboratoryjnych w glebie, gnojowicy i ścieku komunalnym.* Roczn. Nauk. Zoot. 26, 275÷285. 1999.
13. **Olszewska H., Paluszak Z., Szejniuk B.:** *Badania przeżywalności drobnoustrojów Salmonella enteritidis w gnojowicy, ścieku bytowym i wodzie w warunkach laboratoryjnych.* Problemy higieny w ekologizacji rolnictwa. Wydaw. Fundacja Rozwój SGGW. Warszawa 1997.

14. **Ostrowska A., Gawliński S., Szczubiałka Z.:** *Metody analizy i oceny właściwości gleb i roślin.* Wydaw. IOŚ, Warszawa 1991.
15. **Plachá I., Venglovský J., Sasáková N., Svoboda I. F:** *The effect of summer and winter seasons on the survival of Salmonella typhimurium and indicator micro-organisms during the storage of solid fraction of pig slurry.* J. Appl. Microbiol. 91, 1036÷1043. 2001.
16. **Puchalski A., Kolasa A., Dec M., Urban-Chmiel R., Kowalczyk-Pecka D.:** *Charakterystyka elektroforetyczna białek błony zewnętrznej szczepów Salmonella Enteritidis hodowanych w zróżnicowanych warunkach oraz ocena ich właściwości antygenowych.* Medycyna Wet., 64, 193÷196. 2008.
17. **Smoliński S., Wilczewski E., Andrzejewska J.:** *Występowanie bakterii z rodzaju Escherichia i Salmonella w glebie pozaryzosferowej i ryzosferowej upraw nawożonych gnojowicą.* Pr. Komis. Nauk Rol. i Biol. BTN, 39, 337÷344. 2004.
18. **Wroński G., Szejniuk B., Affelska M.:** *Wpływ preparatu EM na przeżywalność bakterii wskaźnikowych Salmonella Senftenberg W₇₇₅ w gnojowicy bydłowej.* Woda, Środowisko, Obszary Wiejskie, 10, 223÷231. 2010.

Survival Rate of *Salmonella* Enteritidis in Pig Slurry

Abstract

The aim of this study was to estimate in a model research the survival rate and the elimination rate of the indicator bacteria *Salmonella* Enteritidis in slurry derived from a pig-breeding farm. Laboratory analyses were carried out at temperatures of 4°C and 20°C in two replications. A suspension of the tested bacteria *Salmonella* Enteritidis was introduced into slurry placed in a glass vessel with a volume of 6 liters. To do so, colonies of *Salmonella* bacilli from two Petri dishes were dissolved in 20 ml of Ringer's solution with peptone, and the concentration of bacteria was determined at a level of $8.0 \cdot 10^8$ MPN/cm³, using a densitometer. The suspension obtained was added to the whole volume of slurry and then mixed thoroughly. From all the sample, 1 liter was intended for initial physico-chemical analyses. The other 5 liters were placed in two glass bioreactors 2.5 liter each, which were placed in chambers with temperatures of 4°C and 20°C. Quantitative determination of the test bacteria in particular samples was made by means of the MPN method for the three tube set. The identification of *Salmonella* bacilli was carried out according to the norm PN-ISO 6579:1998. The survival rate of the test bacteria was determined based on an

analysis of the course of linear regression lines characterizing the dynamics of quantitative changes in *Salmonella* Enteritidis bacilli in the examined samples.

The study indicated that as early as in the first week after placing the samples in varied thermal conditions, there was a decrease in the number of tested bacteria by two powers in slurry stored at 20°C in comparison with the initial results. Next quantitative examination of this samples in the second week showed a slight decrease in the number of *Salmonella*, whereas in the fourth week their presence was no more detected. The ambient temperature 4°C, in turn, favored a slower elimination of the examined microorganisms. In the subsequent weeks of the study, a gradual, even reduction in the number of *Salmonella* bacilli occurred. The presence of the tested microorganisms was not observed in this sample only in the 8th week.

Summing up the obtained results of the study, it should be stated that the survival rate of *Salmonella* Enteritidis depended on the thermal conditions in which the samples were collected. On the basis of a statistical analysis it was found that the survival time of the indicator bacteria in a sample of slurry stored at 20°C was 4.5 week, whereas for 4°C it was extended up to 10.7 week. The week's elimination rate of the test bacteria at 20°C amounted to 2.54 log, whereas at 4°C it was low and assumed a value of 0.94 log.



Wpływ elektrolizy na zawartość azotu amonowego i ortofosforanów w wodach osadowych

*Marek Romuald Rynkiewicz, Tomasz Józwiak
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*

1. Wstęp

Przeróbka osadów ściekowych, prowadząca do ich stabilizacji oraz zmniejszenia objętości, jest tak samo ważna, jak sam proces oczyszczania ścieków. W wyniku odwadniania osadów powstają odcieki które w obecnych warunkach są najczęściej zwracane bezpośrednio do ciągu technologicznego w celu ponownego ich oczyszczenia [3]. Jak podaje literatura naukowa, zawarty w nich ładunek azotu i fosforu może stanowić nawet 20÷30% ogólnego ładunku dopływającego do oczyszczalni [10]. Duży ładunek azotu amonowego zawarty w wodach osadowych (zwanych również odciekami) zwracanych do głównego ciągu technologicznego powoduje znaczny spadek stosunku C/N, co negatywnie wpływa na proces denitryfikacji. Dlatego dla eksploatatorów oczyszczalni ścieków korzystniejszym rozwiązaniem jest obniżenie zawartości azotu i fosforu w wodach osadowych w ciągu bocznym. Celowym więc staje się znalezienie skutecznego sposobu usuwania ich z wód osadowych. Jedną z niekonwencjonalnych metod usuwania azotu amonowego oraz

ortofosforanów z wód osadowych, jest elektroliza prowadzona w osadach ściekowych przed procesem ich odwadniania.

Pierwsze wzmianki na temat możliwości elektrochemicznego oczyszczania wód pochodzą z 1889 r. z Anglii [11]. W Stanach Zjednoczonych pod koniec lat czterdziestych XX w., zaczęto stosować elektrokoagulację wody na dużą skalę, jako sposób jej uzdatnienia do celów spożywczych. Z powodu stosunkowo wysokiej wówczas ceny energii elektrycznej, system elektrochemicznego oczyszczania ścieków nie znalazł szerszego zastosowania na świecie. Ze względów ekonomicznych, technologią tą zaczęto się interesować ponownie dopiero w latach 80-tych [2]. Oczyszczanie elektrochemiczne szczególnie ścieków przemysłowych może być traktowane za dobrą alternatywę dla konwencjonalnych systemów [6]. Dlatego celem pracy było określenie wpływu procesu elektrolizy na charakterystykę osadów ściekowych ze szczególnym uwzględnieniem zawartości związków biogennych w odciekach powstających podczas ich odwadniania.

2. Metodyka badań

Doświadczenia prowadzono w skali laboratoryjnej, wykorzystując osady ściekowe po procesie fermentacji metanowej pochodzące z oczyszczalni ścieków w Olsztynie oraz osady po tlenowej stabilizacji pochodzące z oczyszczalni ścieków w Olsztynku. Charakteryzowały się one różną początkową zawartością związków biogennych. Elektrolizę osadów prowadzono w warunkach statycznych, przy stałym napięciu 36 V generowanym z prostownika.

Ponieważ z badań prezentowanych w literaturze naukowej wynika, że zarówno skład ścieków jak i typ elektrod ma znaczenie na przebieg procesów zachodzących podczas elektrolizy zastosowano elektrody żelazne które ze względu na swój skład nie powodują w osadach wzrostu zawartości szczególnie szkodliwych dla środowiska metali ciężkich. Z tych też względów nie brano pod uwagę zastosowania innych elektrod metalowych, które roztwarzając się w osadach mogą przeszkodzić w późniejszym rolniczym ich wykorzystaniu. W poszczególnych powtórzeniach materiał, z których wykonane były obie elektrody (anoda i katoda) był jednakowy. Powierzchnię każdej elektrody w poszczególnych seriach zmieniano w zakresie od 5,2 do 67 cm². Przy czym kształt,

wielkość i powierzchnia anody i katody w każdym badaniu były takie same. Ze względu na znaczny wzrost temperatury osadów podczas elektrolizy czas tego procesu ograniczono do 30 minut. Podczas badań wykonano od 5 do 7 powtórzeń w każdej serii przy zastosowaniu różnych powierzchni elektrod oraz dla każdego osadu o innej początkowej zawartości związków biogenych.

Wody osadowe, w których oznaczano zawartość azotu i fosforu uzyskiwano w trakcie odwadniania na aparacie do filtracji przy podciśnieniu 49 kN/m^2 . Jako przegrodę filtracyjną zastosowano sączi jakościowe średnie o średnicy 90 mm, 0,2 mm grubości oraz gramaturze 80 g/m^2 . W uzyskanym filtracie zawartość azotu amonowego oznaczano metodą destylacji (PN-81/C-04527) a stężenie ortofosforanów metodą kolorymetryczną (PN-89/C-04537/03). Pomiar pH oraz temperatury prowadzono bezpośrednio w osadach ściekowych w trakcie (przy wyłączonym prostowniku) lub po procesie elektrolizy wykorzystując pH-metr firmy Hanna Instruments HI 9107.

3. Omówienie i dyskusja wyników

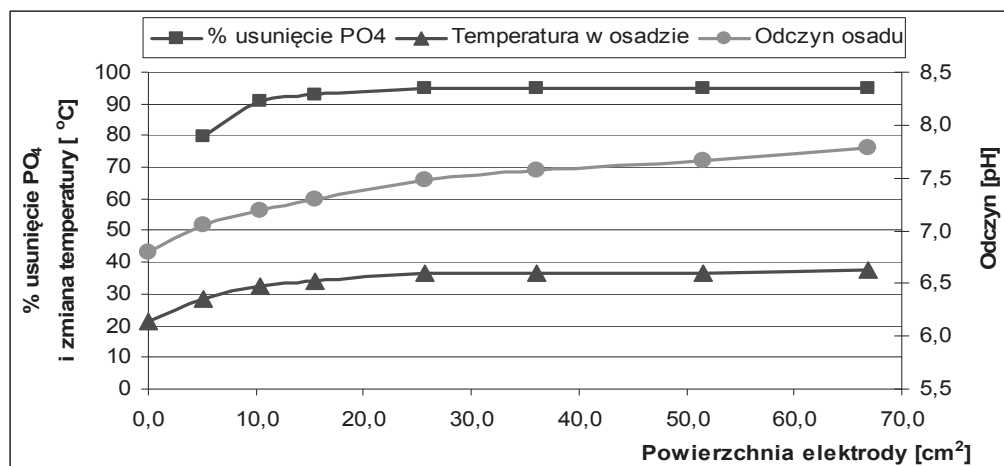
3.1. Wpływ elektrolizy na zawartość ortofosforanów

Do badań użyto osadów ściekowych z których woda nadosadowa charakteryzowała się stężeniem ortofosforanów odpowiednio 47 oraz $173 \text{ mg PO}_4/\text{dm}^3$. Natomiast odczyn ich wynosił $\text{pH} = 6,8$.

Stopień usunięcia ortofosforanów w dużej mierze zależał od zastosowanej powierzchni elektrod oraz ich początkowego stężenia. W przypadku osadu w których zawartość ortofosforanów wynosiła $47 \text{ mg PO}_4/\text{dm}^3$ efektywność na poziomie 95% uzyskano przy powierzchni anody $25,8 \text{ cm}^2$, przy czym dalsze zwiększanie jej powierzchni nie wpływało już znacznie na skuteczność procesu (rys. 1). Zawartość ortofosforanów po elektrolizie przy takiej skuteczności wynosiła w granicach $2,3 \text{ mg PO}_4/\text{dm}^3$.

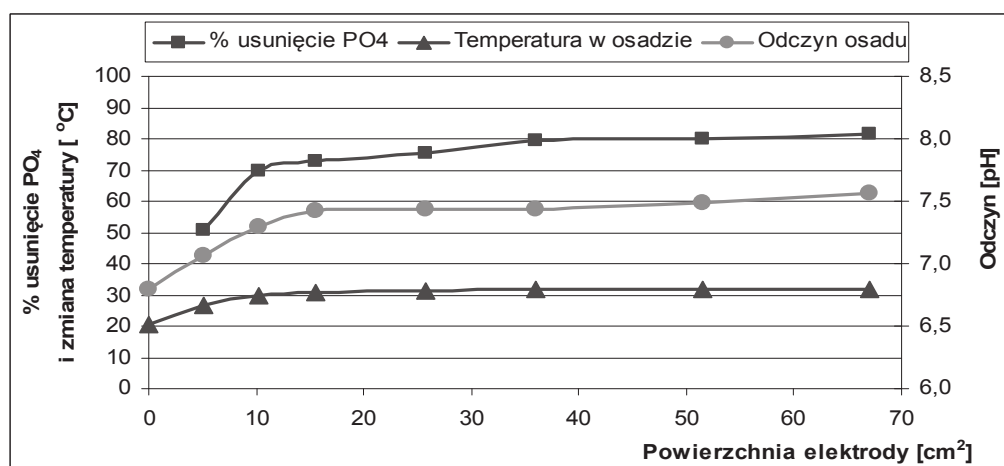
Zastosowanie osadów o większym stężeniu początkowym ortofosforanów ($173 \text{ mg PO}_4/\text{dm}^3$) zmniejszyło efektywność procesu i maksymalną skuteczność wynoszącą 81,4% uzyskano przy powierzchni anody $67,0 \text{ cm}^2$ przy czym już przy powierzchni $36,1 \text{ cm}^2$ uzyskano skuteczność niewiele niższą wynoszącą 79,2% co wskazuje, że wraz ze spadkiem zawartości ortofosforanów tempo ich usuwania znacznie maleje

(rys. 2). Stężenie ortofosforanów po procesie elektrolizy przy maksymalnej skuteczności wynosiło 32,2 mg PO₄/dm³.



Rys. 1. Wpływ elektrolizy osadu ściekowego o zawartości 47 mg PO₄/dm³ na procent strąconych ortofosforanów, pH oraz temperaturę, w zależności od różnej powierzchni żelaznej anody

Fig. 1. Effect of electrolysis of sludge containing 47 mg PO₄/dm³ on the percentage of precipitated orthophosphate, pH, and temperature, depending on various sizes of iron anode



Rys. 2. Wpływ elektrolizy osadu ściekowego o zawartości 173 mg PO₄/dm³ na procent strąconych ortofosforanów, pH oraz temperaturę, w zależności od różnej powierzchni żelaznej anody

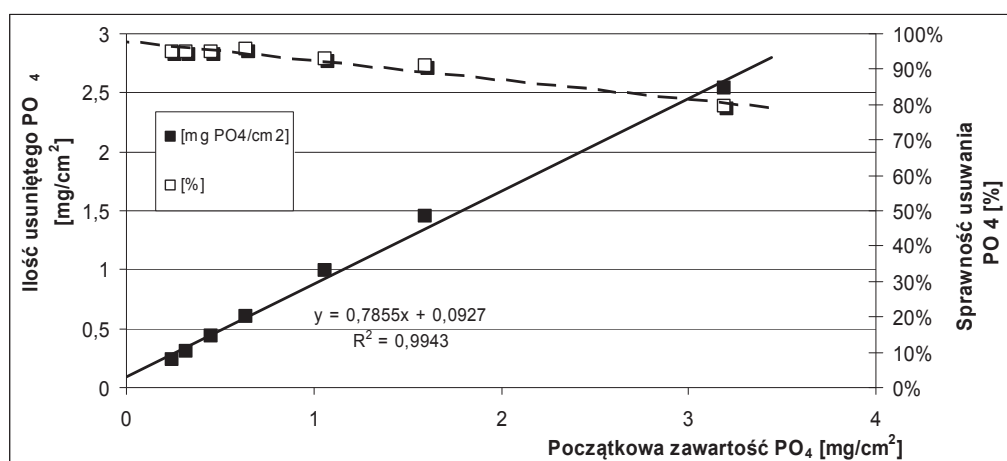
Fig. 2. Effect of electrolysis of sludge containing 173 mg PO₄/dm³ on the percentage of precipitated orthophosphate, pH and temperature, depending on various sizes of iron anode

Podczas elektrolizy osadów ściekowych, zwiększała się ich temperatura. W zależności od powierzchni elektrod oraz typu osadów, najwyższą temperaturę uzyskano przy największej powierzchni elektrod i wynosiła ona odpowiednio 37,4°C oraz 31,9°C (rys. 1, 2).

Podobnie jak w przypadku temperatury, odczyn osadów podczas elektrolizy również wzrastał wraz z powierzchnią zastosowanych elektrod i osiągał wartość 7,6 i 7,8 pH (rys. 1 i 2).

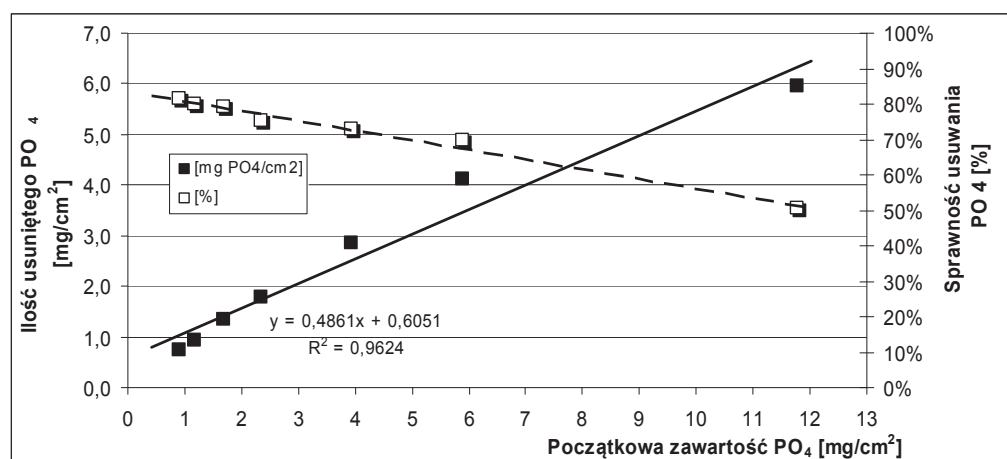
W przeliczeniu na jednostkę powierzchni elektrody żelaznej, ilość strąconych ortofosforanów, wzrasta wraz z początkową ich zawartością w osadzie [$\text{mg PO}_4/\text{cm}^2$] (rys. 3 i 4). Zarówno przy niskim, jak i wysokim stężeniu ortofosforanów, stopień ich usuwania był bardzo wysoki.

Natomiast wraz ze wzrostem początkowej zawartości ortofosforanów w osadach sprawność ich usuwania wyrażona w % w trakcie 30 minut elektrolizy malała (rys. 3 i 4).



Rys. 3. Wpływ jednostkowego obciążenia ortofosforanami elektrody żelaznej na stopień ich usunięcia w przeliczeniu na jednostkę powierzchni elektrod (osad o zawartości $47 \text{ mg PO}_4/\text{dm}^3$).

Fig. 3. Effect of unit load with orthophosphate of iron electrode on the degree of its removal per unit of electrode surface and the percentage of reduction (sludge containing $47 \text{ mg PO}_4/\text{dm}^3$)



Rys. 4. Wpływ jednostkowego obciążenia ortofosforanami elektrody grafitowej na stopień ich usunięcia w przeliczeniu na jednostkę powierzchni elektrod (osad o zawartości 173 mg PO₄/dm³).

Fig. 4. Effect of unit load with orthophosphate of graphite electrode, on the degree of its removal per unit of electrode surface and the percentage of reduction (sludge containing 173 mg PO₄/dm³)

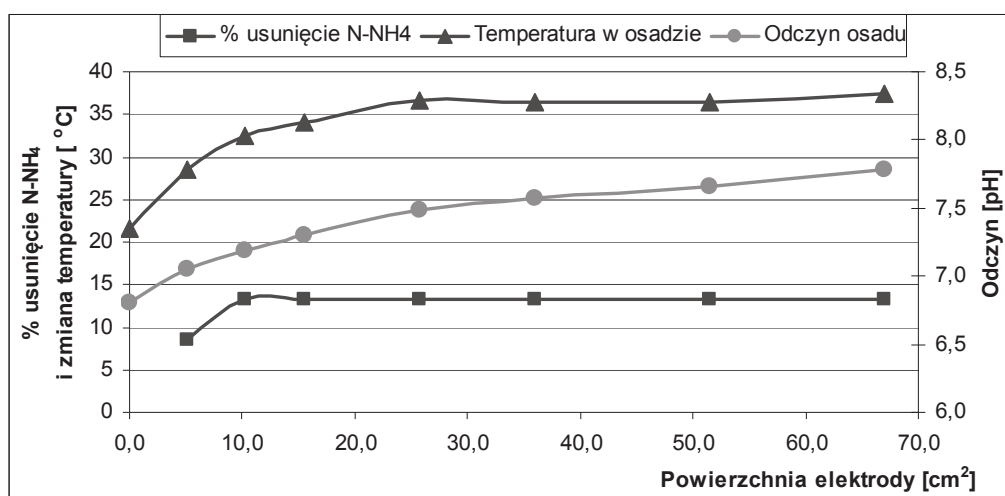
Wyniki badań prezentowane w literaturze naukowej potwierdzają, że podczas elektrokoagulacji wraz ze spadkiem zawartości ortofosforanów występuje wzrost pH, przy czym dotychczas badania takie prowadzone były najczęściej z wykorzystaniem ścieków lub roztworów modelowych [7, 8]. Irdemez i in. [8] przy niskiej zawartości początkowej ortofosforanów (50 mg PO₄/dm³) i przy znacznie większej powierzchni elektrod (1500 cm²) uzyskał 98% skuteczność usuwania ortofosforanów już po 8 minutach.

3.2. Wpływ elektrolizy na zawartość azotu amonowego

Badania prowadzone były z wykorzystaniem osadów charakteryzujących się zawartością azotu amonowego 150 i 580 mg N-NH₄/dm³. Odczyn ich wynosił odpowiednio pH = 6,8 i 7,0.

Wyniki badań nad wpływem powierzchni elektrod na stopień usunięcia azotu amonowego wskazują na nieznaczny ich wpływ na efektywność procesu. Po 30 min elektrolizy, zarówno przy niskim początkowym stężeniu biogenu (150 mg N-NH₄/dm³), jak i wysokim (580 mg N-NH₄/dm³), jego poziom usunięcia ulegał niewielkim zmianom wynoszącym w granicach od 8,5 do 13%. Przyczyną niskiej efek-

tywności procesu jest prawdopodobnie krótki czas elektrolizy osadu który uwarunkowany był znacznym wzrostem ich temperatury. I tak wzrost temperatury pod koniec procesu zależał od powierzchni elektrod oraz początkowej zawartości azotu amonowego w osadach ściekowych. Dla osadu ze stężeniem $150 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$ osiągała ona wartość 37°C , natomiast dla osadu zawierającego $580 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$ wzrastała aż do 57°C (rys. 5 i 6).



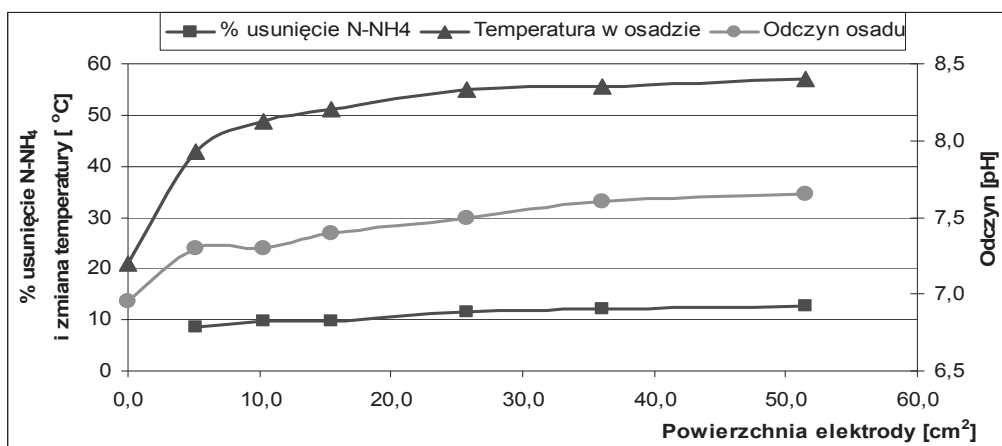
Rys. 5. Wpływ elektrolizy osadu ściekowego o zawartości $150 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$ na procent usuniętego azotu amonowego, pH oraz temperaturę, w zależności od różnej powierzchni elektrod żelaznych

Fig. 5. Effect of electrolysis of sewage sludge containing $150 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$ on the percentage of the removed ammonium nitrogen, pH and temperature, depending on the various surface of iron anode

W trakcie procesu, wzrastał także odczyn elektrolizowanych osadów. Jego wzrost był uzależniony od powierzchni elektrod i maksymalnie osiągał wartość $\text{pH} = 7,8$ i $7,6$ (rys. 5 i 6).

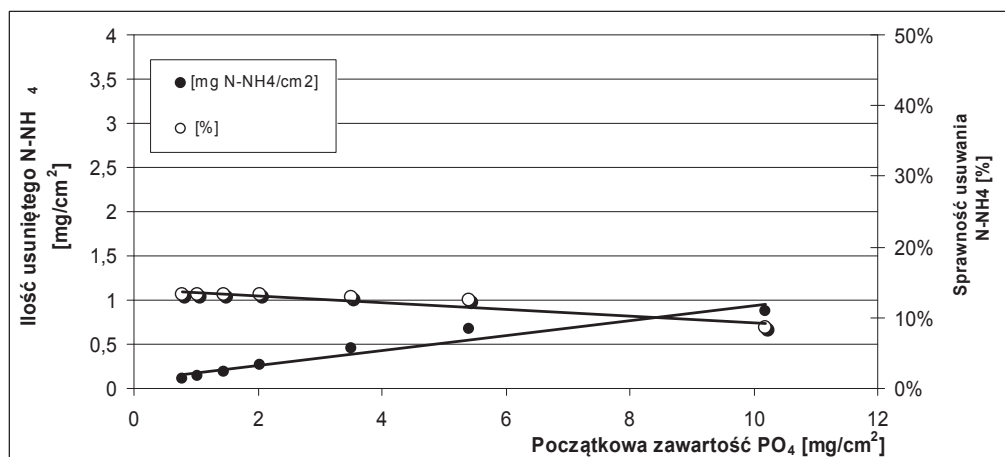
Yoshida i Seki [12] badając sprawność różnego typu elektrod uzyskali efektywność usuwania azotu amonowego na poziomie $75,3\%$, jednak podczas ich badań czas trwania elektrolizy był kilkakrotnie dłuższy i wynosił 210 min . Cabeza [1] prowadził doświadczenia nad możliwością elektrochemicznego usuwania azotu amonowego z odcieków składowiskowych. Z jego badań wynika, że przy zastosowaniu odpowiednich elektrod i odpowiednio długiego czasu elektrolizy (360 min .) ilość usuniętego azotu amonowego z roztworu, może osiągnąć nawet

100%. Powyższe badania wskazują również, że w procesie elektrochemicznego usuwania azotu amonowego podstawowe znaczenie ma materiał zastosowanych elektrod.



Rys. 6. Wpływ elektrolizy osadu ściekowego o zawartości 580 mg N-NH₄/dm³ na procent usuniętego azotu amonowego, pH oraz temperaturę, w zależności od różnej powierzchni elektrod żelaznych

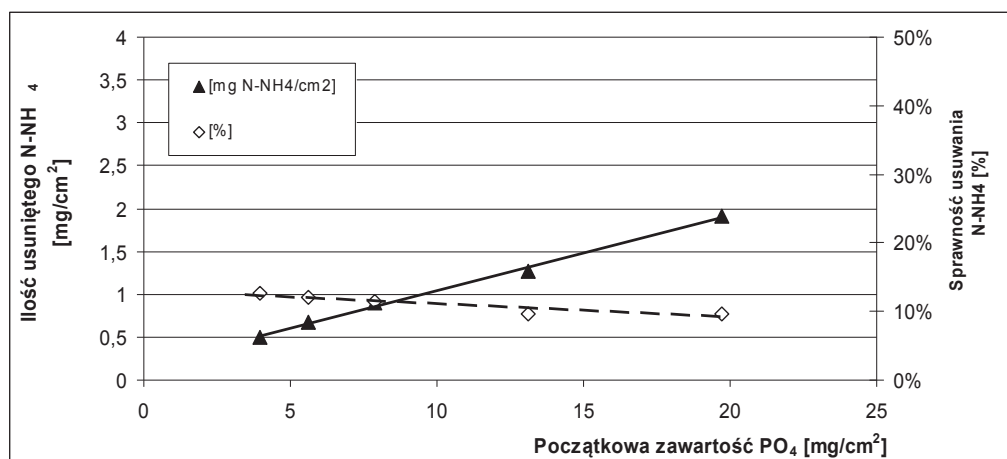
Fig. 6. Effect of electrolysis of sewage sludge containing 580 mg N-NH₄/dm³ on the percentage of the removed ammonium nitrogen, pH and temperature, depending on the various surface of iron anode



Rys. 7. Wpływ jednostkowego obciążenia elektrody żelaznej azotem amonowym na stopień jego usunięcia w przeliczeniu na jednostkę powierzchni elektrody (osady o zawartości 150 mg N-NH₄/dm³)

Fig. 7. Effect of unit load with ammonia nitrogen of iron electrode on the degree of removal per unit of electrode surface (sludge containing 150 mg N-NH₄/dm³)

Ilość usuniętego azotu amonowego w przeliczeniu na jednostkę powierzchni elektrody wzrasta wraz z jego początkową zawartością w osadzie [$\text{mg N-NH}_4/\text{cm}^2$] (rys. 7 i 8). Natomiast ogólna skuteczność określona w % maleje proporcjonalnie do wzrostu zawartości azotu amonowego podobnie jak w przypadku usuwania ortofosforanów.



Rys. 8. Wpływ jednostkowego obciążenia elektrody żelaznej azotem amonowym na stopień jego usunięcia w przeliczeniu na jednostkę powierzchni elektrody (osady o zawartości $580 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$)

Fig. 8. Effect of unit load with ammonia nitrogen of iron electrode on the degree of removal per unit of electrode surface (sludge containing $580 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$)

6. Podsumowanie

Dotychczas wykorzystanie procesów elektrolizy lub elektrokoagulacji rozpatrywano najczęściej pod kątem możliwości oczyszczania wody lub ścieków. W niniejszej pracy zaprezentowano możliwości zastosowania tych metod w przeróbce osadów ściekowych do oczyszczania wód osadowych. Przedstawione rezultaty umożliwiają wyciągnięcie kilku podstawowych wniosków.

1. Elektroliza z wykorzystaniem elektrod żelaznych prowadzona w osadach ściekowych wpływa na zawartość azotu amonowego i ortofosforanów w odciekach uzyskiwanych podczas odwadniania.
2. Efektywność elektrokoagulacji ortofosforanów jest bardzo wysoka w układzie z elektrodami stalowymi i wzrasta wraz z powierzchnią zastosowanych elektrod.

3. Wzrost powierzchni elektrod tylko nieznacznie wpływała na efektywność usuwania azotu amonowego z osadów.

Literatura

1. **Cabeza A., Urtiaga A., Rivero M., Ortiz I.:** *Ammonium removal from landfill leachate by anodic oxidation*. Journal of Hazardous Materials 144, 715÷719, Spain 2007.
2. **Chen G.:** *Electrochemical technologies in wastewater treatment*. Separation and Purification Technology 38, 11÷41. 2004
3. **Ćwikła J., Konieczny K.:** *Ograniczenie ładunku biogenów na oczyszczalni poprzez oczyszczanie wód osadowych w procesie odwróconej osmozy*. Politechnika Śląska, Gliwice 2009.
4. **Gaszyński L.:** *Z prądem i o prądzie*. Warszawa 1981.
5. **Gootzen J.F.E., Wonders A.H., Visscher W., Santen R.A., Veen J.A.R.:** *A DEMS and cyclic voltammetry study of NH₃ oxidation on platinized platinum*. Electrochimica Acta, Vol. 43, Nos 12±13, pp. 1851÷1861. 1998.
6. **Guven G., Perendeci A., Tanyolac A.:** *Electrochemical treatment of simulated beet sugar factory wastewater*. Chemical Engineering Journal 151, 149÷159. 2009.
7. **Irdemez S., Demircioglu N., Sevki Y.:** *The effects of pH on phosphate removal from wastewater by electrocoagulation with iron plate electrodes*. Journal of Hazardous Materials B137, 1231÷1235, 2006.
8. **Irdemez S., Demircioglu N., Sevki Y., Bingul Z.:** *The effects of current density and phosphate concentration on phosphate removal from wastewater by electrocoagulation using aluminum and iron plate electrodes*. Separation and Purification Technology 52, 218÷223. 2006.
9. **Marincl L., Leitz F.B.:** *Electrochemistry* 8, 333. 1978.
10. **Oleszkiewicz J.A.:** *Zasady i praktyka w optymalizacji pracy oczyszczalni ścieków*. Lemtech Konsulting Sp. z o.o. 2005.
11. **Strokach P.P.:** *Electrochemical Industrial Process Biology* 55, 375. 1975.
12. **Yoshida K., Yoshida S., Seki Y., Takashi T. Ihara I., Toyoda K.:** *Basic Study of Electrochemical Treatment of Ammonium Nitrogen Containing Wastewater Using Boron-Doped Diamond Anode*. Sei Technical Review, N-65. 2007.

Effect of Electrolysis on Ammonium Nitrogen and Orthophosphates Content in Sludge Waters

Abstract

The use of electrolysis or electrocoagulation has been usually contemplated with respect to purification of water and wastewater. This study presents the possibility of applying the methods in sludge processing to purify sludge waters. The effect of electrolysis was determined on sludge temperature and pH change and on the concentration of biogenic compounds in effluents produced during their dehydration. The sludge used in the study was obtained from the municipal wastewater treatment plants in Olsztyn and Olsztynek. They contained 47 and 173 mg PO₄/dm³ or 150 and 580 mg N-NH₄/dm³ depending on the experimental series. Electrolysis was conducted at the voltage of 36 V with iron rods. Direct current was generated by a rectifier. The area of one electrode was changed during the experiment from 5.2 to 67 cm². The area and shape of both electrodes were identical. The duration of electrolysis was 30 minutes.

The maximum effectiveness of orthophosphate removal from sludge containing 47 mg PO₄/dm³ was 95%. When electrolysis was applied to purify sludge with a higher initial concentration of orthophosphates, the highest effectiveness achieved after 30 minutes was equal to 81.4%.

The effectiveness of ammonium nitrogen removal ranged from 8.5 to 13.2%. Such low effectiveness may have been caused by the short time of the process or caused by the rapid growth of the sludge temperature. The removal rate of N-NH₄⁺ depended mainly on the initial concentration and – to a minor extent – on the area of electrodes used, which implies that both temperature and pH may have contributed to the removal of the nitrogen species. Changes of pH and temperature depended mainly on the type of sludge used. The temperature achieved with the largest electrode area ranged from 31.9 to 57.0°C. The pH increased proportionally and reached maximum values of 7.6 and 7.8 after 30 minutes of electrolysis (with an area of 67.0 cm²).

Adresy kontaktowe członków Komitetu Redakcyjnego Redaktorzy Działowi

Przewodniczący – Redaktor Naczelny
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. 609800439

Redaktor działu – technika
wodno-ściekowa i utylizacja
odpadów

Z-ca Przewodniczącego –
Z-ca Redaktora Naczelnego
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

Z-ca Przewodniczącego –
Z-ca Redaktora Naczelnego
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
tel. +78125750535
Katedra Sieci i Instalacji Sanitarnych
Politechniki Koszalińskiej,
ul. Śniadeckich 2,
75-453 Koszalin
tel. służbowy +943478588

Redaktor działu – energetyka,
sieci i instalacje

Prof. dr hab. Włodzimierz Deluga
Kierownik Zakładu Marketingu Politechniki
Koszalińskiej,
ul. Kwiatkowskiego 6e,
75-343 Koszalin
tel. służbowy +943439149

Redaktor działu – ekonomika
ochrony środowiska

Prof. dr hab. inż. Józef Domagała
Kierownik Katedry Zoologii Ogólnej
Uniwersytetu Szczecińskiego,
ul. Felczaka 3C,
71-412 Szczecin
tel. służbowy +914441623

Redaktor działu – rezerwy
przyrody – ochrona życia
i zdrowia zwierząt

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: tadeusz.hryniewicz@tu.koszalin.pl

Redaktor działu – współpraca
z zagranicą

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

Prof. dr hab. inż. Hanna Obarska-Pempkowiak
Kierownik Katedry Technologii Wody
i Ścieków Politechniki Gdańskiej,
ul. Narutowicza 11/12,
80-952 Gdańsk
tel. służbowy +583472319

Redaktor działu –
biotechnologia

Prof. dr hab. inż. Michał Palica
Katedra Inżynierii Chemicznej i Procesowej
Politechniki Śląskiej,
ul. M. Strzody 7,
44-100 Gliwice
tel. służbowy +322372832

Redaktor działu – inżynieria
i aparatura chemiczna

Prof. dr hab. Janusz Pempkowiak
Dyrektor Instytutu Oceanologii PAN,
ul. Powstańców Warszawy 55,
81-712 Sopot
tel. służbowy +585517281

Redaktor działu – chemia
i biochemia morza, jezior
i rzek

Prof. dr hab. inż. Czesława Rosik-Dulewska
Dyrektor Instytutu Podstaw Inżynierii
Środowiska PAN, Zabrze,
ul. M. Skłodowskiej-Curie 34,
41-819 Zabrze
tel. służbowy +322716481, +322717040

Redaktor działu – ochrona
powierzchni ziemi

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

Prof. dr hab. Kazimierz Szymański
Dziekan Wydziału Budownictwa i Inżynierii
Środowiska Politechniki Koszalińskiej
Kierownik Katedry Gospodarki Odpadami,
ul. Śniadeckich 2,
75-453 Koszalin
tel. służbowy +943478570

Redaktor działu – chemia

Addresses of Editorial Committee members
Section's editors

Chairman, Editor in Chief
Professor Tadeusz Piecuch,
Head of the Division of Water-Sludge
Technology and Waste Utilization, Koszalin
University of Technology,
Śniadeckich 2,
75-453 Koszalin
Tel. +48943478525,
mobile +48609800439

Editor-in-Chief,
Water-Sludge Technology
and Waste Utilization

Vice-Chairman, Vice Editor in Chief
Professor Wojciech Piotrowski,
Head of the Division of Biological Agriculture
Fundamentals, Koszalin University of Technology,
Raławicka 15-17,
75-620 Koszalin
Tel. +48943478301

Associate Editor,
Ecological Agriculture

Vice-Chairman, Vice Editor in Chief
Professor Aleksander Szkarowski
Saint-Petersburg State University of Architecture
and Civil Engineering (SPSUACE)
2-nd Krasnoarmeiskaia St. 4,
190005 St. Petersburg, Russia,
phone +78125750535
Division of Networks and Sanitary Installations
Koszalin University of Technology,
Śniadeckich 2,
75-453 Koszalin
Tel. +48943478588

Associate Editor,
Power Industry, Networks
and Installations

Professor Włodzimierz Deluga
Head of Division of Marketing, Koszalin
University of Technology,
Kwiatkowskiego 6E,
75-620 Koszalin
Tel. +48943439149

Associate Editor,
Economics of
Environment Protection

Professor Józef Domagała
Head of Division of General Zoology,
University of Szczecin,
ul. Felczaka 3C,
71-412 Szczecin
Tel. +48914441623

Associate Editor,
Nature Reserves,
Protection
of Life and Health
of Animals

Professor Tadeusz Hryniewicz
Head of the Division of Electrochemistry
and Surface Technology, Koszalin University
of Technology,
Racławicka 15-17,
75-620 Koszalin
Tel./Fax: +48943478244,
e-mail: tadeusz.hryniewicz@tu.koszalin.pl

Associate Editor,
Surface Electrochemistry,
Foreign Affairs and
International Co-operation

MD Seweryn Jurgielaniec
ex MoP of The Sejm of the Republic of Poland,
1 Maja 26/1,
78-200 Białogard
mobile +48602788 544

Associate Editor,
Health Protection

Professor Hanna Obarska-Pempkowiak
Head of Division of Water and Sewage
Technology, Gdańsk University of Technology,
Narutowicza 11/12,
80-952 Gdańsk
Tel. +48583472319

Associate Editor,
Biotechnology

Professor Michał Palica

Division of Chemical and Process Engineering,
Silesian University of Technology,
M. Strzody 7,
44-101 Gliwice
Tel. +48322372832

Associate Editor,
Chemical Engineering
and Equipment

Professor Janusz Pempkowiak,

Head of Institute of Oceanology Polish Academy
of Sciences,
Powstańców Warszawy 55,
81-712 Sopot
Tel. +48585517281

Associate Editor,
Sea, Lake and River
Chemistry and
Biochemistry

Professor Czesława Rosik-Dulewska

Head of Institute of Environmental Engineering
Polish Academy of Sciences, Zabrze,
M. Skłodowskiej-Curie 34,
41-819 Zabrze
Tel. +48322716481, +48322717040

Associate Editor,
Land Surface Protection

Professor Mirosław Szklarczyk

Institute of Environment Protection Engineering,
Wrocław University of Technology,
Wybrzeże Wyspiańskiego 27,
50-370 Wrocław
Tel. +48713202055

Associate Editor,
Air Protection, Gas
Neutralization
and De-Dusting

Professor Kazimierz Szymański

Dean of Faculty of Civil And Environmental
Engineering, Koszalin University of Technology,
Head of Division of Waste Management
Śniadeckich 2,
75-453 Koszalin
Tel. +48 94 3478570

Associate Editor,
Chemistry

Wykaz Instytucji – Bibliotek, do których zawsze przekazywano wydawnictwo

Thomson Reuters
500 Spring Garden Street, 4th Floor, Pa 19130, 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 forwarded

Thomson Reuters
500 Spring Garden Street, 4th Floor, Pa 19130, 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