

---

# EKONOMIA i ŚRODOWISKO

---

**Czasopismo Europejskiego Stowarzyszenia  
Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych**

numer 2 (45) • 2013



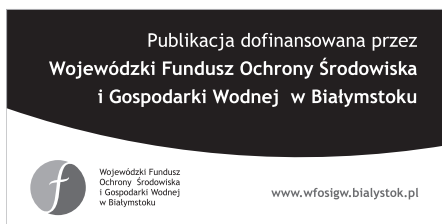
Wydawnictwo *Ekonomia i Środowisko*

---

---

copyright © by: Fundacja Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych  
Białystok 2013

ISSN 0867-8898



Wydanie czasopisma dofinansowane przez  
**Ministra Nauki i Szkolnictwa Wyższego**



**Wydawca:** Fundacja Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych  
15-092 Białystok, ul. Sienkiewicza 22  
tel. +48-85 744 60 96, fax: +48-85 746 04 97  
[www.fe.org.pl](http://www.fe.org.pl); e-mail: [fundacja@fe.org.pl](mailto:fundacja@fe.org.pl)

**Redaktor:** Janina Demianowicz

**Tłumacz języka  
angielskiego:** Łukasz Ławrysz

**Korektor:** Elżbieta Alicka

**Projekt i skład:** Agencja Wydawnicza EkoPress  
Andrzej A. Poskrobko  
tel. 601 311 838  
e-mail: [pracownia@list.pl](mailto:pracownia@list.pl)

**Druk i oprawa:** Zakład Poligraficzny ARES s.c.

---

---

# EKONOMIA I ŚRODOWISKO

Czasopismo Europejskiego Stowarzyszenia Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych  
– Oddział Polski

## ECONOMICS AND ENVIRONMENT

Journal of the European Association of Environmental and Resource Economists  
– Polish Division

### RADA PROGRAMOWA

prof. Zbigniew Bochniarz (USA) • prof. Tadeusz Borys • prof. Adam Budnikowski  
prof. Józefa Famielec • prof. Bogusław Fiedor • prof. Wojciech J. Florkowski (USA)  
prof. Kazimierz Górka • prof. Włodzimierz Kaczyński (USA) • prof. Teresa Łaguna  
prof. Rafał Miłaszewski • prof. Anatolij I. Popow (Rosja) • prof. Bazyli Poskrobko  
prof. Leszek Preisner • prof. Tomasz Żylicz

### ZESPÓŁ REDAKCYJNY

*Redaktor naczelny* – dr inż. Elżbieta Broniewicz  
*Redaktorzy działowi* – dr hab. Stanisław Czaja  
dr hab. Eugeniusz Kośmicki, dr hab. Barbara Kryk  
dr hab. Dariusz Kielczewski, dr hab. Małgorzata Burchard  
*Redaktor statystyczny* – dr Elżbieta Gołąbeska  
*Sekretarz redakcji* – dr Bogumiła Powichrowska

### RECENZENCI

prof. dr hab. inż. Krzysztof Wierzbicki • dr hab. Eugeniusz Kośmicki  
• dr hab. Dariusz Kielczewski, prof. UwB • prof. dr hab. inż. Rafał Miłaszewski  
• prof. zw. dr hab. inż. Stanisław Biedugnis • prof. dr hab. inż. Marek Lebedowski  
• prof. dr hab. inż. Andrzej Królikowski • dr hab. inż. Wojciech Janczukowicz, prof. UWM  
• prof. dr hab. inż. Marek M. Sozański • prof. dr hab. inż. Lech Dzienis  
• dr hab. Mirosław Skorbiłowicz • dr hab. inż. Jacek Piekarski, prof. PK

---

# SPIS TREŚCI

## PROBLEMY TEORETYCZNE I METODYCZNE

|                                                                                                                                                                                |    |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Agnieszka Becla, Stanisław Czaja, Anetta Zielińska, Pozaekonomiczne użytki środowiska przyrodniczego a usługi ekosystemów w świetle współczesnego rachunku ekonomicznego ..... | 10 |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|

## POLITYKA EKOLOGICZNA I ZARZĄDZANIE ŚRODOWISKIEM

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                |    |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Marian Flis, Szkody komunikacyjne z udziałem dzikich zwierząt – postępowanie oraz kwestie odpowiedzialności .....                                                                                                                                                                                                                                              | 24 |
| Rafał Miłaszewski, Pertes économiques résultant de la pollution des eaux de surface ( <i>Straty gospodarcze spowodowane zanieczyszczeniem wód powierzchniowych</i> ) .....                                                                                                                                                                                     | 31 |
| Maria Walery, Studium zarządzania systemem gospodarki odpadami medycznymi w aspekcie ekonomicznym .....                                                                                                                                                                                                                                                        | 41 |
| Damian Januszewski, Oszacowanie wielkości powierzchni zasiewów pod kukurydzę przeznaczoną na pozyskanie kiszonki do produkcji biogazu rolniczego w Polsce .....                                                                                                                                                                                                | 51 |
| Menlibai M. Myrzahmetov, Gulnar Kudzhibaeva, Hydroecological bases of the interstate agreement on rational use and protection of water resources of the Ile watershed (the Republic of Kazakhstan) ( <i>Hydroekologiczne aspekty międzypaństwowego porozumienia o racjonalnym użytkowaniu i ochronie zasobów wodnych działu rzeki Ili (Kazachstan)</i> ) ..... | 59 |
| Joanna Jeż-Walkowiak, Wymagania stawiane materiałom filtracyjnym .....                                                                                                                                                                                                                                                                                         | 70 |

## STUDIA I MATERIAŁY

|                                                                                                                                                                                                            |     |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Stanisław Urban, Maciej Dziuk, Wpływ na środowisko wytwarzania energii elektrycznej w elektrowniach opalanych węglem kamiennym .....                                                                       | 84  |
| Izabela Anna Tałałaj, Zastosowanie odwróconej osmozy w procesie oczyszczania odcieków .....                                                                                                                | 93  |
| Anna Siemieniuk, Joanna Szczykowska, Józefa Wiater, Sezonowe zmiany stanu troficznego zbiorników retencyjnych .....                                                                                        | 107 |
| Krzysztof Pakuła, Dorota Kalembasa, Marcin Becher, Osad denny w kanale odprowadzającym wody po oczyszczeniu ścieków komunalnych .....                                                                      | 117 |
| Beata Malczewska, Stanisław Czaban, Robert Głowski, Robert Świerzko, Tadeusz Kiwacz, Wstępne badania własności reologicznych mieszanin popiołowo-wodnych .....                                             | 128 |
| Iwona Kłosok-Bazan, Usuwanie żelaza występującego w połączeniach organicznych z wód podziemnych .....                                                                                                      | 137 |
| Joanna Ryschka, Adam Rak, Hybrydowy proces biologicznego oczyszczania ścieków w złożu tarczowym napędzanym powietrzem .....                                                                                | 144 |
| Jelena Gogina, Dienis Pawłow, Иновационная технология оборотного водоснабжения гальванического производства ( <i>Innowacyjna technologia obrotowego zaopatrzenia w wodę produkcji galwanicznej</i> ) ..... | 153 |



|                                                                                                                                                                                               |     |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Robert Nowak, Wpływ prędkości filtracji na usuwanie manganu i żelaza z wody na wybranych złożach filtracyjnych .....                                                                          | 160 |
| Elżbieta Stachniewicz, Marek Lebieadowski, Tomasz Kiełbasa, Kolmatacyjne własności wybranych frakcji osadów sedimentujących w ulicznych wpustach deszczowych .....                            | 169 |
| Beata Lorenc, Anatoli Hurynovich, Analiza efektywności eksploatacji ujęć wód podziemnych .....                                                                                                | 181 |
| Dariusz Andraka, Georgij Cherednik, Automatyczny system zarządzania poborem i dystrybucją wody jako element zrównoważonego systemu eksploatacji na przykładzie miasta Żodino (Białoruś) ..... | 193 |

## PROBLEMATYKA OGÓLNOEKOLOGICZNA I SPOŁECZNA

|                                                                                                                                                                                        |     |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Tomasz Ordza, Eliza Rybska, „Energia do zmian”, czyli kampania społeczna i jej oddziaływanie w obrębie edukacji ekologicznej. Studium przypadku na podstawie problemu bioodpadów ..... | 204 |
| Monika Kolendo, Łukasz Kolendo, Model decyzyjny GIS we wspomaganiu wyboru lokalizacji składowiska odpadów komunalnych (na przykładzie części powiatu białostockiego) .....             | 214 |
| Oksana Seroka-Stolka, Ocena wdrożenia dobrowolnych instrumentów zarządzania środowiskiem w małych i średnich przedsiębiorstwach regionu częstochowskiego .....                         | 224 |
| Alina Pruss, Wpływ procesu zmiękczenia wody dostarczonej do budynku na jej jakość .....                                                                                                | 233 |
| Paweł Biedka, Wpływ zmian temperatury na przebieg procesów związanych z eutrofizacją jezior .....                                                                                      | 242 |
| Katarzyna Ignatowicz, Mogilniki pestycydowe w Polsce – problem wciąż aktualny .....                                                                                                    | 255 |
| Krzysztof Nytko, Izabela Bartkowska, Analiza raportów oddziaływania na środowisko oczyszczalni ścieków komunalnych .....                                                               | 264 |

## RECENZJE, OMÓWIENIA, PRZEGLĄDY

|                                                                                                                                                                                                                                            |     |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Eugeniusz Kośmicki, Damian Durnaś, Czy istnieje możliwość przewyciężenia neoliberalizmu w gospodarce i ekonomii? Uwagi na marginesie książki: Johannes Müller, Ökonomische Zeitenwende. Globaler Systemwettbewerb im 21. Jahrhundert ..... | 276 |
| Józefa Famielec, Konferencja naukowa „Neoliberalizm, ordoliberalizm, austriacka szkoła ekonomii a ład gospodarczy kapitalizmu”, Białystok 11-12 marca 2013 roku .....                                                                      | 285 |
| Informacje dla autorów .....                                                                                                                                                                                                               | 288 |

# CONTENTS

## THEORETICAL AND METHODOLOGICAL PROBLEMS

|                                                                                                                                                                                  |    |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Agnieszka Becla, Stanisław Czaja, Anetta Zielińska, Non-economic arable lands of natural environment versus ecosystems' services in the eye of modern economic calculation ..... | 10 |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|

## ECOLOGICAL POLICY AND ENVIRONMENTAL MANAGEMENT

|                                                                                                                                                                                                          |    |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Marian Flis, Transportation damages made by wild animals – procedure and responsibility issues .....                                                                                                     | 24 |
| Rafał Miłaszewski, Economic losses generated by surface water pollution .....                                                                                                                            | 31 |
| Maria Walery, An economic study of the medical waste management system .....                                                                                                                             | 41 |
| Damian Januszewski, Estimation of volume of acreage for growing sweet corn used for acquiring silage for production of agricultural biogas in Poland .....                                               | 51 |
| Menlibai M. Myrzahmetov, Gulnar Kudzhibaeva, Hydroecological bases of the interstate agreement on rational use and protection of water resources of the ile watershed (The Republic of Kazakhstan) ..... | 59 |
| Joanna Jeż-Walkowiak, Requirements for filtration materials .....                                                                                                                                        | 70 |

## STUDIES AND RESEARCH WORK

|                                                                                                                                                                                       |     |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Stanisław Urban, Maciej Dzikuć, The impact of electricity production in coal-fired power plants on environment .....                                                                  | 84  |
| Izabela Anna Tałała, Treatment of landfill leachate with reverse osmosis .....                                                                                                        | 93  |
| Anna Siemieniuk, Joanna Szczykowska, Józefa Wiater, Seasonal changes of trophic state in retention reservoirs .....                                                                   | 107 |
| Krzysztof Pakuła, Dorota Kalembasa, Marcin Becher, Bottom sediment in canal disposing water after reclaimed municipal wastewaters treatment .....                                     | 117 |
| Beata Malczewska, Stanisław Czaban, Robert Głowski, Robert Świerko, Tadeusz Kiwacz, Preliminary measurement of rheological property of ash-water mixtures .....                       | 128 |
| Iwona Kłosok-Bazan, Elimination of iron occurring with organic compounds from underground water..                                                                                     | 137 |
| Joanna Ryschka, Adam Rak, Hybrid biological wastewater treatment process in air driven rotating biological contactor .....                                                            | 144 |
| Jelena Gogina, Dienen Pawłow, Innovative technology of rotary water supply in galvanic production .....                                                                               | 153 |
| Robert Nowak, The effect of flow rate on the manganese and iron removal from water on the selected filtration beds .....                                                              | 160 |
| Elżbieta Stachniewicz, Marek Lebedowski, Tomasz Kiełbasa, Colmatage properties of selected sediment fractions sedimenting in street rain drainage .....                               | 169 |
| Lorenc Beata, Anatoli Hurynovich, Analysis of the operating efficiency of underground water intakes .....                                                                             | 181 |
| Dariusz Andraka, Georgij Cherednik, Automatic system of water supply management as the element of sustainable maintenance system on the example of Zodino waterworks (Bielorus) ..... | 193 |

## ECOLOGICAL AND SOCIAL ISSUES

|                                                                                                                                                                                      |     |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Tomasz Ordza, Eliza Rybska, "Energy for changes" the social campaign and the impact on ecological education. Study case on base of biowaste problem .....                            | 204 |
| Monika Kolendo, Łukasz Kolendo, GIS decision model in supporting of selection of localizations for municipal landfill sites (using as an example part of Białostocki district) ..... | 214 |
| Oksana Seroka-Stolka, The assessment of environmental management voluntary instruments in companies from the SME sector in the region of Częstochowa .....                           | 224 |
| Alina Pruss, The impact of softening process on the quality of water distributed to the building .....                                                                               | 233 |
| Paweł Biedka, Effect of temperature fluctuation on the eutrophication processes in lakes .....                                                                                       | 242 |
| Katarzyna Ignatowicz, Pesticide graveyards in Poland – actuality problem .....                                                                                                       | 255 |
| Krzysztof Nytko, Izabela Bartkowska, Analysis of environmental impact assessments for municipal wastewater treatment plants .....                                                    | 264 |

## DISCUSSION AND REVIEWS

|                                                                                                                                                                                                                  |     |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Eugeniusz Kośmicki, Damian Durnaś, Is there any way to overcome neoliberalism in economy and industry? Margin notes: Johannes Müller, Ökonomische Zeitenwende. Globaler Systemwettbewerb im 21. Jahrhundert..... | 276 |
| Józefa Famielec, Scientific Conference „Neoliberalism, ordoliberalism, the Austrian School of economics and the economic order of capitalism”, Białystok 11-12 march 2013 .....                                  | 285 |
| Information for the authors .....                                                                                                                                                                                | 289 |



---

# PROBLEMY TEORETYCZNE I METODYCZNE

THEORETICAL  
AND METHODOLOGICAL  
PROBLEMS



Agnieszka Becla • Stanisław Czaja • Anetta Zielińska

# POZAEKONOMICZNE UŻYTKI ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO A USŁUGI EKOSYSTEMÓW W ŚWIETLE WSPÓŁCZESNEGO RACHUNKU EKONOMICZNEGO

---

Agnieszka Becla, dr – Uniwersytet Ekonomiczny we Wrocławiu

Stanisław Czaja, dr hab. prof. UE – Uniwersytet Ekonomiczny we Wrocławiu

Anetta Zielińska, dr – Uniwersytet Ekonomiczny we Wrocławiu

adres korespondencyjny:

Wydział Ekonomii, Zarządzania i Turystyki w Jeleniej Górze

Katedra Zarządzania Jakością i Środowiskiem

e-mail: agabecla@wp.pl

adres korespondencyjny:

Wydział Nauk Ekonomicznych

Katedra Ekonomii Ekologicznej

e-mail: anettaz@02.pl

## NON-ECONOMIC ARABLE LANDS OF NATURAL ENVIRONMENT VERSUS ECOSYSTEMS' SERVICES IN THE EYE OF MODERN ECONOMIC CALCULATION

**SUMMARY:** The aim of study is to identify non-economic arable lands of natural environment in the context of services of ecosystems and to underline methodological and financial issues, which should be solved, so that it would be possible to include services of ecosystems into an economic calculation.

In this study the relationships among non-economic arable lands of natural environment and services of ecosystems were identified and distinguished, also certain flaws of traditional economic calculation were recognized.

**KEY WORDS:** non-economic arable lands, ecosystem service, economic calculation

---

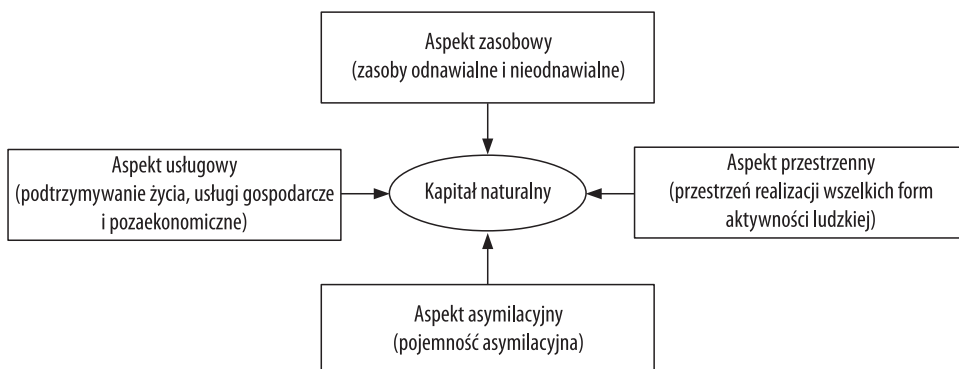
## Wstęp

Istotną kwestią analiz ekonomiczno-ekologicznych jest identyfikacja pojęcia kapitał naturalny i jego waloryzacja ekonomiczna i pozaekonomiczna. W literaturze istnieje wiele definicji tego pojęcia i dyskusja nad nimi nie jest przedmiotem poniższego opracowania. Na potrzeby dalszych rozważań przyjęto, że kapitał naturalny są to „wszystkie komponenty i elementy środowiska przyrodniczego niezbędne do biologicznego zachowania gatunku ludzkiego (istnienia i życia człowieka) oraz funkcjonowania ludzkiej cywilizacji (w tym gospodarki). Składa się z podstawowego i dodatkowego kapitału naturalnego”<sup>1</sup>. Każdy element i komponent środowiska przyrodniczego generuje określone użytki, które stają się dostępne (użyteczne) dla człowieka i/lub które uświadamia on sobie na pewnym etapie rozwoju wiedzy w tym zakresie.

W kontekście użytkowania kapitału naturalnego stają się one, obok wymiaru zasobowego i asymilacyjnego, podstawowym jego walorem (korzyścią).

Rysunek 1

Wymiary istnienia i funkcjonowania kapitału naturalnego w kontekście jego użytkowania przez człowieka



Źródło: opracowanie własne.

Każdy z aspektów istnienia i funkcjonowania kapitału naturalnego (rysunek 1) wzbudza duże zainteresowanie, posiadając jednocześnie bogatą literaturę problemu. Wymiar usługowy, związany z podtrzymywaniem życia na planecie oraz świadczeniem różnorodnych użytków ekonomicznych i pozaekonomicznych, jest obecnie przedmiotem szczególnego zainteresowania. Historycznie wywodzi się od koncepcji *amenity uses* Johna Steuarta Milla, stając się nie tylko podstawą wielu ciekawych badań i koncepcji, ale również generując wiele fundamental-

<sup>1</sup> S. Czaja, A. Becla, *Ekologiczne podstawy procesów gospodarowania*, Wyd. Akademii Ekonomicznej, Wrocław 2007, s. 62.

nych wręcz zagadnień teoretyczno-poznawczych (na przykład ich ekonomicznej wartości czy użyteczności) oraz obrachunkowych (na przykład waloryzacja i włączenie do rachunku mikroekonomicznego i makroekonomicznego).

Celem poniższego opracowania jest identyfikacja pozaekonomicznych użytków środowiska przyrodniczego w kontekście usług ekosystemów oraz zwrócenie uwagi na problemy metodyczno-obrachunkowe, które należy rozwiązać, aby możliwe było włączenie usług ekosystemów do rachunku ekonomicznego. Jeżeli usługi ekosystemów oraz towarzyszące im użytki (pozaekonomiczne i ekonomiczne) mają stać się elementem rachunku ekonomicznego, niezbędne jest skuteczne rozwiązanie kilku istotnych wyzwań w postaci ograniczeń i uwarunkowań.

Badanie oparte jest na studiach porównawczych i krytycznej analizie piśmiennictwa. W studiach metodyczno-obrachunkowych wykorzystano analizę konstrukcji wskaźników oraz badania charakteru metod ewidencyjno-obrachunkowych stosowanych w rachunku ekonomicznym. Autorzy przeprowadzili takie badania w kontekście wykorzystania analizy kosztów-korzyści w wycenie środowiska przyrodniczego i ich wyniki zamieścili we wcześniejszych publikacjach.<sup>2</sup>

W efekcie zastosowanej procedury badawczej otrzymano między innymi:

- rozpoznanie i rozróżnienie związków pomiędzy pozaekonomicznymi użytkami środowiska przyrodniczego a usługami ekosystemów,
- rozpoznanie wybranych niedostatków tradycyjnego rachunku ekonomicznego.

## Istota funkcji i walorów przyrodniczych ekosystemów

Ekosystemy (zwłaszcza leśne) spełniają wiele pozagospodarczych funkcji związanych z wpływem na: pogodę i klimat, oczyszczanie atmosfery ziemskiej z dwutlenku węgla, zachowanie bioróżnorodności we wszystkich jej formach, regulowanie stosunków wodnych, produkcję biomasy użytkowanej poza produkcją przemysłową (grzyby, owoce leśne, drewno opałowe użytkowane bez wycin-ki) oraz wchłanianie niektórych zanieczyszczeń.

Ekosystemy pochłaniają i neutralizują różnorodne zanieczyszczenia i włączają je do obiegu materii, oczyszczając w ten sposób środowisko przyrodnicze. Rośliny asymilują dwutlenek węgla i inne gazy cieplarniane, regulując klimat i warunki pogodowe w skali całego świata i w skali lokalnej (mikroklimat); na przykład lasy są bardzo dobrym absorbentem hałasu i jonizują powietrze. W różnym zakresie poszczególne ekosystemy regulują także gospodarkę wodną i obiegi hydrologiczne<sup>3</sup>.

Ekosystemy generują wiele użytków pozaekonomicznych (rysunek 2). Należą do nich walory o charakterze estetycznym i kulturalnym, etycznym i filozoficznym. Są to także użytki rekreacyjno-wypoczynkowe czy konsumpcyjno-użytko-

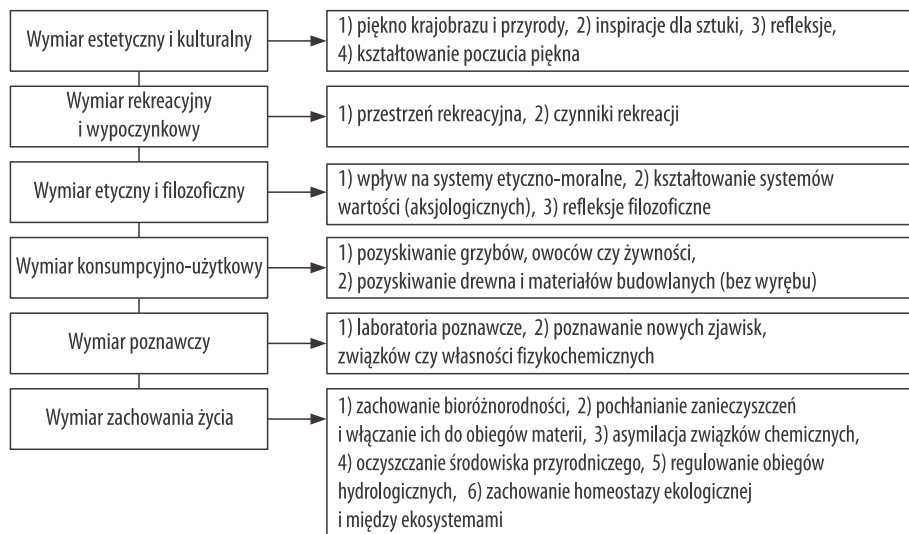
<sup>2</sup> Porównaj: A. Becla, S. Czaja, A. Zielińska, *Analiza kosztów-korzyści w wycenie środowiska przyrodniczego*, Wyd. Difin, Warszawa 2012.

<sup>3</sup> S. Czaja, A. Becla, *Ekologiczne podstawy procesów gospodarowania*, Wyd. Akademii Ekonomicznej, Wrocław 2007, s. 232-233.



Rysunek 2

## Podstawowe pozaekonomiczne użytki środowiska przyrodniczego



Źródło: S. Czaja, A. Becla, *Ekologiczne postawy ...*, op. cit., s. 231.

we. Środowisko przyrodnicze od początku istnienia człowieka oraz ludzkiej cywilizacji było przedmiotem procesów poznania. Ponadto, co najważniejsze, usługi środowiskowe decydują o zachowaniu życia w każdej znanej nam formie.

Pierwszą grupę użytków pozagospodarczych stanowią te, które obejmują wymiar estetyczny i kulturowy. Środowisko przyrodnicze inspiruje artystów i zwykłych ludzi pięknem krajobrazu i przyrody. Wpływa na kształtowanie się poczucia piękna u poszczególnych osób oraz w grupach społecznych, a także wzbudza liczne refleksje estetyczne.

Inną ważną grupą użytków pozaekonomicznych jest wymiar rekreacyjny i wypoczynkowy. Środowisko przyrodnicze jest przestrzenią, gdzie ma miejsce rekreacja i wypoczynek, a jednocześnie w ramach środowiska przyrodniczego funkcjonują czynniki warunkujące tę rekreację i wypoczynek, jak na przykład światło słoneczne, czysta woda, zachowane krajobrazy czy niezanieczyszczone powietrze atmosferyczne.

Środowisko przyrodnicze generuje również użytki w wymiarze etycznym i filozoficznym. Jak dowodzą badania nad rozwojem systemów etyczno-moralnych, stosunek do środowiska przyrodniczego i jego poszczególnych komponentów oraz elementów wpływają na ich postać. Prawa przyrody odgrywają doniosłą rolę w konstituowaniu ludzkiego i pozaludzkiego życia.

Istotną rolę odgrywają użytki o charakterze konsumpcyjnym. Należą do nich znane zbieraczom grzyby, runo leśne, zwierzęta konsumowane przez ludzi, owoce i inne użyteczne elementy, takie jak na przykład zioła czy trucizny. Drewno zbierane w lasach, w postaci chrustu (bez wyrębu drzew), użytkowane jest również jako opał.

Dodatkowo środowisko przyrodnicze jest najważniejszym laboratorium poznawczym człowieka. W środowisku przyrodniczym odkrywa się wiele użytecznych dla człowieka substancji, zjawisk czy właściwości. Przykładem mogą być bakterie *Salinospora* występujące w glebie oraz osadach na dnie morskim, należące do promieniowców. Ten rodzaj bakterii jest już używany do produkcji antybiotyków – streptomycyny i wankomycyny, lekarstwa „ostatniej szansy” w najcięższych zakażeniach<sup>4</sup>. Inny walor pozaekonomiczny tkwi w medycynie niekonwencjonalnej (alternatywnej) - opiera się ona na wykorzystaniu naturalnych substancji. Działanie lecznicze pleśni jest znane od starożytności (papyrus Ebersa). Potwierdzone są również zalety lecznicze wielu ziół, balneoterapii (kąpeli w gorących i mineralnych wodach), krioterapii, fitoterapii, hipnoterapii (na podstawie kontaktu z koniem) czy dogoterapii (na podstawie kontaktu z psem), akupunktury, stawiania baniek (działania rozgrzanego alkoholu i próżni). Klasycznym przykładem rośliny o wielu walorach leczniczych jest czosnek. Użytkowano go w tym charakterze już w starożytnym Egipcie czy Grecji, co potwierdzają papyry oraz zalecenia Hipokratesa. W XX wieku przebadano substancje zawarte w czosnku. Allicyna działa przeciwbakteryjnie, trójsiarczek dwualliku działa bakteriobójczo i bakteriostatycznie, a związki siarki – inhalacyjnie<sup>5</sup>. Podobnie jest z żeń-szeniem<sup>6</sup>.

Najważniejszym wymiarem funkcji i walorów środowiska przyrodniczego jest wpływ na zachowanie życia w każdej znanej nam formie. Łączy się on z zachowaniem bioróżnorodności w każdej postaci, z pochłanianiem zanieczyszczeń i włączaniem ich do obiegu materii, a także z asymilacją związków chemicznych, oczyszczaniem środowiska przyrodniczego czy regulowaniem obiegu hydrologicznych. W efekcie finalnym zachowywana jest homeostaza ekologiczna i pomiędzy ekosystemami.

## Pojęcie i klasyfikacje usług ekosystemowych

Najczęściej pozaekonomiczny potencjał środowiska przyrodniczego opisywany jest w postaci „usług” dostarczanych przez ekosystemy. Bezpośrednie korzyści z przyrody znane są w postaci zdrowej żywności, pitnej wody, naturalnych paliw czy naturalnych włókien. Jednak istotne są również inne „dary natury”, które są wykorzystywane, będące rezultatem skomplikowanych procesów i interakcji, takich jak: tworzenie gleb, neutralizacja zanieczyszczeń, ochrona przed żywiołami (na przykład wichury, powodzie) oraz stabilizacja klimatu Ziemi.

Termin „usługi ekosystemowe” oznacza zestaw wytworów oraz funkcji ekosystemu, które są przydatne dla społeczeństwa. Wytwory te obejmują między innymi dobra materialne bezpośrednio wykorzystywane przez człowieka. Nato-

<sup>4</sup> Patrz szerzej: „Applied and Environmental Microbiology” 2002 t. 68, nr 10, s. 4699-5208.

<sup>5</sup> M. Załoga, *Miedzy magią a medycyną*, „Wiedza i Życie” 2003 nr 3, s. 30-37.

<sup>6</sup> D. Strielnikoff, *Żeń-szeń – tły pięknej Lao*, „Wiedza i Życie” 2002 nr 10, s. 32-35.

miast przydatne funkcje obejmują na przykład funkcje podtrzymujące możliwość życia (choćby funkcje oczyszczające) oraz podnoszące jego jakość (przykładowo walory estetyczne i dobra kulturowe czy naukowe). W takim ujęciu usługi ekosystemowe związane są z procesami ekosystemowymi i obejmują pobór materii, energii i informacji ze środowiska przyrodniczego, również w jego naturalnej, nieprzetworzonej przez człowieka postaci. Wraz z wytworami rąk ludzkich zaspokajają one fundamentalne potrzeby społeczeństwa, mają bezpośredni wpływ na ludzkie zdrowie i wpływają na dobrobyt materialny<sup>7</sup>.

Do produktów wytwarzanych przez ekosystemy zalicza się żywność (mięso, ryby, warzywa), wodę, paliwa i drewno, a spośród funkcji należy wymienić zaopatrzenie w wodę i oczyszczanie powietrza, naturalny recykling odpadów, tworzenie gleby i zapylenie, jak również mechanizmy regulacyjne, przy pomocy których przyroda sama kontroluje warunki klimatyczne oraz populacje zwierząt, owadów i innych organizmów.

W literaturze usługi ekosystemowe podzielono między innymi na<sup>8</sup>:

- usługi wspomagające – usługi, które są niezbędne do funkcjonowania innych usług ekosystemowych (na przykład procesy glebotwórcze, fotosynteza, produkcja pierwotna, krążenie materii, obieg pierwiastków);
- usługi zaopatrzeniowe – produkty uzyskane z ekosystemów (na przykład żywność, paliwa, włókna, zasoby genetyczne, substancje biochemiczne, naturalne farmaceutyki, zasoby wody, zasoby surowców naturalnych na potrzeby sztuki, kultury – na przykład drewno do wyrobu zdobień, rzeźb);
- usługi regulacyjne – korzyści uzyskane z regulacji/kontroli procesów wewnątrz ekosystemu i pomiędzy ekosystemami (na przykład regulacja jakości powietrza, regulacja klimatu, regulacja jakości wody, oczyszczanie wody, kontrola erozji, łagodzenie skutków klęsk żywiołowych, kontrola zanieczyszczeń, proces zapyłania);
- usługi kulturowe – korzyści niematerialne uzyskane z ekosystemów (na przykład wartość poznawcza, rekreacyjna, refleksyjna, doznania estetyczne i wzbogacenie duchowe).

Usługi zaopatrzeniowe obejmują zasoby materialne bezpośrednio pobierane ze środowiska przyrodniczego, takie jak: produkty żywnościowe, surowce włókniste, drewno. Można je analizować i oceniać (także w kategoriach ekonomicznych) oddzielnie dla każdego najmniejszego ekosystemu. Cechą charakterystyczną usług kulturowych jest to, że można z nich korzystać wielokrotnie, a sposób ich wykorzystania zależy w znacznym stopniu od preferencji poszczególnych grup społecznych. Pozostałe grupy usług są mniej znane i często niedoceniane. Usługi regulacyjne związane są między innymi z modyfikacją składu atmosfery, homeostazą dużych systemów ekologicznych oraz procesami geomorfologicznymi

<sup>7</sup> J. Solon, *Koncepcja „Ecosystem Services” i jej zastosowania w badaniach ekologiczno-krajobrazowych*, w: *Struktura i funkcjonowanie systemów krajobrazowych: meta-analizy, modele, teorie i ich zastosowania*, red. T.J. Chmielewski, „Problemy Ekologii Krajobrazu” 2008 t. 21, s. 26.

<sup>8</sup> *Milenijna Syntetyczna Ocena Ekosystemów (Millennium Ecosystem Assessment Synthesis Report)*, 2005, [www.maweb.org](http://www.maweb.org) [02-06-2006].

Tabela 1  
Klasyfikacja usług ekosystemowych

| Typ usługi                                               | Rodzaje usług                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               |
|----------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Usługi surowcowe, produkcyjne i transformacyjne          | <ul style="list-style-type: none"> <li>• produkcja tlenu, produkcja wody</li> <li>• produkcja żywności</li> <li>• pula genowa jako rezerwa elastyczności</li> <li>• produkcja zasobów medycznych</li> <li>• produkcja surowców dla odzieży i dóbr gospodarstw domowych</li> <li>• produkcja surowców dla budownictwa i przemysłu</li> <li>• produkcja substancji biochemicznych</li> <li>• przygotowanie paliw i energii, produkcja pasz i nawozów</li> </ul>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               |
| Usługi regulacyjne i utylizacyjne                        | <ul style="list-style-type: none"> <li>• ochrona przed szkodliwymi oddziaływaniami kosmicznymi</li> <li>• regulowanie lokalnych i globalnych bilansów energetycznych</li> <li>• regulowanie chemicznej struktury atmosfery</li> <li>• regulowanie klimatu lokalnego i globalnego</li> <li>• regulowanie przepływu wód i ochrony przed powodzią</li> <li>• oczyszczanie wód, retencja wód i zaopatrzenie wód podziemnych</li> <li>• tworzenie próchnicy i utrzymywanie żyzności gleby</li> <li>• pochłanianie energii słonecznej</li> <li>• gromadzenie i recykliczacja substancji organicznych</li> <li>• gromadzenie i recykliczacja składników pokarmowych</li> <li>• gromadzenie i recykliczacja odpadów antropogenicznych</li> <li>• regulacja biologicznych mechanizmów kontrolnych</li> <li>• utrzymanie przestrzeni życia dla rozmnażania, socjalizacji i mobilności</li> <li>• utrzymanie różnorodności biologicznej</li> <li>• stabilizacja ekosystemów</li> </ul> |
| Usługi przygotowania dla antropogenicznego wykorzystania | <ul style="list-style-type: none"> <li>• zamieszkiwanie</li> <li>• kultywacja (uprawa roli, hodowla zwierząt, akwakultura)</li> <li>• wykorzystanie energii (na przykład energia wodna)</li> <li>• wypoczynek i turystyka</li> </ul>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        |
| Usługi informacyjne                                      | <ul style="list-style-type: none"> <li>• estetyka przyrody</li> <li>• wzorce do działania bodźców i wynagradzania</li> <li>• nadawanie sensu i wzorce socjalizacji</li> <li>• rezerwa puli genowej (na przykład dla rolnictwa i medycyny)</li> <li>• informacje historyczne</li> <li>• informacje naukowe</li> <li>• wzory do procesów uczenia się</li> </ul>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               |

Źródło: E. Kośmicki, *Zrównoważony rozwój w warunkach globalnych zagrożeń i integracji europejskiej*, w: *Zrównoważony rozwój – doświadczenia polskie i europejskie*, red. S. Czaja, Wydawnictwo I-BIS, Wrocław 2005, s. 227-248.

i glebotwórczymi. Ich efekt jest widoczny w odniesieniu do większych powierzchni. Natomiast usługi wspomagające obejmują procesy ekosystemowe i krajobrazowe niezbędne do produkcji wszystkich pozostałych usług. Ich wpływ na społeczeństwo jest jedynie pośredni, choć w końcowym bilansie – najważniejszy.

Zgodnie z klasyfikacją zaproponowaną przez I.Greena i innych<sup>9</sup> jedynie dwie pierwsze kategorie usług (zaopatrzeniowe i kulturowe) obejmują wytwory

<sup>9</sup> Szerzej: I.M. Green, C. Folke, R.K. Turner, I. Bateman, *Primary and secondary values of wetland ecosystems*, „Environmental and Resource Economics” 1994 nr 4, s. 55-74.

i struktury bezpośrednio użyteczne dla społeczeństwa ludzkiego, dwie pozostałe kategorie (usługi regulacyjne i wspomagające) tworzą ramy strukturalno-funkcjonalne, wpływające na ogólną integralność systemu krajobrazowego i możliwość produkowania przez nie usług o charakterze szczegółowym.

W literaturze znaleźć można również bardziej rozbudowane klasyfikacje usług ekosystemowych, wyróżniające usługi surowcowe, produkcyjne, i transformacyjne, usługi regulacyjne i utylizacyjne, usługi przygotowania do antropogenicznego wykorzystania oraz usługi informacyjne (tabela 1).

W raporcie TEEB („Ekonomia ekosystemów i bioróżnorodności”) obliczono wartość corocznej utraty funkcji ekosystemu, którą oszacowano na kwotę 50 mld EUR. Oznacza to, że w razie niepodjęcia działań już sama utrata różnorodności biologicznej na lądzie mogłaby kosztować 7% PKB do 2050 roku, przy czym kwota ta zwiększyłaby się znacznie przy uwzględnieniu utraty funkcji zapewnianych przez ekosystemy morskie<sup>10</sup>. Gdyby udało się jednoznacznie zidentyfikować te użytki i zwaloryzować je, to rozmiary strat ponoszonych przez ludzkość z tytułu ograniczania usług ekosystemowych byłyby największe ze wszystkich strat ponoszonych w wyniku antropogenicznych oddziaływań na środowisko przyrodnicze.

## Usługi ekosystemów a użytki środowiska przyrodniczego

Właściwe zrozumienie roli usług ekosystemów w kontekście istnienia i wykorzystania kapitału naturalnego wymaga zidentyfikowania związków pojęciowych pomiędzy tymi usługami a użytkami środowiska przyrodniczego. Można to wykonać, opierając się na schemacie przedstawionym na rysunku 3.

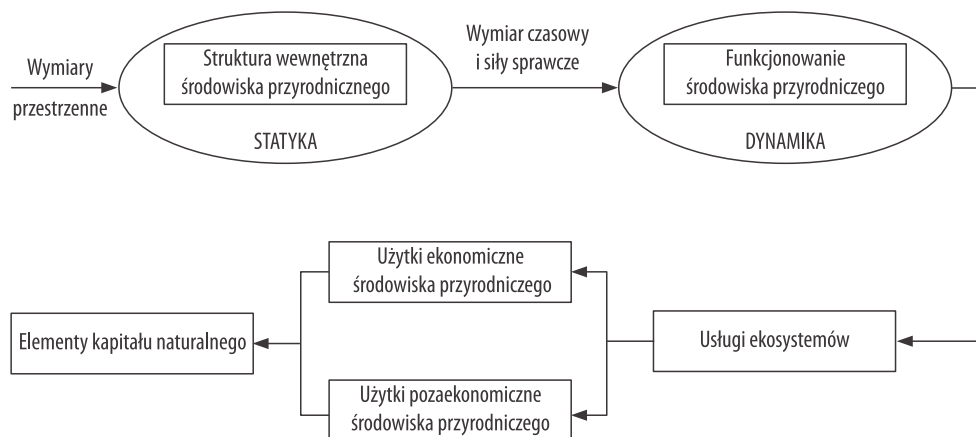
W wymiarach przestrzennych środowisko przyrodnicze posiada swoją strukturę wewnętrzną, co wyraża statyczny obraz tego środowiska. Jeżeli uwzględni się wymiar czasowy oraz działające w nim i w środowisku przyrodniczym siły sprawcze, jego obraz nabiera wymiaru dynamicznego, przedstawiając funkcjonowanie między innymi ekosystemów. Działające (funkcjonujące) ekosystemy świadczą określone usługi, w efekcie których powstają zarówno ekonomiczne użytki środowiska przyrodniczego, jak i użytki (walory) pozaekonomiczne. Stają się one finalnie elementami kapitału naturalnego, zwłaszcza w aspekcie usługowym i asymilacyjnym.

W tym momencie usługi ekosystemów oraz różnorodne użytki środowiska przyrodniczego nabierają ekonomicznego znaczenia. Istnienie (zachowanie) kapitału naturalnego i gospodarowanie nim wymaga stosowania rachunku ekonomicznego. Jeżeli uwzględni się fakt, że na zasoby ekonomiczne składają się zasoby ludzkie, kapitałowe, informacyjne, kulturowe, a także przyrodnicze (kapitał naturalny), te ostatnie nie mogą być zachowane i wykorzystywane bez uwzględnienia zasad racjonalnego gospodarowania.

<sup>10</sup> Patrz szerzej: *Ekonomia ekosystemów i bioróżnorodności. Raport wstępny*, Urząd Oficjalnych Publikacji Wspólnot Europejskich, Luksemburg 2008, s. 27-43.

## Rysunek 3

## Relacje pomiędzy usługami ekosystemów i użytkami środowiska przyrodniczego



Źródło: opracowanie własne.

Trwałość utrzymania zasobów kapitału naturalnego daje się interpretować zgodnie z czterema ujęciami<sup>11</sup>. Może to odbywać się zgodnie ze słabą, wrażliwą, silną lub restrykcyjną zasadą trwałości. Pierwsza oznacza zachowanie wielkości całkowitego kapitału (naturalnego, antropogenicznego i społecznego) bez uwzględniania jego struktury. Wrażliwa zasada każe zachować całość kapitału i odpowiednią jego strukturę. Silna zasada zwraca uwagę na konieczność zachowania każdego zasobu kapitału z osobna, a zasada restrykcyjna zakazuje uszczuplenia któregośkolwiek z zasobów.

Gospodarowanie kapitałem naturalnym również wymaga przestrzegania kilku istotnych zasad. Należą do nich:

- zasada bilansowania zasobów i rozchodów;
- zasada nieuszczuplania zasobów kapitału naturalnego, zwłaszcza podstawowego kapitału naturalnego;
- zasada zachowania różnorodności komponentów kapitału naturalnego;
- zasada substytuowania kapitału naturalnego innymi formami kapitału;
- zasada minimalizacji źródła entropii;
- zasada racjonalnego korzystania z zasobów kapitału naturalnego (stosowanie kryterium maksymalizacji użyteczności osiągananej z kapitału naturalnego);
- zasada efektywności wykorzystania elementów kapitału naturalnego (nadwyżki korzyści nad kosztami).

Dwie ostatnie odwołują się do ogólnej zasady racjonalności gospodarowania. Zasada racjonalnego korzystania z zasobów kapitału naturalnego oznacza nie tylko postępowanie racjonalne w kontekście racjonalności rzeczowej, co może sprowadzać się do skutecznego eksploatowania zasobów środowiska przyrodni-

<sup>11</sup> Szerzej na ten temat: *Wskaźniki ekorozwoju*, red. T. Borys, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok 1999, s. 72.

czego. Atrybut skuteczności jest szczególnie podkreślany w tradycyjnym pojmowaniu racjonalności rzeczowej. Chodzi raczej o racjonalność, którą można sprowadzić do stosowania kryterium maksymalizowania użyteczności osiąganej z eksploatacji elementów kapitału naturalnego. Oznacza to na przykład stosowanie takich metod eksploatacji zasobów naturalnych, które pozwolą bardzo efektywnie wykorzystywać zarówno podstawową substancję wydobywaną ze złoża, jak i pozyskiwać w efektywny ekonomicznie sposób inne towarzyszące jej pierwiastki i związki chemiczne. W innym przypadku, na przykład lasu, prowadzi to do wykorzystania jego zasobów drewna i innych substancji, jak i użytków (walorów) pozaekonomicznych, na przykład estetycznych, rekreacyjnych. Racjonalność wykorzystania elementów kapitału naturalnego oznacza przede wszystkim kompleksowość pozyskiwania walorów.

Zasada efektywnego wykorzystania elementów kapitału naturalnego oznacza natomiast ekonomizację postępowania sprowadzoną do przestrzegania kryterium osiągania nadwyżki korzyści nad kosztami. Ocena korzyści oraz kosztów musi mieć szeroki charakter, łącznie z efektami zewnętrznymi. Jeżeli bilans korzyści i kosztów pokazuje, że eksploatacja danego komponentu środowiska przyrodniczego (elementu kapitału naturalnego) nie przyniesie czystego przychodu, to wówczas powinna zostać podjęta decyzja o powstrzymaniu się od eksploatacji. Istnieje szansa, że rozwój myśli technologicznej i naukowej oraz zmiana warunków rynkowych (przykładowo współczynników rzadkości) w przyszłości uczyni tę eksploatację efektywną.

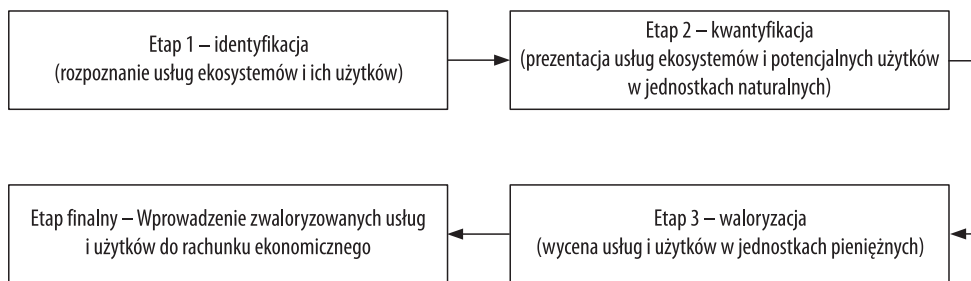
Stosowanie obu zasad nie jest możliwe bez wykorzystania rachunku ekonomicznego. Ten natomiast, w przypadku kapitału naturalnego (przy szerszym podejściu) i użytków środowiska przyrodniczego i usług ekosystemów (w węższym ujęciu), generuje wiele istotnych problemów i wyzwań o różnym charakterze, od poznawczych, poprzez pojęciowe, aż do obrachunkowych.

## **Główne problemy wprowadzenia usług ekosystemów do rachunku ekonomicznego**

Wprowadzenie usług ekosystemów do rachunku ekonomicznego wymaga spełnienia kilku ważnych warunków. Pierwszym jest konieczność precyzyjnej identyfikacji usług ekosystemów. Bez tego nie ma możliwości określania efektów ich występowania, czyli użytków ekonomicznych i pozaekonomicznych. Te natomiast można w następnej kolejności wprowadzić jako elementy kapitału naturalnego, które podda się rachunkowi ekonomicznemu. Identyfikacja usług i związanych z nimi użytków wymaga nie tylko rozwoju wiedzy ekologicznej, o przyrodniczo-fizykalnym charakterze, ale również wiedzy ekonomicznej. Jest to jeden z najpoważniejszych mankamentów, tym bardziej że nie istnieje nadal dostatecznie kompletny oraz precyzyjny system monitorowania ekosystemów (ich elementów strukturalnych i świadczonych usług), a często podmioty zarządzające

Rysunek 4

Procedura wprowadzania usług ekosystemów i ich efektów (użytków) do rachunku ekonomicznego



Źródło: opracowanie własne.

nie mają nawet przeprowadzonej wyjściowej inwentaryzacji środowiskowej. Brak dostatecznej wiedzy jest również powodem niedostatków informacyjnych. Drugim wyzwaniem jest skuteczna realizacja procedury pozwalającej wprowadzić usługi ekosystemów i ich efekty (użytki) do rachunku ekonomicznego, zgodnej ze schematem zamieszczonym na rysunku 4.

Ograniczenia w zakresie włączenia usług ekosystemów i ich użytków do rachunku ekonomicznego mogą mieć różny charakter, od poznawczo-informacyjnych, poprzez formalno-prawne, ekonomiczno-obrachunkowe, po społeczne i aksjologiczne (tabela 2).

Po identyfikacji usług ekosystemów i ich użytków należy je poddać kwantyfikacji. Polega ona na przedstawieniu ich w jednostkach naturalnych, zgodnych z postaciami, pod jakimi występują one w środowisku przyrodniczym. To wymaga dobrej orientacji dotyczącej funkcjonowania poszczególnych ekosystemów i ich części składowych, a mówiąc precyzyjniej, stworzenia właściwych metod monitorowania i kwantyfikacji usług ekosystemów oraz użytków, a także doskonalenia metod szacowania ich rozmiarów.

Kwantyfikacja usług ekosystemów oraz towarzyszących im usług w jednostkach naturalnych jest niezbędna w tym zakresie, w jakim decyduje o poprawnej ich waloryzacji. Jeżeli bowiem określoną usługę ekosystemów czy użytek środowiska przyrodniczego da się zwaloryzować bez kwantyfikacji, nie jest ona konieczna. Poszczególne usługi ekosystemów i użytek środowiska przyrodniczego mają różny charakter, stąd odmienne podejścia do nich są uzasadnione.

Należy przy tym pamiętać, że taki monitoring nie może być zbyt rozbudowaną, w relacji do poszczególnych ekosystemów, formą ewidencji danych, ponieważ w środowisku przyrodniczym ujawniają się w szczególności negatywne obciążenia konsekwencje zasady Heisenberga. Dotyczy to zwłaszcza zbyt wysokich kosztów takiej ewidencji oraz związanych z nią zakłóceń generowanych przez obserwatora. Koszty te obejmują nie tylko nakłady na pozyskiwanie danych oraz informacji, ale także koszty ich gromadzenia, przechowywania i przetwarzania.



Tabela 2

Charakter ograniczeń i uwarunkowań procesu wprowadzania usług ekosystemów  
i ich użytków do rachunku ekonomicznego

| Wyszczególnienie                       | Charakter uwarunkowań                                                                                                                                         |
|----------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Uwarunkowania i bariery poznawcze      | Konieczność posiadania lub brak wiedzy o danej usłudze/użytku i zakresie jego występowania                                                                    |
| Uwarunkowania informacyjne             | Konieczność posiadania lub brak odpowiednich informacji o usłudze/użytku                                                                                      |
| Uwarunkowania instytucjonalno-prawne   | Brak lub ograniczone możliwości stosowania proponowanych rozwiązań w praktyce gospodarczej, na przykład w rachunkowości czy statystyce społeczno-ekonomicznej |
| Uwarunkowania ekonomiczno-obrachunkowe | Ograniczone możliwości stosowania metod waloryzacji usług/użytków lub zupełny brak takich metod                                                               |
| Ograniczenia społeczne                 | Ograniczony zakres lub zupełny brak akceptacji dla włączenia rachunku ekonomicznego z wykorzystaniem metod waloryzacji usług/użytków                          |
| Uwarunkowania aksjologiczne            | Akceptacja usług/użytków środowiska przyrodniczego jako wartości i wartości ekonomicznej lub jej brak                                                         |

Źródło: opracowanie własne.

Po uzyskaniu odpowiedniego poziomu precyzji kwantyfikacji można przejść do waloryzacji. Jest to wycena usług i ich użytków w jednostkach pieniężnych. Waloryzacja taka jest bardzo poważnym wyzwaniem poznawczym, metodologiczno-metodycznym i obrachunkowym<sup>12</sup>. Należy bowiem uznać, czy dana usługa lub dany użytek ma wartość ekonomiczną, którą można włączyć do analizy efektywnościowej w rachunku gospodarczym. To pozwoli podjąć kwestię metod i technik waloryzacji. Muszą być one wykonalne w sensie informacyjno-operacyjnym, a także posiadać cechę obiektywizacji wyników.

W literaturze można spotkać wiele rozwiązań z tego zakresu. Każde z nich posiada swoje zalety i wady, charakteryzując się jednocześnie ograniczonym zakresem stosowalności<sup>13</sup>. Zmusza to do indywidualizacji podejścia badawczego czy do wypracowywania rozwiązań dostosowanych do specyfiki danej usługi ekosystemu czy użytku.

Problemy natury obrachunkowej są mniej istotne, gdy mamy do czynienia z jednostkowym rachunkiem, o statycznym charakterze. Komplikują się natomiast, jeżeli rachunek nabiera charakteru dynamicznego i łączy się z oceną rozkładu wartości w czasie (na przykład poprzez kapitalizację czy dyskontowanie). Problemy obrachunkowe mogą się również komplikować, gdy do wyceny wykorzystujemy dane podlegające obróbce statystycznej, z elementami rachunku prawdopodobieństwa czy modelowania ekonometrycznego.

Istotnym wyzwaniem w procesie włączenia usług ekosystemów i użytków do rachunku (analiz) ekonomicznego jest uzyskanie akceptacji dla proponowa-

<sup>12</sup> Szerzej w: A. Becla, S. Czaja, A. Zielińska, *Analiza kosztów-korzyści ...*, op. cit.

<sup>13</sup> Ibidem.

nych metod, najlepiej umocowania prawnego oraz powszechnego ich użytkowania. To pozwala bowiem przenieść wyniki analiz do praktyki gospodarczej. W efekcie podnosić się będzie poziom racjonalności wykorzystania szeroko rozumianych zasobów przyrodniczych (kapitału naturalnego) oraz ochrony tych komponentów i elementów środowiska przyrodniczego, które decydują o bieżących i długookresowych korzyściach związanych z usługami ekosystemów i ich użytkami.

## Podsumowanie

Usługi ekosystemów i towarzyszące im użytki środowiska przyrodniczego są istotnym wymiarem istnienia oraz funkcjonowania kapitału naturalnego. Zrozumiano to już w połowie XIX wieku, chociaż włączono je do analiz ekonomiczno-ekologicznych dopiero od lat siedemdziesiątych XX stulecia. Wówczas zorientowano się również, jak wiele wyzwań o różnym charakterze powstaje przy próbie wprowadzenia *amenity uses* do rachunku ekonomicznego.

Niezmiernie istotna staje się, po pierwsze, sprawa właściwej identyfikacji usług ekosystemów i użytków środowiska przyrodniczego. To punkt wyjściowy dalszej procedury złożonej z ich kwantyfikacji oraz waloryzacji. Po drugie, kwantyfikacja jest niezbędna tam, gdzie usługi ekosystemów i użytki środowiska przyrodniczego przyjmują ilościowy charakter, oraz tam, gdzie nie ma możliwości bezpośredniej waloryzacji ich jakościowej postaci. Po trzecie, sama waloryzacja generuje wiele problemów, między innymi natury obrachunkowej. Łączą się one między innymi z problemami informacyjnymi (niedoborami wiarygodnych danych i informacji), niedostatkami istniejących metod i technik waloryzacji lub zupełnym brakiem takich metod czy zagadnieniami uczynienia rachunku ekonomicznego dynamicznym. Dopiero wówczas możliwe jest wprowadzenie zwaloryzowanych usług ekosystemów i użytków środowiska przyrodniczego do rachunku ekonomicznego.

---

# POLITYKA EKOLOGICZNA I ZARZĄDZANIE ŚRODOWISKIEM

ECOLOGICAL POLICY  
AND ENVIRONMENTAL  
MANAGEMENT



Marian Flis

# SZKODY KOMUNIKACYJNE Z UDZIAŁEM DZIKICH ZWIERZĄT – POSTĘPOWANIE ORAZ KWESTIE ODPOWIEDZIALNOŚCI

---

Marian Flis, dr inż. – Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie

adres korespondencyjny:

Wydział Biologii i Hodowli Zwierząt

Katedra Zoologii, Ekologii Zwierząt i Łowiectwa

ul. Akademicka 13, 20-950 Lublin

e-mail: marian.flis@up.lublin.pl

## TRANSPORTATION DAMAGES MADE BY WILD ANIMALS – PROCEDURE AND RESPONSIBILITY ISSUES

**SUMMARY:** During the last few years, the progressive increase in the number of cases of road collisions and accidents involving wild animals has been recorded. Such situation is clearly conditioned by the urbanization of natural living environment of wild animals in the form of road networks, as well as the growth of wild ungulates population, that are mainly the subjects of this kind of traffic incidents. In the case of transportation damage made by wild animals, during which a motor vehicle involved in the incident is usually damaged, there is none clear legal regulations on identifying the person responsible for compensating the damage suffered by the vehicle owners. In cases of motor vehicle damage during road accidents and collisions involving wild animals, efforts to claim compensation from the legal owner of the game, i.e. the Treasury, are irrelevant. At the same time, there are opportunities of claiming the compensation from the road manager, where the accident occurred, or its insurer, or possibly from the tenant or manager of the hunting area, where the accident occurred, but only in cases of a causal link between the hunting run in the same date and place and the road collision.

**KEY WORDS:** responsibility for damages, indemnity, wild animal's, road collisions

---

## Wstęp

Postępująca w ostatnich latach urbanizacja i antropogenizacja naturalnych środowisk bytowania zwierząt dzikich wpływa znacząco na wzmożone interakcje zwierząt dzikich i środowisk ich bytowania, które w ujęciu ekonomicznym z reguły określane są wspólnym mianem szkód łowieckich. Dodatkowo stan ten pogłębiany jest utrzymującą się tendencją wzrostową liczebności zwierzyny grubej, a tym samym wysokich wskaźników lokalnych zagęszczeń poszczególnych gatunków. Problematykę szkód rozpatrywać należy wielopłaszczyznowo, co uwarunkowane jest zarówno ich charakterem, jak i specyfiką gatunków je wywołujących oraz miejscem powstania szkody. W ostatnich latach ze względu na wzmożony ruch komunikacyjny dość powszechne stają się przypadki kolizji drogowych z udziałem dzikich zwierząt, głównie ssaków kopytnych, określanym wspólnym mianem – zwierzęta łowne<sup>1</sup>.

Problem wzrastającej liczby przypadków kolizji drogowych z udziałem zwierząt dzikich dotyczy wielu krajów europejskich<sup>2</sup>. W Niemczech podstawowymi gatunkami zwierzyny biorącymi udział w kolizjach drogowych są jeleniowate, a rocznie w tego rodzaju zdarzeniach śmierć ponosi od kilku do kilkunastu osób. Z kolei według statystyk brytyjskich do kolizji z udziałem zwierząt dzikich dochodzi średnio co około 2 godziny i również rocznie śmierć ponosi w nich od kilku do kilkunastu osób<sup>3</sup>. Na terenie naszego kraju według statystyk policyjnych, które nie do końca odzwierciedlają stan faktyczny, gdyż nie każdy kierowca zgłasza fakt kolizji z dzikim zwierzęciem, w ciągu ostatnich 10 lat miało miejsce 125 tys. zdarzeń z udziałem dzikich zwierząt. Według oficjalnych statystyk gatunkiem, który dominuje w kolizjach drogowych, jest sarna europejska (*Capreolus capreolus*). Potwierdzeniem tego są wyniki badań prowadzonych w rejonie Lubelszczyzny, gdzie rocznie odnotowywanych jest ponad 1000 kolizji z udziałem dzikich zwierząt, z których ponad 330 przypadków dotyczy kolizji z sarnami<sup>4</sup>.

<sup>1</sup> L. Carnevali i in., *Banca Dati Ungulati. Status, distribuzione consistenza, gestione e prelievo venatorio delle popolazioni di Ungulati in Italia. Rapporto 2001-2005*, „Biological Conservation. Fauna” 2009 t. 117, s. 1-168; M. Budny i in., *Sytuacja zwierząt łownych w Polsce w latach 2008-2009*, „Biuletyn Stacji Badawczej w Czempiniu” 2010 nr 7, s. 8-26; S. Seiler, J.O. Helldin, C. Seiler, *Road mortality in Swedish mammals: results of a drivers' questionnaire*, „Wildlife Biology” 2004 t. 10, s. 225-233.

<sup>2</sup> J. Langbein, R. J. Putman, *Deer collisions – a nationwide issue. In practice*, „Bulletin of the Institute of Ecology and Environmental Management” 2005 t. 47, s. 1-7; J. Langbein, R. J. Putman, *Collision cause*, „Journal of the British the Deer Society” 2006 t. 13, s. 19-23.

<sup>3</sup> G.W.T.A. Groot Bruinderink, E. Hazebroek, *Ungulate traffic collisions in Europe*, „Conservation Biology” 1996 t. 10, s. 1059-1067; Parliamentary Office of Science and Technology, postnote February 2009 Number 325 Wild Deer Page 2, [www.parliament.uk](http://www.parliament.uk) [10-10-2012].

<sup>4</sup> K. Tajchman, A. Gawryluk, L. Drozd, *Effects of roads on populations of wild game in the Lublin region*, „Teka Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego” 2010 t. 7, s. 420-427.

## Zwierzyna z kolizji

W wyniku kolizji drogowych niejednokrotnie zwierzęta giną lub są okaleczone, a właściciele pojazdów biorących udział w tego rodzaju zdarzeniach doznają uszczerbku w mieniu w wyniku uszkodzenia pojazdu, a czasami również na zdrowiu, nie wykluczając przypadków śmiertelnych. W przypadkach, gdy zwierzę w wyniku kolizji doznało urazu, lecz nie jest martwe, zachodzi konieczność szybkiego, a zarazem humanitarnego jego uśmiercenia. Podejmowane próby leczenia zwierząt, które w wypadkach drogowych przeważnie doznają rozległych obrażeń wielonarządowych, z reguły kończą się niepowodzeniem<sup>5</sup>.

Z kolei zgodnie z obowiązującym prawodawstwem uśmiercenie rannego zwierzęcia może być dokonane przez osobę uprawnioną, na zasadzie przepisów ustawy o ochronie zwierząt<sup>6</sup>. Dysponentem tuszy martwego zwierzęcia po kolizji drogowej, niezależnie od faktu, czy było to zwierzę łowne, czy też objęte ochroną gatunkową, jest prawny właściciel zwierząt dzikich będących w stanie wolnym, czyli Skarb Państwa. Na podkreślenie zasługuje fakt, iż tusza winna zostać uprzątnięta z miejsca zdarzenia i poddana utylizacji. Obowiązek ten w świetle przepisów prawa polskiego spoczywa na gminie, na terenie której doszło do zdarzenia, a w przypadkach, gdy zwierzę zalega w pasie drogowym, obowiązek jego uprzątnięcia spoczywa na zarządcy drogi. Jednak problematyka ta jest dość złożona ze względu na brak instrumentów prawnych dotyczących pokrycia kosztów transportu i utylizacji tusz zwierzyny pochodzącej z wypadków drogowych<sup>7</sup>.

## Prawo własności zwierzyny a odpowiedzialność za szkody

Zwierzęta dziko żyjące są definiowane jako dobro ogólnonarodowe i stanowią własność Skarbu Państwa<sup>8</sup>. W przypadku jakichkolwiek szkód wyrządzanych przez te zwierzęta podmiotem odpowiedzialnym do przejęcia odpowiedzialności winien być ich prawny właściciel, czyli Skarb Państwa. W przypadku szkód komunikacyjnych z udziałem dzikich zwierząt, gdzie z reguły dochodzi do szkód materialnych w pojeździe lub pojazdach mechanicznych biorących udział w zdarzeniu, brak jest skonkretyzowanych przepisów prawnych dotyczących jasnego określenia podmiotu odpowiedzialnego za wynagradzanie poniesionych szkód

<sup>5</sup> M. Flis, Z. Galicki, *Złamanie kończyny u sarny w wyniku kolizji drogowej – opis przypadku*, „Życie Weterynaryjne” 2013 t. 88(1), s. 55-57.

<sup>6</sup> Ustawa z dnia 21 sierpnia 1997 r. o ochronie zwierząt (Dz.U. nr 111 poz. 724 z późn. zm.).

<sup>7</sup> J. Aleksandrowicz, *Zadania gminy przy usuwaniu zwierząt z drogi*, GP, [www.samorząd.infor.pl](http://www.samorząd.infor.pl) [11-08-2007]; M. Milewski, *Obowiązki gmin wobec zwierząt poszkodowanych w wypadkach*, GP, [www.samorząd.infor.pl](http://www.samorząd.infor.pl) [11-08-2007]; ustawa z 13 września 1996 r. o utrzymaniu czystości i porządku w gminach (Dz.U. nr 132 poz. 622); ustawa z 21 marca 1985 r. o drogach publicznych (Dz.U. nr 14 poz. 60).

<sup>8</sup> Ustawa z 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz.U. nr 92 poz. 880 z późn. zm.); ustawa z 13 października 1995 r. – Prawo łowieckie (Dz.U. nr 147 poz. 713 z późn. zm.).

przez właścicieli pojazdów. W przypadku zwierząt łownych ustawa - Prawo łowieckie definiuje odpowiedzialność za szkody wyrządzone przez dzikie ssaki kopytne, lecz ten swoisty reżim odpowiedzialności dotyczy wyłącznie szkód w uprawach i płodach rolnych. Jednocześnie jest to forma ograniczonej odpowiedzialności obiektywnej, co wynika z faktu, iż dotyczy wybranych gatunków zwierząt i sprowadza się wyłącznie do szkód rzeczywistych, nie obejmując utraconych korzyści, jak również występują pewne formy ograniczenia jej przejęcia. Dodatkowo prawo łowieckie przewiduje wynagrodzenia za szkody w uprawach i płodach rolnych powstałych podczas wykonywania polowania<sup>9</sup>.

Podobna sytuacja występuje w przypadku szkód wyrządzanych w gospodarstwach rolnych leśnych i rybackich przez niektóre gatunki zwierząt objętych różnymi formami ochrony gatunkowej. Zapisy ustawy o ochronie przyrody w tym zakresie nakładają na Skarb Państwa ograniczony obowiązek wynagradzania szkód, który obejmuje jedynie odpowiedzialność za szkody o wyraźnie określonym charakterze wyrządzone przez pięć gatunków zwierząt. Podobnie jak w przypadku szkód wyrządzanych przez gatunki łowne, zakres odpowiedzialności sprowadza się do szkód rzeczywistych (*damnum emergens*), nie obejmując utraconych korzyści, jakie poszkodowany mógłby osiągnąć, gdyby mu szkody nie wyrządzono<sup>10</sup>.

Przedstawione konstrukcje prawne w zakresie odpowiedzialności za szkody noszą cechy odpowiedzialności cywilnej, lecz na zasadzie *lex specialis derogat legi generali*. Oznacza to, iż przepisy rangi ustaw o charakterze szczególnym niejako uchylają zapisy ustawy ogólnej, jaką jest ustawa – Kodeks cywilny i przedstawione w nim formy odpowiedzialności na zasadach ogólnych. Jednocześnie w obydwu opisanych przypadkach reżim odpowiedzialności za szkody z udziałem zwierząt dzikich nie przewiduje wynagradzania szkód komunikacyjnych w zakresie strat w mieniu powstałym po zderzeniu pojazdu mechanicznego ze zwierzęciem.

## Odpowiedzialność za szkody komunikacyjne

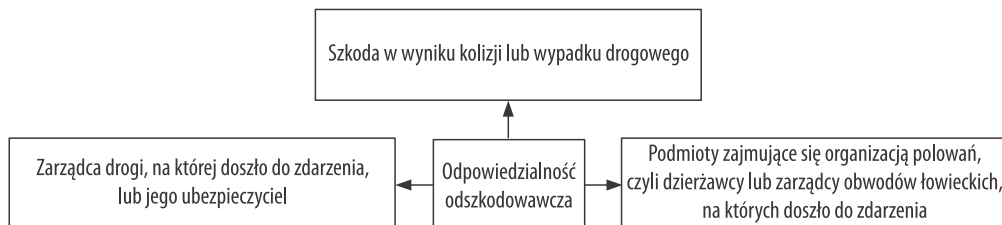
W sytuacjach uszkodzeń pojazdów mechanicznych w wypadkach i kolizjach drogowych próby dochodzenia odszkodowania od prawnego właściciela zwierzęcy, czyli Skarbu Państwa, w świetle opisanych wcześniej reżimów odpowiedzial-

<sup>9</sup> Ustawa z dnia 23 kwietnia 1964 r. – Kodeks cywilny (Dz.U. nr 16 poz. 93 z późn. zm.); M. Flis, *Szkody łowieckie w świetle uwarunkowań ekonomicznych i prawnych*, „Wiś i Rolnictwo” 2010 nr 4(149), s. 95-103; W. Radecki, *Prawo łowieckie. Komentarz*, Wyd. Difin, Warszawa 2010, s. 256-271; M. Flis, *Prawo własności i prawo do polowania a odpowiedzialność za szkody łowieckie*, „Wiś i Rolnictwo” 2011 nr 3(152), s. 182-188; ustawa z 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz.U. nr 92 poz. 880 z późn. zm.).

<sup>10</sup> W. Radecki, *Ustawa o ochronie przyrody. Komentarz*, Wyd. Difin, Warszawa 2006, s. 367-387; M. Flis, *Skutki prawne objęcia ochroną gatunkową zwierząt dzikich a odpowiedzialność za szkody wyrządzane przez te gatunki*, „Ekonomia i Środowisko” 2012 nr 1(41), s. 86-94.

## Rysunek 1

Podmioty mogące wystąpić z roszczeniami odszkodowawczymi w przypadkach szkód komunikacyjnych



Źródło: opracowanie własne.

ności są bezprzedmiotowe. Jednocześnie w uzasadnionych, dwóch przypadkach istnieją możliwości dochodzenia roszczeń odszkodowawczych (rysunek 1).

Jednym z nich jest dochodzenie odszkodowania u zarządcy drogi lub jego ubezpieczyciela. Sytuacje tego rodzaju występują wtedy, gdy na odcinku drogi, na której doszło do zdarzenia, jej zarządca nie ostrzegł kierujących stosownymi znakami drogowymi o grożącym niebezpieczeństwie i możliwości wtargnięcia na jezdnię zwierząt dziko żyjących. W takich przypadkach poszkodowany może dochodzić swych praw w zakresie naprawienia szkody, jakiej doznał, na zasadzie znamion winy (*ex delicto*), definiowanej jako działanie lub zaniechanie (zaniechanie), opisaney w art. 415 ustawy - Kodeks cywilny. Zaniechanie lub wadliwe wypełnienie obowiązków ciężących na zarządcy drogi rodzi wtedy odpowiedzialność odszkodowawczą po jego stronie w przypadkach, gdy istnieje związek przyczynowy zdarzenia i opisanego działania bądź zaniechania<sup>11</sup>. Jednocześnie należy podnieść, iż zgodnie z ustawą o drogach publicznych dochodzenie odszkodowania możliwe jest wyłącznie wtedy, gdy do zdarzenia doszło w terenie, którego charakter uzasadniałby ustawienie ostrzegawczego znaku drogowego.<sup>12</sup> Ważnym elementem w tym zakresie jest również fakt, iż udowodnienie okoliczności zaniechania lub niedopełnienia obowiązków przez właściwego zarządcę drogi, zgodnie z zapisami ustawy - Kodeks cywilny zawartymi w art. 6, spoczywa na poszkodowanym, który kieruje roszczenie o zadośćuczynienie z tytułu powstałej szkody<sup>13</sup>. Generalizując, poszkodowany musi wykazać, że pomiędzy zaistniałą szkodą a działaniem lub zaniechaniem zarządcy drogi istnieje związek przyczynowy, a tym samym udowodnić zasadność zgłoszonego roszczenia.

Zupełnie odmiennie wygląda przedstawiona problematyka wówczas, gdy likwidacja szkody następuje z polisy Odpowiedzialności Cywilnej zarządcy drogi. W takich sytuacjach to zakład ubezpieczeń zobowiązany jest do samodzielnego

<sup>11</sup> Wyrok Sądu Najwyższego z dnia 12 czerwca 2002 roku – sygn. III KKN 694/00.

<sup>12</sup> Wyrok Sądu Najwyższego z dnia 19 kwietnia 1974 roku – sygn. II CR 157/74; Orzeczenie Sądu Okręgowego w Zamościu z dnia 21 lutego 2007 roku – sygn. I Ca 42/2007; Wyrok Sądu Apelacyjnego w Lublinie z dnia 26 czerwca 2008 roku – sygn. I ACa 272/2008.

<sup>13</sup> Ustawa z 23 kwietnia 1964 r. – Kodeks cywilny (Dz.U. nr 16 poz. 93 z późn. zm.).



przeprowadzenia postępowania wyjaśniającego, a w szczególności ustalenia stanu faktycznego zdarzenia, zasadności roszczenia i ustalenia ewentualnej wysokości świadczenia<sup>14</sup>. Jednocześnie należy podnieść, iż w takich przypadkach postępowanie likwidacyjne szkody nie nosi znamion postępowania spornego i w żadnym wypadku ubezpieczyciel zarządcy drogi nie może przerzucić obowiązków związanych z tzw. ciężarem dowodu na osobę lub podmioty występujące z roszczeniem<sup>15</sup>.

Warto również zwrócić uwagę na sytuacje, gdy poszkodowany w kolizji z dzikim zwierzęciem dochodzi odszkodowania na podstawie polisy autocasco. Wówczas, zgodnie z ustawą o odpowiedzialności ubezpieczeniowej, całość zagadnień związanych z ustaleniem stanu faktycznego spoczywa na ubezpieczycielu. Z kolei obowiązkiem poszkodowanego w takim przypadku jest wyłącznie przedstawienie dowodów w postaci zawarcia polisy ubezpieczeniowej oraz opłacenia składki z tego tytułu, jak również ciężar dowodu w postaci wiarygodnych dokumentów związanych z zaistniałą kolizją drogową objętą polisą ubezpieczeniową<sup>16</sup>.

Drugim przypadkiem dochodzenia odszkodowania za straty materialne z tytułu szkód w wyniku kolizji lub wypadków drogowych są sytuacje, gdy istnieje związek przyczynowy szkody i odbywającego się w danym dniu i rejonie powstania szkody polowania. Wówczas, zgodnie z ustawą – Prawo łowieckie, odpowiedzialność odszkodowawcza spoczywa na podmiotach zajmujących się organizacją polowań, co w obecnych uwarunkowaniach prawnych dotyczy dzierżawców lub zarządców obwodów łowieckich, na terenie których doszło do zdarzenia<sup>17</sup>. Jednak w takich przypadkach odpowiedzialność odszkodowawcza spoczywa w całości na ubezpieczycielach podmiotów zajmujących się organizacją polowań. Wynika to z faktu, iż zgodnie z przepisami ustawy - Prawo łowieckie istnieje obowiązek ubezpieczenia odpowiedzialności cywilnej dla członków Polskiego Związku Łowieckiego oraz dzierżawców obwodów łowieckich w zakresie wszelkich czynności związanych z prowadzeniem gospodarki łowieckiej. Podobne uwarunkowania dotyczą obwodów zarządzanych przez inne podmioty spoza Polskiego Związku Łowieckiego zajmujące się gospodarką łowiecką oraz organizacją polowań. W takich przypadkach obowiązki poszkodowanego, podobnie jak w przypadku dochodzenia odszkodowania od ubezpieczyciela zarządcy drogi, są identyczne.

<sup>14</sup> Ustawa z 22 maja 2003 roku o działalności ubezpieczeniowej (Dz.U. nr 124 poz. 1151 z późn. zm.).

<sup>15</sup> Wyrok Sądu Najwyższego z dnia 7 sierpnia 2003 roku – sygn. IV CKN 387/01; Wyrok Sądu Najwyższego z dnia 19 września 2002 roku – sygn. V CKN 1134/00; Wyrok Sądu Najwyższego z dnia 19 września 2002 roku – sygn. V CKN 1134/00.

<sup>16</sup> Wyrok Sądu Najwyższego z dnia 22 grudnia 1998 roku - sygn. II CKN 114/98.

<sup>17</sup> W. Radecki, *Prawo łowieckie. Komentarz*, Wyd. Difin, Warszawa 2010, s. 256-271.

## Podsumowanie

Analiza obecnie obowiązujących rozwiązań prawnych w zakresie odpowiedzialności za szkody w mieniu w wyniku kolizji drogowych z udziałem zwierząt dzikich skłania do wniosku, iż odpowiedzialność ta jest odpowiedzialnością cywilną, rządzącą się niejako swoistymi regułami, niejednokrotnie odbiegającymi od tych wynikających z kodeksu cywilnego. Przyjęte rozwiązania prawne są dowodem na to, że Skarb Państwa, będąc prawnym właścicielem zwierząt dziko żyjących, ponosi wyłącznie odpowiedzialność za szkody wskazane w ustawie – Prawo łowieckie i ustawie o ochronie przyrody, nie ponosi zaś odpowiedzialności za inne niż wskazane szkody, w tym również szkody komunikacyjne. Tym samym szkody materialne w wyniku kolizji drogowych w myśl zasady *lex specialis derogat legi generali* wyłączone są z odpowiedzialności odszkodowawczej wynikającej z ogólnych zasad cywilistyki.

Niemniej jednak istnieją przypadki, w których poszkodowani mogą dochodzić roszczeń odszkodowawczych z tytułu poniesionych strat. Jednym z nich jest dochodzenie odszkodowania od zarządcy drogi na zasadach ogólnych, wynikających z ustawy - Kodeks cywilny. Tego rodzaju odpowiedzialność określana jest mianem odpowiedzialności deliktowej (*ex delicto*) i wynika z działania lub zaniechania zarządcy drogi, które noszą znamiona winy, czyli naruszenia określonych obowiązków przypisanych zarządcy drogi przepisami prawa. Drugim przypadkiem jest odpowiedzialność szczególna, wynikająca z zapisów ustawy – Prawo łowieckie, która nakłada obowiązek wynagradzania szkód powstałych podczas wykonywania polowania. Tym samym, jeżeli istnieje związek przyczynowy pomiędzy prowadzonym polowaniem a kolizją drogową i powstałą szkodą, odpowiedzialność odszkodowawcza spoczywa na podmiocie będącym organizatorem polowania lub jego ubezpieczycielu.

Rafał Miłaszewski

# PERTES ÉCONOMIQUES RÉSULTANT DE LA POLLUTION DES EAUX DE SURFACE

---

Rafał Miłaszewski, prof. dr hab. inż. – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

Katedra Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska

15-351 Białystok, ul. Wiejska 45A

e-mail: rafal.milaszewski@interia.pl

## STRATY GOSPODARCZE SPOWODOWANE ZANIECZYSZCZENIEM WÓD POWIERZCHNIOWYCH

**STRESZCZENIE:** Celem artykułu jest przedstawienie metod określania wielkości strat gospodarczych, spowodowanych zanieczyszczeniem wód powierzchniowych. Metody te zostały zastosowane do oszacowania tych strat na poziomie krajowym oraz przykładowej zlewni rzecznej. Określono także rodzaje oraz strukturę strat. Przy określaniu wielkości strat gospodarczych najczęściej stosowana w praktyce jest metoda wskaźnikowa. W artykule podano wielkości jednostkowych wskaźników dla różnych rodzajów strat. Szczególną uwagę zwrócono na wskaźniki strat spowodowanych zasoleniem wód rzecznych w Polsce.

**SŁOWA KLUCZOWE:** straty gospodarcze, zanieczyszczenie wód, rodzaje strat, metoda wskaźnikowa

---

## Introduction

La recherche visant à valoriser les milieux naturels se développe de manière dynamique depuis le début des années 1990. Plusieurs méthodes qui sont regroupées en deux catégories ont été élaborées: **les méthodes d'évaluation directe et les méthodes d'évaluation indirecte**. Dans la première catégorie (évaluation directe) se trouve la méthode d'expérimentation et la méthode d'évaluation contingente. Dans la deuxième catégorie (évaluation indirecte) figurent les méthodes de coûts, les méthodes avec une fonction de production au niveau des ménages et la méthode hédoniste.

La mise en oeuvre des approches décrites ci-dessus de valorisation du milieu naturel à des fins d'évaluation des pertes engendrées par la pollution des eaux est une tâche complexe et difficile. La diversité des formes d'usage des eaux polluées en fonction de leurs finalités, telles que l'eau potable, les eaux technologiques, les eaux de réfrigération, les eaux de baignade, etc., est la source principale de ces difficultés.

## Propositions méthodiques d'estimation de pertes engendrées par la pollution des eaux

La méthodologie d'évaluation des pertes engendrées par la pollution des eaux de surface mise en oeuvre par l'équipe de Symonowicz<sup>1</sup> a été reprise par les auteurs d'études postérieures.

Les pertes à titre des coûts supplémentaires du traitement des eaux excessivement polluées dans la gestion municipale ont été estimées sur la base des coûts de traitement des eaux, définis pour la gestion municipale, en prenant comme exemple le réseau central de distribution de l'eau pour la Ville de Varsovie. Ces paramètres ont été repris pour le calcul des coûts de traitement de l'ensemble des eaux de surface, prélevées pour les besoins municipaux. Par contre, les données relatives aux coûts de traitement des eaux de surface utilisées par les industries ont été évaluées sur la base des coûts unitaires de traitement des eaux polluées, ces coûts étant obtenus des sources suivantes: enquêtes réalisées auprès des établissements industriels, résultats d'études effectuées par l'Institut de Météorologie et de Gestion de l'Eau – IMGW, informations orales collectées dans les établissements industriels de grands consommateurs d'eau. Il a été arrêté pour ces investigations que la totalité des eaux de surface, même celles de la première classe de qualité, doivent subir un traitement avant d'être pompées dans le réseau d'assainissement. Il en résulte que la base arrêtée pour les calculs

<sup>1</sup> A. Symonowicz, *Straty z tytułu zanieczyszczenia wód*, w: *Ekonomika ochrony wód*, red. M. Gromiec, Polski Komitet ds. IAWPRC (obecnie IWA), IMGW, Warszawa 1991 [*Pertes dues à la pollution des eaux*, extrait de „*Ekonomika ochrony wód*» (Économie de la protection des eaux), publié sous la direction de M. Gromiec. Édité par le Comité polonais IAWPRC (aujourd'hui IWA), près l'Institut de Météorologie et de Gestion de l'Eau – IMGW, Varsovie 1991].

est égale à la différence entre le coût de traitement des eaux polluées et celui des eaux de la première classe de qualité.

Pour calculer les pertes liées à la nécessité de transporter de l'eau pure à longue distance dans les cas où les ressources locales sont démesurément polluées, on s'est servi des coûts de construction et des frais d'exploitation des installations de transfert de l'eau (aqueducs, usines de refoulement, etc.), de même que des réservoirs de régularisation dont la présence conditionne la réalisation de tels transferts. Neuf systèmes de transfert ont été analysés: Goczałkowice pour GOP, Porąbka, Tresna, Czaniec pour GOP, Dobczyce pour Cracovie, le lac Miedwie pour Szczecin, le réseau de distribution de l'eau pour Varsovie Nord, à partir de Drwęca pour Toruń, à partir de Radunia pour Gdańsk, à partir d'Obrzyca pour Zielona Góra, à partir de Nysa Kłodzka pour Wrocław. Cependant nos études n'ont pas tenu compte des transferts induits par le déficit d'eau puisqu'ils ne sont pas de conséquence d'une pollution des ressources locales, mais d'un manque général d'eau qui donne lieu, par exemple, aux transferts d'eau du réservoir de Sulejów sur la rivière Pilica vers l'agglomération de Łódź.

Les pertes des aquacultures ont été réparties en deux volets: les pertes consécutives à la mort accidentelle de poissons à la suite d'une pollution excessive des eaux et les pertes induites par la fermeture définitive de certains plans d'eau aux activités piscicultures. Le support principal pour évaluer les pertes a été constitué sur la base des documents de l'Institut de Pêche en Eaux Douces (actuellement – l'Université de Warmia et de Mazurie à Olsztyn).

Les pertes dans le domaine des loisirs et du tourisme ont été examinées en trois volets:

- les coûts de construction et frais d'exploitation des piscines à ciel ouvert remplies d'eau provenant du réseau municipal lorsque les eaux naturelles des lacs et des cours d'eau sont trop polluées;
- les pertes pour les pêcheurs à la ligne;
- les pertes induites par les valeurs réduites des centres de repos situés au bord des cours d'eau polluée.

Les pertes consécutives à la corrosion d'installations et d'aménagements hydrauliques au contact de l'eau polluée ont été évaluées en partant de l'hypothèse que le raccourcissement de la durée de vie et d'exploitation de ces installations est la cause des pertes entraînées par une corrosion accélérée. Il a été calculé, pour mesurer les pertes, l'écart entre le taux d'amortissement, plus élevé à la suite de la durée de vie réduite des installations et des aménagements hydrauliques et sa valeur réglementaire. Cet écart s'élevait à 1% pour les installations au contact de l'eau polluée froide et à 2,6% pour l'eau chaude (la température plus élevée de l'eau augmente son agressivité corrosive, surtout quand il s'agit d'une eau à forte teneur en sel). La valeur estimée des immobilisations subissant l'impact des eaux polluées a été retenue pour les calculs en se fondant sur les données statistiques<sup>2</sup>.

<sup>2</sup> M. Sobiecki, *Straty z przyspieszonej korozji metali wskutek ich styczności z zanieczyszczoną wodą powierzchniową* [Pertes résultant de la corrosion accélérée des métaux par contact avec des eaux de surface polluées], „Gospodarka Wodna” 1992 nr 6.

Tableau 1

Valeurs et structure des pertes économiques engendrées par la pollution des eaux de surface en Pologne (prix 2010)

| Catégories de pertes                                                                                                                                                                        | Montants de pertes<br>[milliards de PLN/an] | Structure des pertes<br>[%] |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------|-----------------------------|
| Pertes à titre d'un surcoût de traitement des eaux de surface excessivement polluées dans: <ul style="list-style-type: none"> <li>la gestion municipale,</li> <li>les industries</li> </ul> | 0,157<br>0,637                              | 3,7<br>15,0                 |
| Pertes – équivalentes aux coûts de construction de captages et d'achats ainsi que des transferts d'eau pure lorsque les ressources locales sont trop polluées                               | 0,276                                       | 6,5                         |
| Pertes dues à la corrosion d'installations et d'équipements hydrauliques au contact de l'eau polluée                                                                                        | 0,731                                       | 17,2                        |
| Pertes de qualité dans la production industrielle entraînées par l'utilisation de l'eau excessivement polluée                                                                               | 0,400                                       | 9,4                         |
| Pertes dans les piscicultures                                                                                                                                                               | 0,353                                       | 8,3                         |
| Pertes des matières premières évacuées avec les eaux usées                                                                                                                                  | 0,850                                       | 20,0                        |
| Pertes dues à la faculté réduite des eaux à l'autoépuration                                                                                                                                 | 0,642                                       | 15,1                        |
| Pertes dans le domaine des loisirs                                                                                                                                                          | 0,204                                       | 4,8                         |
| Total:                                                                                                                                                                                      | 4,250                                       | 100,0                       |

Source: recherche propre de l'auteur, selon A Symonowicz *Straty z tytułu ...*, op. cit.

Les pertes résultant des capacités réduites des eaux à l'autoépuration ont été évaluées en utilisant la méthode des coûts équivalents des stations d'épuration dont l'action aurait pu être reprise par les ressources en eau si elles n'avaient pas été trop polluées.

Les pertes des matières premières évacuées avec les eaux usées ont été évaluées de façon indirecte en appliquant l'équivalent du manque à gagner. Comme cela a été démontré dans les études effectuées, il existe un large éventail de possibilités de valorisation des déchets industriels et des matières protéiques rejetées, par exemple, par les industries agroalimentaires. Des profits peuvent être tirés du traitement des déchets récupérés par leur transformation directe en farine servant à l'alimentation de bétail ou, indirectement, par l'épandage des eaux usées sur les cultures herbagères ou dans les étangs piscicoles. À côté des formes traditionnelles de recyclage des matières récupérées à partir des effluents rejetés par les industries agroalimentaires, il y a d'autres possibilités de leur valorisation, surtout dans les industries laitières, sucrières, de la viande et du raffinage des corps gras.

Sur la base des travaux réalisés par Symonowicz<sup>3</sup> et des recherches de l'auteur<sup>4</sup> ont été défini dans le tableau 1 les valeurs approximatives des pertes engendrées par la pollution des eaux de surface ainsi que leur structure.

<sup>3</sup> A. Symonowicz, *Straty z tytułu ...*, op. cit.

<sup>4</sup> R. Miłaszewski, *Straty gospodarcze spowodowane zanieczyszczeniem zasobów wodnych* [Pertes économiques engendrées par la pollution des ressources d'eaux], „Gospodarka Wodna” 2000 nr 1.

On observe dans la structure des pertes dues à la pollution des eaux de surface que les parts les plus élevées sont détenues par les pertes des matières premières évacuées avec les eaux usées (20%), les pertes à titre d'un surcoût de traitement des eaux de surface excessivement polluées, prélevées pour les besoins de la gestion municipale et des industries (18,7%), et les pertes dues à la corrosion d'installations et d'équipements hydrauliques au contact de l'eau polluée (17.2%).

En 2010, on a dépensé en Pologne 3,341 milliards de PLN pour protéger les eaux. La comparaison du montant des crédits financiers déboursés pour la protection des eaux avec les pertes subies en 2010 par l'économie nationale à cause de la pollution des eaux de surface, c'est-à-dire avec le montant de 4,250 milliards de PLN conduit à la conclusion qu'il serait raisonnable de continuer à faire des efforts financiers visant à mieux protéger les eaux de surface.

## **Exemples d'estimation de pertes écologiques engendrées par la pollution des eaux en Pologne**

L'expérience acquise lors des enquêtes menées jusqu'à ce jour, l'expérience a clairement démontré qu'une évaluation des pertes engendrées par la pollution des eaux de surface est tout à fait plausible à l'échelle macro, c'est-à-dire d'un district hydrographique ou d'un pays. Par contre, leur estimation au niveau d'un usager particulier des eaux se heurte à de graves difficultés. Comment évaluer les pertes occasionnées par les rejets d'effluents dans le récepteur tel qu'une rivière, effectués par un établissement industriel ou une municipalité étant donné que les pertes totales enregistrées dans le bassin versant de ce cours d'eau englobent les eaux usées rejetées par de nombreuses usines et villes ?

Dans ce chapitre sont présentés quelques exemples d'évaluation des pertes engendrées par la pollution des eaux du bassin versant de la rivière Liwiec. Longue de 126 km, la rivière Liwiec est un affluent gauche du Bug. La surface du bassin du Liwiec est de 2779 km<sup>2</sup> et se trouve dans la partie est du Synclinal Mazowiecka. Plusieurs affluents se jettent dans la rivière Liwiec dont les plus importants sont: Kostrzyn, Muchawka, Osownica et Czerwonka. D'autres éléments du réseau hydrographique sont des rigoles et des canaux de drainage ainsi que des réservoirs de rétention naturels et artificiels dont le plus grand est situé sur la rivière Muchawka près de la ville de Siedlce.

La capacité de rétention du bassin est renforcée par un nombre assez élevé d'étangs piscicoles d'une surface totale de 1000 ha. Le bassin versant du Liwiec a un caractère agricole. On trouve sur son territoire 630 villages et hameaux ainsi que 5 agglomérations urbaines plus importantes (Siedlce, Węgrów, Mordy, Mrozy et Kaluszyn), dont celle de Siedlce qui compte environ 75 000 habitants.

C'est dans les villes que siègent les utilisateurs d'eaux les plus importants comme les services municipaux et établissements industriels. En tenant compte

du type d'aménagements du bassin ainsi que des lignes directrices du développement régional, l'évaluation des pertes des catégories suivantes a été procédée:

- pertes résultant d'un surcoût lié au traitement des eaux de surface excessivement polluées, prélevées pour les besoins de la gestion municipale –  $S_1$ ;
- pertes à titre des coûts supplémentaires liés au traitement des eaux de surface prélevées pour les besoins des industries –  $S_2$ ;
- pertes liées à la dégradation de la qualité des produits industriels, provoquée par l'utilisation – dans les procès de production – des eaux excessivement polluées –  $S_3$ ;
- pertes dans les piscicultures –  $S_4$ ;
- pertes dans le domaine des loisirs –  $S_5$ .

L'évaluation des pertes susmentionnées a été faite en se fondant sur les prix de 2010 et concerne la période d'une année, en tenant compte des indicateurs unitaires de pertes économiques cités dans le tableau 2.

C'est à la méthode des indicateurs de qualité que l'on a fait appel pour calculer les pertes résultant d'un surcoût lié au traitement des eaux de surface excessivement polluées, prélevées pour les besoins de la gestion municipale ( $S_1$ ) et des industries ( $S_2$ ). Les valeurs des indicateurs unitaires des coûts supplémentaires liés au traitement des eaux ( $k_q$ ) ont été définies sur la base des informations issues de la méthodologie d'évaluation des pertes dans la gestion des eaux, et postérieurement vérifiées par rapport aux établissements municipaux et industriels concrets, situés dans le bassin versant du Liwiec.

Les valeurs des pertes ( $S_3$ ) liées à la dégradation de la qualité des produits industriels, provoquée par l'utilisation – dans la production – des eaux excessivement polluées, ont été calculées par application de l'indicateur indiqué par Symonowicz<sup>5</sup>, cet indicateur définissant la valeur de ce type de pertes au niveau de 60% des pertes résultant d'un surcoût lié au traitement des eaux dans les établissements industriels.

S'agissant des pertes dans les aquacultures ( $S_4$ ) du bassin du Liwiec, les pertes subies dans les étangs piscicoles et résultantes de leur remplissage avec de l'eau de surface d'une qualité non appropriée ont été soumises à des évaluations. La valeur de ces pertes a été calculée conformément sur la base des hypothèses suivantes:

- 20%, c'est-à-dire 200 ha des étangs piscicoles situés dans le bassin du Liwiec, sont remplis occasionnellement avec des eaux démesurément polluées ce qui fait que les poissons élevés dans ces étangs sont impropres à la consommation;
- le volume de la production annuelle dans les étangs du bassin est de 400 kg par ha de surface de l'étang piscicole.

L'évaluation des pertes dans le domaine des loisirs ( $S_5$ ) a été effectuée en prenant comme point de départ la constatation que les ressources en eaux de surface du bassin du Liwiec répondent aux critères de la troisième classe de qualité.

<sup>5</sup> A. Symonowicz, *Straty z tytułu ...*, op. cit.



Tableau 2  
Indicateurs unitaires de pertes économiques engendrées par la pollution des eaux de surface (niveau de prix de 2010)

| Appellation de l'indicateur                                                                                               | Valeur de l'indicateur [PLN/m <sup>3</sup> ] | Base référentielle – type de recherche |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------|----------------------------------------|
| Surcoûts de traitement des eaux excessivement polluées par les établissements industriels                                 |                                              | Recherches au niveau national          |
| • dans la gestion municipale                                                                                              | 0,20                                         |                                        |
| • dans le secteur de production de l'énergie thermique pour sites ouverts                                                 | 0,01                                         |                                        |
| • dans le secteur de production de l'énergie thermique pour sites fermés                                                  | 0,42                                         |                                        |
| • dans les industries (hors production d'énergie)                                                                         | 0,32                                         |                                        |
| Surcoûts d'achat, de transfert et de stockage de l'eau lorsque les ressources locales en eau sont excessivement polluées. | 0,88                                         |                                        |
| Réduction de la capacité de l'eau à l'autoépuration.                                                                      | 0,64                                         |                                        |

Source: recherche propre de l'auteur selon J. Famielec et al., *Straty gospodarcze spowodowane zanieczyszczeniem środowiska naturalnego w Polsce w warunkach transformacji gospodarczej*, cz.2, Uniwersytet Ekonomiczny, Kraków 2001, maszynopis [Pertes économiques dues à la pollution du milieu naturel en Pologne tenant compte de la transformation économique, 2<sup>e</sup> Partie]. L'Université Économique, Cracovie 2001, manuscrit.

Tableau 3  
Récapitulation des pertes écologiques observées dans le bassin versant du Liwiec, en fonction des eaux de surface (prix de 2010)

| Catégorie de pertes                                                                                                               | Montant des pertes [millions de PLN/an] |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------|
| Pertes résultant d'un surcoût lié au traitement des eaux de surface, prélevées pour les besoins de la gestion municipale – $S_1$  | 1,180                                   |
| Pertes à titre des coûts supplémentaires liés au traitement des eaux de surface prélevées pour les besoins des industries – $S_2$ | 1,043                                   |
| Pertes de qualité des produits industriels, provoquées par l'utilisation des eaux excessivement polluées – $S_3$                  | 0,625                                   |
| Pertes dans les piscicultures – $S_4$                                                                                             | 0,562                                   |
| Pertes dans le domaine des loisirs – $S_5$                                                                                        | 0,394                                   |
| TOTAL:                                                                                                                            | 3,804                                   |

Source: recherche propre de l'auteur.

Les éléments suivants des pertes ont été pris en compte:

1. L'investissement en capital et les charges d'exploitation annuels de trois piscines récemment ouvertes qui, dans les agglomérations les plus peuplées du bassin, ont remplacées les baignades naturelles en rivière, sont fermées à cause d'une qualité d'eau insuffisante pour satisfaire aux exigences prévues.
2. Le manque à gagner – valeur des avantages économiques qu'on aurait pu réaliser en cas de création des conditions favorables pour le repos au bord des eaux pures. Il a été admis pour le bassin versant du Liwiec que chacun de 10 000 vacanciers qui y viennent au cours de l'année serait disposé à payer plus cher son titre de séjour s'il avait la possibilité de se reposer au bord des eaux pures.
3. Le manque à gagner – valeur des avantages économiques qu'on aurait pu réaliser en cas de création des conditions favorables pour la pêche à la ligne dans les eaux propres. On est parti de l'hypothèse que sur le territoire concerné, pour avoir accès à cette forme de loisirs, chacune de 2000 personnes intéressées serait disposée à payer plus cher son permis de pêcher annuel<sup>6</sup>.

Selon le tableau 3, les plus grandes pertes du bassin versant du Liwiec ont été provoquées par les surcoûts des eaux excessivement polluées prélevées pour les besoins de la gestion municipale.

## Pertes écologiques engendrées par la salinité excessive des bassins fluviaux

Une nouvelle piste s'est ouverte depuis un certain temps pour étudier les pertes écologiques, conséquences de l'évacuation d'eaux salines d'exhaure dans les eaux de surface. Une évaluation complète des pertes écologiques engendrées par une salinité excessive de la Vistule a été faite par J. Małecki<sup>7</sup>. Elle englobe deux éléments: l'identification caractéristique et l'évaluation des pertes économiques ainsi que la définition et nature des pertes sociales. Les pertes ayant l'impact sur les activités matérielles de l'homme sont les seules pour lesquelles on ait réussi à trouver une expression pécuniaire.

Deux variantes de calcul ont été réalisées pour l'évaluation des pertes économiques dues à la pollution de la Vistule provoquée par les charges de chlorures et de sulfates, pertes prenant la forme d'une corrosion accélérée de machines, d'installations et d'équipements au contact de l'eau de la Vistule. Dans le cadre de la première variante, une évaluation a été faite en se fondant sur la définition des coûts supplémentaires occasionnés par la maintenance préventive exceptionnel-

<sup>6</sup> R. Miłaszewski, *Straty gospodarcze ...*, op. cit.

<sup>7</sup> P. Małecki, *Straty ekologiczne powodowane zasoleniem Wisły w regionie krakowskim*, rozprawa doktorska, Uniwersytet Ekonomiczny, Kraków 2002 [*Pertes écologiques dues à la salinité de la Vistule dans la région de Cracovie*], thèse de doctorat, l'Université Économique de Cracovie, Cracovie 2002.

Tableau 4

Montants et structure des pertes économiques annuelles engendrées par la salinité excessive de la Vistule  
(niveau des prix année 2010)

| Catégorie de pertes                    | Montant des pertes<br>– variante I [PLN] | Part des catégories de pertes<br>dans le volume total des pertes<br>– variante I [%] | Montant des pertes<br>– variante II [PLN] | Part des catégories de pertes<br>dans le volume total des pertes<br>– variante II [%] |
|----------------------------------------|------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------|
| Coûts de maintenance<br>exceptionnelle | 432.866                                  | 1,9                                                                                  | 3.136.442                                 | 12,0                                                                                  |
| Coûts de protection<br>anticorrosion   | 570.650                                  | 2,5                                                                                  | 819 108                                   | 3,1                                                                                   |
| Achat et transfert<br>de l'eau pure    | 22.143.750 654                           | 95,6                                                                                 | 22.143.750                                | 84,9                                                                                  |
| Total:                                 | 23.147.266                               | 100,0                                                                                | 26.099.300                                | 100,0                                                                                 |

Source: P. Małecki, *Straty ekologiczne ...*, op. cit.

le et par la mise en place des mesures de protection contre cette corrosion. Dans le cadre de la seconde variante, le montant des pertes économiques a été défini en appliquant la méthode de contribution dans la valeur des immobilisations au contact de l'eau polluée. Les pertes qui s'étaient exprimées par la construction et l'exploitation d'un réservoir et des installations de transfert d'eau pure à partir de Zalew Dobczycki jusqu'à Cracovie, ont été calculées en utilisant seulement une seule méthode. C'est pourquoi dans l'évaluation cumulée des pertes – pour le cas du transfert de l'eau de Zalew Dobrzycki – la même valeur a été retenue pour les deux variantes. C'est le tableau 4 qui présente une évaluation des pertes économiques annuelles engendrées par la forte salinité des eaux de la Vistule.

Sur la base des calculs effectués il s'est avéré possible de définir un indicateur unitaire des pertes économiques résultant de la salinité des cours d'eau. Il a été appliqué aux deux grandeurs, à savoir la charge de sel (exprimée en tonnes) dans les eaux d'exhaure pompées, ainsi qu'au volume de ces eaux exprimé en mètres cube. On a obtenu comme résultat les valeurs suivantes: 76,93 PLN par tonne et 0,60 PLN par m<sup>3</sup>. Cela signifie pratiquement que chaque tonne de sel contenue dans les eaux d'exhaure pompées à partir d'une mine entraîne une perte de 76,93 PLN, et que chaque mètre cube d'eau d'exhaure se traduit par une perte de 0,60 PLN<sup>8</sup>.

## Somation et Conclusion

En ce moment en Pologne, la méthode des indicateurs est la mesure la plus souvent utilisée pour évaluer les pertes engendrées par la pollution des eaux. Cette démarche peut être appliquée d'ailleurs en déterminant les coûts pour

<sup>8</sup> J. Famielec i in., *Straty gospodarcze ...*, op. cit.

l'environnement selon la Directive cadre européenne sur l'eau. Il est indispensable, pour l'application pratique de la Directive, de procéder régulièrement à une étroite surveillance économique et à la création d'une base de données de coûts pour l'environnement engendré en conséquence de l'usage de l'eau. Les premières mesures dans ce domaine ont été prises dans le cadre du projet franco-polonais PHARE „Suite de la mise en œuvre de la Directive-cadre sur l'eau 2000/60/CE” dans la région du bassin pilote, versant de la rivière Narew. Ensuite, pour estimer les effets en matière des pertes engendrées par la pollution des eaux, il est conseillé de poursuivre les travaux d'adaptation d'autres méthodes d'évaluation de l'environnement, par exemple **la méthode de la propension à payer** (Willingness To Pay).

Maria Walery

# STUDIUM ZARZĄDZANIA SYSTEMEM GOSPODARKI ODPADAMI MEDYCZNYMI W ASPEKCIE EKONOMICZNYM

---

Maria Walery, dr inż. – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

Katedra Systemów Inżynierii Środowiska

ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok

e-mail: m.walery@pb.edu.pl

## AN ECONOMIC STUDY OF THE MEDICAL WASTE MANAGEMENT SYSTEM

**SUMMARY:** The paper presents a dynamic version of the medical waste management system model which allows designing the most economically effective medical wastes disposal and utilization model.

This paper describes the optimization studies which aim to analyze the capacity constraints of four medical waste incinerators on value of the economic efficiency indicator 1(h). The studies were conducted on the basis of an example of medical waste management system analysis in the Podlaskie Region.

**KEY WORDS:** medical waste management system, system functioning costs, economic efficiency index, spatial structure of the system

---

## Wstęp

Systemy gospodarki odpadami medycznymi są układami dynamicznymi, charakteryzującymi się zmianami ich parametrów w czasie. Stąd konieczność cyklicznej aktualizacji Planów gospodarki odpadami, zintegrowanych z Programami ochrony środowiska, uwzględniających między innymi wpływ czynników środowiskowych, demograficznych i gospodarczych na zmianę parametrów systemu. Konieczność szczegółowego opracowania planu, a w szczególności wariantowych rozwiązań systemowych, wiąże się z przetwarzaniem dużej ilości danych identyfikujących i charakteryzujących jednoznacznie analizowane procesy elementarne, czyli pozyskiwanie i gromadzenie, transport, przetwarzanie oraz unieszkodliwianie odpadów na wybranym obszarze.

Badania operacyjne powinny być wykonywane przy podejmowaniu optymalnych decyzji związanych z funkcjonowaniem istniejących bądź nowo projektowanych systemów gospodarki odpadami. Są one wykorzystywane w celu rozwiązania zagadnień organizacyjnych gospodarki odpadami z uwzględnieniem lokalnych różnic w rozwoju techniki i technologii przetwarzania i unieszkodliwiania odpadów. Kluczowym elementem badań operacyjnych jest prezentacja poszczególnych wariantów systemu oraz wybór optymalnego rozwiązania przy minimalizacji kosztów eksploatacyjnych i nakładów inwestycyjnych.

Wiele problemów decyzyjnych powstających w systemie gospodarki odpadami medycznymi można odwzorować za pomocą odpowiedniego modelu decyzyjnego<sup>1</sup> i w konsekwencji rozwiązać go przez badania operacyjne. Ostateczna decyzja nie musi pokrywać się z uzyskanym rozwiązaniem stanowiącym wynik modelowania. Jego zadaniem jest wspomaganie procesu podejmowania decyzji.

Metodologia badań operacyjnych sprowadza się do następujących etapów:

- sformułowania problemu decyzyjnego;
- budowy modelu matematycznego w wersji symulacyjnej;
- pozyskania i przetwarzania informacji wyjściowej niezbędnej do ustalenia parametrów modelu;
- procedury obliczeniowej lub postępowania symulacyjnego za pomocą wybranego algorytmu;
- analizy jakości rozwiązań modelu;
- weryfikacji modelu;

<sup>1</sup> O. Apaydin, M.T. Gonullu, *Route optimization for solid waste collection: Trabzon (Turkey) case study*, „Global Nest Journal” 2007 t. 9, nr 1, s. 6-11; M. Askarian, P. Heidarpoor, O. Assadian, *A total quality management approach to healthcare waste management in Namazi Hospital, Iran*, „Waste Management” 2010 t. 30, s. 2321-2326; M. Chaerul, M. Tanaka, A.V. Shekdar, *A system dynamics approach for hospital waste management*, „Waste Management” 2008 t. 28, s. 442-449; K. Gaska, *Analiza systemów gospodarki odpadami medycznymi z wykorzystaniem rachunku ekonomicznego*, t. 6, *Paliwa z odpadów*, Wyd. Helion, Gliwice 2007; idem, *Modelowanie zintegrowanych systemów gospodarki odpadami z wykorzystaniem metodologii zorientowanej obiektowo*, Wyd. Politechniki Śląskiej, Gliwice 2012; M. Walery, *Systemowe rozwiązanie gospodarki odpadami medycznymi na przykładzie województwa podlaskiego*, dysertacja, Politechnika Białostocka, Białystok 2009.

- wdrożenia rozwiązania.<sup>2</sup>

Przygotowanie ostatecznej decyzji powinno uwzględniać ewentualne zmiany w warunkach określających sytuację decyzyjną i przewidywać potrzebę odpowiedniej korekty decyzji w nowych warunkach funkcjonowania systemu.

Celem pracy jest analiza wpływu wprowadzonego ograniczenia wydajności czterech obiektów spalarni odpadów medycznych na wartość wskaźnika ekonomicznej efektywności (E). Badania optymalizacyjne przeprowadzono na przykładzie analizy systemu gospodarowania odpadami medycznymi w województwie podlaskim.

## Model optymalizacyjny systemu wywozu i unieszkodliwiania odpadów medycznych w wersji dynamicznej

W niniejszej pracy wykorzystano model optymalizacyjny systemu wywozu i unieszkodliwiania odpadów komunalnych<sup>3</sup>, jak również program komputerowy MRGO+ (Model Regionalnej Gospodarki Odpadami) będący jego implementacją<sup>4</sup>. Model został przez autorkę zweryfikowany i zaadaptowany na potrzeby proponowanego modelu optymalizacji systemu wywozu i unieszkodliwiania odpadów medycznych.

Ogólne założenia modelu matematycznego systemu wywozu i unieszkodliwiania odpadów medycznych w wersji dynamicznej wymagają określenia:

- zbioru źródłowych obszarów gromadzenia odpadów  $I$ , przy czym każdemu obszarowi odpowiada określona powierzchnia terenu  $A_i$  ( $i \in I$ ), na której znajduje się zbiór  $Z$  źródeł powstawania odpadów. Każdy  $i$ -ty źródłowy obszar gromadzenia ( $i \in I$ ) reprezentowany jest przez  $i$ -ty źródłowy punkt gromadzenia odpadów, leżący w środku ciężkości pola o powierzchni  $A_i$  o współrzędnych długości i szerokości geograficznej;
- zbioru możliwych lokalizacji obiektów systemu  $W$ , przy czym każdej lokalizacji odpowiada określona niezbędna powierzchnia terenu  $A_w$  ( $w \in W$ ), każda

<sup>2</sup> E. Ignasiak, *Badania operacyjne*, Polskie Wydawnictwo Ekonomiczne, Warszawa 2001; K. Kułak, *Badania operacyjne w przykładach i zadaniach*, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa 2011; M. Siudak, *Badania operacyjne*, Wyd. Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2012.

<sup>3</sup> S. Biedugnis, J. Cholewiński, *Program do wyboru optymalnego wariantu gospodarki odpadami w skali regionu*, „Biuletyn IGPiK” 1987 nr 10, s. 34-39; S. Biedugnis, J. Cholewiński, *Optymalizacja gospodarki odpadami*, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa 1992; S. Biedugnis, P. Podwójci, M. Smolarkiewicz, *Regional optimizing Model for Systems of Municipal Waste Disposal and Utilization Model for Systems of Municipal Waste Disposal and Utilization in dynamic Contest*. Materiały XXII Międzynarodowego Sympozjum im. Bolesława Krzysztofika AQUA 2001, Płock 2001, s. 34-39; S. Biedugnis, P. Podwójci, M. Smolarkiewicz, *Optymalizacja gospodarką odpadami komunalnymi w skali mikro- i makroregionalnej*, Wyd. Instytut Podstawowych Problemów Techniki PAN, Warszawa 2003.

<sup>4</sup> P. Podwójci, *Modele optymalizacyjne systemów wywozu i unieszkodliwiania odpadów komunalnych na przykładzie regionu płockiego*, dysertacja, Politechnika Warszawska, Warszawa 2000.

w-ta lokalizacja obiektu reprezentowana jest przez punkt leżący w środku ciężkości powierzchni terenu  $A_w$  o współrzędnych wyznaczonych tak, jak dla źródłowych obszarów gromadzenia odpadów;

- zbioru P, stosowanych lub możliwych do zastosowania w określonym czasie wstępnych i końcowych procesów unieszkodliwiania odpadów;
- zbioru J, obiektów pośrednich, w których występują samodzielne lub skojarzone w ciąg technologiczny wstępne i wtórne procesy unieszkodliwiania odpadów;
- zbioru K, końcowych obiektów, w których występują procesy finalnego unieszkodliwiania odpadów lub pozostałości ze wstępnych lub wtórnych procesów przeróbki odpadów w obiektach pośrednich;
- zbioru T, tras wywozu odpadów ze źródłowych obszarów gromadzenia do obiektów oraz przewóz odpadów pomiędzy obiektami systemu.

Przy ustalonych założeniach ogólnych modelu przyjmuje się następujące szczegółowe założenia techniczne:

- nagromadzenie odpadów w poszczególnych  $i$ -tych źródłowych obszarach gromadzenia dla określonego czasu lub horyzontu planowania  $t$  jest wielkością znaną, równą masie odpadów ze wszystkich źródeł powstawania odpadów występujących na terenie  $A_i$ :

$$G_{it} = \sum_{(A_i)_z} q_{zt} \quad (1)$$

- każdy obiekt pośredni lub końcowy z procesem występującym samodzielnie lub z procesami skojarzonymi w ciąg technologiczny, oprócz finalnego składowania, ma określoną maksymalną przepustowość  $Q_{max}$ , wyrażoną w jednostce [t/rok];
- każdy obiekt z procesem finalnym, jakim jest deponowanie odpadów na składowisku, posiada określoną powierzchnię terenu, wyrażoną w jednostce [ha/m];
- każdy obiekt lub zbiór obiektów zlokalizowanych wspólnie ma przypisaną maksymalną liczbę pojazdów samochodowych dowożących lub wywożących odpady; występuje niezależnie od ograniczenia maksymalnej przepustowości obiektu bądź powierzchni terenu w przypadku składowiska;
- czas przejazdu pomiędzy źródłowymi punktami gromadzenia i występującymi w systemie obiektami oraz pomiędzy tymi obiektami określany jest na podstawie badań terenowych wykonanych na każdej trasie;
- horyzont planowania  $t$  w ujęciu dynamicznym zostaje podzielony na  $n$  okresów modelowych, założoną liczbę lat  $m_j$  dla każdego  $j$ -tego okresu, stąd liczba lat dla horyzontu planowania wynosi:

$$t = \sum_{j=1}^n \sum_{i=1}^{m_j} t_{ji} \quad (2)$$

- eksploatacja każdego obiektu rozpatrywana w ujęciu dynamicznym dopuszcza wybudowanie obiektu o przepustowości przekraczającej potrzeby w mo-



mencie podjęcia eksploatacji, pod warunkiem pełnego jej wykorzystania w następnych okresach modelowych oraz uzyskania najmniejszego kosztu funkcjonowania wariantu rozwiązania systemu; dodatkowym warunkiem dopuszczenia do wybudowania obiektu, którego przepustowość nie będzie wykorzystana w okresie podjęcia eksploatacji, jest zapewnienie, że w żadnym z następnych okresów faktyczna przepustowość tego obiektu, w stosunku do której podjęto eksploatację, nie obniży się.

Do badań optymalizacyjnych przyjęto modelowy region, czyli obszar województwa podlaskiego, który może być uznany za reprezentatywny dla innych regionów w tej części kraju. Dane wejściowe niezbędne do opisu proponowanych wariantów systemu gospodarki odpadami medycznymi zostały zebrane i opracowane w ramach przeprowadzonych badań analityczno-faktograficznych. Przeprowadzone studium optymalizacyjne<sup>5</sup>, oparte na rzeczywistych danych dotyczących zarówno parametrów technicznych, jak i wielkości ekonomicznych, pozwala na uogólnienie uzyskanych wyników i ich implikację dla innych zbliżonych regionów.

Na terenie rozpatrywanego obszaru województwa podlaskiego, uwzględniając powyższe założenia oraz uwarunkowania środowiskowe, wytypowano do analizy 18 źródeł powstawania i gromadzenia odpadów, czyli szpitali, cztery obiekty pośrednie, czyli spalarnie odpadów medycznych, odpowiednio: OP1 (Suwałki), OP2 (Łomża), OP3 (Białystok) i OP4 (Hajnówka), oraz cztery obiekty końcowe, odpowiednio: OK1, OK2, OK3 i OK4. Obiekty końcowe są zlokalizowane na terenie spalarni odpadów medycznych i stanowią składowiska do czasowego przetrzymywania odpadów procesowych z procesu termicznego przekształcania odpadów.

Zakres badań operacyjnych, wykonany w ramach studium optymalizacji, został podzielony na kolejne etapy w celu przedstawienia możliwości zaproponowanego modelu:

Etap I – obejmował obliczenia optymalizacyjne, przy przyjęciu ustalonych w koncepcji parametrów technicznych i ekonomicznych. W pierwszym etapie wygenerowano najniższy koszt funkcjonowania analizowanego systemu. Przebieg 1 wykonany w ramach tego etapu był jednocześnie przebiegiem porównawczym, względem którego były porównywane otrzymane rozwiązania.

Etap II – obejmował wpływ parametrów wejściowych systemu, czyli stopnia redukcji ilości odpadów medycznych w procesie termicznego przekształcania odpadów oraz jednostkowego kosztu transportu odpadów na wskaźnik ekonomicznej efektywności i strukturę przestrzenną systemu. Dane wejściowe, które były brane pod uwagę, to:

- parametry ekonomiczne opisujące system (koszty jednostkowe transportu odpadów, wskaźnik inflacji i współczynnik dyskontowy);
- parametry ekonomiczne opisujące obiekty systemu (koszty kapitałowe i eksploatacyjne);

<sup>5</sup> M. Walery, *Systemowe rozwiązywanie ...*, op. cit.

- wielkość redukcji odpadów medycznych w obiektach pośrednich systemu wyrażona w postaci współczynnika wyjściowego procesu – wwp [%];
- czas planowanego horyzontu czasowego  $t$  (czas trwania badań modelowych).  
Obliczenie wskaźnika ekonomicznej efektywności przeprowadzono metodą przedstawioną w pracach Biedugnis i Cholewińskiego<sup>6</sup>, uwzględniając w modelu dynamicznym inflację i dyskontowanie rocznych nakładów kapitałowych i kosztów bieżących w poszczególnych okresach modelowych. Stąd:
- nakłady kapitałowe przedstawiają wartość rocznej raty umorzeniowej z uwzględnieniem dyskontowania i inflacji, wyrażonej w postaci części stałej nakładów kapitałowych  $F_N$  i części zmiennej  $S_N$  dla danego okresu modelowego;
- koszty bieżące przedstawiają wartość rocznych kosztów eksploatacji (bez amortyzacji środków trwałych) z uwzględnieniem dyskontowania i inflacji, wyrażonej w postaci części stałej kosztów bieżących  $F_E$  i części zmiennej  $S_E$  dla danego okresu modelowego.

Obliczenie kosztu jednostkowego przeprowadzono metodą zaprezentowaną w pracach Biedugnis i Cholewińskiego<sup>7</sup>, przy uwzględnieniu cen i opłat bieżących. Koszt jednostkowy wywozu odpadów medycznych dla przyjętych warunków technicznych i eksploatacyjnych wynosi  $K_{ij} = 9,57$  PLN, a po przeliczeniu na jednostkę wyrażającą koszt przewozu 1 tony w ciągu 1 minuty  $K_{ij(k)} = 1,33$  PLN/t/min.

## Zakres badań oraz wnioski z obliczeń optymalizacyjnych

Zakres obliczeń optymalizacyjnych został zrealizowany w następujących przebiegach:

Etap I – przebieg 1 – przebieg jak w koncepcji z uwzględnieniem następujących parametrów:

- czas trwania modelowych okresów odpowiednio:  $t_1 = 5$  i  $t_2 = 15$  lat;
- jednostkowy koszt transportu odpadów medycznych w I i II okresie modelowym odpowiednio: 1,33 oraz 0,44 PLN/t/min;
- wielkość redukcji odpadów medycznych w obiektach pośrednich systemu wyrażona w postaci współczynnika wyjściowego procesu wwp = 10%;
- brak ograniczeń wydajności czterech obiektów pośrednich, czyli spalarni odpadów medycznych.

Etap II – przebieg 2 – badano wpływ wprowadzonego ograniczenia wydajności czterech obiektów spalarni odpadów medycznych, a mianowicie w Łomży, Białymstoku, Suwałkach i Hajnówce w I i II okresie badań modelowych na uzyskanie optymalnego rozwiązania.

<sup>6</sup> S. Biedugnis, J. Cholewiński, *Program do wyboru...*, op. cit.; S. Biedugnis, J. Cholewiński, *Optymalizacja gospodarki ...*, op. cit.

<sup>7</sup> Ibidem.

Tabela 1

Poziomy działalności przeróbczych w obiektach pośrednich i końcowych  
w poszczególnych okresach modelowych dla przebiegu 1 na obszarze modelowego regionu [t/rok]

| Obiekty systemu | Nazwa procesu | Poziomy działalności przeróbczych<br>[t/rok] | Czas trwania badań modelowych<br>I = 5 lat, II = 15 lat |
|-----------------|---------------|----------------------------------------------|---------------------------------------------------------|
| OP1             | spalanie      | 140,400                                      | I                                                       |
| OP1             | spalanie      | 148,800                                      | II                                                      |
| OP2             | spalanie      | 210,400                                      | I                                                       |
| OP2             | spalanie      | 222,400                                      | II                                                      |
| OP3             | spalanie      | 434,400                                      | I                                                       |
| OP3             | spalanie      | 450,900                                      | II                                                      |
| OK1             | składowanie   | 14,040                                       | I                                                       |
| OK1             | składowanie   | 14,880                                       | II                                                      |
| OK2             | składowanie   | 21,040                                       | I                                                       |
| OK2             | składowanie   | 22,240                                       | II                                                      |
| OK3             | składowanie   | 43,440                                       | I                                                       |
| OK3             | składowisko   | 45,090                                       | II                                                      |

Źródło: opracowanie własne na podstawie: M. Walery, *Systemowe rozwiązanie ...*, op. cit.

W wyniku przeprowadzonych obliczeń optymalizacyjnych dla przebiegu 1 (etap I) z założonych wstępnie na modelowym obszarze 26 obiektów systemu (18 – źródła powstawania odpadów medycznych, 4 – spalarnie, 4 – składowiska odpadów niebezpiecznych, 55 – możliwe trasy przewozu odpadów) zostały wybrane w I i II okresie modelowym odpowiednio: 3/3 spalarnie, 3/3 składowiska oraz 21/21 tras przewozu odpadów, minimalizując w ten sposób koszt funkcjonowania systemu.

Poziomy działalności przeróbczych w obiektach pośrednich i końcowych w poszczególnych okresach badań modelowych dla przebiegu 1 przedstawiono w tabeli 1.

Dla przebiegu 2 przeprowadzono badania optymalizacyjne przy założonym czasie trwania I i II okresu badań modelowych, czyli  $t_1 = 5$  lat i  $t_2 = 15$  lat oraz ograniczeniu wydajności czterech obiektów spalarni do warunków rzeczywistych systemu funkcjonowania gospodarki odpadami medycznymi, a mianowicie w Białymstoku do 190 t/rok, w Łomży – 182 t/rok, w Suwałkach – 250 t/rok oraz w Hajnówce do 330 t/rok.

Wprowadzenie ograniczenia wydajności czterech obiektów pośrednich spowodowało znaczącą zmianę struktury przestrzennej systemu (rysunek 1), czyli układu obiektów systemu oraz związanej z nim sieci działalności transportowej. Nastąpiły też zmiany ilości transportowanych odpadów w I i II okresie badań modelowych w stosunku do przebiegu 1. W związku z tym zmianie uległy również poziomy działalności przeróbczych w obiektach pośrednich i końcowych.

Rysunek 1.

Układ lokalizacji obiektów systemu gospodarki odpadami medycznymi oraz tras transportu odpadów na obszarze modelowego regionu – przebieg 2

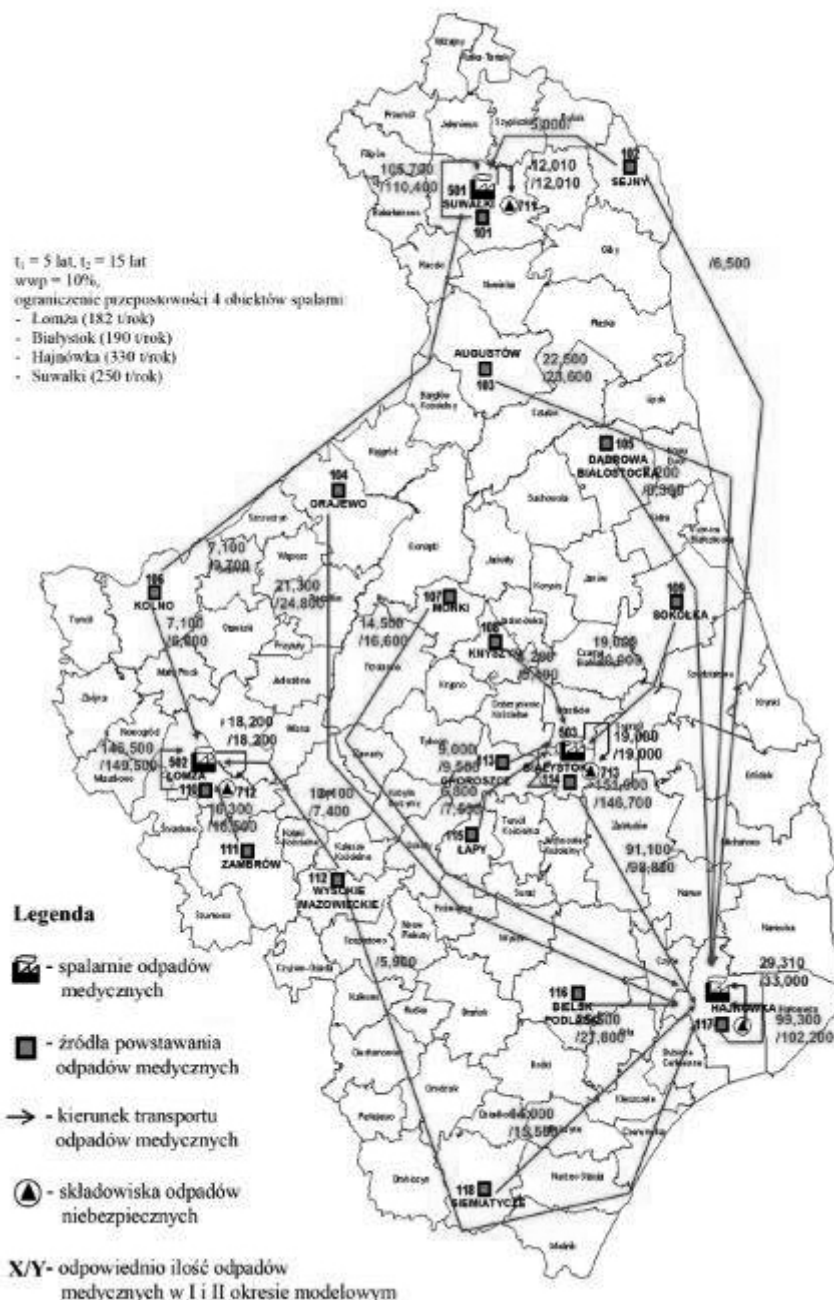


Tabela 2

Poziomy działalności przeróbczych w obiektach pośrednich i końcowych  
w poszczególnych okresach modelowych dla przebiegu 2 na obszarze modelowego regionu [t/rok]

| Obiekty systemu | Nazwa procesu | Poziomy działalności przeróbczych<br>[t/rok] | Czas trwania badań modelowych<br>I = 5 lat, II = 15 lat |
|-----------------|---------------|----------------------------------------------|---------------------------------------------------------|
| OP1             | spalanie      | 120,099                                      | I                                                       |
| OP1             | spalanie      | 120,099                                      | II                                                      |
| OP2             | spalanie      | 182,000                                      | I                                                       |
| OP2             | spalanie      | 182,000                                      | II                                                      |
| OP3             | spalanie      | 190,000                                      | I                                                       |
| OP3             | spalanie      | 190,000                                      | II                                                      |
| OP4             | spalanie      | 293,100                                      | I                                                       |
| OP4             | spalanie      | 330,000                                      | II                                                      |
| OK1             | składowanie   | 12,010                                       | I                                                       |
| OK1             | składowanie   | 12,010                                       | II                                                      |
| OK2             | składowanie   | 18,200                                       | I                                                       |
| OK2             | składowanie   | 18,200                                       | II                                                      |
| OK3             | składowanie   | 19,000                                       | I                                                       |
| OK3             | składowisko   | 19,000                                       | II                                                      |
| OK4             | składowanie   | 29,310                                       | I                                                       |
| OK4             | składowanie   | 33,000                                       | II                                                      |

Źródło: ibidem.

W wyniku przeprowadzonych obliczeń optymalizacyjnych otrzymano rozwiązanie, w którym zaproponowany został obiekt spalarni odpadów medycznych w Hajnówce, którego wydajność w I i II okresie modelowym została określona na poziomie odpowiednio 293,100 t/rok oraz 330,000 t/rok, przy stopniu wykorzystania mocy przerobowej na poziomie około 90% w I okresie badań modelowych i 100% – w II okresie badań.

Poziomy działalności przeróbczych w obiektach pośrednich i końcowych w poszczególnych okresach badań modelowych dla przebiegu 2 przedstawiono w tabeli 2.

Wprowadzenie powyższych ograniczeń wydajności obiektów pośrednich spowodowało znaczny wzrost kosztów funkcjonowania systemu, a co za tym idzie, znaczny wzrost wskaźnika ekonomicznej efektywności E, czyli o około 17% (z 1597,60 PLN/t do 1864,90 PLN/t) przy założonym czasie trwania I i II okresu badań modelowych odpowiednio:  $t_1 = 5$  lat i  $t_2 = 15$  lat.

## Podsumowanie

Przedstawiony w artykule model optymalizacji systemu wywozu i unieszkodliwiania odpadów medycznych w wersji dynamicznej może być stosowany w projektowaniu systemu gospodarki odpadami medycznymi w opracowaniach koncepcyjnych i planistycznych na wybranym obszarze. Umożliwia:

- analizę już istniejących systemów gospodarki odpadami medycznymi i nowo projektowanych, co pozwala na ujawnienie struktury systemu oraz zidentyfikowanie i uwzględnienie wzajemnego powiązania wszystkich elementów systemu oraz zachodzących między nimi powiązań i korelacji, czyli poszukiwania najbardziej korzystnych relacji między lokalizacją stosowanych obiektów i związaną z nimi siecią tras wywozu odpadów; optymalny dobór poszczególnych obiektów systemu, ich lokalizacji, rozdziału obciążeń zewnątrzobiektowych oraz ustalenie interakcji między poszczególnymi elementami systemu następuje na podstawie symulacji różnych wariantów realizacji systemu gospodarki odpadami przy minimalizacji ponoszonych kosztów eksploatacyjnych i spełnieniu wymagań środowiskowych;
- badanie wpływu wybranych danych wejściowych systemu na koszt jego funkcjonowania, czyli:
  - parametrów ekonomicznych opisujących system (koszty jednostkowe transportu odpadów, wskaźnik inflacji i dyskonta),
  - parametrów ekonomicznych opisujących obiekty systemu (koszty kapitałowe i eksploatacyjne),
  - parametru określającego wielkość redukcji ilości odpadów medycznych w obiektach pośrednich systemu wyrażonego w postaci współczynnika wyjściowego procesu – wwp [%],
  - czasu trwania badań modelowych;
- stworzenie bazy danych opisujących pod względem ekonomicznym obiekty systemu, co pozwoliłoby na aktualizację i weryfikację systemów istniejących bądź nowo projektowanych.

Ze względu na dużą dokładność metody obliczeniowej poprawność otrzymanych wyników badań optymalizacyjnych zależy od dokładności wprowadzanych danych odnoszących się do poszczególnych obiektów systemu.

*Artykuł powstał w ramach realizacji pracy S/WBiŚ/02/2011 finansowanej przez KBN.*

Damian Januszewski

# OSZACOWANIE WIELKOŚCI POWIERZCHNI ZASIEWÓW POD KUKURYDZĘ PRZEZNACZONĄ NA POZYSKANIE KISZONKI DO PRODUKCJI BIOGAZU ROLNICZEGO W POLSCE

---

Damian Januszewski, mgr – Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

adres korespondencyjny:

Wydział Nauk Ekonomicznych

Katedra Ekonomiki Przestrzennej i Środowiskowej

ul. Oczapowskiego 4, 10-719 Olsztyn

e-mail: damian-januszewski@o2.pl

## ESTIMATION OF VOLUME OF ACREAGE FOR GROWING SWEET CORN USED FOR ACQUIRING SILAGE FOR PRODUCTION OF AGRICULTURAL BIOGAS IN POLAND

**SUMMARY:** An attempt of estimation of acreage required for acquiring sweet corn that in turn is turned into maize silage for agricultural biogas production, was made. Data published by Agricultural Market Agency at the website. Data was compiled basing on reports that enterprises producing agricultural biogas are obliged to transfer to the Agency. Basing on information about biogas plants in Poland obtained from the registry and on information on technological possibilities of acquiring biogas from different substrates, acreage that has to be reserved for this type of production was estimated. The estimation produced a result of 2 419,5 hectares and this result was compared to the total acreage of agricultural land for growing sweet corn for forage in Poland. It was shown that productive activity of biogas plants in Poland has an inconsiderable influence on acreage of crops and its fraction equals to 0,6%.

**KEY WORDS:** biogas plant, silage, energy crops, substrate

---

## Wstęp

Uprawy na cele energetyczne zyskują coraz większą popularność z uwagi na upowszechnienie technologii wykorzystywania biomasy jako odnawialnego źródła energii. Zobowiązania Polski w zakresie rozwijania energetyki odnawialnej<sup>1</sup> oraz związane z tym działania administracji centralnej skierowane na obowiązek zakupu i pierwszeństwo sprzedaży energii ze źródeł odnawialnych<sup>2</sup>, jak również stymulanty finansowe<sup>3</sup> powodują, że inwestorzy coraz chętniej angażują środki w inwestycje w „zieloną energię”.

Biomasę upatruje się jako główny środek do osiągnięcia celu określonego jako 15% udział odnawialnych źródeł energii w bilansie energetycznym<sup>4</sup>. Ma ona największy udział w wytwarzaniu energii spośród całkowitej energii wytworzonej w odnawialnych źródłach na poziomie przekraczającym 90%<sup>5</sup>. Przyczynia się do tego głównie wykorzystanie drewna jako materiału na opał, lecz w ostatnich latach coraz popularniejsze stają się uprawy roślin energetycznych. Ich zaletą jest wszechstronność wykorzystania, gdyż oprócz energii cieplnej mogą dostarczyć paliwa chemicznego do produkcji energii elektrycznej (biogaz) oraz do transportu (bioetanol i biodiesel)<sup>6</sup>.

## Cel, metoda i przedmiot badań

Celem badania było uzyskanie informacji o wielkości powierzchni upraw kukurydzy przeznaczonej na cele produkcji biogazu rolniczego. Uzyskana wielkość pozwoliła obliczyć udział powierzchni zasiewów pod kukurydzę w stosunku do całkowitej powierzchni pod uprawy kukurydzy celem pozyskania zielonki. Uzyskana wielkość pozwoliła stwierdzić, czy w Polsce funkcjonowanie biogazowni rolniczych ma istotny wpływ na strukturę produkcji rolnej.

Przedmiotem badań były dane statystyczne opublikowane przez Agencję Rynku Rolnego w zakresie struktury zużycia substratów oraz przez Główny Urząd Statystyczny w zakresie powierzchni upraw kukurydzy przeznaczonej na zielonkę. Powierzchnię niezbędną na dostarczenie kiszonki na potrzeby bio-

<sup>1</sup> Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/28/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych zmieniająca i w następstwie uchylająca dyrektywy 2001/77/WE i 2003/30/WE.

<sup>2</sup> Ustawa z dnia 10 kwietnia 1997 r. – Prawo energetyczne (Dz.U. nr 54 poz. 348 z późn zm., art. 9a pkt 6,7, art. 9c pkt 6, art. 9c pkt 9).

<sup>3</sup> B. Soliński, *Rynkowe systemy wsparcia odnawialnych źródeł energii – porównanie systemu taryf gwarantowanych z systemem zielonych certyfikatów*, „Polityka Energetyczna” 2008 t. 2(11).

<sup>4</sup> Materiały zaprezentowane na polsko-islandzkiej konferencji na temat współpracy w zakresie geotermii, prezentacja Janusza Pilitowskiego, Ministerstwo Gospodarki, Departament Energii Odnawialnej, Warszawa 2012.

<sup>5</sup> *Energia ze źródeł odnawialnych w 2011 r.*, GUS, Warszawa 2012.

<sup>6</sup> E. Kaszowiak, J. Kaszowiak, *Wykorzystanie ziarna kukurydzy na cele energetyczne*, „Inżynieria i Aparatura Chemiczna” 2011 nr 3 (50), s. 35-36.



gazowni rolniczych oszacowano jako iloraz masy kiszonki zużytej w 2011 roku i masy kiszonki kukurydzianej możliwej do uzyskania z powierzchni 1 ha. Dane na temat możliwości pozyskania kiszonki z jednostki powierzchni zaczerpnięto z literatury.

## Użyteczność kukurydzy w produkcji biogazu rolniczego

Według danych Agencji Rynku Rolnego za 2011 rok, prawie 57% substratu wykorzystywanego do produkcji biogazu rolniczego pochodziło z gnojowicy<sup>7</sup>. Według Fugol i Szlachty<sup>8</sup>, produkcja na bazie gnojowicy jest mało efektywna, dlatego też jest łączona z innym kosubstratem. Z uwagi na wysoką użyteczność kukurydza zajmuje drugie miejsce jako surowiec do produkcji biogazu.

Przy doborze substratu producenci biogazu biorą pod uwagę głównie współczynnik zawartości suchej masy w masie substratu. Poprzez suchą masę (s.m.) rozumie się masę organiczną, która ulega rozkładowi w procesie beztlenowej fermentacji metanowej. Gnojowica ma niski współczynnik suchej masy, kształtujący się na poziomie około 8%, natomiast kukurydza charakteryzuje się współczynnikiem w granicach 33%, w zależności od odmiany. Wykorzystanie gnojowicy dostarcza cennych substancji odżywczych potrzebnych do wzrostu bakterii wykorzystywanych w procesie fermentacji. Równie istotnym aspektem wykorzystywania tego surowca jest możliwość gospodarczego wykorzystania odpadu z produkcji rolnej, który jest trudny w utylizacji i zagospodarowaniu<sup>9</sup>.

Jedną z najważniejszych cech charakteryzujących rośliny uprawne, a w szczególności zboża, jest plon lub plon ziarna z jednego hektara. W przypadku roślin energetycznych, uprawianych na potrzeby produkcji biogazu rolniczego, pod uwagę bierze się szereg cech charakterystycznych. Kryterium doboru rośliny jest maksymalizacja uzysku biogazu liczonego w m<sup>3</sup>. Przykładowe wielkości zaprezentowano w tabeli 1.

Z danych zaprezentowanych w tabeli 1 wynika, że największy uzysk biogazu z jednego hektara można uzyskać z kukurydzy. Ma ona tę przewagę, że w ostatnich latach pojawiło się wiele odmian tej rośliny odpowiadających różnym warunkom glebowym, atmosferycznym oraz dających największy plon o różnym czasie. Sprzedawcy odmian zmodyfikowanych pod kątem upraw energetycznych upatrują dużą szansę w rozwoju polskiego rynku biomasy<sup>10</sup>.

<sup>7</sup> Dane opublikowane przez ARR – [www.arr.gov.pl](http://www.arr.gov.pl) [03-12-2012].

<sup>8</sup> M. Fugol, J. Szlachta, *Zasadność używania kiszonki z kukurydzy i gnojowicy ściśniętej do produkcji biogazu*, „Inżynieria Rolnicza” 2010 nr 1(119), s. 169-174.

<sup>9</sup> E. Cieszyńska, D. Fuksa, P. Łyko, *Pozytywne aspekty wykorzystania biogazu na przykładzie transportu*, w: *Innowacje w zarządzaniu i inżynierii produkcji*, red. R. Knosala, Oficyna Wydawnicza Polskiego Towarzystwa Zarządzania Produkcją, Opole 2012, s. 475-482.

<sup>10</sup> A. Curkowski, *Rynek biogazu rolniczego. Stan obecny i perspektywy*, „Energetyka Ciepła i Zawodowa” 2011 nr 12, s. 74-79.

Tabela 1

Wydajność biogazu z kukurydzy w porównaniu z innymi roślinami

| Gatunek              | Masa plonu<br>[t] | Wydajność biogazu<br>[m <sup>3</sup> t <sup>-1</sup> ] | Wydajność biogazu<br>[m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup> ] |
|----------------------|-------------------|--------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------|
| Zielonka z kukurydzy | 50                | 175                                                    | 8 750                                                  |
| Kiszonka z kukurydzy | 45                | 200                                                    | 9 000                                                  |
| Buraki pastewne      | 80                | 80                                                     | 6 400                                                  |
| CCM kukurydza        | 13                | 450                                                    | 5 850                                                  |
| GPS pszenica         | 30                | 175                                                    | 5 250                                                  |
| Ziemniaki            | 40                | 110                                                    | 4 400                                                  |
| Trawa łąkowa         | 40                | 95                                                     | 3 800                                                  |
| Ziarno pszenicy      | 6                 | 600                                                    | 3 600                                                  |

Źródło: T. Michalski, *Kukurydza źródłem surowca dla różnych gałęzi przemysłu*, „Wieś Jutra” 2002 nr 6 (47), s.13-15.

## Potencjał biogazowni rolniczych w Polsce

Zgodnie z art. 9p ustawy – Prawo energetyczne prezes Agencji Rynku Rolnego zobowiązany jest prowadzić rejestr przedsiębiorstw zajmujących się wytwarzaniem biogazu rolniczego. Informacje z rejestru na 3 grudnia 2012 roku zawarto w tabeli 2.

Z danych zawartych w tabeli 2 wynika, że przed 2012 rokiem w Polsce funkcjonowało 16 instalacji do produkcji biogazu rolniczego. Należy zwrócić uwagę na dynamiczny rozwój inwestycji w produkcję biogazu rolniczego w Polsce, gdyż liczba biogazowni rolniczych zwiększyła się z 16 do 29 (o 81%), wydajność instalacji wzrosła z 59,46 mln m<sup>3</sup> do 121,26 mln m<sup>3</sup> gazu (o 104%), moc układu wzrosła z 30,99 MW do 66,49 MW (o 115%), a wydajność układu do wytwarzania energii z 242 798 MWh do 520 648 MWh (o 114%). Wzrost tych wielkości jest o tyle istotny, że wystąpił w przeciągu niecałego roku (do 8 grudnia 2012 roku), a pierwsza instalacja do produkcji biogazu rolniczego została uruchomiona w czerwcu 2005 roku w PawłóWKu w województwie pomorskim. Inwestycje uruchomione w 2012 roku były większe i wydajniejsze w produkcji biogazu rolniczego oraz wytworzonej mocy i energii, ponieważ wzrost wydajności produkcji, mocy układu oraz wydajności wytwarzanej energii był znacznie większy od wzrostu liczby instalacji.

Tabela 2  
Biogazownie rolnicze funkcjonujące w Polsce do 3 grudnia 2012 roku

| Lp.              | Data wpisu do rejestru | Wydajność instalacji [m <sup>3</sup> /rok] | Zainstalowana moc układu (ciepna i elektryczna) | Wydajność instalacji do wytwarzania energii (cieplnej i elektrycznej) | Miejsce wykonywanej działalności          |
|------------------|------------------------|--------------------------------------------|-------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------|
| 1                | 2011-01-01             | 8 212 500                                  | 4,332                                           | 34 153                                                                | Koczała, woj. pomorskie                   |
| 2                | 2011-01-01             | 3 802 655                                  | 2,047                                           | 16 139                                                                | Pawłówek, woj. pomorskie                  |
| 3                | 2011-01-01             | 2 299 500                                  | 1,305                                           | 10 289                                                                | Płaszczycza, woj. pomorskie               |
| 4                | 2011-01-01             | 2 299 500                                  | 1,311                                           | 10 336                                                                | Nacław, woj. zachodniopomorskie           |
| 5                | 2011-01-01             | 2 299 500                                  | 1,311                                           | 10 336                                                                | Świetlino, woj. zachodniopomorskie        |
| 6                | 2011-01-01             | 4 100 200                                  | 2,144                                           | 16 903                                                                | Uniechówek, woj. pomorskie                |
| 7                | 2011-01-01             | 4 100 200                                  | 2,144                                           | 16 900                                                                | Giżyno, woj. zachodniopomorskie           |
| 8                | 2011-01-01             | 1 124 470                                  | 0,672                                           | 5 298                                                                 | Kujanki, woj. pomorskie                   |
| 9                | 2011-01-01             | 631 000                                    | 0,543                                           | 2 800                                                                 | Niedoradz, woj. lubuskie                  |
| 10               | 2011-01-01             | 4 500 000                                  | 2,200                                           | 17 200                                                                | Sulechód, woj. lubuskie                   |
| 11               | 2011-01-01             | 7 400 000                                  | 3,324                                           | 22 500                                                                | Liszkowo, woj. kujawsko-pomorskie         |
| 12               | 2011-03-18             | 2 080 000                                  | 1,031                                           | 8 248                                                                 | Skrzatusz, woj. wielkopolskie             |
| 13               | 2011-04-11             | 7 000 000                                  | 3,200                                           | 27 000                                                                | Grzmiąca, woj. zachodniopomorskie         |
| 14               | 2011-08-23             | 4 000 000                                  | 2,000                                           | 16 000                                                                | Świdnica, woj. dolnośląskie               |
| 15               | 2011-09-23             | 1 106 683                                  | 1,066                                           | 9 096                                                                 | Łany Wielkie, woj. śląskie                |
| 16               | 2011-12-23             | 4 500 000                                  | 2,360                                           | 19 600                                                                | Uhnin, woj. lubelskie                     |
| Razem przed 2012 |                        | 59 456 208                                 | 30,99                                           | 242 798                                                               |                                           |
| 17               | 2012-02-24             | 7 920 000                                  | 4,126                                           | 32 944                                                                | Konopnica, woj. łódzkie                   |
| 18               | 2012-02-28             | 6 200 000                                  | 3,400                                           | 24 200                                                                | Mełno, woj. kujawsko-pomorskie            |
| 19               | 2012-03-05             | 3 906 960                                  | 2,039                                           | 16 075                                                                | Siedliszczki, woj. lubelskie              |
| 20               | 2012-03-07             | 4 176 558                                  | 3,220                                           | 25 760                                                                | Zbiersk, woj. wielkopolskie               |
| 21               | 2012-03-09             | 4 900 000                                  | 2,420                                           | 19 100                                                                | Boleszyn, woj. warmińsko-mazurskie        |
| 22               | 2012-05-17             | 4 633 117                                  | 2,400                                           | 19 553                                                                | Kłępsk, woj. lubuskie                     |
| 23               | 2012-06-22             | 2 477 000                                  | 1,300                                           | 10 819                                                                | Szklarska Myślniewska, woj. wielkopolskie |
| 24               | 2012-06-26             | 1 053 000                                  | 1,107                                           | 6 819                                                                 | Bielany Wrocławskie, woj. dolnośląskie    |
| 25               | 2012-08-02             | 2 464 000                                  | 1,655                                           | 12 550                                                                | Piekoszów, woj. świętokrzyskie            |
| 26               | 2012-09-12             | 8 000 000                                  | 4,016                                           | 35 180                                                                | Zalesie, woj. opolskie                    |
| 27               | 2012-10-01             | 7 400 000                                  | 3,324                                           | 22 500                                                                | Liszkowo, woj. kujawsko-pomorskie         |
| 28               | 2012-10-19             | 3 500 000                                  | 2,423                                           | 19 115                                                                | Lębork, woj. pomorskie                    |
| 29               | 2012-10-23             | 5 173 875                                  | 4,065                                           | 33 235                                                                | Strzelin, woj. dolnośląskie               |
| Razem 2012       |                        | 61 804 510                                 | 35,495                                          | 277 850                                                               |                                           |
| Razem całość     |                        | 121 260 718                                | 66,485                                          | 520 648                                                               |                                           |

Źródło: Rejestr przedsiębiorstw zajmujących się wytwarzaniem biogazu rolniczego; [www.arr.gov.pl](http://www.arr.gov.pl) [03-12-2012].

## Oszacowanie powierzchni upraw potrzebnych do zapewnienia substratu do biogazowni

Surowcem wykorzystywanym do wytwarzania biogazu rolniczego jest substrat. Biogazownie rolnicze wykorzystują szereg substratów, których kryterium jest możliwość pozyskania biogazu. Ilość i rodzaj substratów wykorzystanych w biogazowniach rolniczych zużytych w produkcji biogazu w 2011 roku została zaprezentowana w tabeli 3.

Gnojowica w 2011 roku była głównym substratem wykorzystywanym w biogazowniach rolniczych. Masa gnojowicy stanowiła 56,7% wszystkich substratów wykorzystywanych w Polsce. Drugim pod względem zużytej masy surowca substratem wykorzystywanym w celu produkcji biogazu rolniczego była kiszonka z kukurydzy. Jej wykorzystanie stanowiło 23,2% masy wszystkich wykorzystanych substratów i razem z gnojowicą ich udział wynosił prawie 80%<sup>11</sup>.

Uprawy energetyczne stanowią konkurencję przede wszystkim dla wykorzystania powierzchni użytków rolnych i leśnych. Produkcja roślinna do produkcji biogazu wykorzystuje niezdrewniałe uprawy rolne, dlatego produkcja substratu do biogazowni rolniczych stanowi konkurencję dla innych upraw rolnych przeznaczonych na produkcję żywności czy produkcję przemysłową.<sup>12</sup> Szacunek powierzchni upraw przeznaczonych na kukurydzę do zasilenia biogazowni został przedstawiony w tabeli 4.

Na podstawie szacunków przedstawionych w tabeli 4 można przyjąć, że ilość powierzchni niezbędnej do zarezerwowania na produkcję kukurydzy na kiszonkę do produkcji biogazu wynosiła 2 419,5 hektara. Kukurydza uprawiana na kiszonkę do produkcji biogazu powinna spełniać takie same warunki, jak kukurydza przeznaczona na zielonkę dla zwierząt gospodarskich. Według danych GUS-u<sup>13</sup>, powierzchnia upraw kukurydzy na zielonkę w 2011 roku wynosiła 425,9 tys. hektara, a zbiory wyniosły 21,1 mln ton. Oznacza to, że na powierzchnię zasiewów na potrzeby biogazowni rolniczych funkcjonujących na terenie Polski przeznacza się wielkość upraw odpowiadającą 0,6% całkowitej powierzchni upraw kukurydzy na zielonkę oraz 0,017% powierzchni wszystkich gruntów ornych.<sup>14</sup> Szacunek nie zakłada wykorzystania powierzchni gruntów rolnych wyłącznie na obszarze Polski, gdyż kiszonka może pochodzić z zagranicy, tak samo jak produkty rolne wytworzone w Polsce są sprzedawane na potrzeby biogazowni w Niemczech.

<sup>11</sup> Zgodność z zasadą Pareto, która mówi, że 20% zmiennych objaśniających wpływa na 80% rozkładu zmiennej objaśnianej.

<sup>12</sup> T. Stuczyński i in., *Prognoza wykorzystania przestrzeni rolniczej dla produkcji roślin na cele energetyczne*, w: *Uprawa roślin energetycznych a wykorzystanie rolniczej przestrzeni produkcyjnej w Polsce*, red. A. Harasim, „Studia i Raporty IUNG-PIB” 2008 nr 11, s. 25-42.

<sup>13</sup> *Produkcja upraw rolnych i ogrodnich w 2011 r.*, GUS, Warszawa 2012.

<sup>14</sup> *Rocznik statystyczny rolnictwa 2011*, GUS, Warszawa 2012.

Tabela 3

Wykaz surowców zużytych do produkcji biogazu rolniczego w 2011 roku

| Lp.  | Rodzaj surowca zużytego do produkcji biogazu rolniczego | Ilość surowca zużytego do produkcji biogazu rolniczego [t] |
|------|---------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------|
| 1    | Gnojowica                                               | 265 961                                                    |
| 2    | Kiszonka z kukurydzy                                    | 108 876                                                    |
| 3    | Wywar pogorzelniany                                     | 30 465                                                     |
| 4    | Obornik                                                 | 11 641                                                     |
| 5    | Pozostałości z warzyw i owoców                          | 10 984                                                     |
| 6    | Mieszanina lecytyny i mydeł                             | 8 907                                                      |
| 7    | Kiszonka z traw                                         | 7 332                                                      |
| 8    | Pulpa ziemniaczana                                      | 7 258                                                      |
| 9    | Wysłodki                                                | 6 922                                                      |
| 10   | Kiszonka ze zbóż                                        | 5 924                                                      |
| 11   | Serwatka                                                | 1 933                                                      |
| 12   | Treści żołądkowe                                        | 1 278                                                      |
| 13   | Zboże                                                   | 1 146                                                      |
| 14   | Kiszonka z lucerny                                      | 400                                                        |
| 15   | Odpady tłuszczowe                                       | 286                                                        |
| 16   | Mąka, bułka, panierka                                   | 102                                                        |
| Suma |                                                         | 469 416                                                    |

Źródło: [www.arr.com.pl](http://www.arr.com.pl) [03-12-2012].

Tabela 4

Obliczenia powierzchni gruntów ornych potrzebnej do pozyskania kiszonki z kukurydzy na potrzeby produkcji biogazu rolniczego

|                                                           |           |         |
|-----------------------------------------------------------|-----------|---------|
| Ilość masy kiszonki kukurydzianej zużytej w 2011 roku [t] | a         | 108 876 |
| Masa uzysku kiszonki z 1 ha                               | b         | 45      |
| Liczba ha do obsiania                                     | $c = a/b$ | 2 419,5 |

Źródło: opracowanie własne na podstawie tabel 1 i 3.

## Podsumowanie

Możliwy dynamiczny rozwój biogazowni rolniczych w Polsce będzie wywierał coraz większą presję na strukturę upraw rolnych w Polsce. Plany Ministerstwa Gospodarki<sup>15</sup> zakładają powstanie średnio jednej biogazowni w każdej gminie. Taka ekspansja wykorzystania technologii pozyskiwania energii z biomasy może stanowić konkurencję dla produkcji żywności<sup>16</sup>. Nie da się wprost określić powierzchni potrzebnej do pozyskania surowca na podstawie metod wykorzystanych w tym badaniu. Przyczyny leżą w nieznajomości wielkości przyszłych inwestycji oraz struktury wykorzystywanych przez nie substratów.

Na podstawie zaprezentowanych szacunków należy stwierdzić, że na obecnym etapie stan rozwoju biogazowni rolniczych w Polsce nie wpływa istotnie na strukturę upraw w Polsce, a produkcja energii odnawialnej z biogazu rolniczego nie stanowi konkurencji dla innej produkcji rolnej.

---

<sup>15</sup> *Polityka energetyczna Polski do 2030 roku*, Ministerstwo Gospodarki, Warszawa 2009.

<sup>16</sup> R. Rathmann, A. Szkło, R. Schaeffer, *Land use competition for production of food and liquid biofuels: an analysis of the arguments in the current debate*, „Renewable Energy” 2010 nr 35, s. 14-22.

Menlibai M. Myrzahmetov • Gulnar Kudzhibaeva

# HYDROECOLOGICAL BASES OF THE INTERSTATE AGREEMENT ON RATIONAL USE AND PROTECTION OF WATER RESOURCES OF THE ILE WATERSHED (THE REPUBLIC OF KAZAKHSTAN)

---

**Menlibai M. Myrzahmetov, prof. dr hab.** – The Kazakh National Technical University  
after K.I. Satpayev

**Gulnar Kudzhibaeva** – The Kazakh National Technical University after K.I. Satpayev

adres korespondencyjny:

Satpaev st., 22. Almaty

The Republic of Kazakhstan

e-mail: myrzahmetov@mail.ru; baybatshaevna70@mail.ru

## HYDROEKOLOGICZNE ASPEKTY MIĘDZYPANSTWOWEGO POROZUMIENIA O RACJONALNYM UŻYTKOWANIU I OCHRONIE ZASOBÓW WODNYCH DZIAŁU RZEKI ILI (KAZACHSTAN)

**STRESZCZENIE:** Wnioski płynące z obserwacji ekologicznego ogólnokrajowego interesu Chin i Kazachstanu oraz Koordynacja wspólnych działań na rzecz ochrony przyrody stwarzają możliwość wypracowania zrównoważonego rozwoju i racjonalnego zarządzania środowiskiem przyrodniczym. Ta droga prowadzi do zaspokojenia interesu samych odbiorców wody z zasobów dorzecza i jeziora Balkash.

**SŁOWA KLUCZOWE:** zasoby wodne, zarządzanie zasobami wodnymi, jezioro Balkash, rzeka Ili, racjonalne użytkowanie zasobów wodnych

---

## Introduction

The principles of development of scientific and methodical provisions of schemes of complex use and protection of water resources of river ecosystems, and also recommendations about justification of the standard list of actions about protection and rational use of their water resources have the features for considered types and types of the rivers. Therefore the greatest interest is represented by the rivers which drain is formed in the territory of RK, protected in various climatic zones of Kazakhstan and falling into trailer reservoirs. In this regard for an exception of an aggravation of the problems connected with ecological disruption in river ecosystems and adjacent to them reservoirs, and also improvement of a control system by water resources were developed a number of scientific and methodological bases of environmental management in drainless pools of the South of Kazakhstan.

## Management issues

In the concept of development of the water sector and water policy of the Republic of Kazakhstan until 2010 it was noted that further development of economic sectors is constrained with growing shortage of water, pollution of surface and ground water, excessive losses of water in the water system, the increasing challenges of providing the population with quality drinking water problems of interstate water allocation. Therefore, even by 2015-2020 there will be the real threat to the development of the economy and environmental sustainability in river basins. Currently in Kazakhstan there is a number of unresolved issues in the management, use and protection of water resources, such as a lack of coherent strategy of water use, linked to available water resources and sensitive to the natural ecosystems. In transboundary river basins the long-term growth is not taken into account, water withdrawals contiguous states and protection of water resources for each of the water district.<sup>1</sup>

To save the river ecosystem is the most important task of our scientific justification acceptable in seizures and environmental river flows. Environmental regulation and this has something in common to all streams, but, nevertheless, should be different for each of them separately by individual and unique ecosystems of a given region.

The modern community can pose problems with unambiguous environmental regulation allowing water withdrawal, for adjustable hydrology of watercourses was subject exclusively of the interests of big industries. Most of the comparative evaluation between the river ecosystem well-being and economic efficiency of water use in different sectors of the economy was decided in favor of the latter. In the case of the river ecosystem conservation priorities achieved econo-

---

<sup>1</sup> A. Bohnet, E. Giese, Gang Zeng, *Die autonome Region Xinjiang (VR China) – Eine ordnungspolitische Studie*, Schriften 72, Lit Verlag Münster, Hamburg London 1999.



mic impact is less economic damage industries. Obviously, such an approach in assessing environmental damage initially harmful, since in each case it is necessary to count the economic impact of proposed water withdrawal amounts considering further consequences and the size of the possible environmental damage on the river ecosystem.

For example, now the sanitary discharges or the general minimum necessary of water in all river ecosystems of the Republic led to dangerous effects. Violation of biodiversity, reduction of biological productivity in flooded floodplains and riparian areas, and productivity of commercial fish and aquatic animals, degradation of endemic and relict species of flora and fauna, loss of self-purification capacity, deterioration of water quality, etc. Therefore, modern sanitary water releases below large reservoirs and hydroelectric plants are not scientifically justified. At the same time they are not capable to meet the demands of the ecosystem. Moreover, these sanitary discharges can not provide even entering the river dilution of pollutants.

Dynamics of water resource basins of Kazakhstan shows that demands of water sector is growing every year. Until recently, these requirements are met by the extensive use of surface waters, disrupting the ecological balance (environmental sustainability) downstream.

The most typical drainless reservoir in the territory of the Republic of Kazakhstan is the lake Balkash located in the Balkash-Alakol water management area. Due to the lack of new integral strategy of use of water coordinated to cash water resources and considering requirements of natural complexes there are serious threats for its ecology, in particular, concerning the possibility of repetition of the accident similar to the Aral.

## Impact on ecology

The modern concept „Schemes of complex use and protection of water resources” isn't based on ecosystem approaches. In their resistance of ecosystems to changing factors of external influence practically isn't considered that everywhere led to full or partial degradation of natural complexes in river pools. It is well-known that these „Schemes”, being result of extensive water management planning, were entirely subordinated to justification of minimum expenses of water necessary, or so-called sanitary releases in bottom reservoirs. Thus, proved expenses or sanitary releases even remotely don't conform the requirements and needs of a river ecosystem, though it is emphasized in their justification. They are defined proceeding from abstract hygienic and fishery criteria. As a confirmation may server modern transformations of river ecosystems of such rivers, as Syr-Darya, Ile, Ertis, Talas, Assa, Shue, etc. In these river ecosystems the requirement for water has long ago surpassed the specified limits and make about 90-100% and above. Here the strained water management balance arose for a long time. Therefore the satisfaction of requirements for water of consumers can't be reso-

lved without participation of representatives from the local states. Problems can arise daily (hourly) as the water inflow mode on the territory of Kazakhstan can change with the same speed. If there are water managements, water-engineering systems, problems of water division can be adjusted with a frequency of week, month or the vegetative period. Only when the mode of the actual drain will coincide with expected modes of water resources for the considered period.<sup>2</sup>

Thus, in pools of the second sort, contacts with representatives of the adjacent state are almost always necessary.

Problems of a water management are:

- accounting of water;
- studying of water resources;
- water use;
- protection of water resources;
- fight against harmful effects on water.

Water resources are one of limiting factors in development of the society. Deficiency of water in the pool, and also worsening of its quality has negative influence on the quality of agricultural production and a population health state. Shortage of water and pollution of water resources influence efficiency of biological resources. On the one hand, the amount of river water is constantly reduced, and with another – level of accumulation of polluting substances increases in flood plains of the rivers. As a result efficiency of farmlands decreases and their production doesn't meet ecological requirements.

Everything above the given facts specifies that it is necessary to increase efficiency of use natural resources including water. Drawing up schemes of complex use and protection of water resources of a river basin belongs to one of cardinal measures.

In this regard we suggest to make reconstruction of basin schemes of regulation and distribution of the river drain, water objects of special state value ensuring safety for what the following methodology of performance of work is accepted:

Now it is proved that the adverse ecological situation is an immediate cause of violation of a state of health of human in many cases. Influence of chemical factors on the environment, so as biological factors is most studied in this plan.

The modern community can't set a task of unambiguous ecological rationing of admissible withdrawals of a drain because the adjustable hydrological mode of water currents was subordinated especially to interests of branches of economy. In most cases the comparative assessment between wellbeing of a river ecosystem and economic efficiency of use of water resources in various branches of economy was solved in favor of the last. In cases of priority of preservation of a river ecosystem reached economic effect appears less economic damages caused to branches of economy. Obviously, such an approach at an assessment of eco-

---

<sup>2</sup> N.K. Kipchakbekov, Zh.E. Baygisiev, A.A. Tursunov, I.M. Malkovsky, *The system analysis of Ili-Balkhash problem and the concept of equilibrium wildlife management*, Problems of complex use of water resources of Ili-Balkhash pool., Collection of scientific articles, Almaty: Prod., 1985, p. 3-16.

gical damage is initially harmful as in each case it is necessary to count economic effect of planned amounts of withdrawal of a drain with distant consequences and weight of the possible ecological damages caused to a river ecosystem.

For example, current sanitary releases or minimum necessary expenses of water in all river ecosystems of the republic led to biodiversity violation, decrease in a bioproductivity in inundated meadows and inundated sites. Efficiency of food fishes and water animals worsened; there were degradations of endemic and relic types of flora and fauna, to loss of self-clearing ability, water deterioration, etc. Therefore modern sanitary releases are lower than large reservoirs and water-engineering systems scientifically aren't proved. Thus they neither on volumes, nor on time don't satisfy requirements of an ecosystem. Besides, these releases can't provide even dilution of polluting substances arriving in the river.

Dynamics of use of water and land resources of basins of the rivers of Kazakhstan shows that needs for water of branches of a water management increase every year. Until recently these requirements are satisfied at the expense of extensive use of volume of a surface water that breaks ecological equilibrium (ecological stability) in lower reaches of the rivers.<sup>3</sup>

The occurred and occurring processes of degradation of river ecosystems of Kazakhstan at existing methods of control over water resources does especially actual and necessary development of a new method of management by water resources and ecosystems of basins of the rivers.

The water fence from water sources for 2001-2005 tended to decrease. The greatest fence of water of 3707,02 million m<sup>3</sup> was observed in 2001, and in 2005 – 3240,79 million m<sup>3</sup>, table 3.3. The water fence for economic drinking sector fluctuated within 237-247 million m<sup>3</sup>. The water fence for industrial water supply from 226,13 in 2001 raised to 271,99 million m<sup>3</sup> and then sharply decreased 107 and 118 million m<sup>3</sup> respectively in 2004 and 2005. No more than 10-25 million m<sup>3</sup> of water fall to the share of fishery a year.

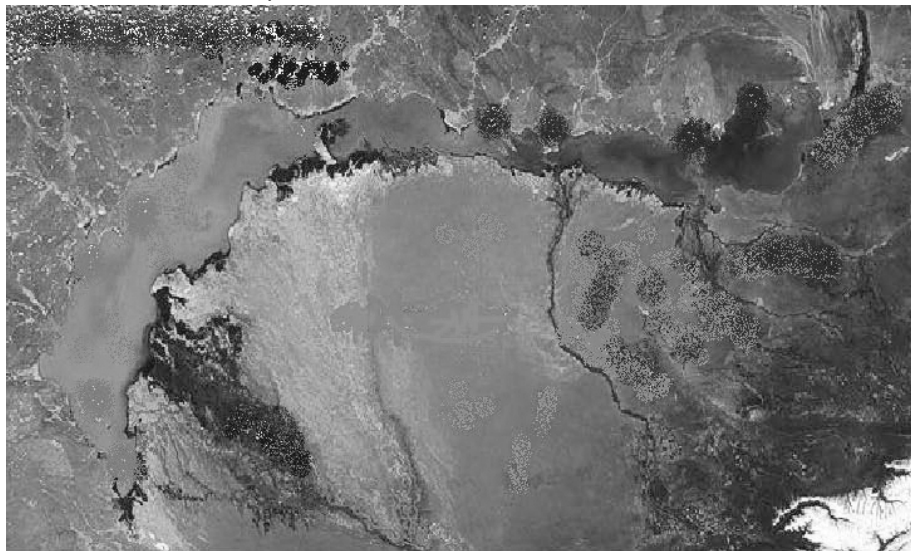
The provided natural and economic characteristic of the delta of river Il as one of the main natural complexes of the Ile-Balkash pool, indicates the urgent need of implementation of a set of actions directed on restoration of a mode, providing flood of its delta.

The river *Or* is the largest waterway of the lake Balkhash and provides about 80% of inflow of fresh water thanks to what level of the lake, a third largest drainless reservoir of a planet is in ecologically steady condition; it prevents desertification processes in this arid region of Central Asia (figure 1).

At the same time, the ecosystem of the lake Balkhash is very vulnerable as it is very shallow reservoir: with a total length of 614 km and width of the western

<sup>3</sup> N.K. Kipchakbekov, Zh.E. Baygisiev, A.A. Tursunov, I.M. Malkovsky, *The system analysis of Ili-Balkhash problem and the concept of equilibrium wildlife management*, Problems of complex use of water resources of Ili-Balkhash pool., Collection of scientific articles, Almaty: Prod., 1985, p. 3-16; B. T. Zhumagulov, I.M. Malkovskij, A.R.Medeu, *Water resources as the factor of national safety of Republic Kazakhstan, Water resources of the Central Asia*, Materials of scientifically-practical conference devoted 10 – Singular MKVK, February, p. 20-22, Almaty 2002, With. 180-186.

Figure 1  
View of Lake Balkhash from space



Source: NASA picture, August, 2002.

rendered most habitable reaches about 55 km their depth doesn't exceed 9,0 m; the volume of the lake makes only about 90,0 km<sup>3</sup> that there is about 11 times less than a volume of Aral Sea to its usykhaniye.

Due to constantly resulting dumpings with Kapshagaya winter high waters destroyed habitats of a muskrat and the ondatrovy trade reaching earlier 1 million skins in a year has completely stopped. The big damage is caused to fishery. Fertility of inundated soils and productivity of crops decreased, production of vegetables and fruit is reduced, the tygai woods perish. Because of deforestation and fires mountain sites are strongly bared that leads to decrease and redistribution of a superficial drain. Experts estimates that desertification processes already captured about 1/3 areas of the pool.

The total amount of water dumped by the main water consumers in natural objects, is equal – 292,53 million m<sup>3</sup>, including on Almaty area and Almaty – 238,47 million m<sup>3</sup>. Around the city Balkhash makes amount of sewage 47,68 million m<sup>3</sup> (54,06 million m<sup>3</sup>) from the total amount of water consumption.

Quality of river waters is formed under the influence of anthropogenous impact, both on territories of the adjacent states, and in the Republic of Kazakhstan. For example, in an alignment of Dubun on the river Il concentration of copper reaches 24,1 maximum concentration limits – 181 maximum concentration limit. Content of other ingredients: phenol, zinc and oil products exceeds maximum concentration limit standards to three times.<sup>4</sup>

<sup>4</sup> I.M. Malkovsky, *To a substantiation of the concept of management of a hydrological mode of the lake Balkhash*, Geographical problems Or – Balkhash pool., Almaty: Science, 1993, With. 19-31.

Sources of pollution of water in the territory of Kazakhstan are sewage of the industrial enterprises, household drains of Almaty and the cities adjoining to it. In areas below the Kapshagay reservoir quality of water remains invariable and by criterion of IZV treats the 4th class („water polluted”).

The analysis of possible depriving of water from the river Il shows that at preservation of an ecosystem of the basin of the lake Balkash and providing with water of priority branches of economy, for development of irrigated agriculture no conditions are present. Alternative problems to solve in development of branches of economy and preservation of natural complexes in the basin of the lake Balkash is the following:

- Development of the objective principles of water division of a drain of the cross-border rivers between People's Republic of China and the Republic of Kazakhstan.
- Creation of strategy of use and protection of water resources of a river basin. Justification of an optimum level of use of water resources of a river ecosystem.
- Development of actions for water savings in all branches of economy. Economic and ecological incentives at water use. Development of absolutely new technologies in water use. Development of the new principles of a payment for water, as for a natural resource.<sup>5</sup>

On the other hand, each branch of economy has to have a water consumption limit. Especially sharply this problem raises the questions of irrigated agriculture.

The course of natural and a course of anthropogenous processes imposed on them shows that in a river basin Il there was a real threat for preservation of natural complexes in their normal mode. Modern level of return and social living conditions of the population demand acceptance of cardinal measures for rational environmental management from use of water in the region.

Thus, the final version of development of branches of economy in a river basin Il and as a whole to Balkash – Alakol VHR has to get out of the analysis:

- modern level; placement of capacities in a river basin remain at modern level (possible option of development of irrigated lands at the level of 1990);
- perspective level:
  - Branches of water supply, the industry and agriculture have the parameters, being characterized with periods: 2010, 2030 and 2050,
  - Irrigated agriculture is represented the parameters, characterizing stage-by-stage curtailment of production of traditional types of agricultural cultures and transition to fruit growing and wine growing. In parallel enterprises – rekreatsionno – a tourist complex together with pond fishery with autonomous power supply on the basis of small (micro) hydroelectric power stations erected on mountain waterways.

The intense water management situation created, now, in water management areas demands development of the concept of development of a water management of the Republic of Kazakhstan, that is, concepts of rational and economical use of local and total water resources of Kazakhstan.

<sup>5</sup> The USSR in figures in 1982 (the short statistical collection), Moscow: the Finance and statistics, 1983, 237 c.

## Perspectives and solutions

Along with exhaustion of water resources goes intensive pollution of reservoirs. Questions of improvement of an ecological situation arises. First of all, depending on an assessment of a condition of quality of water resources in particular because, methods and technology of treatment depend on correct „diagnosis”. Only then, it is possible to choose actions to take for improvement of a state of environment optimum.

The water ecosystem of the lake Balkhash and reservoirs of the delta of river Il tests long ago very big environmental pressure. Chronic anthropogenous pollution of these water objects proceeds.

Water security and level mode of the lake and reservoirs of the delta are also significantly broken under the influence of economic activity.<sup>6</sup> The expected increase in a water intake from river Ili in the territory of the People's Republic of China will aggravate available violations in a water ecosystem of the lake and can lead to further deepening of processes of ecological degradation in the Balkhash-Iliysky region.

Irrational use of water resources and pollution of water objects create considerable problems for pool and state of environment development that are at the bottom of serious concern of the population living in this region.

In the world there are many approaches to the decision of water problems. Depending on the nature-environmental conditions, the accepted control system of economy, traditions and other factors, each state in own way solves questions of management, use and protection of water resources. However, thanks to joint experience, methods or approaches to water resources management began to change and be reduced cardinally to more or less universal platform, to uniform principles. Recently more and more scientists and experts consider that the concept and principles of the integrated water resources management (IWRM) are one of the basic preconditions to a sustainable development.

Therefore the basic instruction of the Summit in Johannesburg for each country was preparation of the National Plan of Complex Water resources management and Water savings. President of the RK Nazarbaev N.A. has signed the given instruction and by that, Kazakhstan has taken up obligations to improve water resources management through acceptance of principles and practice IWRM. To execute the given instruction Kazakhstan has developed the National plan on IWRM and Water savings.

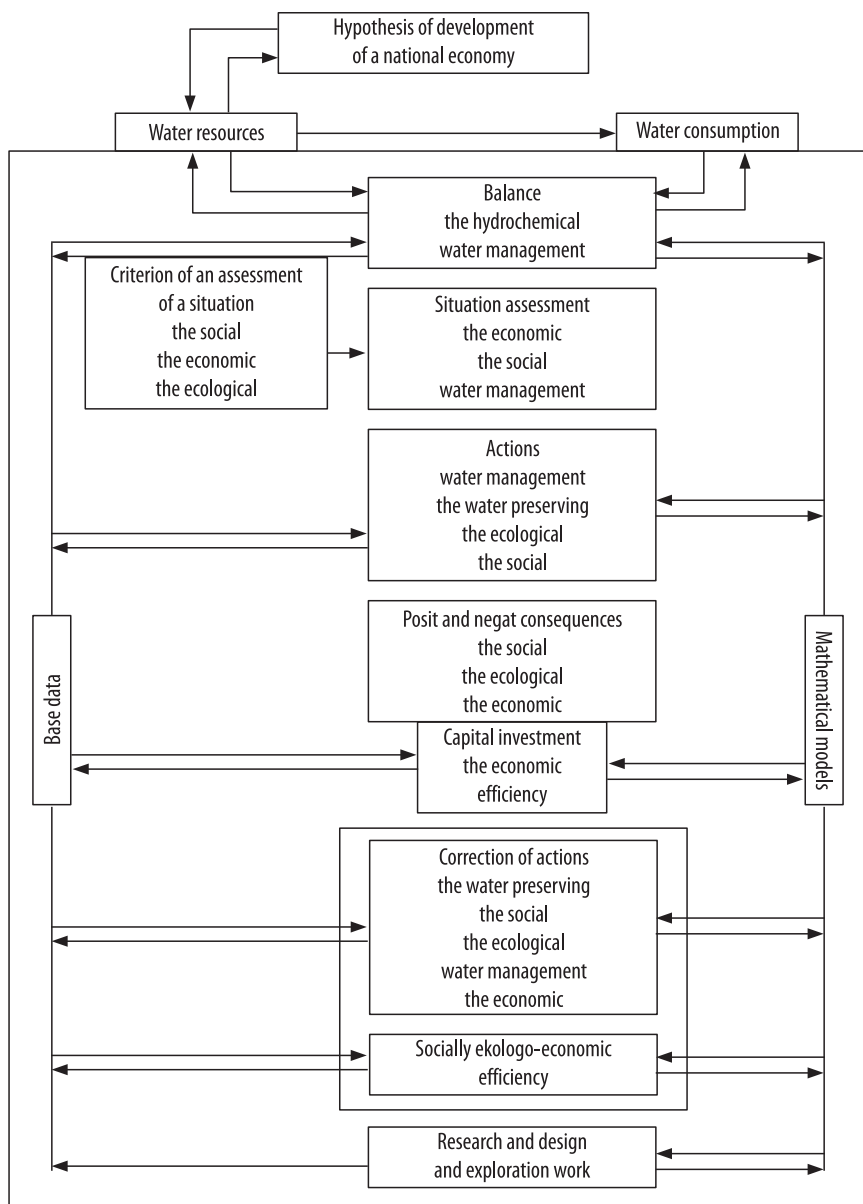
National Plan IWRM defines, what steps and actions are necessary at the state level for support by resources at level of river pools where practical administration is exercised. The plan introduction should provide the guaranteed quantity at its finest for use and ecological safety of environment.

---

<sup>6</sup> Criteria of an estimation of ecological conditions of territories for revealing of zones of an extreme ecological situation and zones of ecological catastrophe. Methodical recommendations, M the Ministry of natural resources of the Russian Federation, 1992.90 with.

Figure 2

## The scheme of complex use and protection of water resources



Source: author's elaboration.

By calculations it is established that per 2013-2018, the Republic Kazakhstan should, reach in efficiency in use of resources with indicator, not lower than 43%. Such level will reach 50 most competitive countries of the world during this period. At achievement of 53% of level, to Kazakhstan the exit on a trajectory of

„sustainable development” and economy growth is provided will occur at the expense of more effective “breakthrough technologies”, instead of at the expense of operation of not renewed natural resources.

For the territory of Kazakhstan the schemes of complex use and protection of water resources for the various periods are made. In their basis full use of water resources of a river basin in due time has been put, questions of preservation of natural complexes weren't taken into consideration.<sup>7</sup> At modern level it is necessary to analyze scientifically-methodological approaches to drawing up of the scheme of complex use and protection of water resources. As a result of researches the scheme of perspective water use and functioning water economic systems as a whole is developed. This scheme allows complex use and protection of water resources under the block scheme. The methodology of performance of scheme of the complex use and protection of water resources CUPWR is offered.

Main objectives of the Plan of complex use and protection of water resources CUPWR completely correspond with a mainstream of a water economic policy and achievement of the long-term objective declared by the state in „Strategy of Kazakhstan – 2030”, this preservation and rational use of water resources for health and well-being of citizens of republic.

## Territory (river basin)

Water resources management of the transponder rivers is very important for Kazakhstan as almost half of total amount of water resources arrives through borders from neighboring countries, and a considerable part of water resources also arrives in neighboring countries from Kazakhstan. The water arriving Kazakhstan, usually has bad quality as it is already polluted by the industrial enterprises, agriculture and city drains. Precisely as well Kazakhstan continues to pollute the rivers before they will cross borders of other countries.<sup>8</sup>

Thus, the effective utilization of water resources and corresponding institutional transformations in water sector on the basis of the Integrated water resources management as in national, and regional scales, should provide the balanced decision of social and economic problems and problems of restoration and preservation of water resource potential of river pool.

For realization of National Plan ИУБП (IUWR) it is necessary to consider gradual decrease in water resources of the country at the expense of reduction of

<sup>7</sup> A.K. Zaurbek, *Scientific of a basis of rational use and protection of water resources of a river basin*, Taraz: TarGU of M.H.Dulati. Dzhambul, 1998, 50 with; G. Kudzhibaeba, *Managements to a question water pool of the river Silt*; I.A. Abdrasulov, Works of the international scientifically-practical conference „Architecture, design and building in the conditions of high mountains”. 27-28 April, Bishkek – Bishkek, KRSU 2012, S.271-275.

<sup>8</sup> G. Kudzhibaeba, *Managements to a question water pool of the river Silt*; I.A. Abdrasulov, Works of the international scientifically-practical conference „Architecture, design and building in the conditions of high mountains”, 27-28 April, Bishkek – Bishkek, KRSU 2012, S. 271-275.



receipt of water resources from territory of the adjacent states. Therefore realization of plan НУБР to be spent in two directions: rational use and conservation of water resources in the country and adjustment of water relations with the next states. Requirements for water for the future won't be provided fully until steps on reduction of losses of water through improvement of water savings and development of effective mechanisms of mutual relations in sphere of sharing and protection of water resources with the adjacent countries with which we are connected by transponder waterways will be undertaken.

For the territory of Kazakhstan schemes of complex use and protection of water resources for the various periods are made. In their basis full use of water resources of a river basin in due time has been put, questions of preservation of natural complexes weren't taken into consideration. At modern level it is necessary to analyze scientifically-methodological approaches to drawing up of the scheme of complex use and protection of water resources of a river basin or territory.<sup>9</sup>

In this regard we suggest to make reconstruction of basin schemes of regulation and distribution of the river drain, water objects of special state value ensuring safety for what the following methodology of performance of work is accepted.

At the first stage the analysis of a current state of use of water resources and an ecological condition in the Kazakhstan part basins of the rivers is made at various:  $P = 25\%$ ,  $50\%$ ,  $75\%$ , and the  $95\%$  security, is given an assessment to level of use of water resources and satisfactions of requirement for water of natural complexes, and also is defined social, ecological and economic efficiency of use of water resources in considered territories.

At the second stage forecasts of development of branches of economy for prospect taking into account changes of the water resources depending on global climatic changes in the biosphere are compared. Needs for water of branches of economy remain at a basic level (2008). On prospect three options of development are considered:

- 1P. Needs for water of branches of economy increase according to level of their development proved in short-term long-term plans of each region.
- 2P. Needs for water among branches of economy increase according to the level of their development in reasonable long-term plans of each region.
- 3P. Full use of water resources in basins of the rivers. Preservation of natural complexes, are considered in three options: a) not to keep; b) to keep for  $50\%$ ; c) to keep for  $100\%$ .

For all considered options parameters of water management and water preserving installations are defined.

---

<sup>9</sup> H.D. Dostai, *Management a hydroecosystem of pool of lake Balkash*, Almaty 2009, 236 with; G. Kudzhibaeba, *Zatsionalnoye use of water*; K. Zhanyimhan, Materials of scientifically-practical conference devoted – Almaty, 2012. – With. 114-116.



Joanna Jeż-Walkowiak

## WYMAGANIA STAWIANE MATERIAŁOM FILTRACYJNYM

---

Joanna Jeż-Walkowiak, dr inż. — Politechnika Poznańska

adres korespondencyjny:

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

Instytut Inżynierii Środowiska

ul. Piotrowo 3A, 60-965 Poznań

e-mail: joanna.jez-walkowiak@put.poznan.pl

## REQUIREMENTS FOR FILTRATION MATERIALS

**SUMMARY:** In the paper the requirements for filtration materials used for water production are presented. The issue was described according to Polish and European standards. The physical and chemical parameters of materials are presented as well as issues related to transport and filter operation.

**KEY WORDS:** filtration, filter media, standards

---

## Wstęp

W większości wysokoefektywnych systemów uzdatniania wody powierzchniowej filtracja pospieszna występuje po procesie koagulacji i sedymentacji oraz przed chemicznym utlenianiem i adsorpcją.<sup>1</sup> W systemach uzdatniania wody podziemnej proces filtracji pospiesznej występuje najczęściej po napowietrzeniu wody, a podstawowym celem filtracji jest wówczas odżelazianie i odmanganianie we właściwie dobranych złożach filtracyjnych, w których zachodzą procesy katalitycznego heterogenicznego utleniania tych domieszek.<sup>2</sup>

Jako złoża filtracyjne filtrów pospiesznych stosowane są:

- materiały naturalne przygotowywane do wykorzystania w filtrach na przykład przez frakcjonowanie (piasek kwarcowy) lub kruszenie i frakcjonowanie (antracyt, chalcedonit, braunsztyn, zeolity, ilmenit, granat, dolomit....);
- materiały produkowane według opatentowanych technologii na bazie naturalnych materiałów: granulowany węgiel aktywny, zielony piasek, hydrolit;
- materiały syntetyczne: wymiennicze jonowe.<sup>3</sup>

Rodzaj materiału filtracyjnego zależy od celu procesu filtracji, w zależności od którego złożo musi posiadać zdolność do efektywnego klarowania bądź adsorpcji, dekarbonizacji, zmiękczenia, adsorpcji, wymiany jonowej, katalitycznego utleniania lub koagulacji kontaktowej. Na wybór materiału filtracyjnego wpływa również jego dostępność w miejscu zastosowania oraz koszt zakupu.

Efektywna praca filtrów uzdatniających wodę do picia jest uwarunkowana właściwym doбором materiału filtracyjnego.<sup>4</sup> Oprócz względów technologicznych, determinujących dobór materiału pod kątem celu procesu filtracji, materiał powinien spełniać wymagania dotyczące źródła pochodzenia materiału oraz czystości i trwałości materiału. Materiały filtracyjne powinny pochodzić ze źródeł uprawnionych odpowiednimi certyfikatami do produkcji złożów wykorzystywanych do produkcji wody do picia.<sup>5</sup>

<sup>1</sup> *Water quality and treatment*, American Water Works Association, McGraw-Hill, Inc., 1990; *Water Treatment Plant Design*, American Water Works Association, McGraw-Hill Publishing Company, New York 1990.

<sup>2</sup> J. Jeż-Walkowiak, Z. Dymaczewski, *Effectiveness of oxidative filter materials for manganese removal from groundwater*, „Journal of Water Supply: research and technology-AQUA” 2012 t. 61, nr 6, s. 364-371; idem, *Intensyfikacja odżelaziania i odmanganiania wód podziemnych w złożach osydacyjnych filtrów pospiesznych*, rozprawa doktorska, Politechnika Poznańska, Poznań 2000.

<sup>3</sup> M.M. Sozański i in., *Wodociągi i kanalizacja w Polsce – tradycja i współczesność*, Polska Fundacja Ochrony Zasobów Wodnych, Poznań-Bydgoszcz 2002; M.M. Sozański, K. Olańczuk-Neyman, *Stan i perspektywy rozwojowe technologii uzdatniania wody jako współczesnej dyscypliny nauki*, „Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN” t. 9, Lublin 2002.

<sup>4</sup> M.M. Sozański, P.M. Huck, *Badania doświadczalne w rozwoju technologii uzdatniania wód*, „Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN” t. 42, Lublin 2007.

<sup>5</sup> Z. Glinicki, Z. Heidrich, *Urządzenia do uzdatniania wody. Zasady projektowania i przykłady obliczeń*, Arkady, Warszawa 1987; A.L. Kowal, M. Świderska-Bróż, *Oczyszczanie wody*, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa-Wrocław 2000.

Wymagania stawiane materiałom filtracyjnym dotyczą ich parametrów fizycznych i chemicznych.

Do podstawowych parametrów fizycznych materiału filtracyjnego zaliczyć należy gęstość właściwą, parametry granulometryczne i twardość.<sup>6</sup> Gęstość właściwa materiału filtracyjnego musi być większa od gęstości wody. Dodatkowe wymagania stosuje się do złóż wielowarstwowych, których poszczególne warstwy muszą posiadać określoną gęstość właściwą i parametry granulometryczne.<sup>7</sup>

Podstawowym parametrem chemicznym stosowanym do oceny czystości materiałów filtracyjnych jest ich rozpuszczalność w kwasie.<sup>8</sup> Zachowanie dopuszczalnych wartości rozpuszczalności w kwasie złóż pozwala uniknąć niebezpieczeństw związanych z wymywaniem ze złóż substancji szkodliwych oraz zapobiega rozpuszczaniu złoża przez wody o kwaśnym odczynie. Najczęściej rozpuszczaną w kwasie domieszką złóż kwarcowych jest węglan wapnia.

Czynnikiem ułatwiającym eksploatację i kontrolę pracy filtrów jest dokładna informacja i inwentaryzacja stosowanych materiałów filtracyjnych. Technolog odpowiedzialny za efekty procesu filtracji winien dysponować informacjami na temat rodzajów zastosowanych złóż, łącznie z ich charakterystyką fizyczną i chemiczną.

## Ewolucja systemu normalizacyjnego w Polsce

W Polsce organizacją i prowadzeniem prac normalizacyjnych zajmuje się Polski Komitet Normalizacyjny (PKN), którego działania są prowadzone zgodnie z potrzebami kraju, z uwzględnieniem normalizacji europejskiej i międzynarodowej. Biorą w nich udział środowiska zainteresowane normalizacją, przedstawiciele podmiotów gospodarczych, administracji rządowej, instytucji, stowarzyszeń, jednostek badawczych, organizacji zawodowych i konsumenckich. Przedstawiciele tych środowisk zasiadają w Komitetach Technicznych i Komitetach Zadaniowych, wpływając na program prac i treść powstających krajowych, międzynarodowych i europejskich dokumentów normalizacyjnych. Działalność Komitetów Technicznych wynika z podstawowej zasady normalizacji dobrowolnej – normy tworzą zainteresowani na własne potrzeby i z własnych środków; PKN nadzoruje zgodność procesów opracowywania norm z przepisami wewnętrznymi PKN i nie ma wpływu na treść norm.

Polska Norma (PN) jest normą krajową, przyjętą w drodze konsensu i zatwierdzoną przez krajową jednostkę normalizacyjną; jest powszechnie dostępna i stosowana dobrowolnie. Polska Norma może być także wprowadzeniem normy europejskiej lub międzynarodowej. W takim przypadku norma może być opublikowana w języku oryginału.

<sup>6</sup> A.L. Kowal, M. Świdarska-Bróż, *Oczyszczanie wody ...*, op. cit.

<sup>7</sup> Z. Glinicki, Z. Heidrich, *Urządzenia do uzdatniania ...*, op. cit.

<sup>8</sup> Ibidem; A.L. Kowal, M. Świdarska-Bróż, *Oczyszczanie wody ...*, op. cit.

Zmiany zachodzące w polskiej polityce i gospodarce wraz z postępem technicznym wpływają na ewolucję polskiego systemu normalizacyjnego. Do 31 grudnia 1993 roku stosowanie Polskich Norm było obowiązkowe, a normy pełniły rolę przepisów i ich nieprzestrzeganie było naruszeniem prawa. Od 1 stycznia 1994 roku stosowanie PN jest dobrowolne, przy czym do 31 grudnia 2002 roku istniała możliwość nakładania obowiązku stosowania PN przez właściwych ministrów i w pewnych przypadkach. Od 1 stycznia 2003 roku stosowanie PN jest całkowicie dobrowolne.

Od momentu wejścia Polski do Unii Europejskiej obowiązują w naszym kraju normy unijne, które są ich polską wersją. Są opracowywane i sukcesywnie tłumaczone na język polski w odpowiedniej Normalizacyjnej Komisji Problemowej, wchodzącej w skład Polskiego Komitetu Normalizacyjnego. Do momentu ukazania się tłumaczenia odpowiedniej normy europejskiej obowiązują w naszym kraju wydane przez PKN normy w języku oryginalnym. Normy krajowe są oficjalnym tłumaczeniem, bez żadnych zmian, angielskiej wersji norm europejskich. Normy przetłumaczone poprzedza się przedmową krajową. W Unii Europejskiej obowiązują normy przyjęte przez CEN (*Comite Europeen de Normalisation*). Zgodnie z przepisami wewnętrznymi CEN/CENELEC członkowie CEN są zobowiązani do nadania normie europejskiej statusu normy krajowej bez wprowadzania jakichkolwiek zmian.

## Wymagania dotyczące materiałów filtracyjnych – polskie normy

Materiały filtracyjne są produktem wykorzystywanym do produkcji wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi i powinny spełniać wymagania związane:

- z jakością i składem chemicznym materiału, który ma kontakt z wodą do picia i dlatego nie może być źródłem zanieczyszczenia uzdatnianej wody; do oceny jakości materiału pod względem jego jednorodności i trwałości służą analizy składu chemicznego, twardości (skala Mohsa), rozpuszczalności w kwasie i wodorze;
- z podstawowymi parametrami technologicznymi złożeń filtracyjnych, których wartości są określone przez obszar zastosowań w procesie filtracji, które efekty gwarantują osiąganie oczekiwanych celów uzdatniania; określenie wartości zalecanych parametrów granulometrycznych i fizycznych jest efektem zebranych doświadczeń naukowych i eksploatacyjnych procesu filtracji. Do oceny jakości złożeń filtracyjnych pod względem parametrów granulometrycznych służy analiza sitowa. Twardość jest oceniana według skali Mohsa.

Obowiązujące w Polsce normy dotyczące materiałów filtracyjnych można podzielić na 3 grupy:

- Grupa I: normy dotyczące terminologii i metod badań parametrów fizycznych i chemicznych materiałów filtracyjnych.
- Grupa II: normy dotyczące analizy granulometrycznej materiału filtracyjnego: terminologii, metod wykonania i przedstawiania wyników analizy sitowej.

Tabela 1

Wykaz norm dotyczących materiałów filtracyjnych

| Lp.                                                                                   | Numer normy        | Tytuł                                                                                                                                 |
|---------------------------------------------------------------------------------------|--------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Grupa I: terminologia i metody badań parametrów fizycznych i chemicznych              |                    |                                                                                                                                       |
| 1                                                                                     | PN-EN 12901        | Produkty do uzdatniania wody przeznaczonej do spożycia. Nieorganiczne materiały nośne i filtracyjne. Terminologia.                    |
| 2                                                                                     | PN-EN 12902        | Produkty do uzdatniania wody przeznaczonej do spożycia. Nieorganiczne materiały nośne i filtracyjne. Metody badań.                    |
| Grupa II: Analiza granulometryczna materiałów filtracyjnych                           |                    |                                                                                                                                       |
| 3                                                                                     | PN-ISO 2395:2000   | Sita kontrolne i analiza sitowa. Terminologia                                                                                         |
| 4                                                                                     | PN-ISO 9276-1:2001 | Przedstawianie wyników analizy granulometrycznej – Część 1: Przedstawianie graficzne                                                  |
| 5                                                                                     | PN-ISO 2591-1:2000 | Analiza sitowa. Metody z zastosowaniem sit kontrolnych z tkaniny, z drutu i z blachy perforowanej                                     |
| 6                                                                                     | PN-C-97555-01:1988 | Węgłe aktywne. Metody badań. Analiza sitowa                                                                                           |
| Grupa III: Rodzaje materiałów filtracyjnych stosowanych w technologii uzdatniania wód |                    |                                                                                                                                       |
| 10                                                                                    | PN-EN 12909        | Produkty do uzdatniania wody przeznaczonej do spożycia. Antracyt                                                                      |
| 11                                                                                    | PN-EN 12904        | Produkty do uzdatniania wody przeznaczonej do spożycia. Piasek i żwir                                                                 |
| 12                                                                                    | PN-EN12910:2006    | Produkty do uzdatniania wody przeznaczonej do spożycia. Granat                                                                        |
| 13                                                                                    | PN-EN12911:2006    | Produkty do uzdatniania wody przeznaczonej do spożycia. Zeolit manganowy                                                              |
| 14                                                                                    | PN-EN12915-1:2009  | Produkty do uzdatniania wody przeznaczonej do spożycia. Granulowany węgiel aktywny – Część 1: Pierwotny granulowany węgiel aktywny    |
| 15                                                                                    | PN-EN12915-2:2009  | Produkty do uzdatniania wody przeznaczonej do spożycia. Granulowany węgiel aktywny – Część 2: Reaktywowany granulowany węgiel aktywny |
| 16                                                                                    | PN-EN 14369:2005   | Produkty do uzdatniania wody przeznaczonej do spożycia. Tlenek glinu aktywowany granulowany pokryty żelazem                           |
| 17                                                                                    | PN-EN13753:2009    | Produkty do uzdatniania wody przeznaczonej do spożycia. Tlenek glinu aktywowany granulowany                                           |
| 18                                                                                    | PN-EN 14368:2005   | Produkty do uzdatniania wody przeznaczonej do spożycia. Wapień pokryty ditlenkiem manganu                                             |
| 19                                                                                    | PN-EN15795:2010    | Produkty do uzdatniania wody przeznaczonej do spożycia. Naturalne glinokrzemiany nieekspandowane                                      |
| 20                                                                                    | PN-EN12905:2006    | Produkty do uzdatniania wody przeznaczonej do spożycia. Glinokrzemiany ekspandowane                                                   |
| 21                                                                                    | PN-EN12906:2006    | Produkty do uzdatniania wody przeznaczonej do spożycia. Pumeks                                                                        |
| 22                                                                                    | PN-EN12907:2009    | Produkty do uzdatniania wody przeznaczonej do spożycia. Karbonizat                                                                    |
| 23                                                                                    | PN-EN 12912:2006   | Produkty do uzdatniania wody przeznaczonej do spożycia. Baryt                                                                         |

Źródło: opracowanie własne.

- Grupa III: normy opracowane oddzielnie dla różnych rodzajów materiałów filtracyjnych stosowanych w technologii uzdatniania wód.  
Wykaz Polskich Norm dotyczących materiałów filtracyjnych przedstawiono w tabeli 1.

## Terminologia i metody badań materiałów filtracyjnych – grupa I

Norma PN-EN 12901<sup>9</sup> przedstawia podstawową terminologię dotyczącą materiałów filtracyjnych (tabela 2). Zdefiniowane terminy podano w normie również w języku angielskim, francuskim i niemieckim.

Norma PN-EN 12902<sup>10</sup> określa zalecane metody oznaczania, sposoby obliczania i przedstawiania parametrów fizycznych materiałów filtracyjnych: rozkładu wielkości ziaren, gęstości nasypowej, przepuszczalności pyłów i gęstości placzka (obie metody są stosowane do materiałów o wymiarze ziaren od 5 do 200 µm). Opisy metod oznaczania i obliczania parametrów chemicznych dotyczą: rozpuszczalności w kwasie, ilości popiołów (dotyczy materiałów węglowych, antracytu, granulowanego i pylistego węgla aktywnego), rozpuszczalności w wodzie, wskaźnika jodu (*iodine number*), zawartości wody, węgla i cynku. Norma zawiera również odniesienia do innych norm europejskich dotyczących materiałów nośnych i filtracyjnych, metod analitycznych, analizy sitowej, opracowania wyników i poboru prób.

Normy opisane powyżej zastępują poprzednią normę z 1988 roku: PN-88/B-04481 Grunty budowlane. Badania próbek gruntu.<sup>11</sup> Jej przedmiotem było oznaczanie cech gruntów budowlanych na podstawie badań próbek pobranych z podłoża lub budowli ziemskich. Należało ją stosować przy wykonywaniu badań pobranych próbek gruntu na potrzeby budownictwa powszechnego. Nie dotyczyła ona gruntów skalistych i kamienistych. Według zasad w niej opisanych możliwe było wykonanie następujących oznaczeń parametrów materiałów filtracyjnych:

- oznaczanie całkowitej powierzchni właściwej metodą sorpcji błękitu metylowego;
- oznaczanie zawartości części organicznych oraz strat masy przy prażeniu;
- oznaczanie gęstości objętościowej;
- oznaczanie gęstości właściwej;
- oznaczanie porowatości;
- oznaczanie wytrzymałości na ścinanie.

<sup>9</sup> PN-EN 12901 Produkty do uzdatniania wody przeznaczonej do spożycia. Nieorganiczne materiały nośne i filtracyjne. Terminologia, Polski Komitet Normalizacyjny, Warszawa 2001.

<sup>10</sup> PN-EN 12902 Produkty do uzdatniania wody przeznaczonej do spożycia. Nieorganiczne materiały nośne i filtracyjne. Metody badań, Polski Komitet Normalizacyjny, Warszawa 2005.

<sup>11</sup> PN-88/B-04481 Grunty budowlane. Badania próbek gruntu, Polski Komitet Normalizacyjny, Warszawa 1988.

Tabela 2

Terminologia dotycząca materiałów filtracyjnych według normy PN-EN 12901

| Rozdział normy                        | Terminy                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |
|---------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Skład ziarnowy materiałów ziarnistych | wielkość ziarna, zakres wielkości ziarna, największa i najmniejsza wielkość ziarna, nadziarno, podziarno, frakcja ziarnowa, rozkład wielkości ziarna, krzywa rozkładu wielkości ziarna, wielkość czynna, wielkość efektywna, współczynnik jednorodności, wielkość minimalna, wielkość nominalna                                                                                                                                                              |
| Gęstość                               | gęstość bezwzględna ziarna suchego i mokrego, nasypowa materiału luźno usypanego i upakowanego, gęstość złoża                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                |
| Porowatość                            | pory, pęcherze (pory zamknięte), porowatość ziarna (stosunek objętości porów ziarna do całkowitej objętości ziarna – $V_p/V_t$ ), objętość wolna (objętość międzyziarnowa, objętość swobodna, porowatość zewnętrzna – stosunek pustej objętości między ziarnami złoża do całkowitej objętości złoża)                                                                                                                                                         |
| Właściwości mechaniczne               | wytrzymałość mechaniczna                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                     |
| Właściwości hydrauliczne              | spadek ciśnienia, rozszerzenie (stosunek wysokości złoża poddawanego przepływowi wstępującemu do wysokości złoża bez przepływu), przepuszczalność płacka (zdolność porowatego płacka materiału filtracyjnego do przepuszczania wody w ustalonych warunkach – jednostka miary – <i>darcy</i> ), gęstość płacka (iloraz masy płacka filtracyjnego materiału proszkowego i jego objętości – dotyczy materiałów o uziarnieniu z przedziału 5-200 $\mu\text{m}$ ) |
| Właściwości chemiczne                 | część rozpuszczalna w kwasie i w wodzie, substancje toksyczne ekstrahowane wodą, substancje lotne, popiół, strata po prażeniu                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                |
| Wygląd zewnętrzny                     | kształt (opis geometryczny poszczególnych ziaren, na przykład: kulisty, zaokrąglony, cylindryczny, owalny, nieregularny, kanciasty), struktura (zwarta lub porowata, bezpostaciowa lub krystaliczna), chropowatość (opis powierzchni ziarna: gładka, chropowata lub popękana)                                                                                                                                                                                |
| Precyzja                              | warunki i granice powtarzalności, warunki i granica odtwarzalności                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |

Źródło: opracowanie własne.

W czasie obowiązywania normy z 1988 roku nie istniały w Polsce oddzielne normy poświęcone materiałom filtracyjnym stosowanym do uzdatniania wody przeznaczonej do spożycia. Wprowadzenie do polskiego systemu normalizacyjnego norm opisanych powyżej jest wynikiem wejścia Polski w strukturę Unii Europejskiej i przyjęcie przez nią norm europejskich.

## Analiza granulometryczna materiałów filtracyjnych – grupa II

Normy przedstawione w grupie II omawiają terminologię i metodykę analizy sitowej. W normie PN-ISO 2395<sup>12</sup> określono definicje dotyczące:

- przesiewanego materiału (ziarno, aglomerat, próbka ...) – 7 definicji;
- sit kontrolnych, ich rodzajów, wymiarów, elementów składowych sit, podziałki (sito, sito kontrolne, sito kontrolne z certyfikatem, zestaw sit kontrolnych, tkanina z drutu, blacha perforowana, ...) – 28 definicji;

<sup>12</sup> PN - ISO2395 Sita kontrolne i analiza sitowa. Terminologia, Polski Komitet Normalizacyjny, Warszawa 2000.



- analizy sitowej (przesiewanie, analiza sitowa, frakcja ziarnowa, ...) – 12 definicji;
- przedstawiania wyników (wielkość ziarna, wielkość cząstki, ziarno bliskowymiarowe, podziarno, nadziarno, krzywa składu ziarnowego, krzywa skumulowanego rozkładu nadziarna, krzywa skumulowanego rozkładu podziarna) – 7 definicji;

W normie zamieszczono numery norm powołanych w treści i ich odpowiedniki krajowe. W załączniku zamieszczono indeks alfabetyczny terminów polskich, angielskich i francuskich.

W normie PN-ISO 9276<sup>13</sup> przedstawiono zasady graficznego przedstawiania wyników analizy granulometrycznej w postaci histogramów rozkładu skumulowanego. Ustalono też terminologię stosowaną w odniesieniu do wymienionych rozkładów uzyskiwanych na podstawie wyników pomiarów. Zawarte w normie zasady graficznego prezentowania wyników analizy granulometrycznej obejmują sporządzanie histogramów, rozkładów skumulowanych i rozkładów gęstości na liniowej i logarytmicznej osi odciętych. W załączniku przedstawiono przykład graficznego przedstawienia wyników analizy granulometrycznej.

W Polsce do 2011 roku obowiązywała norma PN-71/C-04501.<sup>14</sup> Jej przedmiotem były ogólne wytyczne wykonywania analizy sitowej materiałów ziarnistych metodami na sucho i na mokro. Zawierała:

- terminologię;
- odwołanie do norm przedmiotowych w sprawie sposobu pobierania próbek;
- opis przygotowania próbek;
- spis przyrządów i przyborów pomocniczych;
- opis metody analizy i obliczenia wyników.

Nie przedstawiała natomiast sposobów analizy sitowej. Szczegóły konstrukcyjne sit omawiane były w normach przedmiotowych. Obecnie wymagania techniczne i badania stosowanych sit opisują oddzielne normy (tabela 3).

Tabela 3  
Normy dotyczące sit stosowanych w analizie sitowej materiałów filtracyjnych

| Lp. | Numer normy        | Tytuł                                                                                                                        |
|-----|--------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 1   | PN-ISO 565:2000    | Sita kontrolna – Tkanina z drutu, blacha perforowana i blacha cienka perforowana elektrochemicznie – Wymiary nominalne oczek |
| 2   | PN-ISO 3310-1:2000 | Sita kontrolne – Wymagania techniczne i badania – sita kontrolne z tkaniny z drutu                                           |
| 3   | PN-ISO 3310-2:2000 | Sita kontrolne – Wymagania techniczne i badania – sita kontrolne z blachy perforowanej                                       |

Źródło: opracowanie własne.

<sup>13</sup> PN-ISO 9276-1 Przedstawianie wyników analizy granulometrycznej, cz. 1, Przedstawianie graficzne, Polski Komitet Normalizacyjny, Warszawa 2001.

<sup>14</sup> PN-71/C-04501 Analiza sitowa. Wytyczne wykonywania, Polski Komitet Normalizacji, Warszawa 1971.

## Rodzaje materiałów filtracyjnych – grupa III

Każda z norm przedstawionych w grupie III (tabela 1) jest poświęcona innemu materiałowi stosowanemu jako wypełnienie filtrów przeznaczonych do uzdatniania wody. W zestawie są normy dotyczące najczęściej stosowanych materiałów filtracyjnych, takich jak kwarc, antracyt, granulowany węgiel aktywny oraz materiałów, które są stosowane w krajach Europy Zachodniej, a wcale lub rzadko stosowane w Polsce (przykładowo: pumeks, granat, ilmenit).

Norma PN-EN 12909<sup>15</sup> określa właściwości oraz wymagania dotyczące antracytu oraz stosowane metody badań, a także zawiera informacje dotyczące stosowania tego materiału. Norma odwołuje się również do norm EU przedstawionych powyżej.

Właściwości fizyczne antracytu według normy określają następujące czynniki i parametry:

- postać – antracyt to ziarnisty materiał, czarny, błyszczący, o ziarnistym lub graniastym kształcie, strukturze amorficznej, gładkiej teksturze, powinien być jednorodny i w sposób widoczny wolny od obcych wtrąceń;
- rozkład uziarnienia – w normie zwrócono uwagę, że w czasie transportu wielkość ziaren może ulec zmianie, rozkład uziarnienia powinien być opisany średnim rozmiarem ziaren  $d_{10}$  z maksymalnymi odchyłkami  $\pm 5\%$ , współczynnikiem jednorodności  $U$ , który powinien być niższy od 1,5, minimalnym rozmiarem ziaren  $d_r$  z maksymalnymi odchyłkami  $\pm 5\%$ ; innym sposobem przedstawienia rozkładu uziarnienia jest jego określenie za pomocą podania zakresu uziarnienia i ułamka masowego nadziarna i podziarna; maksymalne zawartości masy frakcji nadziarna i podziarna powinny wynosić do 5% w przypadku stosowania antracytu jako jednej z warstw złoża wielowarstwowego lub do 10% dla złoża antracytowego jednowarstwowego, do 15% dla warstwy podtrzymującej z antracytu;
- gęstość nasypowa luzem antracytu powinna być w zakresie 650-800 kg/m<sup>3</sup>, gęstość nasypowa utrząsana powinna być w zakresie 670-820 kg/m<sup>3</sup>.

W normie podano minimalne wymagania dotyczące czystości antracytu stosowanego do uzdatniania wody do picia. Zwrócono uwagę, że w materiale mogą być obecne inne zanieczyszczenia, które powinny być zidentyfikowane, a przydatność materiału powinna być oceniona również w oparciu o obowiązujące normy krajowe. Produkt handlowy powinien zawierać minimum 90% węgla, popiołu do 7%, części lotnych do 10%. Oznaczenie substancji ekstrahowanych wodą może być użyte do oszacowania wymywania związków chemicznych wyspecyfikowanych w EN 12902<sup>16</sup>. Analizy parametrów fizycznych i chemicznych opisanych w normie powinno prowadzić się zgodnie z normą EN 12902.

Norma odnosi się również do zagadnień dotyczących etykietowania, transportu i magazynowania antracytu.

<sup>15</sup> PN-EN 12909 Produkty do uzdatniania wody przeznaczonej do spożycia. Antracyt, Polski Komitet Normalizacyjny, Warszawa 2006.

<sup>16</sup> PN-EN 12902 Produkty do uzdatniania wody przeznaczonej do spożycia. Nieorganiczne materiały nośne i filtracyjne. Metody badań, Polski Komitet Normalizacyjny, Warszawa 2005.

W normie PN-EN 12904<sup>17</sup> przedstawiono ogólne wymagania dotyczące właściwości fizycznych, a także zawartości składnika głównego, zanieczyszczeń i substancji toksycznych w piasku kwarcowym i żwirze. W dokumencie znajduje się odwołanie do norm dotyczących sposobu pobierania próbek oraz metod oznaczania rozkładu wielkości cząstek i gęstości, a także zawartości krzemionki, materiału rozpuszczalnego w kwasie i substancji toksycznych. Określono zasady etykietowania, transportu i przechowywania produktu. W załączniku A podano ogólne informacje o produkcie i wskazówki dotyczące bezpieczeństwa pracy. Norma jest opublikowana przez PKN w języku angielskim i jest identyczna z EN 12904.

Właściwości fizyczne piasku kwarcowego według normy określają następujące czynniki i parametry:

- postać – piasek kwarcowy to ziarnisty materiał, ziarna koloru białego, szarego, żółtego o kształcie ziarnistym lub graniastym zależnie od sposobu przygotowania (wydobycie, kruszenie); materiał powinien być jednorodny i w sposób widoczny wolny od obcych wtrąceń;
- rozkład uziarnienia – rozkład uziarnienia powinien być opisany średnim rozmiarem ziaren  $d_{10}$  z maksymalnymi odchyłkami  $\pm 5\%$ , współczynnikiem jednorodności  $U$ , który powinien być niższy od 1,5, minimalnym rozmiarem ziaren  $d_1$  z maksymalnymi odchyłkami  $\pm 5\%$ ; innym sposobem przedstawienia rozkładu uziarnienia jest jego określenie za pomocą podania zakresu uziarnienia i ułamka masowego nadziarna i podziarna; maksymalne zawartości masy frakcji nadziarna i podziarna powinny wynosić do 5% w przypadku stosowania produktu jako jednej z warstw złoża wielowarstwowego lub do 10% dla złoża jednowarstwowego, do 15% dla warstwy podtrzymującej ze żwiru kwarcowego;
- gęstość nasypowa luzem powinna być w zakresie 1400-1700 kg/m<sup>3</sup>, gęstość nasypowa utrząsana powinna być w zakresie 1500-1900 kg/m<sup>3</sup>.

W normie podano minimalne wymagania dotyczące czystości piasku kwarcowego stosowanego do uzdatniania wody do picia. Zwrócono uwagę, że w materiale mogą być obecne inne zanieczyszczenia, które powinny być zidentyfikowane, a przydatność materiału powinna być oceniana również w oparciu o obowiązujące normy krajowe. Produkt handlowy powinien odpowiadać składem wartościami przedstawionym w tabeli 4.

Oznaczenie substancji ekstrahowanych wodą może być użyte do oszacowania wmywania związków chemicznych wyspecyfikowanych w EN 12902. Analizy parametrów fizycznych i chemicznych opisanych w normie powinno prowadzić się zgodnie z normą EN 12902.

Z przedstawionej w tabeli 1 listy norm obejmujących różne rodzaje materiałów filtracyjnych wynika, że nie ma obecnie norm poświęconych braunsztynowi i chalcedonitowi, czyli materiałom, które są często stosowane w Polsce. Brak normy poświęconej braunsztynowi i chalcedonitowi nie wyklucza stosowania tych

<sup>17</sup> PN-EN 12904 Produkty do uzdatniania wody przeznaczonej do spożycia. Piasek i żwir, Polski Komitet Normalizacyjny, Warszawa 2005.

Tabela 4

Skład chemiczny piasku i żwiru kwarcowego

| Wyszczególnienie              | Limit w procentach masy |       |                         |                            |
|-------------------------------|-------------------------|-------|-------------------------|----------------------------|
|                               | TYP 1                   | TYP 2 | TYP 3                   |                            |
|                               |                         |       | $d_{10} < 2 \text{ mm}$ | $d_{10} \geq 2 \text{ mm}$ |
| SiO <sub>2</sub> min.         | 96                      | 80    | 80                      | 80                         |
| Rozpuszczalność w kwasie max. | 2                       | 2     | 5                       | 10                         |

Źródło: opracowanie własne.

materiałów w filtrach uzdatniających wodę do picia. Materiały, których nie obejmuje system normalizacyjny, muszą być dopuszczone przez odpowiednie instytucje (PZH) do stosowania w systemach uzdatniania wód przeznaczonych do spożycia przez ludzi.

W przypadku stosowania złóż filtracyjnych, którym nie poświęcono odrębnej normy, zastosowanie mają normy dotyczące terminologii i metod badań parametrów granulometrycznych, chemicznych i fizycznych złóż.

## Podsumowanie

Materiały filtracyjne ziarniste, o dyspersji piaskowej, stosowane w technologii uzdatniania wód przeznaczonych do spożycia przez ludzi powinny spełniać następujące podstawowe kryteria:

- nie mogą zawierać zanieczyszczeń i domieszek toksycznych, pogarszających jakość filtratu;
- muszą charakteryzować się odpowiednią odpornością na kruszenie i ścieranie;
- gęstość materiału winna być większa od gęstości wody.

Te powszechnie znane wymagania są uszczegóławiane w ciągle trwającym procesie kształtowania norm, rozumianym jako system wymagań i kontroli jakości materiałów i usług, któremu podlegają również materiały filtracyjne. System normalizacji podlega ewolucji, a na jego zmiany wpływają transformacje dokonujące się w nauce i technice.

Po wejściu Polski w struktury Zjednoczonej Europy wprowadzono u nas europejski system normalizacji. Wprowadzone Normy Europejskie zastąpiły istniejące Normy Polskie, jak i znormalizowały nowe obszary, nieobjęte wcześniej normami. Wprowadzone przez UE normy nie obejmują jednak wszystkich zagadnień poprzednio znormalizowanych w Polsce. Normy dotyczące tych zagadnień pozostają zatem aktualne.

Dotyczy to w szczególności materiałów filtracyjnych, których normy uległy zmianie pod względem celu, zakresu i obszaru obowiązywania. W nowym obowiązującym w Polsce systemie normalizacji wyodrębniono materiały filtracyjne

jako oddzielny przedmiot norm. Wcześniej podlegały one normom opracowanym dla gruntów budowlanych. W normach tych określono metody badań gruntów, a opisana tam metodyka była również stosowana do badania materiałów filtracyjnych.

System europejski wprowadził oddzielne normy poświęcone terminologii związanej z materiałami filtracyjnymi. W starych Polskich Normach terminologia była częścią normy poświęconej metodom badań. Obowiązująca norma poświęcona terminologii jest tłumaczeniem normy europejskiej i wprowadza pojęcia stosowane w UE. Terminy wprowadzone w większości pokrywają się z dotychczas stosowanymi w starych normach, ale są również nowe terminy.

W oddzielnej normie przedstawiono metody badań materiałów filtracyjnych.

W europejskim systemie normalizacyjnym istnieje tendencja do tworzenia odrębnych norm dla wprowadzanych nowych materiałów filtracyjnych. Stosunkowo liczna grupa odrębnych norm poświęconych materiałom filtracyjnym jest wynikiem postępu dokonującego się w technologii uzdatniania wody. Wynikiem rozwoju dziedziny jest wprowadzenie na rynek nowych materiałów filtracyjnych, często o selektywnym działaniu. Materiały te posiadają różną charakterystykę chemiczną, granulometryczną i fizyczną i są stosowane w określonym celu i różnych miejscach ciągu technologicznego. Normy te systematyzują wiedzę na temat właściwości i wymagań dotyczących stosowanych, jak i nowych materiałów filtracyjnych, określają także odpowiednie metody badań oraz podają informacje dotyczące ich stosowania w uzdatnianiu wody.

Po wejściu Polski do UE stosowanie norm stało się dobrowolne. System oparty na obowiązku stosowania PN, obowiązujący w Polsce do 1993 roku, wydłużał i/lub ograniczał wdrożenia innowacji w technologii i technice. Założenie dobrowolności stosowania norm z jednej strony nie hamuje postępu, a z drugiej umożliwia zachowanie jakości gwarantowanej oczekiwane – wysokie efekty technologiczne.

Należy zaznaczyć, że europejski system norm dla materiałów filtracyjnych stosowanych w uzdatnianiu wody przeznaczonej do spożycia nie uwzględnia materiałów powszechnie stosowanych w Polsce. Do takich złóż należy braunsztyn, często stosowany w technologii uzdatniania wód podziemnych. Do złóż nieujętych w systemie europejskiej normalizacji należy również chalcedonit, który ze względu na wykazaną wysoką efektywność usuwania żelaza i manganu z wód podziemnych staje się złożem coraz częściej stosowanym w polskich zakładach uzdatniania wody. Chalcedonit jako materiał będący w około 90% krzemionką mieści się w obszarze stosowania normy PN-EN 12904 Produkty do uzdatniania wody przeznaczonej do spożycia. Piasek i żwir. Jednakże chalcedonit ze względu na porowatą strukturę ziarna wykazuje niższą gęstość nasypową niż piasek kwarcowy. Norma określa, że gęstość nasypowa „luzem” powinna wynosić 1400-1700 kg/m<sup>3</sup>, gęstość nasypowa utrząsana powinna mieścić się w zakresie 1500-1900 kg/m<sup>3</sup>, gdy tymczasem gęstość nasypowa chalcedonitu waha się w zakresie 850-1000 kg/m<sup>3</sup>. Z faktu tego wynika konieczność uzupełnienia systemu normalizacji materiałów filtracyjnych o normy odrębne, poświęcone także innym materiałom stosowanym w Polsce, na przykład chalcedonitowi i braunsztynowi.



---

# STUDIA I MATERIAŁY

STUDIES  
AND RESEARCH WORK



Stanisław Urban • Maciej Dzikuć

## WPŁYW NA ŚRODOWISKO WYTWARZANIA ENERGII ELEKTRYCZNEJ W ELEKTROWNIACH OPALANYCH WĘGLEM KAMIENNYM

---

Stanisław Urban, prof. dr hab. inż. dr h.c. – Uniwersytet Ekonomiczny we Wrocławiu  
Maciej Dzikuć, dr inż. – Uniwersytet Zielonogórski; stypendysta w ramach Poddziałania 8.2.2.  
„Regionalne Strategie Innowacji” POKL UE

adres korespondencyjny:  
Instytut Nauk Ekonomicznych  
Katedra Ekonomiki i Organizacji Gospodarki Żywnościowej  
ul. Komandorska 118/120, 53-345 Wrocław  
e-mail: stanislaw.urban@ue.wroc.pl

Wydział Ekonomii i Zarządzania  
Katedra Zarządzania Bezpieczeństwem  
ul. Podgórna 50, 65-001 Zielona Góra  
e-mail: m.dzikuc@wez.uz.zgora.pl

### THE IMPACT OF ELECTRICITY PRODUCTION IN COAL-FIRED POWER PLANTS ON ENVIRONMENT

**SUMMARY:** The paper presents a method of Life Cycle Assessment (LCA) to determine the impact of the electricity produced on the environment. In addition, the usefulness of this method has been proven in assessment of the energy sector. This paper presents the impact of electricity generation on the environment in coal power plants. A detailed analysis by the method of LCA to compare the environmental impact of electricity generation in the Dolna Odra power plant and the power plant Opole. The differences in results of the analysis were pointed so as the causes of occurring environmental impacts were discussed. Also the measures to help in reducing the impact of the electricity produced on the environment during the production of electricity in the future were described.

**KEY WORDS:** life cycle assessment, energy, ecology, coal, power plants

---



## Wstęp

Sektor energetyczny w Polsce ulega obecnie istotnym przeobrażeniom. Starzejąca się infrastruktura energetyczna w zestawieniu z rosnącym zapotrzebowaniem na energię oraz coraz wyższymi standardami ekologicznymi zmuszają przedsiębiorstwa sektora energetycznego do podejmowania działań, które zgodnie z dokumentem Polityka energetyczna Polski do 2030 roku mają doprowadzić do:

- poprawy efektywności energetycznej;
- wzrostu bezpieczeństwa dostaw paliw i energii;
- dywersyfikacji struktury wytwarzania energii elektrycznej poprzez wprowadzenie energetyki jądrowej;
- rozwoju wykorzystania odnawialnych źródeł energii, w tym biopaliw;
- rozwoju konkurencyjnych rynków paliw i energii;
- ograniczenia oddziaływania energetyki na środowisko<sup>1</sup>.

Polska, jako kraj pozyskujący energię elektryczną głównie w elektrowniach opalanych węglem kamiennym, nie może jednak nagle odejść od obecnej struktury wytwarzania energii elektrycznej. Będzie to proces przebiegający w sposób ewolucyjny, rozłożony na dekady. Należy więc w sposób profesjonalny monitorować sposób wytwarzania energii elektrycznej w polskich elektrowniach, zwłaszcza tych opalanych węglem. Pozwoli to właściwie ocenić sposób wykorzystania nieodnawialnych surowców, porównać efektywność ekonomiczną i ekologiczną istniejących technologii wytwarzania energii oraz zmniejszyć ilość szkodliwych emisji do atmosfery.

Jedną ze skutecznych metod, która umożliwia ocenę i porównanie wpływu na środowisko wytwarzania energii elektrycznej w różnych elektrowniach bazujących na tym samym paliwie, jest ocena cyklu życia (*Life Cycle Assessment – LCA*). Analizie za pomocą tej metody mogą być poddawane zarówno produkty, procesy obejmujące pełny cykl życia produktu, jak również całe gałęzie przemysłu<sup>2</sup>. W publikacji zostanie przeprowadzona analiza metodą LCA, która pozwoli na ocenę i porównanie wytwarzania energii elektrycznej w dwóch elektrowniach opalanych węglem kamiennym: Elektrowni Dolna Odra oraz Elektrowni Opole.

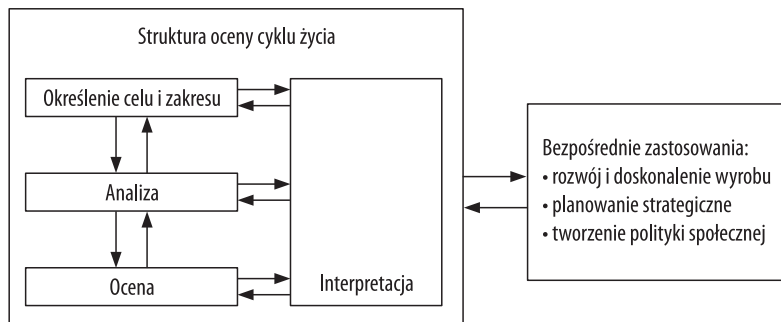
## Przedmiot i zakres badań

Ocena cyklu życia jest uznaną metodą badawczą, która ma na celu określenie zagrożeń środowiskowych. Analiza LCA opiera się na identyfikacji i określeniu ilości zużytych surowców, energii oraz odpadów i odprowadzanych zanieczyszc-

<sup>1</sup> Polityka energetyczna Polski do 2030 roku, Ministerstwo Gospodarki, Warszawa 2009, s. 4-5.

<sup>2</sup> R. Dąbrowski, M. Dzikuć, *Ocena cyklu życia (LCA) w sektorze energetycznym*, „Pomiary. Automatyzacja. Kontrola” 2012 t. 58, nr 9, s. 819-821.

Rysunek 1  
Fazy oceny cyklu życia



Źródło: opracowanie własne na podstawie PN-EN ISO 14040, Polski Komitet Normalizacyjny, Warszawa 2009.

czeń, a następnie na ocenie ich wpływu na środowisko<sup>3</sup>. Pozwala na identyfikację zagrożeń oraz ustalenie sposobów poprawy jakości środowiska. Jednym z najważniejszych zadań tej metody jest badanie możliwych wpływów procesu wytwórczego na środowisko<sup>4</sup>.

Istotną cechą oceny cyklu życia jest możliwość badania wpływu na środowisko w całym okresie funkcjonowania produktu; LCA umożliwia ustalenie wpływu danego produktu na środowisko nie tylko w czasie wytwarzania oraz pozyskiwania surowców, ale również podczas jego użytkowania aż do utylizacji. Wspomaga również optymalne gospodarowanie ograniczonymi zasobami, ponieważ opiera się na faktycznych danych wejściowych i wyjściowych badanego procesu.

Analiza LCA jest określana przez Międzynarodową Organizację do spraw Standaryzacji ISO (*International Standard Organization*) jako technika oceny aspektów środowiskowych i potencjalnych wpływów związanych z wyrobem obejmująca (rysunek 1) cztery fazy:

- określenie celu i zakresu badań;
- inwentaryzację zbioru istotnych wejść i wyjść w systemie wyrobu;
- ocenę potencjalnych oddziaływań na środowisko związanych z wejściami i wyjściami systemu;
- interpretację rezultatów analizy zbioru oraz faz oceny wpływu w odniesieniu do celów badań<sup>5</sup>.

Analiza LCA wspomagana jest przez specjalistyczne oprogramowanie komputerowe, takie jak SimaPro opracowany przez PRe Consultants B. V. w Holandii. W artykule posłużono się programem SimaPro w wersji 7.1, którego ważną zale-

<sup>3</sup> R. Dylewski, J. Adamczyk, *Economic and environmental benefits of thermal insulation of building external walls*, „Building and Environment” 2011 t. 46, nr 12, s. 2615-2623.

<sup>4</sup> R. Dylewski, J. Adamczyk, *Economic and ecological indicators for thermal insulating building investments*, „Energy and Buildings” 2012 t. 54, s. 88-95.

<sup>5</sup> PN-EN ISO 14040, Zarządzanie środowiskowe. Ocena cyklu życia. Zasady i struktura, Polski Komitet Normalizacyjny, Warszawa 2009, s. 7.

Tabela 1

Kategorie szkód oraz oddziaływań w metodzie Eco-Indikator 99

| Kategorie szkód   | Kategorie oddziaływań                                                                                               |
|-------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Zdrowie ludzkie   | Związki kancerogenne<br>Związki organiczne<br>Związki nieorganiczne<br>Zmiany klimatu<br>Radiacja<br>Dziura ozonowa |
| Jakość ekosystemu | Ekotoksyczność<br>Zakwaszenie/eutrofizacja<br>Użytkowanie ziemi                                                     |
| Surowce           | Minerały<br>Paliwa kopalne                                                                                          |

Źródło: opracowanie własne na podstawie: [www.pre.nl](http://www.pre.nl) [29-11-2012] oraz oprogramowania SimaPro.

tą jest wykorzystywanie do oceny środowiskowej wskaźnika Eco-Indyikator 99 (Ekowskażnik 99)<sup>6</sup>. Wskaźnik ten pozwala na wzięcie pod uwagę problemu zmniejszenia zasobów surowcowych, co jest szczególnie ważne w przypadku badania wpływu na środowisko wytwarzania energii elektrycznej w elektrowniach opalanych węglem kamiennym, które zużywają ogromne ilości nieodnawialnego w ludzkiej perspektywie surowca energetycznego. Analiza LCA umożliwia zobrazowanie wyników wpływu na środowisko w odniesieniu do jedenastu kategorii oddziaływań, które odnoszą się do trzech kategorii szkód<sup>7</sup>. Zależności między kategoriami szkód i oddziaływań przedstawia tabela 1.

Wyniki analizy LCA wyrażone są w punktach ekowskażnika (Pt), gdzie 1 Pt ekowskażnika to wartość reprezentująca jedną tysięczną rocznego obciążenia środowiska przypadającą na jednego mieszkańca Europy.

## Analiza LCA wytwarzania energii elektrycznej w Elektrowni Opole oraz w Elektrowni Dolna Odra

Elektrownia Opole oraz Elektrownia Dolna Odra to dwie z kilkunastu firm, które poprzez połączenie utworzyły 1 września 2010 roku PGE Górnictwo i Energetyka Konwencjonalna S.A. W publikacji porównano wpływ na środowisko wytwarzania energii elektrycznej w Elektrowni Opole oraz Elektrowni Dolna Odra.

PGE Górnictwo i Energetyka Konwencjonalna S.A. Oddział Elektrownia Opole zlokalizowana jest w odległości 9 km na północ od granic miasta Opola, poniżej

<sup>6</sup> Z. Kowalski, J. Kulczycka, M. Góralczyk, *Ekologiczna ocena cyklu życia procesów wytwórczych (LCA)*, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa 2007.

<sup>7</sup> PN-EN ISO 14044 Zarządzanie środowiskowe. Ocena cyklu życia. Wymagania i wytyczne, Polski Komitet Normalizacyjny, Warszawa 2009, s. 47-53.

Tabela 2  
Wyniki LCA – trzy kategorie szkód

| Kategorie szkód   | Jednostka | Elektrownia Opole | Elektrownia Dolna Odra |
|-------------------|-----------|-------------------|------------------------|
| Zdrowie ludzkie   | [Pt]      | 7,9               | 10,2                   |
| Jakość ekosystemu | [Pt]      | 1,0               | 1,4                    |
| Surowce           | [Pt]      | 27,8              | 27,0                   |
| Suma              | [Pt]      | 36,7              | 38,64                  |

Źródło: badania własne.

ujścia rzeki Mała Panew do Odry. Usytuowanie Elektrowni w tym rejonie pozwala na przesyłanie energii elektrycznej do położonego w nieznaczącej odległości zurbanizowanego i uprzemysłowionego południowo-zachodniego regionu kraju, który charakteryzuje się znacznym zużyciem energii elektrycznej. Elektrownia Opole jest kondensacyjną elektrownią cieplną blokową, z zamkniętym układem wody chłodzącej. Obecnie eksploatowane są w niej 4 bloki energetyczne, uruchomione w latach 1993-1997, o łącznej mocy zainstalowanej 1492 MW. Paliwem podstawowym jest węgiel kamienny. Wszystkie bloki wyposażone są w mokrą instalację odsiarczania spalin. Zdolności produkcyjne energii elektrycznej Elektrowni Opole wynoszą około 10 TWh rocznie<sup>8</sup> i produkuje ona energię elektryczną dla Krajowego Systemu Elektroenergetycznego oraz ciepłą dla odbiorców zlokalizowanych w jej pobliżu.

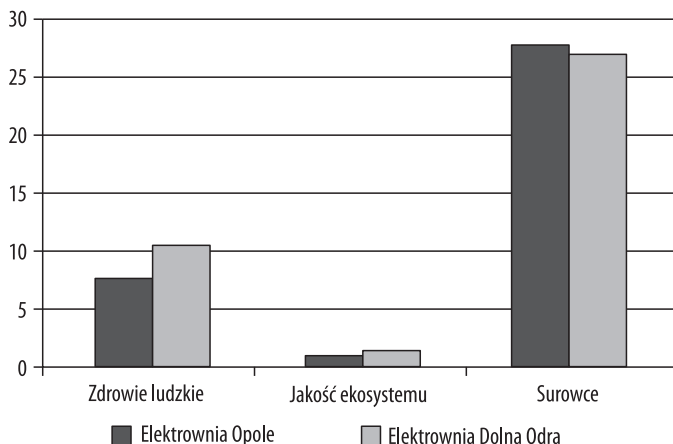
Elektrownia Dolna Odra jest elektrownią systemową, która została zbudowana w latach siedemdziesiątych XX wieku. Poszczególne jej bloki przekazywane były do eksploatacji w latach 1974-1977. Dysponuje ośmioma blokami o łącznej mocy elektrycznej 1 772 MW. Jest konwencjonalną elektrownią blokową z otwartym układem chłodzenia. W latach dziewięćdziesiątych w Elektrowni Dolna Odra zrealizowany został kompleksowy program modernizacji głównych urządzeń energetycznych. Produkcja Elektrowni Dolna Odra przeznaczona jest dla Krajowego Systemu Elektroenergetycznego i zasilania w ciepło miasta Gryfino. Podstawowym przedmiotem działalności Elektrowni Dolna Odra jest wytwarzanie i dystrybucja energii elektrycznej oraz ciepłej na bazie węgla kamiennego<sup>9</sup>.

Celem badań jest określenie i porównanie wpływu na środowisko wytwarzania energii elektrycznej na bazie węgla kamiennego za pomocą analizy LCA. W czasie prowadzenia badań użyto programu komputerowego SimaPro 7.1. Za jednostkę funkcjonalną, czyli jednostkę przyjętą do badań, która stanowi ilościowy efekt systemu produkcji, przyjęto 1 MWh wytworzonej energii elektrycznej. Jednostka funkcjonalna powinna być jasno zdefiniowana i mierzalna, ponieważ dostarcza ona płaszczyzny odniesienia dla normalizowania danych wejściowych i wyjściowych systemu odniesienia.

<sup>8</sup> [www.pgegiek.pl](http://www.pgegiek.pl) [19-12-2012].

<sup>9</sup> [www.zedolnaodra.pgegiek.pl](http://www.zedolnaodra.pgegiek.pl) [18-12-2012].

Rysunek 2  
Wyniki LCA – trzy kategorie szkód



Źródło: badania własne.

Dane, które wykorzystano podczas badań, pochodzą z 2010 roku i zawierają elementy wchodzące do systemu, które są wykorzystywane w produkcji energii elektrycznej, takie jak węgiel, biomasa, energia elektryczna oraz elementy wychodzące z systemu produkcyjnego, czyli ilość wytworzonej energii elektrycznej i ciepłej oraz wszelkie powstające w czasie produkcji zanieczyszczenia.

Analiza wyników LCA w odniesieniu do trzech kategorii szkód (tabela 2 i rysunek 2) pokazuje, że największym wpływem na środowisko w badanych elektrowniach cechuje się kategoria „surowce”, przy czym nieco większy wpływ ma wytwarzanie energii elektrycznej w elektrowni Opole, co może oznaczać, że węgiel wykorzystywany w elektrowni Dolna Odra mógł cechować się nieco wyższą kalorycznością lub zapotrzebowanie na energię elektryczną nie było zbieżne z optymalną mocą kotłów, która zapewniłaby wyższą sprawność wytwarzania, a to odnotowane byłoby przez program SimaPro. Kolejnym istotnym czynnikiem wpływającym na środowisko w odniesieniu do trzech kategorii szkód jest kategoria „zdrowie ludzkie”. W przypadku tej kategorii szkód większy negatywny wpływ na zdrowie ludzkie ma wytwarzanie energii elektrycznej w Elektrowni Dolna Odra. Różnica ta jest znacząca i jej powodem jest fakt różnicy technologicznej, która musiała być zauważona z uwagi na fakt, że Elektrownia Opole jest o około 20 lat nowsza aniżeli Elektrownia Dolna Odra. Ponadto Elektrownia Opole ma sprawniejszą instalację oczyszczania spalin, której skuteczność sięga 99,8% (przy gwarantowanej 99,5%). Natomiast w Elektrowni Dolna Odra średnia osiągalna skuteczność odpylania spalin wynosi 99,44%. Elektrownia Opole dysponuje również nieco skuteczniejszymi instalacjami odsiarczania spalin metodą mokrą wapienną. Przy tym elektrownia Opole wykorzystuje proporcjonalnie znacznie większą ilość biomasy, która poprawia wynik LCA. Ponadto Elektrownia Opole wytwarza więcej energii ciepłej (128 MJ) na jednostkę energii

elektrycznej (1 MWh) niż Elektrownia Dolna Odra, która wytwarza 112 MJ na 1 MWh.<sup>10</sup> Program SimaPro premiuje natomiast w przypadku Elektrowni Opole wykorzystywanie wysoko sprawnych instalacji, które pracują w skojarzeniu, a jednocześnie wytwarzając energię ciepłą i elektryczną, zużywają znacznie mniej paliwa.

Analizując wyniki w odniesieniu do jedenastu kategorii oddziaływań (tabela 3 i rysunek 3), należy zaznaczyć, że zdecydowanie największy wpływ na środowisko ma kategoria paliwa kopalne i najbardziej wpływa na ostateczny wynik. Związki nieorganiczne są kategorią oddziaływań, która cechuje się najwyższą różnicą w osiągniętych wynikach. Elektrownia Opole z uwagi na znacznie większe wykorzystanie biomasy w produkcji energii elektrycznej oraz nieco lepszą technologię oczyszczania spalin jest w stanie osiągnąć lepszy wynik w tej kategorii. Wykorzystanie odnawialnych źródeł energii (biomasy) oraz skuteczniejsze oczyszczanie spalin powoduje również korzystniejsze wyniki w przypadku Elektrowni Opole w kategoriach: zakwaszenie/eutrofizacja, związki kancerogenne oraz zmiany klimatu.

W 2010 roku do wytworzenia energii elektrycznej w Elektrowni Opole zużyto ponad 300 tys. Mg węgla kamiennego oraz ponad 120 tys. Mg biomasy. Elektrownia Opole wytwarza około 6% (7 625 969 MWh) krajowej energii elektrycznej. Część możliwości produkcyjnych była i jest nadal wykorzystywana jako rezerwa mocy dla Krajowego Systemu Elektroenergetycznego węgla kamiennego<sup>11</sup>. Natomiast w tym samym roku do wytworzenia 6 425 340 MWh energii elektrycznej w Elektrowni Dolna Odra zużyto niemal 2 600 tys. Mg węgla kamiennego oraz około 75 tys. Mg biomasy<sup>12</sup>.

Wytwarzanie energii elektrycznej poprzez spalanie węgla kamiennego cechuje się znacznym negatywnym wpływem na środowisko, który jest spowodowany nie tylko przez zubożenie nieodnawialnych zasobów, ale również emisje do atmosfery, które pogarszają stan środowiska. Ponadto, analizując opłacalność wytwarzania energii elektrycznej na bazie węgla kamiennego, należy stwierdzić, że z uwagi na konieczność uiszczania opłat związanych z emisją CO<sub>2</sub> będzie ona coraz mniej opłacalna lub będą musiały wzrosnąć ceny energii elektrycznej. Jednak pomimo istotnego wpływu na środowisko wytwarzania energii elektrycznej w elektrowniach opalanych węglem kamiennym oraz kosztów związanych z dostosowaniem technologii produkcji energii do rygorystycznych przepisów promujących ekologiczne sposoby wytwarzania energii, które mniej obciążają środowisko, z uwagi na fakt posiadania przez Polskę własnych zasobów węgla zmniejszanie udziału energii elektrycznej wytwarzanej na bazie węgla kamiennego będzie procesem bardzo powolnym, rozłożonym na wiele lat.

Dodatkowym czynnikiem hamującym rozwój wytwarzania energii elektrycznej w inny sposób niż poprzez spalanie węgla jest wysoki koszt wytworzenia energii elektrycznej przy wykorzystaniu innych surowców lub pozyskiwania

<sup>10</sup> [www.pgegiek.pl](http://www.pgegiek.pl) [19-12-2012]; [www.zedolnaodra.pgegiek.pl](http://www.zedolnaodra.pgegiek.pl) [18-12-2012].

<sup>11</sup> [www.pgegiek.pl](http://www.pgegiek.pl) [19-12-2012].

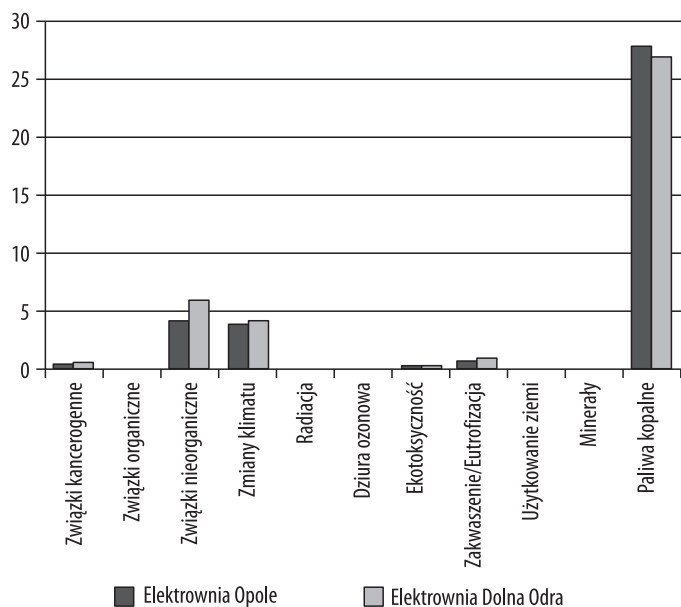
<sup>12</sup> [www.zedolnaodra.pgegiek.pl](http://www.zedolnaodra.pgegiek.pl) [18-12-2012].

Tabela 3  
Wyniki LCA – jedenaście kategorii oddziaływań

| Kategorie oddziaływania   | Jednostka | Elektrownia Opolo | Elektrownia Dolna Odra |
|---------------------------|-----------|-------------------|------------------------|
| Związki kancerogenne      | [Pt]      | 0,2               | 0,3                    |
| Związki organiczne        | [Pt]      | 0,0               | 0,0                    |
| Związki nieorganiczne     | [Pt]      | 3,9               | 6,0                    |
| Zmiany klimatu            | [Pt]      | 3,8               | 3,9                    |
| Radiacja                  | [Pt]      | 0,0               | 0,0                    |
| Dziura ozonowa            | [Pt]      | 0,0               | 0,0                    |
| Ekotoksyczność            | [Pt]      | 0,1               | 0,1                    |
| Zakwaszenie/ eutrofizacja | [Pt]      | 0,9               | 1,3                    |
| Użytkowanie ziemi         | [Pt]      | 0,0               | 0,0                    |
| Minerały                  | [Pt]      | 0,0               | 0,0                    |
| Paliwa kopalne            | [Pt]      | 27,8              | 27,0                   |
| Suma                      | [Pt]      | 36,7              | 38,6                   |

Źródło: badania własne.

Rysunek 3  
Wyniki LCA – jedenaście kategorii oddziaływań



Źródło: badania własne.

energii opartych na odnawialnych źródłach energii. Brak ustawy o odnawialnych źródłach energii dodatkowo utrudnia rozwój zielonych technologii wytwarzania energii. Odpowiednie regulacje prawne w obecnie przygotowywanej ustawie o odnawialnych źródłach energii mogą znacząco przyczynić się do rozwoju technologii, które w mniejszym stopniu obciążałyby środowisko. Przykładem rozwiązań pozwalających na wytwarzanie energii na bazie odnawialnych źródeł jest produkcja energii z biogazu. Jest to źródło odnawialne niezależne od warunków atmosferycznych, które może zapewniać stałe dostawy energii<sup>13</sup>. Należy zaznaczyć, iż przedstawiony w artykule wpływ na środowisko produkcji energii elektrycznej dotyczy kosztów ekologicznych wytworzenia 1 MWh a w badanych elektrowniach w skali 2010 roku wyprodukowano: 6 425,3 GWh w Elektrowni Dolna Odra<sup>14</sup> oraz 7 626 GWh w Elektrowni Opole<sup>15</sup>.

## Podsumowanie

Wytwarzanie energii elektrycznej w elektrowniach opalanych węglem kamiennym wywiera negatywny wpływ na środowisko. Należy poszukiwać rozwiązań, które umożliwiają jego zminimalizowanie. Różnica pomiędzy wpływem na środowisko energii elektrycznej wytwarzanej z węgla kamiennego w dwóch różnych elektrowniach jest zauważalna, zwłaszcza że analizowane elektrownie nie tylko opalane są tym samym paliwem, ale też wytwarzają porównywalną ilość energii. Kilkuprocentowa różnica w osiągniętych przez analizowane elektrownie wynikach pokazuje, że możliwe jest skuteczne ograniczanie negatywnego oddziaływania na środowisko poprzez wprowadzenie sprawniejszych rozwiązań technologicznych, które pozwalają na skuteczniejsze oczyszczanie spalin. Elektrownia Opole dzięki temu, że posiada nowsze instalacje oraz skuteczniejszą technologię oczyszczania spalin, jest w stanie zapewnić mniejszy negatywny wpływ na środowisko w przeliczeniu na jednostkę wytworzonej energii elektrycznej. Obliczone obciążenia środowiskowe sprawiają, iż należy poszukiwać technologii opartych na węglu kamiennym, które w mniejszym stopniu będą oddziaływać na środowisko. Mimo że w czasie kilku ostatnich lat znacznie ograniczono ilość zanieczyszczeń emitowanych do atmosfery, co było możliwe dzięki zainstalowaniu nowych technologii, inwestycje związane z produkcją energii elektrycznej przy wykorzystaniu najnowszych, ekologicznych technologii są uzasadnione. Ponadto konieczność ponoszenia przez Polskę od 1 stycznia 2013 roku opłat związanych z emisjami do atmosfery szkodliwych substancji powoduje, że rozwiązania ekologiczne stają się również bardziej ekonomiczne.

<sup>13</sup> J.W. Wandrasz, M. Landrat, *Model matematyczny wytwarzania biogazu w składowiskach odpadów*, „Ochrona Środowiska” 2002 t. 85, nr 2, s. 13-16.

<sup>14</sup> [www.zedolnaodra.pgegiek.pl](http://www.zedolnaodra.pgegiek.pl) [18-12-2012].

<sup>15</sup> [www.pgegiek.pl](http://www.pgegiek.pl) [19-12-2012].



Izabela Tałałaj

# ZASTOSOWANIE ODWRÓCONEJ OSMOZY W PROCESIE OCZYSZCZANIA ODCIEKÓW

---

Izabela Anna Tałałaj, dr inż. – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

Katedra Systemów Inżynierii Środowiska

ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok

e-mail: i.talalaj@pb.edu.pl

## TREATMENT OF LANDFILL LEACHATE WITH REVERSE OSMOSIS

**SUMMARY:** One of landfill's product is leachate, which is highly and complexly polluted wastewater. Landfill leachate, especially old one is very difficult to treat using conventional biological processes. One of the methods to be used in the treatment of such leachate is reverse osmosis. This paper compares the effectiveness of reverse osmosis in removing BOD<sub>5</sub>, COD, NH<sub>3</sub>-N and selected heavy metals. Efficiency of leachate treatment by one- and two-stage reverse osmosis system was characterized. The effects of the membrane type on the purification are also described. The influence of the waste quality on leachate treatment efficiency and the risks associated with the use of reverse osmosis in the leachate treatment were also described.

**KEY WORDS:** leachate quality, reverse osmosis, leachate treatment

---

## Wstęp

Składowanie odpadów jest wciąż najbardziej powszechną metodą ich unieszkodliwiania. Szacuje się, że na świecie postępuje się tak z 95% wytworzonych odpadów.<sup>1</sup> Podczas składowania w bryle odpadów zachodzi szereg procesów fizyczno-chemicznych oraz biologicznych. Rozkład materii organicznej w połączeniu z infiltracją wód opadowych prowadzi do wymywania z niej silnie zanieczyszczonych wód, zwanych odciekami.<sup>2</sup> Skład odcieków i stężenie w nich zanieczyszczeń zależy głównie od rodzaju składowanych odpadów, sposobu eksploatacji składowiska oraz czasu składowania.<sup>3</sup> W miarę upływu czasu odcieki przechodzą przez kilka faz, w których ich właściwości, czyli BZT<sub>5</sub>, ChZT, BZT<sub>5</sub>/ChZT, NH<sub>3</sub>-N, pH ulegają zmianom. Zmiany wartości wybranych wskaźników zanieczyszczeń w odciekach w zależności od ich „dojrzałości” (czasu składowania) zaprezentowano w tabeli 1.

Najczęściej wyróżnia się 3 stadia jakości odcieków, w których jakość charakteryzuje się odmiennymi cechami: odcieki młode (ze składowisk o czasie eksploatacji do 5 lat), odcieki przejściowe (5-10 lat) i odcieki ustabilizowane (powyżej 10 lat). Coraz częściej zauważa się jednak szybsze przejście z fazy młodej do fazy przejściowej. Sprzyja temu zagęszczanie odpadów ograniczające dostęp tlenu oraz większa wilgotność odpadów (wynikająca przykładowo z większej zawartości w nich frakcji organicznej). Jako wskaźnik najlepiej obrazujący wiek odcieku przyjmuje się iloraz BZT<sub>5</sub>/ChZT ze względu na jego określający związek ze stopniem biodegradowalności odcieku<sup>4</sup>. Młode odcieki charakteryzują się wysoką zawartością łatwo biodegradowalnej materii organicznej, takiej jak lotne kwasy tłuszczowe, co sprzyja wysokim wartościom BZT<sub>5</sub> i w konsekwencji wysokiej wartości BZT<sub>5</sub>/ChZT. Odcieki ustabilizowane posiadają wysokie stężenia N-NH<sub>3</sub> i wysoki udział trudno rozkładalnej materii organicznej, czyli kwasy humusowe, co ma istotny wpływ na niską efektywność różnych biologicznych metod oczyszczania odcieków. Według T.A. Kurniawan i in., nawet w odciekach powstających po 50 latach od zamknięcia składowiska są obserwowane wysokie wartości N-NH<sub>3</sub>. Sposób oczyszczania odcieków powinien być więc dostosowany do ich jakości i uwzględniać wiek składowiska oraz zawartość i rodzaj występującej w odciekach materii organicznej. Do oczyszczania odcieków młodych uzasadnione jest stosowanie metod biologicznych. Jednak przy oczyszczaniu odcieków ustabilizo-

<sup>1</sup> M. El-Fadel, A.N. Findikakis, J.O. Leckie, *Environmental impacts of solid waste landfilling*, „Journal of Environmental Management” 1997 nr 50, s. 1-25.

<sup>2</sup> T.A. Kurniawan, W.H. Lo, G.Y.S. Chan, *Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate*, „Journal of Hazardous Materials B129” 2006, s. 80-100.

<sup>3</sup> D. Trebouet i in., *Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical-nanofiltration processes*, „Water Resources” 2001 t. 35, nr 12, s. 2935-2942; K. Szymański, *Związki ołowiu i chromu w środowisku naturalnym i odpadach*, „Rocznik Ochrony Środowiska” 2009 t. 11.

<sup>4</sup> F.N. Ahmed, Ch.Q. Lan, *Treatment of landfill leachate ...*, op. cit.

Tabela 1  
Jakość odcieków w zależności od czasu składowania

| Wskaźnik                                 | Odcieki młode        | Odcieki przejściowe     | Odcieki ustabilizowane |
|------------------------------------------|----------------------|-------------------------|------------------------|
| Wiek [lata]                              | <5 (<1) <sup>a</sup> | 5-10 (1-5) <sup>a</sup> | >10 (>5) <sup>a</sup>  |
| pH                                       | <6,5                 | 6,5-7,5                 | >7,5                   |
| BZT <sub>5</sub> /ChZT                   | 0,5-1                | 0,1-0,5                 | <0,1                   |
| ChZT [mg/dm <sup>3</sup> ]               | >15 000              | 4 – 15 000              | < 4 000                |
| NH <sub>3</sub> -N [mg/dm <sup>3</sup> ] | <400                 | –                       | >400                   |
| OWO/ChZT                                 | <0,3                 | 0,3-0,5                 | >0,5                   |
| TNK [g/dm <sup>3</sup> ]                 | 0,1-2                | –                       | –                      |
| Metale ciężkie [mg/dm <sup>3</sup> ]     | >2                   | <2                      | <2                     |
| Biodegradowalność                        | wysoka               | średnia                 | niska                  |

<sup>a</sup> wartości według T.A. Kurniawan, W.H. Lo, G.Y.S. Chan, *Physico-chemical treatments for removal ...*, op. cit.

Źródło: opracowanie własne na podstawie: T.A. Kurniawan, W.H. Lo, G.Y.S. Chan, *Physico-chemical treatments for removal ...*, op.cit.; B. Alvarez-Vazquez, B. Jefferson, S.J. Judd, *Membrane bioreactors vs conventional biological treatment of landfill leachate: a brief review*, „Journal of Chemical Technology and Biotechnology” 2004 nr 79, s. 1043-1049; F.N. Ahmed, Ch.Q. Lan, *Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review*, „Desalination” 2012 nr 287, s. 41-45; K.Y. Foo, B.H. Hameed, *An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process*, „Journal of Hazardous Materials” 2009 nr 171, s. 54-60.

wanych metoda ta nie będzie przynosiła oczekiwanych efektów, między innymi z powodu zawartości w nich trudno rozkładalnego węgla organicznego.

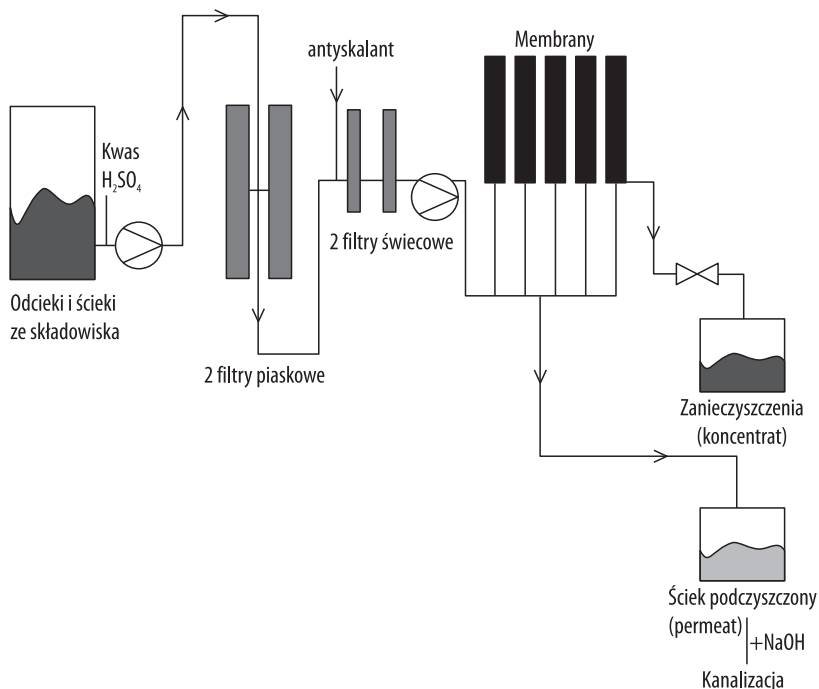
Jedną z metod służących oczyszczaniu odcieków może być odwrócona osmoza. W odróżnieniu od metod biologicznych nie powoduje ona rozkładu zanieczyszczeń, ale ich rozdział na dwa strumienie: jeden oczyszczony – określany jako permeat i drugi silnie zanieczyszczony – tak zwany koncentrat.

## Odwrócona osmoza w procesie oczyszczania odcieków

Proces odwróconej osmozy został wykorzystany po raz pierwszy w 1953 roku do odsalania wody morskiej. Silny rozwój przemysłu wykorzystującego zjawisko odwróconej osmozy nastąpił w latach sześćdziesiątych XX wieku, po opracowaniu przez Loeba i Sourirajana technologii wytwarzania na skalę przemysłową wysoko wydajnych, selektywnych membran, umożliwiających rozdział składników o małej masie cząsteczkowej (poniżej 300). Ze względu na wysoką skuteczność usuwania zanieczyszczeń zarówno organicznych, jak i nieorganicznych (określaną na poziomie 90-99%) odwrócona osmoza znalazła zastosowanie w procesie oczyszczania odcieków składowiskowych. Stosowana jest jako odrębny, niezależny moduł lub jest jednym z etapów oczyszczania odcieków, poprzedzonym innymi procesami, na przykład oczyszczaniem biologicznym (zalecanym dla młodych składowisk) czy strippingiem, czyli odpędzaniem amoniaku (stoso-

Rysunek 1

Schemat oczyszczania odcieków ze składowisk odpadów za pomocą odwróconej osmozy

Źródło: [www.zut.com.pl](http://www.zut.com.pl) [15-01-2013]; [www.ortocal.pl](http://www.ortocal.pl) [15-01-2013].

wany w przypadku składowisk starszych z odciekami o dużej zawartości związków azotu). Możliwe jest także stosowanie kilkustopniowych układów odwróconej osmozy, stosowanych wtedy, gdy po I stopniu efektywność procesu w stosunku do wybranych zanieczyszczeń (głównie  $N-NH_3$ ) jest niewystarczająca. Przykładowy schemat modułu odwróconej osmozy przedstawiono na rysunku 1.

Proces odwróconej osmozy polega na wymuszonej dyfuzji jonów lub cząstek przez półprzepuszczalną błonę z roztworu o wyższym stężeniu do roztworu o niższym stężeniu. Aby proces mógł przebiegać, konieczne jest przyłożenie ciśnienia (od 1 do 10 MPa) wymuszającego przenikanie cząstek przez membranę. Odciek surowy podawany jest do zbiornika wstępnego, gdzie przy użyciu kwasu siarkowego ustala się wartość pH na 6,5. Następnie odciek poddawany jest filtracji (przykładowo: filtr piaskowy, filtr świecowy) i podawany przez pompę pod wysokim ciśnieniem na bloki membranowe. Otrzymany w wyniku procesu odwróconej osmozy koncentrat najczęściej jest zwracany na składowisko. Z kolei permeat może być poddawany bezpośrednio dalszemu oczyszczaniu na drugim stopniu odwróconej osmozy lub w inny sposób (na przykład: w oczyszczalni biologicznej). W niektórych przypadkach zachodzi konieczność dokładniejszego oczyszczenia odcieku ze względu na rodzaj odbiornika oczyszczonych ścieków.

Tabela 2

Porównanie podstawowych modułów membranowych stosowanych w procesie odwróconej osmozy

| Moduł membrany      | Gęstość upakowania [m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> ] | Koszty eksploatacji | Odporność    | Łatwość czyszczenia |
|---------------------|------------------------------------------------------|---------------------|--------------|---------------------|
| Płytowo-ramowy      | 400-800                                              | średnie             | dobra        | dobra               |
| Spiralny            | 800-1200                                             | niskie              | średnia      | Dostateczna         |
| Rurowy              | 20-100                                               | bardzo wysokie      | bardzo dobra | bardzo dobra        |
| <i>Hollow fiber</i> | 2000-5000                                            | bardzo niskie       | słaba        | Trudna              |

Źródło: opracowanie własne na podstawie: T.A. Kurniawan, W.H. Lo, G.Y.S. Chan, *Physico-chemical treatments for removal ...*, op. cit.

W takiej sytuacji możliwe i konieczne jest zastosowanie dwustopniowej lub trzy-stopniowej instalacji z odwróconą osmozą.

Jednym z najważniejszych elementów układu odwróconej osmozy, warunkującym efektywność oczyszczania odcieków, jest membrana. Membrany stosowane w procesie odwróconej osmozy mogą być zbudowane z jednego rodzaju polimeru bądź być kompozytami wykonanymi z dwóch różnych substancji ułożonych warstwowo. Warstwa zewnętrzna – o grubości mieszczącej się w przedziale 0,1-0,5  $\mu\text{m}$  – pełni funkcję warstwy permeacyjnej (aktywnej), natomiast warstwa wewnętrzna (tak zwany suport) – o porowatości 150-300  $\mu\text{m}$  – ma za zadanie przejmowanie obciążeń mechanicznych i tym samym ochronę warstwy permeacyjnej. Najczęstszym rodzajem polimeru stosowanym w produkcji membran jednopolimerowych jest ester celulozy, głównie dioctan i trioctan celulozy. Materiał ten wykazuje własności hydrofilowe, małą wrażliwość na zmiany temperatury oraz odporność mikrobiologiczną. Drugim często wykorzystywanym materiałem są poliamidy aromatyczne, charakteryzujące się niską odpornością na wolny chlor. W przypadku membran kompozytowych warstwa aktywna i suport są zbudowane z różnych polimerów. Materiałem wykorzystywanym do suportu są zazwyczaj polisulfony, a warstwa aktywna zbudowana jest zwykle z materiałów takich, jak: poliamid, polibenzimidazol, polibenzimidazolan, poliamidohydrazyna. Niezależnie od rodzaju wybranego materiału do budowy membrany musi on spełniać kilka podstawowych własności: występować w stanie szklistym, być wytrzymały mechanicznie, odznaczać się wysoką odpornością hydrolityczną, być odpornym na biodegradację oraz działanie chloru i utleniaczy.

W praktyce proces odwróconej osmozy realizuje się, stosując moduły membranowe zapewniające dużą powierzchnię rozdziału. Najczęściej stosuje się następujące rozwiązania konstrukcyjne modułów: rurowe, spiralne, „hollow fiber” i płytowo-ramowe. Ich charakterystykę przedstawiono w tabeli 2.

Odwrócona osmoza jest procesem wysokociśnieniowym. Aby proces przebiegał właściwie, ciśnienie robocze (na wejściu do modułu membranowego) powinno być większe o ok. 1,4 MPa od ciśnienia osmotycznego roztworu zatężonego (retentatu). Konfiguracja modułu membranowego, rodzaj membrany i ciśnienie

nie zewnętrzne współdecydują o sprawności zatrzymywania substancji rozpuszczonych. W celu zwiększenia wydajności instalacji można stosować równoległe połączenia modułów membranowych, natomiast w celu zwiększenia stopnia separacji układy wielostopniowe<sup>5</sup>.

## Skuteczność procesu odwróconej osmozy

Podczas oczyszczania odcieków składowiskowych istotnym aspektem jest skuteczność stosowanego procesu oczyszczania, czyli stopień zatrzymania/usuwania poszczególnych zanieczyszczeń. Skuteczność procesu jest różna dla różnych wskaźników zanieczyszczeń. W przypadku niewystarczającego usuwania zanieczyszczeń można stosować kilkustopniowe układy odwróconej osmozy bądź odpowiednie rodzaje membran. Na skuteczność usuwania zanieczyszczeń wpływ może mieć również rodzaj składowanych odpadów oraz czas eksploatacji składowiska, które jest źródłem odcieków. Skuteczność procesu odwróconej osmozy w usuwaniu  $BZT_5$ , ChZT,  $NH_3$ -N oraz metali ciężkich podano w tabeli 3.

Skuteczność oczyszczania młodych odcieków ( $BZT_5/ChZT = 0,3$ ) na składowisku w Chung Nam (Południowa Korea) wynosiła w przypadku ChZT – 97% oraz w przypadku  $NH_3$ -N – 96%. Zastosowanie procesu odwróconej osmozy do oczyszczania ustabilizowanych odcieków ( $BZT_5/ChZT = 0,05$ ) na składowisku w Yachijo (Japonia) przyniosło całkowite usunięcie ChZT i Mn(II) oraz 98% usunięcia  $NH_3$ -N. Z kolei badania nad skutecznością odwróconej osmozy, prowadzone na skalę laboratoryjną w Pietramelina (Włochy), wykazały możliwość usuwania ChZT w 98% oraz Cd(II), Zn(II), Cu(II) odpowiednio w 100%, 97% i 99%. Iloraz  $BZT_5$  i ChZT odcieków poddawanych odwróconej osmozie wynosił 0,31. W innych badaniach, prowadzonych na dwóch składowiskach w Szwecji, skuteczność usuwania ChZT wynosiła od 95-98% oraz  $NH_3$ -N od 82% do 98%. Badania te wykazały mniejszą skuteczność usuwania amoniaku z odcieków ustabilizowanych. Wyższą skuteczność usuwania zanieczyszczeń z odcieków ustabilizowanych osiągnięto na składowisku w Ihlenberg (Niemcy). Przy ilorazie  $BZT_5/ChZT$  równym 0,03 stopień usuwania ChZT wynosił 99%, metali ciężkich – 98%. Nastąpiło też całkowite usunięcie  $NH_3$ -N. Zastosowanie układu odwróconej osmozy do oczyszczania ustabilizowanych odcieków w Lipówce (Polska) obniżyło wartość ChZT z 1780 mg/dm<sup>3</sup> do 54 mg/dm<sup>3</sup>.

Skuteczność oczyszczania odcieków przy stosowaniu dwustopniowego układu odwróconej osmozy przedstawiono w tabeli 4.

Według Li i in. (2008) wskaźnikiem, dla którego zastosowanie 2° odwróconej osmozy przynosi największe efekty, jest  $NO_3$ -N. Skuteczność oczyszczania wzrosła z 44,7% przy jednostopniowym układzie odwróconej osmozy

<sup>5</sup> A. Lipniacka-Piaskowska, *Funkcjonowanie składowiska odpadów z recyrkulacją odcieków*, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny, Szczecin 2010; [www.zbc.ksiaznica.szczecin.pl](http://www.zbc.ksiaznica.szczecin.pl) [11-12-2012].

Tabela 3

Skuteczność procesu odwróconej osmozy w usuwaniu BZT<sub>5</sub>, ChZT, NH<sub>3</sub>-N oraz wybranych metali ciężkich

| Lokalizacja                  | Membrana | Forma metalu               | Ciśnienie [bar] | Stężenie początkowe |                    |        |                  | BZT <sub>5</sub> /ChZT | pH  | Stopień oczyszczenia |                    |                 |
|------------------------------|----------|----------------------------|-----------------|---------------------|--------------------|--------|------------------|------------------------|-----|----------------------|--------------------|-----------------|
|                              |          |                            |                 | ChZT                | NH <sub>3</sub> -N | Metale | BZT <sub>5</sub> |                        |     | ChZT                 | NH <sub>3</sub> -N | Metale          |
| Chung Nam (Południowa Korea) | spiralna | bd                         | Bd              | 1500                | 1400               | -      | 450              | 0,30                   | -   | 97                   | 96                 | NA              |
| Yachiyo (Japonia)            | rurowa   | Mn(II)                     | 9–11            | 97,4                | 33,7               | 4,77   | 5                | 0,05                   | 6,0 | 100                  | 98                 | 100             |
| Pietramelina (Włochy)        | spiralna | Cd(II)<br>Zn(II)<br>Cu(II) | 52              | 3840                | -                  | 0,50   | 1200             | 0,31                   | 6,0 | 98                   | -                  | 100<br>97<br>99 |
| Hedekoga (Szwecja)           | rurowa   | Cr(III)                    | 40              | 1254                | 541                | 0,02   | 125              | 0,10                   | 7   | 95                   | 82                 | -               |
| Spillepeng (Szwecja)         | bd       | bd                         | 30              | 925                 | 280                | -      | -                | -                      | 6,5 | 98                   | 98                 | -               |
| Wijster (Holandia)           | bd       | bd                         | 40              | 335                 | 140                | -      | -                | -                      | 6,5 | 98                   | 98                 | -               |
| Ihlenberg (Niemcy)           | bd       | bd                         | 36–60           | 1797                | 366                | 0,25   | 54               | 0,03                   | 7,7 | 99                   | 100                | 98              |
| Lipówka (Polska)             | spiralna | bd                         | 27,6            | 1780                | 743                | -      | 331              | 0,28                   | 7–8 | 97                   | -                  | -               |

Źródło: T.A. Kurniawan, W.H. Lo, G.Y.S. Chan, *Physico-chemical treatments for removal ...*, op.cit; W.Y. Ahn, M.S. Kang, S.K. Yim, K.H. Choi, *Advanced landfill leachate treatment using an integrated membrane process*, „Desalination” 2002 nr 149, s. 109-114; K. Ushikoshi, et al., *Leachate treatment by the reverse osmosis system*, „Desalination” 2002 nr 150, s. 121-129; A. Chianese, R. Ranauro, R. Verdone, *Treatment of landfill leachate by reverse osmosis*, „Water Resources” 1999 nr 33, s. 647-652; L. Thörneby, et al., *Design of a reverse osmosis plant for leachate treatment aiming for safe disposal*, „Waste Management Resources” 2003 nr 2, s. 424-435; K. Linde, R. Jönsson, R. Wimmerstedt, *Treatment of three types of landfill leachate with reverse osmosis*, „Desalination” 1995 nr 101, s. 21-30; T.A. Peters, *Purification of landfill leachate with membrane filtration*, „Filtration and Separation” 1998 nr 35, s. 33-36; T.A. Peters, *Purification of landfill leachate with reverse osmosis and nanofiltration*, „Desalination” 1998 nr 19; J. Bohdziewicz, M. Bodzek, J. Górka, *Application of pressure-driven membrane techniques to biological treatment of landfill leachate*, „Process Biochemistry” 2001 nr 36, s. 641-646.

do 82,7% przy układzie dwustopniowym. W pozostałych przypadkach skuteczność była na zbliżonym poziomie. Badania Liu i in. (2008) potwierdzają tę tezę. Wskazują ponadto na przydatność stosowania układów dwustopniowych do efektywniejszego zmniejszania przewodności elektrolitycznej odcieków. Z kolei z badań Ushikoshi i in. (2002) wynika niska skuteczność stosowania odwróconej osmozy w usuwaniu z odcieków boru.

Wpływ różnych modułów membranowych oraz rodzaju materiału, z którego wykonana jest membrana, na skuteczność oczyszczania odcieków zaprezentowano w tabeli 5.

Tabela 4

Skuteczność oczyszczania odcieków przy stosowaniu dwustopniowego układu odwróconej osmozy

| Wskaźnik           | Jednostka             | Odciek surowy | Odciek po stabilizacji (inlet) | Permeat 1°           | Permeat 2°           | Skuteczność usuwania zanieczyszczeń po 1° [%] | Skuteczność usuwania zanieczyszczeń po 2° [%] |
|--------------------|-----------------------|---------------|--------------------------------|----------------------|----------------------|-----------------------------------------------|-----------------------------------------------|
| <b>Niemcy</b>      |                       |               |                                |                      |                      |                                               |                                               |
| pH                 |                       | 7,9           | 6,5                            | 6,7                  | 6,6                  | -                                             | -                                             |
| przewodność        | [dS/m]                | 16,5          | 16                             | 0,3                  | 0,3                  | 98,2                                          | 98,2                                          |
| TSS                | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 315           | 13                             | pon. granicy oznacz. | pon. granicy oznacz. | 100                                           | 100                                           |
| ChZT               | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 3100          | 610                            | 8,5                  | 15                   | 99,7                                          | 99,5                                          |
| NH <sub>4</sub> -N | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 1000          | 6,1                            | 0,4                  | 11,3                 | 99,9                                          | 98,9                                          |
| NO <sub>2</sub> -N | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 5             | 6,5                            | 0,2                  | 0,15                 | 96                                            | 97                                            |
| NO <sub>3</sub> -N | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 15            | 107                            | 8,3                  | 2,6                  | 44,7                                          | 82,7                                          |
| Cl                 | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 2850          | 2630                           | 20                   | 23,2                 | 99,3                                          | 99,2                                          |
| Al                 | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 0,12          | 0,35                           | <0,001               | <0,001               | >99,2                                         | >99,2                                         |
| Fe                 | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 7,6           | 1,7                            | <0,001               | <0,001               | >99,9                                         | >99,9                                         |
| Pb                 | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 0,37          | 0,12                           | <0,001               | <0,001               | >99,7                                         | >99,7                                         |
| Zn                 | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 0,65          | 0,23                           | <0,001               | <0,001               | 99,8                                          | >99,8                                         |
| Cu                 | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 0,26          | 0,09                           | <0,001               | <0,001               | 99,6                                          | 99,6                                          |
| <b>Chiny</b>       |                       |               |                                |                      |                      |                                               |                                               |
| pH                 |                       | 6,8-7,41      | 6,04-7,06                      | 5,90-6,30            | 5,14-5,71            | -                                             | -                                             |
| przewodność        | [μS/cm]               | 7700-19070    | 7600-18610                     | 350-728              | 50,8-77              | >90,5                                         | >99                                           |
| SS                 | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 18,5-1090     | 340-550                        | 0-0,25               | 0                    | >98,6                                         | 100                                           |
| ChZT               | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 3680-12400    | 3620-11200                     | 79,4-197             | 29,6-56              | >97,9                                         | >99,2                                         |
| BZT <sub>5</sub>   | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 1280-10000    | 1300-8200                      | 24,1-35,5            | 0,10                 | >98,1                                         | >99,9                                         |
| OWO                | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 4970          | 4500                           | 37                   | 0                    | 99,2                                          | 100                                           |
| NH <sub>3</sub> -N | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 302-4530      | 229-438                        | 26,5-125             | 4,54-5,44            | >91,2                                         | >98,5                                         |
| Ca <sup>2+</sup>   | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 532,5         | 520                            | 1,06                 | 0,383                | 99,8                                          | 99,9                                          |
| Mg <sup>2+</sup>   | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 299           | 272                            | 0,597                | 0,0434               | 99,8                                          | 99,9                                          |
| Ba <sup>2+</sup>   | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 1,3           | 1,24                           | 0,00856              | 0,00122              | 99,3                                          | 99,9                                          |
| <b>Japonia</b>     |                       |               |                                |                      |                      |                                               |                                               |
| pH                 |                       | 7,1-10,5      | 4,8-7,0                        | bd                   | 5,0-5,9              | -                                             | -                                             |
| przewodność        | [mS/m]                | 237-2980      | 636-5280                       | bd                   | 2,9-20               | bd                                            | >99,5                                         |
| Ca                 | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 232-3560      | 692-5320                       | bd                   | <0,8-1,7             | bd                                            | >99,2                                         |
| Mg                 | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 2,5-78        | 2,9-146,3                      | bd                   | <0,02-<0,49          | bd                                            | >97,5                                         |
| Na                 | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 167-2760      | 661-6510                       | bd                   | 2,86-11,8            | bd                                            | >99,4                                         |
| K                  | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 104-2470      | 642-6110                       | bd                   | 4,1-28,1             | bd                                            | >99                                           |
| Cl                 | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 655-11700     | 2,460-26900                    | bd                   | 4,5-47,4             | bd                                            | >99,8                                         |
| SO <sub>4</sub>    | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 31,1-207      | 30,2-373                       | bd                   | <0,1                 | bd                                            | >99,7                                         |
| SiO <sub>2</sub>   | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 2,4-26,3      | 3,12-31,7                      | bd                   | 0,01-0,4             | bd                                            | >99,1                                         |



| Wskaźnik           | Jednostka                            | Odciek surowy | Odciek po stabilizacji (inlet) | Permeat 1° | Permeat 2° | Skuteczność usuwania zanieczyszczeń po 1° [%] | Skuteczność usuwania zanieczyszczeń po 2° [%] |
|--------------------|--------------------------------------|---------------|--------------------------------|------------|------------|-----------------------------------------------|-----------------------------------------------|
| Mn                 | [mg/dm <sup>3</sup> ]                | 0,6-4,77      | 0,6-3,97                       | bd         | <0,01      | bd                                            | >98,3                                         |
| Fe                 | [mg/dm <sup>3</sup> ]                | 0,01-5,3      | 0,2-4,1                        | bd         | <0,01-0,02 | bd                                            | >98,8                                         |
| Ba                 | [mg/dm <sup>3</sup> ]                | 0,18-6,08     | 0,8-10,2                       | bd         | <0,01      | bd                                            | >99                                           |
| Sr                 | [mg/dm <sup>3</sup> ]                | 1,1-17,6      | 2,8-38,7                       | bd         | <0,01-0,14 | bd                                            | >99,6                                         |
| B                  | [mg/dm <sup>3</sup> ]                | 0,06-0,8      | 0,08-0,9                       | bd         | 0,04-0,18  | bd                                            | >50                                           |
| BODs               | [mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ] | <5-155        | 5,1-197                        | bd         | <1-<5      | bd                                            | >90,7                                         |
| CODMn              | [mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ] | 7,9-97,4      | 21,1-747                       | bd         | <1         | bd                                            | >98,1                                         |
| Total-N            | [mgN/dm <sup>3</sup> ]               | 2,2-82        | 12,9-164                       | bd         | <1-2       | bd                                            | >92,2                                         |
| NH <sub>3</sub> -N | [mgN/dm <sup>3</sup> ]               | 0,96-33,7     | 3,9-53                         | bd         | 0,29-1,53  | bd                                            | >90,2                                         |
| Dioksyny           | pg [TEQ/dm <sup>3</sup> ]            | 2,35          | bd                             | bd         | 0,00279    | bd                                            | 99,9                                          |

Źródło: F. Li, K. Wichmann, W. Heine, *Treatment of methanogenic landfill leachate with thin open channel reverse osmosis membrane modules*, „Waste Management” 2009 nr 29; Y. Liu, et al., *Performance of landfill leachate treatment system with disc-tube reverse osmosis unit*, „Frontiers of Environmental Science & Engineering in China” 2008 nr 2(1); K. Ushikoshi, et al., *Leachate treatment ...*, op. cit.

Tabela 5  
Wpływ rodzaju membrany na skuteczność oczyszczania odcieków

| Rodzaj materiału                                       | Typ modułu | Ciśnienie (bar) | Powierzchnia membrany [m²] | Temperatura [°C] | Stopień usuwania [%] |                                          |
|--------------------------------------------------------|------------|-----------------|----------------------------|------------------|----------------------|------------------------------------------|
|                                                        |            |                 |                            |                  | ChZT                 | NH <sub>3</sub> -N                       |
| Membrany jednokompozytowe                              |            |                 |                            |                  |                      |                                          |
| Poliamid                                               | bd         | 9-11            | 7,6                        | 5-35             | 100                  | 98                                       |
| bd                                                     | spiralny   | 52              | bd                         | 28               | 98                   | bd                                       |
| Poliamid                                               | spiralny   | bd              | 6,7                        | bd               | 97                   | 96                                       |
| Poliamid                                               | rurowy     | 40              | 0,9                        | 15               | 95                   | 82                                       |
| Octan celulozy                                         | rurowy     | 27,6            | 0,0155                     | 25               | 97                   | bd                                       |
| Membrany kompozytowe                                   |            |                 |                            |                  |                      |                                          |
| Warstwa aktywna: poliakrylonitryl<br>Suport: poliester | rurowy     | 2MPa            | 0,49                       | 25               | 74                   | 12 (dla N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) |
| Warstwa aktywna: polisulfon<br>Suport: polipropylen    | rurowy     | 2MPa            | 0,49                       | 25               | 80                   | 21 (dla N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) |

Źródło: T.A. Kurniawan, W.H. Lo, G.Y.S. Chan, *Physico-chemical treatments for removal ...*, op. cit.; W.Y. Ahn, et al., *Advanced landfill ...*, op. cit.; K. Ushikoshi, et al., *Leachate treatment ...*, op. cit.; A. Chianese, R. Ranauro, R. Verdone, *Treatment of landfill leachate...*, op. cit.; L. Thörneby, et al., *Design of a reverse osmosis ...*, op. cit.; J. Bohdziewicz, M. Bodzek, J. Górka, *Application of pressure-driven ...*, op. cit.; D. Trebouet, et al., *Stabilized landfill leachate ...*, op. cit.

Przedstawione w tabeli 5 wyniki wskazują, iż membrany z octanu celulozy charakteryzują się większą skutecznością usuwania zanieczyszczeń w porównaniu do membran poliamidowych. Wynika to z faktu, iż membrany wykonane z polimerów hydrofilowych, takich jak octan celulozy, są mniej podatne na procesy adsorpcji, która ogranicza skuteczność odwróconej osmozy. Jednocześnie zaobserwowano, iż stosowanie spiralnych modułów membran zwiększa skuteczność oczyszczania odcieków. Zarówno membrany z poliamidu, jak i octanu celulozy charakteryzują się wysokim stopniem usuwania amoniaku (82-98%) i możliwością pracy w szerokim zakresie temperatur (5-35°C). W przypadku membran kompozytowych wyższą skuteczność oczyszczania odcieków uzyskano, stosując membrany, w których jako suport stosowany był polipropylen. Skuteczność oczyszczania amoniaku była niewielka i wahała się w granicach 12-21%.

Rodzaj odpadów, które są źródłem odcieków poddawanych procesowi odwróconej osmozy, może mieć wpływ na skuteczność ich oczyszczania, co zaprezentowano w tabeli 6.

Tabela 6

Wpływ rodzaju odpadów na skuteczność oczyszczania odcieków w procesie odwróconej osmozy

| Wskaźnik           | Jednostka             | Ocieki z odpadów biodegradowalnych |         |                                         | Ocieki z odpadów komunalnych |         |                                         |
|--------------------|-----------------------|------------------------------------|---------|-----------------------------------------|------------------------------|---------|-----------------------------------------|
|                    |                       | Odciek surowy                      | Permeat | Skuteczność usuwania zanieczyszczeń [%] | Odciek surowy                | Permeat | Skuteczność usuwania zanieczyszczeń [%] |
| ChZT               | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 925                                | <15     | >98,3                                   | 335                          | <15     | >95,5                                   |
| NH <sub>4</sub> -N | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 280                                | 16      | 94,3                                    | 140                          | 8       | 94,3                                    |
| przewodność        | [mS/m]                | 1580                               | 34      | 97,8                                    | 790                          | 13      | 98,3                                    |
| Al                 | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 0,5                                | 0,01    | 98                                      | 0,1                          | 0,02    | 80                                      |
| Ca                 | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 290                                | 0,4     | 99,9                                    | 620                          | 0,5     | 99,9                                    |
| Cd                 | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 0,001                              | 0,00005 | 95                                      | 0,0008                       | 0,00005 | 93,7                                    |
| Cr                 | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 0,015                              | <0,0004 | >97,3                                   | 0,003                        | 0,0005  | 83,3                                    |
| Fe                 | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 20                                 | 0,02    | 99,9                                    | 14                           | 0,01    | 99,9                                    |
| K                  | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 380                                | 10      | 97,4                                    | 310                          | 7       | 97,7                                    |
| Mg                 | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 285                                | 0,2     | 99,9                                    | 140                          | 0,1     | 99,9                                    |
| Na                 | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 3300                               | 40      | 98,8                                    | 1005                         | 9       | 99,1                                    |
| Ni                 | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 0,037                              | <0,0002 | >99,5                                   | 0,006                        | 0,0006  | 90                                      |
| Zn                 | [mg/dm <sup>3</sup> ] | 0,13                               | 0,003   | 97,7                                    | 0,07                         | 0,002   | 97,1                                    |

Źródło: K. Linde, R. Jönsson, R. Wimmerstedt, *Treatment of three types of landfill ...*, op. cit.

Badania Lindego i in. (1995) wskazują na niższy stopień usuwania metali ciężkich z odcieków pochodzących z odpadów komunalnych. Niższy stopień oczyszczenia obserwowany był dla niklu, cynku, chromu, kadmu i glinu. Uwzględniając to, że zawartość metali ciężkich w odciekach ze składowisk komunalnych

(szczególnie ustabilizowanych) jest niższa niż w odciekach z odpadów biodegradowalnych, sytuacja taka nie powinna w istotny sposób wpływać negatywnie na jakość permeatu.

## Zagrożenia związane ze stosowaniem odwróconej osmozy w procesie oczyszczania odcieków

Oprócz niepodważalnych korzyści stosowania odwróconej osmozy w oczyszczaniu odcieków, takich jak: bardzo wysoka skuteczność usuwania zanieczyszczeń, minimalne zużycie środków chemicznych, możliwość oczyszczania różnych rodzajów odcieków, metoda ta niesie też pewne zagrożenia i trudności, które w różnym stopniu można niwelować. Do najczęściej napotykanых problemów należą: adsorpcja oraz tworzenie warstwy biologicznej na powierzchni membrany, *scaling*, *fouling* oraz konieczność zagospodarowania koncentratu<sup>6</sup>.

## Adsorpcja na powierzchni membrany

Ze względu na występujące powinowactwo między materiałem membrany a substancjami występującymi w roztworze, na powierzchni membrany zachodzi zjawisko adsorpcji związków wielkocząsteczkowych. Powinowactwo to ma zazwyczaj charakter hydrofilowo-hydrofobowy lub związany z polarnością cząsteczek, ładunkiem elektrycznym powierzchni membrany i substancji, siłą jonową i pH roztworów. Szczególnie podatne na adsorpcję na polimerach hydrofobowych (polietylen, polipropylen) są cząsteczki białek. Membrany wykonane z polimerów hydrofilowych (przykładowo estry celulozy) są mniej podatne na adsorpcję, dlatego też wytwarzanie membran do mikrofiltracji i ultrafiltracji z tych właśnie polimerów jest szczególnie uzasadnione. Znane są też metody wytwarzania membran o specjalnie modyfikowanej powierzchni. Dobiera się je odpowiednio w zależności od natury rozdzielanej mieszaniny. W ten sposób całkowicie można wyeliminować występowanie zjawiska adsorpcji.

## Scaling

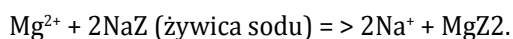
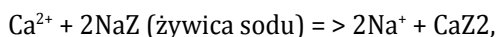
Zjawisko scalingu zachodzi wtedy, gdy stężenie trudno rozpuszczalnych soli przekracza granice ich rozpuszczalności. Objawia się to osadzaniem trudno rozpuszczalnych soli (tworzeniem kamienia) na powierzchni membrany. Najczęściej spotykanymi trudno rozpuszczalnymi solami są:  $\text{CaSO}_4$ ,  $\text{CaCO}_3$ ,  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{CaF}_2$ ,  $\text{BaSO}_4$  i  $\text{SrSO}_4$ . Czyszczenie membran z kamiennego osadu jest bardzo trudne i czasochłonne. Stwarza również ryzyko uszkodzenia membran. Z tego względu podczas eksploatacji układu odwróconej osmozy stosuje się działania, których celem jest zapobieganie osadzaniu się kamienia na powierzchni membran. Wśród naj-

<sup>6</sup> R. Rautenbach, T. Linn, L. Eilers, *Treatment of severely contaminated waste water by a combination of RO, high-pressure RO and NF – potential and limits of process*, „Journal of Membrane Science” 2002 nr 174.

częściej stosowanych działań wymienia się: zakwaszanie, wymianę jonową oraz stosowanie specjalnych środków chemicznych, tak zwanych antyskalantów.

Zakwaszanie powoduje rozkład jonów węglanowych, usuwając w ten sposób jeden z niezbędnych reagentów potrzebnych do wytrącania węglanu wapnia. Metoda skutecznie zapobiega wytrącaniu się węglanu wapnia, ale jest nieefektywna w przypadku innych rodzajów soli. Dodatkowe wady tego rozwiązania to korozyjne działanie kwasu, koszty zbiorników i sprzętu monitorującego oraz obniżenie odczynu permeatu.

Podczas zmiękczenia za pomocą wymiany jonowej jony sodu wymieniane są na jony magnezu i wapnia obecne w odcieku zasilającym układ odwróconej osmozy. Reakcje wymiany zachodzą zgodnie z równaniem:



Kiedy wszystkie jony sodu zostaną zastąpione jonami wapnia i magnezu, żywica regeneruje się roztworem solanki. Stosowanie wymiany jonowej eliminuje potrzebę ciągłego dozowania kwasu lub antyskalantów.

Antyskalanty są to związki powierzchniowo czynne, które zakłócają reakcje strącania. Mogą być używane do usuwania twardości, której źródłem są:  $\text{CaSO}_4$ ,  $\text{CaCO}_3$ ,  $\text{CaF}_2$ ,  $\text{BaSO}_4$  i  $\text{SrSO}_4$ .

## Fouling

Istotnym parametrem, z punktu widzenia zastosowania technik membranowych w praktyce, jest zmiana wielkości strumienia permeatu w czasie. Parametr ten wywiera decydujący wpływ na ekonomię procesu, tj. na koszty eksploatacyjne i inwestycyjne. Spadek strumienia permeatu wywołany jest najczęściej przez *fouling* lub *biofouling*<sup>7</sup>. Inne jego przyczyny to hydroliza polimerowego materiału membrany oraz ciśnieniowa kompresja porów w przypadku membran porowatych.

Fouling to odkładanie się substancji (cząstki zawieszone, koloidy, rozpuszczalne związki wielkocząsteczkowe, sole) na powierzchni membrany i/lub w porach, ograniczające jej przepuszczalność. Może być on wywołany przez różne rodzaje substancji: organiczne, nieorganiczne i cząsteczki zawieszone, jeśli przyczyną ograniczenia przepuszczalności membrany jest namnażanie się na niej mikroorganizmów (*biofouling*). Często w literaturze fouling jest utożsamiany łącznie ze scalingiem, który również powoduje spadek strumienia permeatu w czasie.

Fouling może mieć charakter odwracalny, jeżeli utworzony na powierzchni membrany osad można całkowicie usunąć i w ten sposób odtworzyć początkową jej wydajność. Nieodwracalne powlekanie występuje natomiast wewnątrz porów membrany i dlatego w takim przypadku mechaniczne, a nawet chemiczne czyszczenie nie zawsze przynosi oczekiwane efekty.

<sup>7</sup> J. Wiszniowski, D. Robert, J. Surmacz-Górska, K. Miksch, J.V. Weber, *Landfill leachate treatment methods: A review*, „Environmental Chemistry Letters” 2006 nr 4.

Istnieje kilka metod ograniczenia foulingu i zapobiegania temu zjawisku. Najczęściej stosowane to: wstępne podczyszczanie ścieków w filtrach piaskowych, czyszczenie chemiczne membran w celu ich regeneracji oraz stosowanie biocydów<sup>8</sup>.

## Zagospodarowanie koncentratu

Konsekwencją stosowania procesu odwróconej osmozy jest powstawanie tak zwanego koncentratu w ilości około 20% objętości odcieków poddawanych procesowi oczyszczania<sup>9</sup>. Stosowanych jest kilka metod jego zagospodarowania. Są to: reinfiltracja koncentratu na składowisko (refluks), wysyłanie do oczyszczalni ścieków, spalanie w instalacjach termicznego przekształcania<sup>10</sup>. Według Peters (1998), najważniejszą metodą zagospodarowania koncentratu jest jego transport do zakładów termicznego przetwarzania wyposażonych w instalacje spalania ciekłych odpadów niebezpiecznych, stabilizacja koncentratu z innymi materiałami (popioły ze spalarni, osady z oczyszczalni ścieków) i jego składowanie na składowisku, kontrolowany refluks koncentratu na składowisko. Obecnie najbardziej powszechną metodą zagospodarowania koncentratu jest zawracanie go na składowisko w celu zintensyfikowania procesów biochemicznego rozkładu oraz immobilizacji materii organicznej. Wyniki badań Robinsona<sup>11</sup> wskazują, że zawracanie koncentratu na składowisko powoduje wzrost wartości ChZT, amoniaku i przewodności elektrolitycznej odcieków składowiskowych. Z kolei Peters (1998) wskazuje na brak wpływu składowania koncentratu na jakość odcieków. Baran i in.<sup>12</sup> zauważają, iż stosowanie refluksu powoduje wprowadzanie do bryły odpadów dodatkowego ładunku zanieczyszczeń. Ponieważ szybciej ulegają rozkładowi substancje o krótkich czasach półtrwania (biodegradowalne), a znacznie wolniej substancje o długich czasach półtrwania (trudno biodegradowalne), z biegiem czasu na składowisku gromadzić się będą substancje trudno biodegradowalne. Ma to potwierdzenie w wartościach ilorazu  $BZT_5/ChZT$  wyznaczanych w zależności od składowisk.

<sup>8</sup> Ibidem; C.F. Wend, P.S. Steward, W. Jones, A. Camper, *Pretreatment for membrane water treatment systems: a laboratory study*, „Water Research” 2003 nr 37; Y. Liu, X. Li, B. Wang, S. Liu, *Performance of landfill ...*, op. cit.

<sup>9</sup> R. Stegmann, K.U. Heyer, R. Cossu, *Leachate treatment*, w: *Proceedings Tenth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy 2005.

<sup>10</sup> S.Y. Hunce, et al., *Solidification/stabilization of landfill leachate concentrate using different aggregate materials*, „Waste Management” 2012 nr 32, s. 1394-1400.

<sup>11</sup> A.H. Robinson, *Landfill leachate treatment*, „Membrane Technology” 2005 nr 6, s. 6-12.

<sup>12</sup> W. Baran i in., *Prognozowanie kumulacji trudno biodegradowalnych zanieczyszczeń w odciekach ze składowisk odpadów*, „Proceedings of ECOpole” 2009 t. 3, nr 1.

## Podsumowanie

Składowanie odpadów na składowiskach powoduje powstawanie silnie zanieczyszczonych odcieków. Wraz z upływem czasu ich jakość zmienia się, prowadząc do coraz większego udziału w nich trudno rozkładalnych związków. Jedną z metod oczyszczania takich odcieków może być odwrócona osmoza. Liczne badania wskazują, że skuteczność procesu odwróconej osmozy jest różna w stosunku do różnych zanieczyszczeń. W przypadku konieczności dokładniejszego oczyszczenia odcieku możliwe jest stosowanie układów kilkustopniowych. Dzięki nim można w znaczący sposób uzyskać wyższą skuteczność usuwania azotu azotynowego(V), amoniaku oraz zmniejszyć wartość przewodności elektrolitycznej. Na efektywność procesu odwróconej osmozy wpływa także rodzaj stosowanej membrany oraz jakość odpadów będących źródłem odcieków. Obok szeregu zalet związanych z wysokim stopniem usuwania zanieczyszczeń za pomocą odwróconej osmozy jej zastosowanie wiąże się z pewnymi zagrożeniami i trudnościami eksploatacji. Wśród najczęściej spotykanych problemów wymienia się krótką żywotność i wrażliwość membran, która jest wynikiem szeregu zachodzących na niej procesów fizykochemicznych i biologicznych, takich jak adsorpcja, scaling i (bio)fouling. Powoduje to konieczność wstępnego przygotowania odcieku (podczyszczenia) przed poddaniem filtracji zanieczyszczeń na membranach. Poważnym problemem jest też zagospodarowanie powstałego w procesie odwróconej osmozy koncentratu. Niektórzy autorzy zwracają również uwagę na wysoką energochłonność procesu odwróconej osmozy.

*Artykuł powstał w ramach realizacji pracy S/WBiŚ/2/2011 finansowanej ze środków MNiSW.*

Anna Siemieniuk • Joanna Szczukowska • Józefa Wiater

## SEZONOWE ZMIANY STANU TROFICZNEGO ZBIORNIKÓW RETENCYJNYCH

---

Anna Siemieniuk, dr inż. – Politechnika Białostocka

Joanna Szczukowska, dr – Politechnika Białostocka

Józefa Wiater, prof. dr hab. inż. – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

Katedra Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska

ul. Wiejska 45B, 15-351 Białystok

e-mail: a.siemieniuk@pb.edu.pl

## SEASONAL CHANGES OF TROPHIC STATE IN RETENTION RESERVOIRS

**SUMMARY:** The aim of the study work was evaluation of seasonal changes of trophic state in retention reservoirs. The researches were done based on samples of water from two low-retention reservoirs: "Michałowo" and "Narewka", located in Podlasie in Białystok district. The choice of those two reservoirs was made by taking into the consideration following aspects: the way of development and the similarity of catchment area as well as the date of giving them to the public use. In the researches there were used available in literature Trophic State Indexes, based on made measurement of the concentration of chlorophyll, phosphorus and nitrogen.

On the trophic state of Michałowo reservoir the biggest influence had nitrogen and phosphorus concentration, classifying this reservoir as eutrophic in spring and autumn, and as mesotrophic in summer and winter. On the trophic state of Narewka reservoir the biggest influence had phosphorus concentration, classifying this lagoon as hypertrophic independently on the season of the year.

**KEY WORDS:** water quality, water retention, eutrophication, nitrogen and phosphorus compounds

---

## Wstęp

Woda jako ożywiony składnik środowiska ulega ciągłym zmianom ilościowym i jakościowym. Wraz ze zmianami objętości ulegają modyfikacji fizyczne, chemiczne i biologiczne właściwości wód, zwłaszcza powierzchniowych, w tym małych zbiorników wodnych. Zmiany ilościowe wód formowane są głównie dzięki zjawiskom hydrometeorologicznym, a jakość wód na skutek nasilenia działań antropogenicznych w zlewni zbiornika. Zbiorniki retencyjne najczęściej usytuowane są w obniżeniach terenu, dlatego podlegają silnym wpływom obszarów przyległych, przede wszystkim poprzez dopływy zanieczyszczeń ze zlewni, w tym także związki pochodzące z nawozów organicznych i mineralnych, środków ochrony roślin i innych.<sup>1</sup>

Na zmienność parametrów fizykochemicznych wody w zbiornikach przepływowych mają przede wszystkim wpływ: napływ materii ze zlewni, jakość wód dopływających, temperatura w poszczególnych warstwach wody, cechy morfometryczne zbiornika, prędkość wymiany wody oraz ruchliwość zwierciadła wody. Charakter zlewni oraz wód dopływających do zbiornika w postaci cieków lub spływów powierzchniowych również w znaczący sposób wpływa na zmienność składu ilościowego i jakościowego wód akwenów.<sup>2</sup>

Wybudowanie zbiornika zmniejsza prędkość przepływu, dzięki czemu wydłużone jest przenikanie światła powodujące wzrost temperatury, a więc występują dogodne warunki dla fotosyntezy, a odprowadzenie do zbiornika wód żywnych i bogatych w biogeny sprzyja rozwojowi fitoplanktonu<sup>3</sup> Procesem, który w głównej mierze zagraża wodom stojącym, jest eutrofizacja. Przyczynami eutrofizacji są wszystkie czynniki sprzyjające lub powodujące nadmierną produkcję substancji organicznych w wodzie. Eutrofizacja to zjawisko naturalne i należy do wolno przebiegających procesów. Według definicji jest to „wzrost trofii, czyli żyzności wód”. Na podstawie troficzności można określić jakość wody. Wzrost troficzności wiąże się ze wzrostem produkcji pierwotnej organizmów wodnych, co jest skutkiem wysokiego stężenia fosforu i azotu, pierwiastków trafiających do zbiorników wodnych w postaci mineralnej lub jako materia organiczna. Do zbiornika retencyjnego mogą dopływać również różnego rodzaju substancje z terenu zlewni i linii brzegowej oraz substancje opadające na powierzchnię wody.

W ekstremalnie produktywnych zbiornikach następstwem eutrofizacji są zakwity glonów, wpływające na zmniejszenie wartości użytkowej wód, dlatego bardzo istotnym elementem jest poznanie charakteru trofii danego zbiornika.

Do oceny stanu troficznego zbiorników retencyjnych można zastosować indeksy troficzne (*Trophic State Index* – TSI) Carlsona<sup>4</sup> oraz Kratzera i Brezo-

<sup>1</sup> Z. Kajak, *Hydrobiologia-limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych*, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa 2001.

<sup>2</sup> A. Jaguś, M. Rzętała, *Transformacja parametrów fizykochemicznych wód płynących w zbiornikach przepływowych*, „Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych” 2009 nr 38.

<sup>3</sup> A. Ciepielowski, *Podstawy gospodarowania wodą*, Wyd. SGGW, Warszawa 2001.

<sup>4</sup> R.E. Carlson, *A trophic state index for lakes*, „Limnology and Oceanography” 1977 t. 22(2).



nika<sup>5</sup>, opierające się na dokonanych pomiarach stężeń chlorofilu, fosforu ogólnego, azotu ogólnego, a także przezroczystości wody, mierzonej krążkiem Secchiego. Indeksy te – TSI (Chl), TSI (P), TSI (N), TSI (SD) – są wygodne do stosowania, gdyż wykorzystują standardowe oznaczenia stężenia zanieczyszczeń, zawsze wykonywane w zbiornikach, a przy tym opierają się na przyczynie (stężeniu azotu i fosforu), skutku (rozwój fitoplanktonu mierzony stężeniem chlorofilu), a także objawach tego skutku, czyli przezroczystości wody. Do oceny stopnia zeutrofizowania małych zbiorników wodnych małą wartość ma przezroczystość wody, ponieważ wody dopływające po i w czasie silnych opadów wprowadzają znaczne ilości zawieszin powodujących zmętnienie retencjonowanej wody, które nie jest związane z rozwojem fitoplanktonu.

## Metodyka i teren badań

Badania prowadzono na próbkach wody z dwóch zbiorników małej retencji „Michałowo” i „Narewka”, położonych na Podlasiu w powiecie białostockim. Wybór tych zbiorników był podyktowany sposobem zagospodarowania oraz podobieństwem zlewni, a także terminem ich oddania do użytku publicznego. W każdym zbiorniku wyznaczono po trzy punkty pomiarowo – kontrolne, z których pobierano wodę i wykonywano oznaczenia: tlenu rozpuszczonego, odczynu, przewodności, które zmierzono w warunkach *in situ* za pomocą mierników elektronicznych i sondy tlenowej; a także fosforu ogólnego, fosforanów, azotu ogólnego, azotu azotanowego (III), azotu azotanowego (V), azotu amonowego, które oznaczono w laboratorium według Hermanowicza i in.<sup>6</sup> Stężenie chlorofilu „a” w wodzie określono zgodnie z normą PN-ISO 10260:2002, metodą spektrofotometryczną (zakres: 3 – 80 µg/l).

Zbiornik „Michałowo” zbudowano w 2008 roku w miejscowości Michałowo na 94-235 km rzeki Supraśl, która jest prawobrzeżnym dopływem Narwi. Rzeka Supraśl stanowi jedno ze źródeł zaopatrzenia w wodę pitną aglomeracji białostockiej, a więc jej zlewnia objęta jest pośrednią strefą ochronną. W zlewni rzeki Supraśl znajduje się Zespół Parków Krajobrazowych Puszczy Knyszyńskiej. W zlewni tej rzeki dominują gleby hydrogeniczne i torfowo-murszowe. Na obszarze dorzecza grunty orne zajmują około 36% powierzchni, użytki zielone około 27%, a lasy 28%. W obrębie gruntów orných przeważają słabe gleby piaskowe kompleksów 6 i 7. Wartość rolniczej przestrzeni produkcyjnej rejonu podnoszą użytki zielone, występujące w dużych zwartych kompleksach. Zbiornik ma długość około 340 m i szerokość lustra wody od 30 do 110 m, zaś średnia głębokość wody w zbiorniku przy NPP wynosi 1,88 m.

<sup>5</sup> C.R. Kratzer, P.L. Brezonice, *A Carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida Lakes*, „Water Research Bull” 1981 t. 17.

<sup>6</sup> W. Hermanowicz i in., *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków*, Arkady, Warszawa 1999.

Powierzchnia zwierciadła wody zbiornika przy NPP wynosi 2,19 ha, a pojemność 41 tys. m<sup>3</sup>. Teren wokół zbiornika stanowią nieużytki w znacznej części zadrzewione i zakrzaczone, w roślinności dominują olchy i topole.

Zbiornik „Narewka” wykonany został w latach 2005-2007. Oddano go do użytku w 2008 roku na rzece Narewka, lewobrzeżnym dopływie Narwi. Rzeka Narewka wypływa z terytorium Białorusi i przepływa przez gminy Narewka i Białowieża; jest największą rzeką puszczańską. Zlewnia rzeki ma charakter typowo rolniczy, pomimo niekorzystnych warunków do produkcji rolnej. Użytki rolne stanowią 23,3% powierzchni zlewni, w tym grunty orne 46,2%, a użytki zielone 53,8%. W strukturze dominują grunty słabe, zaliczane do niskich klas bonitacyjnych (3,2% grunty dobre, 22,6% średnie, 74,2% słabe). Podobnie sytuacja przedstawia się w odniesieniu do użytków zielonych: 0,8% grunty dobre, 28,0% średnie, 71,2% to grunty słabe. W przypadku tej zlewni pewną część gleb w bezpośrednim sąsiedztwie zbiornika stanowią również gleby hydrogeniczne. Głównym zadaniem zbiornika jest magazynowanie wody na potrzeby rolnictwa, a także ochrona przeciwpowodziowa i przeciwpożarowa. Zbiornik nie ma minimalnego poziomu piętrzenia, czyli tak zwanej pojemności martwej. Długość zbiornika wynosi 200 m, a średnia głębokość wody to 1,45 m. Powierzchnia zwierciadła wody zbiornika wynosi 1,374 ha, a pojemność prawie 20 tys. m<sup>3</sup>. Z uwagi na przepływowość wszystkie badane zbiorniki traktowane są w polskim prawie jako wody płynące.

Charakter trofii zbiornika jest niezwykle istotnym elementem w jego funkcjonowaniu oraz w sferze możliwości prawidłowego gospodarowania nim. Podjęto więc próbę oceny stanu troficznego badanych zbiorników.

## Omówienie i dyskusja wyników

Zestawienie podstawowych charakterystyk statystycznych badań wody w zbiornikach małej retencji w Michałowie i Narewce przedstawiono w tabeli 1 i 2. Zawarto w nich wartości minimalne, maksymalne, średnie, medianę oraz odchylenie standardowe dla punktów pomiarowo – kontrolnych i 12 miesięcy badawczych.

Stężenie chlorofilu „a” w zbiorniku Michałowo (tabela 1) wahało się od wartości minimalnej 0 do 4,78 µg/dm<sup>3</sup>, średnia jego wartość wyniosła 2,88 µg/dm<sup>3</sup>. Zmiany stężenia tlenu rozpuszczonego w wodach omawianego zalewu wahały się od 7,01 do 10,4 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>. Natlenienie wód było bardzo dobre i średnio wyniosło 8,31 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>, klasyfikując wodę akwenu w całym okresie badawczym do I klasy jakości. Odczyn wody akwenu zmieniał się od pH 7,17 do pH 8,69, przypisując ją do II klasy jakości wody. W ciągu całego okresu pomiarowego wartości przewodności elektrolitycznej były dosyć wyrównane (317-487 µS/cm, średnio 395 µS/cm) i mieściły się w I klasie jakości wody. Stężenie fosforu ogólnego zmieniło swoje wartości od minimalnej 0,006 do maksymalnej 1,368 mg P/dm<sup>3</sup>, co pozwala zaszeregować zbiornik od I do V klasy jakości. Średnia wartość fosforu ogólnego w całym okresie badawczym wyniosła 0,218 mg P/dm<sup>3</sup> (II klasa). Za-

Tabela 1  
Zestawienie podstawowych wyników badania wód zbiornika Michałowo

| Michałowo         | Jednostka                                   | Min.  | Max.  | Średnia | Odchylenie | Mediana |
|-------------------|---------------------------------------------|-------|-------|---------|------------|---------|
| Chlorofil „a”     | [ $\mu\text{g} \cdot \text{dm}^{-3}$ ]      | 0     | 4,78  | 2,884   | 1,841      | 3,955   |
| Tlen rozpuszczony | [ $\text{mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ ]    | 7,01  | 10,4  | 8,306   | 0,897      | 7,985   |
| Odczyn            | [pH]                                        | 7,17  | 8,69  | -       | -          | -       |
| Przewodność       | [ $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ ]      | 317   | 487   | 395,28  | 49,74      | 393,5   |
| TP                | [ $\text{mg P} \cdot \text{dm}^{-3}$ ]      | 0,006 | 1,368 | 0,218   | 0,346      | 0,075   |
| P- $\text{PO}_4$  | [ $\text{mg P-PO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$ ] | 0,02  | 4,2   | 0,683   | 1,101      | 0,23    |
| TN                | [ $\text{mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ ]      | 0,81  | 8     | 2,665   | 1,540      | 2,65    |
| N- $\text{NO}_3$  | [ $\text{mg N-NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ ] | 0,4   | 5,9   | 1,839   | 1,173      | 1,85    |
| N- $\text{NO}_2$  | [ $\text{mg N-NO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ ] | 0,008 | 0,071 | 0,031   | 0,022      | 0,0245  |
| N- $\text{NH}_4$  | [ $\text{mg N-NH}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$ ] | 0,22  | 1,81  | 0,528   | 0,316      | 0,425   |

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 2  
Zestawienie podstawowych wyników badań wód zbiornika Narewka

| Narewka           | Jednostka                                   | Min.  | Max.  | Średnia | Odchylenie | Mediana |
|-------------------|---------------------------------------------|-------|-------|---------|------------|---------|
| Chlorofil „a”     | [ $\mu\text{g} \cdot \text{dm}^{-3}$ ]      | 0     | 36    | 11,982  | 8,131      | 13,2    |
| Tlen rozpuszczony | [ $\text{mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ ]    | 6,93  | 9,11  | 7,871   | 0,693      | 7,815   |
| Odczyn            | [pH]                                        | 6,3   | 8,63  | -       | -          | -       |
| Przewodność       | [ $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ ]      | 319   | 468   | 384,22  | 39,83      | 389     |
| TP                | [ $\text{mg P} \cdot \text{dm}^{-3}$ ]      | 0,117 | 1,867 | 0,755   | 0,489      | 0,671   |
| P- $\text{PO}_4$  | [ $\text{mg P-PO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$ ] | 0,36  | 5,73  | 2,317   | 1,501      | 2,06    |
| TN                | [ $\text{mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ ]      | 0,6   | 3,3   | 1,664   | 0,712      | 1,6     |
| N- $\text{NO}_3$  | [ $\text{mg N-NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ ] | 0,1   | 2,7   | 1,044   | 0,636      | 1       |
| N- $\text{NO}_2$  | [ $\text{mg N-NO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ ] | 0,003 | 0,044 | 0,020   | 0,011      | 0,0175  |
| N- $\text{NH}_4$  | [ $\text{mg N-NH}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$ ] | 0,22  | 0,82  | 0,453   | 0,011      | 0,43    |

Źródło: opracowanie własne.

wartość fosforanów w wodzie obiektu wahała się od 0,02 do 4,2  $\text{mg P-PO}_4/\text{dm}^3$ , średnia wyniosła 0,683  $\text{mg P-PO}_4/\text{dm}^3$  (to ilość, której wartości granicznych nie ustala się). Azot ogólny w analizowanych próbkach wody w ciągu całego okresu badawczego utrzymywał się na poziomie od 0,81 do 8,0  $\text{mg N}/\text{dm}^3$  – średnia wartość to 2,665  $\text{mg N}/\text{dm}^3$ , czyli mieścił się w I-II klasie jakości wody. Ilość azotu azotanowego V zmieniała się od 0,4 do 5,9  $\text{mg N-NO}_3/\text{dm}^3$ , przyjmując wartość

średnią  $1,839 \text{ N-NO}_3/\text{dm}^3$ . Zawartość  $\text{N-NO}_2/\text{dm}^3$  – średnia wartość to  $0,031 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$ . Stężenie azotu amonowego zmieniało się od  $0,22$  do  $1,81 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$ , osiągając wartość średnią  $0,528 \text{ N-NH}_4/\text{dm}^3$ , co pozwala przypisać akwen od I do V klasy jakości wody.

Stężenie chlorofilu „a” w zbiorniku Narewka (tabela 2) wahało się od wartości minimalnej  $0$  do  $36 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ ; średnia jego wartość wyniosła  $11,98 \mu\text{g}/\text{dm}^3$  i była to wartość znacznie wyższa niż w zbiorniku Michałowo. Zmiany stężenia tlenu rozpuszczonego w wodach zalewu Narewka wahały się od  $6,93$  do  $9,11 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$  – przeważnie osiągając wartości klasyfikujące wodę do I klasy jakości. Natlenienie wód było bardzo dobre (średnio wyniosło  $7,87 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ ), jednak było ono nieznacznie mniejsze niż to, które zaobserwowano w akwenu Michałowo. Odczyn wody omawianego zbiornika zmieniał się od pH  $6,3$  do pH  $8,63$ , klasyfikując ją w II klasie jakości. W ciągu całego okresu pomiarowego wartości przewodności elektrolitycznej były dosyć podobne ( $319\text{--}468 \mu\text{S}/\text{cm}$ , średnio  $384 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) i mieściły się w I klasie jakości wody. Stężenie fosforu ogólnego zmieniało swoje wartości od minimalnej  $0,117$  do maksymalnej  $1,867 \text{ mg P}/\text{dm}^3$  – zaliczając wody akwenu prawie zawsze do wód pozaklasowych. Średnia jego wartość w całym okresie badawczym wyniosła  $0,755 \text{ mg P}/\text{dm}^3$  i jest to wartość znacznie wyższa niż w wodach drugiego analizowanego akwenu. Zawartość fosforanów w wodach badanego obiektu wahała się od  $0,36$  do  $5,73 \text{ mg P-PO}_4/\text{dm}^3$ , zawsze klasyfikując wody do pozaklasowych. Ilość fosforanów średnio wyniosła  $2,317 \text{ mg P-PO}_4/\text{dm}^3$  i również była wyższa niż w wodach zbiornika Michałowo. Azot ogólny w analizowanych próbkach wody w ciągu całego okresu badawczego utrzymywał się na poziomie od  $0,60$  do  $3,3 \text{ mg N}/\text{dm}^3$  – średnia wartość to  $1,664 \text{ mg N}/\text{dm}^3$ , co klasyfikowało wody zalewu zawsze do I klasy jakości. Ilość azotu azotanowego V zmieniała się od  $0,1$  do  $2,7 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$ , przyjmując wartość średnią  $1,044 \text{ N-NO}_3/\text{dm}^3$  (I-II klasa jakości wód). Zawartość azotu azotanowego III wahała się od minimalnej ilości  $0,003$  do maksymalnej ilości  $0,044 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$  – średnia wartość to  $0,02 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$ . Stężenie azotu amonowego zmieniało się od  $0,22$  do  $0,82 \text{ mg N-H}_4/\text{dm}^3$ , osiągając wartość średnią  $0,453 \text{ N-NH}_4/\text{dm}^3$ , co pozwoliło zaliczyć wody akwenu do I-II klasy jakości. Wszystkie wartości badanych związków azotu w wodach zbiornika Narewka były niższe, niż to miało miejsce w wodach akwenu Michałowo. Różnice te wynikają z rodzaju zlewni, ale również głównie ze sposobu jej użytkowania.

Wyniki badań, obejmujące wartości badanych wskaźników z dwóch zbiorników i z 3 punktów pomiarowo – kontrolnych oraz 12 miesięcy badawczych, porządkowano do poszczególnych pór roku.

Zaobserwowano, iż niezależnie od pory roku wyższe wartości związków fosforu i chlorofilu „a” odnotowano w zbiorniku Narewka, a większe ilości związków azotu i wyższa przewodność wody były w zbiorniku Michałowo. Większość badanych parametrów wody z obu zbiorników podlegała zmianom sezonowym. Chlorofil „a” utrzymywał się w zbliżonym stężeniu w okresie wiosny, lata, jesieni,

Tabela 3

Średnie wartości badanych wskaźników jakości wód z dwóch zbiorników w poszczególnych porach roku

| Parametr                                                           | Zbiornik  | Wiosna | Lato  | Jesień | Zima  |
|--------------------------------------------------------------------|-----------|--------|-------|--------|-------|
| Chlorofil „a”<br>[μg · dm <sup>-3</sup> ]                          | Michałowo | 3,698  | 4,306 | 3,513  | 0,02  |
|                                                                    | Narewka   | 15,133 | 18,1  | 12,011 | 0,016 |
| Tlen rozpuszczony<br>[mg O <sub>2</sub> · dm <sup>-3</sup> ]       | Michałowo | 9,276  | 8,479 | 9,284  | 7,511 |
|                                                                    | Narewka   | 8,031  | 7,754 | 8,444  | 7,295 |
| Przewodność<br>[μS · cm <sup>-1</sup> ]                            | Michałowo | 379    | 440,3 | 404,3  | 362,1 |
|                                                                    | Narewka   | 389,4  | 358,2 | 372    | 419   |
| Fosfor ogólny<br>[mg P · dm <sup>-3</sup> ]                        | Michałowo | 0,090  | 0,084 | 0,623  | 0,039 |
|                                                                    | Narewka   | 0,750  | 1,129 | 0,806  | 0,336 |
| Fosforany<br>[mg P-PO <sub>4</sub> · dm <sup>-3</sup> ]            | Michałowo | 0,276  | 0,259 | 1,971  | 0,119 |
|                                                                    | Narewka   | 2,302  | 3,466 | 2,474  | 1,031 |
| Azot ogólny<br>[mg N · dm <sup>-3</sup> ]                          | Michałowo | 3,078  | 1,092 | 2,756  | 3,625 |
|                                                                    | Narewka   | 1,411  | 1,267 | 2,278  | 1,688 |
| Azot azotanowy (V)<br>[mg N-NO <sub>3</sub> · dm <sup>-3</sup> ]   | Michałowo | 2,089  | 0,611 | 2,089  | 2,438 |
|                                                                    | Narewka   | 0,689  | 0,678 | 1,633  | 1,188 |
| Azot azotanowy (III)<br>[mg N-NO <sub>2</sub> · dm <sup>-3</sup> ] | Michałowo | 0,031  | 0,012 | 0,023  | 0,058 |
|                                                                    | Narewka   | 0,009  | 0,026 | 0,023  | 0,022 |
| Azot amonowy<br>[mg N-NH <sub>4</sub> · dm <sup>-3</sup> ]         | Michałowo | 0,443  | 0,417 | 0,577  | 0,716 |
|                                                                    | Narewka   | 0,608  | 0,521 | 0,323  | 0,34  |

Źródło: opracowanie własne.

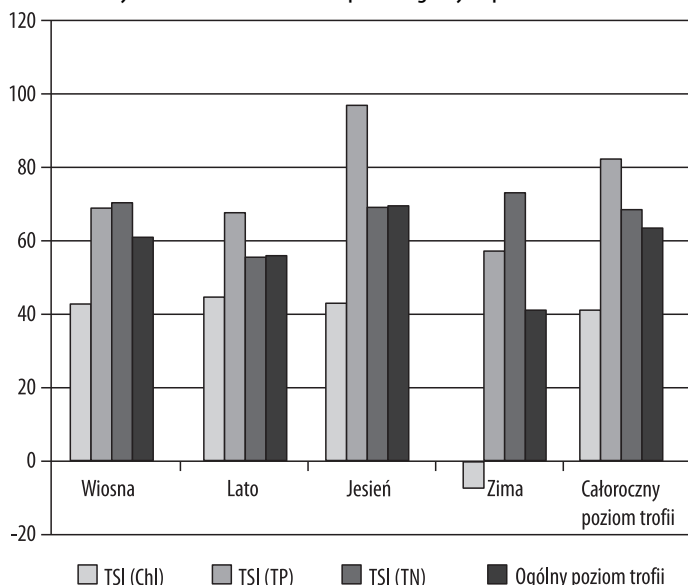
przy minimalnym w zimie. Jest to typowe zjawisko związane z procesami fotosyntezy. Ich średnie wartości przedstawiono w tabeli 3.

Podobną tendencję zmian sezonowych zaobserwowano w przypadku stężenia fosforu ogólnego i fosforanów. Zwiększone stężenia obu form fosforu należy wiązać ze spływami powierzchniowymi i podpowierzchniowymi w okresie zabiegów rolniczych wykonywanych w obrębie zlewni. Stężenie form azotu w wodzie obu zbiorników wskazuje na wpływ wegetacji roślin w okresie wiosny i lata na ograniczony dopływ tych składników do wód. Podwyższone stężenia azotanów III i V w okresie jesieni, a szczególnie zimy, związane są z tzw. „okresem martwym”, w którym procesy rozkładu substancji organicznych zachodzą zarówno w glebie, jak i w osadach dennych zbiorników.

Obliczono indeksy troficzne: TSI(Chl) w μg/ dm<sup>3</sup>, TSI(TP) w μg/ dm<sup>3</sup>, TSI(TN) w mg/dm<sup>3</sup> oraz określono ogólny poziom trofii zbiorników (TSI), korzystając z uzyskanej wartości średniej z trzech obliczonych wskaźników TSI (Chl), TSI (P), TSI (N). Otrzymane wyniki przedstawiono na rysunkach 1 i 2.

Rysunek 1

Stan troficzny zbiornika Michałowo w poszczególnych porach roku



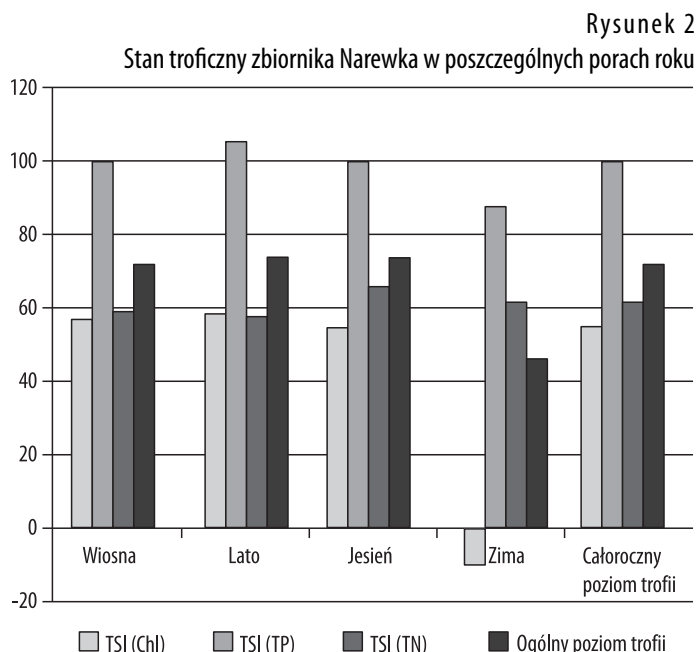
\* trofia według klasyfikacji: 0-40-oligotrofia, 40-50-mezotrofia, 50-70-eutrofia, >70-hipertrofia (klasyfikacja według: R.E. Carlton, *A trophic state index for lakes*, „Limnology and Oceanography” 1977 t. 22(2)).

Źródło: opracowanie własne.

Stężenia związków fosforu i azotu były różne w badanych zbiornikach. Większą ilość związków azotu ogólnego zanotowano w zbiorniku w Michałowie, zaś fosforu ogólnego w Narewce. Pierwiastki te występowały w ilościach, przy których możliwe są zakwity wód. Zdaniem Vollenweidera <sup>7</sup>, zakwity wody mogą wystąpić już przy stężeniu związków azotu powyżej 0,3 mg Nog/dm<sup>3</sup>, a związków fosforu powyżej 0,015 mg Pog/dm<sup>3</sup>, tymczasem w wodach omawianych zbiorników zanotowano zawartość azotu ogólnego w granicach 0,60-3,3 mg Nog/dm<sup>3</sup> (Narewka) oraz 0,81-8,0 mg Nog/dm<sup>3</sup> (Michałowo), zaś fosforu 0,117÷1,867 mg Pog/dm<sup>3</sup> (Narewka) oraz 0,006-1,368 mg Pog/dm<sup>3</sup> (Narewka).

Wskaźnik ogólnego poziomu trofii dla obu badanych zbiorników wahał się od 40,83 zimą w Michałowie do 74,15 latem w Narewce. Za tak wysoki indeks TSI, niezależnie od zbiornika, najczęściej odpowiadało stężenie fosforu ogólnego, następnie azotu ogólnego, zaś najmniejsze znaczenie miała ilość chlorofilu „a”. Różnice te wynikają ze sposobu użytkowania gleb zlewni. W zlewni Supraśl występuje znaczna ilość lasów oraz gleby hydrogeniczne, które skutecznie zatrzymują związki biogenne. W zlewni Narewki występują słabe gleby mineralne

<sup>7</sup> R.A. Vollenweider, *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular references to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*, OECD Technical Report DAS/CSI/68.27, Paris 1968.



\* trofia według klasyfikacji [3]: 0-40-oligotrofia, 40-50-mezotrofia, 50-70-eutrofia, >70-hipertrofia (klasyfikacja według: R.E. Carlton, *A trophic state ...*, op. cit.)

Źródło: opracowanie własne.

o ograniczonej sorpcji i dosyć intensywnie użytkowane rolniczo, co przyczynia się do odpływu biogenów do wód zbiornika.

Na stan troficzny zbiornika Michałowo największy wpływ miało stężenie azotu i fosforu ogólnego, klasyfikując zbiornik do eutroficznych wiosną i jesienią, zaś do mezotroficznych latem i zimą. Wskaźnik TSI (Chl) wahał się od ujemnego zimą do 44,8 latem, przyporządkowując zalew do akwenów lekko mezotroficznych. Całoroczny poziom trofii najwyższy był dla TSI (TP), niższy dla TSI (TN), a najniższy dla TSI (Chl).

Na stan troficzny zbiornika Narewka największy wpływ miało stężenie fosforu ogólnego, klasyfikując zalew do hipertroficznych niezależnie od pory roku. Wskaźniki TSI (Chl) i TSI (N) przyporządkowywały akwen wiosną i latem do mezotroficznych. Jesienią i zimą stężenie azotu ogólnego było nieznacznie wyższe i pozwalało zaliczyć zbiornik do lekko eutroficznych. Stężenie chlorofilu „a” jesienią również było na poziomie mezotrofii, zimą oczywiście przyjmując wartości ujemne.

Wykorzystanie indeksów troficzności typu TSI pozwoliło na szerszą interpretację jakości wód analizowanych akwenów. Wyznaczona wartość liczbową współczynnika TSI przybliżyła tendencje zmian w obrębie danej, jednej kategorii troficznej. W przypadku kryteriów stężeńowych nie jest to takie jednoznaczne<sup>8</sup>.

<sup>8</sup> R. Galvez-Cloutier, M. Sanchez, *Trophic status evaluation for 154 Lakes in Quebec, Canada. Monitoring and recommendations*, „Water Quality Research Journal” 2007 t. 42(4), s. 252-268.

Obliczenia wskaźnika Carlsona<sup>9</sup> pokazały, że całoroczny ogólny poziom trofii badanych zbiorników kształtował się najczęściej na poziomie eutrofii, TSI 63,78 Michałowo, a TSI 72,17 Narewka. Wysoka trofia w badanych zbiornikach może być prawdopodobnie następstwem nie tylko spływów powierzchniowych, ale również uwalniania się związków fosforu z osadów dennych. Zbiorniki małej retencji silnie zeutrofizowane charakteryzują się wysokimi zawartościami związków biogenych, powodujących „zakwity” powierzchni wody, co miało miejsce również w przypadku badanych akwenów. Znaczna płytkość i dosyć duża powierzchnia zbiorników małej retencji zwiększają ich podatność na eutrofizację.

W zbiornikach zaporowych od dawna upatrywało się także możliwości ich wykorzystania do poprawy stanu czystości wód przez nie przepływających. W zależności od czasu retencji wody, głębokości zbiornika i dopływających do niego ładunków zbiorniki zaporowe mogą okresowo zatrzymywać nawet do 90% całkowitej ilości dopływającej do nich materii<sup>10</sup>. Doprowadzenie do zbiornika wód żyznych i bogatych w biogeny sprzyja ciągłemu zatrzymywaniu się tych substancji w czaszy akwenu i możliwości zwiększania się jego trofii, ponieważ zbiorniki wód stojących gromadzą, w formie osadów dennych, część materiału spływającego z terenu zlewni<sup>11</sup>. Konieczna wydaje się rekultywacja tych zbiorników po kilku latach eksploatacji.

## Wnioski

1. Jakość wód w badanych zbiornikach małej retencji różni się ze względu na sposób użytkowania zlewni, co wynika z rodzaju gleb w zlewni.
2. Zaobserwowano wyraźne zmiany sezonowe ogólnego poziomu trofii. Za wysoki indeks TSI niezależnie od zbiornika najczęściej odpowiadało stężenie fosforu ogólnego, następnie azotu ogólnego, zaś najmniejsze znaczenie miała ilość chlorofilu „a”.
3. Wysoka trofia w badanych zbiornikach może być prawdopodobnie następstwem nie tylko spływów powierzchniowych, ale również uwalniania się związków fosforu i azotu z osadów dennych.
4. W związku z zatrzymywaniem się substancji biogenych w czaszy akwenu i wysycaniem się nimi osadów dennych właściwe wydaje się usuwanie ich co kilka lat.

*Badania prowadzono w ramach pracy S/WBiŚ/4/2011.*

<sup>9</sup> R.E. Carlson, *A trophic state index for lakes*, „Limnology and Oceanography” 1977 t. 22(2).

<sup>10</sup> W. Galicka, A. Kruk, G. Zięba, *Bilans azotu i fosforu w zbiorniku Jezioroko*, „Nauka. Przyroda. Technologie” 2007 t. 1, z. 2.

<sup>11</sup> M. Wiatkowski, R. Kasperek, *Ocena zamulania zbiornika wodnego Mściwojów*, w: *Zapobieganie zanieczyszczeniu, przekształcaniu i degradacji środowiska*, red. H. Kasza, H. Klama, Wyd. ATH, Bielsko-Biała 2007, s. 261-269.



Krzysztof Pakuła • Dorota Kalembasa • Marcin Becher

## OSAD DENNY W KANALE ODPROWADZAJĄCYM WODY PO OCZYSZCZENIU ŚCIEKÓW KOMUNALNYCH

---

Krzysztof Pakuła, dr inż. – Uniwersytet Przyrodniczo-Humanistyczny w Siedlcach

Dorota Kalembasa, prof. dr hab. inż. – Uniwersytet Przyrodniczo-Humanistyczny w Siedlcach

Marcin Becher, dr inż. – Uniwersytet Przyrodniczo-Humanistyczny w Siedlcach

adres korespondencyjny:

Wydział Przyrodniczy

Katedra Gleboznawstwa i Chemii Rolniczej

ul. Prusa 14, 08-110 Siedlce

e-mail: kalembasa@uph.edu.pl; pakulak@uph.edu.pl

### BOTTOM SEDIMENT IN CANAL DISPOSING WATER AFTER RECLAIMED MUNICIPAL WASTEWATERS TREATMENT

**SUMMARY:** The total content of macroelements (N, P, K, Ca, Mg, Na, S) and trace elements (Fe, Al, Mn, Co, Li, Ti, Ba, Sr V) in bottom sediments were determined. Samples were collected from bottom sediments surface layer (0–10 cm) of the “Rów Strzała” canal that disposes reclaimed wastewaters from municipal sewage treatment plant in Siedlce and storm sewage system, to Liwiec river, as well as in the river, upstream and downstream of the canal estuary. The mean contents of tested elements in surface layers of bottom sediments can be lined up in following decreasing sequence: macroelements (g.kg<sup>-1</sup>) Ca (6,73) > N (0,825) > Mg (0,791) > P (0,415) > S (0,272) > K (0,245) > Na (0,063); trace elements (mg.kg<sup>-1</sup>) Fe (3096,1) > Al (1524,5) > Mn (37,1) > Ba (18,9) > Ti (17,8) > Sr (13,5) > V (1,74) > Co (0,684) > Li (0,439). Higher total contents of elements were recorded in bottom sediments from canal rather than river. Statistical processing revealed significant influence of selected properties of studied bottom sediments (content of organic carbon compounds, value of cation exchange capacity, clay fraction –  $\phi < 0,002$  mm) on its chemical composition.

**Key words:**

**KEY WORDS:** bottom sediments, macroelements, trace elements, “Rów Strzała” canal, Liwiec river

---

## Wstęp

Osady dennie stanowią ważny element regulujący obieg pierwiastków w środowisku, a zwłaszcza w ekosystemie wodnym. Skład chemiczny osadów dennych cieków wodnych jest zróżnicowany i zależy od czynników naturalnych (budowa geologiczna zlewni, pokrywa glebowa) i antropogenicznych (sposób użytkowania terenów przyległych, zanieczyszczenia przemysłowe, komunalne, rolnicze)<sup>1</sup>. Osady wód powierzchniowych powstają w wyniku sedymentacji na dnie cieków wodnych allochtonicznego materiału, powstałego poza obszarem sedymentacji (żwir, piasek, muły, zawiesiny mineralne i organiczne), oraz materiału autochtonicznego utworzonego w miejscu sedymentacji (wytrącające się z wody substancje nieorganiczne i organiczne oraz obumarłe szczątki roślinne i zwierzęce)<sup>2</sup>.

Pierwiastki chemiczne i ich związki wprowadzane do wód powierzchniowych ulegają akumulacji w osadach dennych, w których można zanotować znacznie większą ich zawartość niż w przepływającej nad nimi wodzie, w wyniku procesu samooczyszczania się toni wodnej<sup>3</sup>. Na intensywność migracji pierwiastków w tym ekosystemie mają wpływ czynniki geochemiczne, fizykochemiczne, klimatyczne i biologiczne. Właściwości osadów dennych (uziarnienie, odczyn, potencjał oksydacyjno-redukcyjny, buforowość, pojemność sorpcyjna, rodzaj i ilość materii organicznej, tempo akumulacji) oraz ich skład chemiczny (zawartość pierwiastków biogennych i śladowych oraz pierwiastków wchodzących w skład faz absorbujących zanieczyszczenia) stanowią wskaźniki jakości geochemicznej ekosystemu wodnego, dostarczające informacji o stopniu antropopresji na środowisko wodne. Podwyższona zawartość pierwiastków w osadach wodnych stanowi jeden z ważniejszych problemów środowiskowych ze względu na ich niekorzystne oddziaływanie na zasoby biologiczne środowiska. Pod wpływem procesów chemicznych i biochemicznych mogą stanowić źródło wtórnego zanieczyszczenia środowiska w układzie: osad denny – woda – organizmy żywe – otoczenie cieku wodnego.<sup>4</sup>

<sup>1</sup> M. Licznar i in., *Właściwości osadów dennych cieku Mielnica*, „Acta Agrophysica” 2005 nr 5(2), s. 345-355; P. Purushothaman, G.J. Chakrapani, *Heavy metals fractionation in Ganga river sediments*, „Environmental Monitoring and Assessment” 2007 nr 132, s. 475-489; O.V. Sokolova, i in., *Transformations of pollutants in the river water-pore solution-solid phase of the bottom sediments system in small rivers*, „Moscow University Geology Bulletin” 2008 nr 63(2), s. 95-107.

<sup>2</sup> I. Bojakowska, T. Gliwicz, K. Małecka, *Wyniki geochemicznych badań osadów wodnych Polski w latach 2003–2005*, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2006, s. 1-116.

<sup>3</sup> L. Boszke i in., *Distribution of mercury and other heavy metals in bottom sediments of the Middle Odra river (Germany/Poland)*, „Polish Journal of Environmental Studies” 2004 nr 13(5), s. 95-502.

<sup>4</sup> A. Kabata-Pendias, H. Pendias, *Biogeochemia pierwiastków śladowych*, PWN, Warszawa 1999, s. 1-398; P. Gierszewski, *Koncentracja metali ciężkich w osadach zbiornika włocławskiego jako wskaźnik hydrodynamicznych warunków depozycji*, „Landform Analysis” 2008 nr 9, s. 79-82; R. Milacic, i in., *A complex investigation of the extent of pollution in sediments of the Sava River. Part 1: Selected elements*, „Environmental Monitoring and Assessment” 2010 nr 163, s. 263-275.

Celem pracy była ocena składu chemicznego osadu dennego na podstawie zawartości wybranych makroelementów i pierwiastków śladowych kanału „Rów Strzała”, odprowadzającego wody po oczyszczeniu ścieków komunalnych w miejskiej oczyszczalni ścieków w Siedlcach do rzeki Liwiec, a także w tej rzece – przed i za ujściem kanału.

## Materiał i metody

Obiektem badań były osady denne dwóch cieków wodnych (kanał „Rów Strzała” i rzeka Liwiec) położonych w granicach administracyjnych miejscowości Strzała i Chodów, koło Siedlec, we wschodniej części województwa mazowieckiego (rysunek 1). „Rów Strzała” to kanał odprowadzający wody pościekowe z miejskiej oczyszczalni ścieków w Siedlcach i kanalizacji burzowej do rzeki Liwiec. Liwiec to lewobrzeżny dopływ Bugu i jedna z większych rzek na terenie Niziny Południowopodlaskiej, która w górnym biegu przepływa przez Wysoczyznę Siedlecką, położoną w strefie moren czołowych zlodowacenia środkowopolskiego, stadiału Warty i jego faz recesyjnych. Na badanym obszarze cieki te przepływają przez tereny użytkowane rolniczo (grunty orne, łąki, pastwiska), zbudowane głównie z utworów piaszczystych akumulacji wodnej i lodowcowej oraz płytkich osadów organicznych (torfy i namuły organiczne)<sup>5</sup>.

Z powierzchniowej warstwy osadów (0-10 cm) pobrano, za pomocą specjalnego czerpaka osadów własnej konstrukcji, próbki (trzy w miejscach poboru na odcinku o długości około 10 m, z których utworzono próbki średnie) w 8 reprezentatywnych punktach badawczych: sześć – w korycie „Rowu Strzała”: punkt A (N: 52° 11' 29", E: 22° 15' 26"), B (N: 52° 11' 45" E: 22° 15' 5"), C (N: 52° 11' 59" E: 22° 14' 32"), D (N: 52° 12' 21" E: 22° 14' 29"), E (N: 52° 12' 33" E: 22° 14' 12"), F (N: 52° 12' 38" E: 22° 13' 57"), na 2-kilometrowym odcinku od oczyszczalni ścieków do rzeki Liwiec, oraz dwa – w korycie rzeki Liwiec, przed ujściem – punkt G (N: 52°12'37", E: 22°11'14") i za ujściem – punkt H (N: 52°12'30", E: 22°13'42") kanału do tej rzeki. W powietrznie suchych próbkach osadów dennych zbadano: skład granulometryczny według Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego<sup>6</sup> – metodą areometryczną, pH w 1 mol KCl dm<sup>-3</sup> – potencjometrycznie, węgiel związków organicznych (C<sub>org</sub>) – metodą oksydacyjno-miareczkową<sup>7</sup>, azot ogólny (N<sub>og</sub>) – metodą Kjeldahla.

Obliczono wartość kationowej pojemności sorpcyjnej (KPW) i stopnia wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami o charakterze zasadowym (V) na pod-

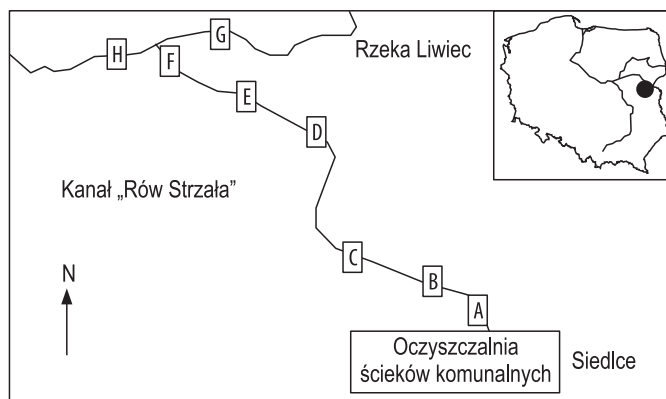
<sup>5</sup> D. Kalembasa i in., *Wybrane właściwości fizykochemiczne i chemiczne gleb torfowo-murszowych w dolinie rzeki Liwiec na Wysoczyźnie Siedleckiej*, w: *Właściwości fizyczne i chemiczne gleb organicznych*, red. T. Brandyk, L. Szajdak, J. Szatyłowicz, Wyd. SGGW, Warszawa 2006, s. 25-32.

<sup>6</sup> *Klasyfikacja uziarnienia gleb i utworów mineralnych – PTG 2008*, Polskie Towarzystwo Gleboznawcze, „Roczniki Gleboznawcze” 2009 nr 60(2), s. 5-16.

<sup>7</sup> S. Kalembasa, D. Kalembasa, *The quick method for the determination of C:N ratio in mineral soils*, „Polish Journal of Soil Science” 1992 nr 25(1), s. 41-46.

Rysunek 1

Lokalizacja punktów poboru próbek osadów dennych z kanału „Rów Strzał” (A-F) i rzeki Liwiec (G-H)



Źródło: opracowanie własne.

stawie kwasowości całkowitej (hydrolitycznej,  $H_{ca}$ ) i sumy kationów o charakterze zasadowym (S), oznaczonych metodą Kappena. W próbkach osadu, rozdrobionych w młynku agatowym, oznaczono zawartość ogólną P, K, Ca, Mg, Na, S, Fe, Al, Mn, Co, Li, Ti, Ba, Sr i V metodą ICP-AES, na aparacie Optima 3200 RL firmy Perkin-Elmer, po uprzedniej mineralizacji próbek w mieszaninie stężonego HCl i  $HNO_3$  (3:1), w mineralizatorze mikrofalowym Multiwave firmy Anton Paar. Analizę wykonano w trzech powtórzeniach, a w tabelach podano wartości średnie dla danego punktu badawczego. Poprawność oznaczenia analitycznego sprawdzono, stosując metodę dodatku wzorca do każdej analizowanej próbki. W analizie uwzględniono także próbki kontrolne, które poddano identycznej procedurze analitycznej jak materiał badawczy.

Dla uzyskanych wyników podano średnie arytmetyczne (AM), średnie geometryczne (GM), medianę, odchylenie standardowe (SD), współczynnik zmienności (RSD), a także najmniejszą (min.) i największą (max.) zawartość danego pierwiastka (dla wszystkich pobranych w 8 punktach badawczych). Współzależność pomiędzy zawartością ogólną P, Ca, Mg, K, Na, S, Fe, Al, Mn, Co, Li, Ti, Ba, Sr, V i wybranymi właściwościami badanych osadów dennych oceniono za pomocą korelacji prostoliniowej, przy dwóch poziomach istotności  $p < 0,05$  i  $p < 0,01$ . Obliczenia statystyczne wykonano za pomocą programu Statistica 9.1.

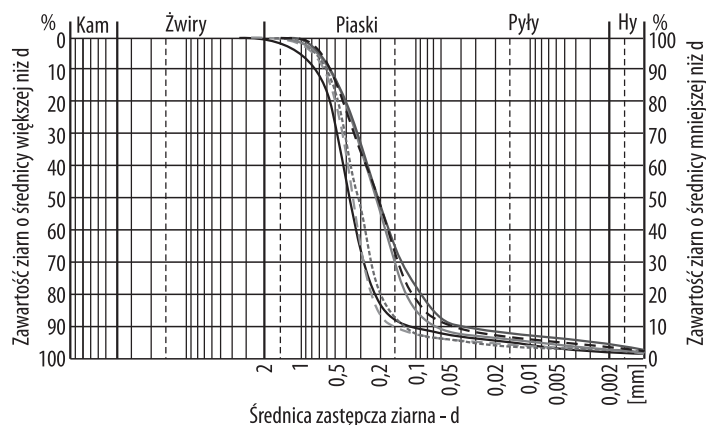
## Wyniki i ich dyskusja

Charakterystykę wybranych fizycznych, fizykochemicznych i chemicznych właściwości badanych osadów dennych przedstawiono w pracy Pakuły i in.<sup>8</sup>

<sup>8</sup> K. Pakuła, D. Jaremkó, M. Becher, *Zinc, copper and nickel in sequential extracted fractions in bottom sediments*, "Ecological Chemistry and Engineering A" 2012 nr 19(9), s. 1053-1062.

Rysunek 2

Krzywe kumulacyjne uziarnienia badanych osadów dennych kanału „Rów Strzała” rzeki Liwiec



Źródło: opracowanie własne.

Badane osady charakteryzowały się odczynem zbliżonym do obojętnego oraz zróżnicowanymi wartościami kwasowości całkowitej ( $H_{cal}$ ), sumy kationów o charakterze zasadowym (S), kationowej pojemności sorpcyjnej (KPW), stopnia wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami o charakterze zasadowym (V) i zawartością węgla związków organicznych ( $C_{org}$ ), których średnie wartości były większe w osadzie rzeki Liwiec. W osadzie „Rowu Strzała” stwierdzono zmniejszanie się wartości tych parametrów oraz ilości frakcji iłowej ( $\varnothing < 0,002$  mm) w miarę oddalania się od oczyszczalni ścieków (tabela 1). Właściwości te były typowe dla osadów piaszczystych średnioziarnistych, o mało zróżnicowanym udziale procentowym frakcji piasku ( $\varnothing$  2-0,5 mm), pyłu ( $\varnothing$  0,5-0,002 mm) i iłu ( $\varnothing < 0,002$  mm) oraz średniej średnicy ziarna równej 0,272 mm. W obrębie frakcji piasku stwierdzono znaczne zróżnicowanie zawartości podfrakcji piasku grubego ( $\varnothing$  1-0,5 mm), średniego ( $\varnothing$  0,5-0,25 mm) i drobnego ( $\varnothing$  0,25-0,1 mm), (rysunek 2). Misztal i in.<sup>9</sup> oraz Licznar i in.<sup>10</sup> podają, że zwiększenie zawartości frakcji piaszczystych i ich większe zróżnicowanie występuje w korytach cieków, w których przepływa wartkim nurtem większa ilość wody, na skutek zintensyfikowania transportu i sedymentacji cząstek fazy mineralnej unoszonych z prądem wody.

W powierzchniowej warstwie (0-10 cm) badanych osadów stwierdzono zróżnicowaną zawartość makroelementów, których malejące średnie wartości ( $g \cdot kg^{-1}$ ) obrazuje następujący szereg: Ca (6,73) > N (0,825) > Mg (0,791) > P (0,415) > S (0,272) > K (0,245) > Na (0,063), (tabela 2). Zawartość tych pierwiastków była większa w osadach dennych kanału „Rów Strzała” (średnio:  $7,72 g \cdot kg^{-1}$  Ca;

<sup>9</sup> M. Misztal, H. Smal, S. Ligęza, *Zawartość wybranych makro- i mikropierwiastków w osadach dennych rzeki Bystrzycy*, „Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych” 1996 nr 437, s. 291-298.

<sup>10</sup> M. Licznar, i in., *Właściwości osadów dennych ...*, op. cit., s. 345-355.

0,870 gkg<sup>-1</sup> N; 0,925 gkg<sup>-1</sup> Mg; 0,471 gkg<sup>-1</sup> P; 0,296 gkg<sup>-1</sup> S; 0,269 gkg<sup>-1</sup> K; 0,072 gkg<sup>-1</sup> Na) niż w rzece Liwiec (odpowiednio 3,79; 0,690; 0,388; 0,249; 0,202; 0,171; 0,036 gkg<sup>-1</sup>). Najwięcej tych pierwiastków stwierdzono w materiale pobranym z kanału w pobliżu oczyszczalni ścieków (punkt A i B – rysunek 1), których zawartość zmniejszała się w kierunku jego ujścia do Liwca. Większa zawartość badanych makroelementów, a zwłaszcza azotu (0,740 gkg<sup>-1</sup>), fosforu (0,260 gkg<sup>-1</sup>), siarki (0,222 gkg<sup>-1</sup>), potasu (0,174 gkg<sup>-1</sup>) i sodu (0,039 gkg<sup>-1</sup>) w osadzie dennym rzeki Liwiec, pobranym w punkcie H – za ujściem kanału (w porównaniu z punktem G – położonym przed ujściem kanału), była wynikiem wynoszenia ich z „Rowu Strzała” (tabela 2).

W analizowanych osadach stwierdzono zróżnicowaną zawartość żelaza, glinu, manganu, baru, tytanu, strontu, wanadu, kobaltu i litu między poszczególnymi punktami badawczymi (tabela 3). Pierwiastki te ułożono w następujący szereg malejących średnich zawartości (mg·kg<sup>-1</sup>): Fe (3096,1) > Al (1524,5) > Mn (37,1) > Ba (18,9) > Ti (17,8) > Sr (13,5) > V (1,74) > Co (0,684) > Li (0,439). Zawartość tych pierwiastków była większa w osadach dennych kanału „Rów Strzała” (średnio: 3099,2 mgkg<sup>-1</sup> Fe; 1669,9 mgkg<sup>-1</sup> Al; 37,8 mgkg<sup>-1</sup> Mn; 20,5 mgkg<sup>-1</sup> Ti; 19,7 mgkg<sup>-1</sup> Ba; 15,3 mgkg<sup>-1</sup> Sr; 1,86 mgkg<sup>-1</sup> V; 0,735 mgkg<sup>-1</sup> Co; 0,515 mgkg<sup>-1</sup> Li) niż w rzece Liwiec (odpowiednio 3086,9; 1088,4; 35,1; 9,48; 16,3; 8,29; 1,37; 0,513; 0,213 mgkg<sup>-1</sup>). W osadach kanału najwięcej badanych pierwiastków śladowych stwierdzono w pobliżu oczyszczalni ścieków (punkt A i B). Zawartość manganu, litu, baru i strontu zmniejszała się w miarę zwiększania się odległości od oczyszczalni ścieków, osiągając minimalne wartości przed ujściem do rzeki Liwiec, w punkcie F. Zawartość żelaza, glinu, kobaltu, tytanu i wanadu zwiększała się wraz z odległością od punktu B do rzeki Liwiec (tabela 3). W osadzie pobranym w rzece Liwiec poniżej ujścia kanału (punkt H) stwierdzono większą zawartość Mn, Li, Ba, Sr i V, a mniejszą – Fe, Al, Co i Ti w porównaniu z punktem przed ujściem kanału (G), (tabela 3).

Zróżnicowana zawartość badanych makroelementów i pierwiastków śladowych może wynikać z natury geochemicznej danego pierwiastka i właściwości osadów dennych (odczyn, kationowa pojemność sorpcyjna, zawartość węgla związków organicznych i frakcji ilowej<sup>11</sup>. Licznar i in.<sup>12</sup> podają, że zawartość azotu i siarki w osadach dennych związana jest z zawartością materii organicznej. Największa zawartość biogenów i pierwiastków śladowych występuje w osadach dennych w pobliżu źródeł zanieczyszczeń, ale pierwiastki te mogą być transportowane w dolne odcinki rzek, w formie zawiesin, a także z frakcją ilastą i substancją organiczną osadów.<sup>13</sup> Pierwiastki śladowe pod wpływem obniżania się wartości pH i zmiennych warunków oksydacyjno-redukcyjnych, zwłaszcza w utworach piaszczystych, zwiększają swoją mobilność w środowisku, stwarzając rzeczywiste i potencjalne zagrożenie dla ekosystemu wodnego i biotycznych ogniw łańcu-

<sup>11</sup> A. Kabata-Pendias, H. Pendias, *Biogeochemia pierwiastków ...*, op. cit., s. 1-398.

<sup>12</sup> M. Licznar i in., *Właściwości osadów dennych...*, op. cit., s. 345-355.

<sup>13</sup> P. Purushothaman, G.J. Chakrapani, *Heavy metals ...*, op. cit., s. 475-489; M. Misztal, H. Smal, S. Lięża, *Zawartość wybranych makro...*, op. cit., s. 291-298.

Tabela 1  
Wybrane właściwości osadów dennych kanału „Rów Strzała” (A–F) i rzeki Liwiec (G–H)

| Właściwości                                 | Miejsce poboru próbek |       |      |      |      |      |       |      |
|---------------------------------------------|-----------------------|-------|------|------|------|------|-------|------|
|                                             | A                     | B     | C    | D    | E    | F    | G     | H    |
| Piasek 2-0,5 <sup>a</sup>                   | 90                    | 89    | 93   | 93   | 94   | 94   | 92    | 94   |
| Pył 0,5-0,002 <sup>a</sup>                  | 7                     | 7     | 4    | 5    | 4    | 4    | 6     | 3    |
| Il < 0,002 <sup>a</sup>                     | 3                     | 4     | 3    | 2    | 2    | 2    | 2     | 3    |
| Grupa granulometryczna                      | ps                    | ps    | pl   | pl   | pl   | pl   | pl    | pl   |
| pH <sub>KCl</sub>                           | 6,86                  | 7,22  | 6,85 | 6,64 | 6,63 | 6,52 | 7,65  | 6,88 |
| H <sub>cal</sub> [mmol(+)kg <sup>-1</sup> ] | 6,5                   | 5,3   | 6,9  | 7,8  | 8,0  | 8,6  | 5,0   | 6,6  |
| S [mmol(+)kg <sup>-1</sup> ]                | 225,5                 | 266,7 | 73,4 | 69,1 | 65,1 | 49,0 | 190,0 | 92,5 |
| KPW [mmol(+)kg <sup>-1</sup> ]              | 232,0                 | 272,0 | 80,3 | 76,9 | 73,1 | 57,6 | 195,0 | 99,1 |
| V [%]                                       | 97,2                  | 98,1  | 91,4 | 89,9 | 89,1 | 85,1 | 97,4  | 93,3 |
| C <sub>org</sub> [g·kg <sup>-1</sup> ]      | 18,3                  | 19,6  | 1,65 | 1,31 | 1,25 | 0,68 | 14,9  | 2,27 |

<sup>a</sup> % frakcji o średnicy [mm]; ps – piasek słabogliniasty; pl – piasek luźny; H<sub>cal</sub> – kwasowość hydrolityczna; S – suma kationów zasadowych; KPW – kationowa pojemność sorpcyjna; V – stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi

Źródło: K. Pakuła, D. Jaremko, M. Becher, *Zinc, copper and nickel in ...*, op. cit, s. 1053-1062.

Tabela 2  
Zawartość ogólna wybranych makroelementów [g·kg<sup>-1</sup>] w osadzie dennym kanału „Rów Strzała” (A–F) i rzeki Liwiec (G–H)

| Miejsce poboru próbek | N     | P     | K     | Ca   | Mg    | Na    | S     |
|-----------------------|-------|-------|-------|------|-------|-------|-------|
| A                     | 1,05  | 0,718 | 0,382 | 13,5 | 1,65  | 0,078 | 0,732 |
| B                     | 2,24  | 1,31  | 0,691 | 19,8 | 2,43  | 0,194 | 0,666 |
| C                     | 0,580 | 0,236 | 0,145 | 4,02 | 0,426 | 0,061 | 0,062 |
| D                     | 0,480 | 0,213 | 0,142 | 3,65 | 0,397 | 0,041 | 0,093 |
| E                     | 0,460 | 0,207 | 0,138 | 3,15 | 0,396 | 0,035 | 0,107 |
| F                     | 0,410 | 0,137 | 0,116 | 2,14 | 0,246 | 0,025 | 0,115 |
| G                     | 0,640 | 0,238 | 0,168 | 5,31 | 0,479 | 0,033 | 0,182 |
| H                     | 0,740 | 0,260 | 0,174 | 2,27 | 0,297 | 0,039 | 0,222 |
| Średnia arytmetyczna  | 0,825 | 0,415 | 0,245 | 6,73 | 0,791 | 0,063 | 0,272 |
| Średnia geometryczna  | 0,687 | 0,307 | 0,199 | 4,87 | 0,557 | 0,050 | 0,176 |
| Min.                  | 0,310 | 0,134 | 0,111 | 2,05 | 0,243 | 0,023 | 0,060 |
| Max.                  | 2,36  | 1,37  | 0,691 | 20,0 | 2,43  | 0,196 | 0,753 |
| Mediana               | 0,580 | 0,235 | 0,145 | 3,70 | 0,429 | 0,043 | 0,108 |
| SD <sup>a</sup>       | 0,59  | 0,39  | 0,19  | 6,15 | 0,77  | 0,05  | 0,26  |
| RSD <sup>b</sup>      | 72,1  | 93,5  | 78,1  | 91,4 | 97,1  | 84,3  | 96,9  |

<sup>a</sup> SD – odchylenie standardowe, <sup>b</sup> RSD – współczynnik zmienności

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 3

Zawartość ogólna wybranych pierwiastków śladowych [ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ] w osadzie dennym kanału „Rów Strzała” (A–F) i rzeki Liwiec (G–H)

| Miejsce poboru próbek / Sampling sites | Fe     | Al     | Mn   | Co    | Li    | Ti   | Ba   | Sr   | V     |
|----------------------------------------|--------|--------|------|-------|-------|------|------|------|-------|
| A                                      | 4443,6 | 2472,6 | 54,4 | 1,15  | 0,783 | 32,7 | 37,2 | 27,1 | 2,92  |
| B                                      | 6218,6 | 3555,4 | 98,4 | 1,66  | 1,37  | 48,4 | 48,3 | 36,1 | 4,01  |
| C                                      | 1344,9 | 888,4  | 13,3 | 0,363 | 0,331 | 10,0 | 10,3 | 8,12 | 0,65  |
| D                                      | 2019,6 | 1025,9 | 17,2 | 0,398 | 0,254 | 10,2 | 8,11 | 7,32 | 1,14  |
| E                                      | 2133,2 | 1036,9 | 20,3 | 0,416 | 0,226 | 10,8 | 7,99 | 7,13 | 1,20  |
| F                                      | 2435,2 | 1040,1 | 23,3 | 0,428 | 0,123 | 11,1 | 6,49 | 6,00 | 1,25  |
| G                                      | 4388,4 | 1300,5 | 52,9 | 0,519 | 0,200 | 9,62 | 24,5 | 9,54 | 1,27  |
| H                                      | 1785,2 | 876,2  | 17,2 | 0,542 | 0,226 | 9,34 | 8,17 | 7,03 | 1,46  |
| Średnia arytmetyczna                   | 3096,1 | 1524,5 | 37,1 | 0,684 | 0,439 | 17,8 | 18,9 | 13,5 | 1,74  |
| Średnia geometryczna                   | 2722,8 | 1330,7 | 29,1 | 0,575 | 0,317 | 14,3 | 14,0 | 10,6 | 1,49  |
| Min.                                   | 1267,3 | 834,0  | 12,0 | 0,301 | 0,117 | 9,03 | 5,88 | 5,60 | 0,650 |
| Max.                                   | 6319,8 | 3576,9 | 98,8 | 1,72  | 1,42  | 50,6 | 51,0 | 36,6 | 4,26  |
| Mediana                                | 2348,6 | 1043,3 | 22,2 | 0,427 | 0,259 | 10,4 | 9,99 | 7,96 | 1,26  |
| SD <sup>a</sup>                        | 1640,2 | 929,4  | 28,4 | 0,46  | 0,41  | 14,1 | 15,5 | 10,9 | 1,08  |
| RSD <sup>b</sup>                       | 53,0   | 61,0   | 76,6 | 67,1  | 93,6  | 79,0 | 81,9 | 80,8 | 62,3  |

<sup>a</sup>SD – odchylenie standardowe, <sup>b</sup>RSD – współczynnik zmienności

Źródło: opracowanie własne.

cha pokarmowego. W warunkach odczynu zbliżonego do zasadowego następuje zwiększenie rozpuszczalności i przemieszczanie organicznych połączeń tych pierwiastków<sup>14</sup>. Średnia zawartość żelaza w badanych osadach była około 2-krotnie mniejsza, a manganu 6-krotnie mniejsza niż w osadach środkowej Odry (odpowiednio 6098 i 273  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )<sup>15</sup>. Znacznie więcej tych pierwiastków akumulowanych jest w osadach dennych obszarów o wysokim stopniu antropopresji (ścieki przemysłowe i komunalne, przemysł wydobywczy, chemiczny, metalurgiczny, składowiska odpadów, rolnictwo).<sup>16</sup> Licznar i in.<sup>17</sup> stwierdzili w osadach dennych rzek przepływających przez tereny użytkowane rolniczo zróżnicowaną zawartość ogólną azotu (0,630–2,82  $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), siarki (0,055–0,116  $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) i manganu (164–2207  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). Gierszewski<sup>18</sup> w osadach Zbiornika Włocławskiego zanotował znacznie więcej baru, strontu i wanadu i kobaltu, ale stwierdził podobną sekwencję malejących ich średnich zawartości ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ): Ba (432,9) > Sr (108,3) > V (32,5) > Co (13,0). Osady denne rzek Polski w latach 2003-2005, badane w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska, zawierały zróżnicowaną zawartość kobaltu (1 – 41  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), baru (12 – 1003  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), strontu (3 – 494  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )

<sup>14</sup> A. Kabata-Pendias, H. Pendias, *Biogeochemia pierwiastków ...*, op. cit., s. 1-398.

<sup>15</sup> L. Boszke i in., *Distribution of mercury ...*, op. cit., s. 495-502.

<sup>16</sup> R. Milacic, et al., *A complex investigation...*, op. cit., s. 263-275; O.A. Sorokina, N.V. Zarubina, *Chemical composition of the bottom sediments in the middle reaches of the Amur river*, „Russian Journal of Pacific Geology” 2011 nr 5(5), s. 469-476.

<sup>17</sup> M. Licznar i in., *Właściwości osadów dennych...*, op. cit., s. 345-355.

<sup>18</sup> P. Gierszewski, *Koncentracja metali ciężkich ...*, op. cit., s. 79-82.



i wanadu ( $1 - 126 \text{ mg kg}^{-1}$ ), przy czym około 20% osadów zawierało poniżej  $2 \text{ mg Co kg}^{-1}$ , poniżej  $50 \text{ mg Ba kg}^{-1}$  oraz około 50% – poniżej  $50 \text{ mg Sr kg}^{-1}$  i około 10% – poniżej  $5 \text{ mg V kg}^{-1}$ <sup>19</sup>. Misztal i in.<sup>20</sup>, Kabata-Pendias i Pendias<sup>21</sup>, Bojakowska i in.<sup>22</sup>, Purushothaman i Chakrapani<sup>23</sup>, Sorokina i Zarubina<sup>24</sup> stwierdzili wpływ budowy geologicznej i pokrywy glebowej zlewni rzeki na skład chemiczny osadów dennych. Zawartość ogólna makroelementów i pierwiastków śladowych w badanych osadach mieściła się w przedziale naturalnych zawartości stwierdzonej w glebach mineralnych Wysoczyzny Siedleckiej<sup>25</sup> oraz torfowo-murszowych doliny rzeki Liwiec<sup>26</sup>, a także nie przekraczała wartości charakterystycznych dla gleb wytworzonych z utworów piaszczystych i skał osadowych<sup>27</sup>. Nie stanowiła ona zagrożenia dla ekosystemu badanych cieków wodnych i pobliskich agrocenoz.

Statystyczna analiza korelacyjna wykazała na ogół wysokie współczynniki korelacji pomiędzy zawartością większości makroelementów i pierwiastków śladowych badanych osadów (tabele 4 i 5). Stwierdzono w nich dodatni, wysoce istotny ( $p < 0,01$ ) wpływ kationowej pojemności sorpcyjnej (KPW), węgla związków organicznych ( $C_{\text{org}}$ ) – z wyjątkiem sodu oraz istotny wpływ ( $p < 0,05$ ) frakcji iłowej ( $\phi < 0,002 \text{ mm}$ ) – z wyjątkiem siarki, żelaza, manganu i baru na skład chemiczny. W badanych osadach nie zanotowano istotnego statystycznie wpływu wartości pH na zawartość w nich makroelementów i pierwiastków śladowych.

Kabata-Pendias i Pendias<sup>28</sup> podają, że obieg pierwiastków w środowisku zależy od składu mineralogicznego skały macierzystej, odczynu, zawartości materii organicznej, obecności koloidów mineralnych i uziarnienia utworów mineralnych. Boszke i in.<sup>29</sup> stwierdzili dodatnie korelacje zawartości żelaza i manganu z materią organiczną osadów dennych środkowej Odry. Gierszewski<sup>30</sup> w osadach Zbiornika Włocławskiego zanotował istotną zależność pomiędzy zawartością baru i kobaltu ( $r = 0,60 - 0,70$ ) oraz stwierdził brak wpływu frakcji iłowej na skład chemiczny tych osadów ze względu na ich jednorodność strukturalną i mało zróżnicowaną zawartość pierwiastków.

<sup>19</sup> I. Bojakowska, T. Gliwicz, K. Małecka, *Wyniki geochemicznych badań...*, op. cit., s. 1-116.

<sup>20</sup> M. Misztal, H. Smal, S. Ligęza, *Zawartość wybranych makro...*, op. cit., s. 291-298.

<sup>21</sup> A. Kabata-Pendias, H. Pendias, *Biogeochemia pierwiastków...*, op. cit., s. 1-398.

<sup>22</sup> I. Bojakowska, T. Gliwicz, K. Małecka, *Wyniki geochemicznych badań...*, op. cit., s. 1-116.

<sup>23</sup> P. Purushothaman, G.J. Chakrapani, *Heavy metals...*, op. cit., s. 475-489.

<sup>24</sup> O.A. Sorokina, N.V. Zarubina, *Chemical composition...*, op. cit., s. 469-476.

<sup>25</sup> D. Kalembasa, K. Pakuła, D. Jaremko, *Profilowa zmienność baru, tytanu, strontu, wanadu, arsenu, litu i kobaltu w leśnych glebach bielicoziemnych Niziny Południowopodlaskiej*, „Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych” 2009 nr 540, s. 201-209; D. Kalembasa, K. Pakuła, M. Becher, *Content of Fe, Al, Mn in the forest district arenosols, albic arenosols and haplic podzols of South Podlasie Lowland*, „Fresenius Environmental Bulletin” 2009 nr 18 (7a), s. 1192-1195; K. Pakuła, D. Kalembasa, *Makroelementy w glebach ornych Wysoczyzny Siedleckiej*, „Acta Agrophysica” 2012 nr 19(4), s. 803-814.

<sup>26</sup> D. Kalembasa i in., *Wybrane właściwości fizykochemiczne...*, op. cit., s. 25-32.

<sup>27</sup> A. Kabata-Pendias, H. Pendias, *Biogeochemia pierwiastków...*, op. cit., s. 1-398.

<sup>28</sup> Ibidem, s. 1-398.

<sup>29</sup> L. Boszke i in., *Distribution of mercury...*, op. cit., s. 495-502.

<sup>30</sup> P. Gierszewski, *Koncentracja metali ciężkich...*, op. cit., s. 79-82.

Tabela 4

Współczynniki korelacji pomiędzy zawartością ogólną makroelementów oraz wybranymi właściwościami badanych osadów dennych

| Wyszczególnienie  | N      | P      | K      | Ca     | Mg     | Na     | S      |
|-------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| N                 | x      |        |        |        |        |        |        |
| P                 | 0,98** | x      |        |        |        |        |        |
| K                 | 0,98** | 0,99** | x      |        |        |        |        |
| Ca                | 0,95** | 0,99** | 0,98** | x      |        |        |        |
| Mg                | 0,94** | 0,99** | 0,98** | 0,99** | x      |        |        |
| Na                | 0,97** | 0,97** | 0,97** | 0,93** | 0,93** | x      |        |
| S                 | 0,81*  | 0,87** | 0,86** | 0,92** | 0,91** | 0,73*  | x      |
| Fe                | 0,90** | 0,88** | 0,89** | 0,89** | 0,86** | 0,78*  | 0,90** |
| Al                | 0,95** | 0,99** | 0,99** | 0,99** | 0,99** | 0,92** | 0,92** |
| Mn                | 0,75*  | 0,64   | 0,65   | 0,65   | 0,60   | 0,57   | 0,68   |
| Co                | 0,96** | 0,98** | 0,98** | 0,99** | 0,98** | 0,90** | 0,94** |
| Li                | 0,96** | 0,99** | 0,99** | 0,99** | 0,99** | 0,97** | 0,86** |
| Ti                | 0,93** | 0,98** | 0,98** | 0,98** | 0,99** | 0,93** | 0,89** |
| Ba                | 0,93** | 0,94** | 0,94** | 0,97** | 0,95** | 0,85** | 0,96** |
| Sr                | 0,93** | 0,98** | 0,98** | 0,99** | 0,99** | 0,91** | 0,93** |
| V                 | 0,92** | 0,97** | 0,97** | 0,97** | 0,97** | 0,88** | 0,92** |
| pH <sub>KCl</sub> | 0,54   | 0,40   | 0,41   | 0,40   | 0,34   | 0,36   | 0,43   |
| KPW               | 0,88** | 0,88** | 0,88** | 0,91** | 0,88** | 0,83** | 0,94** |
| C <sub>org</sub>  | 0,83** | 0,83** | 0,83** | 0,87** | 0,84** | 0,70   | 0,95** |
| Ø < 0,002 mm      | 0,77*  | 0,81*  | 0,80*  | 0,77*  | 0,79*  | 0,82*  | 0,59   |

Istotne przy:  $p < 0,05^*$  ( $r = 0,71$ );  $p < 0,01^{**}$  ( $r = 0,83$ )

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 5

Współczynniki korelacji pomiędzy zawartością ogólną pierwiastków śladowych oraz wybranymi właściwościami badanych osadów dennych

| Wyszczególnienie | Fe     | Al     | Mn     | Co     | Li     | Ti     | Ba     | Sr     | V      |
|------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Fe               | x      |        |        |        |        |        |        |        |        |
| Al               | 0,91** | x      |        |        |        |        |        |        |        |
| Mn               | 0,87** | 0,64   | x      |        |        |        |        |        |        |
| Co               | 0,95** | 0,99** | 0,73*  | x      |        |        |        |        |        |
| Li               | 0,84** | 0,98** | 0,61   | 0,96** | x      |        |        |        |        |
| Ti               | 0,85** | 0,99** | 0,54   | 0,97** | 0,98** | x      |        |        |        |
| Ba               | 0,95** | 0,96** | 0,79*  | 0,98** | 0,93** | 0,92** | x      |        |        |
| Sr               | 0,87** | 0,99** | 0,60   | 0,98** | 0,98** | 0,99** | 0,96** | x      |        |
| V                | 0,91** | 0,99** | 0,62   | 0,98** | 0,94** | 0,98** | 0,94** | 0,97** | x      |
| pH               | 0,64   | 0,37   | 0,70   | 0,47   | 0,36   | 0,26   | 0,58   | 0,35   | 0,35   |
| KPW              | 0,95** | 0,90** | 0,86** | 0,94** | 0,86** | 0,84** | 0,98** | 0,90** | 0,89** |
| Corg             | 0,95** | 0,86** | 0,87** | 0,91** | 0,81*  | 0,80*  | 0,96** | 0,86** | 0,86** |
| Ø < 0,002 mm     | 0,51   | 0,74*  | 0,33   | 0,70*  | 0,81*  | 0,78*  | 0,69   | 0,78*  | 0,71*  |

Istotne przy:  $p < 0,05^*$  ( $r = 0,71$ );  $p < 0,01^{**}$  ( $r = 0,83$ )

Źródło: opracowanie własne.

## Wnioski

1. W osadach dennych kanału „Rów Strzała” oraz w rzece Liwiec, przed i za ujściem tego kanału, stwierdzono zróżnicowaną zawartość makroelementów i pierwiastków śladowych - większą w osadach kanału niż rzeki, ale nie stanowiącą zagrożenia dla środowiska wodnego badanych cieków i pobliskich agrocenoz.
2. Właściwości i skład chemiczny osadów dennych kanału „Rów Strzała” i rzeki Liwiec były uwarunkowane głównie pokrywą glebową zlewni, niewielkim stopniem antropopresji oraz warunkami hydrologicznymi badanych cieków.
3. Obliczenia statystyczne wykazały wpływ wybranych właściwości badanych osadów dennych ( $C_{org}$ , KPW, frakcja iłowa) na ich skład chemiczny oraz istotne związki korelacyjne pomiędzy większością analizowanych pierwiastków.



Beata Malczewska • Stanisław Czaban • Robert Głowski  
Robert Świerzko • Tadeusz Kiwacz

## WSTĘPNE BADANIA WŁASNOŚCI REOLOGICZNYCH MIESZANIN POPIOŁOWO-WODNYCH

---

Beata Malczewska, dr inż. – Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu

Stanisław Czaban, prof. dr hab. inż. – Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu

Robert Głowski, dr inż. – Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu

Robert Świerzko, dr inż. – Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu

Tadeusz Kiwacz, mgr inż. – Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu

adres korespondencyjny:

Wydział Inżynierii Kształtowania Środowiska i Geodezji

Instytut Inżynierii Środowiska,

pl. Grunwaldzki 24, 50-363 Wrocław

e-mail: stanislaw.czaban@up.wroc.pl

### PRELIMINARY MEASUREMENT OF RHEOLOGICAL PROPERTY OF ASH-WATER MIXTURES

**SUMMARY:** The article presents viscometric measurements that enable to specify the rheological characteristics of ash-water mixtures. Analyzed ashes come from burning coal. Rheological studies were carried out using a rotational viscometer with rotating inner cylinder. The weight concentration was tested in the range of  $C_s = 0.29\%$  to  $0.57\%$ . The research examines the viscosity changes, after rest period (i.e. after mixing the mixture). The analyzed mixture characterized by a viscosity decreasing as the time of deformation. The study showed that the analyzed mixture characterized by thixotropic structure.

**KEY WORDS:** ash disposal, thixotropy, rheology mixture of ash and water

---

Stałymi produktami spalania paliw w kotłach fluidalnych jest popiół lotny, wychwytywany w urządzeniach odpylających, oraz popiół denny, odprowadzany ze złoża.<sup>1</sup> W skład popiołów wchodzi tlenki: krzemu, glinu, żelaza, wapnia, magnezu, sodu, potasu, tytanu i manganu.<sup>2</sup> Ich charakterystyka oraz ilość zależą zarówno od właściwości spalanego węgla, jak również od techniki i parametrów procesu spalania.<sup>3</sup>

Obecnie prowadzi się szeroko zakrojone badania nad wykorzystaniem popiołów lotnych pochodzących z energetyki w różnych dziedzinach gospodarki. Popioły mają charakter mineralny i wykazują właściwości wiążące (pucolanowe), zatem mogą one stanowić dobry wypełniacz, ale także dodatkowe spoiwo<sup>4</sup>, stąd znajdują zastosowanie w przemyśle cementowym oraz zakładach ceramiki budowlanej. W ostatnich latach w coraz szerszym zakresie wykorzystuje się popioły do wykonania podsadki w podziemiach kopalń<sup>5</sup>. Prowadzi się również badania nad możliwością rolniczego wykorzystania popiołów (odkwaszanie gleb, kompostowanie)<sup>6</sup>.

Od lat podejmowane są próby wielokierunkowego zastosowania gospodarczego popiołów. Skutecznymi metodami przetwarzania popiołów na materiały przydatne do różnych zastosowań są technologie: suspensji, stabilizacji, granulacji.<sup>7</sup> W budownictwie wodnym od kilkudziesięciu lat wykorzystuje się przesłony przeciwfiltracyjne wykonywane w wykopach wąskoprzestrzennych, gdzie wykorzystuje się zjawisko suspensji do utylizacji ubocznych produktów spalania.<sup>8</sup>

<sup>1</sup> S. Jarema-Suchorowska, B. Kuczak, *Właściwości popiołów z kotłów fluidalnych w energetyce w aspekcie warunków gospodarczego wykorzystania tych odpadów*, „Energetyka” 2010 nr 1; „Biuletyn Naukowo-Techniczny Energopomiaru” 2010 nr 1 (235), s. 39-53; [www.energopomiar.com.pl](http://www.energopomiar.com.pl) [17-04-2013].

<sup>2</sup> P. Iwanek, I. Jelonek, Z. Mirkowski, *Wstępne badania popiołów z kotła fluidalnego w aspekcie ich zagospodarowania*, „Gospodarka Surowcami Mineralnymi” 2008 t. 24, z. 4/4, s. 91-104; [www.meeri.eu](http://www.meeri.eu) [17-04-2013].

<sup>3</sup> J. Hyncnar, *Czynniki wpływające na właściwości fizykochemiczne i użytkowe stałych produktów spalania paliw w paleniskach fluidalnych*, Wyd. Górnicze, Katowice 2006; P. Iwanek, I. Jelonek, Z. Mirkowski, *Wstępne badania popiołów z kotła fluidalnego w aspekcie ich zagospodarowania*, „Gospodarka Surowcami Mineralnymi” 2008 t. 24, z. 4/4, s. 91-104; [www.meeri.eu](http://www.meeri.eu) [17-04-2013]; J. Nocoń, J. Poznański, S. Słupek, *Technika spalania. Przykłady z techniki procesów spalania*, Skrypt uczelniany AGH, Wyd. AGH, Kraków 1994.

<sup>4</sup> Z. Kledyński, *Influence of Fly Ashes on Hardening Slurries Resistance to Sulphate Attack*, „Archives of Hydro – Engineering and Environmental Mechanics” 2004 t. 51, nr 2, s. 119-133.

<sup>5</sup> M. Żygadło, Cz. Rosik-Dulewska, *Obserwacje zmian właściwości popiołów powęglowych w procesach wietrzeniowych*, „Energetyka i Ekologia” 2009, listopad, s. 771-775; [www.elektroenergetyka.pl](http://www.elektroenergetyka.pl) [17-04-2013].

<sup>6</sup> E. Góra, *Rolnicze wykorzystanie popiołów elektrownianych*, „Ochrona Powietrza i Problemy Odpadów” 1994 nr 5, s. 130-132; R.S. Iyer, J.A. Scott, *Power station fly ash – a review of value-added utilization outsider of the construction industry*, „Resources, Conservation and Recycling” 2001 t. 31, s. 217-228; M. Żygadło, Cz. Rosik-Dulewska, *Obserwacje zmian ...*, op. cit.

<sup>7</sup> S. Jarema-Suchorowska, B. Kuczak, *Właściwości popiołów ...*, op. cit.

<sup>8</sup> Z. Kledyński, *Influence of Fly Ashes ...*, op. cit, s. 119-133.

Suspensje to zawiesiny popiołów w cieczy, przy wysokiej koncentracji fazy stałej, którą stanowią popioły. Stosunek masowy wody do popiołu, w przypadku suspensji, zawiera się w przedziale od 0,52 do 0,58.<sup>9</sup> Mieszaniny takie cechują się własnościami reologicznymi, pozwalającymi na ich transport hydrauliczny, w którym nośnikiem transportującym jest woda. Po docelowym zdeponowaniu mieszanina taka zestala się z wydzieleniem niewielkiej ilości cieczy nadmiarowej. Po zestaleniu suspensje uzyskują wysoką wytrzymałość na ściskanie, niską wodoprzepuszczalność i odporność na rozmakanie, co umożliwia wykorzystanie ich jako materiału izolacyjnego, konstrukcyjnego lub wypełniającego.<sup>10</sup>

Do transportu mieszanin popiołowo-wodnych stosuje się instalacje hydrotransportu grawitacyjnego. Na objętościowe natężenie przepływu w przypadku takich mieszanin mają wpływ następujące czynniki: parametry instalacji (głębokość, długość, nachylenie poszczególnych odcinków rurociągu, średnica rurociągu, rodzaj materiału rur transportowych) oraz parametry reologiczne hydromieszaniny.<sup>11</sup> Parametry reologiczne hydromieszanin zmieniają się w zależności od rodzaju popiołu lotnego, jak również od jego koncentracji w mieszaninie.<sup>12</sup>

Badania związane z reologią takich mieszanin stanowią istotny wkład w rozwój metod ich transportu do miejsca unieszkodliwiania. Zasadniczym celem badań wiskozymetrycznych jest ustalenie wartości parametrów reologicznych modelu opisującego odkształcenia (płynięcie materiałów). Wyniki badań przedstawia się na układzie współrzędnych naprężenie styczne ( $\tau$ ) jako funkcja prędkości deformacji ( $G_p$ ). Wykresy takie nazywamy krzywymi płynięcia bądź reogramami.<sup>13</sup>

Tiksotropia charakteryzuje ciecze, których własności reologiczne zależą od czasu i warunków ścinania (tworzą się pętle histerezy krzywych płynięcia). Zjawisko to określane jest również jako pamięć cieczy. Wynika ono z opóźnionego w czasie przystosowania się struktury mieszaniny do warunków przepływu.<sup>14</sup> Wzajemne interakcje pomiędzy cząsteczkami mieszanin i ich wpływ na zjawisko tiksotropii były przedmiotem licznych badań. Powszechnie stosowane modele reologiczne nie opisują tak zwanych efektów pamięci związanych z zależnością właściwości reologicznych od czasu.

W artykule przedstawiono rezultaty pomiarów wiskozymetrycznych, na podstawie których określa się cechy reologiczne mieszanin popiołowo-

<sup>9</sup> L. Stolecki, *Wpływ sposobów składowania odpadów paleniskowych w wyrobisku końcowym odkrywką Bełchatów na środowisko wodne*, [www.dbc.wroc.pl](http://www.dbc.wroc.pl) [17-04-2013].

<sup>10</sup> S. Jarema-Suchorowska, B. Kuczak, *Właściwości popiołów ...*, op. cit.

<sup>11</sup> F. Plewa, M. Popczyk, *Badanie parametrów reologicznych hydromieszanin wytwarzanych na bazie odpadów energetycznych*, „Polityka Energetyczna” 2008 t. 11, z. 1; [www.min-pan.krakow.pl](http://www.min-pan.krakow.pl) [17-04-2013].

<sup>12</sup> B. Malczewska i in., *Rheological characteristic of ash slurry originated from power plant*, „Polish Journal of Environmental Studies” 2012 t. 21, nr 5A, 2012, s. 292-296; F. Plewa, M. Popczyk, *Badanie parametrów ...*, op. cit.

<sup>13</sup> B. Malczewska i in., *Rheological characteristic ...*, op. cit.

<sup>14</sup> B. Bień, E. Soboniak, J. Bień, *The Effect of Thixotropy on the Rheological Characteristics of Industrial Sewage Sludge*, IWA Specialized Conference – Sustainable Sludge Management, State of the Art, Challenges and Perspectives, The Conference Proceedings, Moscow 2006, s. 137-143.

-wodnych (hydromieszanin). Prezentowane badania dotyczą zmian lepkości po tak zwanym okresie spoczynku (czyli po wymieszaniu składników mieszaniny). Zmiany te są skutkiem zjawiska tiksotropii, typowego dla tego typu układów dyspersyjnych.

## Cel i zakres

Przeprowadzone badania wiskozymetryczne miały na celu: określenie reologicznych właściwości mieszanin popiołowo-wodnych przez pomiar krzywych płynięcia,  $\tau$  (Gp), oraz dobór optymalnego modelu reologicznego reologicznego dla testowanych mieszanin.

W pomiarach wykorzystano wiskozymetr VT550 firmy Haake, który pozwala na pomiar naprężenia stycznego ( $\tau$ ) przy różnych wartościach prędkości deformacji (Gp). Urządzenie to wyposażone jest w cylindry współosiowe o różnych średnicach pomiarowych. Do pomiarów wykorzystano system pomiarowy MV2 o szerokości szczeliny pomiarowej 2,6 mm.

## Materiał i metody

Badany popiół pochodzi ze spalania węgla brunatnego w kotle energetycznym z paleniskiem niskoemisyjnym. Celem określenia własności reologicznych analizowanych popiołów przygotowano do badania mieszaniny popiołów i wody w różnych koncentracjach (Cs), w zakresie od Cs = 0,29% do Cs = 0,57%.

Pomiary wiskozymetryczne mieszanin popiołowo-wodnych przeprowadzono metodą bezpośredniego określania zależności między prędkością ścinania (Gp) a naprężeniem stycznym ( $\tau$ ). Ocenę badanych mieszanin dokonano w zakresie prędkości ścinania od 0 do 300 s<sup>-1</sup> tuż po wymieszaniu składników mieszaniny. Pomiary przeprowadzono w stałej temperaturze.

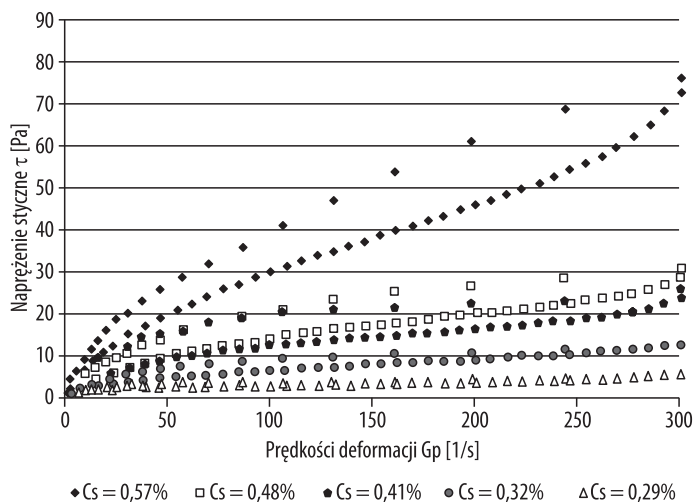
## Metody obliczeniowe

Dobór modelu reologicznego przeprowadzono, opierając się na wyznaczonych krzywych płynięcia zgodnie z metodyką podaną przez Czabana<sup>15</sup>. W przeprowadzonym eksperymencie do opisu krzywych płynięcia zastosowano cztery najczęściej stosowane modele reologiczne. Do analizy wybrano dwa modele dwuparametrowe (model potęgowy Ostwalda de Waele'a i model Binghama) oraz jeden model trójparametrowy (model Herschela – Bulkley'a). Szczegółowa metodyka obliczeniowa najlepiej dopasowanego modelu objęta jest oddzielnym opracowa-

<sup>15</sup> S. Czaban, *Wyznaczanie parametrów hydrotransportu rurowego reostabilnych mieszanin dwufazowych*, „Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu” 1987 nr 60.

Rysunek 1

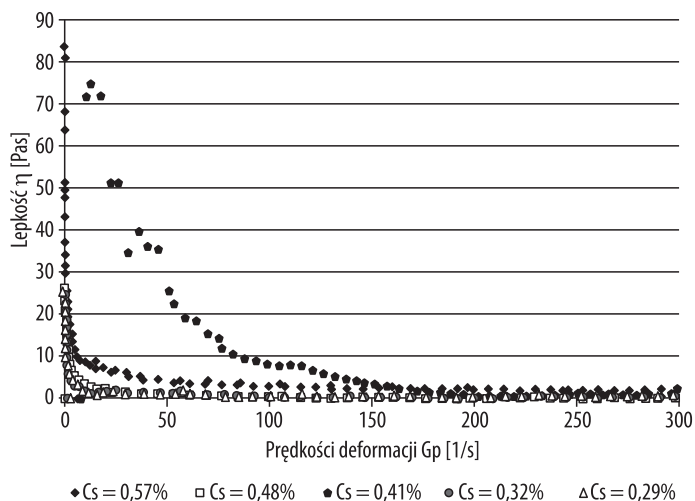
Krzywe płynięcia dla analizowanych mieszanin popiołowo-wodnych  
– zależność naprężenia stycznego w funkcji prędkości deformacji



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 2

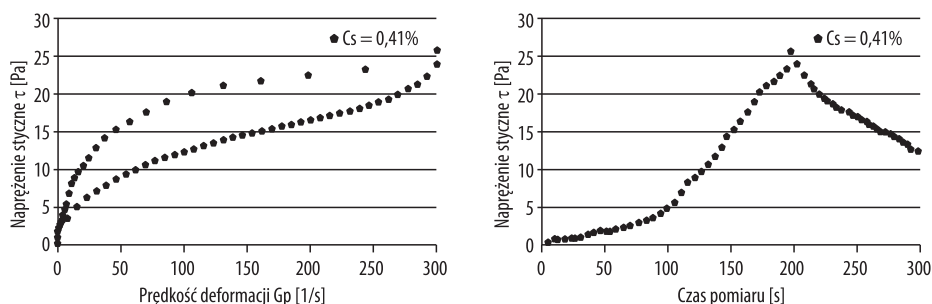
Krzywe płynięcia dla analizowanych mieszanin popiołowo-wodnych  
– zależność lepkości w funkcji prędkości deformacji



Źródło: opracowanie własne.

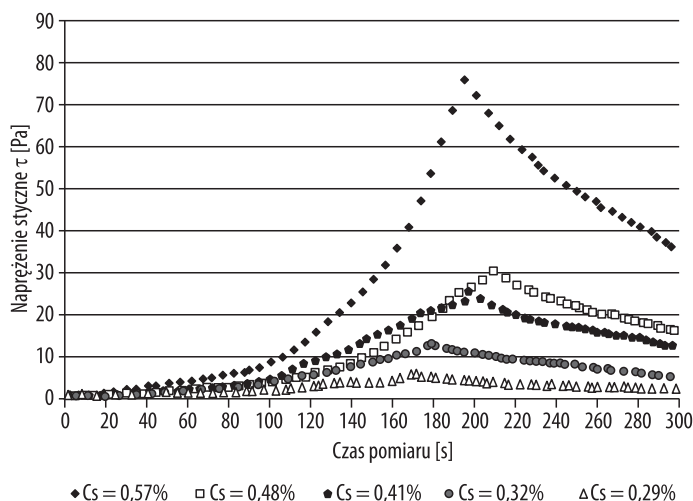


Rysunek 3  
Przykład pomierzonej pseudokrzywej płynięcia dla koncentracji  $C_s = 0,41\%$



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 4  
Algorytm zmian naprężenia stycznego w czasie



Źródło: opracowanie własne.

niem. Z przeprowadzonej analizy statystycznej wynika, iż większość badanych mieszanin dobrze opisuje jednowymiarowy model Newtona. Płyny newtonowskie charakteryzują się liniową zależnością naprężenia ścinającego ( $\tau$ ) od prędkości deformacji ( $G_p$ ). Jednakże większość modeli reologicznych opiera się na założeniu niezależności naprężeń stycznych od czasu trwania ścinania. W przypadku analizowanych mieszanin właściwości reologiczne wyraźnie zależą od szybkości ścinania (prędkości deformacji) oraz czasu ścinania, co jest charakterystyczne dla płynów tiksotropowych.

Jedną z najczęściej używanych metod do charakteryzowania tiksotropii jest test pętli histerezy. Metoda oszacowań stopnia tiksotropowego niszczenia

struktury polega na określeniu powierzchni wyznaczonej przez krzywe tworzące pętlę histerezy. Technika pętli histerezy została przedstawiona po raz pierwszy przez Greena i Weltmana.<sup>16</sup> Na rysunku nr 3 przedstawiono dla koncentracji  $C_s = 0,41\%$  zmiany krzywej płynięcia przy stopniowo rosnącej, a następnie malejącej prędkości ścinania. Jest to reprezentatywna próba dla wszystkich analizowanych koncentracji.

Zjawisko tiksotropii uzależnione jest od czasu i szybkości ścinania (rysunek 3), jak również od całkowitego czasu związania, czy też stopnia zestalenia mieszaniny w czasie (rysunek 4). Zatem przydatność popiołów do uszczelniania czy wykonania podsadzki może być określona na podstawie minimalnych proporcji masowych popiołu w stosunku do wody.

## Omówienie wyników badań

Prezentowane badania potwierdzają, iż reologiczne zachowanie się rozpatrywanych mieszanin popiołowo-wodnych uzależnione jest od koncentracji wagowej ( $C_s$ ).<sup>17</sup> Większość testowanych koncentracji dobrze opisuje jednowymiarowy model Newtona, z wyjątkiem koncentracji  $C_s = 0,57\%$ , dla której otrzymane krzywe płynięcia lepiej opisuje model Herschela – Bulkley'a. W przypadku analizowanych mieszanin lepkość maleje wraz ze wzrostem szybkości ścinania, gwałtowny spadek lepkości odpowiada maksymalnemu naprężeniu ścinającemu (rysunek 2).

Podczas pomiaru zaobserwowano, iż wartości naprężenia stycznego przy malejącej szybkości ścinania są mniejsze niż przy wzrastającej szybkości ścinania, co jest charakterystyczne dla cieczy tiksotropowych. Właściwości tiksotropowe mogą być mierzone w różny sposób. Najczęściej wykorzystuje się dwie metody obliczeniowe: metodę trapezów oraz metodę całkowania powierzchni wyznaczonej przez krzywe tworzące pętlę histerezy. Wyniki obliczeń są jednak zależne od przyjętej metody pomiaru, sposobu przygotowania materiału do badań, jak również od czasu trwania pomiaru.

Na podstawie uzyskanych krzywych płynięcia (uzyskanej pętli histerezy) wyliczono wskaźniki tiksotropii badanych mieszanin.<sup>18</sup> Do pomiarów brano pod uwagę czas mierzony od momentu przygotowania analizowanej mieszaniny (zarobienia próby) do wykonania pomiaru wiskozymetrycznego. Wartość liczbowa wskaźnika tiksotropii (WT) dla testowanych mieszanin wynosi od -24,46 do -52,32.

<sup>16</sup> G. Adamczyk, M. Sikora, M. Krystyjan, *Metody pomiaru właściwości tiksotropowych produktów żywnościowych*, „Żywność. Nauka. Technologia. Jakość” 2012 nr 3 (82), s. 19 – 34; [www.pttz.org](http://www.pttz.org) [17-04-2013]; H. Green, R. N. Weltman, *Equations of thixotropic breakdown for rotational viscometer*, „Industrial & Engineering Chemistry Analytical Edition” 1946 t. 43, s. 167-172.

<sup>17</sup> B. Malczewska i in., *Rheological characteristic ...*, op. cit.; F. Plewa, M. Popczyk, *Badanie parametrów ...*, op. cit.

<sup>18</sup> B. Malczewska i in., *Rheological characteristic ...*, op. cit.

Metoda określana jako test pętli histerezy pozwala jedynie na stwierdzenie występowania zjawiska tiksotropii bądź też nie.<sup>19</sup> Pętla histerezy nie jest równoznaczna z wystąpieniem zjawiska tiksotropii, ponieważ może się również pojawiać podczas badania materiałów lepko sprężystych.<sup>20</sup> Ponadto, w przypadku układów dwufazowych, tiksotropia jest określana jako miara niestabilności analizowanego układu<sup>21</sup>. Dlatego też przeciwdziała się temu poprzez modyfikacje fizyczne, chemiczne, biochemiczne lub poprzez różnego rodzaju dodatki.<sup>22</sup>

Aktualnie prowadzone są prace nad opracowaniem metodyki pomiaru mieszanin tiksotropowych. Zmiana metodyki pomiaru może istotnie wpływać na otrzymane krzywe płynięcia. Niektórzy autorzy proponują badanie takich hydromieszanin poprzez poddanie analizowanego materiału ścinaniu przy stałej prędkości deformacji przez czas do 1 minuty, a następnie pomiar krzywych płynięcia. Innymi spotykanymi metodami pomiaru tiksotropii są metoda skoku ścinania oraz metoda *start-up*. Wymienione metody zostały szczegółowo opisane w pracy<sup>23</sup>. Dodatkowo proponuje się stosowanie modyfikacji fizycznych celem określenia parametrów reologicznych i w dalszej kolejności określenia natężenia przepływu takich mieszanin. Zych<sup>24</sup> proponuje stosować technikę ultradźwiękową do badań właściwości reologicznych układów tiksotropowych, takich jak pasty. Brakuje uniwersalnej metody umożliwiającej jednoznaczne określenie występowania zjawiska tiksotropii, co powoduje trudności w bezpośredniej implementacji wyników badań.

Każdorazowo przed podjęciem decyzji o sposobie zagospodarowania popiołów przeprowadza się szczegółowe badania składu chemicznego i mineralnego. Jednakże transport hydrauliczny mieszanin popiołowo – wodnych może w przyszłości stanowić jeden z bezpieczniejszych sposobów transportu osadów do miejsca ich utylizacji. Dlatego też konieczne jest prowadzenie dalszych badań w celu określenia cech reologicznych mieszanin popiołowo – wodnych, gdyż mają one istotne znaczenie gospodarcze. Badania reologiczne mogą stanowić pomoc w wymiarowaniu instalacji pompowo-rurowych ciągu technologicznego transportującego mieszaniny popiołowo-wodne do miejsca ich utylizacji.

Wyznaczanie wpływu składu oraz warunków produkcji na zmiany lepkości przy różnych prędkościach ścinania oraz na czas odbudowy struktury (tiksotropia) jest jednym z zadań mających na celu optymalizację procesów przemysłowych.

<sup>19</sup> S. Bakier, *Metodyka badawcza określania podstawowych właściwości reologicznych płynów tiksotropowych*, „Inżynieria Rolnicza” 2000 t. 5, s.15-22.

<sup>20</sup> R. B. Bird, B. D. Marsh, *Viscoelastic Hysteresis. Part I. Model Predictions*, „Journal of Rheology” 1968 t. 12, nr 4.

<sup>21</sup> B. Bień, E. Soboniak, J. Bień, *The Effect of Thixotropy ...*, op. cit., s. 137-143.

<sup>22</sup> G. Adamczyk, M. Sikora, M. Krystyjan, *Metody pomiaru ...*, op. cit.

<sup>23</sup> Ibidem.

<sup>24</sup> J. Zych, *Zjawisko tiksotropii w układach węglowo-glinowych i wilgotnych masach formierskich, badania ultradźwiękowe*, „Archiwum Odlewnictwa” 2006 rocznik 6, nr 18 (2/2).

## Podsumowanie

Przeprowadzone badania wykazały, iż badane mieszaniny charakteryzują się strukturą tiksotropową. Zjawisko tiksotropii uzależnione jest od czasu i szybkości ścinania, jak również od całkowitego czasu związania, czy też stopnia zestalenia mieszaniny w czasie. Reologiczne zachowanie się mieszaniny popiołowo-wodnej uzależnione jest od koncentracji wagowej Cs. Przydatność popiołów do uszczelniania czy wykonania podsadzki może być określona na podstawie minimalnych proporcji masowych popiołu w stosunku do wody.

Wyniki przeprowadzonych badań mogą stanowić podstawę do obliczeń liniowych strat energii w trakcie przepływu mieszaniny przez rurociąg o przekroju kołowym.

*Autorzy pracy dziękują Narodowemu Centrum Nauki za finansowanie projektu 7553/B/T02/2011/40 Transport rurowy wysokozagęszczonych mieszanin.*

Iwona Kłosok-Bazan

## USUWANIE ŻELAZA WYSTĘPUJĄCEGO W POŁĄCZENIACH ORGANICZNYCH Z WÓD PODZIEMNYCH

---

Iwona Kłosok-Bazan, dr inż. — Politechnika Opolska

adres korespondencyjny:

Wydział Mechaniczny

Katedra Techniki Ciepłej i Aparatury Przemysłowej

ul. Mikołajczyka 5, 45-271 Opole

e-mail: i.klosok-bazan@po.opole.pl

### ELIMINATION OF IRON OCCURRING WITH ORGANIC COMPOUNDS FROM UNDERGROUND WATER

**SUMMARY:** The work presents the results of the research on elimination of iron co-existing with organic compounds in underground water. The results of this research show that water taken in Water Treatment Plant Zawada has a high iron concentration range from 7,6 g/m<sup>3</sup> to 10,50 g/m<sup>3</sup>, whereof about 30% is connected and occurs in soluble and colloidal organic complex. Additionally, the results of this research can say that some part of iron is surrounded by protective colloids with colloids charged oppositely to the iron charge. The effective method of water deironing is technological system containing aeration, coagulation in clarifier and rapid filtration.

**KEY WORDS:** iron, organic compounds, water treatment

---

## Wstęp

Wody podziemne, również te z głębokich pokładów wodonośnych, często zawierają wysokie stężenie żelaza, współwystępujące ze związkami organicznymi. Wspólne występowanie związków organicznych i jonów metali może prowadzić do powstania połączeń metaloorganicznych, których mechanizm powstawania nie jest, jak dotąd, jednoznacznie wyjaśniony. Za najczęściej występujące w wodach podziemnych związki organiczne uznawane są kwasy humusowe. Wiadomo, że metale, w tym żelazo, mogą łączyć się z kwasami humusowymi, tworząc związki kompleksowe lub chelatowe z grupami funkcyjnymi. W wyniku sorpcji mogą też powstawać połączenia kwasów humusowych z koloidalnymi cząstkami metali<sup>1</sup>. Powstawanie wyżej omawianych połączeń znacznie zwiększa intensywność barwy oraz utrudnia, a niekiedy uniemożliwia, utlenianie Fe(II) do Fe(III), co komplikuje proces odżelaziania wody.<sup>1</sup> Zarówno zalecenia WHO<sup>2</sup>, jak i wytyczne EPA<sup>3</sup> wskazują na konieczność usunięcia związków organicznych z wody przed procesem dezynfekcji, gdyż są one powszechnie uważane za prekursory ubocznych produktów dezynfekcji. Problem ten nie dotyczy tylko dezynfekcji chlorem, w wyniku której w wodzie powstają toksyczne THM-y. Obecność związków organicznych w wodzie poddawanej procesowi dezynfekcji z wykorzystaniem dwutlenku chloru prowadzi do powstania chlorynów i chloranów, które mogą powodować patologiczne zmiany we krwi, anemię i methemoglobinemię.<sup>4</sup> Z kolei podczas ozonowania substancje humusowe mogą prowadzić do powstania aldehydów, ketonów i furanów.<sup>5</sup> Badania wielu autorów potwierdzają celowość stosowania koagulacji jako skutecznej metody usuwania żelaza występującego w wodzie w połączeniach ze związkami organicznymi. Oprócz obniżenia ilości żelaza metoda ta pozwala na znaczne obniżenie ilości związków organicznych.<sup>6</sup>

<sup>1</sup> R. Ciupa, L. Dzienis, *Zastosowanie KMnO<sub>4</sub> i ClO<sub>2</sub> do usuwania organicznych form żelaza i manganu z wód podziemnych*, „Ochrona Środowiska” 1996 t. 18, nr 1, s. 25-26; I. Krupińska, M. Świderka-Bróż, *Wpływ substancji organicznych na usuwanie związków żelaza z wody w procesach utleniania i sedymentacji*, „Ochrona Środowiska” 2008 t. 18, nr 1, s. 25-26; M. Świderska-Bróż, *Usuwanie organicznych połączeń żelaza z wód podziemnych*, „Gaz, Woda i Technika Sanitarna” 1991 nr 1.

<sup>2</sup> *Guidelines for drinking-water quality, fourth edition*, World Health Organization 2011.

<sup>3</sup> *Enhanced Coagulation and Enhanced Precipitative Softening Guidance Manual*, Office of Water, EPA 815-R-99-012 May 1999.

<sup>4</sup> E. Zbieć, R.J. Dojlido, *Uboeczne produkty dezynfekcji wody*, „Ochrona Środowiska” 1999 t. 9, nr 93, s. 37-44.

<sup>5</sup> L. Ovelleiro, R. Gracia, J.L. Aragües, *Study of the Catalytic Ozonation of Humic Substances in Water and Their Ozonation Byproducts*, „Ozone: Science and Engineering” 1996 t. 18, nr 3, s. 195 – 208.

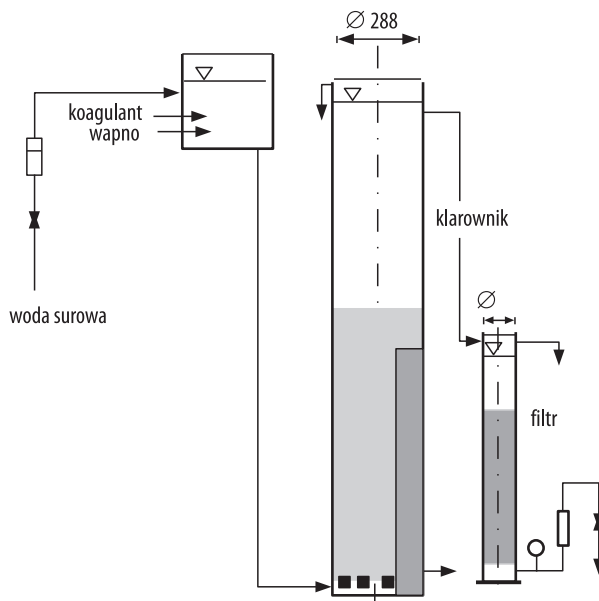
<sup>6</sup> J. Nawrocki, *Uzdatnianie wody. Procesy fizyczne, chemiczne i biologiczne*, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa 2010; I. Kłosok-Bazan *The Impact of a Flocculent Type on Effectiveness of Organic Substances Elimination from Undergrounds Waters*, „Polish Journal of Environmental Studies” 2007 t. 16, nr 3B, s. 228-231; A. Kowal, M. Świderska-Bróż, *Oczyszczanie wody. Podstawy teoretyczne i technologiczne, procesy i urządzenia*, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa 2007.

## Cel i zakres badań

Celem badań jest określenie skuteczności usuwania żelaza współwystępującego w wodzie ze związkami organicznymi. Badania prowadzono w skali ułamkowo-technicznej w układzie technologicznym składającym się z napowietrzania, koagulacji w klarowniku i filtracji. Koagulację prowadzono z wykorzystaniem wstępnie zhydrolizowanego polichlorosiarczanu glinu. Utrzymanie odpowiedniego pH zapewniało dozowanie wapna. Do badań użyto wody podziemnej ujmowanej w Zawadzie koło Opola. Wykonane stanowisko badawcze składało się ze zbiornika wyrównawczego, klarownika, filtra oraz pomp dozujących reagenty i rotametrów z zaworami do regulacji przepływu (rysunek 1).

Zasadniczym elementem układu był klarownik wykonany z 2 rur o średnicy wewnętrznej 288 mm i długości 2 metry, spiętych kołnierzem. Równomierny rozdział wody wymuszała płyta drenażowa zainstalowana w dolnej części urządzenia. Utrzymanie osadu i odprowadzenie jego nadmiaru zapewniał zagęszczacz przy bocznej ścianie klarownika. Krawędź przelewowa zagęszczacza znajdowała się na wysokości 1,8 m, co umożliwiało utrzymanie 1,8-2,0 - metrowej warstwy osadu. Do badań wykorzystywano pierwszy proces jednostkowy stosowany w układzie technologicznym – napowietrzanie. Układ badawczy zasilano wodą z aeratorów technicznych, natężenie przepływu regulowano rotametrem. Woda dopływała do zbiornika wyrównawczego, spełniającego jednocześnie

Rysunek 1  
Schemat układu badawczego



Źródło: opracowanie własne.

funkcję komory mieszania reagentów. Proces koagulacji prowadzono z wykorzystaniem polichlorosiarczanu glinu w dawce  $1 \text{ mg/dm}^3$  i wapna w dawce  $20 \text{ mg/dm}^3$ . Z komory woda z reagentami dopływała do klarownika. Cykl badawczy obejmował najpierw wytworzenie warstwy osadu w klarowniku do wysokości krawędzi przelewowej. Po ustabilizowaniu się warunków pracy klarownika włączano filtr. Prędkość filtracji ustalano kolejnym rotametrem. Straty ciśnienia filtracyjnego mierzono manometrem zainstalowanym przed rotametrem. Podczas wytwarzania osadu w klarowniku i po włączeniu filtrów co 3 godziny pobierano próby wody odpływającej z klarownika i po filtrze. Zakres analiz obejmował następujące oznaczenia: pH, barwa, mętność, żelazo, glin pozostały oraz związki organiczne wyrażane jako utlenialność i OWO. Dodatkowo wykonywano analizy stężenia związków humusowych. Analizy wykonano zgodnie z obowiązującymi normami.

## Jakość wody surowej

Przedmiotem badań była woda z pokładów czwartorzędowych ujmowana w Zawadzie koło Opola. Charakteryzowała się ona wysokim stężeniem żelaza, wahającym się w okresie badawczym w granicach od  $7,6 \text{ g/m}^3$  do  $10,50 \text{ g/m}^3$ . Wykonane oznaczenie utlenialności wykazało obecność związków organicznych w ilości od 3,2 do  $4,8 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ . Z analitycznej kontroli ilości ogólnego węgla organicznego wynika, że ilość związków organicznych mierzona jako OWO wahała się od 2,1 do  $2,5 \text{ mgC/dm}^3$ . Wyniki analiz na zawartość związków humusowych (wg Hermanowicza) wykazują, że w omawianej wodzie podziemnej występują związki humusowe w ilości około  $6 \text{ mg/dm}^3$ . Zaprezentowane powyżej wyniki wskazują jednoznacznie na wysoki poziom żelaza i stosunkowo niewielkie stężenie związków organicznych. Niemniej jednak znacząca dla omawianej wody okazała się specjacja form żelaza. Szczegółowa analiza form występowania związków żelaza wykazała, że około 66% żelaza występuje w wodzie w formie jonowej, 3% w formie zawiesiny, natomiast reszta jest związana i występuje w postaci rozpuszczonych i koloidalnych kompleksów. Dodatkowo, na podstawie badań, można wnioskować, że część żelaza występującego w postaci jonowej otoczona jest koloidami ochronnymi o znaku przeciwnym do ładunku żelaza, co w znacznym stopniu utrudnia proces odżelaziania. Charakterystyczną cechą wody jest jej wizualna czystość bezpośrednio po poborze. Jednak w czasie kontaktu z powietrzem atmosferycznym w analizowanej wodzie obserwuje się pojawianie charakterystycznego żółtobrunatnego zabarwienia pochodzącego od utlenionych związków żelaza oraz mętności spowodowanej strąceniem się części związków żelaza trójwartościowego. Nie dochodzi jednak do tworzenia się kłaczków łatwych do zatrzymania w procesie sedymentacji czy filtracji. Obserwacje te potwierdzają analizy barwy i mętności wykonane w wodzie po procesie napowietrzania. Barwa wody wahała się w granicach  $155\text{--}198 \text{ g Pt/m}^3$ , a mętność przyjmowała wartości z przedziału 35-40 NTU.



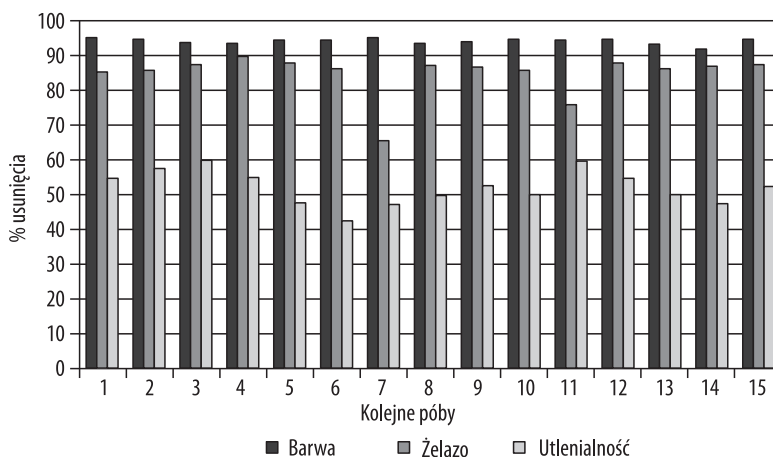
## Omówienie wyników badań

Analizując skuteczność procesu koagulacji w usuwaniu żelaza współwystępującego w wodzie ze związkami organicznymi, stwierdzono wysoki stopień usunięcia żelaza, wahający się w granicach 75-90%, jak i zadowalający stopień usunięcia związków organicznych - 42-60%.

Proces okazał się bardzo skuteczny, biorąc pod uwagę stopień usunięcia barwy. We wszystkich badanych próbach skuteczność usuwania barwy wynosiła ponad 90%. Skuteczność usuwania barwy, żelaza i związków organicznych w procesie koagulacji w klarowniku zaprezentowano na rysunku 2. Porównując uzyskane wyniki z danymi uzyskanymi z badań w klasycznym układzie koagulacji składającym się z komory szybkiego mieszania, komory wolnego mieszania i osadnika, należy stwierdzić, że zastosowanie warstwy osadu zawieszonego zwiększa zarówno skuteczność usuwania żelaza, jak i związków organicznych.

Analiza statystyczna uzyskanych danych, wykonana metodą najmniejszych kwadratów, wskazuje na brak korelacji pomiędzy stopniem usuwania żelaza i stopniem usuwania związków organicznych (rysunek 3). Brak powiązania pomiędzy stopniem usuwania żelaza i stopniem usuwania związków organicznych potwierdza tezę, że tylko część związków organicznych występowała w postaci połączeń żelazoorganicznych, a w badanej wodzie znajdują się zarówno nieorganiczne związki żelaza, jak i inne związki organiczne niezwiązane z żelazem.

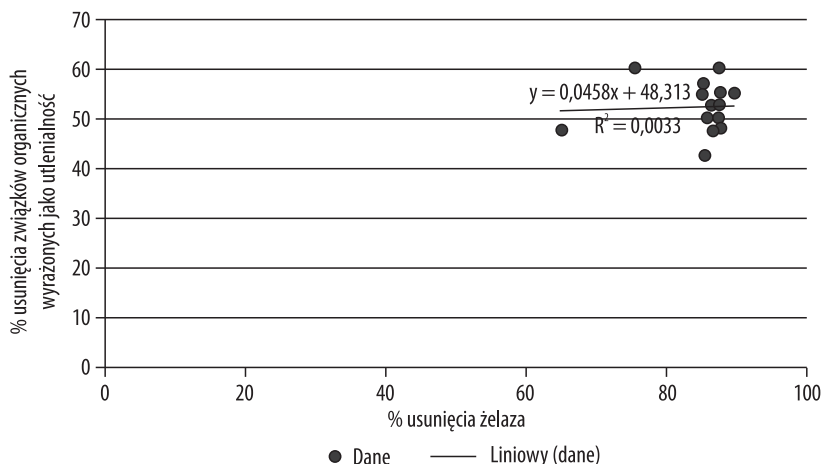
Rysunek 2  
Skuteczność usuwania barwy, żelaza i związków organicznych w procesie koagulacji w klarowniku



Źródło: opracowanie własne.

## Rysunek 3

Zależność pomiędzy stopniem usuwania żelaza oraz stopniem usuwania związków organicznych wyrażonych jako utlenialność



Źródło: opracowanie własne.

## Tabela 1

Jakość wody uzdatnionej w odniesieniu do żelaza i związków organicznych

| Parametr jakości | Jednostka                            | Wartość     |
|------------------|--------------------------------------|-------------|
| Barwa            | [g Pt/ m <sup>3</sup> ]              | 0 – 2       |
| Mętność          | [NTU]                                | 0 – 3       |
| Żelazo           | [g Fe/ m <sup>3</sup> ]              | 0,07 – 0,15 |
| Utlenialność     | [g O <sub>2</sub> / m <sup>3</sup> ] | 1,4 – 2,8   |
| OWO              | [g C/ m <sup>3</sup> ]               | 1,2 – 1,9   |
| Związki humusowe | [g / m <sup>3</sup> ]                | 0,09 – 1,01 |

Źródło: opracowanie własne.

Pomimo wysokiej skuteczności procesu jakości wody po klarowniku nie spełniała norm określonych w rozporządzeniu Ministra Zdrowia<sup>7</sup> w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Analizy jakości wody odpływającej z klarownika wykazywały obecność żelaza w ilościach od 0,9 g Fe/m<sup>3</sup> do 3,12 g/Fe m<sup>3</sup> przy barwie około 10 g Pt/m<sup>3</sup>, mętności wahającej się od 10 – 15 NTU i utlenialności w granicach 1,6 – 2,1 gO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>. Skuteczne usuwanie pozostałości żelaza z wody po procesie koagulacji zapewnił proces filtracji. Wyniki badań jakości wody po procesie filtracji zaprezentowano w tabeli 1.

<sup>7</sup> Rozporządzenia Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz.U. nr 61 poz. 417 z późn. zm.).

## Podsumowanie

Badana woda wykazywała wysokie stężenia żelaza oraz stosunkowo niewielkie stężenia związków. Niemniej jednak obecność niewielkiej ilości związków organicznych skutecznie zakłócała proces odżelaziania, gdyż wytrącone po procesie napowietrzania koloidy nie poddawały się usuwaniu w klasycznym układzie technologicznym składającym się z napowietrzania, sedymentacji i filtracji.

Badania nad usuwaniem żelaza współwystępującego ze związkami organicznymi wskazują na dużą skuteczność procesu koagulacji zarówno w usuwaniu żelaza, jak i związków organicznych. Przy czym nie wykazano żadnej korelacji pomiędzy skutecznością usuwania żelaza i skutecznością usuwania związków organicznych. Należy również zaznaczyć, że jakość wody po procesie koagulacji nie kwalifikuje jej do bezpośredniego wykorzystania na cele zaopatrzenia ludności, gdyż stężenia żelaza w wodzie po klarowniku wahały się w granicach od 0,9 g Fe/m<sup>3</sup> do 3,12 g/Fe m<sup>3</sup>.

Uzyskanie jakości wody zgodnej z rozporządzeniem Ministra Zdrowia w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi możliwe było dzięki zastosowaniu filtracji po procesie koagulacji.



Ryschka Joanna • Rak Adam

## HYBRYDOWY PROCES BIOLOGICZNEGO OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW W ZŁOŻU TARCZOWYM NAPĘDZANYM POWIETRZEM

---

Joanna Ryschka, mgr inż. – Politechnika Opolska  
Adam Rak, dr hab. inż., prof. PO – Politechnika Opolska

adres korespondencyjny:  
Wydział Mechaniczny  
Katedra Techniki Ciepłej i Aparatury Przemysłowej  
ul. St. Mikołajczyka 5, 45-271 Opole  
e-mail: j.ryschka@doktorant.po.edu.pl

Wydział Budownictwa  
Katedra Inżynierii Systemów i Procesów Budowlanych  
ul. St. Mikołajczyka 5, 45-271 Opole  
e-mail: a.rak@po.opole.pl

### HYBRID BIOLOGICAL WASTEWATER TREATMENT PROCESS IN AIR DRIVEN ROTATING BIOLOGICAL CONTACTOR

**SUMMARY:** This paper presents preliminary results of study on a rotating biological contactor model driven by compressed air. Biological wastewater treatment in this model takes place both using activated sludge and biofilm settled on the discs. In order to check the effectiveness of treatment, rate of COD was determined. As a result of tests it was found that the average COD removal efficiency using hybrid technology was 85%, while using only the biofilm this value was 33%. Biofilm grows on rotating discs, while, as a result of the chamber aeration, activated sludge is formed. The calculated contribution of the biofilm in the wastewater treatment by a hybrid process was approximately 50%. The results of preliminary studies have shown that the efficiency of wastewater treatment working on a hybrid model of rotating biological contactor driven by compressed air, using in the treatment a method of activated sludge and fixed biofilm, is higher than the biological wastewater treatment using only rotating discs.

**KEY WORDS:** biological wastewater treatment, rotating biological contactor, activated sludge, biofilm

---

## Wstęp

Wraz ze wzrostem powierzchni obszarów zasiedlonych przez ludzi zachodzi potrzeba oczyszczania większej ilości ścieków. W dodatku bardzo często ograniczona dostępna przestrzeń uniemożliwia budowę nowych obiektów oczyszczalni ścieków. Czynniki te bardzo często prowadzą do konieczności przebudowy/modernizacji istniejących obiektów. W istniejących oczyszczalniach biologiczny stopień oczyszczania ścieków uzyskiwany jest za pomocą metody osadu czynnego lub złoż biologicznych. Najczęściej jednak wykorzystywany jest proces osadu czynnego. Aby zwiększyć wydajność istniejących systemów osadu czynnego, należałoby zwiększyć ilość biomasy w zbiorniku napowietrzającym, co może skutkować nadmiernym obciążeniem osadnika wtórnego.

W ostatnich latach zaproponowano połączenie technologii osadu czynnego z technologią złoża biologicznego - tworzące hybrydowe bioreaktory. W systemach tych biomasa występuje zarówno w postaci zawieszonej – kłaczkosy osadu czynnego, jak i osiadłej – błona biologiczna. W ten sposób możliwe jest uzyskanie większego stężenia biomasy w zbiorniku napowietrzania bez znaczącego obciążenia osadnika wtórnego. Najczęściej spotykane bioreaktory hybrydowe tworzone są poprzez dodanie ruchomych nośników do zbiornika napowietrzanego i są nazywane hybrydowymi ruchomymi złożami (HMBBR<sup>1</sup>). Istnieją również mniej popularne bioreaktory hybrydowe, w których podłożem dla rozwoju błony biologicznej jest złoż obrotowe lub złoż zanurzone. Istotną cechą technologii hybrydowej jest to, że biomasa w postaci osadu czynnego i błony biologicznej występuje w tym samym bioreaktorze. W układach tych wartości obciążeń są odniesione do pojemności reaktora<sup>2</sup>. W pracy<sup>3</sup> badacze porównali reaktory MBBR<sup>4</sup> z reaktorami HMBBR.

W reaktorach hybrydowych proces oczyszczania prowadzony jest przy niższym stężeniu tlenu rozpuszczonego w porównaniu do reaktorów MBBR, co jest zaletą technologii hybrydowej. Natomiast wadą jest konieczność recyrkulacji osadu czynnego. W przypadku reaktorów porcjowych typu MBSBBR<sup>5</sup> pracujących w technologii hybrydowej zanotowano również różnicę w stężeniu tlenu rozpuszczonego. Zauważono także, że hybrydowe reaktory MBBR znajdują zastosowanie w usuwaniu związków organicznych, prowadzeniu procesu nitryfikacji, a także w zintegrowanym usuwaniu węgla, azotu i fosforu. Należy również wskazać, że reaktory MBSBBR mają zastosowania zarówno w klasycznych zło-

<sup>1</sup> Z ang. *Hybrid Moving Bed Biofilm Reactor* – hybrydowe złożo ruchome.

<sup>2</sup> M. Zubrowska-Sudoł, A. Jasińska, *Podział reaktorów ze złożem ruchomym*, „Gaz, Woda i Technika Sanitarna” 2007 nr 3, s. 29.

<sup>3</sup> Ibidem.

<sup>4</sup> Z ang. *Moving Bed Biofilm Reactor* – złożo ruchome z przepływem ciągłym.

<sup>5</sup> Z ang. *Moving Bed Sequencing Batch Biofilm Reactor* – złożo ruchome z przepływem porcjowym.

zach ruchomych, jak i hybrydowej technologii. W pracy<sup>6</sup> autorzy wskazali na różnicę pomiędzy klasyczną technologią złożów ruchomych a technologią hybrydową. W przypadku ruchomych złożów biologicznych (MBBR) konieczna jest recyrkulacja osadu. W publikacji tej badacze na modelu pilotażowym przedstawili różnice pomiędzy hybrydowym reaktorem ze złożem ruchomym a systemem z osadem czynnym. W czasie badań zwiększono dwukrotnie obciążenie hydrauliczne reaktora ze złożem hybrydowym. Aby zachować trwałą błonę biologiczną w systemie HMBBR, utrzymywano na stałym poziomie stężenie osadu w zbiornikach napowietrzanych. Wyniki badań pokazały wysoką zdolność oczyszczania w systemie HMBBR w zakresie usuwania materii organicznej i azotu amonowego. Pomimo zwiększonego obciążenia hydraulicznego w systemie HMBBR oba systemy wykazały podobną wydajność w usuwaniu zanieczyszczeń organicznych i azotu. W pracy<sup>7</sup> pokazano możliwość zastosowania hybrydowych reaktorów przy modernizacji dużych oczyszczalni ścieków. Badania zostały przeprowadzone na bazie symulacji modelowej na pilotażowej oczyszczalni w systemie HMBBR. Wyniki symulacyjnych badań wykazały, że maksymalna przepustowość, którą osiągnąć można w zmodernizowanych oczyszczalniach w systemie HMBBR, wynosi nawet 1 mln RLM.

Wiele badań prowadzono pod kątem określenia korzyści wynikających z zastosowania złoża ruchomego pracującego w technologii hybrydowej, ustalając ograniczenia pojemności bioreaktorów<sup>8</sup> oraz efektywność mieszania i natlenienia w komorach ze złożem ruchomym.<sup>9</sup> Określono sposoby wyznaczania objętości komór w hybrydowym systemie złoża ruchomego oraz przeanalizowano wpływ wybranej metody na dokładność wyniku. Ustalono, że przy obliczeniu objętości czynnej komory konieczne jest uwzględnienie utraty jej objętości wywołanej wprowadzeniem wypełnienia złoża ruchomego.<sup>10</sup>

Hybrydowa technologia oczyszczania ścieków jest wykorzystana w reaktorze oczyszczalni ścieków typu „Trybio”. Zastosowano w nim połączenie technologii osadu czynnego z zanurzonym złożem biologicznym. System ten szczególnie zalecany jest w przydomowych oczyszczalniach ścieków. Badania prowadzone przez Marzec i Jóźwiakowskiego<sup>11</sup> wykazały możliwość uzyskania wysokiego stopnia

<sup>6</sup> D. Di Trapani, G. Mannina, M. Torregrossa, G. Viviani, *Comparison between hybrid moving bed biofilm reactor and activated sludge system: a pilot plant experiment*, IWA Publishing, „Water Science & Technology” 2010 t. 61, nr 4, s. 891.

<sup>7</sup> G. Mannina, G. Viviani, *Hybrid moving bed biofilm reactors: an effective solution for upgrading a large wastewater treatment plant*, IWA Publishing, „Water Science & Technology” 2009 t. 60, nr 5, s. 1103.

<sup>8</sup> J. Podedworna, M. Żubrowska-Sudoł, *Możliwość ograniczenia wielkości reaktorów biologicznych poprzez zastosowanie złoża ruchomego*, „Gaz, Woda i Technika Sanitarna” 2006 nr 3, s. 19.

<sup>9</sup> J. Borowski, *Ogólne uwarunkowania efektywności mieszania i natleniania w małych reaktorach ze złożem ruchomym*, „Gaz, Woda i Technika Sanitarna” 2007 nr 11, s. 24.

<sup>10</sup> A. Grajlich, *Ocena wpływu sposobu wymiarowania hybrydowych systemów złoża ruchomego i osadu czynnego IFAS na projektowaną wielkość bioreaktora*, „Gaz, Woda i Technika Sanitarna” 2011 nr 4, s. 141.

<sup>11</sup> M. Marzec, K. Jóźwiakowski, *Skuteczność usuwania zanieczyszczeń w hybrydowej oczyszczalni ścieków typu TRYBIO – badania wstępne*, „Gaz Woda i Technika Sanitarna” 2011 nr 10, s. 376.

usuwania zanieczyszczeń organicznych i zawiesin ogólnych. Zauważono, że reaktor hybrydowy, w którym wykorzystano połączenie metody osadu czynnego i złoża biologicznego zanurzonego typu Trybio, może być korzystną alternatywą dla aktualnie stosowanych systemów przydomowych oczyszczalni ścieków.

Przykładem zastosowania połączonej technologii osadu czynnego z obrotowym złożem biologicznym są badania wykonane przez J. L. Su i C.F. Ouyanga.<sup>12</sup> W badaniach zajęto się szczególnie efektywnością usuwania związków biogenych w połączonym procesie osadu czynnego i błony biologicznej. W badaniach tych złoża obrotowe napędzane mechanicznie umieszczono w zbiorniku beztlenowym, anoksyicznym oraz tlenowym, tworząc modyfikację procesu A2/O, którą nazwano procesem TNCU.<sup>13</sup> Wyniki badań wykazały efektywność usuwania BZT<sub>5</sub>, dla całego układu wynoszącą ponad 96%, usuwania azotu całkowitego wynoszącą 70% oraz usuwania fosforu - 96%.

Na rynku występuje wiele rozwiązań napędu złożów tarczowych. Przykładem może być reaktor biologiczny typu Stählermatic®, zaprojektowany do oczyszczania ścieków o przepustowości od 5 do 60 RLM.<sup>14</sup> W biologicznej komorze reaktora znajduje się konstrukcja z rur PCV, na której jest zawieszono obrotowe złoża tarczowe. W czasie normalnej pracy jest ono zanurzone w mieszaninie ścieków i osadu czynnego do około 75% swojej średnicy. Powietrze doprowadzane jest do dna komory, napędza złoża obrotowe i jednocześnie napowietrza komorę osadu czynnego. Napęd jest osiągany za sprawą siły wyporu, która powstaje, gdy powietrze podawane na dno komory zamykane jest wewnątrz wyprofilowanych przestrzeni między tarczami. E. Kempa w pracy<sup>15</sup> opisuje specjalną konstrukcję złożów obrotowych, różniącą się od typowych rozwiązań. W zbiorniku są umieszczone rotory z nasadkami koszykowymi lub rurowymi, które obracają się w mieszaninie ścieków i osadu czynnego. W czasie obrotów rotorów następuje zamknięcie powietrza atmosferycznego w nasadkach znajdujących się na obwodzie rotorów, które podczas zanurzenia wprowadzane jest do ścieków z osadem czynnym. Nasadki są również miejscem narastania błony biologicznej, która jest natleniana w ten sam sposób. Rotor oprócz funkcji napowietrzania służy także jako obrotowe złożo biologiczne, przyczyniając się do wzrostu efektywności rozkładu zanieczyszczeń. Autor wymienia szereg zalet opisanego systemu. Należą do nich: duża powierzchnia dla wytworzenia błony biologicznej, podwyższony wiek osadu, intensywne napowietrzanie, równomierne mieszanie zawartości komory oraz niższe koszty budowy i eksploatacji. Podobną modyfikację złoża obrotowego zaproponowała Kania-Surowiec w pracy.<sup>16</sup>

<sup>12</sup> C.F. Su J. L., Ouyang, *Nutrient removal using a combined process with activated sludge and fixed biofilm*, „Water Science and Technology” 1996 t. 34, nr 1-2, s. 477.

<sup>13</sup> Z ang. *Taiwan National Central Process*; proces został opracowany i zmodyfikowany w National Central University, Taiwan.

<sup>14</sup> Katalog firmy Aquamatic Sp. z o.o., *Opis technologii STM dla oczyszczalni przydomowych*.

<sup>15</sup> E.S. Kempa, *Oczyszczanie ścieków na obrotowych złożach tarczowych z samorzutnym napowietrzaniem*, „Ekotechnika” 2001 nr 3, s. 22.

<sup>16</sup> I. Kania-Surowiec, *Złoża biologiczne w oczyszczaniu ścieków z recyklingu tworzyw sztucznych*, „Inżynieria Ekologiczna” 2013 nr 32, s. 74.

Efektywność oczyszczania ścieków na typowych złożach tarczowych jest dość zróżnicowana. Z badań przeprowadzonych przez Ignatowicz i Puchlik<sup>17</sup> na kontenerowej oczyszczalni ścieków typu KOS-2 wynika, że największe obniżenie BZT<sub>5</sub> oraz ChZT wynosiło odpowiednio 95,2% i 90,1%. Efektywność usuwania azotu amonowego wynosiła 93,6%. Zawartość fosforanów zmniejszyła się o 77,5%, natomiast fosforu ogólnego o 74,4%.

Prowadzono także badania nad zwiększeniem usuwania azotanów na złożu tarczowym. Rodziewicz i in.<sup>18</sup> badali efektywność procesu poprzez elektrolityczne wspomaganie denitryfikacji na czterostopniowym złożu tarczowym. Badania wykazały wyższą efektywność usuwania związków azotu w układzie z przepływem prądu w porównaniu z warunkami konwencjonalnymi. Podobne badania<sup>19</sup>, zastosowania obrotowych złoż biologicznych z procesem elektrolitycznie wspomaganą denitryfikacji do oczyszczania wód poprodukcyjnych z akwakultury ryb, wykazały około 30% wyższą efektywność usuwania utlenionych form związków azotu oraz ponad 40% wyższą sprawność redukcji ChZT. Obrotowe złoż biologiczne z napędem powietrznym znalazło zastosowanie w systemie recyrkulacji wody w hodowli ryb tilapii. Badania prowadzone przez Brazila<sup>20</sup> wykazały, że średnia efektywność usuwania amoniaku wynosiła 31,5%. Natomiast poziom rozpuszczonego węgla organicznego zmniejszał się średnio o 6,6%.

Z przeglądu piśmiennictwa wynika, że wciąż jest jeszcze niewiele rozwiązań technologiczno-technicznych umożliwiających jednoczesne prowadzenie procesu oczyszczania ścieków w systemie hybrydowym, czyli na złożach tarczowych i osadzie czynnym. Zastosowanie napędu pneumatycznego złoż tarczowych nie tylko może podnieść efektywność energetyczną procesu, lecz także zapewnić skuteczne usuwanie materii organicznej i związków azotu.

## Metodyka badań

Badania autorskie przeprowadzono w laboratoryjnym modelu złoża tarczowego napędzanego powietrzem, pracującego w technologii hybrydowej. W zbiorniku wykonanym ze szkła o pojemności czynnej 35,8 dm<sup>3</sup> umieszczono zespół tarcz oraz rurowy układ napowietrzający. Jako podłoże dla osiadania błony biologicznej użyto sześciu tarcz z tworzywa sztucznego o średnicy 250 mm osadzo-

<sup>17</sup> K. Ignatowicz, M. Puchlik, *Złoża biologiczne jako alternatywa oczyszczania małych ilości ścieków*, Śródkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska, „Rocznik Ochrona Środowiska” 2011 t. 13, s. 1385.

<sup>18</sup> J. Rodziewicz, U. Filipkowska, K. Sominka, *Badania nad elektrolitycznym wspomaganiem procesu denitryfikacji w biologicznym złożu tarczowym*, Śródkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska, „Rocznik Ochrona Środowiska” 2010 t. 12, s. 835.

<sup>19</sup> J. Rodziewicz, U. Filipkowska, W. Janczukowicz, *Zastosowanie tarczowych złoż biologicznych do oczyszczania ścieków z hodowli ryb*, Śródkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska, „Rocznik Ochrona Środowiska” 2011 t. 13, s. 1233.

<sup>20</sup> B.L. Brazil, *Performance and operation of rotating biological contactor in a tilapia recirculating aquaculture system*, „Aquacultural Engineering” 2006 nr 34, s. 261.



Tabela 1  
Skład syntetycznych ścieków użytych w badaniach

| Nazwa związku                   | Ilość [g/dm <sup>3</sup> ] |
|---------------------------------|----------------------------|
| Mleko w proszku odtłuszczone    | 0,310                      |
| Glukoza                         | 0,307                      |
| NH <sub>4</sub> Cl              | 0,109                      |
| K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> | 0,050                      |
| KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> | 0,020                      |
| NaCl                            | 0,008                      |
| MgSO <sub>4</sub>               | 0,002                      |
| CaCl <sub>2</sub>               | 0,007                      |

Źródło: opracowanie własne.

nych na poziomym wale. Powietrze doprowadzane do perforowanej rury o średnicy 0,5 cala umieszczonej na dnie komory napędza złoże obrotowe i jednocześnie napowietrza komorę osadu czynnego. Obroty tarcz uzyskano za sprawą siły wyporu, która powstaje, gdy powietrze wydobywające się z perforowanej rury zamykane jest wewnątrz wyprofilowanych przestrzeni między tarczami. Dodatkową funkcją układu napowietrzającego było dostarczenie tlenu niezbędnego dla rozwoju mikroorganizmów osadu czynnego i błony biologicznej. Obiekt pracował przy zanurzeniu powierzchni tarcz wynoszącym około 75%, ze średnią prędkością obrotową równą 6,8 obr./min. Okres wpracowania złoża trwał 3 tygodnie, podczas którego po zaszczepieniu osadem czynnym z oczyszczalni ścieków w Opolu dostarczano do układu syntetyczne ścieki w celu uzyskania przyrostu biomasy. Skład syntetycznych ścieków zestawiono w tabeli 1.

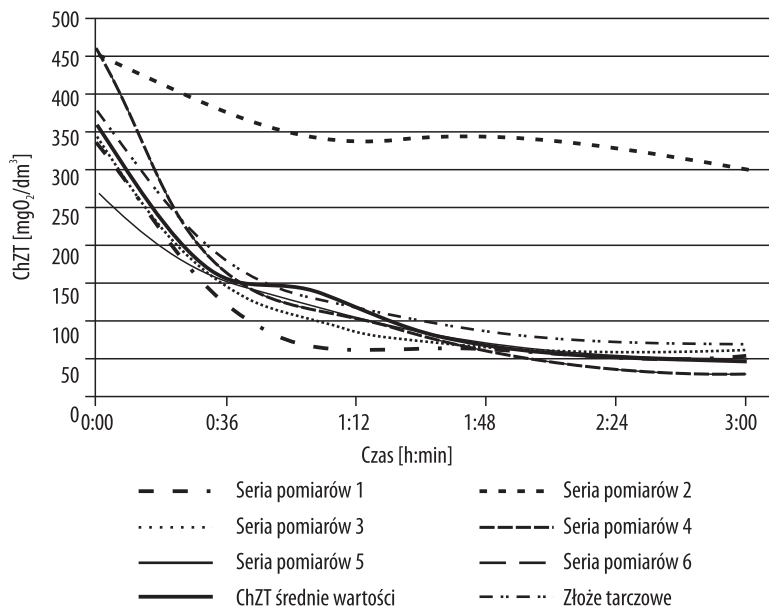
Badania wykonywano od 22 listopada 2011 roku do 6 stycznia 2012 roku. Podczas badań oznaczano zawartość tlenu rozpuszczonego metodą Winklera oraz wartość ChZT metodą nadmanganianową. Istotnym elementem badań było sprawdzanie charakteru błony biologicznej. W tym celu wykonano oznaczenie ChZT według ustalonych procedur dla oczyszczania za pomocą złóż tarczowych, po wcześniejszym usunięciu ze zbiornika osadu czynnego i uzupełnieniu całości czystą wodą. W okresie badawczym obserwowano również ogólne warunki pracy całego układu, łącznie z obserwacją mikroskopową charakteru osadu czynnego.

## Wyniki badań

Wyniki badań w kolejnych dniach pomiarowych zestawiono na rysunku 1. Analizując średnie wartości, zauważono, że wartość ChZT zmniejszała się z 357 mgO<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup> do wartości 52 mgO<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>.

Rysunek 1

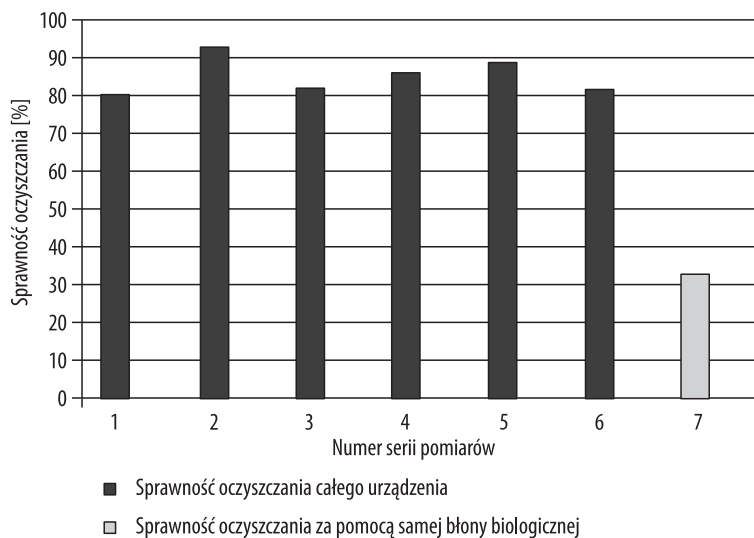
Zmiany wskaźnika ChZT w zależności od czasu napowietrzania złoża



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 2

Sprawność oczyszczania na urządzeniu – redukcja ChZT



Źródło: opracowanie własne.

Na podstawie uzyskanych wyników obliczono efektywność usuwania ChZT dla poszczególnych sześciu serii pomiarów oraz dla pomiarów przy oczyszczaniu za pomocą samych złóż tarczowych (błony biologicznej). Efektywność usuwania ChZT przedstawiono na rysunku 2. Średnia efektywność usuwania ChZT dla hybrydowej technologii wynosiła 85%, natomiast dla technologii złoża biologicznego tarczowego 33%.

Celem obliczenia udziału błony biologicznej w usuwaniu ChZT za pomocą technologii hybrydowej wykorzystano średnią wartość obniżenia ChZT wynoszącą  $305 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ , uzyskaną w technologii hybrydowej, oraz wartość obniżenia ChZT wynoszącą  $150 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ , uzyskaną dla technologii złoża tarczowego. Obliczony udział błony biologicznej w redukcji ChZT stanowił 49% w stosunku do całego bioreaktora. Aby uzyskać potwierdzenie tego wyniku, wykonano również obliczenia dla oznaczenia ChZT z dnia 28 grudnia 2011 roku, gdyż było ono wykonane przy zbliżonym zasięgu osadzonej błony biologicznej na powierzchni tarcz. W tym przypadku wartość obniżenia ChZT wynosiła  $310 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$  w technologii hybrydowej, a obniżenie wartości ChZT dla samej błony wynoszące  $150 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$  stanowi 48% w stosunku do całego bioreaktora.

W trakcie eksploatacji modelu w skali laboratoryjnej zaobserwowano trudności w utrzymaniu płynności obrotów tarcz, co mogło wynikać z nierównomiernego osadzania się warstwy błony biologicznej na ich powierzchni. Zanotowano również zatrzymywanie się tarcz pomimo ciągłego dopływu powietrza. Podczas wykonywania oznaczenia ChZT dla samej błony biologicznej zauważono na dnie zbiornika nagromadzony nadmierny osad, który mógł przyczyniać się do zwiększonego obciążenia organicznego całego układu. Osadzanie się osadu mogło być spowodowane niedostatecznym wymieszaniem ścieków w zbiorniku. Zanotowano także zatykanie otworów w układzie napowietrzającym, co mogło też być powiązane z nadmiernym gromadzeniem się osadu na dnie zbiornika. Zaobserwowane problemy są podobne do występujących w jednostkach złóż tarczowych eksploatowanych w skali technicznej.

## Podsumowanie

Złóża tarczowe są jednym z rozwiązań złóż biologicznych, w których błona biologiczna rozwija się na szeregu obracających się współosiowo tarcz, częściowo lub całkowicie zanurzonych w ściekach. Ruch obrotowy tarcz zapewnia z jednej strony dostarczenie tlenu z powietrza, z drugiej pobór przez biomasę substratów ze ścieków. Najczęściej urządzenia te są wykorzystywane do utleniania związków węgla. Zastosowanie napędu pneumatycznego złóż tarczowych nie tylko może podnieść efektywność energetyczną procesu, lecz także zapewnić skuteczne usuwanie materii organicznej i związków azotu. Złoże biologiczne jest zanurzone w zbiorniku z osadem czynnym, zapewniającym dodatkowe oczyszczanie. Kłaczki osadu czynnego stanowią element dopełniający wraz ze złożem biologicznym całego systemu biologicznego oczyszczania. Dzięki obecności złoża

indeks osadu jest niższy niż przy tradycyjnych rozwiązaniach. Osad łatwo sedymentuje i nie pieni się. Mniejsza jest także jego ilość, co dla użytkownika oznacza niższą częstotliwość wywozu osadu nadmiernego.

Przeprowadzone wstępne badania na modelu obrotowego złoża biologicznego napędzanego powietrzem potwierdziły wysoką efektywność usuwania materii organicznej. Średnia efektywność usuwania ChZT przy wykorzystaniu technologii hybrydowej wynosiła 85%, a przy użyciu wyłącznie złożów tarczowych tylko 33%. Jednak w trakcie badań zaobserwowano problemy w działaniu układu. Wśród nich można wymienić brak płynności obrotów, zatrzymywanie się tarcz, osadzanie się na dnie zbiornika nadmiernych osadów oraz zatykanie układu napowietrzającego. Wymaga to dodatkowej kalibracji modelu, aby w kolejnych etapach badań wyeliminować te nieprawidłowości. Pomimo że złoża biologiczne w latach siedemdziesiątych XX stulecia straciły popularność, to wprowadzenie technologii hybrydowej może przywrócić ich stosowanie, szczególnie w oczyszczalniach przydomowych, podnosząc efektywność oczyszczania nie tylko w zakresie usuwania materii organicznej, lecz także związków biogennych. Technologia hybrydowa wymaga jednak dalszych badań nie tylko w skali laboratoryjnej, ale także w skali pilotażowej.

Jelena Gogina • Dienis Pawłow

## ИНОВАЦИОННАЯ ТЕХНОЛОГИЯ ОБОРОТНОГО ВОДОСНАБЖЕНИЯ ГАЛЬВАНИЧЕСКОГО ПРОИЗВОДСТВА

---

Jelena Gogina, prof. dr hab. – FGBOU WPO, Moskiewski Państwowy Budowlany Uniwersytet, Rosja  
Dienis Pawłow, kandydat nauk technicznych – RCHTU im. D. I. Mendelejewa, Rosja

adres korespondencyjny:

129337, г. Москва, Ярославское шоссе, д. 26

e-mail: goginaes@mgsu.ru

info@enviropark.ru

## INNOWACYJNA TECHNOLOGIA OBROTOWEGO ZAOPATRZENIA W WODĘ PRODUKCJI GALWANICZNEJ

**STRESZCZENIE:** Na terytorium Rosji wdrażana jest nowoczesna technologia oczyszczania ścieków i obrotowego zaopatrzenia w wodę produkcji galwanicznych. Przedstawiona technologia, pozbawiona niedostatków tradycyjnych oczyszczalni, pozwala na głębokie oczyszczenie ścieków złożonego składu, znaczne skrócenie wodoprowadzenia. Wpływa więc na podniesienie rentowności produkcji galwanicznej.

**SŁOWA KLUCZOWE:** elektroflotacja, ultrafiltracja, obrotowe zaopatrzenie w wodę, oczyszczalnie, najlepsze dostępne technologie, galwaniczna produkcja

---

## Введение

В условиях развивающегося промышленного производства в России чрезвычайно важным является поиск необходимого баланса между потребностями промышленности в сырье, энергии, размещении отходов производства и потребностями граждан. Последние включают не только экологически благоприятные условия проживания, но и рабочие места, достойную заработную плату, возможность обеспечить свое будущее и будущее своих детей.<sup>1</sup>

Необходимость совершенствования технологии производства, дефицит водных ресурсов, повышение требований к степени очистки сточных вод поставили предприятия перед необходимостью решения задач по созданию бессточных и безотходных производств. Для решения этих задач необходимо соблюдение определенных принципов построения водного хозяйства, внедрение оборотных циклов водоснабжения и разработка принципиально новых технологических процессов и схем.<sup>2</sup>

Специалистами Российского химико-технологического университета им. Д.И. Менделеева разработана и успешно внедряется современная ресурсосберегающая система очистки сточных вод и оборотного водоснабжения гальванических производств, основанная на методах электрофлотации (ЭФ), ультрафильтрации (УФ) и промышленного обратного осмоса (ОО) (рисунок 1). Совершенствование мембранных и флотационных технологий позволяет создавать компактное высокопроизводительное водоочистное оборудование относительно низкими эксплуатационными затратами, а при необходимости наращивать производительность очистных сооружений (ОС) за счет модульности их исполнения.<sup>3</sup>

Технико-экономические преимущества ОС, построенных на основе разработанной технологии:

- отсутствие эксплуатационных затрат на замену растворимых электродов по сравнению с электрокоагуляторами, отсутствие вторичного загрязнения воды ионами железа и/или алюминия благодаря применению нерастворимых электродов ЭФ;
- отсутствие отстойников и, соответственно, малые занимаемые ОС площади;

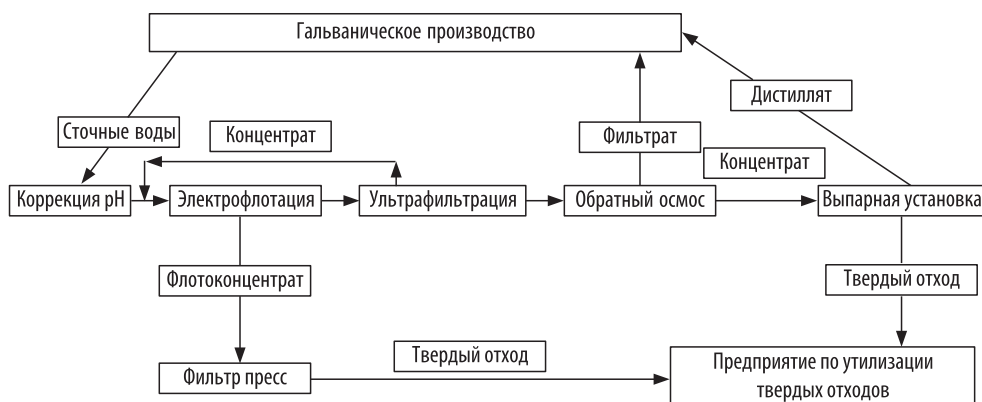
<sup>1</sup> М.В. Бегак, Т.В. Гусева, *Гармонизация экологических стандартов // Россия в окружающем мире*, 2009 №12, С. 91-124.

<sup>2</sup> Е.С. Гогина, А.Д. Гуринович, Е.А. Урецкий, *Ресурсосберегающие технологии промышленного водоснабжения и водоотведения: Справочное пособие*, М. Издательство Ассоциации строительных вузов, 2012, 312 с.

<sup>3</sup> В.А. Колесников, Н.В. Меньшутин, *Анализ, проектирование технологий и оборудования для очистки сточных вод*, М. ДеЛи принт, 2005, 266 с.; И. Родионов, Ю.П. Кузнецов, *Оборудование, сооружения, основы проектирования химико-технологических процессов защиты биосферы от промышленных выбросов*, М. Химия, 1985, 352 с.; EIPPCB „Reference Document on Best Available Techniques for the Surface Treatment of Metals and Plastics”, European IPPC Bureau, 2008, 582 p, [www.eippcb.jrc.es](http://www.eippcb.jrc.es) [23-10-2012].

Рисунок 1

Технологическая схема очистных сооружений гальванического производства



Получено из: самостоятельная разработка.

- отсутствие эксплуатационных затрат на замену дорогостоящих сорбентов и ионообменных смол и, соответственно, приобретение реагентов для их регенерации;
- длительный срок службы конструкционных материалов: полипропилен до 50 лет, нерастворимые электроды ЭФ не менее 5 лет, керамические мембраны не менее 5 лет;
- относительно низкие энергозатраты благодаря низкому энергопотреблению основного водоочистного оборудования, а также применению векторных преобразователей частоты вращения асинхронных двигателей насосов;
- высокое качество очистки сточных вод сложного состава, и, следовательно, снижение капитальных затрат на приобретение ОО установки для обессоливания воды при организации оборотного водоснабжения гальванического производства.

## Результаты исследований

В соответствии с технологической схемой (рисунок 1) кислотнo-щелочные сточные воды усредняются, проходят стадию коррекции pH и обработки флокулянтoм в реакторе-флокуляторе, затем поступают в электрофлотатор, где происходит извлечение дисперсных веществ. Из ЭФ вода подается на установку ультрафильтрации. Фильтрат УФ содержит только растворимые соли  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{NaCl}$ ,  $\text{NaNO}_3$ . После нормализации pH фильтрат УФ подается на установку промышленного обратного осмоса с целью обессоливания и возврата на повторное использование в производство не менее 85% воды от исходного потока. Концентрат ОО подается

на вакуум-выпарную установку (ВВУ) либо пропорционально дозируется в хозяйственно-бытовые сточные воды предприятия для нормализации солевого состава в соответствии с нормами ПДК анионов  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , а затем сбрасывается в городскую канализацию.

Флотоконцентрат из ЭФ подается на фильтр-пресс (ФП), для обезвоживания. Твердый промышленный отход влажностью не более 70% после выгрузки из ФП, а также кристаллический продукт влажностью не более 40% после выгрузки из ВВУ сдается на утилизацию.

Технология предусматривает предварительное обезвреживание хром-, циан- и фторсодержащих сточных вод, при их наличии, в самостоятельных технологических цепочках, с последующим смешением с кислотнo-щелочными стоками в усреднителе.

Первый основной модуль ОС – электрофлотатор с нерастворимыми электродами ОРТА (рисунок 2, а). В ЭФ происходит выделение микропузырьков электролитических газов размером 20-70 мкм. Микропузырьки захватывают хлопья дисперсной фазы и поднимают их на поверхность воды, где последние накапливаются в пенном слое флотоконцентрата. Флотоконцентрат удаляется с поверхности воды автоматическим скиммером в накопитель для последующей подачи на фильтр-пресс. ЭФ обеспечивает извлечение не менее 98% дисперсных веществ от их исходного содержания. Электрофлотаторы отличаются низким энергопо-

Рисунок 2

Электрофлотатор (а) и установка ультрафильтрации (б) на очистных сооружениях гальванического производства



Получено из: самостоятельная разработка.



треблением –  $0,25 \text{ кВт} \cdot \text{ч}/\text{м}^3$ , не сменных элементов, позволяют экономить производственные площади.

Второй основной модуль ОС – установка ультрафильтрации (рисунок 2, б) на основе керамических мембран с размером пор  $0,1\text{--}0,07 \text{ мкм}$ . Установка работает под давлением 2-3 бар в непрерывном режиме тангенциальной фильтрации. Мембраны задерживают практически все остаточные взвешенные вещества и коллоидные частицы. Керамические мембраны имеют срок службы не менее 5 лет, регенерируются обратной продувкой сжатым воздухом, не требуют химической мойки, обладают высокой биологической, химической и износостойкостью. Производительность УФ снижается в течение всего периода эксплуатации не более чем на 10%. В отличие от половолоконных полимерных УФ мембран, керамические не подвержены зарастанию колониями микроорганизмов и необратимой адсорбции органических веществ.

Представленная в статье современная ресурсосберегающая технология очистки сточных вод и оборотного водоснабжения успешно реализована на ОС гальванических цехов ФГУП «Арктика» (г. Северодвинск), ОАО «Северный пресс» (г. Санкт-Петербург), ОАО «Рубин» (г. Балашиха), ЗАО «Орбита» (г. Воронеж), ОАО «Алексинстройконструкция» (г. Алексин) и других промышленных предприятий. Среднестатистические результаты очистки сточных вод гальванических производств с применением электрофлотации, ультрафильтрации на керамических мембранах и промышленного обратного осмоса приведены в таблице 1.

Как видно из таблицы 1, технология обеспечивает глубокую очистку сточных вод от тяжелых металлов до уровня  $0,04 \text{ мг/л}$  и нефтепродуктов до  $0,05 \text{ мг/л}$ . Однако добиться остаточного содержания ионов меди и кадмия в очищенной воде менее  $0,04 \text{ мг/л}$  при использовании наилучших доступных технологий (НДТ) практически невозможно. Ситуация подтверждается многолетним опытом авторов статьи в сфере проведения экспертизы существующих ОС промышленных предприятий, строительства и эксплуатации новых ОС гальванических цехов на базе представленной системы, и литературными данными.<sup>4</sup> При этом технология вакуумного выпаривания, и создание на ее основе систем оборотного водоснабжения, будет рентабельной в гальваническом производстве, лишь при сокращении объема промывных вод в среднем до  $30 \text{ л/м}^2$ , при использовании ванн улавливания и многоступенчатых каскадных ванн промывки деталей.<sup>5</sup>

<sup>4</sup> С.С. Виноградов, В.Н. Кудрявцев, Обоснованность и необоснованность применения разных перечней ПДК для стоков гальванического производства, „Водоснабжение и канализация” 2010 №3, С. 113-118; Д.В. Павлов, В.А. Колесников, С.О. Вараксин, Очистка сточных вод различных производств с применением наилучших доступных технологий, „Чистая вода: проблемы и решения” 2010 № 2-3, С. 50-59; EIPPCB „Reference Document ... op. cit.

<sup>5</sup> В.Б. Тулепбаев, И.О. Дьяченко, Применение вакуумных выпаривателей для очистки сточных вод гальванического производства, „Гальванотехника и обработка поверхности” 2008 № 1, С. 40-45; Д.В. Павлов, В.А. Колесников, Очистка сточных вод гальванического

Таблица 1

Среднестатистические результаты очистки сточных вод гальванических производств с применением электрофлотации, ультрафильтрации и обратного осмоса

| Показатель                   | Концентрация, мг/л |                         |                         |                               |                         |                     |                          |
|------------------------------|--------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------------|-------------------------|---------------------|--------------------------|
|                              | Сточные воды       | Очищенная вода после ЭФ | Очищенная вода после УФ | ПДК МСК (ЕС)                  | Оборотная вода после ОО | ГОСТ 9.314 (2 Кат.) | ПДК РХ                   |
| Медь, $\text{Cu}^{2+}$       | 5-30               | 0,3-0,8                 | 0,1                     | 0,5 (0,5)                     | 0,04                    | 0,3                 | <b>0,001<sup>a</sup></b> |
| Никель, $\text{Ni}^{2+}$     | 5-30               | 0,2-0,7                 | <0,04                   | 0,5 (0,5)                     | 0,04                    | 1                   | <b>0,01<sup>a</sup></b>  |
| Цинк, $\text{Zn}^{2+}$       | 5-30               | 0,3-0,7                 | <0,01                   | 2 (0,5)                       | <0,01                   | 1,5                 | 0,01                     |
| Хром, $\text{Cr}^{3+}$       | 5-30               | 0,5-1,2                 | 0,1                     | 1 (0,5)                       | <0,01                   | 0,5                 | 0,07                     |
| Железо, $\text{Fe}^{3+}$     | 5-30               | 0,1                     | 0,01                    | 3 (2)                         | <0,01                   | 0,1                 | 0,1                      |
| Алюминий, $\text{Al}^{3+}$   | 5-30               | 0,2                     | <0,04                   | 1 (1)                         | <0,01                   | (0,5)               | 0,04                     |
| Свинец, Pb                   | 5-30               | 1-2                     | <0,04                   | 0,1 (0,2)                     | <0,01                   | (0,03)              | <b>0,006<sup>a</sup></b> |
| Кадмий, $\text{Cd}^{2+}$     | 5-30               | 1-2                     | 0,1                     | <b>0,01<sup>a</sup></b> (0,1) | 0,04                    | -                   | <b>0,005<sup>a</sup></b> |
| Сульфаты, $\text{SO}_4^{2-}$ | 1000-1500          | 1000-1500               | 1000-1500               | 500                           | <30                     | 50                  | -                        |
| Хлориды, Cl <sup>-</sup>     | 100-200            | 100-200                 | 100-200                 | 350                           | <4                      | 35                  | -                        |
| АПАВ                         | 1-5                | 0,5-2,5                 | 0,1-1                   | 2,5                           | <0,01                   | 1                   | 0,25                     |
| Нефтепродукты                | 5-30               | 0,5-1                   | <0,05                   | 4 (0,5)                       | <0,01                   | 0,3                 | 0,05                     |

<sup>a</sup>Требования ПДК недостижимые с применением наилучших доступных технологий (НДТ)

Получено из: М.В. Бегак, Т.В. Гусева, *Гармонизация экологических стандартов*, „Россия в окружающем мире” 2009 №12, С. 91-124.

Таблица 2

Капитальные затраты на строительство очистных сооружений гальванических производств

| Производительность очистных сооружений, рассчитанных на два потока (КЩ и $\text{Cr}^{6+}$ ), м³/час | Капитальные затраты на строительство очистных сооружений гальванических производств под ключ (Тыс. руб. с учетом НДС) <sup>a</sup> |                                                                     |                                                                   |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------|
|                                                                                                     | Очистные сооружения со сбросом воды                                                                                                | Очистные сооружения с возвратом 85% воды на повторное использование | Вакуум-выпарная установка для утилизации ОО концентрата данных ОС |
| 2                                                                                                   | 4 850                                                                                                                              | 6 200                                                               | от 6 200                                                          |
| 5                                                                                                   | 6 000                                                                                                                              | 7 500                                                               | от 11 000                                                         |
| 10                                                                                                  | 7 750                                                                                                                              | 10 500                                                              | от 14 000                                                         |

<sup>a</sup>Стоимость рассчитана авторами при курсе Евро = 42 руб. 00 коп.

Получено из: самостоятельная разработка.

В таблице 2 представлены данные о капитальных затратах на проектирование и строительство очистных сооружений гальванических производств, рассчитанные авторами, исходя из опыта строительства ОС с применением НДТ.

## Заключение

Внедрение на промышленных предприятиях разработанной ресурсосберегающей системы очистки сточных вод и оборотного водоснабжения позволяет предотвратить загрязнение окружающей среды, существенно снизить нагрузку на канализационные сети, городские очистные сооружения и водные объекты. При этом повышается рентабельность эксплуатации очистных сооружений и, соответственно, гальванических производств.



Robert Nowak

# WPŁYW PRĘDKOŚCI FILTRACJI NA USUWANIE MANGANU I ŻELAZA Z WODY NA WYBRANYCH ZŁOŻACH FILTRACYJNYCH

---

Robert Nowak, dr inż. – Politechnika Koszalińska

adres korespondencyjny:

Wydział Inżynierii Lądowej, Środowiska i Geodezji

Katedra Technologii Wody i Ścieków

ul. Śniadeckich 2, 75-453 Koszalin

e-mail: robert.nowak@tu.koszalin.pl

## THE EFFECT OF FLOW RATE ON THE MANGANESE AND IRON REMOVAL FROM WATER ON THE SELECTED FILTRATION BEDS

**SUMMARY:** In the paper the results of research on manganese and iron removal process are presented. The study was carried out on Laboratory-scale columns experiments filters with variable water flow rate: 5, 7.5, 10, 12, 15 and 18 m/h and four types of materials were studied. The results of the research allowed comparing and estimating the effect of various water flow rate for effectiveness of tested filter materials. Among activated filtrating masses G-1, Purolite MZ-10 and Bir showed satisfying effects. However, activated mass Defeman shows worsen effectiveness in manganese and iron removal with higher filtrating speed.

Research result shows, that selecting particular filter bed and setting up the parameters of filtering process should be done basing on the qualitative and quantitative of treated water and preliminary research done in laboratory scale or semi-technical scale.

**KEY WORDS:** filtration, manganese and iron removal from water, active masses, water flow rate

---

## Wprowadzenie

Woda kierowana do sieci wodociągowej musi spełniać określone wymagania jakościowe.<sup>1</sup> Z powodu wzrastającego jej deficytu do celów wodociagowych wykorzystuje się wody o coraz gorszych parametrach jakościowych. Szczególnie dużym problemem jest uzyskanie odpowiedniej jakości wody do picia na terenach wiejskich. Układy technologiczne niewielkich stacji uzdatniania nie zawsze prawidłowo zostały zaprojektowane, a trudnościom w uzyskaniu wymaganej jakości uzdatnionej wody sprzyjają: niewłaściwy stan techniczny urządzeń, brak specjalistycznej obsługi oraz niedostatek środków finansowych na konieczne inwestycje.<sup>2</sup> Stąd w technologii uzdatniania wody poszukuje się bardziej wydajnych i jednocześnie ekonomicznych technik i materiałów.

W stacjach uzdatniania, ujmujących wodę podziemną (co w przypadku małych obiektów ma miejsce najczęściej), głównym problemem jakościowym są ponadnormatywne ilości manganu i żelaza w oczyszczonej wodzie. Tradycyjny sposób usuwania żelaza i manganu polega na filtracji napowietrzonej wody przez złożo filtracyjne, którego wypełnieniem jest najczęściej piasek kwarcowy o zróżnicowanym uziarnieniu. Często spotykana w praktyce nieskuteczność układów technologicznych służących do odmanganiania wody wiąże się przede wszystkim ze złożonością procesu zatrzymywania związków manganu w złożu filtracyjnym. Decydujące znaczenie w przebiegu procesu mają między innymi stężenie i formy występowania związków manganu i żelaza w uzdatnianej wodzie, jej odczyn pH, stężenie tlenu oraz współwystępowanie innych zanieczyszczeń (przykładowo kwasów humusowych).<sup>3</sup> Skuteczność usuwania żelaza i manganu zależy także od parametrów złoża filtracyjnego, w szczególności jego właściwości fizycznych i składu chemicznego. Istotny jest także czas kontaktu obecnych w filtrowanej wodzie zanieczyszczeń z powierzchnią materiału filtracyjnego (czas ten zależy między innymi od wysokości wypełnienia i prędkości przepływu wody) oraz warunki prowadzenia regeneracji złoża<sup>4</sup>. Ponadto, co podkreślają między innymi autorzy pracy<sup>5</sup>, istotne dla

<sup>1</sup> Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, (Dz.U. nr 61 poz. 417); rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 20 kwietnia 2010 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz.U. nr 72 poz. 466).

<sup>2</sup> R. Nowak, *Issues of water management in polish communes*, „Polish Journal of Environmental Studies” 2007 t. 16, nr 2A, cz. 3.

<sup>3</sup> R. Nowak, *Wpływ składników uzdatnianej wody na skuteczność jej odmanganiania w obecności wybranych mas aktywnych*, „Rocznik Ochrona Środowiska” 2013 t. 15.

<sup>4</sup> D. Barloková, J. Ilavský, *Removal of Iron and Manganese from Water Using Filtration by Natural Materials*, „Polish Journal of Environmental Studies” 2010 t. 19, nr 6, s. 1117-1122.

<sup>5</sup> J. Jeż-Walkowiak, Z. Dymaczewski, M. Sozański, *Parametry technologiczne procesu filtracji pospiesznej wód podziemnych przez złoża oksydacyjne i chemicznie nieaktywne*, „Inżynieria Ekologiczna” 2011 nr 26, s. 112-121.

przebiegu filtracji są pojemność masowa oraz wielkość strat hydraulicznych złoża filtracyjnego. Wzrost strat hydraulicznych, będący skutkiem odkładania w porach złoża utlenionych związków żelaza i manganu, umożliwia dokonanie oceny stopnia kolmatacji złoża i określenia długości cyklu filtracyjnego. Biorąc pod uwagę wszystkie wymienione wyżej aspekty prowadzenia procesu odżelaziania i odmanganiania wody oraz wynikającą stąd konieczność uwzględnienia dużej liczby różnych czynników, nie może być zaskoczeniem fakt, że powszechnie stosowane technologie nie zawsze zapewniają skuteczną eliminację żelaza i manganu z wody.

Wśród wielu działań zmierzających do zwiększenia efektywności procesu uzdatniania wód zawierających ponadnormatywne ilości manganu i żelaza duże znaczenie praktyczne ma zastępowanie tradycyjnych wypełnień złóż filtracyjnych innymi, pozwalającymi na skuteczne usuwanie wyżej wymienionych związków z wody bez konieczności uprzedniej jej alkalizacji czy chemicznego utleniania. Na szczególną uwagę zasługują w tym względzie tak zwane masy aktywne.<sup>6</sup> Dotychczas zostało przeprowadzonych wiele badań potwierdzających wysoką skuteczność wypełnień złóż filtracyjnych o działaniu katalitycznym między innymi w usuwaniu manganu z wody<sup>7</sup>.

Duże znaczenie dla przebiegu wszystkich procesów zachodzących w złożu filtracyjnym ma prędkość filtracji. Autor pracy<sup>8</sup> podkreśla istotność tego parametru zarówno w procesie odżelaziania, jak i odmanganiania wody. W pracy<sup>9</sup> autorzy stwierdzili, że skuteczne odmanganianie wody z zastosowaniem złóż filtracyjnych posiadających w swojej budowie tlenki manganu może następować przy prędkościach filtracji dochodzących do 15 m/h. Filtracja wody z prędkościami zbliżonymi do maksymalnych jej wartości, przyjętych dla filtracji pospiesznej (według różnych autorów za takie uważa się prędkości od 15 do 20 m/h), może się wiązać z pogorszeniem efektywności uzdatniania wody i pojawieniem się problemów eksploatacyjnych. Jednak z drugiej strony, zwiększenie prędkości filtracji wody przy jednoczesnym utrzymaniu wymaganych parametrów jakościowych uzdatnionej wody (poprawienie efektywności procesu nastąpi tylko w przypadku zmniejszenia prędkości filtracji) skutkuje obniżeniem wymaganej powierzchni filtracyjnej. W konsekwencji może to skłonić inwestora do zmniejszenia wielkości i/lub liczby pracujących filtrów, ale równocześnie stanowić podstawę do zwiększenia wysokości złoża filtracyjnego.

W ramach niniejszej pracy wykonano badania zmierzające do określenia wpływu zmian prędkości filtracji wody na skuteczność jej odmanganiania i odże-

<sup>6</sup> R. Nowak, *Skuteczność uzdatniania wód podziemnych na przykładzie wybranych stacji uzdatniania*, „Monografia Komitetu Inżynierii Środowiska PAN” 2005 t. 30.

<sup>7</sup> A.M. Anielak, R. Nowak, *Purification of underground waters on chosen filter beds*, 5<sup>th</sup> International Conference on Hydrosience & Engineering, Warsaw ICHE 2002.

<sup>8</sup> Ł. Weber, *Diagnostyka SUW*, cz. 1, *Prędkość filtracji jako podstawowy parametr eksploatacyjny na SUW. Metody obliczania, wartości zalecane dla realizacji procesów uzdatniania wody*, „Technologia Wody” 2012 nr 4(18).

<sup>9</sup> J. Maćkiewicz, A. Dziubek, *Kierunki rozwoju technologii oczyszczania wód infiltracyjnych*, „Ochrona Środowiska” 2003 nr 4, s. 19-22.

laziania z udziałem wybranych mas aktywnych. Dodatkowo, w celu dokładniejszej interpretacji uzyskanych wyników badań procesu filtracji, przeprowadzono analizę sitową zastosowanych mas oraz określono porowatość złożów filtracyjnych. Do badań przyjęto cztery dostępne na rynku masy aktywne, czyli Birm, G-1, Purolite MZ-10 oraz Defeman. W skład Birmu wchodzi ditlenek manganu, amorficzna i krystaliczna krzemionka oraz składniki wiążące. Purolite MZ-10 jest naturalnym zeolitem, składającym się głównie ze związków  $\text{SiO}_2$  i  $\text{Al}_2\text{O}_3$ . Masy G-1 oraz Defeman to materiały naturalne, składające się (podobnie jak Birm) między innymi z ditlenku manganu. Badania dynamiczne były prowadzone po okresie wpracowania się złożów, zaś w przypadku masy Purolite MZ-10 (zgodnie z zaleceniem producenta) złożo było poddawane regeneracji roztworem  $\text{KMnO}_4$ .

## Badania własne

Badania wpływu prędkości filtracji na skuteczność usuwania żelaza i manganu z wody prowadzono na stanowisku badawczym zbudowanym z 4 szklanych kolumn filtracyjnych o wysokości 1200 mm i średnicy wewnętrznej 25 mm. Zasadniczą część wypełnienia każdej kolumny, czyli warstwę filtracyjną, stanowiła masa aktywna (Birm, G-1, Purolite MZ-10, Defeman). Wysokość warstwy filtracyjnej wynosiła w każdym przypadku 700 mm. Warstwę filtracyjną umieszczano na żwirowej warstwie podtrzymującej o wysokości 80 mm i uziarnieniu 3-5 mm.

Wodę modelową otrzymywano, dodając do wody wodociągowej odpowiednie ilości  $\text{FeSO}_4 \times \text{H}_2\text{O}$  i  $\text{MnSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$ , uzyskując początkowe stężenie manganu 1,0 mg/L, a żelaza 1,4 mg/L. Odczyn wody kierowanej na kolumny filtracyjne wynikał z odczynu wody wodociągowej i wynosił  $\text{pH} = 7,40$ .

Prędkość filtracji zmieniano w zakresie od 5 do 18 m/h. Efektywność oddzielania i odmanganiania wody przy różnych prędkościach filtracji określano, wyznaczając dla filtratu stężenie manganu i żelaza. Wyniki badań zestawiono w tabeli 1 i 2 oraz przedstawiono graficznie na rysunku 1 i 2.

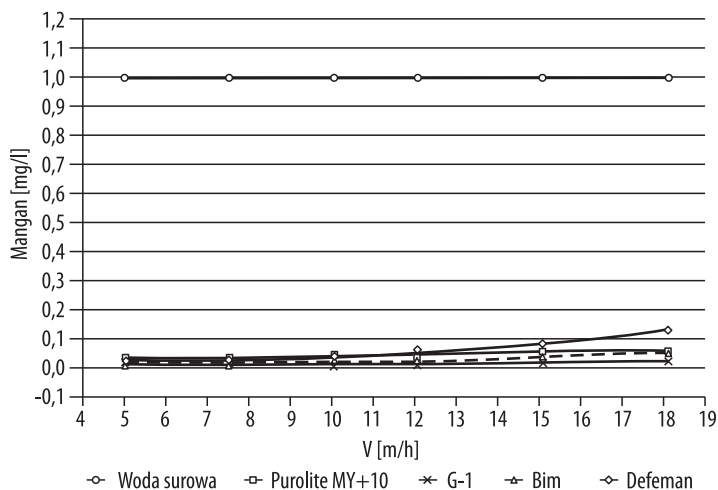
Tabela 1  
Wpływ prędkości filtracji na zawartość manganu w filtracie

| Prędkość filtracji<br>[m/h] | Woda<br>surowa | Stężenie $\text{Mn}_{\text{og}}$ [mg/L] w filtracie |      |      |         |
|-----------------------------|----------------|-----------------------------------------------------|------|------|---------|
|                             |                | Purolite MZ-10                                      | G-1  | Birm | Defeman |
| 5                           | 1,0            | 0,02                                                | 0    | 0    | 0,01    |
| 7,5                         | 1,0            | 0,02                                                | 0    | 0    | 0,01    |
| 10                          | 1,0            | 0,03                                                | 0    | 0,01 | 0,02    |
| 12                          | 1,0            | 0,03                                                | 0    | 0,01 | 0,04    |
| 15                          | 1,0            | 0,04                                                | 0,01 | 0,02 | 0,07    |
| 18                          | 1,0            | 0,04                                                | 0,01 | 0,04 | 0,12    |

Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 1

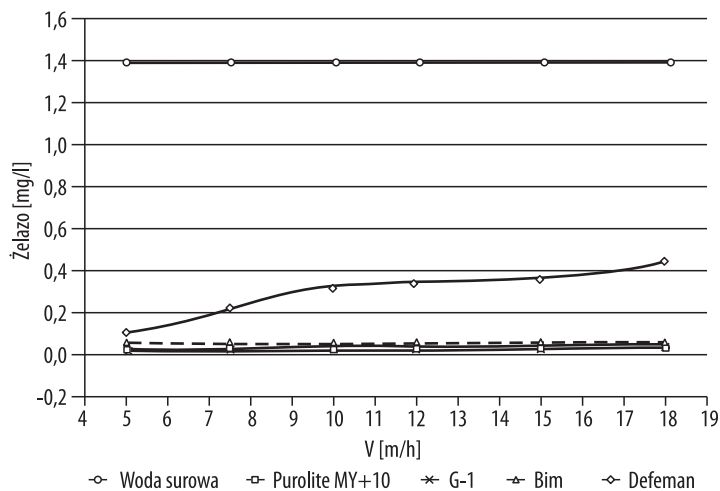
Wpływ prędkości filtracji na zawartość manganu w filtracie



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 2

Wpływ prędkości filtracji na zawartość żelaza w filtracie



Źródło: opracowanie własne.



Tabela 2  
Wpływ prędkości filtracji na zawartość żelaza w filtracie

| Prędkość filtracji [m/h] | Woda surowa | Stężenie $Fe_{og}$ [mg/L] w filtracie |      |      |         |
|--------------------------|-------------|---------------------------------------|------|------|---------|
|                          |             | Purolite MZ-10                        | G-1  | Birm | Defeman |
| 5                        | 1,4         | 0,02                                  | 0,02 | 0,05 | 0,10    |
| 7,5                      | 1,4         | 0,02                                  | 0,02 | 0,05 | 0,21    |
| 10                       | 1,4         | 0,03                                  | 0,02 | 0,05 | 0,32    |
| 12                       | 1,4         | 0,03                                  | 0,02 | 0,05 | 0,34    |
| 15                       | 1,4         | 0,03                                  | 0,02 | 0,05 | 0,35    |
| 18                       | 1,4         | 0,04                                  | 0,03 | 0,05 | 0,44    |

Źródło: opracowanie własne.

Wyniki badań, przedstawione w tabeli 1 i na rysunku 1, wskazują, że prędkość filtracji jest istotnym parametrem w procesie odmanganiania wody. Przy prędkości  $\leq 12$  m/h w przypadku każdej masy aktywnej otrzymywano wodę normatywną (wynikowe stężenie manganu było poniżej 0,05 mg/L), a w próbie filtratu masy G-1 w ogóle nie stwierdzono manganu.

Przy prędkościach filtracji 15 m/h i 18 m/h niedostatecznie skuteczną w usuwaniu manganu okazała się masa Defeman. Pozostałe masy nadal oczyszczały wodę w wymaganym stopniu. Najmniejsze stężenia manganu w całym badanym zakresie zmian prędkości filtracji stwierdzono w filtracie złoża z masą G-1 ( $0 \div 0,01$  mg/L).

Wyniki badań, zamieszczone w tabeli 2, wykazały, że skuteczność mas aktywnych G-1, Birm oraz Purolite MZ-10 w usuwaniu żelaza z wody nie zmienia się lub zmienia się w niewielkim stopniu wraz ze wzrostem prędkości filtracji z 5 do 18 m/h. W warunkach filtracji wody, przyjętych w badaniach, w przypadku wyżej wymienionych mas uzyskano obniżenie stężenia żelaza ogólnego w wodzie do wartości poniżej 0,06 mg/L (norma dopuszcza w wodzie do spożycia 0,20 mgFe/L). W przypadku masy Defeman zwiększenie prędkości filtracji do 7,5 m/h spowodowało uzyskanie wody o ponadnormatywnej wartości stężenia żelaza (stężenie żelaza ogólnego w próbie filtratu wyniosło 0,21 mg/L). Podwyższanie prędkości filtracji skutkowało dalszym wzrostem wartości stężenia żelaza w próbie filtratu masy Defeman – do wartości 0,44 mg/L przy prędkości filtracji równej 18 mg/L.

Mając na uwadze uzyskane wyniki badań odżelaziania i odmanganiania wody przy zmiennych prędkościach filtracji, za zasadne uznano dokonanie oceny wybranych parametrów fizycznych złóż, stanowiących wypełnienie kolumn filtracyjnych. W tym celu dokonano oceny porowatości złóż oraz przeprowadzono analizę granulometryczną materiału filtracyjnego.

Porowatość złoża wyraża się ilorazem objętości fazy ciekłej w złożu do całkowitej jego objętości. Większa porowatość złoża oznacza większą objętość porów

w całkowitej objętości złoża, a tym samym większą zdolność do przyjęcia przez złoże wody. Porowatość dla materiałów o objętości 1 L obliczono, określając udział masowy i objętościowy fazy stałej (ziaren materiału) oraz ciekłej w złożu, a następnie wykorzystując poniższe zależności:

$$\varphi = \frac{V_c}{V} = \frac{Q - Q_s}{V \cdot \rho_c}, \quad (1)$$

gdzie:

$\varphi$  – porowatość złoża,

$V$  – objętość złoża,

$V_c$  – objętość fazy ciekłej w złożu,

$Q$  – masa złoża,

$Q_s$  – masa fazy stałej w złożu,

$\rho_c$  – gęstość właściwa fazy ciekłej w złożu.

Badania wykazały, że najmniejszą porowatość ma złoże z masą Purolite MZ-10 (41%), największą zaś złoże z masą Defeman (52%). W przypadku dwóch pozostałych mas, czyli G-1 oraz Birmu, porowatość wynosiła odpowiednio 45 i 47%.

Analiza sitowa wypełnień złożów filtracyjnych wykazała występowanie istotnych różnic w zakresie wielkości ziaren materiału filtracyjnego. Do materiałów drobnoziarnistych należy zaliczyć G-1 (85% ziaren tej masy nie przekracza średnicy 1 mm) oraz Purolite MZ-10 (100% ziaren jest wielkości poniżej 1 mm). Większymi ziarnami charakteryzuje się Birm – prawie 90% ziaren tej masy nie przekracza średnicy 2 mm. Największymi ziarnami (w stosunku do pozostałych badanych mas) cechuje się Defeman. Ziarna o średnicy powyżej 2,0 mm stanowią ponad 78% wszystkich ziaren danej masy (powyżej 1,6 mm ponad 90%). Największe ziarna (2,2%) mają średnicę  $d > 3,15$  mm.

## Podsumowanie wyników badań

Wyniki przeprowadzonych badań wykazały, że proces odmanganiania i odżelaziania wody z udziałem aktywnych mas filtracyjnych może być skutecznie prowadzony nawet przy wyższych prędkościach filtracji. Spośród czterech badanych mas tylko w jednym przypadku (masa Defeman) zaobserwowano znaczące pogarszanie się efektywności procesu wraz ze wzrostem prędkości przepływu uzdatnianej wody. Złoża wypełnione masami Purolite MZ-10, G-1 oraz Birm, w granicach analizowanych prędkości filtracji (czyli do 18 m/h) i przy ściśle określonych parametrach uzdatnianej wody, „produkowały” wodę o wymaganych parametrach jakościowych.

Przeprowadzona ocena złożów filtracyjnych wykazała, że istnieje ścisły związek porowatości złoża z wielkością ziaren materiału filtracyjnego stanowiącego wypełnienie złoża. Istotność cech fizycznych złoża w procesie usuwania żelaza i manganu z wody została potwierdzona wynikami badań filtracji wody przez

złoża wypełnione masami aktywnymi. Wraz ze wzrostem porowatości złoża może być w nim zatrzymana większa liczba cząstek fazy stałej, co pozwala wydłużyć cykl filtracji i zmniejszyć częstotliwość płukania złoża. Jednak wyższa porowatość może także oznaczać pogorszenie efektywności uzdatniania wody, szczególnie w przypadku niewłaściwie dobranych parametrów jej przepływu. Wyniki badań pokazały, że masa aktywna, charakteryzująca się największą porowatością (Defeman), przy wyższych prędkościach filtracji była nieskuteczna w usuwaniu z wody manganu (od około 13 m/h wzwyż) i żelaza (od około 7 m/h wzwyż). Podobnie jak porowatość, bardzo istotną rolę w procesie filtracji odgrywa wielkość ziaren materiału filtracyjnego. Materiał o drobniejszym uziarnieniu powinien dawać lepsze efekty usuwania zawieszin z wody, ale jednocześnie zwiększone jest prawdopodobieństwo wystąpienia kolmatacji złoża filtracyjnego. Natomiast przyjęcie dużego uziarnienia wydłuża wprawdzie cykl filtracyjny, jednak może niekorzystnie wpłynąć na efektywność uzdatniania wody. Potwierdzeniem tych faktów są wyniki przeprowadzonych badań. Największe zmniejszenie skuteczności działania wraz ze wzrostem prędkości filtracji stwierdzono dla masy Defeman. Jednocześnie dana masa aktywna charakteryzuje się największymi ziarnami.

Związki żelaza i manganu, zatrzymywane w złożu między innymi w wyniku katalitycznego utleniania, są znacznie silniej związane z powierzchnią ziaren materiału filtracyjnego niż doprowadzane doń (w postaci kłaczków) wodorotlenki Fe(III). W przypadku złożów, w których usuwanie żelaza i manganu zachodzi między innymi w wyniku katalitycznego utleniania (co ma miejsce w przypadku masy Defeman, będącej rudą manganową), powstające na ziarnach tego złoża powłoki katalityczne charakteryzują się znaczną trwałością w stosunku do działających podczas filtracji sił hydrodynamicznych.<sup>10</sup> Ponieważ o innych niż fizyczne oddziaływaniach pomiędzy powierzchnią złoża a składnikami wody można mówić głównie w odniesieniu do obecnego w wodzie manganu, w przypadku złoża wypełnionego masą Defeman nie są zaskakujące wyniki badań filtracji wody, w których – wraz ze wzrostem prędkości filtracji – znacznie szybciej niż w przypadku pozostałych mas stwierdzano coraz wyższe stężenia żelaza w filtracie.

Znaczenie w przebiegu procesu filtracji z udziałem badanych mas aktywnych miał także fakt, że woda przed skierowaniem na kolumny filtracyjne nie była napowietrzana. Można zatem przypuszczać, że między innymi z tego względu utlenianie żelaza w znacznej części następowało wewnątrz złoża filtracyjnego, co było równoznaczne z przemieszczaniem się żelaza w formie rozpuszczonej do niższych partii złoża, niż miałoby to miejsce w przypadku usuwania kłaczków wytrąconego  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ . Zwiększanie prędkości filtracji skutkowało docieraniem żelaza dwuwartościowego do coraz niższych stref wypełnienia złoża, aż do wystąpienia tak zwanego przebiccia złoża, co stwierdzono w przypadku masy Defeman.

W pracy<sup>11</sup> autor stwierdza, że jeśli rozpuszczone formy żelaza będą przenikać zbyt głęboko w złożo filtracyjne, mogą osiągnąć tak zwaną strefę odmanga-

<sup>10</sup> J. Jeż-Walkowiak, Z. Dymaczewski, M. Sozański, *Parametry technologiczne ...*, op. cit., s. 112-121.

<sup>11</sup> Ł. Weber, *Diagnostyka SUW ...*, op. cit.

niania wody. Wówczas, ze względu na dużo większą "łatwość" osadzania się rozpuszczonego żelaza na powierzchni złoża katalitycznego, następuje zmniejszenie skuteczności procesu odmanganiania lub nawet całkowite zahamowanie usuwania manganu z wody. Analizując wyniki przeprowadzonych badań, można uznać, że w przypadku masy Defeman takie zjawisko miało miejsce.

Zasadniczym wnioskiem wynikającym z niniejszej pracy jest stwierdzenie, że przyjęcie konkretnego materiału filtracyjnego jako wypełnienia filtrów odżelaziających i odmanganiających powinno następować po dokonaniu analizy jakościowej i ilościowej uzdatnianej wody, a ustalenie prędkości jej przepływu – po wykonaniu odpowiednich badań laboratoryjnych lub w skali półtechnicznej.

Elżbieta Stachniewicz • Marek Lebedowski • Tomasz Kiełbasa

## KOLMATACYJNE WŁASNOŚCI WYBRANYCH FRAKCJI OSADÓW SEDYMENTUJĄCYCH W ULICZNYCH WPUSTACH DESZCZOWYCH

---

Elżbieta Stachniewicz, mgr inż. – Politechnika Białostocka

Marek Lebedowski, prof. dr hab. inż. – Politechnika Białostocka

Tomasz Kiełbasa, mgr – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

Katedra Systemów Inżynierii Środowiska

ul. Wiejska 45B, 15-351 Białystok

e-mail: estach@interia.pl

## COLMATAGE PROPERTIES OF SELECTED SEDIMENT FRACTIONS SEDIMENTING IN STREET RAIN DRAINAGE

**SUMMARY:** The article presents the results of research into sediments, which were accumulated in septic drains rainwater drainage. The four entries were chosen from the catchment in the city of Białystok, which have different ways of management and different types of supported area. The results of research show that the phenomenon of clogging filtration decreases the rate of water and infiltration. Occurring in the soil infiltration silting processes can become the cause of sealing the bottom of the reservoirs.

**KEY WORDS:** silting-up, infiltration, sediments, rainwater drains

---

## Wstęp

System kanalizacji jest zespołem obiektów i urządzeń technicznych, którego zadaniem jest odprowadzanie i unieszkodliwianie ścieków z jednostek osadniczych i zakładów przemysłowych. W miastach woda opadowa utrudnia transport kołowy oraz pieszy, a także niszczy nawierzchnię, dlatego podczas budowy nowych osiedli kanalizacja deszczowa jest jednym z podstawowych elementów uzbrojenia terenu. W systemie kanalizacji deszczowej osady ściekowe tworzą się w miejscach, gdzie przepływ ścieków umożliwia sedymentację najcięższych części stałych i częściowo zawieszin, czyli we wpustach ulicznych będących pierwszym elementem zespołu urządzeń stosowanych do oczyszczania ścieków opadowych.

W osadach zatrzymywanych w ulicznych wpustach kanalizacji deszczowej występują głównie substancje mineralne, w których dominują: piasek, materiały ilaste, a także substancje pochodzące z procesów wietrzenia i erozji podłoża gruntowego. Jednakże jakościowy skład zanieczyszczeń niesionych przez opady jest bardzo indywidualny – różny dla każdej zlewni. Dlatego, aby poznać ich właściwości, niezbędne jest prowadzenie badań spływów w każdej zlewni osobno.<sup>1</sup>

Na podstawie badań osadów pochodzących ze zbiorników retencyjnych ścieków deszczowych, prowadzonych w ośrodku łódzkim<sup>2</sup>, można wywnioskować, iż główne frakcje zawieszin mają charakter mineralny, a zawartość substancji organicznych wzrasta wraz z ilością frakcji drobnej. Analiza granulometryczna wskazuje, iż uziarnienie jest bardzo zróżnicowane w zależności od miejsca poboru próby z deszczowych osadników retencyjnych, na przykład ilość frakcji piskowej o średnicy ziaren 2–0,05 mm wynosi od 9 do 61% na dopływie, a frakcje pyłowe o wymiarach 0,05–0,002 mm występują w strefie odpływu i stanowią od 6 do 88%. W skład tej ostatniej grupy osadów można zaliczyć glinę, której właściwości kolmatacyjne znacząco obniżają infiltrację wód opadowych w zbiornikach retencyjnych.<sup>3</sup>

<sup>1</sup> R. Szymkiewicz, D. Gąsiorowski, *Podstawy hydrologii dynamicznej*, Wyd. Naukowo-Techniczne, Warszawa 2010; Ł. Bąk, Sz. Dąbkowski, J. Górski, *Metoda prognozowania zamulenia zbiornika wodnego na podstawie pomiaru pojemności*, [www.itep.edu.pl](http://www.itep.edu.pl) [10-03-2013]; E. Burszta-Adamiak, *Zanieczyszczenia wód opadowych a urządzenia chłonne*, „Wodociągi i Kanalizacja” 2008 nr 4.

<sup>2</sup> M. Lebieadowski, S. Kościelski, M. Zawilski, *Badanie efektów działania istniejących urządzeń oczyszczających ścieki opadowe. Badania fizyczno-chemiczne osadów ze ścieków opadowych – etap III, program rządowy PR-7-03.03.05.02*, Łódź 1983.

<sup>3</sup> P. Kowalik, *Zarys fizyki gruntów*, Wyd. Politechniki Gdańskiej, Gdańsk 1973; W. Depczyński, *Budownictwo wodne i fundamentowanie*, PWRiL, Warszawa 1962; B. Dobrzańska, G. Dobrzański, D. Kiełczewski, *Ochrona środowiska przyrodniczego* Wyd. Naukowe PWN, Warszawa 2008; J. Królikowska, A. Królikowski, *Wody opadowe. Odprowadzanie, zagospodarowanie, podczyszczanie i wykorzystanie*, Wyd. Seidel-Przywecki, Piaseczno 2012; E. Burszta-Adamiak, J. Łomotowski, *Badania oporu hydraulicznego warstwy zakolmatowanej podczas okresowej infiltracji wody do gruntu*, „Ochrona Środowiska” 2006 nr 1; M. Lebieadowski, S. Kościelski, M. Zawilski, *Badanie efektów działania...*, op. cit.; D. Ślęś, *Retencja i infiltracja wód deszczowych*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów 2008; K. Garbarczyk, *Wpływ składu ścieków deszczowych na zawartość zanieczyszczeń w osadach zatrzymywanych w ulicznych wpustach*

Proces kolmatacji frakcji pyłowych ma również znaczący wpływ na ocenę spływów ze zlewni, na których przeważają grunty gliniaste.

Zatrzymywanie zanieczyszczeń ze ścieków opadowych z tego typu obszarów zlewni, przy braku innych znaczących grup zanieczyszczeń, polega na wykorzystaniu procesu retencjonowania i mechanicznego filtrowania wody do podłoża naturalnego, względnie na wprowadzeniu do odbiorników naturalnych. Takie rozwiązania systemowe, wykorzystujące wstępną infiltrację wód deszczowych, ulegają jednak zablokowaniu w wyniku zjawiska kolmatacji, które prowadzi do stopniowego wzrostu oporów hydraulicznych w środowisku warstwy podłoża filtracyjnego i siły tarcia. Po kolmatacji z czasem współczynnik filtracji bardzo maleje.

## Metodyka i wyniki badań

Przeprowadzone badania obejmowały w I etapie prace terenowe. W etapie II wykonano badania laboratoryjne.

W etapie I przedmiotem przeprowadzonych badań były osady, które gromadziły się w osadnikach wpustów deszczowych kanalizacji deszczowej. Wytypowano do badań 4 wpusty ze zlewni na terenie miasta Białegostoku różniące się między sobą sposobem zagospodarowania, rodzajem obsługiwanej zlewni cząstkowej i intensywnością ruchu pojazdów na odwadnianym ciągu komunikacyjnym.

Wszystkie wytypowane wpusty miały zbliżoną konstrukcję. Ich podstawę stanowiła część podziemna wykonana w formie studzienki z betonu oraz część nadziemna, na którą składała się żeliwna obudowa kraty otworu wlotowego wmontowana w płytę żelbetową oraz krata wlotowa. Standardowe wymiary kraty wlotowej wynosiły 40 x 60 cm. Głębokość wpustów mieściła się w zakresie 1,6 – 3 m. Wszystkie z wytypowanych wpustów wyposażone były w część osadową. Podczas wyboru lokalizacji wpustów do badań sugerowano się następującymi wytycznymi:

- sposobem zagospodarowania zlewni: 1 – istnieniem zabudowy jednorodzinnej, 2 – obecnością zabudowy wielorodzinnej, 3 – bliskością terenu rekreacyjnego, 4 – bliskością terenu użyteczności publicznej;
- położeniem wpustu: na chodniku lub ścieżce rowerowej, na parkingu, drodze osiedlowej i w parku;
- intensywnością ruchu pojazdów kołowych na obszarze obsługiwanych przez wpust deszczowy.

W pobieranych do badań osadach, zgodnie ze standardami, oznaczano:

- ciężar objętościowy z próby 0,02 dm<sup>3</sup>;
- suchą pozostałość;
- pozostałość po prażeniu;

---

*deszczowych*, XII Ogólnopolska Konferencja Naukowo-Techniczna z cyklu: Problemy gospodarki wodno-ściekowej w regionach rolniczo-przemysłowych, „Monografie PAN” 2005 t. 30; W. Geiger, H. Dreiseitl, *Nowe sposoby odprowadzania wód deszczowych. Poradnik*, Wyd. Proj-przem-EKO, Bydgoszcz 1999.

- straty przy prażeniu;
- skład granulometryczny osadu wysuszonego – oznaczając frakcje o średnicy: 0,5 mm; 0,25 mm; 0,1 mm z próby 100 - gramowej.  
Z każdego wpustu do badań pobrano po 5 prób.

## Wyniki badań osadów z wpustów deszczowych

Wyniki badań zestawiono w tabelach 1-3.

Tabela 1

Wyniki badań osadów z wpustów deszczowych

| Numer wpustu                                    | 1<br>Pl. Katyński | 2<br>ul. A. Grottgera | 3<br>ul. Przemysłowa | 4<br>Parking PB |
|-------------------------------------------------|-------------------|-----------------------|----------------------|-----------------|
| Badana objętość próbek osadu [dm <sup>3</sup> ] | 0,02              |                       |                      |                 |
| Masa osadu [g]                                  | 18,09             | 36,59                 | 36,81                | 33,58           |
| Ciężar objętościowy [g/m <sup>3</sup> ]         | 904,67            | 1829,34               | 1840,69              | 1678,76         |
| Wartość minimalna                               | 835               | 1705,3                | 1764,3               | 1382,9          |
| Wartość maksymalna                              | 1041,2            | 1964,0                | 1912,0               | 1854,3          |

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 2

Wyniki badanych substancji mineralnych i organicznych osadów z wpustów deszczowych

| Numer wpustu                                        | 1<br>Pl. Katyński | 2<br>ul. A. Grottgera | 3<br>ul. Przemysłowa | 4<br>Parking PB |
|-----------------------------------------------------|-------------------|-----------------------|----------------------|-----------------|
| Masa osadu [g]                                      | 20,12             | 20,07                 | 20,16                | 20,00           |
| Masa po suszeniu 1 h w 105°C [g]                    | 14,36             | 14,66                 | 15,14                | 15,04           |
| Pozostałość mineralna po prażeniu 1 h w 550°C [g]   | 13,03             | 14,10                 | 14,61                | 14,48           |
| Sucha pozostałość [g]                               | 14,36             | 14,66                 | 15,14                | 15,04           |
| Procent s.m. osadu surowego                         | 71,2              | 73                    | 75,1                 | 75,1            |
| pozostałość po prażeniu (substancje mineralne), [g] | 13,03             | 14,10                 | 14,61                | 14,48           |
| Procent substancji mineralnych w suchej masie osadu | 91,0              | 96,3                  | 96,6                 | 96,4            |
| Strata przy prażeniu (substancje organiczne) [g]    | 1,33              | 0,56                  | 0,53                 | 0,56            |
| Procent s. m. osadu organicznego                    | 9,0               | 3,7                   | 3,4                  | 3,6             |

Źródło: opracowanie własne.



Tabela 3

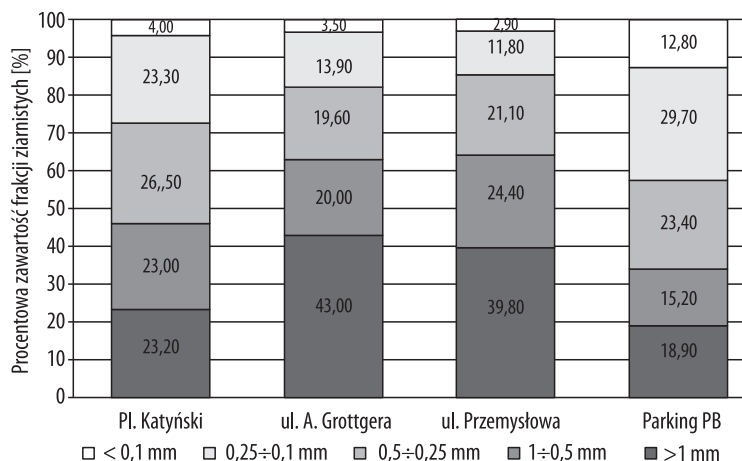
Wyniki badania procentowej zawartości poszczególnych frakcji ziarnistych w badanych osadach [%]

| Numer wpustu   | 1            | 2                | 3               | 4          |
|----------------|--------------|------------------|-----------------|------------|
| Wymiar frakcji | Pl. Katyński | ul. A. Grottgera | ul. Przemysłowa | Parking PB |
| > 1 mm         | 23,2         | 43,0             | 39,8            | 18,9       |
| 1 ÷ 0,5 mm     | 23,0         | 20,0             | 24,4            | 15,2       |
| 0,5 ÷ 0,25 mm  | 26,5         | 19,6             | 21,1            | 23,4       |
| 0,25 ÷ 0,1 mm  | 23,3         | 13,9             | 11,8            | 29,7       |
| < 0,1 mm       | 4,0          | 3,5              | 2,9             | 12,8       |

Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 1

Wykres procentowej zawartości frakcji ziarnistych w badanych osadach



Źródło: opracowanie własne.

Wyniki badań wskazują, że wszystkie osady miały głównie charakter mineralny. Ilość substancji mineralnych przekracza 90% suchej masy ogólnego osadu. Substancje organiczne stanowiły zaledwie 3,4 ÷ 9,0% suchej masy osadu. Dowodzi to, że osady zalegające we wpustach były dobrze przepłukane, co następuje zawsze zwłaszcza w końcowej fazie spływu ścieków deszczowych. Frakcje ziarniste najdrobniejsze o średnicy poniżej 0,1 mm, mogące powodować zjawisko kolmatacji podłoża filtracyjnego zbiorników retencyjnych, występowały w zmienionych ilościach. Najwięcej ziaren o średnicy < 0,1 mm stwierdzono we wpuszczeniu 4 zlokalizowanym na parkingu PB.

Przedstawione powyżej wyniki badań są wartościami uśrednionymi ustalonymi na podstawie 5 serii pomiarowych. Wyniki badań granulometrycznych osadów z wpustów w formie wykresu słupkowego zaprezentowano na rysunku 1.

Badanie dowiodło, iż osady z wpustów 2 i 3 miały podobne zawartości frakcji, których przeważającą część stanowiły cząstki powyżej 1 mm. Frakcja drobna poniżej 0,1 mm w każdym z osadów stanowi niewielki procent masy - 3-4%, jedynie pyły z wpustu 4 zawierały 12,8% tych cząstek.

## Metodyka badań laboratoryjnych

W celu wstępnego ustalenia wpływu frakcji zawiesin mniejszych od średnicy 0,1 mm na proces infiltracji i kolmatacji w II etapie badań wykonywanych w laboratorium sprawdzono wpływ zawiesiny gliny zwałowej jako materiału kolmatującego filtracyjne podłoże piaszczyste.

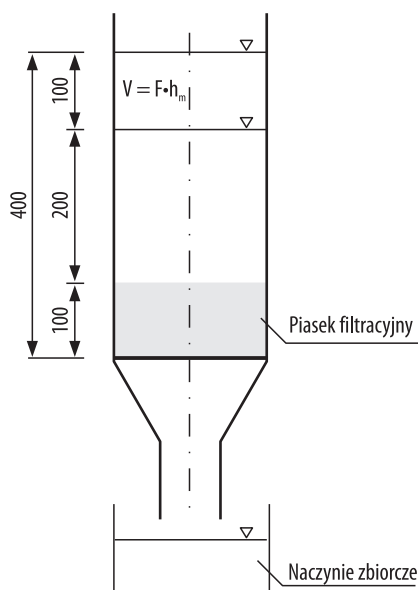
Frakcje zawiesiny gliniastej są najłatwiej wypłukiwane i unoszone w strumieniu wodnym. Glinę do badań przygotowano i wysuszone w warunkach naturalnych, na słońcu, celem uzyskania jej w postaci drobnoziarnistego proszku. Jako podłoże warstwy filtracyjnej wykorzystano piasek drobnoziarnisty pylisty o uziarnieniu jednorodnym 0,4 mm.

W kolejnym etapie przeprowadzono laboratoryjne badania procesu filtracji grawitacyjnej z wykorzystaniem kolumny filtracyjnej o średnicy wewnętrznej 40 mm (rysunek 2). Kolumna filtracyjna zakończona była lejkiem ułożonym na porowatym dnie i filtrze składającym się z 100 mm warstwy piasku.

Kolumnę napełniono do wysokości 300 mm wodą wodociągową i opróżniono ją w celu odpowietrzenia złoża filtracyjnego. Gdy złoże zostało odpowietrzone,

Rysunek 2

Szczegółowy schemat kolumny filtracyjnej



Źródło: opracowanie własne.

dopełniono kolumnę do stanu poprzedniego – do wysokości 300 mm wodą i zmierzono czas opróżniania się filtra o wysokość 100 mm. Czynność tę powtórzono trzy razy. Następnie w drugiej fazie odważono 250 g sproszkowanej, wysuszonej gliny i podzielono ją na 10 równych części - po 25 g. Każdą z tych porcji rozpuszczono w 2 dm<sup>3</sup> wody wodociągowej, uzyskując stężenie zawiesiny rzędu 12,5 g/dm<sup>3</sup>. Kolumnę filtracyjną opróżniono do poziomu warstwy filtra piaskowego i kolejno dopełniano roztworem zawiesiny glinianej do poziomu 300 mm nad warstwą piasku. Mierzono za każdym razem czas opróżniania się filtra o wysokość 100 mm od poziomu 300 mm. Czynność tę powtórzono 10 razy. Następnie przygotowano jedenastą porcję zawiesiny i po opróżnieniu kolumny dopełniono ją do wysokości 300 mm nad warstwą złoża piaskowego. Zmierzono czas opróżniania się całej kolumny do poziomu warstwy piasku.

Z uwagi na niewielką wydajność objętościową prowadzonego procesu filtracji zakończono po przefiltrowaniu przez złożę z przygotowanego piasku pylastego 1256 cm<sup>3</sup> roztworu zawiesiny o średniej zawartości suchej masy gliny równej 15,7 g. W ostatniej fazie pomiaru przez złożę filtracyjne przepłynęło 4,71 g masy gliny.

## Analiza wyników badań laboratoryjnych

W serii badań mierzono czas przepływu zawiesiny gliniastej przez złożę piaskowe. Na początku filtracji przepłukano złożę czystą wodą wodociągową w celu przygotowania go do dalszych badań. Wyniki pomiarów przedstawiono w tabeli 4. Całkowity, uśredniony czas filtracji wody wyniósł 21 minut i 50 sekund, średnie natężenie przepływu przez złożę 0,0959 cm<sup>3</sup>/s, a średnia prędkość filtracji 0,0076 cm/s.

Następnie filtracji poddano 10 prób zawiesiny gliniastej. Próba numer 1 filtrowała się najszybciej przez filtr piaskowy, a próba numer 10 filtrowała się najdłużej. Czas filtracji kolejnych prób wydłużał się wraz ze wzrostem kumulacji zawiesiny gliniastej w warstwie podłoża piaskowego.

Tabela 4  
Pomiar czasu filtracji wody wodociągowej

| Filtracja czystej wody wodociągowej |                                           |                                      |                    |                                          |                           |
|-------------------------------------|-------------------------------------------|--------------------------------------|--------------------|------------------------------------------|---------------------------|
| Lp.                                 | Wysokość opróżnianej kolumny filtracyjnej | Objętość filtratu [cm <sup>3</sup> ] | Czas filtracji [s] | Natężenie przepływu [cm <sup>3</sup> /s] | Prędkość filtracji [cm/s] |
| 1                                   | 2                                         | 3                                    | 4                  | 5                                        | 6                         |
| 1                                   | 100 mm                                    | 125,6                                | 21 min 35          | 0,097                                    | 0,0077                    |
| 2                                   |                                           | 125,6                                | 22 min 9           | 0,0945                                   | 0,0075                    |
| 3                                   |                                           | 125,6                                | 21 min 46          | 0,0962                                   | 0,0076                    |
| Wartość średnia                     | 100 mm                                    | 125,6                                | 21 min 50          | 0,0959                                   | 0,0076                    |

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 5

Czas filtracji zawiesiny gliniastej przez złożo piaskowe

| Filtracja zawiesiny |                                      |                          |                                          |                           |
|---------------------|--------------------------------------|--------------------------|------------------------------------------|---------------------------|
| Numer próby         | Objętość filtratu [cm <sup>3</sup> ] | Czas filtracji [min i s] | Natężenie przepływu [cm <sup>3</sup> /s] | Prędkość filtracji [cm/s] |
| 1                   | 2                                    | 3                        | 4                                        | 5                         |
| 1                   | 125,6                                | 22 min 32 s              | 0,0929                                   | 0,0074                    |
| 2                   | 125,6                                | 22 min 52 s              | 0,0915                                   | 0,0073                    |
| 3                   | 125,6                                | 24 min 15 s              | 0,0863                                   | 0,0069                    |
| 4                   | 125,6                                | 26 min 54 s              | 0,0778                                   | 0,0062                    |
| 5                   | 125,6                                | 28 min 28 s              | 0,0735                                   | 0,0058                    |
| 6                   | 125,6                                | 36 min 19 s              | 0,0576                                   | 0,0046                    |
| 7                   | 125,6                                | 45 min 33 s              | 0,0460                                   | 0,0036                    |
| 8                   | 125,6                                | 52 min 26 s              | 0,0399                                   | 0,0032                    |
| 9                   | 125,6                                | 1 h 7 min 31 s           | 0,0310                                   | 0,0025                    |
| 10                  | 125,6                                | 1 h 26 min 12 s          | 0,0243                                   | 0,0019                    |
| 11                  | 125,6                                | 3 h 36 min 49 s          | 0,0097                                   | 0,0008                    |

Źródło: opracowanie własne.

W ostatnim etapie przefiltrowano dodatkową próbę przez całkowitą wysokość kolumny (próba numer 11), której czas filtracji wyniósł 3 godziny, 36 minut i 49 sekund. Wyniki filtracji przez złożo piaskowe zawiesiny gliniastej zestawiono w tabeli 5.

## Omówienie wyników badań II etapu

Współczynnik infiltracji obliczono na podstawie poniższego wzoru:

$$K = \frac{\sqrt{2}}{t\sqrt{g}} (\sqrt{h} - \sqrt{h - h_t}) \quad (1)$$

gdzie:

K – współczynnik infiltracji [m/s],

t – czas filtracji [min],

g – przyspieszenie ziemskie (9,81 m/s<sup>2</sup>),

h – wysokość napełnienia maksymalnego kolumny filtracyjnej (0,3 m),

h<sub>t</sub> – wysokość opróżnianej części kolumny filtracyjnej (0,1 m),

h-h<sub>t</sub> – różnica wysokości (0,2 m).

Wzór (1) na współczynnik infiltracji wynika z założenia, że średnia prędkość filtracji jest zmienna w czasie  $t$  i zależy od wysokości słupa cieczy nad warstwą filtracyjną  $h$ . Woda wycieka przez pory próbki filtracyjnej i wówczas powierzchnię filtrującą badanych próbek można przyjąć jako proporcjonalną do powierzchni kolumny filtrującej, a objętość filtratu spełnia warunek:

$$KFv_1 = Fv_0 \quad (2)$$

Współczynnik  $K$  w równaniu (2) można uważać za potencjalnie równy współczynnikowi przesiąkania (infiltracji). W prowadzonych badaniach mierzony czas  $t$  jest niezbędny do opróżnienia kolumny filtracyjnej o zadaną wysokość  $h_m$ , która pomnożona przez powierzchnię kolumny filtracyjnej  $F$  odpowiada objętości  $V$  filtratu otrzymanego w czasie  $t$  (rysunek 2). Rozpatrując ten proces zgodnie z podstawami hydrauliki w różniczkowym czasie  $dt$ , objętość wypływającej wody wyniesie  $dV$ . Prędkość wypływu filtratu można przyjąć równą  $v_0$ . Sytuację tę można wówczas opisać następująco:

$$dV = Fv_0 dt \quad (3)$$

Ponieważ w wyniku kolmatacji powierzchnia podłoża ulega zmniejszeniu o wartość współczynnika kolmatacji  $K$ , to prędkość wypływu zmienia się z  $v_0$  na  $v_1$

$$dV = KFv_1 dt \quad (4)$$

W tym samym różniczkowym czasie  $dt$  odpływa z kolumny filtracyjnej taka sama objętość wody  $dV$  powodując zmianę wysokości napełnienia kolumny również z prędkością  $v_1$ , czyli:

$$KFv_1 dt = Fv_0 dt \quad (5)$$

Przepływ wody przez kolumnę odbywa się pod wpływem siły grawitacji zgodnie z zależnością:

$$v_1 = \sqrt{2g(h - h_t)} \quad (6)$$

gdzie:

$g$  – przyspieszenie ziemskie,

$h$  – wysokość kolumny filtracyjnej,

$h_t$  – poziom słupa cieczy nad warstwą filtracyjną w chwili  $dt$ .

$$KFv_1 dt = Fv_0 dt \quad (7)$$

a więc

$$KFv_1 = Fv_0 \quad (8)$$

$$KF\sqrt{2g(h - h_t)} = Fv_0 \quad F\sqrt{2g(h - h_t)} = Fv \quad (9)$$

lub

$$v_0 = K\sqrt{2g(h - h_t)} \quad (10)$$

Jeżeli prędkość filtracji  $V_0$  można przedstawić równaniem różniczkowym jako  $\frac{dht}{dt}$ , to z równania (10) otrzymamy równanie różniczkowe w postaci:

$$\frac{dht}{dt} = K * \sqrt{2g(h-h_t)} \quad (11)$$

A po rozdzieleniu zmiennych:

$$dt = \left( \frac{1}{K\sqrt{2g}} \right) \frac{dh_t}{\sqrt{h-h_t}} \quad (12)$$

Po całkowaniu równania (12):

$$t = -\frac{\sqrt{2}}{K\sqrt{g}} \sqrt{h-h_t} + C \quad (13)$$

Ponieważ gdy  $t = 0$ ,  $h_t = 0$ , to

$$C = \frac{\sqrt{2}}{K\sqrt{g}} \sqrt{h} \quad (14)$$

$$t = \frac{\sqrt{2}}{K\sqrt{g}} * (\sqrt{h} - \sqrt{h-h_t}) \quad (15)$$

Ostatecznie z powyższego można obliczyć współczynnik kolmatacji:

$$\eta = \frac{K_o}{K_i} \quad (16)$$

gdzie:

$K_o$  – współczynnik filtracji czystego złoża [m/s],

$K_i$  – współczynnik filtracji skolmatowanego złoża [m/s].

W tabeli 6 zestawiono, oprócz wartości skumulowanej masy zawieszin kolmatujących podłoże filtracyjne, obliczone współczynniki  $K$  i  $\eta$ .

Zmianę współczynnika kolmatacji w funkcji czasu ilustruje rysunek 3.

Wpływ masy zawieszin kolmatujących złoża na spadek filtracji przedstawiono na rysunku 4.

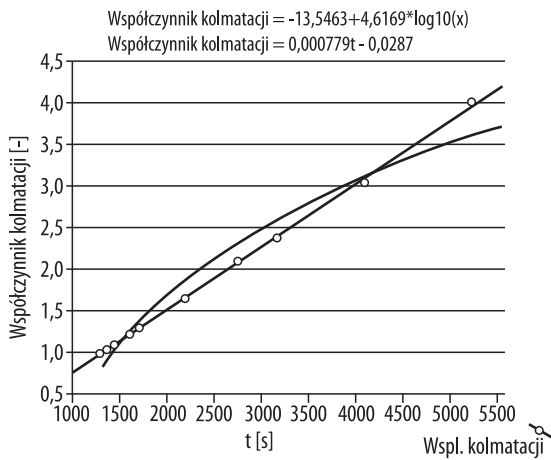
Wraz z dodawaniem kolejnej dawki gliny powstawała coraz większa warstwa kolmatacyjna, powodująca wzrost współczynnika kolmatacji i wydłużenie czasu filtracji. Powodowało to jednocześnie zmniejszenie prędkości filtracji.

Tabela 6  
Współczynniki filtracji i kolmatacji filtra z piasku zawieszoną gliny

| Lp. | Objętość filtratu<br>V<br>[cm <sup>3</sup> ] | Masa zawiesiny<br>m<br>[g] | Czas filtracji<br>t<br>[s] | Współczynnik            |                      |
|-----|----------------------------------------------|----------------------------|----------------------------|-------------------------|----------------------|
|     |                                              |                            |                            | filtracji<br>K<br>[m/s] | kolmatacji<br>η<br>- |
| 1   | 125,6                                        | 0,0                        | 1310                       | 0,0020                  | 1,00                 |
| 2   | 125,6                                        | 1,6                        | 1352                       | 0,0020                  | 1,03                 |
| 3   | 251,2                                        | 3,1                        | 1372                       | 0,0020                  | 1,04                 |
| 4   | 376,8                                        | 4,7                        | 1455                       | 0,0019                  | 1,10                 |
| 5   | 502,4                                        | 6,3                        | 1614                       | 0,0017                  | 1,23                 |
| 6   | 628,0                                        | 7,9                        | 1708                       | 0,0016                  | 1,31                 |
| 7   | 753,6                                        | 9,4                        | 2179                       | 0,0012                  | 1,65                 |
| 8   | 879,2                                        | 11,0                       | 2733                       | 0,0010                  | 2,11                 |
| 9   | 1004,8                                       | 12,6                       | 3146                       | 0,0009                  | 2,38                 |
| 10  | 1130,4                                       | 14,1                       | 4051                       | 0,0007                  | 3,04                 |
| 11  | 1256,0                                       | 15,7                       | 5172                       | 0,0005                  | 4,00                 |

Źródło: opracowanie własne.

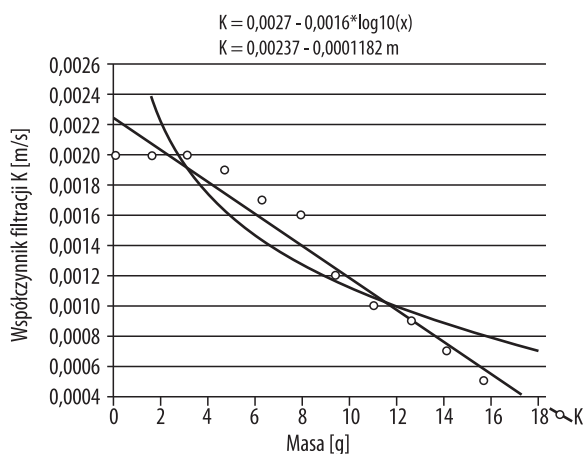
Rysunek 3  
Zmienność współczynnika kolmatacji w funkcji czasu filtracji



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 4

Zmienność współczynnika filtracji w funkcji masy zawieszin kolmatujących



Źródło: opracowanie własne.

## Podsumowanie

Uszczelnienie gruntu, zwane kolmatacją, oraz wytworzenie na jego powierzchni błony mechaniczno-biologicznej występuje w czasie przepływu wody powierzchniowej przez złożę gruntowe.

Wstępne wyniki badań wskazują, że w zbiornikach retencyjnych wód opadowych o zjawisku kolmatacji bardzo wyraźnie decydują najdrobniejsze frakcje zawieszin gliniasto-pyłowych, a w badanym przypadku < 0,1 mm. Wpływ potencjalnie zatrzymywanych zawieszin o uziarnieniu < 0,1 mm na wartość współczynnika kolmatacji i infiltracji można opisać zależnością logarytmiczną, względnie równaniem linii prostej.

Na podstawie przedstawionych wyników należy stwierdzić, że zjawisko kolmatacji obniża prędkość filtracji wody przez filtr, a więc także infiltrację. Nieuwzględnianie procesów kolmatacyjnych zachodzących w podłożu infiltracyjnym może stać się główną przyczyną szybkiego uszczelnienia dna zbiorników retencyjnych.

W badaniach, które będą kontynuowane, problem zjawiska kolmatacji będzie analizowany doświadczalnie z wykorzystaniem aparatury umożliwiającej segregację hydrauliczną drobnych frakcji zawieszin w skali półtechnicznej.

Obecnie można stwierdzić, że tempo procesu kolmatacji dna zbiornika retencyjnego w warunkach środowiska naturalnego można określić na podstawie wieloletnich pomiarów odpływu gruntowego przy założeniu, że spadek przepływu jest tylko i wyłącznie efektem postępującej kolmatacji dna zbiornika.

*Artykuł powstał w ramach pracy statutowej S/WBiŚ/2/2011.*



Beata Lorenc • Anatoli Hurynovich

# ANALIZA EFEKTYWNOŚCI EKSPLOATACJI UJĘĆ WÓD PODZIEMNYCH

---

Beata Lorenc, mgr inż. – Politechnika Białostocka

Anatoli Hurynovich, prof. dr hab. inż. – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

Katedra Systemów Inżynierii Środowiska

ul. Wiejska 45E, 15-351 Białystok

e-mail: beata-lorenc@wp.pl

## ANALYSIS OF THE OPERATING EFFICIENCY OF UNDERGROUND WATER INTAKES

**SUMMARY:** Each groundwater intake should strive to ensure proper working conditions for all wells used. Among the normal rules of operation, pay special attention to compliance with the conditions set granted permits in water law for water abstraction and analysis of the current operating parameters – performance, the level of the water, energy, and the evaluation of devices installed in wells – efficiency submersible pumps.

**KEY WORDS:** groundwater, productivity of wells, water level, the efficiency of submersible pumps

---

## Wstęp

Dążeniem każdego eksploatatora systemu zaopatrzenia w wodę – opartego na ujęciu głębinowym – jest zapewnienie dużego stopnia niezawodności funkcjonowania studni oraz utrzymanie optymalnych kosztów użytkowania. Niezawodność ujęć wód podziemnych i energooszczędnej eksploatacji studni są zagadnieniami priorytetowymi. Podczas eksploatacji studni głębinowych przebiegają procesy, których skutkiem jest stopniowe zmniejszenie sprawności ujęć otworów studziennych i zainstalowanych w nich urządzeń.<sup>1</sup>

W pracy przeanalizowano efektywność eksploatacji ujęć wód podziemnych w miejscowości Hajnówka i Sokółka. Analiza dotyczyła określenia obecnego stanu ujęcia wody podziemnej, a przede wszystkim położenia poziomu wody w studniach i możliwości jej degradacji ilościowej, oraz ekonomicznej optymalizacji zagospodarowania wody podziemnej poprzez zmniejszenie zużycia energii elektrycznej przez pompy głębinowe. Zebrane informacje zostały oparte na doświadczeniach zgromadzonych podczas wieloletniej eksploatacji ujęć studziennych zaopatrujących miasta Hajnówka i Sokółka.

## Gospodarowanie zasobami eksploatacyjnymi wód podziemnych w Polsce

Gospodarowanie wodami prowadzone jest zgodnie ze zrównoważonym rozwojem, oznaczającym jednocześnie kształtowanie, ochronę oraz zarządzanie zasobami wodnymi. Zasoby wód podziemnych, aczkolwiek odnawialne, nie mogą być wykorzystywane w sposób niekontrolowany z uwagi na ograniczoną ich ilość, zmienną jakość oraz skutki dla środowiska, jakie może przynieść ich nadmierna eksploatacja. Niezbędne jest prowadzenie racjonalnej gospodarki wodnej, realizowanej za pomocą ustalania zasobów dyspozycyjnych w skali hydrogeologicznych jednostek bilansowych i zasobów eksploatacyjnych określanych dla poszczególnych ujęć lub grup ujęć. Zasoby eksploatacyjne stanowią część naturalnych zasobów odnawialnych możliwą do wydobycia w określonych warunkach środowiska oraz warunkach hydrogeologicznych i technicznych (tabela 1).<sup>2</sup>

Zasoby wód podziemnych na terenie województwa podlaskiego są rozmieszczone dość nierównomiernie. Na obszarze województwa znajdują się trzy zbiorniki wód podziemnych (GZWP Nr 216 – „Sandr Kurpie”, nr 217 – „Pradolina rzeki Biebrzy” i nr 218 – „Pradolina rzeki Supraśl”). W województwie podlaskim w 2005 roku zużycie wody na potrzeby gospodarki narodowej i ludności wynio-

<sup>1</sup> G. Houben, Ch. Treskatis, *Regeneracja studni*, Projprzem-EKO, Bydgoszcz 2004.

<sup>2</sup> S. Pergół, J. Sokołowski, *Wody podziemne. Bilans zasobów eksploatacyjnych i dyspozycyjnych wód podziemnych Polski wg stanu na dzień 31.12.2011r.*, Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa 2012.

Tabela 1

Zestawienie ustalonych zasobów eksploatacyjnych zwykłych wód podziemnych w Polsce w 2011 roku

| Lp. | Województwo         | Powierzchnia<br>[km <sup>2</sup> ] | Zasoby eksploatacyjne      |                  |                                                              |           |           |
|-----|---------------------|------------------------------------|----------------------------|------------------|--------------------------------------------------------------|-----------|-----------|
|     |                     |                                    | Ogółem [m <sup>3</sup> /h] |                  | Stan zasobów eksploatacyjnych [m <sup>3</sup> /h z poziomów] |           |           |
|     |                     |                                    | Stan na<br>2011.12.31      | Czwartorzędowych | Trzeciorzędowych                                             | Kredowych | Starszych |
| 1   | Dolnośląskie        | 19 948                             | 89 892                     | 60828            | 20 549                                                       | 3 266     | 5 246     |
| 2   | Kujawsko-pomorskie  | 17 970                             | 165 342                    | 129 289          | 27 199                                                       | 7 164     | 1 689     |
| 3   | Lubelskie           | 25 114                             | 135 942                    | 22 094           | 12 682                                                       | 100 354   | 811       |
| 4   | Lubuskie            | 13 984                             | 93 539                     | 86 971           | 6 554                                                        | 14        | 0         |
| 5   | Łódzkie             | 18 219                             | 163 983                    | 64 064           | 7 955                                                        | 60 631    | 31 332    |
| 6   | Małopolskie         | 15 144                             | 71 323                     | 39 203           | 8 869                                                        | 12 805    | 10 444    |
| 7   | Mazowieckie         | 35 598                             | 243 602                    | 190 868          | 17 622                                                       | 25 081    | 10 029    |
| 8   | Opolskie            | 9 412                              | 55 908                     | 24 350           | 15 085                                                       | 1 916     | 14 557    |
| 9   | Podkarpackie        | 17 926                             | 57 779                     | 51 702           | 4 557                                                        | 1 484     | 35        |
| 10  | Podlaskie           | 20 180                             | 76 793                     | 74 700           | 2 047                                                        | 34        | 12        |
| 11  | Pomorskie           | 18 293                             | 163 441                    | 135 295          | 16 038                                                       | 12 063    | 44        |
| 12  | Śląskie             | 12 294                             | 105 779                    | 23 244           | 2 389                                                        | 4 510     | 75 635    |
| 33  | Świętokrzyskie      | 11 672                             | 59 951                     | 6 962            | 4 407                                                        | 14 221    | 34 360    |
| 14  | Warmińsko-mazurskie | 24 203                             | 130 809                    | 123 693          | 6 968                                                        | 148       | 0         |
| 15  | Wielkopolskie       | 29 826                             | 185 324                    | 112 672          | 45 381                                                       | 24 364    | 2 902     |
| 16  | Zachodniopomorskie  | 22 902                             | 173 343                    | 159 595          | 7 402                                                        | 1 488     | 4 685     |
|     | Razem               | 312 685                            | 1 972 757                  | 1 305 710        | 205 710                                                      | 269 550   | 191 786   |

Źródło: S. Pergół, J. Sokołowski, *Wody podziemne. Bilans zasobów eksploatacyjnych i dyspozycyjnych wód podziemnych Polski wg stanu na dzień 31.12.2011 r.*, Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa 2012.

sło 80 605 600 m<sup>3</sup>/rok, a zasoby eksploatacyjne wód podziemnych wynosiły 658 700 000 m<sup>3</sup>/rok.<sup>3</sup>

Z analizy porównawczej aktualnego zużycia wód podziemnych na potrzeby ludności i gospodarki komunalnej oraz zasobów eksploatacyjnych wód podziemnych wynika, iż zużycie w 2005 roku było przeszło 8 razy mniejsze od zasobów eksploatacyjnych, co oznacza, że w skali województwa zasoby eksploatacyjne wód podziemnych są wystarczające.

<sup>3</sup> C. Madejski i in., *Dokumentacja hydrogeologiczna zasobów wód podziemnych regionu białostockiego*, Przedsiębiorstwo Geologiczne POLGEOL, Warszawa 1994.

## Studnie głębinowe w systemie zaopatrzenia w wodę

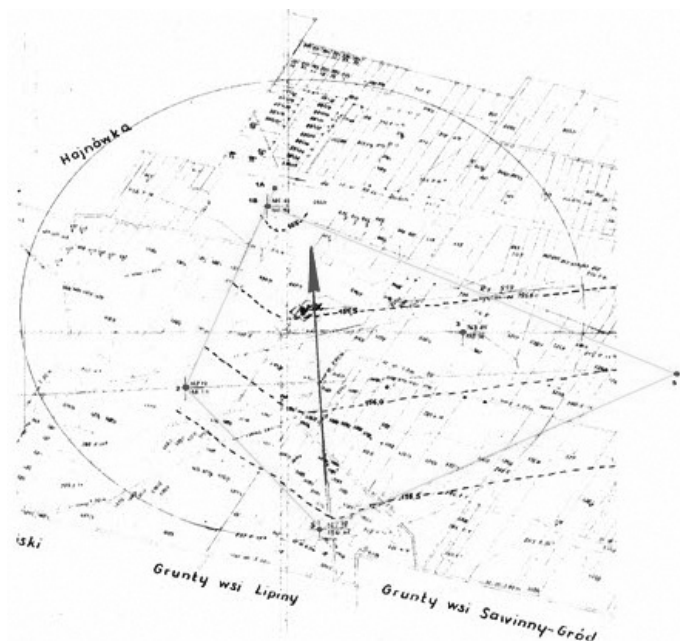
### System zaopatrzenia w wodę w mieście Hajnówka

Wodociągowe ujęcie wód podziemnych w Hajnówce składa się z 6 otworów studziennych, usytuowanych w północnej części miasta, na obszarze pól i łąk. Wszystkie studnie ujmują do eksploatacji trzeciorzędowy poziom wodonośny (wodonośne piaski diagocieńskie). Czwartorzędowe piętro wodonośne zalega w granicach 80-95 m, reprezentowane jest przez niewielkiej miąższości (rzędu od 1 do kilku metrów) zawadnione przewarstwienia piaszczyste występujące w obrębie kompleksu gliniasto-pylastego. Woda zalegająca w obrębie tych przewarstwień znajduje się pod ciśnieniem subartezyjskim i stabilizuje się na głębokości około 4,0-9,0 m ppt. Ze względu na małą miąższość (na terenie ujęcia wodociągowego w Hajnówce) poziomy te nie mają żadnego znaczenia użytkowego i nie były badane na terenie ujęcia. Trzeciorzędowy poziom wodonośny w rejonie ujęcia waha się w granicach około 60-75 m, stanowią je dwie warstwy wodonośne - mioceńska i oligoceńska. Mioceńską warstwę wodonośną tworzą piaski formacji burowęglowej, które pomimo dobrej granulacji i znacznej miąższości (nawet do 30 m) nie są ujmowane do eksploatacji (na terenie ujęcia) ze względu na zanieczyszczenie pyłem węglowym oraz niebezpieczeństwo silnego, trudnego do uzdatnienia zabarwienia wody. Mioceńska warstwa wodonośna charakteryzuje się napiętym zwierciadłem wody, stabilizującym się na głębokościach około 4,0-10,0 m ppt. Oligoceńską warstwę wodonośną tworzą piaski drobnoziarniste i pylaste barwy szarej, zielonej, miejscami brązowej. Współczynniki filtracji wahają się w granicach 0,000242-0,0000433 m/s. Wydajności jednostkowe studzien ujmujących oligoceńską warstwę wodonośną wynoszą 2-3 m<sup>3</sup>/hm. Miąższość oligoceńskiej warstwy wodonośnej waha się w granicach 15,0-29,0 m. Jest ona oddzielona od warstwy mioceńskiej zielonymi mułkami i mułowcami o miąższości od jednego do kilku metrów. Lokalnie mułki wyklinowują się, a obie trzeciorzędowe warstwy wodonośne łączą się, tworząc jeden kompleks wodonośny (studnia nr 4). Zwierciadło wody ma charakter subartezyjski – stabilizuje się podobnie jak zwierciadło wody warstwy mioceńskiej.

### System zaopatrzenia w wodę w mieście Sokółka

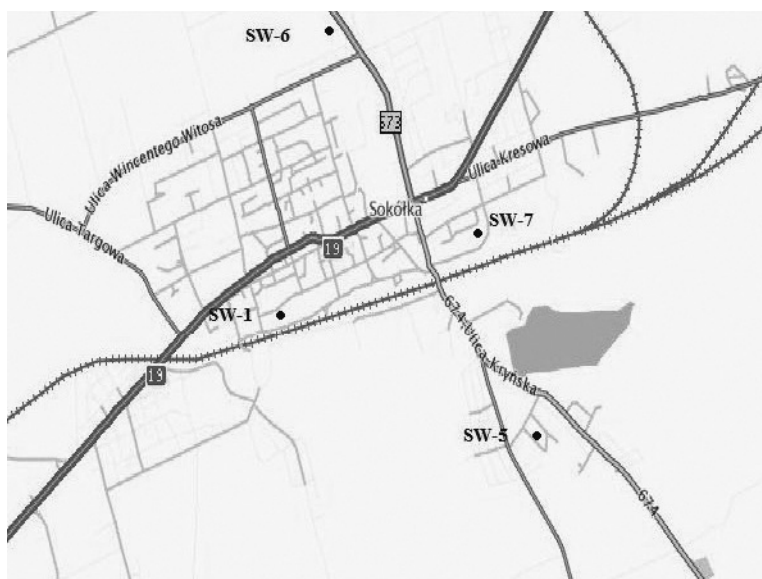
Wodociągowe ujęcie wód podziemnych w Sokółce składa się z 4 otworów studziennych. Na terenie miasta wykorzystywane są do celów eksploatacyjnych dwa poziomy wodonośne wieku czwartorzędowego – poziom pierwszy, przypowierzchniowy, oraz poziom drugi, główny użytkowy. Poziom przypowierzchniowy charakteryzuje się dość dużymi wahaniami poziomu miąższości i głębokości występowania. Szacuje się, że zalega on na głębokościach od 0 do 40 m pod powierzchnią terenu. Miąższość tej warstwy wynosi najczęściej od kilku do kilkunastu metrów, sporadycznie zaś do nawet kilkudziesięciu. Biorąc pod uwagę te warunki, poziom ten jest praktycznie nie wykorzystywany jako ujęcie dla studni

Rysunek 1.  
Plan sytuacyjny terenu ujęcia wód podziemnych w Hajnówce



Źródło: dane projektowe studni na ujęciu wód podziemnych w Hajnówce.

Rysunek 2  
Plan sytuacyjny terenu ujęcia wód podziemnych w Sokółce



Źródło: dane projektowe studni na ujęciu wód podziemnych w Sokółce.

głębinowych. Jakość, skład chemiczny i parametry wód poziomu powierzchniowego są prawie identyczne, jak te panujące w głównym poziomie użytkowym. Warstwa wodonośna występuje na głębokościach od 60 do 90 metrów pod powierzchnią terenu, jest przykryta kompleksami utworów o właściwościach przepuszczalnych oraz nieprzepuszczalnych, co daje praktycznie pewną eliminację możliwych zanieczyszczeń wód podziemnych składnikami dostającymi się z powierzchni terenu. Uzyskiwane wydatki jednostkowe oscylują wokół granicy od 6 do 30 m<sup>3</sup>/h/1 ms i pozwalają warstwie traktować ją jako zasobną w wodę. Zwierciadło swobodne wody stabilizację uzyskuje na głębokościach od 2,6 metra do 9,15 metra pod powierzchnią terenu. Oznacza to, że ciśnienie w warstwie osiąga wartości rzędu od 50 do 60 atmosfer. Warstwa należy do dobrze przepuszczalnych, ponieważ współczynniki filtracji mieszczą się w rzędzie 0,000568 – 0,000127 m/s. Pod względem składu chemicznego wody z tej warstwy są zaliczane do wód słodkich o mineralizacji sięgającej 250 mg/dm<sup>3</sup> oraz niskiej zawartości poszczególnych elementów mineralnych. Wartości te mieszczą się w normach wód pitnych nadających się do spożycia przez ludność bez uprzedniego uzdatniania.

## Warunki eksploatacji studni głębinowych

Każdy zakład ujęcia wód podziemnych powinien dążyć do zapewnienia prawidłowych warunków pracy wszystkich użytkowanych studni głębinowych. Wśród prawidłowych zasad eksploatacji należy zwrócić szczególną uwagę na przestrzeganie warunków określonych w udzielanych pozwoleniach wodnoprawnych na pobór wody – w odniesieniu do wydajności, depresji i czasu eksploatacji. Istotny jest także dobór pomp głębinowych, zapewniający optymalne zużycie energii elektrycznej oraz wysoki standard urządzeń pompowych, instalacji elektrycznych i armatury oraz umożliwiający bezawaryjną pracę i ograniczanie ujemnego wpływu na jakość ujmowanej wody. Dużą wagę przywiązuje się także do bieżącej analizy parametrów pracy – wydajności, poziomu lustra wody, energochłonności i do oceny pracy zainstalowanych w studniach urządzeń – sprawności pomp głębinowych.<sup>4</sup>

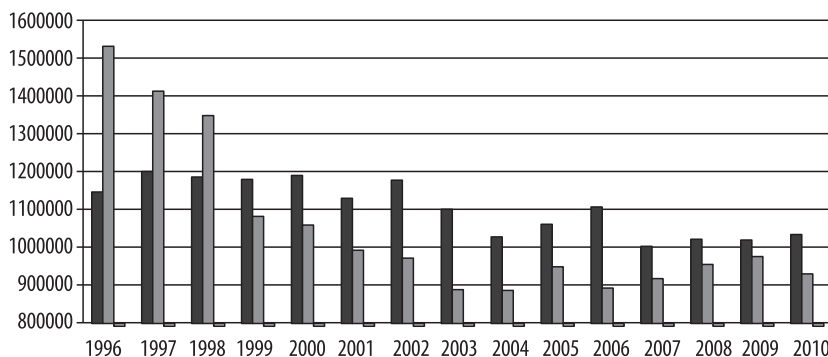
Ujęcie wody w Hajnówce posiada zatwierdzone w kat. „B” zasoby eksploatacyjne w wysokości:  $Q_e = 200 \text{ m}^3/\text{h}$  przy depresji  $Se = 20,0\text{--}28,6 \text{ m}$ .<sup>5</sup> Ujęcie wody podziemnej w Sokółce posiada zatwierdzone zasoby eksploatacyjne dla I poziomu wodonośnego w kat. C w wysokości:  $Q_e = 558 \text{ m}^3/\text{h}$  przy depresji  $Se = 4,8 \text{ m}$  oraz w kat. B:  $Q_e = 135 \text{ m}^3/\text{h}$  przy depresji  $Se = 2,9 \text{ m}$ , zaś dla II poziomu wodonośnego zasoby eksploatacyjne zatwierdzone są w kat. B przy parametrach:  $Q_e = 37 \text{ m}^3/\text{h}$  i depresji  $Se = 9,2 \text{ m}$ .<sup>6</sup> Zasoby te zostały ustalone na podstawie

<sup>4</sup> T. Gabryszewski, A. Wieczysty, *Ujęcia wód podziemnych*, Arkady, Warszawa 1985.

<sup>5</sup> Dane projektowe studni na ujęciu wód podziemnych w Hajnówce i dane dotyczące aktualnej eksploatacji wody na ujęciu PWiK w Hajnówce.

<sup>6</sup> Dane projektowe studni na ujęciu wód podziemnych w Sokółce; dane dotyczące aktualnej eksploatacji wody na ujęciu PWiK w Sokółce.

Rysunek 3  
Porównanie produkcji wody w miejscowościach Hajnówka i Sokółka [ $\text{m}^3/\text{rok}$ ]



Źródło: dane dotyczące aktualnej eksploatacji wody na ujęciu PWiK w Hajnówce i Sokółce.

prostych obliczeń zasobów dynamicznych i porównanie ich z możliwościami eksploatacyjnymi studzien wierconych oraz krótkotrwałego pompowania zespołowego. Średnia godzinowa eksploatacja ujęcia wody podziemnej w miejscowościach Hajnówka i Sokółka nie może przekraczać zatwierdzonych zasobów eksploatacyjnych. Wielkość eksploatacji w danych miejscowościach zależna była od zapotrzebowania, które do 2002 roku utrzymywało się na wysokim poziomie, po czym od roku 2003 zaczęło spadać. Przyczyną spadku zużycia wody był montaż wodomierzy w mieszkaniach u odbiorców indywidualnych w budownictwie wielorodzinnym (rysunek 3).

Każda studnia powinna być traktowana indywidualnie. Należy co jakiś czas wykonać badania i pomiary, aby ocenić jej aktualny stan. Najważniejszymi parametrami pozwalającymi zweryfikować pracę studni są wykonywane w regularnych odstępach czasu pomiary: wydajności, poziomu zwierciadła statycznego i dynamicznego oraz wielkości depresji. Wyniki badań należy później porównać z danymi ujętymi w dokumentacji projektowej studni. W celach porównawczych metoda pomiarów powinna być zawsze taka sama. Na podstawie takich danych można obliczyć procentowy spadek wydajności studni. Celem stwierdzenia aktualnej sprawności studni należy przeprowadzić próbne pompowanie pomiarowe, a jego wyniki porównać z rezultatem z okresu budowy studni, przyjmując, że wtedy miała 100% sprawności. Wskaźnikiem sprawności studni jest jej aktualna wydajność jednostkowa „q”, która określa wydajność studni w litrach z 1 m depresji w ciągu 1 godziny ( $q = Q/s$ ). Czas pompowania pomiarowego powinien trwać minimum 1 godzinę – do ustabilizowania się zwierciadła dynamicznego wody. W czasie wykonywania pomiarów należy uwzględnić pracujące w pobliżu inne studnie, których praca może mieć wpływ na wyniki.<sup>7</sup>

<sup>7</sup> G. Houben, Ch. Treskatis, *Regeneracja studni*, Projprzem-EKO, Bydgoszcz 2004.

Tabela 2

Zestawienie projektowanych parametrów poszczególnych studni na ujęciu w Hajnówce i Sokółce

| Numer otworu | Zasoby eksploatacyjne<br>(maksymalna wydajność eksploatacyjna)<br>$Q_k$ [m <sup>3</sup> /h] | Depresja eksploatacyjna<br>$S_k$ [m] | Wydatek jednostkowy przy<br>wydajności eksploatacyjnej<br>$q$ [m <sup>3</sup> /h*m] | Współczynnik filtracji<br>$k$ [m/s] |
|--------------|---------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------|
| HAJNÓWKA     |                                                                                             |                                      |                                                                                     |                                     |
| S-1A         | 43,0                                                                                        | 17,0                                 | 2,53                                                                                | 0,10                                |
| S-1B         | 66,0                                                                                        | 23,7                                 | 2,78                                                                                | 0,10                                |
| S-2A         | 60,0                                                                                        | 27,3                                 | 2,20                                                                                | 0,12                                |
| S-3          | 52,5                                                                                        | 20,2                                 | 2,59                                                                                | 0,09                                |
| S-4          | 52,0                                                                                        | 20,0                                 | 2,60                                                                                | 0,13                                |
| S-5          | 66,0                                                                                        | 23,4                                 | 2,82                                                                                | 0,16                                |
| $\Sigma$     | 339,5                                                                                       |                                      |                                                                                     |                                     |
| SOKÓŁKA      |                                                                                             |                                      |                                                                                     |                                     |
| S-1          | 116,0                                                                                       | 2,0                                  | 58,0                                                                                | 0,0001-0,0005                       |
| S-5          | 150,0                                                                                       | 7,3                                  | 20,54                                                                               | 0,0001-0,0005                       |
| S-6          | 42,8                                                                                        | 8,5                                  | 5,03                                                                                | 0,0001-0,0005                       |
| S-7          | 88,0                                                                                        | 6,4                                  | 13,75                                                                               | 0,0001-0,0005                       |
| $\Sigma$     | 369,8                                                                                       |                                      |                                                                                     |                                     |

Źródło: dane projektowe studni na ujęciu wód podziemnych w Hajnówce i Sokółce.

Tabela 3

Zestawienie eksploatacyjnych parametrów poszczególnych studni na ujęciu w Hajnówce i Sokółce

| Numer otworu | Zasoby eksploatacyjne (maksymalna<br>wydajność eksploatacyjna) $Q_k$ [m <sup>3</sup> /h] | Depresja eksploatacyjna<br>$S_k$ [m] | Wydatek jednostkowy przy<br>wydajności eksploatacyjnej<br>$q$ [m <sup>3</sup> /h*m] | Współczynnik filtracji<br>$k$ [m/s] |
|--------------|------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------|
| HAJNÓWKA     |                                                                                          |                                      |                                                                                     |                                     |
| S-1A         | 43,0                                                                                     | 26,3                                 | 1,63                                                                                | 0,10                                |
| S-1B         | 66,0                                                                                     | 26,3                                 | 2,50                                                                                | 0,10                                |
| S-2A         | 60,0                                                                                     | 27,6                                 | 2,17                                                                                | 0,12                                |
| S-3          | 51,6                                                                                     | 19,7                                 | 2,62                                                                                | 0,09                                |
| S-4          | 51,6                                                                                     | 20,1                                 | 2,56                                                                                | 0,13                                |
| S-5          | 64,0                                                                                     | 23,6                                 | 2,71                                                                                | 0,16                                |
| $\Sigma$     | 336,2                                                                                    |                                      |                                                                                     |                                     |
| SOKÓŁKA      |                                                                                          |                                      |                                                                                     |                                     |
| S-1          | 40,0                                                                                     | 2,3                                  | 17,4                                                                                | 0,0001-0,0005                       |
| S-5          | 65,0                                                                                     | 7,5                                  | 8,6                                                                                 | 0,0001-0,0005                       |
| S-6          | 40,0                                                                                     | 8,8                                  | 4,4                                                                                 | 0,0001-0,0005                       |
| S-7          | 66,9                                                                                     | 6,6                                  | 10,1                                                                                | 0,0001-0,0005                       |
| $\Sigma$     | 211,9                                                                                    |                                      |                                                                                     |                                     |

Źródło: Dane dotyczące aktualnej eksploatacji wody na ujęciu PWiK w Hajnówce i Sokółce.



Tabela 4

Dane techniczne pracy pomp głębinowych eksploatowanych na ujęciu wody podziemnej w Hajnówce

| Numer studni | Wydajność studni Q<br>[m <sup>3</sup> /h] | Zapotrzebowanie<br>na moc silnika N [kW] | Wysokość podnoszenia<br>pompy [m] | $G = N/Q$<br>G [kWh/m <sup>3</sup> ] |
|--------------|-------------------------------------------|------------------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------------|
| HAJNÓWKA     |                                           |                                          |                                   |                                      |
| 1A           | 43                                        | 15                                       | 57                                | 0,35                                 |
| 1B           | 66                                        | 18                                       | 58                                | 0,27                                 |
| 2            | 60                                        | 18                                       | 59                                | 0,30                                 |
| 3            | 52,5                                      | 22                                       | 59                                | 0,41                                 |
| 4            | 52                                        | 22                                       | 57                                | 0,42                                 |
| 5            | 66                                        | 22                                       | 58                                | 0,33                                 |
| SOKÓŁKA      |                                           |                                          |                                   |                                      |
| 1            | 73                                        | 26                                       | 73                                | 0,37                                 |
| 5            | 116                                       | 41,5                                     | 80                                | 0,36                                 |
| 6            | 45                                        | 15                                       | 70                                | 0,33                                 |
| 7            | 90                                        | 28,5                                     | 80                                | 0,32                                 |

Źródło: dane dotyczące aktualnej eksploatacji wody na ujęciu PWiK w Hajnówce i Sokółce.

Parametry projektowane oraz eksploatacyjne studni na poszczególnych ujęciach zestawiono w tabeli 2 i 3. Analiza wskazała, że najgorzej pracującą studnią na ujęciu w Hajnówce jest studnia S-1A, a w Sokółce S-1 oraz S-5.

## Optymalizacja pracy pomp

Wśród prawidłowych zasad eksploatacji istotny jest dobór pomp głębinowych, zapewniający optymalne zużycie energii elektrycznej. Pompy głębinowe pracujące w ujęciach wód podziemnych ze studniami wierconymi zużywają na ogół zbyt dużo energii elektrycznej.<sup>8</sup>

Parametry pracy pomp zainstalowanych w odpowiednich studniach przedstawiono w tabeli 4.

Analizując aspekty techniczne, stwierdzono, że istniejące układy pompowe ujęć wód podziemnych ze studniami wierconymi w mieście Hajnówka wymagają pilnej modernizacji. Zapotrzebowanie na moc silnika w chwili obecnej jest znacznie niższe niż dobrana w istniejącym układzie pompowym. Zmniejszenie kosztów eksploatacji jest możliwe poprzez optymalizację doboru pomp, co powinno przynieść wymierne korzyści eksploatacyjne. Do wybrania najbardziej efektywnej pompy można zastosować program Grundfos WinCAPS (tabela 5).

<sup>8</sup> M. Strączyński i in., *Podręcznik eksploatacji pomp w wodociągach i kanalizacji*, Wyd. Seidel – Przywecki, Józefosław 2012.

Tabela 5  
Dobre pompy głębinowe

| Numer studni | Wydajność studni [m³/h] | Typ pompy | Zapotrzebowanie na moc silnika N [kW] | Wysokość podnoszenia pompy [m] | $G = N/Q$ [kWh/ m³] |
|--------------|-------------------------|-----------|---------------------------------------|--------------------------------|---------------------|
| HAJNÓWKA     |                         |           |                                       |                                |                     |
| 1A           | 43                      | SP 46-7   | 11,9                                  | 57                             | 0,28                |
| 1B           | 66                      | SP 95-4   | 18,1                                  | 58                             | 0,27                |
| 2            | 60                      | SP 60-8   | 15,9                                  | 59                             | 0,27                |
| 3            | 52,5                    | SP 60-7   | 13,8                                  | 59                             | 0,26                |
| 4            | 52                      | SP 60-7   | 13,8                                  | 57                             | 0,26                |
| 5            | 66                      | SP 95-4   | 18,1                                  | 58                             | 0,27                |

Źródło: Program komputerowy: „WinCAPS7.80” firmy Grundfos, [www.grundfos.com](http://www.grundfos.com) [15-02-2013].

Wprowadzając parametry pompy o wymaganych wartościach na poszczególnych studniach, można uzyskać urządzenie o najbardziej efektywnych parametrach pracy.

Na podstawie współczynnika  $G$  stwierdzono, że najbardziej efektywną studnią w miejscowości Hajnówka jest studnia nr 1B, gdyż stosunek zapotrzebowania na moc silnika  $N$  do wydajności  $Q$  jest najmniejszy i wynosi 0,27 kWh/m³. Najgorzej pracuje studnia nr 4, dla której współczynnik  $G$  wynosi 0,42. Efektywność pracy studni w Sokółce jest na dobrym poziomie.

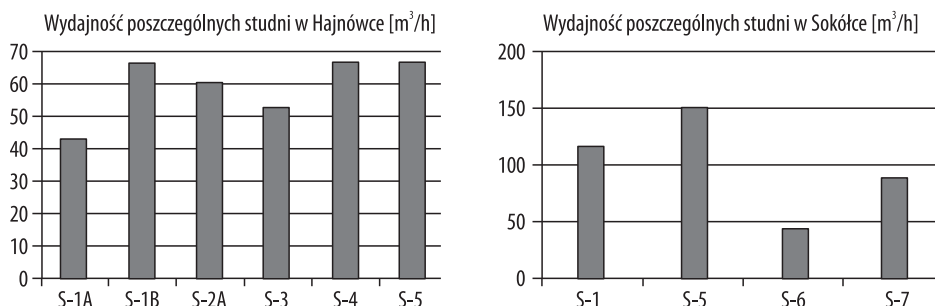
W przypadku wysoce zmiennego modelu zużycia wody o dużych wartościach szczytowych, które powodują bądź głębokie obniżenia dynamicznego poziomu wody gruntowej, bądź wysokie przeciwcisnienie spowodowane stratą ciśnienia na tarcie lub zatkanie się filtra ciśnieniowego, należy zastosować kilka mniejszych pomp w układzie kaskadowym lub sterować częstotliwościami pompy poprzez przetwornik ciśnienia.

W studni narażonej na działanie głębokich, krótkotrwałych obniżen poziomu wody bardziej prawdopodobne jest powstanie osadów w otworach filtra i złożu żwirowym niż w studni, która jest równomiernie obciążona przez długie okresy. Osady na filtrze zmniejszają jednostkową wydajność studni i przyspieszają porę regeneracji.

Podczas pompowania z dużej studni można znacznie zmniejszyć częstość głębokich obniżen poziomu wody, jeśli zastosuje się jedną pompę obciążenia podstawowego i jedną pompę obciążenia szczytowego tego samego rodzaju i w tej samej studni, o ile pozwala na to jej średnica. Jeśli pompuje się z kilku studni, pompy powinny zostać połączone w taki sposób, by podstawowe zapotrzebowanie zostało pokryte przy minimalnym obniżeniu poziomu wody, minimalnej stracie na tarcie w systemie rurociągowym i minimalnym spadku ciśnienia na filtrze. W przypadku kaskadowego sterowania pomp pracujących równolegle lub sterowania częstotliwościowego poprzez przetwornik ciśnienia istnieje możliwość przedłużenia okresów czasu pomiędzy regeneracjami studni i popra-

Rysunek 4

Porównanie wydajności studni na ujęciu wody podziemnej w Hajnówce i Sokółce



Źródło: dane dotyczące aktualnej eksploatacji wody na ujęciu PWiK w Hajnówce i Sokółce.

wy jakości wody uzdatnionej. Do wyboru właściwej pompy konieczna jest znajomość charakterystyki studni z protokołu studni bądź z pompowania próbnego. Z pomiarów lub obliczeń eksploatacyjnych winny wynikać co najmniej dwa zestawy wartości oporów tarcia przy danej wydajności surowej wody: wartości przy czystym filtrze studni i wartości przy zatkany filtrze. Konieczna jest również znajomość zapotrzebowania przy szczytowym obciążeniu i podstawowym obciążeniu.<sup>9</sup>

Dodatkowo należy zwrócić uwagę, by przy doborze pomp wody surowej nie opierać się jedynie na aspektach technicznych, lecz uwzględniać także inne czynniki mające wpływ na koszty energii. Jeśli istnieje możliwość otrzymywania energii elektrycznej według zredukowanej taryfy nocnej, to należy tak zaprojektować wydajność pompowania wody, by główne operacje pompowania wody odbywały w okresach obowiązywania tańszej taryfy. Jeśli oszczędności energii w okresach obowiązywania tańszej taryfy są marginalne, to pracę całego systemu pomp należy zoptymalizować tak, aby rozłożyć ją na możliwie długi okres czasu. Należy również zwrócić uwagę na wydajność, która powinna być rozdzielona na kilka pomp w celu uzyskania optymalnej ekonomiki i niezawodności.<sup>10</sup>

## Podsumowanie

W Hajnówce i Sokółce aktualny pobór wody z ujęcia wody podziemnej jest mniejszy niż możliwości eksploatacji, ale produkcja pokrywa zapotrzebowanie miasta. Jednak nie stanowi zagrożenia dla zasobów. Według prognoz zapotrzebowanie miasta na wodę, ilość zużywanej wody ma obecnie tendencję spadkową.

<sup>9</sup> M. Strączyński i in., *Podręcznik eksploatacji pomp...*, op. cit.; Poradnik techniczny firmy GRUNFOS „Systemy pomp głębinowych GRUNFOS”.

<sup>10</sup> Ibidem.

Pracujące ujęcia w pełni pokrywają zapotrzebowanie na wodę. Aby właściwie gospodarować zasobami wód, należy niezwłocznie przeprowadzić optymalizację monitoringu. Prawidłowo działający system monitoringu stanów i jakości jest podstawą określenia tendencji zmian. Wymiana pomp głębinowych w miejscowości Hajnówka zmniejszy zużycie energii elektrycznej. Należy w dalszym ciągu starać się o zminimalizowanie strat ponoszonych przez wodociągi.

Dariusz Andraka • Georgij Cherednik

# AUTOMATYCZNY SYSTEM ZARZĄDZANIA POBOREM I DYSTRYBUCJĄ WODY JAKO ELEMENT ZRÓWNOWAŻONEGO SYSTEMU EKSPLOATACJI NA PRZYKŁADZIE MIASTA ŻODINO (BIAŁORUŚ)

---

Dariusz Andraka, dr inż. – Politechnika Białostocka

Georgij Cherednik, mgr inż. – Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji Żodino

adres korespondencyjny:

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

Katedra Systemów Inżynierii Środowiska

ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok

e-mail: d.andraka@pb.edu.pl; kanal@tut.by

## UTOMATIC SYSTEM OF WATER SUPPLY MANAGEMENT AS THE ELEMENT OF SUSTAINABLE MAINTENACE SYSTEM ON THE EXAMPLE OF ŻODINO WATERWORKS (BIEŁORUS)

**SUMMARY:** The paper presents application of automatic system to monitor, control and optimize operation of water distribution network and underground water intakes. The results achieved in Żodino Waterworks show significant reduction in costs of exploitation, mostly concerned with electrical energy savings. Implementation of integrated automatic systems of management and control in water supply systems appears to be one of the key factors encouraging introduction of sustainable maintenance strategy that merges ideas of sustainable development, good maintenance practice and scientific research.

**KEY WORDS:** sustainable maintenance, automatic control and management systems, energy savings, waterworks

---

## Wstęp

System zaopatrzenia w wodę jest zespołem obiektów technicznych realizujących określone funkcje technologiczne i eksploatacyjne związane z ujmowaniem, uzdatnianiem oraz dystrybucją wody, stanowiących integralną całość. Zakres funkcjonowania tych systemów kształtowany jest z jednej strony przez zmienne warunki pracy związane ze zróżnicowanym poborem wody oraz zmienną jakością i ilością wody źródła zasilania, z drugiej zaś – uwarunkowany zasadą akceptacji przez konsumenta poziomu usług świadczonych przez przedsiębiorstwo wodociągowe<sup>1</sup>. System wodociagowy jest przy tym elementem infrastruktury technicznej i krytycznej o charakterze służby publicznej, spełniając zadania polegające na świadczeniu usług zarówno komunalnych (dostawa wody do spożycia), strategicznych (dostawa wody w sytuacjach kryzysowych), jak i społecznych (dostawa wody do gaszenia pożarów) w sposób zorganizowany, długoterminowy i bezpieczny dla użytkownika oraz środowiska naturalnego. Gwarancją spełnienia wyżej wymienionych zadań może być zrównoważony system eksploatacji oparty na trzech podstawowych zasadach: zrównoważonego rozwoju (wypełnianie zadań bieżących w taki sposób, aby nie spowodować obniżenia poziomu usług przyszłym pokoleniom), dobrej praktyki eksploatacyjnej (stosowanie nowoczesnych materiałów i technologii oraz zintegrowanych systemów jakości) oraz naukowych (stały rozwój z wykorzystaniem najlepszych dostępnych technik)<sup>2</sup>. Realizacja powyższych zasad jest możliwa dzięki zastosowaniu różnorodnych środków, wśród których szczególne znaczenie mogą mieć nowoczesne metody zarządzania pracą infrastruktury technicznej, wykorzystujące kompleksowy monitoring obiektów technologicznych powiązany z informatycznymi technikami analizy i przetwarzania danych, tworząc zintegrowany system automatycznego zarządzania, kontroli oraz wspomagania podejmowania decyzji.

W pracy przedstawiono rozwiązania zastosowane w Przedsiębiorstwie Wodociągów i Kanalizacji miasta Żodino na Białorusi, obsługującym sektor komunalny (około 62 tys. mieszkańców) oraz przemysłowy (samochodowy, tekstylny, spożywczy). Rozwiązania te, a także ich wymierne efekty użytkowe, doskonale wpisują się w opisaną wcześniej strategię zrównoważonego systemu eksploatacji wodociągu.

<sup>1</sup> I. Zimnoch, *Zastosowanie modelu komputerowego do wspomagania procesu eksploatacji systemu wodociagowego*, „Ochrona Środowiska” 2008 t. 30, nr 3, s. 31.

<sup>2</sup> S. Denczew, *Koncepcja zrównoważonego systemu eksploatacji wodociągów*, „Ochrona Środowiska” 2007 t. 29, nr 4, s. 70.

## Struktura automatycznego systemu zarządzania dostawą wody miasta Żodino

Automatyczny system zarządzania dostawą wody (ASZDW) obejmuje następujące obiekty: 17 pompowni wodociągowych, 54 stacje wodomierzowe, 4 stacje pomiarowo-kontrolne oraz centralny punkt dyspozytorski zlokalizowany w siedzibie Przedsiębiorstwa w centrum miasta, który zapewnia zdalną kontrolę oraz sterowanie parametrami techniczno-technologicznych podległych obiektów.

Każdy ze składników systemu, z wyjątkiem centralnej dyspozytorni, działa, opierając się na 3-stopniowym schemacie sterowania i regulacji:

- pierwszy stopień to urządzenia kontrolno-regulacyjne na poszczególnych obiektach;
- drugi stopień to sterownik PLC (programowalny sterownik logiczny), który zbiera stany pracy i odczyty z wszystkich przyrządów, zapisuje je i przekazuje do centralnej dyspozytorni, jak również realizuje zadania lokalnego sterowania obiektem w oparciu o zadany algorytm lub sygnały z centralnej dyspozytorni;
- trzeci stopień to specjalistyczne oprogramowanie systemowe zainstalowane w centralnej dyspozytorni, pozwalające na pełny monitoring technologiczny zarówno całego systemu zaopatrzenia w wodę miasta, jak i jego poszczególnych elementów.

Zarządzanie pracą obiektów może być realizowane w dowolnym momencie czasu (*on-line*). Urządzenia pomiarowo-kontrolne poszczególnych obiektów zbierają i wstępnie analizują dane eksploatacyjne z możliwością sterowania pracą tych obiektów. W sytuacjach awaryjnych lub w przypadku przekroczenia zadanych parametrów pracy sterownik przesyła natychmiastowy sygnał do centralnej dyspozytorni oraz inicjuje procedurę awaryjną w celu ograniczenia możliwych negatywnych następstw nieprawidłowego działania obiektu. Przesył informacji do dyspozytorni odbywa się z wykorzystaniem transmisji GSM/GPRS. Taki układ pozwoli na wprowadzenie w perspektywie systemu zarządzania zintegrowanego z technologią GIS.

Dużą wagę przywiązuje się do bezpieczeństwa pracy systemu. Cały układ posiada szereg zabezpieczeń programowych i sprzętowych przed dostępem osób niepowołanych, które ograniczają w sposób selektywny dostęp użytkowników do baz danych i modułów sterujących. Poszczególne obiekty posiadają również zasilanie awaryjne, zapewniające zarówno bezpieczeństwo danych gromadzonych na obiektach, jak i nieprzerwaną pracę urządzeń technologicznych. Wszystkie elementy automatyki, a w szczególności urządzenia mikroprocesorowe, są ekranowane, co zabezpiecza przed zakłóceniami od pola elektrycznego w środowisku pracy.

## Szczegółowy opis ASZDW

Od strony funkcjonalnej system zarządzania dostawą wody obejmuje 3 elementy: obiekty kontrolowane, centralną dyspozytornię i środki łączności. Do funkcji realizowanych w obiektach kontrolowanych zalicza się: zbieranie danych z urządzeń pomiarowych, wstępne przetwarzanie informacji oraz ich przesył, a także realizację funkcji sterowania. Szczegółowe funkcje kontrolno-sterujące realizowane w poszczególnych elementach systemu wodociągowo-kanalizacyjnego zależą od specyfiki technologicznej obiektu i obejmują przykładowo:

- możliwość zdalnego sterowania i kontroli pracy wyposażenia technologicznego obiektu (z poziomu centralnej dyspozytorni);
- odwzorowanie stanów pracy urządzeń na obiekcie;
- zbieranie, przetwarzanie i archiwizację danych z urządzeń pomiarowych na obiekcie;
- kontrolę parametrów elektrycznych agregatów pompowych z możliwością wyłączenia agregatów przy przekroczeniu zadanych parametrów eksploatacyjnych;
- pomiar i kontrolę ciśnienia na wejściu / wyjściu z obiektu, sygnalizacja przekroczenia zadanych parametrów;
- pomiar i kontrolę wydajności technologicznej, sygnalizację przekroczenia zadanych parametrów;
- w przypadku braku zasilania energetycznego – natychmiastowy przekaz stanu awaryjnego do centralnej dyspozytorni oraz zapewnienie autonomicznej pracy systemu sterowania przez 2 godziny;
- monitoring dostępu osób nieupoważnionych do obiektu.

Na podstawie informacji zebranych z wszystkich kontrolowanych obiektów system zaopatrzenia w wodę jest w całości sterowany automatycznie, z uwzględnieniem następujących reguł:

- dla podsystemu pompowania pierwszego stopnia (na ujęciu):
  - utrzymanie wymaganej objętości wody zgromadzonej w zbiornikach wody czystej, wydajności i założonego harmonogramu pracy studni, z uwzględnieniem bieżącego i prognozowanego zużycia wody w mieście,
  - kontrolę wydajności studni w funkcji ciśnienia w przewodzie tłocznym oraz współdziałania studni pracujących na tej samej gałęzi (decyzja o włączeniu lub wyłączeniu danej studni w celu osiągnięcia maksymalnej wydajności gałęzi przy minimalnym zużyciu energii);
- dla podsystemu pompowania drugiego stopnia (tranzyt do sieci miejskiej):
  - automatyczna regulacja ciśnienia na wyjściu z pompowni II stopnia oparta na wskazaniach czujników w punktach pomiarowo-kontrolnych, pompowniach sieciowych i stacjach wodomierzowych;
- dla punktów pomiarowo-kontrolnych:
  - układ sieci wodociągowej został podzielony na strefy obsługiwane przez wydzielone punkty, które ustalają wymagane ciśnienie na dopływie do każdej strefy za pomocą zaworów regulacyjnych,



- w przypadku niemożności uzyskania wymaganego ciśnienia w sieci za pomocą zaworów regulacyjnych system przekazuje sygnał o konieczności zwiększenia ciśnienia na wyjściu z pompowni II stopnia,
- istnieje możliwość powiązania układu sterowania punktów z pracą pompowni sieciowych;
- dla pompowni sieciowych:
  - w przypadku awarii na ujęciu wody system podaje sygnał wyłączenia pompowni sieciowych, które włączają się sukcesywnie po usunięciu awarii, w zależności od ciśnienia na dopływie,
  - w zależności od wskazań punktów pomiarowo-kontrolnych system może dostosowywać ustawienia falowników pomp celem zarówno zwiększenia, jak i zmniejszenia ciśnienia na wyjściu z pompowni.

## Korzyści wynikające z zastosowania ASZDW

Efektywność energetyczna podsystemu dystrybucji wody jest jednym z ważniejszych czynników różnicujących koszt eksploatacji systemu wodociągowego. W sposób uproszczony zapotrzebowanie na energię elektryczną do pompowania wody w przedziale czasowym  $(0, t)$  wyraża się zależnością<sup>3</sup>:

$$E_a = \sum_{j=1}^m \left( \int_0^t P_{el,j} dt \right) \quad (1)$$

przy czym:

$$P_{el,j} = \frac{\rho \cdot g \cdot Q_j \cdot H_j}{\eta_j} \quad (2)$$

gdzie:

$m$  – liczba pracujących agregatów pompowych,

$\rho, g$  – odpowiednio: gęstość wody, stała grawitacji,

$Q_j$  [m<sup>3</sup>/s],  $H_j$  [m] – parametry pracy  $j$ -tej pompy (wydajność i wysokość podnoszenia).

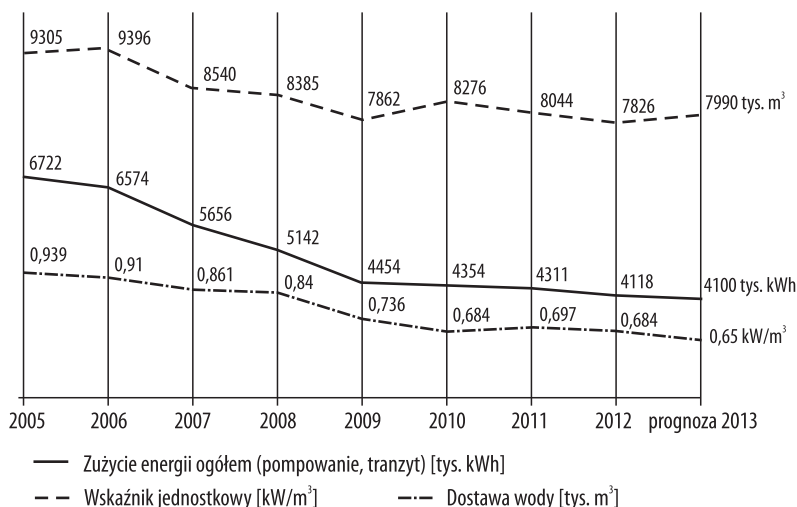
Dostosowanie wartości ciśnienia podawanego do sieci wodociągowej do warunków chwilowego poboru pozwala na optymalizację parametrów pracy pomp, co z kolei determinuje efektywność wykorzystania energii elektrycznej na pompowanie i transport wody w obrębie obszaru zasilania.

Wprowadzany sukcesywnie od 2006 roku w PWK Żodino system ASZDW pozwolił na osiągnięcie szeregu wymiernych oszczędności w kosztach eksploatacji sieci oraz poprawę jakości świadczonych usług przez przedsiębiorstwo. Na rysunku 1 pokazano dynamikę zmian zużycia energii elektrycznej na pompowanie i transport wody, która pokazuje bezpośredni wpływ zmian w sposobie sterowania pracą pomp w systemie na zmniejszanie się poboru energii elektrycznej. Na przestrzeni analizowanego okresu (2005 – 2012) można zaobserwować

<sup>3</sup> W. Jędrał, *Efektywność energetyczna pomp i instalacji pompowych*, Krajowa Agencja Poszanowania Energii S.A., Warszawa 2007, s. 24.

Rysunek 1

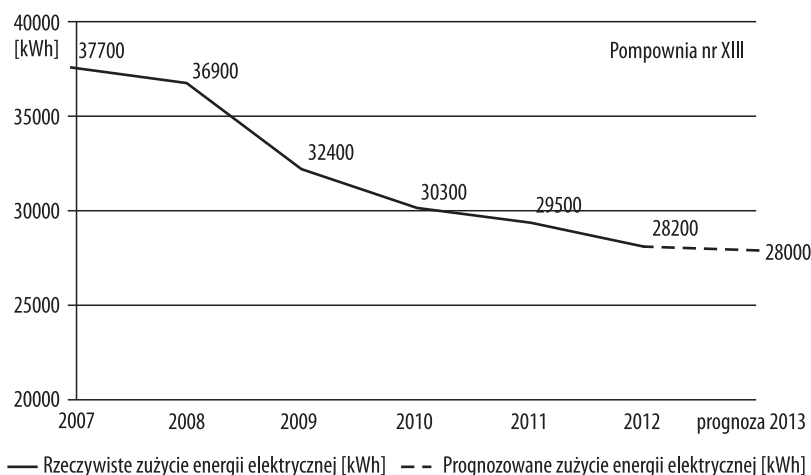
Dynamika zmian poboru wody w PWK Żodino i zużycia energii elektrycznej na pompowanie i przesył wody w latach 2005-2012



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 2

Dynamika zmian zużycia energii elektrycznej w pompowni sieciowej nr XIII wynikająca ze zmiany wyposażenia pompowni oraz systemu sterowania



Źródło: opracowanie własne.

zmniejszenie się zużycia energii elektrycznej o około 36%, przy jednoczesnym obniżeniu produkcji wody jedynie o 15%, co wyraża się równocześnie obniżeniem się wskaźnika jednostkowego o około 25%.

Zastosowanie aktywnego systemu sterowania pracą pompowni jest możliwe jedynie we współpracy z nowoczesnymi agregatami pompowymi, pozwalającymi na płynną zmianę charakterystyki hydraulicznej. Integralną częścią prowadzonych prac modernizacyjnych była więc sukcesywna wymiana tradycyjnych pomp wirowych na wielostopniowe agregaty pompowe zasilane poprzez przemienniki częstotliwości, zrealizowana na wszystkich obiektach systemu wodociągowego. Efekty energetyczne odniesione do jednego z wybranych obiektów (pompownia sieciowa nr XIII) pokazano na rysunku 2, z którego wynika, że wprowadzone w 2007 roku zmiany spowodowały zmniejszenie zużycia energii elektrycznej na badanym obiekcie o około 25%.

## Optimalizacja pracy ujęcia wód podziemnych

Jako główne zadania programu optymalizacji pracy ujęć wód podziemnych można wskazać:

- sprecyzowanie i określenie parametrów warstwy wodonośnej i studni głębinowych wraz z ich wyposażeniem i rurociągami;
- ocenę stanu technicznego poszczególnych elementów ujęcia pod kątem możliwości uzyskania wymaganej wydajności;
- dobór optymalnego wyposażenia obiektów ujęcia z uwzględnieniem parametrów eksploatacyjnych;
- prognozowanie zasobów eksploatacyjnych ujęcia z uwzględnieniem możliwości jego rozbudowy.

Badania i kontrola parametrów pracy ujęcia powinny być realizowane zarówno na etapie uruchamiania nowego ujęcia, jak i na ujęciach już istniejących, obejmując następujące czynności:

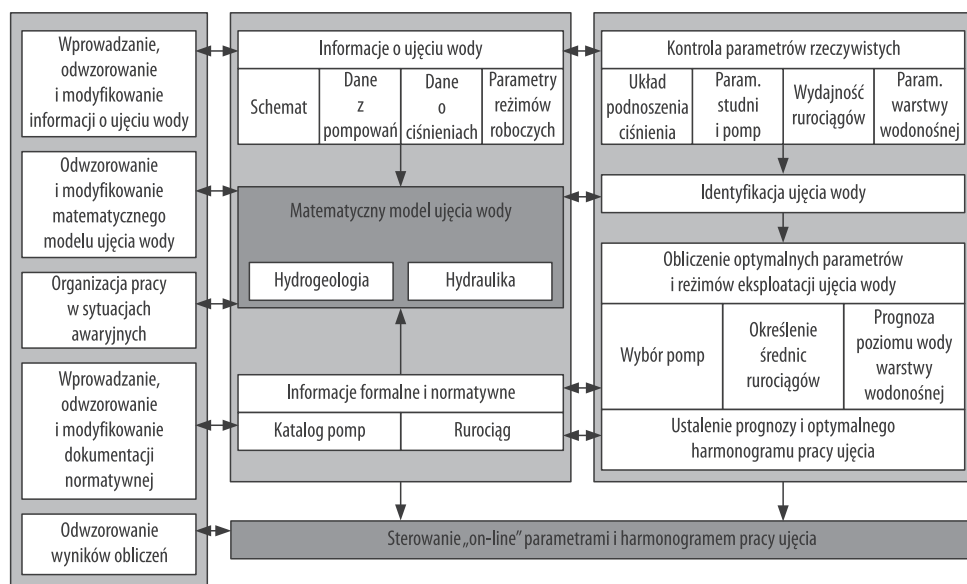
- zbieranie danych technicznych i parametrów eksploatacyjnych;
- obserwację rzeczywistych danych z eksploatacji działających urządzeń i wyposażenia;
- przetwarzanie i analizę zebranych informacji celem identyfikacji matematycznego opisu funkcjonowania ujęcia;
- opracowanie działań mających na celu intensyfikację pracy pompowni I-go stopnia i racjonalizację poboru wód podziemnych.

Dzięki zebranim informacjom eksploatacyjnym możliwe jest opracowanie schematu funkcjonalnego ujęcia wraz z charakterystyką technologiczną obiektów, urządzeń i armatury, jak też stworzenie bazy danych dotyczących hydrogeologicznych oraz opracowanie charakterystyki studni.

Obserwacja parametrów pracy istniejących urządzeń jest szczególnie cenna w przypadku pracy ujęcia pod zwiększonym obciążeniem, zwłaszcza w odniesieniu do takich parametrów, jak: ciśnienie wody w rurociągach tłocznych, obserwacja

## Rysunek 3

## Struktura Automatycznego Systemu Zarządzania Ujęciem (ASZU)



Źródło: opracowanie własne.

poziomów wody w studniach roboczych i kontrolnych, zużycie energii przez pompy głębinowe, poziomy napełnienia zbiornika wody czystej.

Jednym z trudniejszych zadań w ustaleniu optymalnego reżimu pracy ujęcia wód podziemnych jest ustalenie optymalnych parametrów pracy urządzeń do poboru wody, zapewniających uzyskanie wymaganej wydajności przy minimalizacji kosztów eksploatacyjnych. Wymaga to kompleksowej analizy złożonego systemu: {warstwa wodonośna} → {studnie wiercone} → {pompy głębinowe} → {przewody tranzytowe} → {zbiornik zapasowo-wyównawczy}.

W celu opracowania dostępnych danych eksploatacyjnych ujęcia oraz ustalenia optymalnych parametrów jego pracy w Przedsiębiorstwie Wodociągowo-Kanalizacyjnym w Żodino został wdrożony Automatyczny System Zarządzania Ujęciem (ASZU), przedstawiony na rysunku 3.

System ten pozwala na:

- ocenę jakościową i ilościową funkcjonowania ujęcia z uwzględnieniem rzeczywistych i wymaganych wartości parametrów (między innymi określenie wskaźników gotowości urządzeń do wykonania założonych zadań, strat energetycznych oraz niedoborów wody w związku z wyłączeniem określonych studni, wymianą agregatów pompowych lub też awarią przewodów tranzytowych i inne);
- modelowanie pracy ujęcia z uwzględnieniem czynnika czasowego i empirycznej prognozy zjawiska kolmatacji filtrów, zarastania przewodów tranzytowych, zastosowanych pomp;

- opracowanie optymalnej strategii eksploatacji ujęcia (minimalizacja zużycia energii elektrycznej przy zachowaniu wymaganej wydajności), z uwzględnieniem dobowego, tygodniowego lub dowolnego czasu harmonogramu pracy studni;
- optymalne rozmieszczenia dostępnych agregatów pompowych w studniach ujęcia;
- analizę możliwości rozbudowy ujęcia z uwzględnieniem wyżej wymienionych celów.

Oprócz wspomnianych wyżej zadań nadrzędnych system umożliwia także opracowywanie różnorodnych analiz szczegółowych, mających na celu między innymi:

- automatyczną obróbkę danych z pompowań próbnych i eksploatacyjnych oraz ustalenie zwierciadła ustabilizowanego w warstwie wodonośnej;
- opracowanie danych z pompowań pod kątem właściwego doboru pomp głębinowych;
- opracowanie danych z pomiarów ciśnienia w rurociągach;
- opracowanie danych eksploatacyjnych w celu określenia zmian poziomu zwierciadła wody w eksploatowanych i kontrolnych studniach.

Na podstawie takich analiz możliwe jest między innymi określenie zasięgu leja depresji studni, co z kolei umożliwia planowanie działań w zakresie ochrony zasobów wód podziemnych.

Jedną z ważniejszych cech użytkowych systemu jest możliwość optymalizacji parametrów doboru pomp głębinowych w studniach oraz rurociągów tranzytowych na terenie stacji wodociągowej. Daje to możliwość optymalizacji hydraulicznej pracy ujęcia zwłaszcza pod kątem jego energochłonności.

Wprowadzając program optymalizacji pracy ujęcia, należy mieć na uwadze przede wszystkim kryterium ekonomiczne, które w tym przypadku może przyjąć postać uproszczonego wskaźnika efektywności bezwzględnej<sup>4</sup>:

$$E = \frac{E_f}{K_c} \quad (3)$$

gdzie:

$E_f$  – średnie roczne korzyści osiągnięte w wyniku inwestycji,

$K_c$  – średnie roczne koszty całkowite inwestycji.

Warunkiem efektywności inwestycji jest, aby wskaźnik ten był co najmniej równy 1.

Biorąc pod uwagę fakt, że wprowadzenie programu optymalizacji pracy ujęcia wiąże się przede wszystkim ze zmniejszeniem zużycia energii elektrycznej związanej z pompowaniem wody, program optymalizacji będzie efektywny ekonomicznie, jeżeli będzie spełniona nierówność wynikająca ze wzorów (2) i (3):

---

<sup>4</sup> R. Miłaszewski, *Ekonomika ochrony wód powierzchniowych*, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok 2003, s. 85.

$$\sum_{i=1}^n \varepsilon \cdot \left( \frac{Q_i H_i}{\eta_i} - \frac{Q'_i H'_i}{\eta'_i} \right) \geq K \quad (4)$$

gdzie:

$Q_i, H_i, \eta_i$  – parametry „starego” reżimu pracy i-tego elementu ujęcia (wydajność, wysokość podnoszenia i sprawność pomp),

$Q'_i, H'_i, \eta'_i$  – parametry nowego reżimu pracy i-tego elementu ujęcia (jak wyżej),

$\varepsilon$  – jednostkowy koszt energii elektrycznej,

$K$  – nakłady związane z zastosowaniem programu optymalizacji.

## Podsumowanie

W pracy przedstawiono rozwiązania techniczne zastosowane w ramach modernizacji sieci zaopatrzenia w wodę miasta Żodino. Wprowadzone przez Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji systemy automatycznego zarządzania obiektami związanymi z ujmowaniem i dostawą wody pozwoliły na osiągnięcie wymiernych efektów związanych z optymalizacją warunków poboru wody z warstw wodonośnych z punktu widzenia ochrony zasobów wód podziemnych oraz dostarczania użytkownikom wody w wymaganej ilości i pod odpowiednim ciśnieniem.

Automatyczne sterowanie pracą zespołów pompowych z wykorzystaniem monitoringu parametrów eksploatacyjnych wybranych punktów sieci wodociągowej powinno być podstawowym kierunkiem zmian wprowadzanych w procesie eksploatacji wodociągów<sup>5</sup>. Działania takie przyczyniają się do znacznego zmniejszenia energochłonności pompowania wody. W przypadku przedsiębiorstw wodociągowych koszt energii elektrycznej jest jednym z głównych składników „technologicznych” w kosztach funkcjonowania przedsiębiorstwa (około 8% ogółu kosztów funkcjonowania zakładu<sup>6</sup>). Zmniejszenie energochłonności produkcji i dostawy wody może więc znacząco oddziaływać na łańcuch zależności ekonomicznych (koszt dostarczenia wody odbiorcom → koszt funkcjonowania zakładu → cena wody), będąc jednocześnie istotnym składnikiem szeroko pojętej strategii zrównoważonego rozwoju, a w szczególności przyczyniać się do realizacji koncepcji zrównoważonego systemu eksploatacji wodociągu.

*Artykuł napisano na podstawie badań prowadzonych w Katedrze Systemów Inżynierii Środowiska PB w ramach pracy statutowej S/WBIS/2/2011.*

<sup>5</sup> J. Studziński, *Zastosowanie danych z monitoringu w systemie zarządzania miejską siecią wodociągową*, w: „Studia i Materiały PSZW”, red. W. Bojar, t. 9, PSZW Bydgoszcz 2007, s. 154.

<sup>6</sup> M. Bakalarczyk, *Usługi wodociągowo-kanalizacyjne w badaniach Izby Gospodarczej „Wodociągi Polskie”*, www.forumsamorządowe.pl [03-03-2013].

---

# PROBLEMATYKA OGÓLNOEKOLOGICZNA I SPOŁECZNA

ECOLOGICAL  
AND SOCIAL ISSUES



Tomasz Ordza • Eliza Rybska

# „ENERGIA DO ZMIAN”, CZYLI KAMPANIA SPOŁECZNA I JEJ ODDZIAŁYWANIE W OBRĘBIE EDUKACJI EKOLOGICZNEJ. STUDIUM PRZYPADKU NA PODSTAWIE PROBLEMU BIOODPADÓW

---

Tomasz Ordza, mgr – Uniwersytet im. A. Mickiewicza w Poznaniu

Eliza Rybska, dr – Uniwersytet im. A. Mickiewicza w Poznaniu

adres korespondencyjny:

Wydział Biologii

Wydziałowa Pracownia Dydaktyki Biologii i Przyrody

ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań

e-mail: elizary@amu.edu.pl; ordzus@wp.pl

## “ENERGY FOR CHANGES” THE SOCIAL CAMPAIGN AND THE IMPACT ON ECOLOGICAL EDUCATION. STUDY CASE ON BASE OF BIOWASTE PROBLEM

**SUMMARY:** In recent years we may observe growing attention that society puts on alternative energy including green energy from biogas. This kind of phenomena is also observed in political and economic activities. These actions arise not only out of concern for the environment, but are also associated with political objectives, which are diversification and decentralization of energy supply. In the Polish society we may observe rather non supportive reaction in relation to the construction of biogas plants, which can be solved partially with educating the public about this type of installation. Social campaign as a kind of social communication is realized to: promote socially appropriate behavior, attitudes and values of society, or to draw attention to an important issue that has not found a solution yet. An important site of social impact campaign is environmental education. In this paper, we present the results of a project done by high school students in the school workshops in conjunction with locally and globally significant bio-waste issues, which resulted in a positive response to the question about the actual function of social campaigns as a tool in education.

**KEY WORDS:** biowest, environmental education, economics, social campaign, the method of the project, environmental protection, alternative energy sources

---



## Uwagi wstępne

Kampanię społeczną można określić jako „zespół działań organizacyjnych i komunikacyjnych podejmowanych przez instytucje publiczne, prywatne, przedsiębiorstwa, organizacje etc.; zaplanowanych wcześniej, kompleksowych i powiązanych ze sobą; posiadających konkretny, jasno sprecyzowany cel, czyli wykreowanie pożądaných postaw i zachowań u relatywnie największej liczby osób; adresowanych do szerokiej publiczności; realizowanych w określonych ramach czasowych (od inauguracji do zakończenia kampanii); fachowo zarządzanych i profesjonalnie przeprowadzonych przez zawodowych komunikatorów”<sup>1</sup>. Nadawcą kampanii społecznej mogą być różnego rodzaju instytucje publiczne lub prywatne<sup>2</sup>, których celem jest wytworzenie pożądaných społecznie skutków u dużej liczby osób w określonym czasie<sup>3</sup>. Najczęściej zadaniem kampanii społecznych jest informowanie. Kampanie tego typu są reakcją społeczeństwa na zaistniałe problemy społeczne, które powinny być rozwiązane nie tylko za pomocą działań komunikacyjnych, ale także mechanizmów prawnych, technicznych i ekonomicznych<sup>4</sup>.

Jednym z obszarów przestrzeni publicznej, w której coraz częściej prowadzone są kampanie społeczne, jest edukacja ekologiczna. Zauważa się, że edukacja prośrodowiskowa potrzebuje wsparcia i komunikacji w obrębie zarówno krótkoterminowych, jak i długoterminowych programów edukacyjnych<sup>5</sup>. Jak wykazali między innymi Gupta i wsp. (2011), edukacja ekologiczna wspierająca się różnymi działaniami w ramach kampanii społecznych, przykładowo poprzez media, przynosi zadowalające efekty i można ją uznać za dobrą praktykę. Jednakże ważnym aspektem projektowania kampanii, oprócz podbudowy teoretycznej, jest także przeprowadzenie badań społecznych, które mogą mieć charakter jakościowy, to znaczy taki, który „ma na celu głębsze poznanie postaw, przekonań, motywacji i zachowań konsumenta”<sup>6</sup>.

W ostatnich latach coraz większy nacisk społeczny, obserwowany także w działaniach politycznych i gospodarczych, wywierany jest na inwestowanie

<sup>1</sup> B. Dobek-Ostrowska, *Komunikowanie polityczne i publiczne*, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa 2007, s. 66.

<sup>2</sup> M. Izdebski, *Reklama społeczna. Kreacja i skuteczność*, Warszawa 2006, s. 11, [www.kampaniespoleczne.pl](http://www.kampaniespoleczne.pl) [03-03-2013].

<sup>3</sup> D. Maison, P. Wasilewski, *Propaganda dobrych serc, czyli pierwszy tom o reklamie społecznej*, Wyd. Agencja Wasilewski, Kraków 2002, s. 11.

<sup>4</sup> Ibidem.

<sup>5</sup> S. Gupta, S.K. Yadav, S. Saini, *Innovative approaches for promoting environmental education in India*, „The IIOAB Jurnal” 2011 t. 2, nr 3, s. 30-35; M. Grudzińska-Jurczak, i in., *Effects of an educational campaign on public environmental attitudes and behaviour in Poland*, „Resources, Conservation and Recycling” 2006 t. 46, nr 2, s. 182-197.

<sup>6</sup> J.P. Jones, *Jak działa reklama*, Gdańskie Wydawnictwo Psychologiczne, Gdańsk 2004, s. 107.

w alternatywne źródła energii, w tym w zieloną energię biogazu<sup>7</sup>. Działania takie wynikają nie tylko z troski o środowisko, ale związane są również z celami politycznymi, którymi są dywersyfikacja i decentralizacja dostaw energii<sup>8</sup>. Kraje takie, jak Niemcy<sup>9</sup> czy Szwecja<sup>10</sup>, poprzez długoletnie doświadczenie w propagowaniu i rozwijaniu energetyki biogazowej mogą służyć za przykład dla Polski, w której popularyzowanie biogazowni dopiero się rozpoczyna<sup>11</sup>. Ministerstwo Gospodarki w 2008 roku opracowało program „Bezpieczna energetyka – Rolnictwo energetyczne”, który zakłada między innymi, że przy współudziale organizacji pozarządowych w Polsce powstanie średnio w każdej gminie jedna biogazownia typu rolniczego. Cel ten miałby być zrealizowany do roku 2020 i oznaczałby wybudowanie ponad 25 000 biogazowni, które według oceny ministra gospodarki miałyby dać moc rzędu 3000 MW. Wyjściowa polska sytuacja, obfitująca w bariery formalnoprawne czy finansowe dla rozwoju biogazowni, nie odbiega od sytuacji w innych krajach<sup>12</sup>. Ważnym problemem w naszym kraju, tak jak w innych państwach, jest także silny opór społeczny przeciwko tego typu instalacjom<sup>13</sup>. Wydaje się, że jedną z metod, które powinny znaleźć miejsce w podejmowanych między innymi przez rząd działaniach mających na celu dotarcie do społeczeństwa, jest przeprowadzenie akcji edukacyjnych powiązanych z kampanią społeczną dotyczącą szeroko pojętych dobrych praktyk dla bioodpadów. Zagadnienia te, oddziałując na aspekty w wielu wymiarach, czyli społecznym, gospodarczym oraz środowiskowym, doskonale wpisują się w rolę edukacji ekologicznej.

<sup>7</sup> S.Z. Ilyas, *Biogas program is a reason for its success*, „American-Eurasian Journal of Scientific Research” 2006 nr 1, s. 42-45.

<sup>8</sup> L. Bajda, J. Wojtczak, *Biogaz...*, op. cit.

<sup>9</sup> S. Simon, K. Wiegmann, *Modelling sustainable bioenergy potentials from agriculture for Germany and Eastern European countries*, „Biomass and Bioenergy” 2009 t. 33(4), s. 603-609.

<sup>10</sup> K. McCormick, T. Kaberger, *Exploring a pioneering bioenergy system: The case of Enköping in Sweden*, „Journal of Cleaner Production” 2005 t. 13, s. 1003-1014.

<sup>11</sup> *Kierunki rozwoju biogazowni rolniczych w Polsce*, Ministerstwo Gospodarki, Warszawa 2010; *Krajowy plan działania w zakresie energii ze źródeł odnawialnych*, Ministerstwo Gospodarki, Warszawa 2010.

<sup>12</sup> W.M. Budzianowski, *Sustainable biogas energy in Poland: Prospects and challenges*, „Renewable and Sustainable Energy Reviews” 2012 t. 16, s. 342-349; A. Curkowski i in., *Biogaz rolniczy – produkcja i wykorzystanie. Poradnik biogazowy*, Mazowiecka Agencja Energetyczna, Warszawa 2009; L.J. Nilsson i in., *Energy policy and the role of bioenergy in Poland*, „Energy Policy” 2006 t. 34, s. 2263-2278.

<sup>13</sup> P. Schmuck, A. Wüste, *Bioenergy Villages and Regions in Germany: An Interview Study with Initiators of Communal Bioenergy Projects on the Success Factors for Restructuring the Energy Supply of the Community*, „Sustainability” 2012 t. 4, s. 244-256; G. Walker, *What are the barriers and incentives for community-owned means of energy production and use?*, „Energy Policy” 2008 t. 36, s. 4401-4405; T. Ordza, *Energetyczne odpady*, „Wszechświat” 2012 t. 1-3.

## Materiały i metody

Podczas prac badawczych zaplanowano wykonanie 3 podstawowych zadań:

- przeprowadzenia zajęć szkolnych z edukacji ekologicznej „Dostrzec bioodpady” w szkole gimnazjalnej (udział 63 uczniów);
- zaprojektowania przez uczestników warsztatów kampanii społecznej na rzecz dobrych praktyk dla bioodpadów (24 prace) i przeprowadzenia analizy jakościowej zaproponowanych przez uczniów kampanii społecznych;
- stworzenia własnego projektu plakatu i ulotki poruszających kwestię odpadów organicznych opartych na uzyskanych z analizy jakościowej wynikach.

Celem realizacji zadania 1 zaprojektowano i przeprowadzono warsztaty z edukacji ekologicznej na temat biogazowni w gimnazjum Zespołu Szkół Ogólnokształcących im. Bartłomieja Nowodworskiego w Tucholi. Cykl lekcji, dotyczących między innymi biogazu, odbył się w dniach od 3 do 14 września 2011 roku. Wybrano szkołę zlokalizowaną w pobliżu miejscowości, w której odnotowano wyraźny sprzeciw społeczny wobec budowy biogazowni i gdzie pomimo przychylności władz gminnych budowę obiektu wstrzymano.

Po przeprowadzonych warsztatach, które dotyczyły kwestii związanych z bioodpadami, zadaniem gimnazjalistów było stworzenie hasła i plakatu dla kampanii społecznej na rzecz odpadów organicznych. W zajęciach udział wzięli uczniowie z klas I-III. Prace plastyczne zostały poddane analizie jakościowej. Zaproponowane przez uczniów graficzne przedstawienie kampanii poddano kategoryzacji. Wyróżniono 3 podstawowe kategorie tematyczne plakatów. Analizie poddano także wypowiedzi uczniów i przytaczane przez nich argumenty mające przekonać społeczeństwo do zainteresowania się odpadami organicznymi.

W odpowiedzi na zastane prace i podane przez uczniów argumenty zaprojektowano ulotkę i plakat mogący posłużyć kampanii społecznej na rzecz odpadów organicznych, które z kolei mogą przysłużyć się rozwojowi społecznej akceptacji dla energii z biogazu.

## Omówienie wyników badań

W ramach zaplanowanych warsztatów dla uczniów gimnazjum przeprowadzono szkolenie na temat bioodpadów. Zaprezentowana uczniom tematyka obejmowała na wstępie charakterystykę rodzajów odpadów wytwarzanych przez człowieka (przemysłowe, rolnicze, komunalne). Uczniowie w pierwszej części zajęć dowiedzieli się, co to są bioodpady oraz dlaczego warto je segregować (uzyskiwanie biogazu, proces kompostowania), a w drugiej części szczegółowo omówiono metodę unieszkodliwiania zielonych odpadów oraz zagadnienia związane z racjonalną gospodarką bioodpadami. Podczas tej części zajęć uwagę zwróccono na:

- historię wykorzystania przez człowieka fermentacji metanowej;
- omówienie fermentacji metanowej, czyli bioodpady jako źródło energii;

- porównanie produkcji biogazu w Polsce i Niemczech;
- pozytywne oraz negatywne strony wytwarzania biogazu.

Końcowym etapem zajęć była praca uczniów w grupach, podczas której (częściowo w domach) tworzyli hasła i logo na rzecz kampanii społecznej dotyczącej dobrych praktyk dla bioodpadów.

Przeprowadzone przez autorów niniejszej publikacji szkolne warsztaty na temat szeroko pojętych bioodpadów przyczyniły się do zwiększenia wiedzy teoretycznej uczniów, lecz najprawdopodobniej jednorazowa akcja nie przyniesie oczekiwanego rezultatu wytworzenia prawidłowej postawy prośrodowiskowej. Warto zaznaczyć, że zajęcia te przeprowadzone zostały popularną i skuteczną metodą projektu, która przykładowo na duńskim Uniwersytecie w Aalborgu powszechnie stosowana jest podczas kształcenia na każdym kierunku i poziomie studiów<sup>14</sup>, a w Polsce jest obowiązującą metodą w szkole gimnazjalnej<sup>15</sup>.

Stworzone przez uczniów projekty kampanii społecznych poddano analizie jakościowej. Wyodrębniono następujące kategorie tematyczne:

- segregacja odpadów – 6 prac (rysunek 1-3);
- bioodpady – 4 prace (rysunek 4);
- dobre praktyki konsumenckie dla bioodpadów:
  - kompostowanie – 4 prace (rysunek 5 i 6),
  - produkcja biogazu – 10 prac (rysunek 7 i 8).

Pierwsza grupa prac uczniów poruszała kwestię segregacji odpadów; na przykład na rysunku, obok tradycyjnych pojemników na szkło, papier i plastik, pojawiał się kolejny, koloru brązowego. W wielu krajach europejskich pojemnik tej barwy służy do sortowania odpadów organicznych, a w Polsce praktyka segregowania bioodpadów, tak jak szkła czy makulatury, nie jest rozpowszechniona. Ponadto rysunki opatrzone były także hasłami, na przykład: „Nie marnuję – segreguję”, „Ekologia w Twoich rękach”, „Nic nie marnuję, gdy segreguję i kompostuję” czy „Sortuj śmieci dla dorosłych i dzieci”. Uczniowie zwrócili uwagę na istotność omawianej problematyki w ujęciu działań w ramach współpracy z Unią Europejską. Stworzono projekt, na którym znajduje się flaga Unii Europejskiej, w centrum której umiejscowiony został biało-czerwony kształt Polski. Hasło przewodnie tego projektu brzmiało: „Segregacja bioodpadów naszą wspólną sprawą”. Kolejna kategoria prac miała za zadanie zwrócić uwagę społeczeństwa na bioodpady, dlatego na plakatach uczniów pojawiały się różnego rodzaju substraty pokarmowe, na przykład nadgryzione jabłko, banany, kanapki. Hasła propagujące tę kategorię to: „Bioodpady nie są złe, same rozkładają się”, „Odpady organiczne życie po życiu”, „Bioodpady – nasza przyszłość”.

<sup>14</sup> A. Kolmos, K.F. Fleming, L. Krogh, *The Aalborg PBL model. Progres. Diversity and Challenges*, Aalborg University Press, Aalborg 2004.

<sup>15</sup> Rozporządzenie Ministra Edukacji Narodowej z dnia 20 sierpnia 2010 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie warunków i sposobu oceniania, klasyfikowania i promowania uczniów i słuchaczy oraz przeprowadzania sprawdzianów i egzaminów w szkołach publicznych (Dz.U. nr 156, poz. 1046).

Rysunek 1  
Segregacja odpadów naszą wspólną sprawą



Źródło: pomysły uczniów na kampanię społeczną dotyczącą dobrych praktyk konsumenckich na rzecz bioodpadów”.

Rysunek 3  
Segregacja odpadów to наша przyszłość



Źródło: jak w rysunku 1.

Rysunek 2  
Nie marnuję – segreguję



Źródło: jak w rysunku 1.

Rysunek 4  
Bioodpady nie są złe, same rozkładają się



Źródło: jak w rysunku 1.

Ostatnia dająca się wyodrębnić kategoria była najliczniejsza. Prace bezpośrednio odnosiły się do gospodarczego wykorzystania bioodpadów, czyli mieściły się w tematyce kompostowania oraz produkcji biogazu. Problematyka kompostowania poruszana była rzadziej. Uczniowie w swoich pracach przedstawiali proces kompostowania i jego pozytywny wpływ na środowisko przyrodnicze.

Hasła tego typu projektów brzmiały następująco: „Gdy kompostuję, przyroda lepiej się czuje!”, „Bioodpady - cenne surowce”, „Bioodpady dobra rzecz, przeciwnieństwu powiedz – precz!”, „Eko bądź codziennie, a natura odwdzięczy Ci się solennie”.

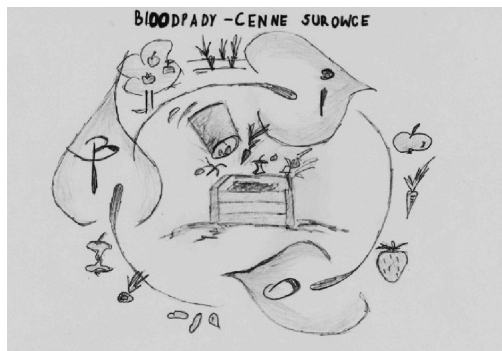
Warto zwrócić uwagę, że prace odnoszące się do biogazu dotyczyły pozyskiwania z niego energii i możliwości wykorzystania rolnictwa do jego produkcji. Głównymi źródłami reklamy w przypadku energetycznego zastosowania odpadów były między innymi hasła, które brzmiały: „Przyroda – to również źródło energii”, „Bioodpady to nie śmieci, to odnawialna energia”, „Zamień śmieci w zieloną energię”, „Z bioodpadów energię mamy, środowisku pomagamy”, „Biogaz – green power”, „Biogaz dobry dla Nas”. Ponadto na projektach uczniów jako główne motywy widniały: liście, słońce, drzewa, biogazownia wrysowana w kwiat słonecznika czy biogazownia produkująca energię do aut i domów.

Pomysły uczniów były kreatywne i pozwoliły spojrzeć na kwestię bioodpadów z innej perspektywy. Całokształt warsztatów przyrodniczych „Dostrzec bioodpady” stał się podstawą do stworzenia własnego projektu kampanii społecznej na rzecz biogazu. W ramach kampanii „Energia do zmian!” powstały plakat oraz ulotka, które zaprezentowane zostały na rysunkach 9 i 10.

Hasło przewodnie kampanii ma przewrotnie dwa znaczenia. Pierwsze z nich, dosłowne, dotyczy faktu, że energetyka w Polsce wymaga zmian, a odnawialne źródła energii, w tym przypadku biogaz, są jedną z alternatyw na przyszłość. Drugie znaczenie hasła, metaforyczne, odnosi się do stwierdzenia, że sami ludzie powinni mieć w sobie energię do zmian, co potencjalnie wpływa na wiele aspektów życia człowieka. Pierwszym narzędziem kampanii jest ulotka, która na stronie tytułowej zawiera hasło oraz jej logo. Na kolejnej wypisano współczesne problemy cywilizacyjne. Wymieniono: bezpieczeństwo energetyczne państw i społeczeństw, ochronę klimatu, składowanie odpadów, ochronę wód i poprawę jakości wyeksploatowanych i zdegradowanych gleb. Wybrano te elementy, ponieważ każdy z wymienionych czynników dotyczy całej cywilizacji i każdej jednostki. Na kolejnej stronie ulotki prezentuje się możliwość zastosowania bioodpadów do produkcji biogazu, która stanowi drogę do rozwiązania wymienionych na poprzedniej jej stronie problemów. Wyszczególnia się substraty, z których produkowany jest biogaz, oraz wskazuje się, że gospodarcze zastosowanie biogazu to tradycyjne (znane od starożytności), współczesne (praktycznie wykorzystywane w wielu krajach świata) źródło energii, którego gospodarcze zastosowanie zapewnia rozwiązanie problemów społeczno-gospodarczych oraz środowiskowych. Ostatnia strona ulotki poświęcona została uzmysłowieniu odbiorcy, czyli każdemu „energożercy”, kilku faktów dotyczących wykorzystania biogazu. Postawione pytania mają zachęcić do szukania odpowiedzi i zastanowienia się nad poruszaną problematyką, co z kolei będzie skutkowało zwiększeniem świadomości ekologicznej społeczeństwa. Zaproponowana ulotka napisana została łatwym, przystępnym językiem, który trafiać powinien do każdego odbiorcy, a przede wszystkim do ludzi młodych.

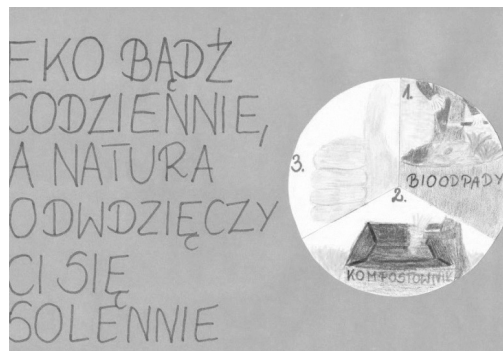
Plakat to kolejne narzędzie, którym posługuje się prezentowana kampania. Głównym celem tej formy reklamy jest ukazanie bioodpadów jako substratów, z których powstaje energia. Motyw z plakatu, czyli żarówka wypełniona odpadami biologicznymi, umiejscowiony został także na ulotce. Żarówka stanowi nawiąza-

Rysunek 5  
Biodpady – cenne surowce



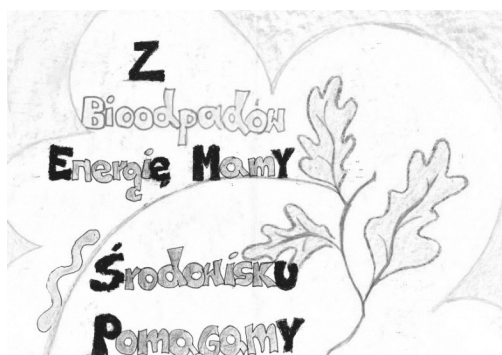
Źródło: jak w rysunku 1.

Rysunek 6  
Eko bądź codziennie, a natura odwdzięczy Ci się solennie



Źródło: jak w rysunku 1.

Rysunek 7  
Z biodpadów energię mamy, środowisku pomagamy



Źródło: jak w rysunku 1.

nie do energii elektrycznej, która współcześnie jest niezbędna do życia człowieka. Natomiast znajdujące się w jej wnętrzu odpady mają uzmysłwić odbiorcy potencjalne ich znaczenie w biogazowniach i przy wytwarzaniu energii. Zdecydowano się na nawiązanie do tych dwóch elementów, ponieważ energia elektryczna stanowi niezbędny element życia współczesnego społeczeństwa, a generowanie odpadów organicznych jest domeną każdego człowieka. Na plakacie widnieje hasło całej kampanii na rzecz biogazu – „Energia do zmian!” oraz wyrażenie

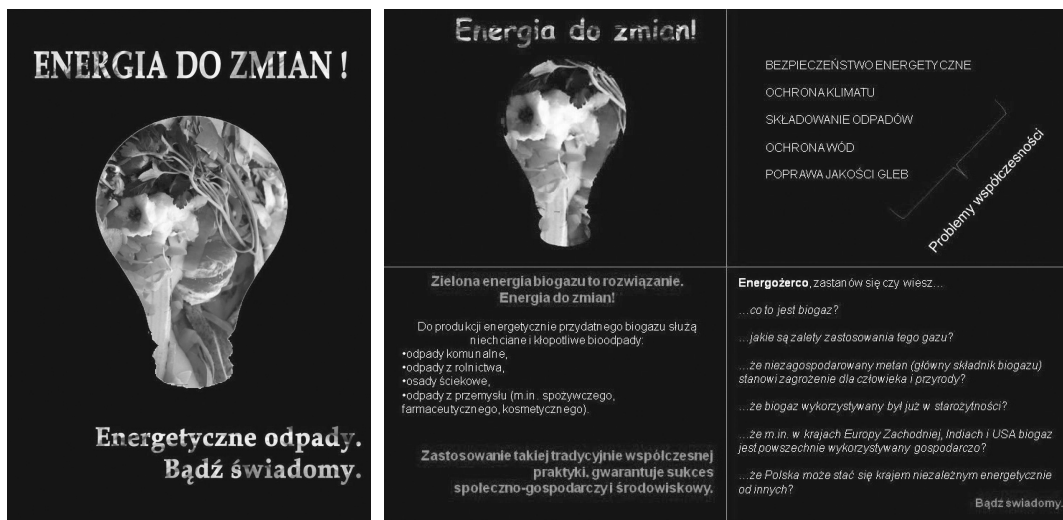
Rysunek 8  
Przykładowe projekty w kategorii „produkcja biogazu”



Źródło: jak w rysunku 1.

## Rysunek 9-10

Projekt plakatu kampanii społecznej „Energia do zmian!”



Źródło: T. Ordza, projekt kampanii społecznej na rzecz bioodpadów wynikający z badań przeprowadzonych do pracy magisterskiej *Edukacja ekologiczna jako narzędzie służące do zwiększania świadomości społecznej na temat produkcji biogazu, zielonej energii oraz biogazowni.*

- „Energetyczne odpady”, które mogą zwrócić uwagę na energetyczną rolę bioodpadów. Zastosowano taką grę słowną, ponieważ ma ona wywołać efekt zaciekania i dążenie do rozwiązania tej łamigłówki słownej u potencjalnego odbiorcy. Ponadto za pomocą umieszczonego na plakacie hasła „Bądź świadomy” postanowiono w bezpośredni sposób nawiązać do świadomości ekologicznej odbiorcy kampanii. Rolą tych haseł jest wzbudzenie zaciekawienia odbiorców oraz odwołanie się do ich wiedzy lub uzmysłowienie jej braku. Podobnie jak w ulotce, mają one sprowokować ludzi do zgłębienia wiedzy na temat możliwości powstawania energii z odpadów organicznych. Ponadto unika się słowa „biogaz”, aby odbiorca sam odkrył fakt powstawania energii na drodze fermentacji beztlenowej zachodzącej w biogazowniach. Taki ciąg działań, czyli zaciekawienie-uzmysłowienie i formy proponowanej kampanii (ulotka i plakat), ma doprowadzić do zwiększenia wiedzy społeczeństwa na temat biogazu i zmiany jego nastawienia do zastosowania tego rodzaju źródła energii.

Do stworzenia świadomego społeczeństwa, którego celem jest dążenie do rozwoju gospodarczego z poszanowaniem środowiskowych działań ochronnych, potrzebna jest edukacja ekologiczna. W literaturze zaznacza się, że to na państwie i samorządach lokalnych spoczywa obowiązek promowania edukacji prośrodowiskowej, ale dostrzega się także istotną rolę szkół, mediów i organizacji pozarządowych<sup>16</sup>. Preferuje się w ten sposób promowanie współpracy i partner-

<sup>16</sup> F.D. Mussal, O. Kuik, *Local acceptance of renewable energy – A case study from southeast*, „Energy Policy” 2011 t. 39, s. 3252-3260; P. Schmuck, A. Wüste, *Bioenergy Villages and Regions*



stwa pomiędzy tymi instytucjami<sup>17</sup>. Jedną z możliwości tworzenia takiej platformy współdziałania jest między innymi rozwijanie świadomości prośrodowiskowej pracowników poprzez organizowanie warsztatów. Zaskakujące jest, że nauczyciele jako pracownicy oświaty mają szeroką konceptualizację edukacji ekologicznej, lecz według badań Gupta i in. (2011) oddziaływanie szkoły w tym aspekcie nie jest duże. Na gruncie polskim wart odnotowania jest również fakt, że pomimo „zielonej furtki” dla budowy biogazowni w Polsce biogaz i biogazownie są nieobecne w obowiązującej obecnie Podstawie programowej, zgodnej z rozporządzeniem Ministra Edukacji Narodowej z dnia 23 grudnia 2008 r. w sprawie podstawy programowej wychowania przedszkolnego oraz kształcenia ogólnego w poszczególnych typach szkół<sup>18</sup>.

## Podsumowanie

W edukacji ekologicznej przede wszystkim powinno liczyć się partnerstwo i współdziałanie między innymi organizacji pozarządowych, lokalnych władz i sektora gospodarczego czy miejscowych mediów, a pozytywny skutek odnoszą te projekty, które wiążą wpływy lokalnej ludności z biznesem. Okazuje się, że działania wykorzystujące także kampanie społeczne czy programy badawcze mają dalekosiężny wpływ zarówno na ochronę środowiska, jak też na gospodarkę<sup>19</sup>.

Świadomość społeczną determinuje potrzeba wiary społeczeństwa w zmiany instytucjonalne. Istnieje szereg państw, w których programy środowiskowe są ograniczane przez wpływ polityczny, a dominantami stają się krótkoterminowe cele gospodarcze czy społeczne, realizowane kosztem środowiska<sup>20</sup>. Ważna jest więc współpraca władzy na różnych szczeblach – organizacji pozarządowych, szkół, przemysłu oraz mediów – w budowaniu i kształtowaniu świadomości ekologicznej społeczeństw. Dobrze zaprojektowana i poparta badaniami kampania społeczna, poprzez swoją uniwersalność oraz szeroki zasięg oddziaływania, jest jednym z najlepszych narzędzi do osiągnięcia tego celu.

---

*in Germany: An Interview Study with Initiators of Communal Bioenergy Projects on the Success Factors for Restructuring the Energy Supply of the Community*, „Sustainability” 2012 t. 4, s. 244-256.

<sup>17</sup> K. McCormick, T. Kaberger, *Exploring a pioneering bioenergy system: The case of Enköping in Sweden*, „Journal of Cleaner Production” 2005 t. 13.

<sup>18</sup> Dz.U. 2009, nr 4, poz. 17.

<sup>19</sup> B. Bishnu Bhandari, A. Osamu, *Environmental Education in the Asia-Pacific Region: Some Problems and Prospects*, „International Review for Environmental Strategies” 2000 t. 1, nr 1, s. 57-77.

<sup>20</sup> M. Harvie, P. Jaques, *Public awareness and the environment: How do we encourage environmentally responsible behaviour?* „Water Science and Technology: Water Supply” 2003 t. 3, nr 3, s. 247-254.



Monika Kolendo • Łukasz Kolendo

# MODEL DECYZYJNY GIS WE WSPOMAGANIU WYBORU LOKALIZACJI SKŁADOWISKA ODPADÓW KOMUNALNYCH (NA PRZYKŁADZIE CZĘŚCI POWIATU BIAŁOSTOCKIEGO)

---

Monika Kolendo, studentka kierunku gospodarka przestrzenna – Politechnika Białostocka  
Łukasz Kolendo, student kierunku gospodarka przestrzenna – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok

e-mail: lukasz.kolendo@gmail.com

## GIS DECISION MODEL IN SUPPORTING OF SELECTION OF LOCALIZATIONS FOR MUNICIPAL LANDFILL SITES (USING AS AN EXAMPLE PART OF BIALOSTOCKI DISTRICT)

**SUMMARY:** Selection of localizations for municipal landfills is one of problems in multicriteria decision making. The usage of GIS allows to apply criteria from the legal directives and to conduct spatial assessment in account of the area usability for waste deposition. As a result of using GIS we obtain data helpful in finding terrain predisposed for waste deposition and to report the areas where landfills localization should definitely forbidden. GIS is a system for capturing, storing, managing, processing and displaying the data spatially referenced to the surface of the Earth. The paper presents an example of using GIS as a tool for selecting areas for municipal landfills sites on the example of the part of białostocki district.

**KEY WORDS:** GIS, support decision, localizations of landfill sites

---

## Wstęp

W przyrodzie nie ma żadnych odpadów, a z rozkładu roślin i ciał zwierząt utrzymuje się całościowy cykl życia na Ziemi. Odpady wygenerował człowiek, a konsumpcjonizm doprowadził do ich ogromnej ilości<sup>1</sup>. W Polsce składowanie odpadów jest najpopularniejszą metodą pozbywania się odpadów komunalnych, a większość technologii utylizacji odpadów stałych kończy się wydzieleniem odpadu kierowanego do składowania. Nieprawidłowa lokalizacja i eksploatacja składowiska oddziałują negatywnie na wszystkie elementy środowiska naturalnego (gleby, wody podziemne i powierzchniowe, rośliny powietrze), a nieuszczelnione dno składowiska powoduje powstawanie gazu składowiskowego i odcieków przenikających przez podłoże i skarpy składowiska, stając się tym samym źródłem trwałego zanieczyszczenia gleb i wód podziemnych<sup>2</sup>.

Wybór lokalizacji składowiska odpadów komunalnych należy do wielokryterialnych problemów decyzyjnych. W 2008 roku Wota i Woźniak<sup>3</sup> zaproponowali metodykę wyboru lokalizacji składowiska odpadów komunalnych opierającą się na technice GIS (*Geographic Information Systems*) w połączeniu z wielokryterialną metodą podejmowania decyzji AHP (*Analytic Hierarchy Process*). Pierwszy etap polega na budowie modelu decyzyjnego GIS, który umożliwi wykluczenie obszarów niewłaściwych dla procesu wyboru lokalizacji składowiska odpadów komunalnych. Drugi etap opiera się na modelu decyzyjnym AHP, którego celem jest wycena zbioru obszarów predysponowanych do składowania. Połączenie tych metod daje możliwość uwzględnienia wymagań regulacji formalnoprawnych i minimalizowania kosztów ekonomicznych, technicznych, środowiskowych oraz społecznych.

Kartografia i systemy informacji geograficznej odgrywają kluczową rolę w planowaniu przestrzennym. Wzrost zainteresowania wykorzystaniem technik GIS nastąpił w latach siedemdziesiątych XX wieku, kiedy dostrzeżono możliwości tworzenia czytelnych map tematycznych wspomagających proces decyzyjny<sup>4</sup>. Techniki GIS pozwalają na włączenie kryteriów wynikających z ustaleń prawnych (tak zwanych kryteriów wykluczających) i przeprowadzenie oceny przestrzennej pod kątem przydatności obszarów do składowania. W efekcie uzyskuje się tereny predysponowane do składowania oraz tereny objęte bezwzględnym zakazem lokalizowania składowisk. Celem niniejszej pracy jest przedstawienie

<sup>1</sup> A. Łuniewski, S. Łuniewski, *Od prymitywnych wysypisk do nowoczesnych zakładów zagospodarowania odpadów*, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok 2011, s. 11.

<sup>2</sup> J. Wiater, *Wpływ składowiska odpadów komunalnych na jakość wód podziemnych i właściwości gleby*, „Inżynieria Ekologiczna” 2011 nr 26, s. 133.

<sup>3</sup> A. Wota, A. Woźnika, *Metodyka wyboru lokalizacji składowisk odpadów komunalnych*, „Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich” 2008 nr 8, s. 143.

<sup>4</sup> M. H. Carr, P. Zwick, *Using GIS suitability analysis to identify potential future land use conflicts in North Central Florida*, „Journal of Conservation Planning” 2005 nr 1, s. 58.

modelu decyzyjnego GIS jako narzędzia wspomagania procesu wyboru lokalizacji składowiska odpadów na przykładzie części powiatu białostockiego i miasta Białystok na prawach powiatu.

## Obszar opracowania

Białystok, jako największe miasto i główny ośrodek gospodarczy w Polsce północno-wschodniej, nie jest wolne od problemu gospodarowania odpadami, który jest nieodłącznym zagadnieniem funkcjonowania terenów zurbanizowanych. W latach 2010-2021 prognozuje się wzrost ilości wytwarzanych odpadów, w tym odpadów komunalnych, do 128,9 tys. Mg w 2021 roku <sup>5</sup>.

Na podstawie Aktualizacji Planu gospodarki odpadami dla miasta Białegostoku na lata 2004-2015 można stwierdzić, iż w mieście brakuje wystarczającej liczby instalacji do odzysku oraz unieszkodliwiania odpadów komunalnych. Odpady do zagospodarowania kierowane są do instalacji znajdujących się poza miastem (Zakład Unieszkodliwiania Odpadów Komunalnych - (ZUOK) w Hryniewiczach). Została podjęta decyzja o przekazaniu miastu dotacji przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. Planowana inwestycja została zasadniczo podzielona na trzy podstawowe kontrakty, z których dwa są skierowane na modernizację i rozbudowę ZUOK w Hryniewiczach. Plan Gospodarki Odpadami dla Miasta Białegostoku przewiduje gospodarkę odpadami ww oparciu o Zakład Zagospodarowania Odpadów (ZZO) w Hryniewiczach, na który docelowo składają się istniejący ZUOK w Hryniewiczach oraz planowany ZUOK w Białymstoku, stanowiące obiekty i urządzenia technologiczne w procesie ich termicznego przekształcania.

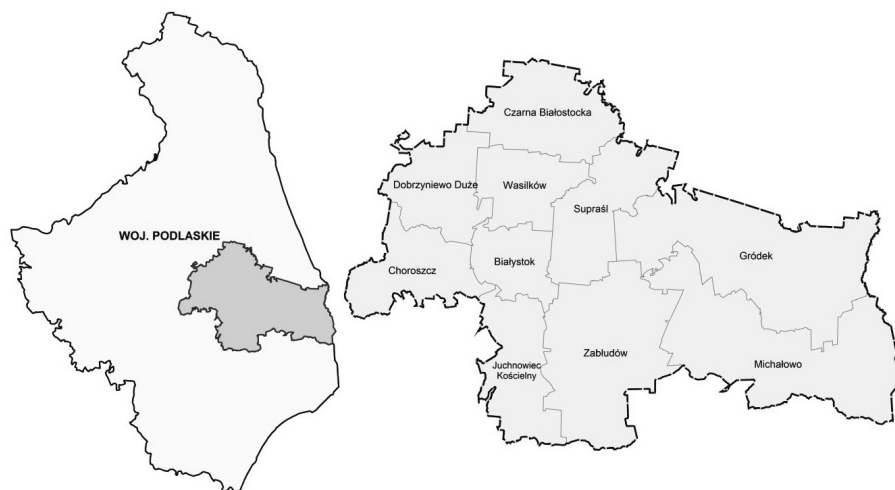
Dopuszcza się, aby ZZO w Hryniewiczach składał się z kilku obiektów współpracujących ze sobą w zakresie gospodarowania odpadami, rozmieszczonych w poszczególnych miejscowościach obsługiwanego regionu. Zakład Zagospodarowania Odpadów Hryniewicze obsługiwać będzie, poza mieszkańcami miasta Białegostoku, ludność z gmin: Choroszcz, Czarna Białostocka, Dobrzyniewo Duże, Gródek, Juchnowiec Kościelny, Michałowo, Supraśl, Wasilków, Zabłudów. Obszar ZZO stanowi 77,3% powierzchni oraz obejmuje 90,1% ludności powiatu białostockiego i miasta Białystok na prawach powiatu <sup>6</sup> (rysunek 1). Jednocześnie w Krajowym Planie Gospodarki Odpadami 2014<sup>7</sup> funkcjonuje zapis traktujący o skupieniu działań na likwidacji małych, nieefektywnych składowisk lokalnych i zapewnieniu funkcjonowania składowisk ponadgminnych w liczbie od 5 do 15 na terenie województwa.

<sup>5</sup> Aktualizacja Planu gospodarki odpadami dla miasta Białegostoku na lata 2004-2015, załącznik do uchwały Nr XVIII/177/11 Rady Miejskiej Białegostoku z dnia 28 listopada 2011 r.

<sup>6</sup> *Statystyczne Vademecum Samorządowca 2011*, GUS, [www.stat.gov.pl](http://www.stat.gov.pl) [02-01-2013].

<sup>7</sup> Krajowy plan gospodarki odpadami 2014, załącznik do uchwały nr 217 Rady Ministrów z dnia 24 grudnia 2010 r. (poz. 1183).

Rysunek 1  
Lokalizacja obszaru opracowania na tle województwa podlaskiego oraz gminy wchodzące  
w skład ZZO Hryniewicze



Źródło: opracowanie własne.

## Wykluczenie obszarów niewłaściwych

Podstawę do oceny przydatności terenów do składowania stanowią kryteria zawarte w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 24 marca 2003 r. w sprawie szczegółowych wymagań dotyczących lokalizacji, budowy, eksploatacji i zamknięcia, jakim powinny odpowiadać poszczególne typy składowisk odpadów<sup>8</sup>.

Do kryteriów wykluczających lokalizację tego typu instalacji zgodnie z rozporządzeniem należą:

- strefy zasilania głównych zbiorników wód podziemnych (GZWP), strefy ochrony ujęć wód podziemnych i powierzchniowych;
- strefy zasilania użytkowych wód podziemnych (UZWP), sąsiedztwo zbiorników wód powierzchniowych, obszary mis jeziornych i ich stref krawędziowych;
- obszary parków narodowych i ich otulin, obszary lasów ochronnych, obszary rezerwatów przyrody i ich otulin;
- strefy osuwisk i zapadlisk terenu (w tym powstające w wyniku zjawisk kraśowych oraz zagrożonych lawinami);
- tereny wychodni skał związanych porowatych, skrasowiaków i skawernowanych;
- doliny rzek, tereny źródłiskowe, bagienne i podmokłe, obszary bezpośredniego lub pośredniego zagrożenia powodzią;

<sup>8</sup> (Dz.U. 2003 nr 61 poz. 549).

- tereny zaangażowane glacitektonicznie lub tektonicznie, tereny spękanie lub uszczelinowacone;
- tereny o nachyleniu powyżej  $10^\circ$ , tereny poprzecinane uskoki;
- tereny o możliwościach wystąpienia deformacji szkód górniczych;
- gleby klas I i II, obszary ochrony uzdrowiskowej, zabudowa zwarta, lotniska.

Do pozyskania informacji na temat przestrzennego rozmieszczenia kryteriów wykluczających wykorzystano dane rastrowe udostępniane przez Regionalną Dyрекcję Lasów Państwowych w Białymstoku poprzez serwis WMS (*Web Map Service*), treści wektorowe pochodzące z zasobów Centralnej Bazy Danych Geologicznych Państwowego Instytutu Geologicznego oraz mapy topograficzne w skali 1:50 000 w układzie współrzędnych 1965.

Do przetwarzania zgromadzonych danych przestrzennych wykorzystano oprogramowanie z zakresu Systemów Informacji Przestrzennej (SIP) – *Geomedia Professional*. Dane wejściowe umieszczono w jednorodnie zdefiniowanym układzie odniesienia programu geoinformacyjnego. Następnie utworzono bazy danych w postaci warstw tematycznych, składających się z obiektów przestrzennych i ich atrybutów opisowych, odpowiadających poszczególnym kryteriom wykluczającym. W toku generowania obszarów predysponowanych do składowania przeprowadzono szereg analiz przestrzennych z wykorzystaniem oprogramowania GIS. Operacje na geometrii obiektów wektorowych obejmują głównie działania z zakresu edycji geometrii, nakładania i buforowania obiektów przestrzennych<sup>9</sup>.

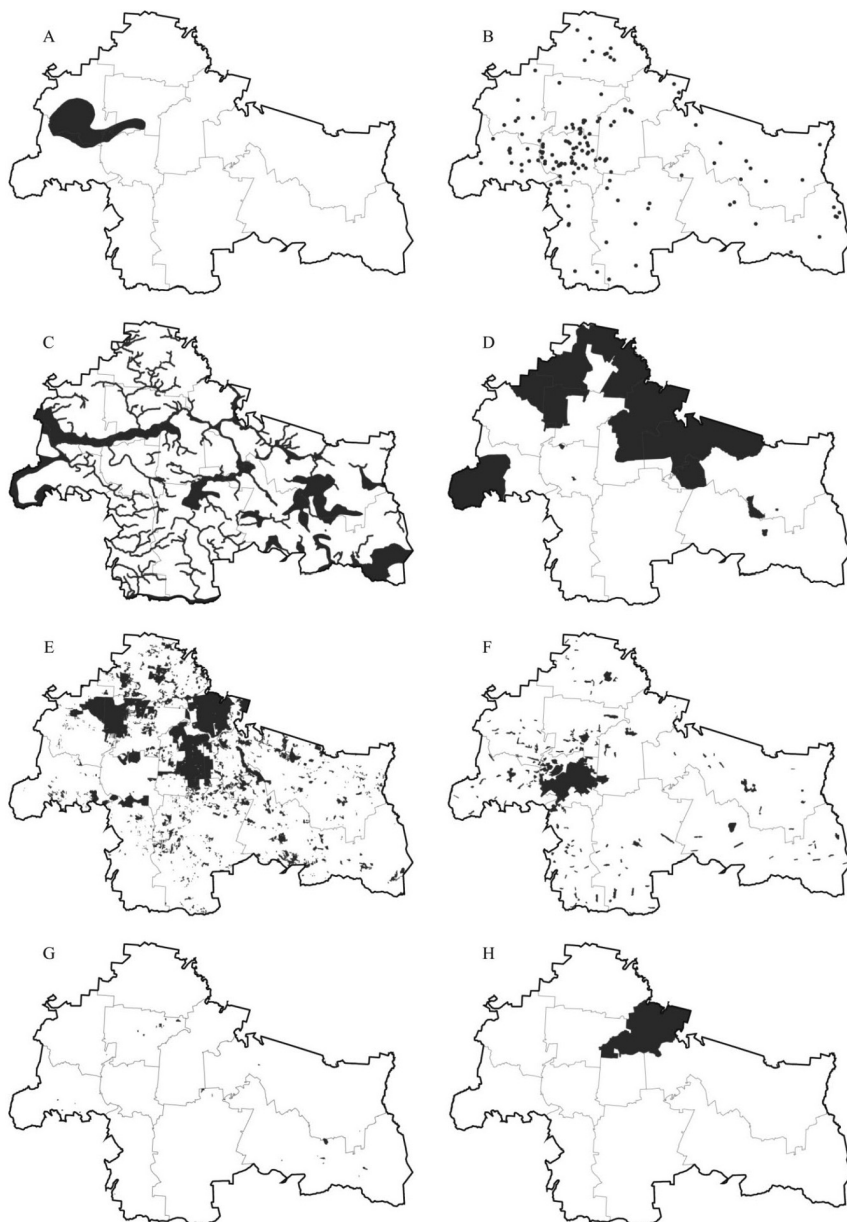
W granicach opracowania występuje strefa zasilania głównych zbiorników wód podziemnych (GZWP) – pradolina rzeki Supraśl zlokalizowana w zachodniej części badanego obszaru o łącznej powierzchni ponad 82,79 km<sup>2</sup> (rysunek 2A). W ramach ZZO Hryniewicze zlokalizowano łącznie 148 ujęć wód, które poprzez nadanie atrybutów nieprzestrzennych zróżnicowano na ujęcia powierzchniowe (63) oraz podziemne (85). Obiekty rozmieszczone są głównie na terenie gminy Białystok. Przyjęto strefę buforową wokół każdego ujęcia o szerokości 350 m (rysunek 2B).

W ramach kryterium hydrologicznego na obszarze ZZO Hryniewicze odnotowano Stawy Dojlidzkie na terenie Białegostoku oraz część Zbiornika Siemianówka w gminie Michałowo. Doliny rzeczne zdefiniowano poprzez utworzenie ekwidystanty wokół osi cieku o szerokości 150 m. Posłużyły one do wyznaczenia terenów podmokłych i zagrożonych podtopieniami, do których zaliczono także powierzchnie rozbudowanych sieci melioracyjnych, zlokalizowanych głównie w gminach Michałowo i Gródek (rysunek 2C).

W granicach opracowania wyznaczono fragment Narwiańskiego Parku Narodowego (15,83 km<sup>2</sup>) oraz obszar jego otuliny (67,01 km<sup>2</sup>). Analizowane obiekty przestrzenne znajdują się w całości na terenie gminy Choroszcz. W granicach ZZO Hryniewicze odnotowano 15 rezerwatów przyrody. Zlokalizowane są głów-

<sup>9</sup> L. Kaczmarek, *Pozyskiwanie i przetwarzanie danych na potrzeby ocen środowiska przyrodniczego*, w: *Praktyczne aspekty ocen środowiska przyrodniczego*, red. S. Bródka, Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań 2010, s. 143-144.

Rysunek 2  
Tereny wykluczone z funkcji składowania odpadów w ramach ZZO Hryniewiczze



Legenda:

A – obszar GZWP, B – powierzchniowe i podziemne ujęcia wód wraz ze strefą buforową, C – sieć hydrologiczna, obszary podmokłe i zagrożone podtopieniami, D – obszar parku narodowego i jego otuliny, rezerwatów przyrody i parku krajobrazowego, E – tereny lasów ochronnych, F – zwarta zabudowa, G – obszary górnicze, H – tereny objęte strefą uzdrowskową

Źródło: opracowanie własne.

nie w północno-wschodniej części opracowania, na terenach gmin ościennych (Supraśl, Czarna Białostocka i Gródek). Na obszarze miasta Białegostoku znajdują się dwa rezerваты przyrody: Antoniuk i Las Zwierzyniecki. Rezerваты zajmują łącznie powierzchnię równą 30,68 km<sup>2</sup>. Na terenie badań zlokalizowany jest znaczny obszar Parku Krajobrazowego Puszczy Knyszyńskiej im. Witolda Sławińskiego – 532,90 km<sup>2</sup>. Zgodnie z rozporządzeniem z dnia 24 marca 2003 r. w sprawie wymagań dotyczących lokalizacji składowisk park krajobrazowy nie należy do grupy kryteriów wykluczających, jednak na potrzeby opracowania zaliczono go do grupy kryteriów twardych, ponieważ na podstawie zapisów Planu Ochrony Parku Krajobrazowego Puszczy Knyszyńskiej<sup>10</sup> na terenie tym zakazuje się lokalizowania składowisk odpadów przemysłowych i komunalnych. Park krajobrazowy rozciąga się w północnej części opracowania (gminy Gródek, Supraśl, Wasilków, Czarna Białostocka, Dobrzyniewo Duże), (rysunek 2D).

Z uwagi na duży stopień lesistości i występowanie licznych powierzchniowych oraz punktowych form ochrony przyrody na terenie powiatu białostockiego lasy ochronne stanowią znaczną powierzchnię wykluczającą lokalizację składowiska odpadów w ramach gmin wchodzących w skład ZZO Hryniewicze. W wyniku wektoryzacji treści rastrowych pozyskano łącznie 948 obiektów powierzchniowych należących do klasy lasów ochronnych, co stanowi 14,4% terenu opracowania. Zwarte jednostki przestrzenne odnotowano w północnej części – gmina Dobrzyniewo Duże, Supraśl i Wasilków. Na pozostałym obszarze lasy ochronne zlokalizowane są niemal równomiernie (rysunek 2E).

Jednym z kryteriów wynikających z rozporządzenia jest zwarta zabudowa. Obszar opracowania zamieszkuje łącznie ponad 392 tys. osób. W ramach tego warunku wyznaczono jednostki przestrzenne budynków o funkcjach mieszkalnych, gospodarczych, przemysłowych i innych (rysunek 2F). Przy delimitacji obszarów zwartej zabudowy pominięto pojedyncze zabudowania i małe miejscowości, które są uwzględniane przy wycenie konkretnych wariantów analizy AHP. Największe obszary zwartej zabudowy odnotowano w miejscach występowania głównych ośrodków miejskich badanego terenu. Należą do ich między innymi Białystok, Wasilków, Czarna Białostocka, Choroszcz, Michałowo oraz Gródek, a także inne większe miejscowości obszarów wiejskich.

W ramach kryteriów wykluczających wyszczególniono również tereny o możliwościach wystąpienia szkód górniczych. Są to niewielkie powierzchniowo obszary, zlokalizowane głównie na terenach gmin Choroszcz, Wasilków, Michałowo. Związane są z odkrywkowym wydobywaniem surowców w postaci kruszyw (żwirownia w gminie Czarna Białostocka) oraz torfu (gmina Michałowo), (rysunek 2G). W ramach ZZO Hryniewicze występuje obszar ochrony uzdrowiskowej, zajmujący ponad połowę powierzchni gminy Supraśl (107,18 km<sup>2</sup>), (rysunek 2H). Na obszarze badań nie odnotowano terenów o glebach I i II klasy bonitacyjnej<sup>11</sup>.

<sup>10</sup> Plan ochrony Parku Krajobrazowego Puszczy Knyszyńskiej im. Profesora Witolda Sławińskiego, Załącznik do rozporządzenia nr 22/01 Wojewody Podlaskiego z dnia 9 sierpnia 2001 r.

<sup>11</sup> Program nawodnień rolniczych województwa podlaskiego na lata 2007-2013, załącznik nr 1 do uchwały 87/1181/08 Zarządu Województwa Podlaskiego z dnia 6 maja 2008 r.



W przedstawionej analizie nie prezentowano danych dotyczących niektórych kryteriów wykluczających ze względu na brak pewnych procesów i zjawisk fizycznych, na przykład obszarów sejsmicznie aktywnych na terenie powiatu białostockiego. Jednym z kryteriów wykluczających jest nachylenie terenu większe niż  $10^\circ$ , jednak w opracowaniu zrezygnowano z generowania mapy spadków na rzecz późniejszej analizy, w tym w aspekcie poszczególnych wariantów lokalizacji składowiska odpadów.

W celu wygenerowania obszarów predysponowanych do składowania odpadów komunalnych dokonano sumy przestrzennej terenów odpowiadających poszczególnym kryteriom wykluczającym. W wyniku tej operacji powstała nowa warstwa tematyczna, zawierająca powierzchnie, które obligatoryjnie należy wykluczyć przy rozpatrywaniu kolejnych lokalizacji zakładu unieszkodliwiania odpadów komunalnych w ramach ZZO Hryniewicze. Tereny wykluczone ze składowania odpadów to głównie obszary gmin Gródek, Wasilków, Supraśl, Czarna Białostocka oraz Choroszcz i Dobrzyniewo Duże, przede wszystkim ze względu na znaczny udział pokrycia prawnymi formami ochrony przyrody.

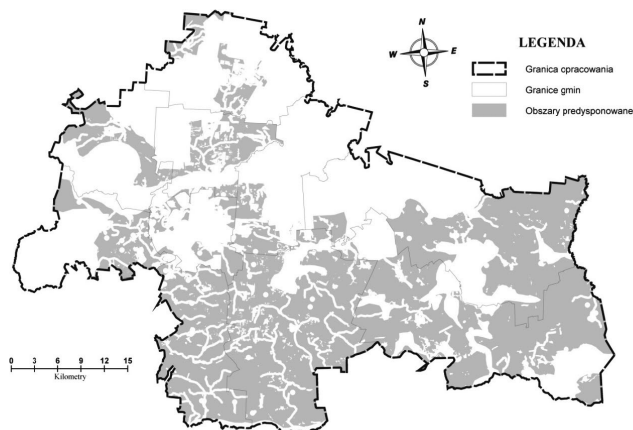
## Tereny predysponowane do składowania

Operacja różnicy przestrzennej pomiędzy obszarem opracowania a terenami wykluczonymi pozwoliła na wygenerowanie obszarów predysponowanych do składowania, które mogą podlegać dalszej analizie i ocenie. Z analizy geometrii obiektów przestrzennych wynika, iż w wyniku zastosowania technik GIS w pierwszym etapie odrzucono 1254,69 km<sup>2</sup> powierzchni całkowitej ZZO Hryniewicze, co stanowi 54,5% obszaru opracowania. Największymi rezerwami terenu pod funkcję składowania odpadów komunalnych dysponują gminy Juchnowiec Kościelny (73,59% obszaru gminy), Zabłudów (73,25%) oraz Michałowo (62,61%), zlokalizowane w południowej części analizowanego obszaru (rysunek 3). Odmienna sytuacja występuje w centralnej i północnej części badanego obszaru, gdzie udział terenów predysponowanych do składowania odpadów kształtuje się na poziomie 13,66% w gminie Supraśl oraz 13,67% w gminie Czarna Białostocka. Wyższe wartości w przedziale 20-30% odnotowano na terenach gmin Białystok, Dobrzyniewo Duże oraz Choroszcz. Taki rozkład badanej cechy jest związany głównie z uwarunkowaniami przyrodniczymi w postaci występowania rozległych obszarów prawnie chronionych w gminach zlokalizowanych w północnym pasie obszaru badań.

Wyniki uzyskane w procesie stosowania modelu decyzyjnego GIS stanowią dane wejściowe do drugiego etapu analizy, polegającego na wyborze wariantów lokalizacji oraz utworzenia ich końcowego rankingu przy użyciu wielokryterialnej metody podejmowania decyzji - *Analytic Hierarchy Process*.

Rysunek 3

Rozmieszczenie terenów predysponowanych do składowania odpadów komunalnych w ramach ZZO Hryniewiczze



Źródło: opracowanie własne.

## Podsumowanie

Techniki systemów informacji przestrzennej umożliwiły dokonanie kompleksowej oceny przestrzennej pod kątem przydatności obszarów do posadowienia funkcji składowania odpadów komunalnych. Pozwoliły na szerokie ujęcie kryteriów wynikających z uwarunkowań prawnych, co w konsekwencji przełożyło się na zdefiniowanie grup terenów wykluczonych oraz wstępnie predysponowanych do funkcji składowania odpadów. W wyniku analizy przestrzennej obszaru opracowania wykluczono lokalizowanie składowiska odpadów komunalnych na około 55% terenu objętego ZZO Hryniewiczze.

Systemy geoinformacyjne stanowią obecnie skuteczne narzędzie do gromadzenia, analizowania, przetwarzania, a także wizualizacji danych przestrzennych, służą do opisu, wyjaśniania i przewidywania rozkładu zjawisk przestrzennych<sup>12</sup>. Niewątpliwym atutem tego typu narzędzi jest możliwość łączenia informacji pochodzących z różnych źródeł (dane rastrowe, wektorowe, zestawienia tabelaryczne), a następnie wykorzystania ich do rozwiązywania problemów przestrzennych, w tym decyzyjnych, przed którymi niejednokrotnie stoją samorządy terytorialne. W tym przypadku warte uwagi stają się usługi w zakresie Infrastruktury Danych Przestrzennych (SDI), takich jak serwisy WMS i WFS, umożliwiające indywidulane budowanie systemów GIS poprzez możliwość łączenia

<sup>12</sup> J.C. Griffiths, W.T. Dushenko, *Effectiveness of GIS suitability mapping in predicting ecological impacts of proposed wind farm development on Aristazabal Island, BC*, „Environment, Development and Sustainability” 2011 nr 13, s. 957.

map z różnych portali mapowych w środowisku oprogramowania geoinformacyjnego. Obecnie możliwości pozyskiwania danych przestrzennych są bardzo duże i stale się zwiększają. W przypadku organów administracji publicznej zasoby te mogą być wykorzystywane nieodpłatnie w zakresie realizacji niezbędnych zadań publicznych<sup>13</sup>. Ograniczeniem w związku ze stosowaniem narzędzi gisowskich może być wysoki koszt zakupu licencji oprogramowania. Alternatywą dla tych produktów są dynamicznie rozwijające się oprogramowania z zakresu tak zwanego *open source software*, pozwalające na analizowanie złożoności środowiska przyrodniczego na poziomie porównywalnym z ich komercyjnymi odpowiednikami.

Techniczne i ekonomiczne korzyści płynące z możliwości stosowania technik GIS, głównie w planowaniu przestrzennym, nie są jednak w pełni wykorzystywane przez samorządy terytorialne, co wynika z faktu, że pracownicy gmin jedynie w niewielkim i wysoce niewystarczającym stopniu wykorzystują dane przestrzenne oraz systemy *Geographic Information System*<sup>14</sup>.

<sup>13</sup> (Dz.U. 2010 nr 76 poz. 489).

<sup>14</sup> K. Fiedziukiewicz, M. Rusztecka, E. Wołoszyńska, *Kompetencje GIS w urzędach gmin*, „Geodata. Magazyn Geoinformacyjny” 2009 nr 6, s. 20.



Oksana Seroka-Stolka

# OCENA WDROŻENIA DOBROWOLNYCH INSTRUMENTÓW ZARZĄDZANIA ŚRODOWISKIEM W MAŁYCH I ŚREDNICH PRZEDSIĘBIORSTWACH REGIONU CZĘSTOCHOWSKIEGO

---

Oksana Seroka-Stolka, dr – Politechnika Częstochowska

adres korespondencyjny:  
Wydział Zarządzania  
Katedra Zdrowia Publicznego  
ul. AK 36b, 42-200 Częstochowa  
e-mail oksanas@zim.pcz.pl

## THE ASSESSMENT OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT VOLUNTARY INSTRUMENTS IN COMPANIES FROM THE SME SECTOR IN THE REGION OF CZĘSTOCHOWA

**SUMMARY:** The main purpose of this study is to assess an implementation of environmental instruments in enterprises from Czestochowa region. The survey was conducted on a sample of 69 companies from the SME sector. "Snowball" sampling was applied as a method of the sample selection. The results show that three-quarters of enterprises have not formulated an environmental policy, and what that entails, does not have the key instruments of environmental management, whose principal objective is to improve the business impact on the environment. The interest in the surveyed companies of implementation of voluntary actions is minimal. There is therefore an urgent need for professional support of entrepreneurs from the SME sector in the region through environmental education, knowledge creation of legal requirements and compliance with state policy with realisation of environmental objectives at the regional level.

**KEY WORDS:** environmental management, environmental instruments, the environment, the SME sector

---

## Wstęp

Sektor małych i średnich przedsiębiorstw (MŚP) posiada istotny udział w PKB, ponieważ generuje prawie połowę polskiego PKB (48,4%) oraz zapewnia zatrudnienie dla znacznej części społeczeństwa. Liczba aktywnych przedsiębiorstw (MŚP stanowią prawie 99% przedsiębiorstw funkcjonujących na rynku polskim) i udział MŚP w prywatnym sektorze oraz liczba zatrudnianych pracowników sugerują, że małe i średnie przedsiębiorstwa wpływają znacząco na stan środowiska. Szacuje się, iż za 60% całkowitej emisji CO<sub>2</sub> pochodzącego z brytyjskich przedsiębiorstw odpowiadają MŚP, a odpady przemysłowe i handlowe z MŚP stanowią średnio 50% wszystkich odpadów.<sup>1</sup> Wpływ sektora MŚP na środowisko naturalne jest więc istotny. Działania proekologiczne, jakie podejmują przedsiębiorstwa z tego sektora zarówno o charakterze sformalizowanym, jak i niesformalizowanym, decydują w dużej mierze o jakości środowiska. Celem artykułu jest ocena wdrożenia przez badane małe i średnie przedsiębiorstwa z regionu częstochowskiego dobrowolnych formalnych i nieformalnych instrumentów zarządzania środowiskiem naturalnym.

## Instrumenty zarządzania środowiskowego

Na świecie, a także w Polsce, coraz częstszym systemowym działaniem w obszarze środowiska jest wdrażanie standardów zarządzania środowiskowego zarówno formalnych, certyfikowanych na zgodność z wymaganiami normy ISO 14001 lub zarejestrowanych we wspólnotowym systemie ekozarządzania i audytu (EMAS), jak i nieformalnych, na przykład w ramach programu Czystszej Produkcji czy programu Odpowiedzialność i Troska. Wdrożenie systemów zarządzania środowiskowego umożliwia systematyczne doskonalenie procesów produkcji oraz optymalizację wykorzystania zasobów. Zasadniczym celem systemu zarządzania środowiskowego przedsiębiorstw jest poprawa oddziaływania przedsiębiorstwa na środowisko naturalne. Ogólnie systemy zarządzania środowiskowego w skali przedsiębiorstwa można zdefiniować jako „sformalizowane struktury organizacyjne, działania, procedury oraz zasady formułowania celów polityki ekologicznej na szczeblu przedsiębiorstwa i ich wdrożenia w życie zgodnie z określonym zestawem norm i standardów”.<sup>2</sup>

Instrumentem pozwalającym odnieść wszelką działalność przedsiębiorstwa do problematyki ochrony środowiska jest system zarządzania środowiskowego

<sup>1</sup> *Raport o stanie sektora małych i średnich przedsiębiorstw w Polsce w latach 2006-2007*, red. A. Żołnierski, P. Zadura-Lichota, Polska Agencja Rozwoju Przedsiębiorczości, Warszawa 2008; [www.parp.gov.pl](http://www.parp.gov.pl) [15-11-2011].

<sup>2</sup> P. Jeżowski, *Ochrona środowiska i ekorozwój*, Wyd. Szkoły Głównej Handlowej, Warszawa 2000.

zgodny z normą ISO 14001. Przedsiębiorstwa posiadające zastosowany system zarządzania środowiskowego poprzez normę ISO mogą liczyć na poprawę własnego wizerunku wśród społeczeństwa, zwiększenie liczby klientów oraz wzrost świadomości ekologicznej pracowników i zwiększenie ich bezpieczeństwa w miejscu pracy. Przedsiębiorstwa posiadające certyfikat normy ISO 14001 mają bardziej uporządkowane procesy zarządzania środowiskiem naturalnym, większą zgodność z przepisami oraz większą ekowydajność.<sup>3</sup> Norma ta jest podstawą do budowania lepszych kontaktów z pracownikami administracji publicznej. Pomimo stale wzrastającego zainteresowania tą formą działalności proekologicznej liczba przedsiębiorstw zainteresowanych wdrożeniem takiego systemu w swojej działalności jest wciąż niewielka.

System EMAS (Program Ekozarządzania i Audytowania) powstał później niż norma ISO 14001 i jego celem jest zachęcanie jednostek gospodarczych do dobrowolnego wdrażania systemu zarządzania środowiskowego, przejawiającego się jako ciągły proces poprawy relacji przedsiębiorstwo – środowisko, przede wszystkim w ramach doskonalenia procesów produkcyjnych i technik zarządzania. System sprzyja racjonalnemu gospodarowaniu zasobami, surowcami i energią oraz zmniejszeniu zanieczyszczeń środowiska. Zarówno norma ISO 14001, jak i system EMAS są przeznaczone dla wszystkich organizacji, niezależnie od rodzaju prowadzonej przez nie działalności.

Uzupełnieniem wdrożenia normy ISO 14001 oraz systemu EMAS jest norma ISO 14031, która wspiera organizacje z systemem zarządzania przyjaznego środowisku naturalnemu w ocenie świadczeń na rzecz środowiska. Jednocześnie może być wytyczną dla małych i średnich przedsiębiorstw, które dotychczas nie zbudowały systemu zarządzania przyjaznego środowisku naturalnemu. Norma ta ułatwia ciągły proces doskonalenia i ułatwia wdrożenie systemu zarządzania przyjaznego środowisku naturalnemu (również do ISO 14001/lub unijnego EMAS). Szczególnie nadaje się dla małych i średnich przedsiębiorstw, ponieważ implementacja nie wymaga dużych nakładów pracowniczych i finansowych. Umożliwia, szczególnie małym firmom, funkcjonalny controlling środowiskowy.<sup>4</sup>

Oprócz rozwiązań systemowych w obszarze zarządzania środowiskiem, których przykładem są standardy ISO, ważnym instrumentem stosowanym przez większe przedsiębiorstwa jest nowoczesne narzędzie analityczne w postaci analizy cyklu życia (*Life Cycle Analysis* – LCA). Służy ona do oceny wpływu na środowisko produktu lub usługi w całym jego lub jej cyklu życia („od kołyski do grobu”), począwszy od pozyskania surowców przez produkcję, użytkowanie, aż do likwidacji odpadów powstałych po procesie konsumpcji. Jest ona wykorzystywana zarówno do badania aspektów środowiskowych, jak i ekonomicznych produktu. Zastosowanie tego narzędzia powinno przyczynić się do szerszej realizacji strategii środowiskowych.

<sup>3</sup> B. Al Najjar, A. Anfimiadou, *Environmental Policies and Firm Value*, „Business Strategy and the Environment” 2012 t. 21, s. 49-59.

<sup>4</sup> [www.gealan.de](http://www.gealan.de) [19-10-2012].

Obecnie widoczna jest powszechna tendencja do ograniczenia instrumentów nakazowo-kontrolnych na rzecz dobrowolnych działań i zobowiązań przyczyniających się do poprawy efektów środowiskowej działalności przedsiębiorstw. Przedsiębiorcy coraz częściej dobrowolnie (bez przymusu prawnego) stosują różnego rodzaju instrumenty proekologiczne. Najczęstszą formą takich działań jest udział przedsiębiorców w różnego rodzaju programach pozwalających zminimalizować negatywne wpływy na środowisko lub też włączanie do systemu zarządzania przedsiębiorstwem elementów środowiskowych. Uczestnictwo w programach środowiskowych czy posiadanie systemów zarządzania środowiskiem wymaga od przedsiębiorstw wprowadzania nowych i lepszych pod kątem środowiskowym rozwiązań technicznych, nowych metod wytwarzania, które poza tym, że w mniejszym stopniu ingerują w środowisko, przynoszą również korzyści ekonomiczne. Wśród polskich MŚP widoczny jest wzrost poziomu zainteresowania podejmowaniem działań o charakterze proekologicznym, przy jednoczesnym braku środków finansowych i czasu na ich podjęcie.<sup>5</sup>

## Materiały i metody

Badanie przeprowadzono metodą ankietową na próbie 69 małych (65%) i średnich (45%) przedsiębiorstw w regionie częstochowskim. W badaniu udział wzięły przedsiębiorstwa z sektora usług (12,5%), handlu (18,8%) i produkcji (31,2%) oraz o profilu mieszanym (37,5%). Ankietowano podmioty o zasięgu światowym (18%), europejskim (31%) i krajowym (51%). Udział badanych przedsiębiorstw w próbie pod względem kondycji finansowej był następujący: kondycja bardzo dobra (18,8%), dobra (37,5%), średnia (37,4%) oraz zła (6,3%). Zastosowano dobór metodą „kuli śniegowej”<sup>6</sup>. Jako technikę badawczą wykorzystano autorski kwestionariusz ankiety, który skierowano do właścicieli lub menedżerów firm.

Pierwsza część kwestionariusza obejmowała pytania związane z zastosowaniem (lub planowanym zastosowaniem - w przypadku, gdy przedsiębiorstwo nie zastosowało jeszcze danego instrumentu) formalnych instrumentów zarządzania środowiskowego, jak normy ISO 14001, 14031, system EMAS, oraz nieformalnych - dotyczących szkoleń edukacyjnych i implementacji dobrowolnych programów wspierających praktyki środowiskowe w przedsiębiorstwach. Właścicieli i kadrę zarządzającą zapytano o możliwości inwestycji własnych środków przeznaczonych na rozwiązania technologiczne i organizacyjne, wsparcie finansowe organizacji ekologicznych oraz wolny czas przeznaczony na realizację praktyk środowiskowych ograniczających negatywny wpływ funkcjonowania przedsiębiorstwa na środowisko.

<sup>5</sup> *Potencjał małych i średnich przedsiębiorstw w dziedzinie kreowania nowych produktów innowacyjnych – rozwiązania proekologiczne*, GfK, PSDB, PARP, Warszawa 2009, s. 62; [www.parp.gov.pl](http://www.parp.gov.pl) [19-10-2012].

<sup>6</sup> Nielosowa metoda doboru respondentów do badanej próby.

W drugiej części zaprezentowano respondentom do oceny jakościowej czynniki wpływające negatywnie na otoczenie naturalne przedsiębiorstw, takie jak: emisja gazów cieplarnianych, emisja pyłów, zapachów, hałasu, ścieków komunalnych i przemysłowych, odpadów wymagających składowania oraz zużycia energii i wody. Ankietowanych poproszono o ocenę zastosowania w przedsiębiorstwach nowych technologii środowiskowych, ekoinnowacji i recyklingu. Odpowiedzi w tej części badania skonstruowano na 5-stopniowej skali, gdzie: 1 – brak wpływu, 5 – najwyższy wpływ. Analizę danych przeprowadzono w programie STATISTICA 9.1 w kontekście ilościowym oraz jakościowym z wykorzystaniem statystyk opisowych.

## Wyniki

Z przeprowadzonej analizy ilościowej wynika, że 75% badanych małych i średnich przedsiębiorstw w regionie nie prowadzi polityki środowiskowej. Wśród podmiotów, które nie posiadają formalnych instrumentów zarządzania środowiskiem, prawie 44% z nich nie planuje wdrożenia normy ISO 14001 i ISO 14031 i ponad 32% systemu EMAS w ciągu najbliższych 3 lat. Normę ISO 14001 posiada 6,5% ankietowanych przedsiębiorstw. Średnio około połowa badanych podmiotów jest niezdecydowana co do implementacji formalnych instrumentów środowiskowych. Zaledwie 7% przedsiębiorstw badanego sektora przeprowadza analizę cyklu życia w odniesieniu do produktu lub usługi (LCA) i w grupie tej znalazły się wyłącznie średnie przedsiębiorstwa o dobrej kondycji finansowej. Aż 75% badanych nie organizuje szkoleń z zakresu ekologii, ochrony środowiska i koncepcji *Environmental Corporate Responsibility*. Poprawa efektów środowiskowych działalności przedsiębiorstwa sektora MŚP, w obliczu rosnącego nacisku na implementację instrumentów o charakterze dobrowolnym, powinna być poparta zastosowaniem nieformalnych programów środowiskowych, które są często pierwszym etapem wpływającym na wzrost ich efektywności. Niestety, żadne badane przedsiębiorstwo nie planuje i nie wdrożyło nieformalnego programu środowiskowego. Ankietowani wykazują większe zainteresowanie wsparciem finansowym organizacji ekologicznych, które służy niewątpliwie kreowaniu dobrego wizerunku firmy. Istotnym elementem realizacji polityki środowiskowej opartej na implementacji dobrych praktyk środowiskowych są środki finansowe i czas, jakim dysponuje osoba odpowiedzialna za ten zakres działań. Badane małe i średnie przedsiębiorstwa w większości nie posiadają wystarczających środków finansowych, które mogłyby przeznaczyć na działania minimalizujące negatywny wpływ na środowisko (63,6% badanych). Prawie 55% przedsiębiorców zadeklarowało, że nie dysponuje wolnym czasem na włączenie nowych elementów środowiskowych do systemu zarządzania przedsiębiorstwem. Wyniki rozkładu odpowiedzi respondentów przedstawiono w tabeli 1.



Tabela 1

Rozkład odpowiedzi dotyczący zastosowania formalnych i nieformalnych instrumentów zarządzania środowiskowego w badanych małych i średnich przedsiębiorstwach

| Stopień, z jakim respondenci zgadzali się z poniższymi pytaniami, oraz wartość przeciętna, którą wybierali dla poszczególnych pozycji | Zgrupowane kategorie: „zdecydowanie tak” i „raczej tak” [%] | Nie wiem [%] | Zgrupowane kategorie: „zdecydowanie nie” i „raczej nie” [%] | $\bar{x}$ | SD N-64 |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------|--------------|-------------------------------------------------------------|-----------|---------|
| Czy firma planuje wdrożyć normę ISO 14031? <sup>a</sup>                                                                               | 12,50                                                       | 43,75        | 43,75                                                       | 2,44      | 1,03    |
| Czy firma planuje wdrożyć normę ISO 14001? <sup>ab</sup>                                                                              | 0                                                           | 50,00        | 43,75                                                       | 2,56      | 1,21    |
| Czy firma planuje wdrożyć system EMAS? <sup>a</sup>                                                                                   | 6,25                                                        | 62,50        | 31,25                                                       | 2,63      | 1,02    |
| Czy firma planuje wdrożyć w ciągu najbliższych 3 lat nieformalny program środowiskowy?                                                | 0                                                           | 50,00        | 50,00                                                       | 2,31      | 0,79    |
| Czy firma wspiera finansowo organizacje ekologiczne?                                                                                  | 18,75                                                       | 6,25         | 75,00                                                       | 2,19      | 1,22    |
| Czy firma dysponuje własnymi środkami przeznaczonymi na działania ograniczające wpływ firmy na środowisko naturalne?                  | 18,18                                                       | 18,19        | 63,63                                                       | 2,27      | 1,50    |
| Czy właściciel/menedżer dysponuje czasem, aby wprowadzać praktyki środowiskowe ograniczające wpływ firmy na środowisko naturalne?     | 33,36                                                       | 9,09         | 54,54                                                       | 2,54      | 1,10    |

Legenda:

SD – odchylenie standardowe

$\bar{x}$  – średnia

<sup>a</sup> w ciągu najbliższych 3 lat, jeśli firma nie posiadała wdrożonej normy lub dany obiekt wdrożonego systemu EMAS

<sup>b</sup> 6,5% badanych posiadało wdrożoną normę ISO 14001

Źródło: opracowanie własne.

Analiza jakościowa zaprezentowanych efektów środowiskowych działalności operacyjnej badanych przedsiębiorstw wskazuje, że badani wpływ ten oceniają jako nieznaczny. Przedsiębiorcy uważają, że największy wpływ na środowisko wynika ze znacznego zużycia energii elektrycznej ( $\bar{x}$  – 2,5) oraz generowania odpadów wymagających składowania ( $\bar{x}$  – 2,1). Przedsiębiorstwa nie widzą również możliwości zastosowania nowych technologii środowiskowych wykorzystujących odnawialne i niewyczerpywalne źródła energii ( $\bar{x}$  – 1,4), rozwiązań ekoinnowacyjnych w zakresie inteligentnych systemów elektroenergetycznych i technologii czystego węgla oraz efektywnego wykorzystania biomasy i biogazu ( $\bar{x}$  – 1,2). Badane podmioty nieznacznie wyżej oceniły możliwości zmniejszenia ilości wytwarzanych odpadów komunalnych dzięki zastosowaniu recyklingu ( $\bar{x}$  – 2,5).

W ostatniej części badania poproszono respondentów o wybór zaprezentowanych twierdzeń związanych z prowadzonym monitoringiem i analizą kosztów

Tabela 2

Efekty ekologiczne i ekonomiczne działalności operacyjnej badanych przedsiębiorstw

| N = 69          |                              | (Wielokrotna dychotomia; zliczana wartość 1)<br>Ogół i procenty obliczane względem liczby respondentów |                    |                                 |
|-----------------|------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------|---------------------------------|
|                 |                              | Liczba                                                                                                 | Procent odpowiedzi | Procent przypadków <sup>a</sup> |
| Monitoring      | zużycia energii              | 33                                                                                                     | 24,09              | 51,56                           |
|                 | zużycia wody                 | 27                                                                                                     | 19,71              | 42,19                           |
|                 | usuwania ścieków             | 20                                                                                                     | 14,60              | 31,25                           |
|                 | usuwania odpadów             | 29                                                                                                     | 21,17              | 45,31                           |
|                 | brak monitoringu             | 28                                                                                                     | 20,44              | 43,75                           |
|                 | ogół                         | 137                                                                                                    | 100,00             | 214,06                          |
| Analiza kosztów | zużycia energii              | 42                                                                                                     | 28,38              | 71,19                           |
|                 | zużycia wody                 | 32                                                                                                     | 21,62              | 54,24                           |
|                 | usuwania ścieków             | 23                                                                                                     | 15,54              | 38,98                           |
|                 | usuwania odpadów             | 36                                                                                                     | 24,32              | 61,02                           |
|                 | nie prowadzi analizy kosztów | 15                                                                                                     | 10,14              | 25,42                           |
|                 | ogół                         | 148                                                                                                    | 100,00             | 250,85                          |

<sup>a</sup> procent z respondentów nie sumuje się do 100, ponieważ każdy respondent mógł udzielić więcej niż jednej odpowiedzi

Źródło: opracowanie własne na podstawie badania.

zużycia energii, wody i usuwania ścieków oraz odpadów w przedsiębiorstwach. Wyniki odpowiedzi zaprezentowane w tabeli 2 wskazują, że w badanych przedsiębiorstwach najczęściej prowadzone są monitoring i analiza kosztów zużycia energii. Na drugim miejscu respondenci wskazali monitoring i analizę kosztów usuwania odpadów. Niespełna ¼ badanych nie prowadzi w ogóle monitoringu zużycia zasobów.

## Omówienie wyników badań

Ankietowane przedsiębiorstwa z sektora MŚP w regionie częstochowskim nie są proaktywne w kwestiach ochrony środowiska. Proaktywność zarządzania przejawiająca się wprowadzeniem dobrowolnych praktyk zarządzania środowiskowego występuje na niewielkim poziomie w polskich przedsiębiorstwach.<sup>7</sup> Niska świadomość ekologiczna wpływu MŚP na środowisko, przejawiająca się brakiem identyfikacji zagrożeń oraz znajomości wymogów związanych z ochroną środowiska, to główne przyczyny małego zaangażowania w realizację dobro-

<sup>7</sup> A. Ryszko, *Proaktywne zarządzanie środowiskowe w przedsiębiorstwach*, „Przegląd Organizacji” 2009 nr 5, s. 33-36.

wolnych praktyk środowiskowych.<sup>8</sup> Niewielkie zaangażowanie wynika z braku odpowiednich zasobów, czyli kompetencji ekologicznych i braku czasu, jaki menedżerowie i przedsiębiorcy mogą poświęcić zagadnieniom ekologicznym.<sup>9</sup> Wyniki przeprowadzonej analizy sugerują, że wpływ czasu może być jedną z ważniejszych przyczyn implementacji systemów zarządzania środowiskiem naturalnym.

Wśród ankietowanych przedsiębiorstw MŚP istnieje bardzo małe zainteresowanie normą ISO 14001, jak i 14031. W 2006 roku w Polsce było 1700 organizacji posiadających certyfikat ISO 14001.

Jak wynika z przeprowadzonych badań w Polsce, wśród głównych przyczyn niskiego zainteresowania wdrożeniem normy ISO 14001, w porównaniu z często stosowaną normą ISO 9001, przedsiębiorcy zidentyfikowali przede wszystkim brak zachęt ze strony państwa, w tym brak wyraźnego sygnału, że systemy zarządzania środowiskiem są uznawane za ważny instrument realizacji polityki ekologicznej państwa i zasady zrównoważonego rozwoju.<sup>10</sup> Innymi przyczynami wskazywanymi przez przedsiębiorstwa są: traktowanie zagadnień środowiskowych jako drugoplanowych oraz konieczność poniesienia zbyt wysokich kosztów w porównaniu do uzyskiwanych korzyści.<sup>11</sup>

Bardzo niski odsetek badanych przedsiębiorstw z wdrożonym systemem EMAS wynika z niewielkiego zainteresowania nim wśród polskich przedsiębiorców, gdyż w 2011 roku EMAS posiadało jedynie 25 organizacji i 32 obiekty<sup>12</sup>. Niestety, z informacji umieszczonych na stronie Komisji Europejskiej (Eurostat) wynika, że wzrost liczby organizacji posiadających wdrożony system zarządzania środowiskowego w Polsce jest minimalny.

Przeprowadzone badanie empiryczne oraz badania ogólnopolskie wskazują, że zarówno znajomość metodologii LCA, jak i skłonność polskich małych i średnich przedsiębiorstw do stosowania jej w swojej praktyce są niewystarczające.<sup>13</sup>

<sup>8</sup> O. Seroka-Stolka, *Poziom świadomości ekologicznej przedsiębiorców jako element zrównoważonego rozwoju – analiza porównawcza*, „Journal of Ecology and Health” 2011 t. 15, nr 4(88); A. Bołtromiuk, *Z badań nad świadomością ekologiczną polskiego społeczeństwa – refleksje ekonomisty*, „Ekonomia i Środowisko” 2009 nr 38; por.: O. Seroka-Stolka, *Analiza wybranych czynników determinujących poziom świadomości ekologicznej przyszłych menedżerów*, „Ekonomia i Środowisko” 2012 nr 1(41).

<sup>9</sup> D.L. Gadenne, K. Kennedy, C. McKeiver, *An Empirical Study of Environmental Awareness and Practices in SMEs*, „Journal of Business Ethics” 2009 t. 84, s. 45-63; *Problemy oddziaływania małych i średnich przedsiębiorstw na środowisko*, Fundacja Partnerstwo dla Środowiska, [www.czystybi-znes.pl](http://www.czystybi-znes.pl) [10-02-2013]; por.: A. Hutchinson, F. Hutchinson, *Environmental Business Management: Sustainable Development in the New Millennium*, Mc Graw Hill, London 1997, cyt. za: L.J. Spence, R. Rutherford, R.A. Blackburn, *Small Business and Environmental Issues in the UK and the Netherlands: A Literature Review and Research Agenda*, Kingston University, London 1998.

<sup>10</sup> *Raport 2003-2006, Wzorce zrównoważonej produkcji i konsumpcji. Stan i rekomendacje*, Ministerstwo Gospodarki, Warszawa 2007, s. 47.

<sup>11</sup> *Potencjał małych i średnich przedsiębiorstw ...*, op. cit., s. 62-64.

<sup>12</sup> [www.epp.eurostat.ec.europa.eu](http://www.epp.eurostat.ec.europa.eu) [15-07-2012].

<sup>13</sup> „Propagowanie wzorców produkcji i konsumpcji sprzyjających promocji zasad trwałego i zrównoważonego rozwoju”. Projekt współfinansowany ze środków Unii Europejskiej oraz

Jako przyczynę niestosowania analiz tego rodzaju przeważająca większość przedsiębiorstw podawała aktualną sytuację, w tym brak uregulowań prawnych. Niemniej jednak respondenci uczestniczący w tych badaniach uważają, że zapotrzebowanie na takie analizy występuje, a w związku z tym w przyszłości zaistnieje konieczność powszechnego stosowania LCA przez przedsiębiorstwa.<sup>14</sup> Najpoważniejszym ograniczeniem we wszystkich fazach rozwijania i wdrażania nowatorskich technologii środowiskowych są bariery finansowe przedsiębiorstw. Powyższe przeszkody są najbardziej odczuwalne w przypadku MŚP, które dysponują ograniczonymi zasobami finansowymi i mają mniejsze możliwości pozyskania przydatnej wiedzy i doświadczenia niż duże przedsiębiorstwa.<sup>15</sup>

## Podsumowanie

Na podstawie przeprowadzonych analiz wynika, że małe i średnie przedsiębiorstwa w regionie częstochowskim w niewielkim stopniu podejmują zarówno sformalizowane, jak i niesformalizowane działania mające ograniczyć ich negatywne oddziaływania na środowisko. Realizacja działań o charakterze proekologicznym wymaga zastosowania nowych technologii, a także wprowadzenia w przedsiębiorstwie innowacyjnych rozwiązań w zarządzaniu i organizacji. Konieczne jest zbudowanie w nim takich struktur organizacyjnych, które zintegrują ochronę środowiska ze wszystkimi zadaniami przedsiębiorstwa.

---

środków budżetowych, Program PHARE PL2003/004-379/01.0103/os/42/13, wykonawca projektu: Stowarzyszenie Polski Ruch Czystszej Produkcji, projekt realizowany przy wsparciu merytorycznym Ministerstwa Gospodarki, Katowice, 2006.

<sup>14</sup> *Potencjał małych i średnich przedsiębiorstw ...*, op. cit., s. 62-64.

<sup>15</sup> A. Szpor, A. Śniegocki, *Ekoinnowacje w Polsce. Stan obecny, bariery rozwoju, możliwości wsparcia*, Instytut Badań Strukturalnych, Warszawa 2012, s. 3.

Alina Pruss

# WPŁYW PROCESU ZMIĘKCZANIA NA JAKOŚĆ WODY DOSTARCZONEJ DO BUDYNKU

---

Alina Pruss, dr inż. — Politechnika Poznańska

adres korespondencyjny:

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

Instytut Inżynierii Środowiska

ul. Piotrowo 3a, 60-950 Poznań

e-mail: [alina.pruss@put.poznan.pl](mailto:alina.pruss@put.poznan.pl)

## THE IMPACT OF SOFTENING PROCESS ON THE QUALITY OF WATER DISTRIBUTED TO THE BUILDING

**SUMMARY:** In the paper is shown the impact of installing the water softener in a family house on the quality of water. Disturbances of comfort with water installation using (ex. blue water, deposits) cause to analyze water installation to find a solution. Comparison of the quality of inlet water into the building and water from top in the inner installation indicate that water quality problem in the building was associated with the inner water installation. Water softener in the building decrease the hardness of water to 0,09 mval/l (1.7 mg Ca/l), making it impossible to produce the protective layer in the copper heat exchanger in hot water buffer reservoir. The consequence of this was the water pollution in the installation by copper compounds, which began to precipitate on the fittings installed in building

**KEY WORDS:** water quality, water softening, water installation

---

## Wstęp

W 2004 roku Światowa Organizacja Zdrowia (*World Health Organization* – WHO) ustaliła wymagania, jakim powinna odpowiadać woda przeznaczona do spożycia przez ludzi.<sup>1</sup> W przygotowanym przez nią dokumencie zawarto szereg zaleceń i przesłanek zdrowotnych dotyczących wymaganej jakości wody przeznaczonej na różne cele. Na podstawie zaleceń WHO wprowadzono w życie dyrektywę unijną<sup>2</sup> obowiązującą w krajach Unii Europejskiej, a więc i w Polsce. Określono w niej wiele rygorystycznych, opartych na przesłankach zdrowotnych, standardów. Wskazano również wszystkie niezbędne środki, jakie muszą być podjęte, by zapewnić odpowiednią jakość wody.

Miedź jest jednym z niezbędnych składników pokarmowych warunkujących prawidłowe funkcjonowanie organizmów ludzkich. Stężenie miedzi w czystej wodzie może wzrastać w trakcie dystrybucji wody. Efekt ten jest szczególnie widoczny podczas przesyłu wody w miedzianych rurach w przypadku wód o podwyższonej zawartości dwutlenku węgla. Skutkuje to znacznym wzrostem spożycia dziennej dawki miedzi, co jest niekorzystne i powoduje wiele efektów ubocznych. Stężenie miedzi w wodzie do picia waha się zazwyczaj w przedziale 0,005 – 30 mg/l. Znaczna rozbieżność spowodowana jest wymywaniem pierwiastka z instalacji miedzianych. Związki miedzi stanowią poważne zagrożenie dla zdrowia ludzi – uszkadzają one zdrowy naskórek, powodują swędzenie i zapalenie skóry. Inne niebezpieczeństwa wywołane nadmierną kumulacją miedzi w organizmie to przede wszystkim zapalenie spojówek, owrzodzenie przegrody nosowej, owrzodzenie i zmętnienie rogówki, gardła i błony śluzowej.<sup>3</sup> Światowa Organizacja Zdrowia uznała, że koncentracja miedzi na poziomie 2,0 mg/l nie stanowi zagrożenia dla zdrowia ludzi. W dyrektywie (98/83/EC) podano obniżone wartości progowe dla miedzi do 2 mg/l (z 3 mg/l) ze względu na możliwość wpływu na zdrowie ludzkie. Cztery europejskie kraje wprowadziły nawet bardziej rygorystyczne standardy (1 mg/l). Historycznie miedź w wodach pitnych traktowano raczej jako problem estetyczny, związany z zielonymi nalotami na urządzeniach sanitarnych i odzieży po praniu. W innych niż *Toksykologia* źródłach podano, że badania wpływu miedzi na zdrowie ludzkie nie dają jednoznacznych wyników. Wskazuje się na możliwość powodowania nudności. Spożywanie miedzi może mieć także wpływ na wywołanie choroby Alzheimera, aczkolwiek wyniki innych badań wskazują raczej na jej rolę ochronną. W 2003 roku Komisja Europejska nie „zaostrzyła” norm zawartości miedzi w wodach do spożycia, preferując ograniczenie użycia rur miedzianych w obszarach „priorytetowych”.<sup>4</sup>

<sup>1</sup> World Health Organization, *Guidelines for Drinking Water Quality*, Geneva 2004; World Health Organization, *Guidelines for drinking – water quality. First addendum to third edition*, Geneva 2006.

<sup>2</sup> Council directive 98/83/EC on the quality of water intended for human consumption, Official Journal L 330, 05.12.1998 r.

<sup>3</sup> W. Seńczuk, *Toksykologia*, Wyd. Lekarskie PZWL, Warszawa 2002.

<sup>4</sup> M. Leszczyńska, A. Pruss, *Współczesne standardy jakości wody do picia – stan wiedzy, kierunki zmian*, w: *Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód*, red. A. Królikowski, M. Sozański, XIX Krajo-

Podwyższenie zawartości sodu w wodach może być związane z użyciem środków zmiękczających wodę. W ostatnim czasie badacze poszukują odpowiedzi na pytanie, czy picie zmiękczanych wód powinno być dozwolone. Sód nie jest metalem toksycznym, stąd Światowa Organizacja Badań nad Rakiem nie sklasyfikowała go do żadnej z grup. Ponieważ nadmierne ilości sodu są przyczyną wielu dolegliwości i chorób, przyjęto, że dopuszczalne stężenie sodu w wodzie przeznaczonej do spożycia nie powinno być wyższe niż 200 mg/l.<sup>5</sup>

## Instalacja wodna w analizowanym budynku mieszkalnym

Schemat instalacji przedstawiono na rysunku 1. Przyłącze wody do budynku wykonano z polietylenu (PE) z elementami ocynkowanymi i mosiężnymi, instalację wodną w budynku z polipropylenu (PP). W budynku zainstalowano stację zmiękczania wody. Według oświadczenia właścicieli obiektu, w urządzeniu zastosowano żywicę jonowymienną PUROLITE C 100 E. Dodatkowo, ze względu na instalację z pompą ciepła, umieszczono zbiornik buforowy, wyposażony w dwa komplety miedzianych wymienników rurowych. Jeden komplet wymienników związany był z czynnikiem grzewczym R407C, a drugi komplet służył do przygotowania ciepłej wody użytkowej. Zbiornik buforowy wypełniony był wodą kotłową – brak danych dotyczących jakości tej wody. Ze względu na przepływ wody przez węzownicę miedzianą należy uznać, że instalacja ciepłej wody użytkowej była instalacją wykonaną z PP oraz miedzi.

## Problem z użytkowaniem wody w budynku mieszkalnym

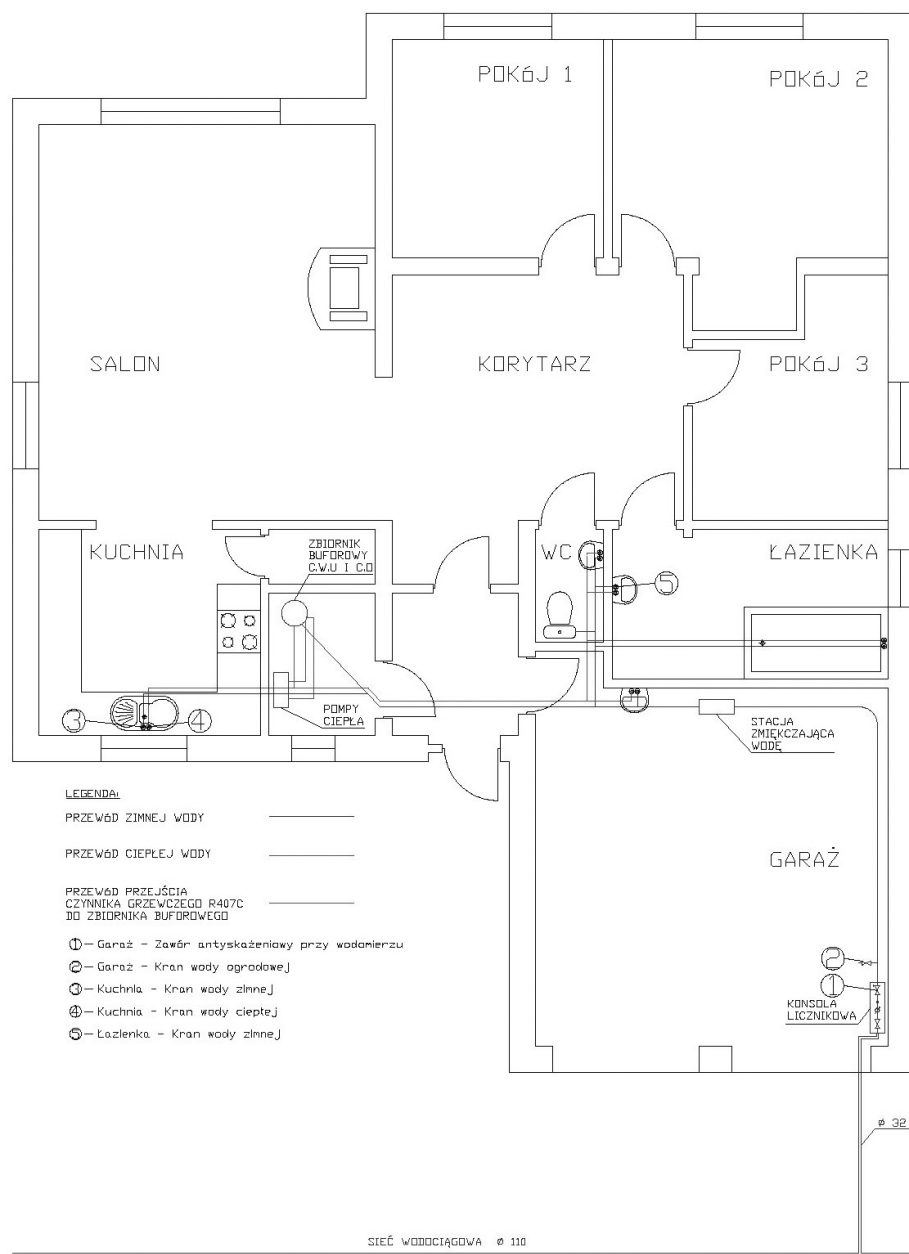
Mieszkańcy budynku zauważyli niepokojące zmiany i objawy związane z użytkowaniem instalacji wodnej, w tym: osady koloru niebieskiego, różowego i opalizujące pojawiające się na armaturze i niedające się usunąć dostępnymi środkami czystości (fot. 1-4)<sup>6</sup>, pieczenie w gardle po spożyciu wody, pieczenie skóry po kąpieli.

wa Konferencja, VII Międzynarodowa Konferencja, Poznań-Zakopane 18-21 czerwca 2006, Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych Oddział Wielkopolski, Poznań 2006, t. 1, s. 245-259; COST Action 637, *Metals and Related Substances in Drinking Water* (METEAU), [www.meteau.org](http://www.meteau.org) [13-03-2013]; *Metale i substancje towarzyszące w wodach przeznaczonych do spożycia w Polsce*, red. A. Postawa, S. Witczak, Akademia Górniczo – Hutnicza, Kraków 2011.

<sup>5</sup> Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 20 kwietnia 2010 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz.U. nr 72 poz. 466); rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz.U. nr 61 poz. 417).

<sup>6</sup> A. Pruss, *Ustalenie przyczyny problemu z jakością wody w budynku mieszkalnym*, Zlecenie Politechnika Poznańska, Instytut inżynierii Środowiska, Poznań 2010, praca niepublikowana.

Rysunek 1  
Schemat instalacji wodnych w budynku





Fotografia 1

Bateria prysznicowa – zabrudzenia niedające się zmyć przy użyciu dostępnych w handlu środków czystości

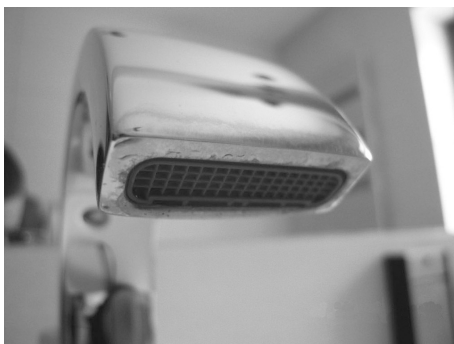
Źródło: A. Pruss, *Ustalenie przyczyny problemu z jakością wody w budynku mieszkalnym*, Zlecenie Politechnika Poznańska, Instytut inżynierii Środowiska, październik 2010 – praca niepublikowana.



Fotografia 2

Wylewka umywalki w łazience – widoczny osad

Źródło: ibidem.



Fotografia 3

Wylewka zlewu w kuchni – widoczny osad

Źródło: ibidem.



Fotografia 4  
Zlew w kuchni – widoczne smugi



Źródło: ibidem.

## Jakość wody w analizowanym budynku mieszkalnym

Badania wody zostały przeprowadzone przez Laboratorium Badania Wody i Ścieków Miejskiego Przedsiębiorstwa Wodociągów i Kanalizacji Sp. z o.o. w Lesznie. Analizie poddawano wodę wodociągową dopływającą do budynku (zawór antyskażeniowy usytuowany w garażu), wodę z kranu w kuchni i łazience z pracującą stacją zmiękczenia wody oraz z jej obejściem. Uzyskane wyniki przedstawiono w tabelach nr 1-3.

Sumaryczna twardość wody po jej zmięczeniu wynosiła 4,54 mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$ . Była to woda bardzo miękka, zgodnie z rozporządzeniem z dnia 20 kwietnia 2010 r. ze względu na niską twardość, nienadająca się do spożycia przez ludzi.

Właściciele budynku poprosili serwis o zmianę ustawień eksploatowanej w domu stacji zmiękczenia wody. Wyniki analiz fizykochemicznych wody z analizowanego budynku po zmianie ustawień stacji przedstawiono w tabeli 2. Woda zmiękczona charakteryzowała się twardością ogólną wynoszącą 96,4 mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$ , co klasyfikuje ją do wód miękkich. Z uwagi na fakt, że w przypadku wody zmiękczonej twardość ogólna wody jest mniejsza niż zasadowość wody, mamy do czynienia z tzw. zasadowością alkaliczną wody.

Porównując zawartości miedzi oznaczone w wodzie zimnej oraz ciepłej wodzie użytkowej pobranej z tego samego miejsca (tabela 3, kran w kuchni), stwierdzono wyższą zawartość miedzi w wodzie ciepłej, przy czym woda zmiękczona powodowała wypłukiwanie większych ilości tego metalu. W wodzie dopływającej do budynku stężenie miedzi wynosiło poniżej 0,013 mg/l, co wskazuje, że miedź oznaczona w wodzie pobranej w kuchni ma związek z instalacją domową.

Zdecydowanie wyższe, w porównaniu z wodą zimną, stężenia miedzi oraz sodu zanotowano w wodzie ciepłej pobranej z kuchni. Niewątpliwie wskazuje to na wpływ procesu zmiękczenia wody na jakość wody w instalacji ciepłej wody użytkowej.

Tabela 1

Jakość wody zimnej pobranej z kuchni – pracująca stacja zmiękczenia wody  
(po jej bezpośrednim uruchomieniu)

| Parametr      | KUCHNIA<br>(woda zimna z pracującą stacją zmiękczenia) |
|---------------|--------------------------------------------------------|
| Magnez [mg/l] | 0,07                                                   |
| Miedź [mg/l]  | 0,73                                                   |
| Sód [mg/l]    | 106,00                                                 |
| Wapń [mg/l]   | 1,70                                                   |

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych z Laboratorium Badania Wody i Ścieków Miejskiego Przedsiębiorstwa Wodociągów i Kanalizacji Sp. z o.o. w Lesznie.

Tabela 2

Jakość wody zimnej w budynku mieszkalnym po zmianie ustawień stacji zmiękczenia wody

| Parametr                                             | GARAŻ<br>(woda zimna bez zmiękczenia) | ŁAZIENKA<br>(woda zimna z pracującą stacją zmiękczenia) |
|------------------------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------------------------|
| pH                                                   | 7,3                                   | 7,3                                                     |
| Zasadowość<br>mval/l<br>mg CaCO <sub>3</sub> /l      | 5,2<br>260,0                          | 5,2<br>260,0                                            |
| Twardość ogólna<br>mval/l<br>mg CaCO <sub>3</sub> /l | 6,2<br>310,0                          | 1,92<br>96,4                                            |
| Chlorki [mg Cl <sup>-</sup> /l]                      | 31,5                                  | 27,7                                                    |
| Siarczany [mg SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> /l]      | 56,1                                  | 46,3                                                    |
| Sód [mg Na/l]                                        | 11,1                                  | 152,3                                                   |
| Magnez [mg/l]                                        | 18,7                                  | 7,2                                                     |
| Wapń [mg/l]                                          | 58,4                                  | 27,0                                                    |

Źródło: ibidem.

Tabela 3

Zawartość wybranych metali w wodzie zimnej i ciepłej wodzie użytkowej

| Parametr      | GARAŻ<br>(woda zimna) | KUCHNIA<br>(woda zimna po zmiękczeniu) | KUCHNIA<br>(woda ciepła po zmiękczeniu) | KUCHNIA<br>(woda ciepła bez zmiękczenia) |
|---------------|-----------------------|----------------------------------------|-----------------------------------------|------------------------------------------|
| Żelazo [mg/l] | 0,092                 | 0,04                                   | 0,04                                    | 0,04                                     |
| Mangan [mg/l] | < 0,015               | < 0,015                                | < 0,015                                 | < 0,015                                  |
| Miedź [mg/l]  | < 0,013               | 0,091                                  | 2,8                                     | 0,79                                     |
| Sód [mg/l]    | 31,9                  | 110                                    | 523,1                                   | 31,9                                     |

Źródło: ibidem.

Bardzo niepokojące było wysokie stężenie sodu, wynoszące 523,1 mg/l, które mogło być spowodowane niewłaściwą pracą stacji zmiękczenia wody. Po procesie regeneracji żywicy jonowymiennej roztworem chlorku sodu powinien nastąpić proces przemywania po regeneracji (usunięcie pozostałości środka do regeneracji). Jeśli proces przemywania trwał za krótko, wówczas pierwsza partia wody zmiękczonej mogła zawierać wysokie stężenia sodu. Zgodnie z rozporządzeniem z dnia 20 kwietnia 2010 r., dopuszczalna zawartość sodu w wodzie pitnej wynosi 200 mg/l<sup>7</sup>.

## Podsumowanie

Porównanie jakości wody doprowadzanej do budynku oraz wody w instalacji wewnętrznej wskazuje, że problem z jakością wody w budynku był związany z wewnętrzną instalacją wodną.

Zainstalowana w budynku stacja zmiękczenia wody w początkowym okresie swojej pracy zmiękczała wodę do wartości 0,09 mval/l, czyli produkowała wodę bardzo miękką. Brak szczegółowych analiz jakości wody z tego okresu pozwala tylko przypuszczać, że woda ta charakteryzowała się zasadowością alkaliczną (zawierała wodorowęglan sodu i potasu). W wyniku podgrzania tej wody powstawał dwutlenek węgla oraz wodorotlenek sodu, substancje działające korozyjnie w stosunku do węzownicy miedzianej w zbiorniku buforowym pompy ciepła. Spowodowało to wymywanie miedzi z węzownicy.

Należy podkreślić, że ze względu na zbyt niską twardość wody oraz zbyt niskie stężenie magnezu woda uzdatniona w tym okresie nie spełniała wymagań stawianych w tym czasie wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi.

Po zmianie ustawienia stacji zmiękczenia wody twardość wody po zmiękczeniu była wyższa. Woda zmiękczone była nadal bardzo miękka, jej twardość ogólna mieściła się w granicach podanych w aktualnym rozporządzeniu Ministra Zdrowia. Analizy jakości wody wskazują, że woda ta nadal charakteryzowała się zasadowością alkaliczną, co w sytuacji jej podgrzania mogło nadal powodować wymywanie miedzi z węzownicy w zbiorniku buforowym pompy ciepła.

Zgodnie z rozporządzeniem Ministra Infrastruktury w sprawie warunków technicznym, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie, wyroby zastosowane w instalacji wodociągowej powinny być tak dobrane, aby ich wzajemne oddziaływanie z wodą nie powodowało pogorszenia jakości dostarczanej wody oraz zmian trwałości instalacji.

Zainstalowanie w budynku mieszkalnym stacji zmiękczenia wody oraz zbiornika buforowego z węzownicą miedzianą do przygotowania ciepłej wody użytkowej wymagało przed uruchomieniem stacji dokładnej analizy jakości wody wodociągowej doprowadzonej do budynku oraz materiału,

<sup>7</sup> Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 20 kwietnia 2010 zmieniające rozporządzenie w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz.U. nr 72 poz. 466).

z którego wykonana została wężownica.<sup>8</sup> Zmiękczenie wody wodociągowej do wartości 0,09 mval/l (1,7 mg Ca/l) uniemożliwiło wytworzenie warstwy ochronnej w wężownicy miedzianej, konsekwencją czego było zanieczyszczenie wody w instalacji związkami miedzi, które zaczęły się wytrącać na zainstalowanej w budynku armaturze.

---

<sup>8</sup> *Wewnętrzne instalacje wodociągowe, ogrzewcze i gazowe z rur miedzianych. Wytyczne stosowania i projektowania*, Centralny Ośrodek Badawczo-Rozwojowy Techniki Instalacyjnej „Instal”, Warszawa, maj 1996.



Paweł Biedka

## WPŁYW ZMIAN TEMPERATURY NA PRZEBIEG PROCESÓW ZWIĄZANYCH Z EUTROFIZACJĄ JEZIOR

---

Paweł Biedka, dr inż. – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

Katedra Systemów Inżynierii Środowiska

ul. Wiejska 45a, 15-351 Białystok

e-mail: p.biedka@pb.edu.pl

## EFFECT OF TEMPERATURE FLUCTUATION ON THE EUTROPHICATION PROCESSES IN LAKES

**SUMMARY:** In this paper the attempt to assess the effect of temperature fluctuation on eutrophication processes in selected lakes of Suwalsko Augustowskie Lake District (north-eastern Poland) was made. For realization of this aim a numerical model defined in WASP (Water Analysis Simulation Program) developed by the U.S. Environmental Protection Agency was used. Using the model, two simulations were performed, in which the water temperature of hypolimnion and epilimnion was modified. Other parameters of the model, particularly nutrient loads and duration of stratification, were left unchanged. With these assumptions it was assessed whether the annual changes of temperature resulting from potential climate change may affect the observed indicators of water quality.

**KEY WORDS:** lake eutrophication, modeling, US EPA WASP

---

## Wstęp

Temperatura jest jednym z ważniejszych czynników kształtujących przebieg procesów fizycznych, chemicznych i biologicznych zachodzących w środowisku wodnym. Jej wzrost powoduje przyspieszenie procesów biochemicznych i chemicznych zachodzących w wodach. Przyjmuje się, że wzrost temperatury o 10°C powoduje w przybliżeniu dwukrotne zwiększenie szybkości tych reakcji i zmniejszenie wartości stężenia tlenu w stanie pełnego nasycenia, wzrost tempa mineralizacji substancji organicznych (przemian związanych z BZT) oraz przyspieszenie procesu nitryfikacji.<sup>1</sup> Ogólnie można przyjąć, że w wyższej temperaturze zmniejsza się zdolność asymilacyjna odbiornika ładunków zanieczyszczeń. Z uwagi na wykształcającą się latem stratyfikację termiczną temperatura wody ma szczególne znaczenie w kształtowaniu procesów zachodzących w wodach jezior. Temperatura jezior i zależne od niej tempo wspomnianych wyżej procesów mogą zmieniać się w kolejnych latach w zależności od warunków klimatycznych występujących w danym roku. Wartości wskaźników jakości wody, także związanych z eutrofizacją, mogą również ulegać pewnym zmianom związanym nie ze zmianą ładunków azotu i fosforu, ale wynikających właśnie z samych zmian temperatury wody.

W niniejszej pracy podjęto próbę oceny wpływu potencjalnych zmian temperatury wody wybranych eutroficznych jezior Pojezierza Suwalsko-Augustowskiego<sup>2</sup> na przebieg zjawisk związanych z ich eutrofizacją. Do realizacji zadania wykorzystano numeryczny model eutrofizacji czterech połączonych ze sobą jezior: Necko, Rospuda Augustowska, Białe Augustowskie i Studzieniczne, zaimplementowany w programie WASP (*Water Analysis Symulation Program*) opracowanym przez Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska.<sup>3</sup>

## Charakterystyka jezior

Omawiane w opracowaniu jeziora (rysunek 1) leżą w bezpośrednim sąsiedztwie Augustowa, w województwie podlaskim, około 30-tysięcznego miasta o statusie uzdrowiska, najważniejszego ośrodka turystycznego i wypoczynkowego na obszarze Puszczy Augustowskiej. Według badań WIOŚ Białystok, przeprowadzonych w 2008 i 2009 roku, stan ekologiczny jeziora Białego Augustowskiego oce-

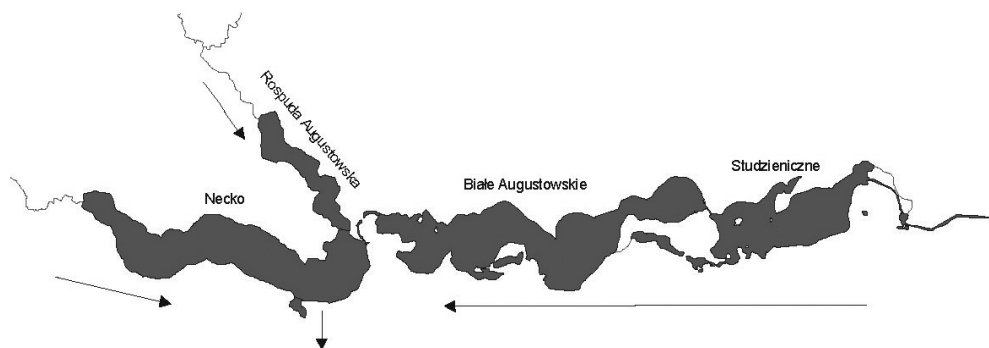
<sup>1</sup> J.R. Dojlido, *Chemia wód powierzchniowych*, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok 1995.

<sup>2</sup> J. Kondracki, *Geografia regionalna Polski*, PWN, Warszawa 2000.

<sup>3</sup> T.A. Wool, R.B. Ambrose, J.L. Martin, *The Water Analysis Simulation Program*, User Documentation for Version 6.0, USEPA Region 4, Atlanta 2001; Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) Version 7.1., Release Notes: 2/7/2006, Watershed and Water Quality Modeling Technical Support Center US EPA, Office of Research Development National Exposure Research Laboratory Ecosystems Research Division, Athens, GA 2006.

Rysunek 1

Układ jezior z zaznaczonymi kierunkami przepływów adwekcyjnych



Źródło: opracowanie własne.

niono na bardzo dobry, jeziora Necko na dobry, a jeziora Rospuda Augustowska na umiarkowany.<sup>4</sup> W obowiązującym do 2007 roku systemie klasyfikacji jeziora Studzieniczne i Białe Augustowskie zaliczano do klasy II, jezioro Necko do II lub III klasy, jezioro Rospuda Augustowska do klasy II, III lub IV (poza klasą).<sup>5</sup> Zbiorniki nie posiadają ewidencjonowanych punktowych źródeł zanieczyszczeń i są jeziorami przepływowymi. Ze względu na brak obciążenia jezior ładunkami zanieczyszczeń pochodzącymi ze ścieków głównym czynnikiem decydującym o stanie troficznym jezior są dopływy, źródła obszarowe oraz zasilanie wewnętrzne.

Zlewnia całkowita systemu jezior (892,18 km<sup>2</sup>) obejmuje większą część powierzchni dorzecza rzeki Rospudy-Netty (746,08 km<sup>2</sup>) – największego ciek wodnego w zlewni. Do pozostałych dopływów zaliczyć należy rzekę Zelwiankę – dopływ do jeziora Necko i Kanał Augustowski – dopływ do jeziora Studzienicznego.<sup>6</sup> Podstawowe wielkości morfometryczne jezior przedstawiono w tabeli 1.

<sup>4</sup> Informacja o stanie środowiska na obszarze województwa podlaskiego w 2009 roku, Inspekcja Ochrony Środowiska, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Białymstoku, Białystok, wrzesień 2010; Klasyfikacja wstępna jezior województwa podlaskiego badanych w 2009 roku, Inspekcja Ochrony Środowiska, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Białymstoku, Delegatura w Suwałkach, Suwałki, czerwiec 2010.

<sup>5</sup> Informacja o stanie środowiska na terenie powiatów: suwalskiego grodzkiego i suwalskiego ziemskiego, Inspekcja Ochrony Środowiska, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Białymstoku, Delegatura w Suwałkach, Suwałki 2007; Raport o stanie środowiska województwa podlaskiego w latach 2002–2003, Inspekcja Ochrony Środowiska, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Białymstoku, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Białystok 2004; E. Skorbiłowicz, L. Dzienis, M. Skorbiłowicz, P. Biedka, Ocena stanu czystości wód jezior Pojezierza Augustowskiego, w: Gospodarka wodno-ściekowa w Euroregionie Niemen, red. D. Wawrentowicz, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok 1999.

<sup>6</sup> Podział hydrograficzny Polski, cz. 1, Zestawienia liczbowo-opisowe, cz. 2, mapa 1:200000, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa 1983; 1980; Atlas podziału hydrograficznego Polski, cz. 2, Zestawienia zlewni, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa 2005.



Tabela 1  
Wybrane wielkości morfometryczne analizowanych jezior

| Jezioro             | Objętość<br>[tys. m <sup>3</sup> ] | Powierzchnia<br>[ha] | Głębokość maksymalna<br>[m] |
|---------------------|------------------------------------|----------------------|-----------------------------|
| Necko               | 40564,4                            | 400,0                | 25,0                        |
| Rospuda Augustowska | 5383,1                             | 104,0                | 10,5                        |
| Białe Augustowskie  | 41716,5                            | 476,6                | 30,0                        |
| Studzieniczne       | 22073,6                            | 250,1                | 30,5                        |

Źródło: materiały IRŚ w Olsztynie.

Tabela 2  
Zasięg i temperatura warstw limnetycznych wybranych jezior w latach 1998-2000

| Jezioro                | Rok  | Zasięg górnej warstwy<br>metalimnionu | Zasięg dolnej warstwy<br>metalimnionu | Temperatura<br>epilimnionu [°C] | Temperatura<br>hypolimnionu [°C] |
|------------------------|------|---------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------|----------------------------------|
| Necko                  | 1998 | 10,1                                  | 12,6                                  | 15,9                            | 8,9                              |
|                        | 1999 | 5,5                                   | 8,0                                   | 18,7                            | 8,2                              |
|                        | 2000 | 6,8                                   | 10,6                                  | 19,2                            | 8,1                              |
| Rospuda<br>Augustowska | 1998 | n.s.                                  | n.s.                                  | 15,3                            | 13,4                             |
|                        | 1999 | 4,6                                   | -                                     | 18,2                            | 12,0                             |
|                        | 2000 | 5,9                                   | -                                     | 18,6                            | 12,2                             |
| Białe<br>Augustowskie  | 1998 | 9,1                                   | 12,4                                  | 16,1                            | 6,9                              |
|                        | 1999 | 5,8                                   | 9,1                                   | 19,5                            | 7,5                              |
|                        | 2000 | 5,3                                   | 10,0                                  | 20,0                            | 6,7                              |
| Studzieniczne          | 1998 | 7,9                                   | 11,1                                  | 16,3                            | 5,6                              |
|                        | 1999 | 6,0                                   | 10,2                                  | 19,3                            | 5,3                              |
|                        | 2000 | 5,6                                   | 9,8                                   | 19,9                            | 5,6                              |

n.s. – niestratyfikowane

Źródło: opracowanie własne.

Z wyjątkiem Rospudy Augustowskiej jeziora są zbiornikami w pełni stratyfikowanymi. Zasięg występowania warstw limnetycznych obserwowano na zmierzających głębokościach, w zależności od czasu wykonywania pomiarów oraz panujących w danym roku warunków klimatycznych. Przykładowy zasięg warstw oraz temperatury w szczycie stratyfikacji letniej w latach 1998-2000 przedstawiono w tabeli 2.

## Metodyka

Symulacje zmian jakości wód jezior wywołanych zmianami temperatury wykonano, korzystając z modelu eutrofizacji zaimplementowanego w programie WASP. Algorytmy użyte w programie oparte są na rozwiązaniu równań uwzględniających zasadę zachowania masy każdego z rozważanych składników wód powierzchniowych, a także uwzględniają ich przemiany wynikające z procesów biologicznych, chemicznych i fizycznych zachodzących w wodach powierzchniowych. Zmiany jakości wody przejawiające się intensywnością procesu eutrofizacji w wyniku dostarczania do układu związków biogennych oraz w wyniku działania czynników zewnętrznych (na przykład temperatury, nasłonecznienia) symulowane są w module EUTRO, który jest integralną częścią programu WASP. Symulacje w module EUTRO mogą być wykonywane na kilku poziomach złożoności, a użytkownik może wybrać wszystkie dostępne bądź wybrane procesy zachodzące w modelowanym układzie. W module EUTRO istnieje możliwość symulowania ośmiu podstawowych zmiennych stanu zjawiska eutrofizacji, czyli ośmiu wskaźników związanych z jakością wody, takich jak: tlen rozpuszczony, biochemiczne zapotrzebowanie na tlen, chlorofil a, azot amonowy, azot azotanowy (V), azot organiczny, fosfor fosforanowy (V), fosfor organiczny.

Wyszczególnione zmienne stanu liczone są przy uwzględnieniu wielu zachodzących jednocześnie i powiązanych ze sobą procesów, które są rozpatrywane w modelu jako cztery podstawowe zjawiska: kinetyka rozwoju fitoplanktonu, obieg azotu, obieg fosforu, bilans tlenu rozpuszczonego.

Wykorzystany w niniejszej pracy model opracowano na drugim stopniu złożoności procesu eutrofizacji w module EUTRO, czyli modelu złożonej eutrofizacji. Stopień ten umożliwia prognozowanie stężenia azotu amonowego, azotanowego (V) i organicznego, fosforu fosforanowego (V) i organicznego, tlenu rozpuszczonego i biochemicznego węglowego zapotrzebowania na tlen oraz chlorofilu a. Model skalibrowano na podstawie badań wód jezior i ich dopływów przeprowadzonych łącznie w kilkunastu punktach pomiarowych od 1 maja 2006 do 30 kwietnia 2007 roku.<sup>7</sup>

Korzystając z modelu, wykonano dwie symulacje, w których modyfikowano temperaturę wody epilimnionu i hypolimnionu. W pierwszej symulacji (oznaczonej dalej jako „Symulacja 1”) założono obniżenie temperatury epilimnionów jezior o 2°C oraz obniżenie temperatury hypolimnionów o 1°C. Natomiast drugiej symulacji („Symulacja 2”) uwzględniono analogiczne podwyższenie temperatury. Pozostałe parametry modelu, w szczególności ładunki azotu i fosforu oraz czas trwania stratyfikacji, pozostawiono bez zmian. Przy tak przyjętych założeniach oceniono, czy roczne zmiany temperatury wynikające z potencjalnych zmian klimatycznych mogą mieć wpływ na obserwowane podstawowe wskaźniki jakości wody.

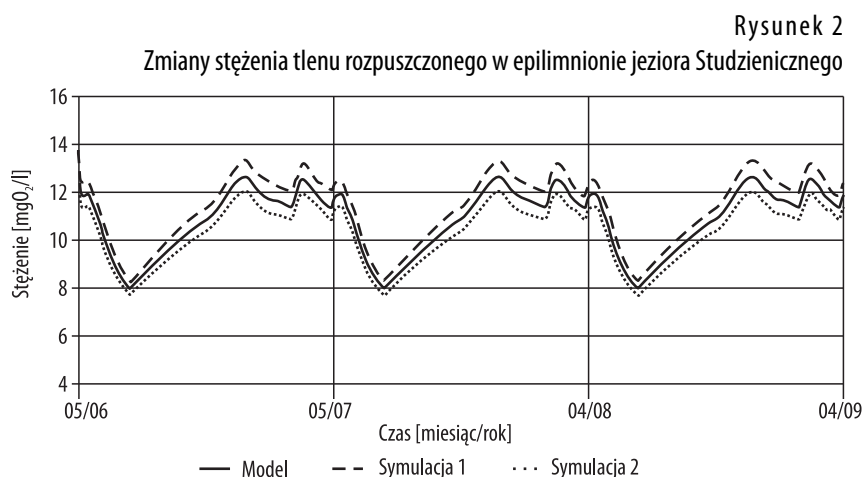
<sup>7</sup> P. Biedka, *Model of water eutrophication in lakes: Studzienne, Białe Augustowskie, Rospuda Augustowska and Necko*, w: *Water protection systems in agricultural and industrial regions – selected problems*, „Polish Journal of Environmental Studies – Series of Monographs” 2009 t. 3, s. 5-11.

## Omówienie wyników

Analizując wyniki symulacji, zaobserwowano, iż niewielkie potencjalne zmiany temperatury wody mogą mieć wpływ na wielkości niektórych podstawowych wskaźników jakości wód jezior oraz na przebieg zmian ich stężenia w czasie. Część natomiast wskaźników w niektórych jeziorach pozostała bez wyraźnych zmian, zarówno w symulacjach zakładających obniżenie, jak też podwyższenie temperatury.

Zmiany stężenia tlenu rozpuszczonego w obu symulacjach miały podobny przebieg we wszystkich uwzględnionych w modelu jeziorach. Zgodnie z przewidywaniami wzrost temperatury skutkował obniżeniem stężenia tlenu zarówno w warstwie epilimnionu, jak również hypolimnionu. W wyższych temperaturach (zakładając stałe ciśnienie atmosferyczne) w wodzie może rozpuścić się mniejsza ilość tlenu. Ponadto w tych warunkach mineralizacja substancji organicznej oraz nitrifikacja przebiegają szybciej, przez co zasoby tlenu ulegają szybszemu zużyciu. Proces reaeracji, którego intensywność jest wprost proporcjonalna do chwilowego deficytu tlenowego, powoduje uzupełnienie zasobów tlenu w wodzie, jednak z uwagi na różne stężenie tlenu w stanie pełnego nasycenia w różnych temperaturach końcowe jego stężenie w wodzie ustabilizuje się na niższym poziomie w wyższej temperaturze, i odwrotnie. Przykładowe zmiany stężenia tlenu przedstawiono na rysunkach 2 i 3.

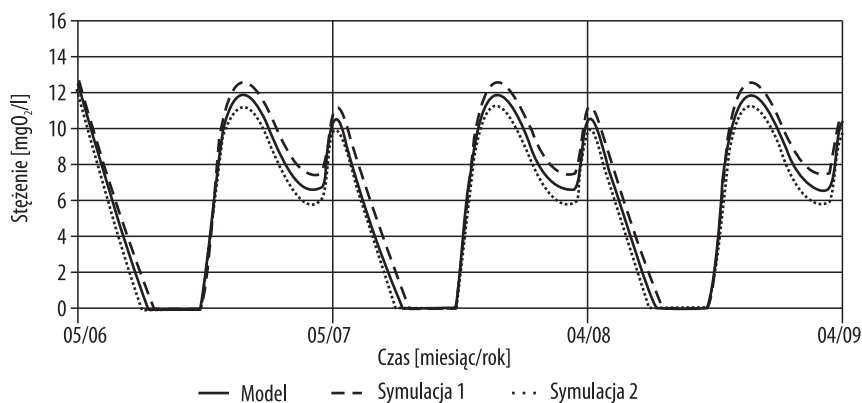
Jednym z uwzględnionych w modelu procesów zachodzących w wodach powierzchniowych i zależnych od temperatury jest nitrifikacja. Azot amonowy, którego źródłem w wodach jezior jest zasilanie wewnętrzne i ładunki zewnętrzne, w warunkach tlenowych ulega przemianom do azotu azotanowego (V). W omawianych symulacjach zaobserwowano wyraźny wpływ temperatury na stężenie azotu amonowego w jeziorach: Necku, Białym i Studzieniecznym.



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 3

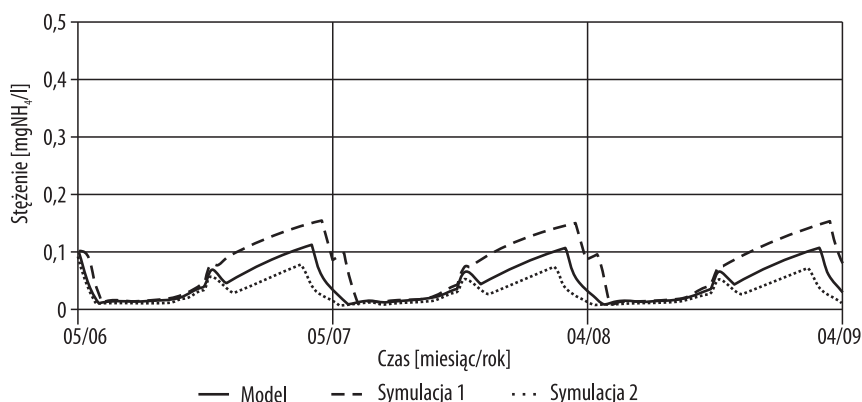
Zmiany stężenia tlenu rozpuszczonego w hypolimnionie jeziora Studzienicznego



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 4

Zmiany stężenia azotu amonowego w epilimnionie jeziora Białego Augustowskiego



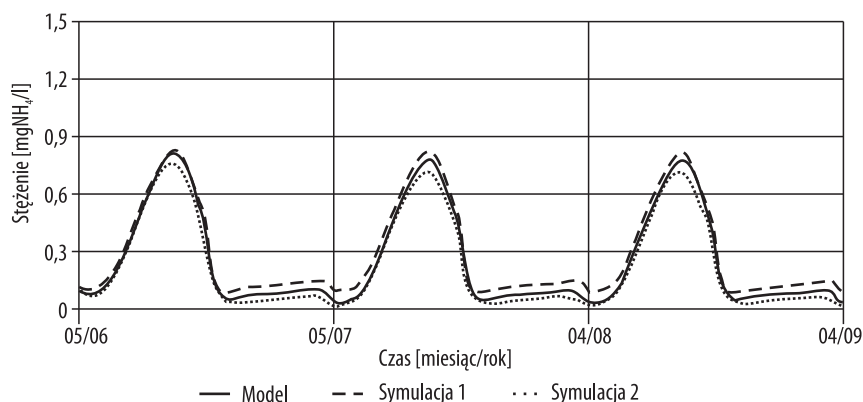
Źródło: opracowanie własne.

W wyższych temperaturach proces nitryfikacji przebiega szybciej, co w modelu objawiało się niższymi stężeniami azotu amonowego zarówno w warstwie powierzchniowej, jak i naddennej. Wyniki symulacji w Jeziorze Białym Augustowskim przedstawiono na rysunkach 4 i 5.

Wartości stężenia azotu amonowego w Rospudzie Augustowskiej w obu symulacjach praktycznie nie uległy zmianie. Wynika to z przepływowego charakteru jeziora (procent wymiany wody w roku wynosi około 2500) oraz faktu, iż o stężeniu substancji biogennych w zbiorniku decydują przede wszystkim ła-

Rysunek 5

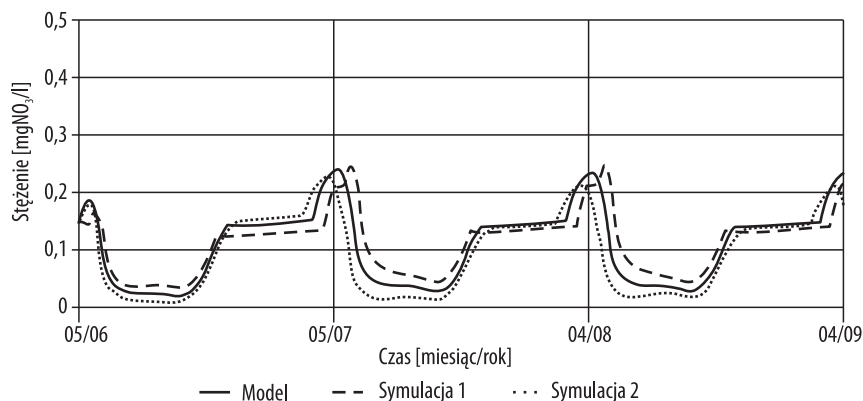
Zmiany stężenia azotu amonowego w hypolimnionie jeziora Białego Augustowskiego



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 6

Zmiany stężenia azotu azotanowego (V) w epilimnionie jeziora Białego Augustowskiego



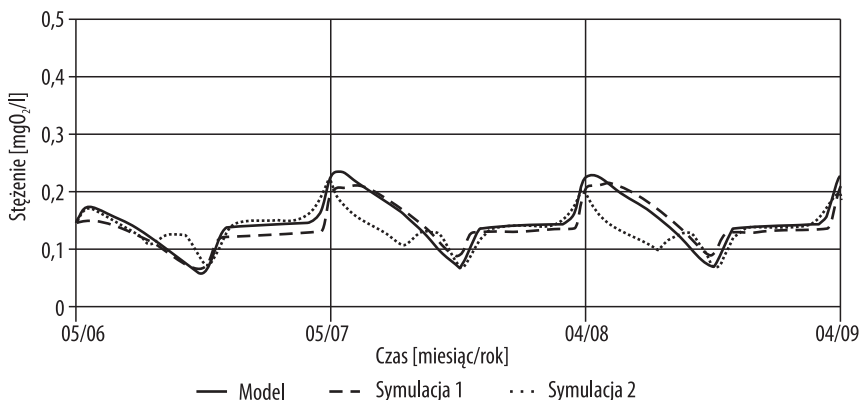
Źródło: opracowanie własne.

dunki niesione w dopływie – rzece Rospudzie, w mniejszym stopniu natomiast przemiany zachodzące w samym jeziorze.

Zmiany stężenia azotu azotanowego wywołane wprowadzonymi do modelu zmianami temperatury miały inny przebieg niż omówiony powyżej przebieg zmian azotu amonowego. Przykładowe wyniki symulacji w Jeziorze Białym zaprezentowano na rysunkach 6 i 7. Stężenie maksymalne azotu azotanowego (V) nie uległo praktycznie podwyższeniu w wyniku zmian temperatury, ale uległo niewielkiemu przesunięciu w czasie. W jeziorze tym głównym źródłem azotu jest zasilanie wewnętrzne. Z uwagi na zdefiniowanie w modelu zasilania wewnętrznego

Rysunek 7

Zmiany stężenia azotu azotanowego (V) w hypolimnionie jeziora Białego Augustowskiego



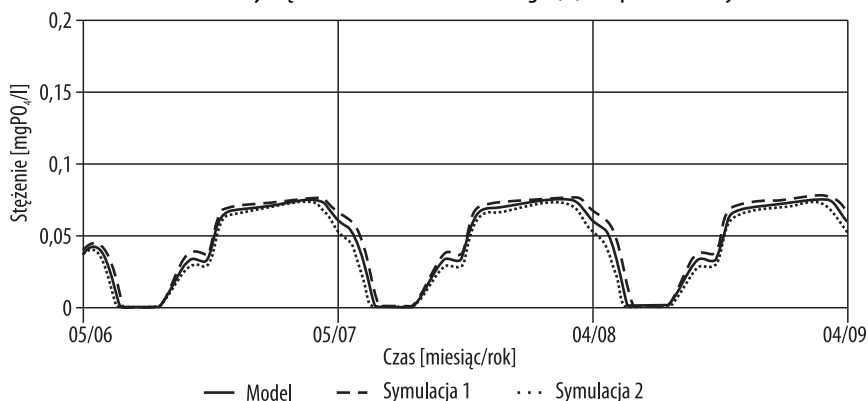
Źródło: opracowanie własne.

nego w postaci funkcji czasowych wyrażonych w  $\text{mg N (i P)}/\text{m}^2 \times \text{d}$  uwalnianego z osadów (opracowany model nie uwzględnia przemian w osadach dennych, lecz tylko skutek tych przemian określony na etapie kalibracji) uwalniany z osadów dennych azot amonowy ulega powolniejszemu procesowi nitryfikacji, a jego tempo uwalniania nie ulega zmianie, co miałyby miejsce w układzie rzeczywistym. Podwyższone stężenie azotanów (V) w symulacji uwzględniającej niższą temperaturę wynikać może z jego wolniejszego przyswajania przez fitoplankton, choć trudno to jednoznacznie stwierdzić, analizując uzyskane symulacje. Podobne zmiany zaobserwowano w pozostałych stratyfikowanych jeziorach, w jeziorze Rospuda natomiast zmiany stężenia azotanów (V) nie były istotne.

Zdefiniowane w modelu zjawiska związane z najważniejszym pierwiastkiem decydującym o trofii analizowanych jezior, fosforem, nie uwzględniają wpływu temperatury na ładunki tego biogenu w wodach (podobnie jak w przypadku azotu), a jedynie jego przemiany. Z uwagi na to, że fosfor jest tu czynnikiem limitującym produkcję substancji organicznej, jego stężenie w okresie intensywnej wegetacji roślin jest niskie. Przyjmując powyższe założenia, można spodziewać się, że zmiany temperatury w modelu nie powinny wyraźnie wpływać na stężenie fosforu zarówno w formie dostępnej dla roślin (ortofosforanów), jak również fosforu całkowitego. Potwierdzenie powyższych wniosków przedstawiają przykładowe wykresy, zaprezentowane na rysunkach 8 i 9. Minimalny wzrost stężenia form fosforu w wyższej temperaturze i obniżenie stężenia w temperaturze niższej (w hypolimnionach, w okresie trwania stratyfikacji) wynika prawdopodobnie ze zmian intensywności transportu dyspersyjnego między oddzielnymi od siebie warstwami limnetycznymi. W Jeziorze Rospuda Augustowska, podobnie jak w przypadku pozostałych omawianych wskaźników z wyjątkiem tlenu rozpuszczonego, nie zaobserwowano wyraźnych zmian stężenia form fosforu w wyniku zmian temperatury.

Rysunek 8

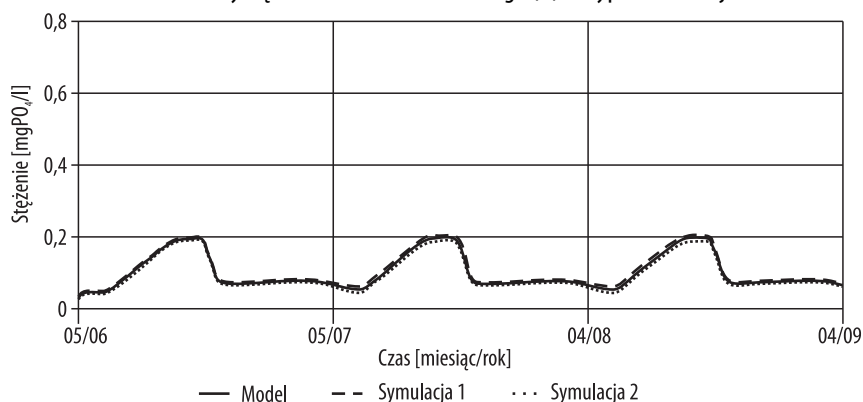
Zmiany stężenia fosforu fosforanowego (V) w epilimnionie jeziora Necko



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 9

Zmiany stężenia fosforu fosforanowego (V) w hypolimnionie jeziora Necko

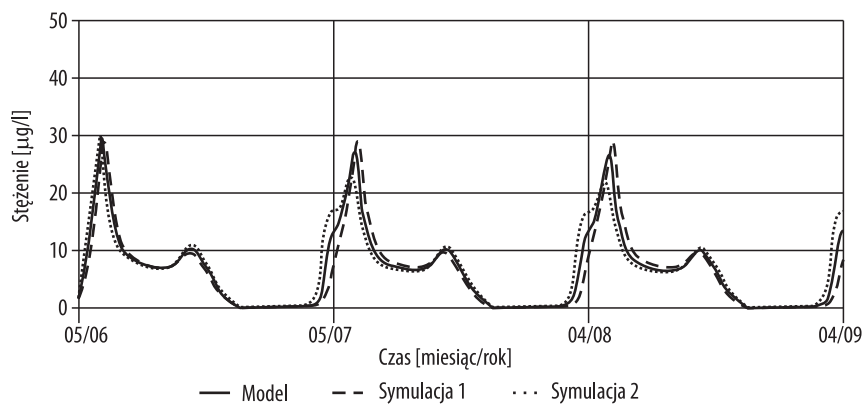


Źródło: opracowanie własne.

Głównym wskaźnikiem informującym o trofii jezior jest chlorofil a. Zmiany tego wskaźnika w przeprowadzonych symulacjach były albo niewielkie, na przykład w jeziorze Studzienicznym (wartości maksymalne na początku okresu wegetacyjnego wahały się w granicach od około 22 do 29  $\text{mg}/\text{m}^3$ ), albo praktycznie niezauważalne, na przykład w jeziorze Rospuda Augustowska. Niewielkie zmiany stężenia chlorofilu a w modelu i symulacjach można wytłumaczyć zmiennością intensywności transportu dyspersyjnego pomiędzy segmentami modelu (warstwami limnetycznymi w okresie stratyfikacji) lub niedoskonałościami kalibracji, których nie można uniknąć w przypadku modeli odzwierciedlających złożone układy rzeczywiste. Zmiany stężenia chlorofilu a we wszystkich uwzględnionych w opracowaniu jeziorach zaprezentowano na rysunkach 10-13.

Rysunek 10

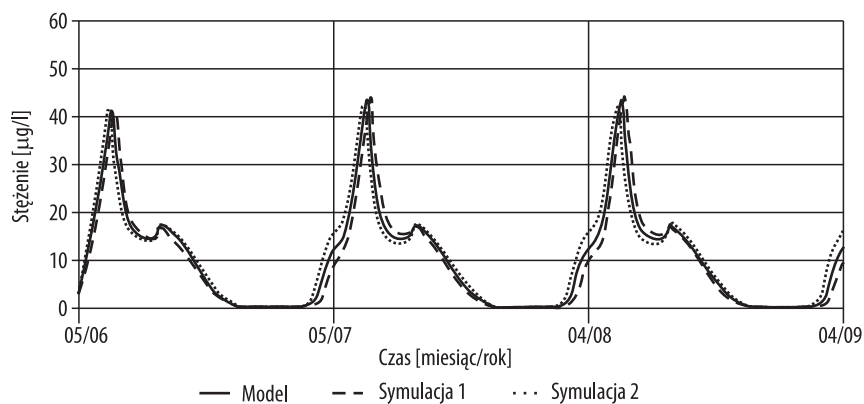
Zmiany stężenia chlorofilu a w epilimnionie jeziora Studzienicznego



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 11

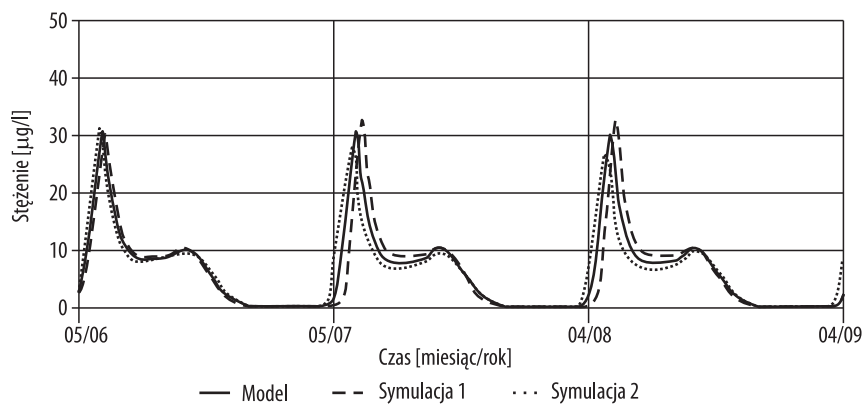
Zmiany stężenia chlorofilu a w epilimnionie jeziora Białego Augustowskiego



Źródło: opracowanie własne.

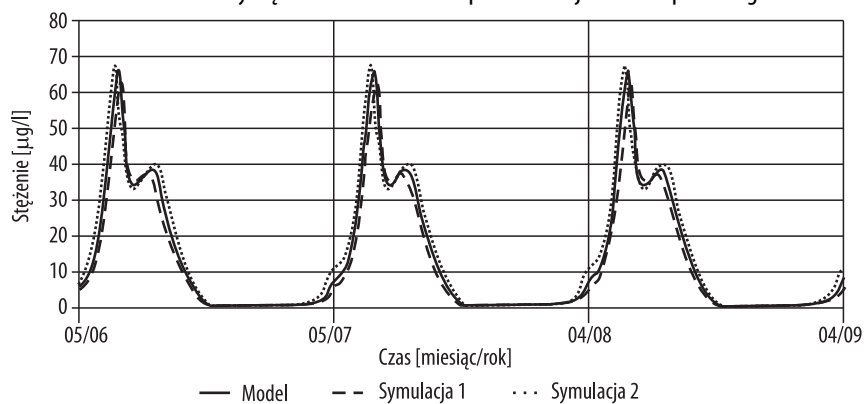


Rysunek 12  
Zmiany stężenia chlorofilu a w epilimnionie jeziora Necko



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 13  
Zmiany stężenia chlorofilu a w epilimnionie jeziora Rospuda Augustowska



Źródło: opracowanie własne.

## Podsumowanie

Temperatura jest jednym z ważniejszych czynników warunkujących tempo procesów zachodzących w wodach powierzchniowych. Niewielkie zmiany temperatury wody, wynikające ze zmienności warunków atmosferycznych, które można obserwować w praktyce w kolejnych latach, nie wpływają istotnie na zmiany wartości wskaźników wykorzystywanych w systemach oceny jakości wód, ale niektóre z nich dadzą się zaobserwować. Wykorzystany w niniejszym opracowaniu model pozwolił w przybliżeniu na określenie skutków zmian temperatury na wielkości podstawowych wskaźników jakości wód, należy jednak pamiętać, iż zmiany temperatury w układzie rzeczywistym będą powodowały zmianę szeregu innych czynników, nieuwzględnionych w modelu, co będzie się przekładać jednocześnie na zmiany ładunków biogenów trafiających do wód jezior i ogólnie pojętej zmiany jakości ich wód. Z uwagi na charakterystykę modelu i założenie niezmienności ładunku azotu i fosforu trafiającego do wód jezior w omawianych symulacjach możliwe było oszacowanie wpływu temperatury wyłącznie na dynamikę procesów zachodzących w wodach jezior. W rzeczywistości zmiany temperatury łączą się z szeregiem zjawisk, których efektem jest zmiana intensywności zasilania jezior w N i P, jak chociażby zmiana czasu trwania stratyfikacji, intensywności zasilania wewnętrznego i wielu innych czynników. Otrzymane w pracy wyniki symulacji, z uwagi na niewielkie zmiany wartości stężenia wskaźników (na poziomie rozbieżności między skalibrowanym modelem a wartościami empirycznymi), pozwalają jedynie na ogólną interpretację opisywanych zjawisk.

*Artykuł powstał w wyniku realizacji pracy statutowej Katedry Systemów Inżynierii Środowiska S/WBiIS/2/2011, finansowanej przez MNiSW.*

Katarzyna Ignatowicz

## MOGILNIKI PESTYCYDOWE W POLSCE – PROBLEM WCIĄŻ AKTUALNY

---

Katarzyna Ignatowicz, dr inż. – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

Katedra Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska

ul. Wiejska 45a, 15-351 Białystok

e-mail: k.ignatowicz@pb.edu.pl

### PESTICIDE GRAVEYARDS IN POLAND – ACTUALITY PROBLEM

**SUMMARY:** In Podlaskie voivodeship we can find 10 graveyards (5 were liquidated). Also 13 stores were identified with 27 tons of (without mass of package) pesticides. Probably the best solution for today is to build special modern waste graveyard to collect contents of still operating graveyards and stores. By now graveyards management is strictly connected with environmental, health and agriculture ministry. In the future still existing graveyards should be abandoned. The area around graveyards must be protected from pesticides migration.

**KEY WORDS:** pesticide waste, graveyard

---

## Wstęp

Składowiska przeterminowanych środków ochrony roślin należą do najbardziej niebezpiecznych obiektów zagrażających środowisku naturalnemu w Polsce. Składowanie przeterminowanych środków ochrony roślin rozpoczęto w latach sześćdziesiątych. W ówczesnym województwie krakowskim w czerwcu 1965 roku we wszystkich gminnych spółdzielniach „Samopomoc Chłopska” zlikwidowano problem przeterminowanych środków ochrony roślin, grzebiąc je w płytkich dołach ziemnych wykopanych na terenie zajmowanym przez spółdzielnię. Z uwagi na to, że z czasem niewykorzystywanych środków ochrony roślin przybywało, w 1971 roku opracowano instrukcję, która do pewnego stopnia regulowała budowę konstrukcji, w jakich należało przeprowadzać deponowanie przeterminowanych środków ochrony roślin. Zalecano budowę mogilników składających się ze studni kręgowych o średnicy od 1 do 2 metrów i głębokości 3-4 metrów. Na jednym obiekcie budowano najczęściej po kilkadziesiąt takich studni. Ponadto do likwidacji przeterminowanych środków ochrony roślin dość pospolicie wykorzystywano różnego rodzaju fortyfikacje wojskowe, od bunkrów strzelniczych z okresu drugiej wojny światowej po pruskie i moskiewskie forty obronne z XIX wieku.<sup>1</sup>

Przy lokalizacji mogilników nie brano pod uwagę jakichkolwiek uwarunkowań środowiskowych, może z jednym wyjątkiem – starano się nie umieszczać ich w bezpośrednim sąsiedztwie wsi lub zabudowań rolniczych. Ponieważ obowiązujące wówczas prawo nie wymagało przeprowadzenia rozpoznania hydrogeologicznego terenu w miejscu budowanego obiektu, lokowano je chętnie na nieużytkach, czyli gruntach piaszczystych lub w starych wyrobiskach po eksploatacji kruszyw naturalnych. Nie brano pod uwagę faktu, że utwory piaszczyste o bardzo wysokich współczynnikach przepuszczalności stanowią strefy zasilania zbiorników wód podziemnych, a pierwszy poziom wód podziemnych ujmowany jest najczęściej w studniach gospodarskich. Dopiero na początku lat dziewięćdziesiątych XX wieku podjęto problem możliwości skażenia środowiska przez środki ochrony roślin emitowane z nieszczelnych mogilników. Niestety, pierwsze prace dotyczące inwentaryzacji wpływu mogilników na środowisko były prowadzone bardzo pobieżnie i ograniczały się do poboru próbek powierzchni gruntu i wody w studniach gospodarskich w pobliżu mogilnika oraz wykonania analiz chemicznych pestycydów.<sup>2</sup>

<sup>1</sup> M. Biziuk, *Pestycydy. Występowanie, oznaczanie i unieszkodliwianie*, WNT, Warszawa, 2001, s. 20; J. Biegańska, A. Harat, W. Zyzak, *Unieszkodliwianie odpadowych środków ochrony roślin pochodzących z mogilników metodą detonacyjnego spalania*, „Inżynieria Ekologiczna” 2013 nr 33, s. 13.

<sup>2</sup> M. Biziuk, *Pestycydy...*, op. cit., s. 30; J. Biegańska, A. Harat, W. Zyzak, *Unieszkodliwianie odpadowych ...*, op. cit., s. 15; K. Ignatowicz, *Graveyards – point source pollution of natural water by pesticides*, „Ecological Chemistry and Engineering” 2011 t. 18, s. 191; eadem, *Sewage Sludge Compost Applying for Migration Reduction of Pesticide from Graveyards*, „Polish Journal of Environmental Studies”, Series of Monographs 2009 t. 6, s. 49; eadem, *Low-cost sorbent for removing pesticides during water treatment*. In book *Pesticides, w: Pesticides – Formulations, effects, Fate*, red. M. Stoytcheva, Intech 2011, s. 731.

## Rodzaje mogilników

Większość mogilników zamknięto w latach 1975-85, a wejście w życie ustawy o ochronie i kształtowaniu środowiska praktycznie uniemożliwiło dalszą lokalizację tego typu obiektów. Podziemne magazyny różnego rodzaju odpadów chemicznych stanowią od wielu lat jeden z najtrudniejszych problemów ochrony środowiska oczekujących na rozwiązanie. W tej sytuacji uznano za konieczne rozwiązanie problemu mogilników w sposób kompleksowy i zgodny z aktualną wiedzą.<sup>3</sup> Większość mogilników w Polsce zbudowano z betonowych kręgów lub wylewanych betonowych zbiorników. Na mogilniki zmieniono również bunkry betonowe lub inne konstrukcje, jak przykładowo silosy paszowe. Jako masę izolacyjną stosowano najczęściej smołę lub lepik.<sup>4</sup> Ze względu na konstrukcję mogilnika można wyróżnić doły ziemne, kręgi studzienne oraz stare obiekty wojskowe, takie jak bunkry i fortyfikacje wojskowe oraz zbiorniki betonowe (rysunki 1-2).

Rysunek 1

Dół ziemny oraz mogilnik z kręgów studziennych w sąsiedztwie uprawy kukurydzy



Źródło: opracowanie własne.

<sup>3</sup> M. Biziuk, *Pestycydy...*, op. cit., s. 50; K. Ignatowicz, *Problem of pesticide dumps in Poland in the beginning of XXI century*, w: *Chemical transformation of environment*, red. K. A. Skibniewska, University of Warmia and Mazury, Olsztyn 2010, s. 18; eadem, *Sewage Sludge ... op. cit.*, s. 52; eadem, *Low-cost sorbent...*, op. cit., s. 735; eadem, *Aplikacyjne zastosowania kompostu sokólskiego do ochrony terenów uprawnych wokół mogilnika pestycydowego*, „Rocznik Ochrona Środowiska” 2011 t. 13, s. 1201; B. Morzycka, *Influence of burial grounds on the environment on the basis of examining water samples from water intakes and farm wells from the vicinity of burial grounds in podlaskie voivodship*, Report, Plant Protection Institute, Poznań, 2001, 2002.

<sup>4</sup> M. Biziuk, *Pestycydy...*, op. cit., s. 30.

## Rysunek 2

Kręgi studzienne oraz zdjęcie odkrywki studni



Źródło: opracowanie własne.

W zależności od budowy i lokalizacji mogilników wyróżnia się 5 kategorii toksyczności:

- I kategoria zagrożenia – doły ziemne, nieposiadające żadnej izolacji wodnej;
- II kategoria zagrożenia – mogilniki, których lokalizacja w czasie rozszczelnienia zagraża ujęciom wodnym i wodom powierzchniowym; mogilniki znajdujące się na terenach podmokłych lub zagrożonych powodzią;
- III kategoria zagrożenia – mogilniki niezaliczane do I i II kategorii; charakteryzuje je zanieczyszczenie gruntów, wód podziemnych przeterminowanymi środkami ochrony roślin w ich sąsiedztwie;
- IV kategoria zagrożenia – mogilniki należące do III kategorii mogilników, czyli na przykład w postaci bunkrów wojskowych;
- V kategoria zagrożenia – pozostałe mogilniki.

## Inwentaryzacja mogilników

Zainteresowanie mogilnikami jako obiektami niebezpiecznymi dla środowiska naturalnego zaczęło się w latach pięćdziesiątych XX wieku. Szybko okazało się, że część tych obiektów ulega zapomnieniu, gdyż zmiany administracyjne z lat siedemdziesiątych spowodowały rozproszenie się zarówno dokumentacji technicznej, jak i dotyczącej likwidacji przeterminowanych środków ochrony roślin. W efekcie konieczne było podjęcie prac o charakterze inwentaryzacji mogilników oraz wykonanie ocen oddziaływania tych obiektów na środowisko gruntowo – wodne. Pierwsze prace inwentaryzacyjne wykonała Państwowa Inspekcja Ochrony Roślin w 1993 roku. W 1994 roku rozpoczęto prace inwentaryzacyjne

mogilników i magazynów zawierających przeterminowane środki ochrony roślin, połączone z wizjami terenowymi i szczegółowymi badaniami wybranych, najbardziej niebezpiecznych obiektów. W latach 1998-1999 organy Inspekcji przeprowadziły w kraju 108 kontroli poszczególnych mogilników, zakończonych wydaniem zarządzeń pokontrolnych. Dotyczyły one między innymi uporządkowania terenu mogilników (wykoszenie traw, uzupełnianie ogrodzenia i oznakowania), wykonania ekspertyzy technicznej ich szczelności oraz przeprowadzenia badań gruntowych i wód z piezometrów.<sup>5</sup>

Według Krajowego planu gospodarki odpadami, w Polsce istniało 340 mogilników, w których deponowano przeterminowane środki ochrony roślin, począwszy od 1965 roku. Odnalezienie mogilnika w Nisku, który dotychczas nie był ujęty w żadnych bazach danych, może wskazywać, że nie zinwentaryzowano jeszcze niewielkiej liczby tych obiektów. Największe mogilniki znajdują się w tych rejonach, gdzie dominowały Państwowe Gospodarstwa Rolne, dla których środki ochrony roślin były dostępne po bardzo niskich cenach. Szacuje się, że łączna ilość substancji trujących złożonych w tych mogilnikach wynosi około 10 000 ton różnego rodzaju środków. Podana wartość jest przybliżona z uwagi na brak pełnej dokumentacji mogilników. Szacuje się, że jeszcze blisko 800 „nieoficjalnych dołów” gromadzi co najmniej 12 000 ton substancji niebezpiecznych. Dotychczas nie podejmowano próby dokładnego określania ilości i składu „zawartości” wszystkich mogilników. Przedstawione w tabeli 1 informacje dotyczące mogilników w Polsce zestawiono, uwzględniając podział administracyjny na województwa, co pozwoliło na bardziej regionalne ukazanie istnienia tego typu składowisk zawierających niebezpieczne odpady. Część województw „uporała” się z mogilnikami (lubuskie, lubelskie), jednak znaczna liczba tego typu obiektów jeszcze pozostała.<sup>6</sup>

Według Państwowego Instytutu Geologicznego, liczba mogilników i magazynów z przeterminowanymi pestycydami w Polsce w 2003 roku wynosiła 284. Według szacunków Ministerstwa Środowiska (sprzed 2009 roku), 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, a na Podlasiu zlokalizowanych jest 10 mogilników, w tym do likwidacji 5 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 skażenia wód gruntowych i powierzchniowych, a także gleby w wyniku przenikania odpadów pestycydowych z nieszczelnych mogilników. Wycieki te po dotarciu do warstwy wodonośnej są przemiesz-

<sup>5</sup> Ibidem, s. 120; J. Biegańska, A. Harat, W. Zyzak *Unieszkodliwianie odpadowych ...*, op. cit., s. 13; K. Ignatowicz, *Sewage Sludge ...*, op. cit., s. 49.

<sup>6</sup> M. Biziuk *Pestycydy...*, op. cit., s. 65; K. Ignatowicz *Sewage Sludge...*, op. cit., s. 50.

Tabela 1

Liczba mogiłników w poszczególnych województwach

| Województwo             | Liczba i rodzaj mogiłników<br>31.12.2004 roku |                   | Liczba i rodzaj mogiłników<br>31.12.2005 roku |                   | Likwidacja mogiłników<br>w 2005 roku | Liczba kontroli stanu<br>środowiska w 2005 roku |
|-------------------------|-----------------------------------------------|-------------------|-----------------------------------------------|-------------------|--------------------------------------|-------------------------------------------------|
|                         | Doły<br>ziemne                                | Obiekty budowlane | Doły<br>ziemne                                | Obiekty budowlane |                                      |                                                 |
| Dolnośląskie            | 0                                             | 7(*+1)            | 0                                             | 7                 | 1                                    | 4                                               |
| Kujawsko-<br>pomorskie  | 0                                             | 17                | 0                                             | 15                | 2                                    | 4                                               |
| Lubelskie               | 0                                             | 0                 | 0                                             | 0                 | 0                                    | 0                                               |
| Lubuskie                | 0                                             | 0                 | 0                                             | 0                 | 0                                    | 0                                               |
| Łódzkie                 | 5                                             | 17                | 5                                             | 16                | 1                                    | 4                                               |
| Małopolskie             | 20                                            | 1                 | 20                                            | 1                 | 0                                    | 0                                               |
| Mazowieckie             | 2                                             | 10                | 2                                             | 10                | 0                                    | 2                                               |
| Opolskie                | 0                                             | 2                 | 0                                             | 2                 | 0                                    | 2                                               |
| Podkarpackie            | 0                                             | 1                 | 0                                             | 1                 | 0                                    | 1                                               |
| Podlaskie               | 0                                             | 5                 | 0                                             | 3                 | 2                                    | 2                                               |
| Pomorskie               | 0                                             | 4                 | 0                                             | 4                 | 0                                    | 2                                               |
| Śląskie                 | 1                                             | 5                 | 1                                             | 5                 | 0                                    | 1                                               |
| Świętokrzyskie          | 0                                             | 0                 | 0                                             | 0                 | 0                                    | 0                                               |
| Warmińsko-<br>mazurskie | 0                                             | 17                | 0                                             | 7                 | 10                                   | 0                                               |
| Wielkopolskie           | 2                                             | 12                | 2                                             | 12                | 0                                    | 0                                               |
| Zachodnio-<br>pomorskie | 0                                             | 27                | 0                                             | 27                | 0                                    | 2                                               |
| RAZEM                   | 30                                            | 125<br>(*+1)      | 30                                            | 110               | 16                                   | 24                                              |

Źródło: dane Państwowego Instytutu Geologicznego.

Tabela 2

Mogilniki w Polsce w latach 2005-2011

| Wyszczególnienie \ Rok | 2005 | 2010 | 2011 |
|------------------------|------|------|------|
| Mogilniki              | 140  | 31   | 32   |
| Mogilniki zlikwidowane | 16   | 208  | 210  |
| Ogółem                 | 156  | 239  | 242  |

Źródło: opracowanie własne.



Tabela 3  
Mogilniki zlikwidowane w województwie podlaskim

| Mogilniki zlikwidowane | Masa zlikwidowanych odpadów [Mg] | Koszt likwidacji mogilnika [PLN] | Rok likwidacji |
|------------------------|----------------------------------|----------------------------------|----------------|
| Grajewo (Wąsosz)       | 182,00                           | 1413958,00                       | 2001           |
| Dębники (Zbójna)       | 138,74                           | 562934,00                        | 2005           |
| Słochy Annapolskie     | 455,00                           | 851200,00                        | 2001           |
| Anusin                 | 54,30                            |                                  | 2003           |
| Nowy Dwór (Bielany)    | 1,60                             |                                  | 2005           |

Źródło: opracowanie własne.

czane zgodnie z kierunkiem przepływu 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 w 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.<sup>7</sup>

## Mogilniki w województwie podlaskim

Nieprzydatne środki ochrony roślin i opakowania po nich stanowią bardzo istotny problem również w województwie podlaskim. Według aktualnych danych, na terenie województwa podlaskiego znajduje się 10 mogilników (z czego 5 zlikwidowano) oraz zidentyfikowanych 13 magazynów, w których zgromadzone również nieprzydatne środki ochrony roślin w ilości około 27 Mg (bez uwzględniania opakowań po środkach ochrony roślin). W 2001 roku zlikwidowano mogilniki w Słochach Annapolskich oraz Wąsoszu, w 2003 roku w Anusinie, a w 2004 roku w Zbojnej-Dębnikach. Odpady wywieziono do spalarni odpadów Lobbe w Dąbrowie Górniczej. Łącznie unieszkodliwiono około 139 Mg odpadów. W listopadzie 2005 roku został zlikwidowany mogilnik w Nowym Dworze (tabela 4). Środki ochrony roślin wraz z opakowaniami w ilości 1,60 Mg wywiezione i unieszkodliwione zostały przez Przedsiębiorstwo Projektowo-Wdrożeniowe „AWAT” Sp. z o.o. w Warszawie. Po usunięciu odpadów pomieszczenie zostało oczyszczone, a otwór wejściowy do obiektu został zamurowany. W mogilniku urządzonym w latach sześćdziesiątych w trzech bunkrach wojskowych

<sup>7</sup> M. Biziuk, *Pestycydy...*, op. cit., s. 67; K. Ignatowicz, *Graveyards – point source pollution of natural water by pesticides*, „Ecological Chemistry and Engineering” 2011 t. 18, s. 191; B. Morzycka, *Influence of burial...*, op. cit.; A. Siłowski, *Wenturyzacja odpadów środków ochrony roślin*, materiały dostępne w IOR w Białymstoku (projekt w ramach Projektu GEF w Polsce), 1999.

Tabela 4

Mogilniki istniejące w województwie podlaskim (styczeń 2012)

| Mogilnik           | Odpady pestycydowe [Mg] | Odpady ogółem [Mg] | Planowany koszt likwidacji [PLN] |
|--------------------|-------------------------|--------------------|----------------------------------|
| Baciuły            | 7,0                     | 83,023             | 312732,65                        |
| Folwarki Tylwickie | 5,0                     | 43,297             | 136417,51                        |
| Ryboły             | 0,3                     | -                  | -                                |
| Łapy               | 1,3                     | 26,934             | 83832,90                         |
| Majdan             | 0,3                     | 16,946             | 82732,40                         |

Źródło: K. Ignatowicz, *Problem of pesticide ...*, op. cit., s. 18; [www.mos.gov.pl](http://www.mos.gov.pl) [12-11-2012].

Tabela 5

Dane dotyczące mogilników w województwie podlaskim (styczeń 2012)

| Miejscowość             | Gmina            | Właściciel terenu                                                   | Opiekun mogilnika                    | Rodzaj mogilnika               | Odległość od ujęcia wody                                                            | Masa środków    | Opakowania     |
|-------------------------|------------------|---------------------------------------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|-----------------|----------------|
| Majdan                  | Michałowo        | Lasy Państwowe Nadleśnictwo Żednia                                  | Brak opiekuna                        | kręgi studzienne (3 zbiorniki) | 300 m – studnie kopane                                                              | –               | 300 kg         |
| Folwarki Tylwickie      | Zabłudów         | Agencja Własności Rolnej Skarbu Państwa – dzierżawa RSOP „Witamina” | RSOP „Witamina”                      | kręgi studzienne (3 zbiorniki) | 1000 m – studnia wiercona na terenie sadu 800 m – studnie kopane Folwarki Tylwickie | 10 kg „Sanepid” | 500 kg         |
| Ryboły                  | Zabłudów         | –                                                                   | Rolniczy Kombinat „Agro-drób” Ryboły | kręgi studzienne (1 zbiornik)  | 50m – studnia głębinowa                                                             | –               | 100 kg         |
| Łapy                    | Łapy             | GS „Sch” Łapy                                                       | GS „Sch” Łapy                        | kręgi studzienne               | 150 m – studnia głębinowa 200 m – studnia kopana                                    | 900 kg          | –              |
| Baciuły                 | Turośń Kościelna | RSOP Białystok                                                      | RSOP Białystok                       | kręgi studzienne (3 zbiorniki) | 3500 m – rz. Narew                                                                  | –               | 1000 kg        |
| Sumaryczna masa środków |                  |                                                                     |                                      |                                |                                                                                     | Około 910 kg    | Około 5 900 kg |

Źródło: [www.mos.gov.pl](http://www.mos.gov.pl) [12-11-2012].

połączonych korytarzami zmagazynowano łącznie 182 Mg toksycznych odpadów. Likwidację mogilnika przeprowadzono w kilku etapach. Ostatni etap zrealizowano w 2001 roku. Do spalarni koncernu AGR w Niemczech wywieziono pozostałą partię wydobytych z mogilnika odpadów w ilości 21,621 Mg.

Nawet po likwidacji mogilnika skutki składowania substancji toksycznych będą obserwowane przez wiele lat w glebie i wodzie. Zachodzi więc konieczność szukania sposobów na ograniczenie migracji pestycydów w środowisku oraz wdrażania nowych rozwiązań. W związku z tym celowe 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 mogilników i magazynów.

Ilość odpadów i koszty likwidacji mogilników w województwie podlaskim podano w tabeli 4, a szczegółowe dane o nich w tabeli 5.

## Podsumowanie

Sumaryczna ilość przeterminowanych pestycydów w Polsce szacowana jest na około 60 000 Mg. Pracownicy resortu środowiska twierdzą, iż najlepszym w tej chwili rozwiązaniem byłaby budowa nowoczesnych składowisk, w których umieszczono by zawartość istniejących jeszcze mogilników i magazynów. Obecnie mogilniki są praktycznie „bezpieczne”, pomimo iż podlegają aż trzem resortom: rolnictwa, środowiska oraz zdrowia. W przyszłości należy podjąć kroki mające na celu nie tylko likwidację starych składowisk, ale także zabezpieczenie terenu po nich tak, aby pestycydy obecne w gruncie, betonie i innych elementach nie migrowały do środowiska.

*Praca powstała w ramach realizacji projektu Centrum Badań Naukowych N N304 274840 w Katedrze Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska Politechniki Białostockiej.*



Krzysztof Nytko • Izabela Bartkowska

## ANALIZA RAPORTÓW ODDZIAŁYWANIA NA ŚRODOWISKO OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW KOMUNALNYCH

---

Krzysztof Nytko, dr inż. – Politechnika Białostocka  
Izabela Bartkowska, dr inż. – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

Katedra Systemów Inżynierii Środowiska

ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok

e-mail: k.nytko@pb.edu.pl, izabela.bartkowska@neostrada.pl

### ANALYSIS OF ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENTS FOR MUNICIPAL WASTEWATER TREATMENT PLANTS

**SUMMARY:** This article presents an evaluation of Environmental Impact Assessments for municipal wastewater treatment plants during operation. The study was conducted on a sample of 11 assessments prepared between the years 2005 and 2012. The elaborations concerned wastewater treatment plants in the range between 400 and 120000 RLM, located in Poland. The said treatment plants were based on technologies using the classical activated sludge chamber method or with separated dephosphatization, denitrification and nitrification chambers, using sequential biological reactors or trickling beds. Having acquainted themselves with the contents of analysed assessments, the authors assigned component grades based on the assumed criteria. The grade aggregation was carried out using the following operators: Bayesian and Hurwicz criterion. The significance evaluation of variables was conducted using the paired comparison method from the investor's and expert's point of view.

The article presents conclusions arising from conducted analyses and the authors' own experience.

**KEY WORDS:** environment impact assessment, treatment plant impact, treatment plant evaluation, criteria, determination method

---

## Wstęp

Postępowanie w sprawie oceny oddziaływania na środowisko na etapie planowania przedsięwzięcia w swoim założeniu jest narzędziem, które na drodze analizy materiału zawartego w raporcie i konsultacji społecznych ma przy zachowaniu zasady zrównoważonego rozwoju eliminować działania szkodliwe dla środowiska. W Polsce przeprowadza się od wielu lat strategiczne oceny oddziaływania na środowisko i oceny oddziaływania na środowisko. Podstawowym dokumentem są raporty o oddziaływaniu przedsięwzięcia na środowisko.

Ustawa – Prawo ochrony środowiska<sup>1</sup> i inne akty prawne<sup>2</sup> określają zakres raportu o oddziaływaniu oraz rodzaje przedsięwzięć, dla których powinien być wykonany. W stosunku do obszarów Natura 2000 zasady postępowania w procesie decyzyjnym określono w Ustawie o ochronie przyrody.<sup>3</sup> Kolejne nowelizacje ustaw dostosowały wymogi zawartości raportów wymagane przez prawo polskie do prawa Unii Europejskiej.

Niestety, obecnie największych zmian wymaga nie prawo ochrony środowiska, ale praktyka jego stosowania. Efektywność przestrzegania zapisów dyrektyw unijnych zależy w równym stopniu od rzetelności raportów i kwalifikacji osób przygotowujących raporty o oddziaływaniu na środowisko, jak i od kwalifikacji osób podejmujących oparte na nich decyzje.<sup>4</sup>

Zgodnie z dyrektywą raport o oddziaływaniu przedsięwzięcia na środowisko miał służyć ochronie środowiska naturalnego oraz zdrowia i życia ludzi.<sup>5</sup> Do 2005 roku raporty o oddziaływaniu były wykonywane przez rzeczoznawców lub biegłych posiadających uprawnienia uzyskiwane w drodze egzaminu. Obecnie zgodnie z ustawą – Prawo ochrony środowiska nie jest wymagane posiadanie uprawnień do wykonania raportu o oddziaływaniu na środowisko lub prognozy skutków i jego autorem może być każda osoba przekonana, iż posiada adekwatną

<sup>1</sup> Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. – Prawo ochrony środowiska (z 2008 r. nr 25 poz. 150 z późn. zm.).

<sup>2</sup> Ustawa z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (Dz.U. nr 199 poz. 1217); ustawa o zmianie ustawy o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udział społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko oraz niektórych innych ustaw z dnia 21 maja 2010 r. (Dz.U. nr 119 poz. 804).

<sup>3</sup> Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz.U. nr 151 poz. 1220).

<sup>4</sup> M. Wiśniewska, M. Babicz, *Jakość ocen oddziaływania na środowisko w Polsce. Krajowa praktyka a prawo wspólnotowe*, WWF Polska, Warszawa 2006.

<sup>5</sup> Dziennik Urzędowy Wspólnot Europejskich L 175/40, Dyrektywa Rady 85/337/EWG z dnia 27 czerwca 1985 r. w sprawie oceny skutków wywieranych przez niektóre przedsięwzięcia publiczne i prywatne na środowisko naturalne; dyrektywa Rady 97/11/WE z dnia 3 marca 1997 r. zmieniająca dyrektywę 85/337/EWG w sprawie oceny wpływu wywieranego przez niektóre publiczne i prywatne przedsięwzięcia na środowisko; dyrektywa 2003/35/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 26 maja 2003.

do tego wiedzę, doświadczenie i specjalistyczne oprogramowania. Patrząc na obszerność ocen środowiskowych i zakresu opracowania wymaganego w raporcie, można pozornie sądzić, iż wykonanie takiego raportu wymaga wysokich kwalifikacji i szerokiej wiedzy. W praktyce jest to często dokument, wprawdzie o znacznej objętości stron, ale zawierający materiał mało merytoryczny, o rozmytym problemie ekologicznym, niezwiązany ściśle z terenem przedsięwzięcia, o znacznym stopniu ogólności, co nie pozwala na rzeczywistą ocenę zagrożenia środowiska przez przedsięwzięcie przy konkretnej jego lokalizacji. Koszt wykonania raportu ponosi inwestor. Jest on zleceniodawcą wykonania raportu o oddziaływaniu na środowisko i w jego gestii leży, aby dana inwestycja w jak najmniejszym stopniu zagrażała środowisku i społeczeństwu. Raporty o oddziaływaniu budowy oczyszczalni ścieków obejmują dwa rodzaje instalacji<sup>6</sup>: § 2. 1. punkt nr 40 – instalacje do oczyszczania ścieków przewidziane do obsługi nie mniej niż 100 000 równoważnych mieszkańców jako zawsze znacząco oddziałujące na środowisko oraz § 3. 1. punkt nr 77 – instalacje do oczyszczania ścieków przewidziane do obsługi nie mniej niż 400 równoważnych mieszkańców potencjalnie znacząco oddziałujące na środowisko. Która inwestycja może zostać zakwalifikowana do jednej z powyższych grup, zapisano w ustawie z 21 maja 2010 r. o zmianie ustawy o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko oraz niektórych innych ustaw.

Konsekwencją miernej analizy potencjalnych oddziaływań zawartych w raportach jest niezwykle ograniczona lista działań łagodzących. Autorzy raportów zazwyczaj odstępują od zasady poszukiwania w pierwszym rzędzie środków całkowicie eliminujących negatywne oddziaływania. Zgodnie z ustawą z 21 maja 2010 r. wnikliwość rozpatrzenia wszystkich problemów zawartych w wymaganej treści raportu zależy od wiedzy jego autorów i ich wrażliwości. Pożądane jest, aby do każdego z komponentów środowiska opiniowanych w raporcie sporządzać tak zwany raport techniczny. W raporcie technicznym każdy z komponentów ocenia i opisuje uprawniony do tego specjalista, na przykład hydrolog, geolog, akustyk, toksykolog, botanik, zoolog, herpetolog, ornitolog. Specjalista dokonuje pomiarów, obliczeń i inwentaryzacji komponentu, które odpowiadają jego wykształceniu i doświadczeniu, i tworzy ilościowe rzeczywiste podstawy do wnioskowania o wpływie danego komponentu na środowisko oraz wpływie danej inwestycji na środowisko. Takie podejście do sporządzania raportów daje pełną wiedzę o każdym z komponentów środowiska i jest oparte na solidnych podstawach merytorycznych. Autorem raportu może być pojedyncza osoba bądź też niewielka grupa osób. Bardzo często z powodów finansowych autor sporządza raport sam i wówczas sam próbuje wnioskować, liczyć i mierzyć wszystkie komponenty. Komponenty z uwagi na wiedzę autorów i wykształcenie są oceniane i opisywane w sposób zróżnicowany. Dochodzi do bagatelizowania komponentów mniej znanych autorom, czasami niektóre nawet są pomijane. Autorzy

<sup>6</sup> Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 9 listopada 2010 r. w sprawie przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko (Dz.U. nr 213 poz. 1397).

niekiedy ograniczają się do samych opisów, bez dokonywania badań i pomiarów, co tak naprawdę mija się z celem całego raportu, ponieważ powinien on w możliwie jak najbardziej wnikliwy sposób zbadać każdy z komponentów.

Takie podejście autorów do wykonywanych przez nich raportów powoduje często, iż wysuwane przez nich wnioski są fałszywe, oparte jedynie na częściowych danych, niejednokrotnie już nieaktualnych, przesadnie zminimalizowanych lub wyolbrzymionych. Wydanie decyzji o uwarunkowaniach środowiskowych budowy oczyszczalni ścieków komunalnych wymaga wyboru wariantu realizacji budowy najmniej oddziałującego na stan środowiska po rozpatrzeniu kryteriów środowiskowych.

W pracy dokonano oceny analizy zagrożeń poszczególnych komponentów środowiska zawartych w wybranych raportach oddziaływania oczyszczalni ścieków w fazie eksploatacji. Analizowano treści merytoryczne ocen wpływu na poszczególne komponenty środowiska w raportach, jak i rzeczywistych zagrożeń, jakie powodują oczyszczalnie. Z uwagi na mnogość kryteriów oceniających wpływ oczyszczalni ścieków na środowisko do analizy zastosowano wielokryterialny model decyzyjny.<sup>7</sup>

Lobby inwestycyjne, kierując się własnym dobrem, w sposób mniej lub bardziej ugodowy dąży do uzyskania przychylności władz lokalnych oraz społeczeństwa. Niepełny raport często sprzyja ignorowaniu istniejących problemów zagrożenia środowiska w obawie przed opóźnieniem lub całkowitym zawieszeniem inwestycji.

## Zakres badań oraz wnioski z obliczeń

Do analizy wybrano 11 raportów o oddziaływaniu budowy oczyszczalni ścieków komunalnych powstałych w latach 2005-2012, o różnej lokalizacji na terenie Polski. Oczyszczalnie ścieków różniły się technologią oczyszczania i przepustowością. Wśród technologii oczyszczania ścieków dominowały komory osadu czynnego z różnymi układami defosfatacji, denitryfikacji i nityfikacji. Jedną pracowała, opierając się na złożach biologicznie zraszanych, i jedną stanowiły reaktory SBR. Gospodarka osadowa w analizowanych oczyszczalniach polegała na stabilizacji osadów w komorach osadu czynnego lub wydzielonych, a następnie na mechanicznym zagęszczaniu i odwadnianiu oraz higienizacji wapnem. W jednej z oczyszczalni po odwodnieniu i wapnowaniu osady były kompostowane, w innej po mechanicznym odwodnieniu były suszone w średnotemperaturowej suszarni taśmowej. Jedno z zastosowanych rozwiązań polegało na grawitacyjnym zagęszczaniu, mechanicznym zagęszczaniu, dezintegracji i hydrolizie

<sup>7</sup> R. Janikowski, *Wielokryterialny model decyzyjny jako narzędzie oceny oddziaływania projektowanej działalności człowieka na środowisko*, Instytut Ekologii Terenów Uprzemysłowionych, Katowice 1993; B. Roy, *Wielokryterialne wspomaganie decyzji*, WNT, Warszawa 1990; P. Vincke, *Multicriteria decision aid*, John Wiley & Sons, New York 1992; J. Zieńko, *Proces oceniania w OOS*, cz. 4 i 5, „Problemy Ocen Środowiskowych” 2001 nr 3(14), s. 56-61.

Tabela 1

Kryteria ocen częściowych do oceny zmiennych

| Punkty | Kryteria                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              |
|--------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 5      | Przewidywane oddziaływania przedsięwzięcia na rozpatrywaną zmienną określono na podstawie obliczeń lub kwantyfikowanych ocen lingwistycznych autorów i porównanie ich z wartościami przyjętymi literaturowo za dopuszczalne. Informacje z obliczeń są kompletne i umożliwiają prowadzenie procesu decyzyjnego                                                         |
| 4,5    | Przewidywane oddziaływania przedsięwzięcia na rozpatrywaną zmienną określono na podstawie obliczeń lub kwantyfikowanych ocen lingwistycznych autorów raportu i porównanie ich z wartościami przyjętymi literaturowo za dopuszczalne. Informacje z obliczeń są niekompletne i nieścisłe. Nie ma to jednak decydującego znaczenia dla obiektywnego podejmowania decyzji |
| 4      | Przewidywane oddziaływania przedsięwzięcia na rozpatrywaną zmienną określono na podstawie obliczeń ilościowych zamieszczonych w przedmiotowej literaturze, wykonanych na podobnym obiekcie i porównanie ich z wartościami przyjętymi za dopuszczalne. Zamieszczone informacje są na dobrym poziomie, a istniejące nieścisłości nie wypaczają podejmowanych decyzji    |
| 3,5    | Przewidywane oddziaływania przedsięwzięcia na rozpatrywaną zmienną określono jakościowo z podaniem stopnia zagrożenia i źródeł literaturowych. Przedstawione opisy są niekompletne, ale wyciągnięte wnioski nie są z nimi sprzeczne. Uzupełnienie informacji nie wymaga znacznego nakładu pracy                                                                       |
| 3      | Przewidywane oddziaływania przedsięwzięcia na rozpatrywaną zmienną określono jakościowo bez podania źródeł literaturowych oraz stopnia zagrożenia. Przedstawione informacje są niekompletne, ale wyciągnięte wnioski nie są z nimi sprzeczne, a uzupełnienie informacji nie wymaga znacznego nakładu pracy                                                            |
| 2,5    | Przewidywane oddziaływania przedsięwzięcia na rozpatrywany komponent określono tylko jakościowo, z podaniem źródeł literaturowych. Informacje o oddziaływaniach są słabej jakości, a wyciągnięte wnioski są z nimi mało spójne. Uzupełnienie informacji jest czasochłonne                                                                                             |
| 2      | Przewidywane oddziaływania przedsięwzięcia na rozpatrywaną zmienną określono tylko jakościowo, bez podania źródeł literaturowych. Informacje o oddziaływaniach są słabej jakości, a wyciągnięte wnioski są z nimi niespójne. Uzupełnienie informacji jest czasochłonne                                                                                                |
| 1,5    | Opis oddziaływań zawiera ogólne informacje o wpływie przedsięwzięcia na rozpatrywaną zmienną. Informacje są fragmentaryczne, a wyciągnięte wnioski są zbyt ogólne do prowadzenia obiektywnego procesu decyzyjnego. Uzupełnienie informacji wymaga znacznego nakładu pracy                                                                                             |
| 1      | Opis oddziaływań zawiera ogólne informacje o wpływie przedsięwzięcia na rozpatrywaną zmienną. Informacje o oddziaływaniach są na tyle niekompletne, że uniemożliwia to prowadzenie procesu decyzyjnego. Uzupełnienie informacji wymaga znacznego nakładu pracy                                                                                                        |
| 0      | Brak opisu przewidywanych oddziaływań przedsięwzięcia na rozpatrywany komponent                                                                                                                                                                                                                                                                                       |

Źródło: opracowanie własne.

termicznej, fermentacji mezofilowej, odwodnieniu na wirówce, higienizacji wapnem i suszeniu w suszarni typu słonecznego. Ścieki oczyszczone odprowadzane były bezpośrednio do rzek, z dwóch oczyszczalni poprzez rowy melioracyjne i z jednej oczyszczalni poprzez rów melioracyjny do jeziora.

Oceny częściowe poszczególnym zmiennym raportów przypisano po analizie zawartości merytorycznej, korzystając z kryteriów przedstawionych w tabeli 1.

W oparciu o przedstawione kryteria dokonano agregacji ocen częściowych z wykorzystaniem operatorów. Były to: kryterium Bayesa i Hurwicza<sup>8</sup>.

<sup>8</sup> Z. Jędrzejczyk, K. Kukuła, J. Skrzypek, A. Walkosz, *Badania operacyjne w przykładach i zadaniach*, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, 2011, s.167-175.



Tabela 2

Oceny cząstkowe poszczególnych zmiennych w wybranych raportach

| Lp. | Zmienna                               | Numer raportu   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
|-----|---------------------------------------|-----------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
|     |                                       | 1               | 2   | 3   | 4   | 5   | 6   | 7   | 8   | 9   | 10  | 11  |
|     |                                       | Ocena cząstkowa |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
| 1   | Wody powierzchniowe                   | 1               | 2   | 3   | 1   | 4,5 | 4,5 | 4,5 | 1   | 3,5 | 1   | 2   |
| 2   | Wody podziemne                        | 0               | 0   | 2   | 1   | 1   | 0   | 1   | 1   | 0   | 0   | 1   |
| 3   | Gospodarka odpadami                   | 2               | 2   | 3   | 2   | 0   | 4,5 | 4,5 | 1   | 4   | 3   | 2   |
| 4   | Oddziaływania skumulowane             | 0               | 0   | 0   | 0   | 1   | 0   | 1   | 0   | 0   | 1   | 1   |
| 5   | Minimalizacja oddziaływania           | 1               | 1   | 2   | 1   | 1,5 | 1,5 | 1,5 | 1,5 | 1   | 2   | 2,5 |
| 6   | Rośliny                               | 1               | 1   | 1   | 1   | 1   | 1   | 1   | 0   | 1   | 1   | 1   |
| 7   | Zwierzęta                             | 1               | 0   | 1   | 1   | 1   | 1   | 1   | 0   | 1   | 1   | 1   |
| 8   | Ludzie – zdrowie                      | 1               | 0   | 2   | 1,5 | 1   | 1   | 1   | 1,5 | 1   | 1   | 2   |
| 9   | Jakość powietrza                      | 0               | 3   | 3,5 | 2   | 3,5 | 3   | 4,5 | 4,5 | 4,5 | 3   | 5   |
| 10  | Klimat akustyczny                     | 4,5             | 4,5 | 2   | 1   | 2   | 4,5 | 4,5 | 4,5 | 4,5 | 4,5 | 2   |
| 11  | Monitoring lub analiza porealizacyjna | 1               | 1   | 3,5 | 1   | 1   | 0   | 1   | 1   | 1   | 4   | 2,5 |
| 12  | Ryzyko awarii                         | 1               | 1   | 2   | 1   | 2   | 1,5 | 1   | 1   | 1   | 2   | 3   |
| 13  | Ludzie – opinia społeczna             | 4               | 2   | 1   | 1   | 1   | 1   | 1   | 1,5 | 1   | 1   | 1   |
| 14  | Dobra materialne                      | 0               | 1   | 0   | 1   | 1   | 1,5 | 1   | 1   | 0   | 1   | 1   |

Źródło: opracowanie własne.

W tym ostatnim przyjęto współczynnik ostrożności  $g = 0,2$ . Wyższe wartości współczynnika skutkowały mniejszą ilością relacji i wzrostem liczby zagregowanych zmiennych izolowanych, uniemożliwiających porównanie zmiennych.

Analiza stopnia postrzegania zagrożeń środowiskowych przez autorów raportów o oddziaływaniu na środowisko jako przedstawicieli społeczeństwa staje się miarą wrażliwości, wnikliwości ujęcia problemu i posiadanej wiedzy. Wyniki tej analizy zestawiono w tabeli 2.

Analiza zagregowanych zmiennych, określonych na podstawie przyjętych operatorów, umożliwiła przygotowanie hierarchii ważności przyjętych kryteriów, które zawarto w tabeli 3.

Obydwie reguły agregacji wskazują na klimat akustyczny jako zmienną najpełniej ocenianą w przedmiotowych raportach. Wysokie wartości po agregacji zyskały też zmienne wody powierzchniowe i jakość powietrza.

Zdecydowanie niskie wartości po agregacji uzyskały zmienne: ludzie – zdrowie, rośliny, zwierzęta, dobra materialne, wody podziemne, oddziaływania skumulowane.

Kryterium Hurwicza daje mniejszą liczbę zmiennych izolowanych.

Tabela 3

Ważność zmiennych po agregacji

| Lp. | Zmienna                               | Wartość po agregacji według kryterium |         |
|-----|---------------------------------------|---------------------------------------|---------|
|     |                                       | Bayesa                                | Hurwicz |
| 1   | Klimat akustyczny                     | 3,500                                 | 1,500   |
| 2   | Jakość powietrza                      | 3,318                                 | 1,309   |
| 3   | Wody powierzchniowe                   | 2,545                                 | 1,100   |
| 4   | Gospodarka odpadami                   | 2,545                                 | 1,100   |
| 5   | Monitoring lub analiza porealizacyjna | 1,545                                 | 1,082   |
| 6   | Minimalizacja oddziaływania           | 1,500                                 | 0,664   |
| 7   | Ryzyko awarii                         | 1,500                                 | 0,509   |
| 8   | Ludzie – opinia społeczna             | 1,409                                 | 0,309   |
| 9   | Ludzie – zdrowie                      | 1,182                                 | 0,236   |
| 10  | Rośliny                               | 0,909                                 | 0,182   |
| 11  | Zwierzęta                             | 0,818                                 | 0,164   |
| 12  | Dobra materialne                      | 0,773                                 | 0,155   |
| 13  | Wody podziemne                        | 0,636                                 | 0,127   |
| 14  | Oddziaływania skumulowane             | 0,364                                 | 0,073   |

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 4

Ważność zmiennych

| Lp. | Zmienna                             | Współczynnik ważności zmiennej według |                             |
|-----|-------------------------------------|---------------------------------------|-----------------------------|
|     |                                     | inwestora                             | eksperta ochrony środowiska |
| 1   | Klimat akustyczny                   | 1,000                                 | 1,000                       |
| 2   | Jakość powietrza                    | 0,840                                 | 0,889                       |
| 3   | Wody powierzchniowe                 | 0,840                                 | 0,741                       |
| 4   | Gospodarka odpadami                 | 0,800                                 | 0,704                       |
| 5   | Monitoring i analiza porealizacyjna | 0,720                                 | 0,704                       |
| 6   | Minimalizacja oddziaływania         | 0,640                                 | 0,704                       |
| 7   | Ryzyko awarii                       | 0,560                                 | 0,630                       |
| 8   | Ludzie – opinia społeczna           | 0,520                                 | 0,481                       |
| 9   | Ludzie – zdrowie                    | 0,520                                 | 0,407                       |
| 10  | Rośliny                             | 0,440                                 | 0,370                       |
| 11  | Zwierzęta                           | 0,400                                 | 0,259                       |
| 12  | Dobra materialne                    | 0,400                                 | 0,259                       |
| 13  | Wody podziemne                      | 0,240                                 | 0,222                       |
| 14  | Oddziaływania skumulowane           | 0,240                                 | 0,185                       |

Źródło: opracowanie własne.

Oceny ważności zmiennych stosowanych do oceny raportów z punktu widzenia inwestora i eksperta dokonano metodą porównania parami<sup>9</sup>. Wyniki oceny zmiennych przedstawiono w tabeli 4.

W raportach najbardziej wyczerpująco oceniane były zmienne, które nie umożliwiają oszacowania rzeczywistych zagrożeń. Wynika to z porównania obliczonych ważności zmiennych z raportów z ocenami ważności zmiennych dokonanych przez eksperta i inwestora.

Według oceny z pozycji inwestora, zmiennymi oceniającymi rzeczywiste zagrożenia są zdrowie ludzi, minimalizacja oddziaływań, jakość powietrza. Natomiast z pozycji eksperta ochrony środowiska - zmiennymi oceniającymi rzeczywiste zagrożenia są zdrowie ludzi, minimalizacja oddziaływań i ryzyko awarii. Dopiero na czwartym miejscu jest obawa o zmianę jakości wód powierzchniowych odbiornika ścieków oczyszczonych, co świadczy o dużym zaufaniu do stopnia trafności zastosowanej technologii oczyszczania ścieków oraz wysokiej kultury technicznej eksploatatora.

## Omówienie wyników

Celem analizy przedstawionej w artykule było wskazanie skutecznego narzędzia, umożliwiającego weryfikację poziomu merytorycznego opracowywanych raportów. Oczekiwany, zdaniem autorów, efektem byłoby podniesienie jakości przygotowywanych opracowań nie tylko w odniesieniu do raportów, ale również różnego rodzaju ocen planowanych inwestycji. Kreowanie wartości i rangi przygotowywanych raportów czy ocen może odgrywać zasadniczą rolę w spełnianiu oczekiwań decydentów i lokalnego społeczeństwa śledzącego poczynania dotyczące powstawania potencjalnej inwestycji oraz jej dalszej eksploatacji.

Każdy z ocenianych raportów mógł teoretycznie uzyskać 70 punktów. Z tabeli 3 wynika, iż żaden z wybranych raportów nie otrzymał we wszystkich kategoriach najwyższej oceny, co pozwala wnioskować, że żaden nie został wykonany z należytą starannością i dokładnością. Raporty oceniane według zaproponowanych kryteriów wyraźnie odbiegają od kompletności opisu zmiennych, a wyciągane wnioski są zbyt ogólne do przeprowadzenia obiektywnego procesu decyzyjnego. Najwyższą notę uzyskał raport oczyszczalni ścieków nr 7 na 141 867 RLM wykonany w roku 2012, najniższą natomiast raport nr 5 na 16 667 RLM z roku 2005.

Autorzy raportów najmniej wnikliwie opisują i analizują oddziaływania skumulowane, zagrożenie wód podziemnych i straty dóbr materialnych. Może być to jednocześnie miara posiadanej przez autorów wiedzy i wrażliwości ekologicznej jako przedstawicieli społeczeństwa. Najbardziej szczegółowo autorzy raportów opisują, analizują i oceniają wpływ eksploatacji oczyszczalni na zmiany klimatu

<sup>9</sup> A. Synowiec, U. Rzeszot, *Oceny oddziaływania na środowisko: poradnik*, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa 1995, s. 81-03.

akustycznego, jakości powietrza i wody powierzchniowe. Odległe miejsce, jakie w tej ocenie zajmują oddziaływania oczyszczalni na zdrowie ludzi oraz rośliny i zwierzęta, pozwala przypuszczać, iż ich autorzy posiadają wykształcenie techniczne i brak im znajomości metodyk oceny elementów światażywionego. Ponadto w ocenach wpływu eksploatacji na stan środowiska przyrodniczego terenów sąsiadujących brak jest przedstawienia oczekiwanych kryteriów oddziaływań, a opisy i analiza są zazwyczaj bardzo pobieżne.

Wyniki oceny ważności zagregowanych zmiennych (tabela 3) wskazują, iż najbardziej wyczerpująco jest opisywany i analizowany wpływ pracy oczyszczalni na klimat akustyczny. Nie jest to jednak wynik satysfakcjonujący, czyli umożliwiający obiektywne podejmowanie decyzji. We wszystkich analizowanych raportach prawie „zapomina się” o komponentach takich, jak konflikt społeczny, dobra kultury i krajobraz. Nawet jeśli taki wpływ, zdaniem autorów raportu, nie istnieje, powinno to być w sposób jednoznaczny podkreślone i uzasadnione.

Można więc uznać, iż jednoosobowe autorstwo raportów skutkuje przedstawieniem oddziaływań z punktu widzenia specjalisty tylko jednej z szeregu istotnych dla oceny dziedzin. Inne wyjaśnienie to mała wrażliwość ekologiczna autorów raportów. Z 11 losowo wybranych raportów oddziaływania na środowisko żaden nie opisuje w sposób wyczerpujący wszystkich zmiennych charakteryzujących wpływ eksploatowanej oczyszczalni na środowisko. Najwyżej oceniane w wybranych raportach zmienne osiągały z możliwych do uzyskania punktów poziom: 70% – klimat akustyczny, 66,4% – jakość powietrza, 51% – wody powierzchniowe z możliwych do uzyskania punktów. Najniżej oceniane były dobra materialne – 15,4%, wody podziemne – 12,7%. Postrzeganie zagrożeń środowiskowych przez autorów raportów eksploatowanych oczyszczalni ścieków, wnikliwość ujęcia problemu i posiadanej wiedzy były bardzo zróżnicowane, a wrażliwość autorów jako przedstawicieli społeczeństwa ograniczona do sytuacji sprzyjających inwestorowi. Wnikliwość ujęcia problemu była sformalizowana i sprowadzona do odpowiedzi na główne punkty spisu treści raportu.

Jedną z przyczyn niskich ocen raportów oczyszczalni ścieków był brak różnicowania faktografii od oceny, to znaczy wykonane obliczenia nie służyły do prognozowania zmian. Należy pamiętać, że okres pracy oczyszczalni między kolejnymi modernizacjami liczony jest w latach. W ocenianym materiale obliczano i wyznaczano nieistotne emisje spalin ze spalania pozyskiwanego gazu fermentacyjnego, a pomijano oddziaływania istotnych dla oczyszczalni czynników, czyli lotnych związków organicznych i substancji odoroczynnych. Przypuszczalnie spowodowane jest to automatyzmem obliczeń wykonywanych metodykami, które nie są przeznaczone do obliczeń emitorów niskich ze źródeł zimnych, jakimi są obiekty oczyszczalni ścieków. Nierzetelnie sporządzona ocena eksploatacji oczyszczalni ścieków rzutuje na przebieg procesu podejmowania decyzji zapobiegania awarii lub jej modernizacji, co może prowadzić do znacznych zakłóceń w środowisku przyrodniczym.

Podjęta w artykule tematyka zasługuje na kontynuację, wskazuje potrzeby podjęcia tego typu prac badawczych, ale także uświadamia dużą złożoność tej problematyki. Tworzenie narzędzi ułatwiających decydom dokonywanie wy-

borów, szczególnie w kwestiach budzących często żywy opór społeczeństwa, jest jak najbardziej wskazane, ale tylko wówczas, gdy stanowią one rzetelne źródło wiedzy we wszystkich wskazanych ustawami kryteriach i przy założeniu, że oceny poszczególnych kryteriów opierają się na zdaniu wybranych ekspertów, którzy reprezentują wiodące ośrodki naukowe specjalizujące się w analizowanych zagadnieniach. Należy również brać pod uwagę i wykazywać pewną otwartość na pojawianie się nowszych źródeł danych, wcześniej nieznanymi lub niebranymi pod uwagę, które mogą wzbogacić proces oceny o całkiem nowe kryteria.



---

# RECENZJE OMÓWIENIA PRZEGLĄDY

DISCUSSION  
AND REVIEWS



## *Czy istnieje możliwość przewyższenia neoliberalizmu w gospodarce i ekonomii?*

### *Podstawowe problemy współzawodnictwa systemowego<sup>1</sup>*

Johannes Müller jest obecnie profesorem ekonomii w Wyższej Szkole Zawodowej w Hannoverze. Posiada bogate doświadczenia w praktyce ekonomicznej, gdyż przez dwa-  
naście lat pracował w niemieckim banku prywatnym. Początkowo był on analitykiem w za-  
kresie badania papierów wartościowych, a później menedżerem zarządzania działalnością  
portfolio w bankach, a także dyrektorem banku do spraw inwestycji. Praca w banku umożli-  
wiła J. Müllerowi poznanie podstawowych problemów współczesnej gospodarki. Ponadto  
jest on także autorem książki, która zajmuje się kryzysem neoliberalizmu w teorii i praktyce,  
a także perspektywą przyszłego ładu gospodarczego i społecznego w Europie i na świecie.  
W ujęciu autora książki współczesna ludzkość znalazła się w ekonomicznej i ekologicznej  
„ślepej uliczce”, a zachowanie dotychczasowych struktur ekonomicznych i społecznych nie  
jest już dalej możliwe. Konieczny staje się przełom ekonomiczny, jeżeli ludzkość pragnie  
zachować dotychczasowy dobrobyt materialny i żyć w ekologicznie stabilnym środowisku.

Zagrożenia ekonomiczne i ekologiczne wynikają współcześnie z następujących przyczyn:

- konsumpcyjny tryb życia 20% ludności świata w XX stuleciu, zagrażającej równowadze ekologicznej całej Ziemi;
- neoliberalizm jako dominująca globalna ekonomiczna doktryna dwóch ostatnich dzie-  
sięcioleci XX stulecia doprowadził do globalnego kryzysu finansowego i gospodarcze-  
go w 2008 roku; gospodarka potrzebuje nowej, globalnej ekonomicznej doktryny, aby  
podołać wyzwaniom ekonomicznym, ekologicznym i społecznym w XXI stuleciu;
- od kilku dziesięcioleci w wielu krajach przemysłowych dominowała strategia wzrostu  
oparta na długach – najbardziej wystąpiła ona w krajach strefy euro w latach 2010-2012;  
stąd też kraje uprzemysłowione potrzebują nowego modelu wzrostu, który nie byłby  
oparty na coraz większych długach państwowych;
- efektywność podziału w gospodarce rynkowej bardzo się pogorszyła w ostatnich trzy-  
dziestu latach na płaszczyźnie narodowej i globalnej; proces transformacji wzrostu go-  
spodarczego w społeczny dobrobyt został „zakłócony” w wielu krajach świata; w wyni-  
ku tego wzrastała przepaść pomiędzy biednymi i bogatymi, gdyż na płaszczyźnie naro-  
dowej i globalnej tworzy się tak zwane społeczeństwo 20/80, gdzie dla 20% najbogat-  
szych obywateli świata nadal wzrasta dobrobyt, a 80% ludności staje się coraz bardziej  
wyłączona ze wzrostu materialnego dobrobytu.

<sup>1</sup> Uwagi na marginesie książki: Johannes Müller, *Ökonomische Zeitenwende. Globaler Systemwettkampf im 21. Jahrhundert – Was kommt nach dem Ende des Neoliberalismus?* (Ekonomiczny czas przełomu – Globalna walka systemów – Co nadejdzie po końcu neoliberalizmu?), Marburg 2011, Metropolis – Verlag für Ökonomie, Gesellschaft und Politik GmbH, s. 315.



Recenzowana książka *Ekonomiczny czas przełomu – Globalna walka systemów w 21. stuleciu – Co nadejdzie po końcu neoliberalizmu?* składa się z Wprowadzenia i ośmiu podstawowych rozdziałów. Noszą one charakterystyczne tytuły: *Kapitalizm w 21. stuleciu: przed dużymi wyzwaniami*; *Czy gospodarka światowa w 21. stuleciu natrafia na granice wzrostu*; „*Protagonisci w trójbiegunowej walce systemowej 21. stulecia*”; *Amerykański liberalizm ekonomiczny: jawny falstart w 21. stulecie*; *Chiński kapitalizm państwowy: nowa megagwaizda w 21. stuleciu*; *Europejskie państwo socjalne: nielubiany model z sukcesem*; *Kto zwycięży w walce systemowej w 21. stuleciu*. Podsumowanie rozważań zawarte jest w *Streszczeniu i przeglądzie: dwie silne ręce są lepsze niż jedna!*”

Po upadku socjalistycznego modelu społecznego obecnie identyfikuje się trzy modele gospodarki rynkowej. Są to: model amerykańskiego liberalizmu gospodarczego zorientowany przede wszystkim na interesy kapitału; zorientowany głównie na interesy państwa model chińskiego kapitalizmu państwowego, jak też model europejski obejmujący syntezę interesów kapitału i pracobiorców, tworzący model społecznej gospodarki rynkowej. W XXI wieku odbywa się globalna konkurencja systemowa pomiędzy tymi trzema ładami ekonomicznymi, w której należy wybrać najbardziej efektywne drogi zachowania globalnej ekologicznej równowagi przy jednoczesnym pomnażaniu globalnego dobrobytu. Celem J. Müllera jest przedstawienie prawdopodobnego zwycięstwa określonego ładu gospodarczego w skali globalnej. Globalny kryzys finansowy i gospodarczy z 2008 roku jest porównywalny z Wielkim Kryzysem z 1929 roku. Ekonomiczne megakryzysy z ich gigantycznym potencjałem zniszczeń są dla społecznego i ekonomicznego postępu ludzkości bardzo kontrprodukcyjne, niszczące materialny dobrobyt. Kryzysy gospodarki światowej, zwłaszcza gospodarki amerykańskiej, świadczą jednak o tym, że gospodarka oparta na neoliberalizmie gospodarczym posiada immanentną systemowi skłonność do samozniszczenia. Problemy te są także przedmiotem wyczerpujących analiz w książce prof. J. Müllera. Stosunek pomiędzy indywidualną wolnością gospodarczą a dobrobytem społecznym charakteryzuje się bowiem brakiem wzajemnej harmonii pomiędzy nimi.

### **Kapitalizm XXI stulecia przed dużymi wyzwaniami i granicami wzrostu**

Współczesna gospodarka znajduje się przed wielkimi wyzwaniami. Problemy te obejmują między innymi eksplozję ludnościową, rosnącą przepaść pomiędzy biednymi i bogatymi, nadmierną konsumpcję 20% najbogatszej ludności świata czy ogromną emisję CO<sub>2</sub> powiązaną z narastaniem zagrożeń klimatu. Współcześnie żyje tylko 20% ludności w relatywnym dobrobycie, mając 10 dolarów amerykańskich dziennie. Kupują oni 76% wytworzonych dóbr konsumpcyjnych i emitują dwie trzecie globalnej emisji CO<sub>2</sub>. W połowie XXI stulecia ludzkość będzie liczyć już 9 mld. W roku 2030 Chiny będą miały udział w globalnym PKB w wysokości 23%, USA - 17%, a Europa Zachodnia - 13% (s. 29).

W ciągu jednego roku ludność świata zwiększa się o 80 mln. Istotnym procesem jest jej starzenie się. Jest prawdopodobne, że w 2050 roku w Niemczech mężczyźni będą żyć przeciętnie 84 lata, a kobiety nawet 88 lat (s. 43). Pojawia się bardzo złożony problem zapewnienia pracy dla pracobiorców powyżej 60 lat. Współcześnie narasta strukturalna przepaść po-

między globalnym światem finansów a globalną realną gospodarką. Bez wszechstronnych regulacji globalnych rynków finansowych będzie niewątpliwie narastać coraz bardziej niestabilna gospodarka światowa. Przy tym model wzrostu oparty jest na długach – występuje on między innymi w Japonii, Europie Zachodniej i USA. Ważną cechą współczesnej gospodarki staje się globalna walka o ograniczone zasoby naturalne. Müller zwraca tutaj szczególną uwagę na dwie grupy: środki żywności i energię. W 2010 roku już 925 mln ludzi, a więc 15% ludności świata, cierpiało głód. Natomiast wzrost cen żywności oznacza dla 3,5 mld ludzi bezpośrednio zagrożenie ich fizycznej egzystencji. Podaż żywności zależy od: powierzchni rolniczej dla produkcji żywności, zapotrzebowania na wodę, wielkości osiąganых plonów, warunków klimatu. Problemy głodu i ubóstwa nie są tylko obiektywnej natury, ale wiążą się też z krótkookresowymi interesami rynków, chciwością i egoizmem, a więc z działaniami spekulacyjnymi w gospodarce żywnościowej.

Współcześnie szybko narastają granice dalszej eksploatacji zasobów naturalnych. Już dla pięciu zasobów został przekroczony najwyższy punkt wydobywania (*peak production*), a 18 zasobów naturalnych przekroczy je w ciągu 20 lat. Do pierwszej z nich zalicza się przykładowo złoto, rtęć czy kadm, a do drugiej prawie wszystkie metale, między innymi ołów, cynę, rudę żelaza, cynk, jak też wszystkie ważne kopalne surowce energetyczne, w tym: węgiel, gaz ziemny, a szczególnie ropę naftową, która pozostaje nadal podstawą globalizacji. Walka o cenną ropę będzie podstawą współzawodnictwa pomiędzy USA i Azją, a szczególnie Chinami na obszarze Środkowej Azji, Bliskiego Wschodu i Afryki. Chiny – w ostatnich latach – wypierają państwa Zachodu w Afryce, między innymi przy eksploatacji gazu ziemnego i ropy naftowej.

Wzrost ludnościowy i wzrost gospodarczy stają się głównymi przyczynami narastającego globalnego zniszczenia środowiska naturalnego. Brak działań ochronnych może spowodować, że w 2035 roku emisja CO<sub>2</sub> wyniesie 42 gigaton w ciągu roku, a więc 38% więcej niż obecnie (31 gigaton). Już jednak emisja poniżej 15 gigaton rocznie spowoduje antropogeniczną zmianę w postaci ocieplenia klimatu o 2°C. Według Schellnhubera, antropogeniczna zmiana klimatu może prowadzić do przeciętnego wzrostu temperatur od 3,5 do 4°C w końcu XXI stulecia. Ludzkość jest w stanie – poprzez swój styl życia – trwale zniszczyć klimatyczne podstawy życia na Ziemi. Zgodnie z koncepcją „ekologicznego odcisku stopy” zużycie zasobów naturalnych przekracza już 1,5 pojemności Ziemi. Müller stwierdza, że najważniejsze wyzwania ludzkości to: przeludnienie, ubóstwo, starzenie się ludzkości, ograniczoność zasobów naturalnych, rosnące ceny żywności, globalna bańka finansowa, zadłużenie wielu krajów uprzemysłowionych, zagrożenia klimatu.

Światowa gospodarka w XXI stuleciu jest coraz bliższa przekroczenia granic dalszego wzrostu gospodarczego. Pojawiają się także problemy, jak: wzrost gospodarczy a dobrobyt, problem ekonomii stacjonarnej (*steady state economy*), a także poszukiwanie „czarodziejskiej” formuły zrównoważonej gospodarki. Potocznie wzrost gospodarczy jest od stulecia traktowany jako cudowny środek przeciwko takim zagrożeniom społeczeństwa, jak: bezrobocie, długi państwa, konflikty w zakresie podziału i zmniejszający się dobrobyt. Bardzo drastyczne będą skutki ocieplenia klimatu Ziemi, jeżeli dojdzie do przeciętnego ocieplenia od 6 do 8°C. Podkreśla się następujące skutki ocieplenia klimatu: wzrost poziomu morza (nawet o 50-150 cm); ogromny wzrost ekstremalnych zjawisk pogodowych (fale gorąca, susze, gwałtowne deszcze, powodzie) na wielu obszarach świata; utrata różnorodności genetycznej (wzrost temperatury o 2°C oznaczałby utratę 20-30% gatunków roślin i zwierząt,

a także uszkodzenie całych ekosystemów); zakwaszenie oceanów, co oznaczałoby wymarcie organizmów wykorzystujących wapienie; narastająca liczba ekologicznych i społecznych katastrof. Angielski ekonomista N. Stern obliczył ogromne ekonomiczne konsekwencje globalnych zmian klimatu w przypadku wzrostu temperatur o 4-6°C. Negatywne skutki mogą sięgać nawet 20% dochodów przeciętnego obywatela. Zahamowanie emisji do 2°C wymagałoby nawet 2% środków ogólnej działalności gospodarczej (do roku 2010 oznacza to 1200 mld dolarów). Mill już przed 150 laty stworzył koncepcję „stacjonarnej gospodarki”. Dla niego stacjonarna gospodarka ze stacjonarnym materialnym dobrobytem i stabilną liczbą ludności nie była żadnym zagrożeniem. Znacznie później znany ekonomista H. Daly definiował stacjonarną gospodarkę jako gospodarkę, w której ludność, wielkość kapitału i antropogeniczne obciążenie Ziemi nie są większe niż globalne możliwości regeneracji zasobów i pojemności przyjęcia szkodliwych substancji. Dla H. Daly’ego do rozwoju stacjonarnej gospodarki konieczne są następujące kroki działania: międzynarodowa solidarność – zmniejszenie zużycia zasobów naturalnych w krajach rozwiniętych gospodarczo; zmniejszenie różnic w dochodach – ustalenie minimalnych i maksymalnych dochodów; postęp techniczny maksymalizujący ilość wolnego czasu; opodatkowanie wszelkich działań obciążających środowisko; utrzymanie *deleverangu* systemu finansowego (kredyty bankowe muszą być w 100% pokryte przez pieniądź banku centralnego, aby unikać braku własnego kapitału); ograniczenie handlu międzynarodowego dla ochrony krajów będących w stanie stacjonarnym. Ogólnogospodarczymi efektami rosnącej wydajności pracy staje się narastające bezrobocie, innym rozwiązaniem jest więcej wolnego czasu. Pojawia się także problem, czy obecna koncepcja „*steady state economy*” stanowi realistyczną opcję. Według J. Müllera taka opcja jest współcześnie możliwa. W Niemczech w latach 2000 – 2010 prowadzona była bardzo restrykcyjna polityka płacowa. Doszło wtedy do dziesięcioletniej stagnacji realnej konsumpcji, a wzrost gospodarki Niemiec wynikał z silnego eksportu. Wzrost gospodarczy pomiędzy 0 i 1% na rok oznacza strategię z niskim wzrostem (*low growth strategy*). W Niemczech wzrost gospodarczy w latach 2000 – 2010 wynosił 1,2% rocznie. Współcześnie koncepcję gospodarki stacjonarnej można powiązać z koncepcją społeczeństwa wolnego czasu i niematerialnymi celami dobrobytu.

Zabezpieczenie egzystencji godnej człowieka i problem utraconej ekologicznej równowagi Ziemi nie są łatwe do osiągnięcia, gdyż niezgodne są z takimi ludzkimi słabościami, jak: egoizm, chciwość, żądza władzy czy ignorancja. Już obecnie żyje 80% ludności świata, więc 5,5 mld ludzi, w mniejszym lub większym ubóstwie. Tylko Chinom udało się w ciągu ostatnich trzydziestu lat znacznie ograniczyć ubóstwo. W Chinach dowiedziono, że neoliberalizm w gospodarce nie prowadzi wcale do wysokiego wzrostu gospodarczego. Obecnie prawie 1 mld ludzi zagrożonych jest bezpośrednio i pośrednio śmiercią głodową, co stanowi niewątpliwie trudny problem etyczny dla całej ludzkości. Instytut do spraw Badań nad Klimatem w Poczdamie rozwinął „ekospołeczny plan Marshalla” przeciwko głodowi, ubóstwu, zmianom klimatu, a także na rzecz osłabienia presji demograficznej. Aby rozwinąć ekologicznie zrównoważenie gospodarowania w XXI stuleciu w takiej formule, konieczne są następujące podstawy: ludność świata i gospodarka światowa powinny możliwie tak długo dążyć do wzrostu zerowego, jak długo jest zakłócona ekologiczna równowaga Ziemi; atmosfera nie powinna być nadużywana jako bezpłatne miejsce odprowadzania CO<sub>2</sub>, aby wprowadzić globalny ekospołeczny plan Marshalla; ludzkość musi podjąć duże wysiłki, aby wprowadzić nowe technologie w zakresie efektywności energetycznej i wykorzystania

zasobów naturalnych. Gospodarka światowa będzie jednak zbliżać się do przekroczenia granic dalszego wzrostu.

### Protagoniści w trójbiegunowej walce systemów gospodarczych

Kapitalistyczna walka systemowa w XXI stuleciu odbywać się będzie pomiędzy trzema koncepcjami ekonomicznymi: liberalizmem gospodarczym, który szczególnie w ostatnich trzydziestu latach był szeroko propagowany; kapitalizmem państwowym chińskiego pochodzenia i europejską koncepcją państwa socjalnego. Nowoczesny kapitalizm jest niejako „duchowym dzieckiem” oświecenia XVII i XVIII stulecia. Filozoficzna działalność Davida Hume’a i Immanauela Kanta doprowadziły do sformułowania etyki znajdującej się poza instytucjami kościelnymi i dogmatami religijnymi i wykształcenia się liberalizmu i indywidualizmu.

Za założyciela nowoczesnej ekonomii, a tym samym ekonomicznego liberalizmu, uchodzi Adam Smith (1723-1790). Podstawowym założeniem liberalizmu gospodarczego jest stwierdzenie, iż indywidualna wolność ekonomiczna tworzy dobrobyt dla wszystkich. W ujęciu Smitha państwo pełni pięć podstawowych zadań. Są to:

- organizacja obrony kraju dla utrzymania zewnętrznego pokoju,
- stworzenie bezpieczeństwa prawnego dla każdego i niezależnej sprawiedliwości,
- spełnienie dla ogółu ważnych funkcji, których osoby prywatne nie oferowały w społeczeństwie (szczególnie publiczna infrastruktura, jak sieć transportu),
- tworzenie szkół dla „prostego ludu”, gdyż tylko wykształcenie dla wszystkich gwarantuje sprawiedliwe społeczeństwo,
- popieranie i zabezpieczanie wolnego handlu.

W XIX stuleciu pojawiło się pojęcie liberalizmu *laissez-faire* jako systemu gospodarczego z maksymalną indywidualną ekonomiczną wolnością przy minimalnych działaniach interwencyjnych państwa. Po raz pierwszy pojęcia tego użył markiz d’Argenson w 1751 roku: *Laissez-faire et laissez-passer* (pozwólcie robić, co chcecie, i pozwólcie iść, aby uprawiać handel). Z dzisiejszego punktu widzenia pojęcie liberalizmu *laissez-faire* oznacza ład gospodarczy, w którym państwo odrzuca w dużym stopniu społeczną odpowiedzialność za słabych członków społeczeństwa, przy ograniczonym ładzie konkurencyjnym, który dopuszcza dla przedsiębiorstw prawie wszystkie wolności. W XIX stuleciu rozwinął się manchesterski liberalizm jako forma liberalizmu *laissez-faire*, nawiązującego do dziedzictwa Smitha. Do najważniejszych przedstawicieli tego nurtu zalicza się Richarda Cobdena (1804-1865) i Johna Brighta (1811-1889). Najważniejsze tezy manchesterskiego liberalizmu obejmują stwierdzenia: międzynarodowy wolny handel przynosi dobrobyt dla wszystkich, państwo powinno się wycofać całkowicie z gospodarki, demokratyczne państwo prawne musi zabezpieczać wykształcenie na poziomie szkolnym. Dla obrony braku istnienia państwowej polityki społecznej zwolennicy *laissez-faire* powoływali się na R. Malthusa i H. Spencera. W ciągu XIX stulecia narastał ogólny społeczny opór przeciwko liberalizmowi z jego katastrofalnymi skutkami społecznymi. Przeciwko liberalizmowi typu *laissez-faire* rozwinął się marksizm i socjaldemokratyczne partie robotnicze jako kontrpropozycje wobec liberalizmu.

Ostatecznie koniec liberalizmu tego typu nastąpił w 1929 roku wraz z Wielkim Kryzysem. Wtedy to liberalizm typu *laissez-faire* zastąpiony został przez keynesizm. Stary liberalizm uzyskał nową postać w postaci neoliberalizmu w wyniku działań M. Friedmana. Domi-

nował on w latach 1980 – 2008, kiedy wystąpił globalny kryzys finansowy i gospodarczy. Neoliberalowie dążyli do minimalnej działalności państwa – państwo traktowano jako „konieczne zło”. We współczesnym neoliberalizmie wyróżnić można przynajmniej dziesięć założeń:

- żadnych przedsięwzięć państwowych;
- żadnej państwowej polityki koniunkturalnej;
- żadnej państwowej polityki dystrybucyjnej;
- podatek liniowy w polityce podatkowej;
- tylko czyste zabezpieczenie egzystencji w polityce społecznej;
- zabezpieczenie podstawowych praw i standardów edukacyjnych;
- państwo jako rozjemca w konkurencji;
- certyfikaty emisyjne w polityce środowiskowej;
- polityka fiskalna oparta na minimalnych wydatkach;
- stabilność cen jako główny cel polityki pieniężnej.

Zupełnie odmienny charakter posiada chiński kapitalizm państwowy. Oparty jest on na jednopartyjnej dyktaturze, a pod względem ekonomicznym na państwowo, relatywnie ściśle reglamentowanej gospodarce rynkowej z dominującym udziałem przedsiębiorstw państwowych, uzupełnionej o prywatne przedsiębiorstwa i elementy rynkowe na rynkach dóbr i rynku pracy. Przeciętne chińskie przedsiębiorstwa państwowe są dziesięć razy większe niż przedsiębiorstwa prywatne. W 2008 roku w sektorze przemysłowym było mniej niż 5% w posiadaniu państwa, a te 5% reprezentowały jednak aż 45% sumy bilansowej sektora przemysłowego (s. 138).

Socjalistyczna gospodarka rynkowa w modelu chińskim charakteryzuje się następującymi cechami: ziemia pozostaje w posiadaniu państwa, gdyż nie ma prywatnej własności ziemi, na ogólnogospodarczym rynku pracy państwo ustala relatywnie niskie, minimalne płace zawierające charakterystyczne elementy liberalne (brak regulacji czasu pracy, faktyczny brak prawa do strajku), wszystkie ważne przedsiębiorstwa sektora finansowego znajdują się większościowo w posiadaniu państwa (szczególnie banki, które udzielają kredytów, podlegają regulacji państwa), wszystkie ważne przedsiębiorstwa w zakresie pozyskiwania energii, szczególnie ropy naftowej i gazu, znajdują się większościowo w posiadaniu państwa (dotyczy to działalności tych przedsiębiorstw za granicą), strategiczny rozwój chińskiej gospodarki na płaszczyźnie makroekonomicznej wyznacza państwo poprzez pięcioletnie plany, polityka fiskalna i pieniężna są określone wyłącznie przez państwo, chiński bank emisyjny uprawia relatywnie restrykcyjną politykę wymiany kursów (*pegged currency policy*), która oparta jest na strategicznej zaniżonej wartości chińskiego yuana wobec dolara amerykańskiego, państwo kontroluje dopływ międzynarodowych bezpośrednich inwestycji (często poprzez transfer nowej wiedzy technologicznej).

Europejski model państwa socjalnego rozwinął się przede wszystkim w kontynentalnej Europie, szczególnie w Niemczech jako „społeczna gospodarka rynkowa”, we Francji, Belgii, Holandii, Włoszech i w Skandynawii. Teoretyczne źródła europejskiego państwa socjalnego oparte są na poglądach Keynesa. Europejski model państwa socjalnego posiada podstawowe funkcje: aktywne, uczciwe wyrównywanie interesów pomiędzy pracą i kapitałem, a nie tylko opieranie się na siłach rynkowych, a także zadanie, aby przez politykę stabilizacji troszczyć się o pełne zatrudnienie, tworząc tym samym podstawowy filar bezpieczeństwa społecznego. Celem działania jest stworzenie warunków ramowych dla indywidualnej wolności i bezpieczeństwa społecznego. Przy tym obie te zasady na podstawie swojego ambiwalent-

nego stosunku mogą się znajdować w konflikcie. W historii gospodarki rynkowej dochodzi do ciągłej walki pomiędzy interesami kapitału a interesami pracobiorców. W ujęciu historycznym różnie przebijają wymienione tutaj interesy. W latach 1978-2008 doszło do zmniejszenia udziału dochodów z pracy w dochodzie narodowym Niemiec z około 73% do mniej niż 62%, a udział dochodów kapitałowych zwiększył się z 27% do 38%. Potrzebna staje się nowa równowaga pomiędzy interesami kapitału a interesami pracobiorców, nie tylko w Niemczech.

Liberalizm gospodarczy na podstawie swojej skrajnej „życzliwości” wobec kapitału pozostaje nadal ulubioną koncepcją międzynarodowej elity finansowej i kapitałowej. Takie jednostronne ukierunkowanie się na interesy kapitału powoduje jednak, że liberalizm gospodarczy jest podatny na różne „ekscesy” świata finansów i kapitału. Müller traktuje oba megakryzysy gospodarcze jako kryzysy liberalizmu gospodarczego. Określają one poniekąd koniec epoki globalnej dominacji liberalizmu. Wielki Kryzys z 1929 roku rozpoczął się tak zwanym „czarnym czwartkiem” na giełdzie, a w 1932 roku wielkość gospodarki amerykańskiej skurczyła się o 32%. Za możliwe główne przyczyny tego kryzysu przyjmuje się: wewnętrzny potencjał samozniszczenia gospodarczego liberalizmu poprzez skrajny dysparytet dochodowy i podatność na działalność spekulacyjną, międzynarodowy protekcjonizm gospodarczy i zbyt restrykcyjną politykę pieniężną banków emisyjnych. Przy tym liberalni ekonomiści usiłują przerzucić odpowiedzialność za kryzys na zawodność państwa w formie fałszywej polityki pieniężnej. Istotne znaczenie dla regulacji sektora finansowego miał w USA Glass-Steagall-Act, który jednak był rozmiękczonej przez działalność lobby amerykańskiego sektora finansowego, a w 1999 roku został już całkowicie odrzucony.

Globalny kryzys finansowy i gospodarczy z 2008 roku był uwarunkowany złożonymi przyczynami makroekonomicznymi i mikroekonomicznymi. Na przyczyny makroekonomiczne składają się: ogromny strumień kapitałowy z zagranicy w powiązaniu z luźną polityką pieniężną banku emisyjnego, które spowodowały, że w niewielkim stopniu w uregulowanym amerykańskim systemie parabankowym prowadzono mało odpowiedzialną politykę udzielania kredytów. W wyniku tych działań cały dotychczasowy globalny system finansowy znalazł się na skraju całkowitego załamania. Jego przyczyny mikroekonomiczne wiążą się z moralnym hazardem w gospodarce, gdzie ryzyko jest przerzucane na inne podmioty czy nawet całe społeczeństwo (dotyczyło to szczególnie niepewnych kredytów typu *subprime*). Moralny hazard dotyczył też problemu sekurytyzacji (a więc przekształcania kredytów hipotecznych i innych w papiery wartościowe różnego rodzaju), a także banków, gdzie kapitał własny odgrywał coraz mniejszą rolę (*leveraging*), i działalności agencji ratingowych, które całkowicie zawiodły. W ujęciu J. Müllera najważniejszą przyczyną kryzysu była jednak niedostateczna regulacja liberalnej gospodarki, która wykazywała naturalną skłonność do samozniszczenia się, preferując jednostronne interesy wielkiego kapitału. Podstawowym celem liberalizmu gospodarczego jest zawsze deregulacja rynków, a więc redukcja albo zniesienie państwowych regulacji. Szczególnie zderegulowane rynki finansowe i nieruchomości podatne są na moralny hazard podmiotów gospodarczych. Podmioty te pragną prywatyzować zyski z inwestycji, a ewentualne straty socjalizować (przerzucać na społeczeństwo).

W gospodarce kapitalistycznej charakterystyczne są banki spekulacyjne, uwarunkowane udzielaniem kredytów, a także banki spekulacyjne wynikające z gry walutą. Przykładowo, w ostatnim przypadku można wyróżnić następujące fazy: polityka *pegged currency* (jednostronne popieranie waluty krajowej opartej na trwałym kursie), silny dopływ kapitału i boom gospodarczy; ogromne ekscesy spekulacyjne i deficyty obrotów bieżących; ucieczka kapita-

łu i kryzys walutowy, dewaluacja waluty i recesja gospodarcza. W kontekście liberalizmu gospodarczego znany jest konsensus waszyngtoński, którego celem jest pluralistyczna demokracja i liberalna gospodarka rynkowa. Strukturalne programy przystosowawcze w gospodarce w krajach rozwijających się i byłych krajach realnego socjalizmu oparte były na zasadach tego konsensusu. Należały tutaj: wyrównany budżet państwa poprzez zmniejszenie wydatków, prywatyzacja przedsiębiorstw państwowych, liberalizacja rynków dóbr, pracy, banków, kapitałowych i usług, a także barier handlowych z zagranicą, liberalizacja kursów wymiennych i wszystkich barier dla międzynarodowych inwestycji bezpośrednich. Działania w tym zakresie kończyły się często niepowodzeniem. Charakterystyczne jest, że chińska współpraca międzynarodowa i pomoc finansowa przebiegają całkiem odmiennie niż w konsensusie waszyngtońskim. Tak zwany konsensus pekiński (*Beijing Consensus*) opiera się na zakazie mieszania się w sprawy wewnętrzne innych krajów. Odrzuca się tutaj także konkretne wymogi wobec demokracji i praw człowieka, jak też domaganie się określonych strategii gospodarczych. Konsensus pekiński trzeba traktować też jako strategiczny instrument, aby przełamać hegemonię amerykańskiego dolara w handlu międzynarodowym. Chiny pragną stać się w przyszłości główną potęgą gospodarczą świata.

### **Europejskie państwo socjalne i jego szanse we współzawodnictwie systemowym**

Europejskie państwo socjalne jest wynikiem trwającej już 150 lat walki o emancypację pracy w społecznym konflikcie o podział z kapitałem. Pojawiło się ono w drugiej połowie XX stulecia i stanowi próbę uczciwej równowagi pomiędzy pracą i kapitałem w ujęciu instytucjonalnym. Krytyka liberalnej gospodarki rynkowej wiąże się z trzema ważnymi problemami: nie jest ona do zaakceptowania pod względem etyczno-moralnym (społeczeństwo musi się podporządkować dążeniom zysku), pod względem praktycznym podział nie jest możliwy do zaakceptowania, tendencja do samozniszczenia i skrajna zdolność do ulegania interesom kapitału (było to widoczne w latach 1929 i 2008).

Do najważniejszych krytyków liberalizmu typu *laissez-faire* należeli J.M. Keynes i A. Müller-Armack, „duchowy ojciec” społecznej gospodarki rynkowej w Niemczech. Społeczna gospodarka rynkowa jest niemieckim wariantem europejskiego modelu państwa socjalnego, który jest spokrewniony z nowoczesnym modelem skandynawskim. Müller-Armack krytykował trzy założenia liberalizmu typu *laissez-faire*: całkowicie nieprzekonywająca wiara w gospodarkę rynkową jako opartą na stabilności i pasywności polityki gospodarczej (tylko polityka konkurencyjna, jak też brak polityki koniunkturalnej), akceptacja rynkowych skutków podziału jako sprawiedliwych w obiektywnej racjonalności procesów wymiany. Natomiast w przypadku społecznej gospodarki rynkowej konieczne są następujące zasady: zasada społeczna (aktywne uprawianie podziału dochodu), zasada stabilizacji (prowadzenie polityki koniunkturalnej i troska o pełne zatrudnienie), zasada konkurencji (uprawianie aktywnej polityki konkurencyjnej). Państwowa polityka gospodarcza i społeczna nie może przy tym naruszać gotowości do świadczeń, sprawiedliwości świadczeń (osiągnięć), czy też zgodności z wymogami rynkowymi. Koncepcja społecznej gospodarki rynkowej pozostaje nadal relatywnie nie lubianym modelem, chociaż zakończonym sukcesem. Politycy i ekonomiści o poglądach neoliberalnych próbowali w Niemczech wprowadzić „nową społeczną gospodarkę” nawiązującą do liberalnego modelu gospodarki.

Jest jednak charakterystyczne, że „europejskie państwo socjalne, szczególnie w jego skandynawskim modelu, wydaje się obywatelom Niemiec ciągle jednym z najlepszych systemów ekonomicznych w niedoskonałym świecie” (s. 242). W europejskim państwie socjalnym dąży się także do: ścisłej regulacji rynków finansowych stanowiącej *conditio sine qua non* tego modelu, w kierowaniu przedsiębiorstw przyjmuje się wartości *stakeholder value* zamiast *shareholder value* (wartości dla wszystkich członków przedsiębiorstw i jego otoczenia zamiast tylko dla akcjonariuszy i kierownictwa przedsiębiorstw), sprawiedliwość świadczeń i potrzeb – etyka dawania i brania, magiczny czworokąt społecznej optymalizacji: edukacja, płaca, podatki i transfery pieniężne, państwo jako aktywny mediator w życiu społecznym, odrzucenie wzrostu gospodarczego opartego na długach.

Pojawia się podstawowe pytanie: kto zwycięży we współzawodnictwie systemowym w XXI stuleciu? Są to: amerykański liberalizm gospodarczy, europejski model państwa socjalnego i chiński kapitalizm państwowy. Wobec poszczególnych łańcuchów gospodarki rynkowej postawić trzeba określone wymogi w zakresie ich funkcjonowania. Można wyróżnić następujących sześć kryteriów: efektywność energetyczna, efektywność w zakresie emisji CO<sub>2</sub>, efektywność wzrostu, efektywność podziału, efektywność zatrudnienia, rynkowa stabilność systemowa. Porównanie USA i Chin, USA i Niemiec, USA i Szwecji wskazuje wymierne na przewagę europejskiego państwa socjalnego. Niestety, europejski model socjalny posiada odmienny charakter w krajach Europy Południowej i Europy Północnej. Jako wzorzec może służyć tylko północny wariant europejskiego państwa socjalnego. Natomiast takiej efektywności nie posiadają ani model neoliberalny, ani też model chiński. Europejski model socjalny oparty jest na dwóch podstawach: „widzialnej ręce państwa” i „niewidzialnej ręce rynku”. Pojawia się tym samym problem rozwoju tak zwanego konsensusu brukselskiego jako „hиту” eksportowego europejskiej kultury gospodarczej. Przeważa on zdecydowanie nad konsensem waszyngtońskim, a także konsensem pekińskim, które obciążone są podstawowymi słabościami w zakresie funkcjonowania. Müller dobrze przedstawia przewagę konsensusu brukselskiego wobec pozostałych konsensusów. Konieczne jest jednak przezwyciężenie dotychczasowych deficytów rozwojowych w krajach południowej Europy.

dr hab. Eugeniusz Kośmicki, prof. UP  
mgr Damian Durnaś  
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu



## *Konferencja naukowa „Neoliberalizm, ordoliberalizm, austriacka szkoła ekonomii a ład gospodarczy kapitalizmu”*

*Białystok 11-12 marca 2013 roku*

Wyższa Szkoła Finansów i Zarządzania w Białymstoku oraz Uniwersytet w Białymstoku – Wydział Ekonomii i Zarządzania 11-12 marca 2013 roku były miejscem konferencji naukowej, która dotyczyła interdyscyplinarnych problemów ładu gospodarczego, będącego przedmiotem zainteresowania także ekonomistów oraz czytelników „Ekonomii i Środowiska”. Konferencja została zorganizowana w ramach projektu badawczego „Koncepcje stanowiącego i spontanicznego ładu gospodarczego w procesie transformacji gospodarki Polski i byłej NRD” pod kierunkiem dr. hab. Piotra Pysza, prof. WSFiZ, który był jej głównym organizatorem oraz kreatorem i koordynatorem obrad<sup>1</sup>. Celem konferencji była próba podjęcia naukowej dyskusji na temat teorii polityki gospodarczej w rynkowych gospodarkach przyszłości, w szczególności rozróżnienie pomiędzy neoliberalizmem, ordoliberalizmem oraz austriacką szkołą ekonomii eksponującą, podobnie jak i ordoliberalizm, pojęcie ładu gospodarczego. Zmierzano do poszukiwania odpowiedzi na pytanie: czy liberalne teorie ładu gospodarczego zawierają dostatecznie dużo potencjału intelektualnego i możliwości implementacyjnych, aby umożliwić w długim okresie wyprowadzenie gospodarek poszczególnych krajów oraz gospodarek europejskiej i światowej z obecnego stanu „naruszonej równowagi” na ścieżkę trwałego i zrównoważonego rozwoju? W zdominowanej przez anglosaskich ekonomistów i prowadzonej już ponad wiek dyskusji o polityce gospodarczej i jej intelektualnym zapleczu w postaci klasycznego liberalizmu, teorii neoklasycznej, jak i doktryny neoliberalnej oraz keynesizmu wykształcony na gruncie niemieckiego obszaru językowego ordoliberalizm nie był przedmiotem zainteresowania głównego nurtu. Uznanie ładu gospodarczego jako ważnego czynnika dla przebiegu procesu gospodarowania i sterowania nim od strony popytu powoduje, że to zwłaszcza ordoliberalizm i austriacka szkoła ekonomii, zakorzenione w klasycznej zachodnioeuropejskiej liberalnej myśli ekonomicznej, zorientowane na wartości społeczne oraz długi horyzont czasowy gospodarowania, stwarzają intelektualne przesłanki do podjęcia próby rozwiązywania kryzysu współczesnej kapitalistycznej gospodarki światowej.

Program konferencji wypełniły trzy grupy zagadnień: teoretyczne problemy ładu gospodarczego, ład gospodarczy a transformacja systemowa, polityka gospodarcza w ramach ładu kapitalistycznej gospodarki.

Spośród teoretycznych problemów ładu gospodarczego debatowano nad: wyzwaniem współczesności w świetle ordoliberalizmu (prof. dr hab. Elżbieta Mączyńska), transforma-

---

<sup>1</sup> Dr hab. Piotr Pysz, prof. WSFiZ jest pracownikiem naukowym Fachhochschule für Wirtschaft und Technik, Vechta/Diepholz/Oldenburg.

cją ładu instytucjonalnego z perspektywy Waltera Euckena i Karla Polanyi'ego (prof. dr hab. Anna Ząbkowicz), ideologią liberalną i keynesowską z perspektywy globalnego kryzysu (prof. dr hab. Janina Godłów-Legiędź), formułowaniem się ładu gospodarczego w Polsce w latach 1993-2012 (prof. dr hab. Kazimierz Meredyk), chrześcijańskim punktem widzenia na ekonomiczny liberalizm (dr Sergey Łukin), ładem gospodarczym w świetle teorii gier (dr Wojciech Giza).

W zakresie zagadnień dotyczących problematyki ładu gospodarczego i transformacji systemowej dyskutowano na takie tematy, jak: powiązania neoinstytucjonalizmu i ordoliberalizmu w teorii ekonomii (dr hab. Maciej Miszewski, prof. UE Katowice), koncepcja ładu gospodarczego Euckena i von Hayeka w analizie porównawczej (dr hab. Piotr Pysz, prof. WSFiZ), wybrane elementy stanowiącego i spontanicznego ładu gospodarczego w procesie transformacji systemowej Polski w latach 1990-2010 (dr Anna Grabska), elementy stanowiącego i spontanicznego ładu gospodarczego w procesie transformacji byłej NRD w latach 1990-2010 (dr Michał Moszyński).

W zakresie polityki gospodarczej w ramach ładu kapitalistycznej gospodarki rynkowej podjęto tematykę: rozwoju zrównoważonego w świetle ordoliberalnej koncepcji ładu gospodarczego (prof. dr hab. Józefa Famielec), koncepcji trwałego rozwoju i społecznej gospodarki rynkowej (prof. dr hab. Bogusław Fiedor), małego rządu, państwa minimum, a może raczej bez rządu (prof. dr hab. Witold Kwaśnicki), porównania koncepcji ładu społeczno-gospodarczego A. Rustowa, W. Röpkego i A. Müllera-Armacka (dr Justyna Bokajło), przedsiębiorczości jako elementu ładu gospodarczego (prof. dr hab. Henryk Wnorowski), schumpeterowskiej twórczej destrukcji w koncepcji rynkowego ładu gospodarczego (dr hab. Robert Ciborowski, prof. UWB).

Wartość dodana dyskusji naukowej polegała na wykorzystaniu wnikliwych, merytorycznych oraz metodologicznych komentarzy do referatów jednych autorów przygotowanych przez innych autorów.

Dorobek konferencji będzie opublikowany i wobec interdyscyplinarności oraz złożoności podjętych problemów trudno pokusić się o jego syntezę. Czytelnikom „Ekonomii i Środowiska” warto jednak przywołać niektóre ustalenia tej bardzo wartościowej i inspirującej analizy teoretycznej, ważnej dla ekonomii ekologicznej. Ideologia utrudnia i spowalnia procesy poznania w ekonomii, ale jest niezbędna dla pozyskiwania wiedzy.

Ideologia ekonomii instytucjonalnej jest niezbędna w procesie badawczym nad wieloma zagadnieniami i procesami, w tym nad rozwojem zrównoważonym. Należy unikać błędów poznawczych, z których najgroźniejszym jest zagrożenie poszukiwania danych, które pasowałyby do przekonań, czy też wsparcia społeczności podobnie myślących osób. Poważna analiza ekonomiczna nie musi przyjmować formy matematycznego modelowania, które stało się bardzo niebezpieczną doktryną współczesnej ekonomii. Doktryna neoliberalna – wiara w zbawienność mechanizmów rynkowych i postulat uwolnienia gospodarki od państwa – powinny być zweryfikowane przez wartości ordoliberalizmu, takie jak troska o wolność od przymusu oraz indywidualna odpowiedzialność jednostki za los własny i swojej rodziny. W rozwoju społeczno-gospodarczym pojawiają się uwarunkowania, których nie przewidziano w żadnych koncepcjach teoretycznych i paradygmatach rozwoju. Do takich można zaliczyć zwłaszcza współczesną demokrację i grupy nacisku, posługujące się z jednej strony doktryną państwa socjalnego, a drugiej strony frazeologią rynkową używaną przez potężnych graczy sektora finansowego i korporacje. Z tego powodu doktryny indywiduali-

zmu instytucjonalnego Adama Smitha, rozwijane przez Fridricha Hayeka i ordoliberalów, zawierają wartość do wykorzystania w rozwiązywaniu współczesnych problemów ekonomicznych i społecznych.

Problematyka konferencji wpisuje się w fundamentalne problemy w teorii ekonomii i praktyce gospodarczej, które będą przedmiotem IX Kongresu Ekonomistów Polskich (28-29 listopada 2013 roku w Warszawie). Przewiduje się cztery sesje:

- Nauki ekonomiczne – stylizowane fakty a wyzwania współczesności.
- Kontrowersje i spory wokół modelu gospodarki – państwo a rynek, wzrost gospodarczy a spójność społeczna.
- Polska w Unii Europejskiej i globalnej gospodarce.
- Edukacja dla zrównoważonego i trwałego rozwoju oraz społecznie odpowiedzialnego biznesu.

Można przypuszczać, że niektórzy autorzy referatów i uczestnicy dyskusji omawianej konferencji wezmą udział w tym kongresie, którego motto brzmi: *Ekonomia dla przyszłości. Odkrywać naturę i przyczyny zjawisk gospodarczych*. Badania nad liberalnymi koncepcjami polityki gospodarczej w kapitalistycznej gospodarce rynkowej będą w ten i inny sposób kontynuowane.

*prof. dr hab. Józefa Famielec*  
*Uniwersytet Ekonomiczny w Krakowie*

---

## Informacje dla autorów

Zapraszamy do nadsyłania tekstów o charakterze naukowym poświęconych teorii i praktyce zrównoważonego rozwoju, zarządzania środowiskiem oraz ekonomii środowiska i zasobów naturalnych. Nadsyłane teksty mogą mieć formę artykułów naukowych, sprawozdań z badań, omówień i recenzji książek, informacji o konferencjach, sympozjach i seminariach naukowych.

Tekst powinien posiadać wyraźnie wyodrębnione części składowe (wstęp, rozdziały, podrozdziały i zakończenie/podsumowanie) oraz streszczenie w języku polskim i angielskim ( $\pm 600$  znaków). Praca powinna zachować 3-stopniowy format numerowania (bez numeracji wstępu i zakończenia): 1.; 1.1.; 1.1.1. Przy opracowywaniu publikacji prosimy o przestrzeganie następujących zaleceń edytorskich:

- Edytor: Microsoft Word lub kompatybilny.
- Format kartki A4 (marginesy: G – 2, D – 2, L – 2, P – 4).
- Czcionka: tekst – Times New Roman 12, przypisy – Times New Roman 10.
- Interlinia – 1,5 p.
- Odwołania do literatury w przypisach powinny być umieszczone według wzoru:
  - J. Kowalski, *Ekonomia środowiska*, PWN, Warszawa 2002, s. 15.
  - *Ekonomia środowiska*, red. Jan Kowalski, PWN, Warszawa 2002, s. 22.
  - J. Nowak, *Teoretyczne podstawy ekonomii środowiska*, w: *Ekonomia środowiska*, red. Jan Kowalski, PWN, Warszawa 2002, s. 35.
  - J. Nowak, *Zarządzanie środowiskiem w przedsiębiorstwie*, „Ekonomia i Środowisko” 2004 nr 2(26), s. 15.
  - J. Nowak, *Teoretyczne podstawy ekonomii środowiska*, [www.ukie.gov.pl](http://www.ukie.gov.pl) [Dostęp: 15-06-2006].
  - Ustawa z dnia 11 maja 2001 r. o opakowaniach i odpadach opakowaniowych (Dz.U. nr 63 poz. 638).

Przypisy powinny być wstawiane jako przypisy dolne z autonumerowaniem.

Rysunki i schematy (wyłącznie czarno-białe) wyrysowane w programie Microsoft Word – wszystkie elementy powinny zostać zgrupowane. Wstawione grafiki (np. JPG) oraz schematy (np. Excel) należy dodatkowo zamieścić jako osobne pliki.

Tabele powinny być dopasowane do szerokości strony, obramowanie pojedyncze 0,5 pkt, bez autoformatowania, automatyczna wysokość wierszy.

Prosimy nie stosować: nagłówków i stopek, własnych stylów formatowania, wcięć akapitów i nie dzielić wyrazów.

Materiały nadesłane pod adresem redakcji czasopisma powinny zawierać jeden egzemplarz wydruku oraz zapis elektroniczny tekstu (plik nadesłany pocztą elektroniczną, dyskietka lub płyta). Prosimy o załączenie adresu do korespondencji oraz nazwy instytucji (afiliacji).

Przyjmujemy jedynie oryginalne, nigdzie wcześniej niepublikowane teksty. Nadesłane materiały są recenzowane. Teksty niespełniające wymogów redakcji będą odsyłane do poprawek autorom. Opracowania zakwalifikowane do druku podlegają adiustacji językowej oraz korekcie technicznej. Redakcja zastrzega sobie prawo do skracania materiałów oraz zmiany tytułów.

Korespondencję prosimy kierować pod adresem:

FUNDACJA EKONOMISTÓW ŚRODOWISKA I ZASOBÓW NATURALNYCH

Redakcja Czasopisma „Ekonomia i Środowisko”

15-092 Białystok, ul. Sienkiewicza 22 III piętro

e-mail: [wydawnictwo@fe.org.pl](mailto:wydawnictwo@fe.org.pl)

tel. (085) 744 60 96, fax (085) 746 04 97

---

## Information for the authors

You are kindly invited to send papers of scientific character devoted to both theoretical and practical aspects of sustainable development, environmental management as well as economy of environment and natural resources.

These papers should have the form of scientific articles, reports concerning conducted research as well as discussions and reviews of books. This paper may also include information on scientific conferences, symposia and seminars. While preparing these publications, the authors are requested to abide by the following editorial recommendations:

- Editor: Microsoft Word, or a compatible one
- Paper size A4 (margins: from the top – 2, from the bottom – 2, from the left – 2, from the right – 4).
- Font: text – Times New Roman 12, footnotes – Times New Roman 10.
- Space between the lines – 1,5 p.
- References to literature in the footnotes ought to be made as follows:
  - J. Kowalski, *Ekonomia środowiska*, PWN, Warsaw 2002, p. 15.
  - *Ekonomia środowiska*, ed. Jan Kowalski, PWN, Warsaw 2002, p. 22.
  - J. Nowak, *Teoretyczne podstawy ekonomii środowiska*, in: *Ekonomia środowiska*, ed. Jan Kowalski, PWN, Warsaw 2002, p. 35.
  - J. Nowak, *Zarządzanie środowiskiem w przedsiębiorstwie*, „Ekonomia i Środowisko” 2004 No 2(26), p. 15.
  - J. Nowak, *Teoretyczne podstawy ekonomii środowiska*, [www.ukie.gov.pl](http://www.ukie.gov.pl) [Accessed: 15-06-2006].
  - Act from 11 May 2001 r. on packages and packaging wastes (Act of Journals No 63 item 638).

The footnotes ought to be placed with numbers.

The drawings and schemes (only in black and white) need to be prepared using Microsoft Word program – all the elements should be grouped together. Graphic elements (e.g. JPG) and schemes (e.g. Excel) ought to be separately recorded on a floppy disc or CD.

The tables need to be adjusted to the width of page, single framing 0,5 pt., without auto-format, whereas height of verses should be automatic.

You are kindly requested not to use: heading and foot, your own format styles, indentations of paragraphs and division of words.

The materials sent at our address should include 1 printed copy and 1 electronic copy of the text (floppy disc or CD). Please do not forget to write your address and name of the institution (affiliation).

We accept only papers that are original and have not been published already. The materials are to be reviewed. The papers not complying with the requirement are going to be sent back in order to be improved by the author. Positively assessed papers are subject to linguistic adjustments and editorial corrections. Our editorial office is entitled to make abridged versions of the papers and to change the titles.

Our editorial office can be contacted on:

FUNDACJA EKONOMISTÓW ŚRODOWISKA I ZASOBÓW NATURALNYCH

Redakcja Czasopisma „Ekonomia i Środowisko”

15-092 Białystok, ul. Sienkiewicza 22 III piętro

e-mail: [wydawnictwo@fe.org.pl](mailto:wydawnictwo@fe.org.pl)

tel. (+48 85) 744 60 96, fax (+48 85) 746 04 97