EKONOMIA i ŚRODOWISKO

Czasopismo Europejskiego Stowarzyszenia Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych

numer 4 (47) • 2013

Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko

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

ISSN 0867-8898

Publikacja dofinansowana przez
Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Białymstoku

Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Białymstoku
www.wfosigw.bialystok.pl

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; e-mail: fundacja@fe.org.pl

Redaktor: Janina Demianowicz

Tłumacz języka angielskiego: Łukasz Ławrysz

Tłumacz języka rosyjskiego: Aldona Dobnik

Korektor: Elżbieta Alicka

Projekt i skład: Agencja Wydawnicza EkoPress
Andrzej A. Poskrobko
tel. 601 311 838
e-mail: 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 Kiełczewski, dr hab. Małgorzata Burchard
Redaktor statystyczny – dr Elżbieta Gołąbeska
Sekretarz redakcji – dr Bogumiła Powichrowska

RECENZENCI

prof. dr hab. inż. Marek Lebiedowski • prof. dr hab. inż. Rafał Miłaszewski
prof. zw. dr hab. inż. Stanisław Biedugnis • prof. dr hab. inż. Andrzej Królikowski
prof. dr hab. inż. Lech Dzienis • dr hab. inż. Mirosław Skorbiłowicz
dr hab. inż. Wojciech Janczukowicz, prof. UWM • prof. zw. dr hab. inż. Mirosław
Krzemieniewski • prof. dr hab. inż. Anatoli Hurynovich
prof. dr hab. inż. Józefa Wiater • dr hab. Grażyna Łaska

SPIS TREŚCI

POLITYKA EKOLOGICZNA I ZARZĄDZANIE ŚRODOWISKIEM

Marek Zawilski, Grażyna Sakson, Wybór metody modernizacji systemu kanalizacyjnego przy wykorzystaniu metody AHP 10

Iwona Kłosok-Bazan, Anna Kuczuk, The evaluation of compliance with assumptions of the national programme for municipal wastewater treatment on rural and rural-urban areas of the opolskie voivodeship *(Ocena stanu wypełnienia założeń Krajowego programu oczyszczania ścieków komunalnych na terenach wiejskich i wiejsko-miejskich województwa opolskiego)* 24

Aleksander Kiryluk, Rola torfowisk w ochronie zasobów przyrodniczych i wodnych na obszarze powiatu białostockiego w województwie podlaskim 38

Maria Walery, Wariantowanie rozwiązań systemu funkcjonowania gospodarki odpadami medycznymi na przykładzie województwa podlaskiego 51

Janina Piekutin, Oczyszczanie wód opadowych z substancji ropopochodnych 60

Anatoli Hurynovich, Ekaterina Syczewa, Metodyka oceny kosztów cyklu życia studni głębinowych na ujęciach wód podziemnych 67

STUDIA I MATERIAŁY

Izabela Anna Tałałaj, Analiza zmienności indeksu zanieczyszczeń odcieków na składowiskach funkcjonujących oraz zamkniętych 78

Piotr Kondratiuk, Praktyczne aspekty oceny podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie metodą DRASTIC..... 87

Wiesław Załuska, Zastosowanie instalacji fotowoltaicznej jako odnawialnego źródła energii w Parku Wodnym w Ełku 96

Izabela Bartkowska, Wiesław Klaus, Analiza skuteczności działania oczyszczalni ścieków pracującej w systemie SBR 107

Zbysław Dymaczewski, Dobrochna Ginter-Kramarczyk, Małgorzata Komorowska-Kaufman, Izabela Kruszelnicka, Bogdan Wyrwas, Zmiany stężenia substancji powierzchniowo czynnych w systemie kanalizacyjnym 118

Jacek Leszczyński, Podczyszczanie odcieków ze składowiska odpadów stałych metodą koagulacji, filtracji i ozonowania 127

Janusz Dąbrowski, Tomasz Dąbrowski, Tadeusz Piecuch, Laboratoryjne badania nad skutecznością odsiarczania spalin metodą wapniową 137

Stanisław Ledakowicz, Paweł Stolarek, Jadwiga Sójka-Ledakowicz, Technologia odzysku wody i ciepła ze ścieków włókienniczych 146

Katarzyna Ignatowicz, Joanna Kazimierowicz, Joanna Struk-Sokołowska, Ocena usuwania związków węgla, azotu i fosforu w komunalnej oczyszczalni ścieków w Sokółce..... 158

Dariusz Boruszko, Właściwości fizyczno-chemiczne kompostów z osadów ściekowych na przykładzie wybranych obiektów z północno-wschodniej Polski..... 169

Jacek Dawidowicz, Obliczanie współczynnika strat liniowych λ za pomocą sztucznych sieci neuronowych ... 177

Andrzej Butarewicz, Monitoring pracy komunalnej oczyszczalni ścieków z wykorzystaniem zestawu Microtox ... 187

Makisza N. Aleksiejewicz, Smirnow Dmitrij Giennadiewicz, Технология очистки сточных вод с уменьшением образования избыточного активного ила и осадка *(Technologia oczyszczania ścieków z minimalizacją powstawania nadmiernego osadu czynnego i innych osadów)* ... 199

Marcin Becher, Skład chemiczny podłoża po uprawie pieczarki jako odpadowego materiału organicznego ... 207

PROBLEMATYKA OGÓLNOEKOLOGICZNA I SPOŁECZNA

Anna Kuczuk, Edward Sterczewski, Analysis of pro-environmental measures under implementation of the Baltic Deal Project *(Analiza prośrodowiskowych działań w ramach realizacji projektu Baltic Deal)* ... 216

Joanna Szczykowska, Anna Siemieniuk, Józefa Wiater, Problemy ekologiczne zbiorników małej retencji na Podlasiu ... 234

Agnieszka Trębicka, Modelowanie i prognozowanie procesów związanych z systemem dystrybucji wody ... 245

Joanna Gwoździej-Mazur, Tomasz Kiełbasa, Marek Lebiedowski, Runo polipropylenowe jako warstwa hydrostatyczna ... 255

Menlibai M. Myrzahmetov, Laura M. Ryskulbekova, Ways of improving efficiency of wastewater for agriculture *(Sposoby usprawnienia wydajności oczyszczania ścieków w rolnictwie)* ... 266

Zofia Tyszkiewicz, Porównanie zbiorowisk grzybów zasiedlających gleby powstałe na skutek odwodnienia utworów organicznych w okolicach Łap i Uhowa ... 276

RECENZJE, OMÓWIENIA, PRZEGLĄDY

Eugeniusz Kośmicki, Problem przełomu w zakresie zrównoważonego rozwoju ... 288

Eugeniusz Kośmicki, Wzrost gospodarczy, znaczenie pieniądza i życie społeczne. Najważniejsze osiągnięcia naukowe profesora Hansa Christopha Binswangera ... 293

Rafał Miłaszewski, Recenzja wydawnicza wielojęzycznej monografii naukowej: Bazyli Poskrobko, Tomasz Poskrobko, *Zarządzanie środowiskiem w Polsce*, PWE, Warszawa 2012 ... 299

Bożena Nazaruk, Nowości wydawnicze ... 302

Informacje dla autorów ... 305

CONTENTS

THEORETICAL AND METHODOLOGICAL PROBLEMS

Marek Zawilski, Grażyna Sakson, The selection of the method for sewerage system modernisation employing the AHP method of multicriterail optimization 10

Iwona Kłosok-Bazan, Anna Kuczuk, The evaluation of compliance with assumptions of the national programme for municipal wastewater treatment on rural and rural-urban areas of the opolskie voivodeship 24

Aleksander Kiryluk, Significance of peatmoors in the protection of natural and water resources in the area of Bialystok county in Podlaskie voivodeship 38

Maria Walery, Preparing of variants of the management system solutions of medical waste in Podlaskie region 51

Janina Piekutin, Rainwater treatment of petroleum substances 60

Anatoli Hurynovich, Ekaterina Syczewa, The methodology in estimation of cost of life cycle of deep wells of underground waters intakes 67

STUDIES AND RESEARCH WORK

Izabela Anna Tałałaj, Analysis of variability of leachate pollution index from operated and closed landfills 78

Piotr Kondratiuk, Practical aspects of assessing groundwater vulnerability to pollution using DRASTIC system 87

Wiesław Załuska, Application of the photovoltaic installation, as a renewable source of energy in the aqua park in city of Elk 96

Izabela Bartkowska, Wiesław Klaus, Performance analysis of sewage treatment plant working in the sbr system 107

Zbysław Dymaczewski, Dobrochna Ginter-Kramarczyk, Małgorzata Komorowska-Kaufman, Izabela Kruszelnicka, Bogdan Wyrwas, Changes of surfactants concentration in sewerage system 118

Jacek Leszczyński, Pretreatment of leachate from landfills using coagulation, filtration and ozonation 127

Janusz Dąbrowski, Tomasz Dąbrowski, Tadeusz Piecuch, Laboratory studies on the efficiency of flue gas desulphurisation (fgd) using calcium hydroxide 137

Stanisław Ledakowicz, Paweł Stolarek, Jadwiga Sójka-Ledakowicz, Technology of water and energy recovery from textile wastewater 146

Katarzyna Ignatowicz, Joanna Kazimierowicz, Joanna Struk-Sokołowska, Assessment of the removal of carbon, nitrogen and phosphorus in municipal wastewater treatment plants in Sokołka 158

Dariusz Boruszko, Physico-chemical properties of sewage sludge compost on the example of selected objects from the north-eastern Polish 169

Jacek Dawidowicz, Calculating linear losses λ ratio using artificial neuron net 177
Andrzej Butarewicz, Monitoring of the municipal wastewater treatment plant using a set of Microtox analyzer 187
Makisza N. Aleksiejewicz, Smirnow Dmitrij Giennadiewicz, Technology of wastewater treatment with minimisation of exceeded creation of activated sludge and other sediments 199
Marcin Becher, Chemical composition of spent mushroom substrate after cultivation of Agaricus bisporus as a waste organic material 207

ECOLOGICAL AND SOCIAL ISSUES

Anna Kuczuk, Edward Sterczewski, Analysis of pro-environmental measures under implementation of the Baltic Deal Project 216
Joanna Szczykowska, Anna Siemieniuk, Ecological problems of small retention reservoirs in Podlasie region 234
Agnieszka Trębicka, Modeling and prognosing of processes linked with water supply system 245
Joanna Gwoździej Mazur, Tomasz Kiełbasa, Marek Lebiedowski, Polypropylene fleece as a hydrostatic layer 255
Menlibai M. Myrzahmetov, Laura M. Ryskulbekova, Ways of improving efficiency of wastewater for agriculture 266
Zofia Tyszkiewicz, Comparison of fungi communities inhabiting soils, that caused by dehydration near Łapy and Uhowo 276

DISCUSSION AND REVIEWS

Eugeniusz Kośmicki, The problem of a breakthrough in the field of sustainable development 288
Eugeniusz Kośmicki, Economic growth, the importance of money and social life, most important scientific achievements of Professor Hans Christoph Binswanger 293
Rafał Miłaszewski, Editorial review of the multilanguage scientific monograph: Bazyli Poskrobko, Tomasz Poskrobko, *„The management of environment in Poland"*, PWE, Warsaw 2012 299
Bożena Nazaruk, Publishing news 302

Information for the authors 306

POLITYKA EKOLOGICZNA I ZARZĄDZANIE ŚRODOWISKIEM

ECOLOGICAL POLICY AND ENVIRONMENTAL MANAGEMENT

Marek Zawilski • Grażyna Sakson

WYBÓR METODY MODERNIZACJI SYSTEMU KANALIZACYJNEGO PRZY WYKORZYSTANIU METODY AHP

Marek Zawilski, dr hab. inż., prof. PŁ – Politechnika Łódzka
Grażyna Sakson, dr inż. – Politechnika Łódzka

adres korespondencyjny:
Instytut Inżynierii Komunalne i Instalacji Budowlanych
Wydział Budownictwa, Architektury i Inżynierii Środowiska
Al. Politechniki 6, 90-924 Łódź
e-mail: marek.zawilski@plodz.pl, grazyna.sakson-sysiak@plodz.pl

THE SELECTION OF THE METHOD FOR SEWERAGE SYSTEM MODERNISATION EMPLOYING THE AHP METHOD OF MULTICRITERAIL OPTIMIZATION

SUMMARY: In the paper, we demonstrate the example of the use of Analytic Hierachy Process (AHP) for searching an optimal solution of an urban sewerage system modernization. The principles of the AHP method and its applicability for environmental projects are presented. The five following criteria of solution assessment were taken into consideration: economic, ecological, reliability, social and technical. The aim of modernization of the sewerage system was reducing environmental impact due to CSO events, hydraulic relief of conduits and in consequence reducing of flooding on urban catchment. Four alternatives of meeting this aim were analysed: one storage tank prior to the CSO, eight storage tanks located on the catchment, one storage tank on the CSO channel, dispersed retention devices located on the sub-catchments.
The alternative no.1 was found as the optimal solution of the problem.

KEY WORDS: AHP, stormwatwer management, modernization of combined sewerage system

Wstęp

Modernizacja systemów kanalizacyjnych wymaga uwzględnienia różnych wariantów rozwiązań. Dotychczas są one oceniane zazwyczaj według jednego kryterium, najczęściej ekonomicznego. Pełna ocena takich zamierzeń wymaga natomiast uwzględnienia także kryteriów pozaekonomicznych, na przykład społecznych i niezawodnościowych. Ocenę taką umożliwia między innymi metoda AHP (*Analitical Hierarchy Process*), w której mogą być ujęte rozmaite kryteria mierzalne i niemierzalne, wartościowane względem siebie. W artykule przedstawiono ogólne zasady stosowania metody AHP oraz przykład jej zastosowania do wyboru optymalnego wariantu modernizacji systemu kanalizacyjnego dla rzeczywistej zlewni.

Optymalizacja systemów odprowadzania i unieszkodliwiania ścieków

Ocena planowanych przedsięwzięć inwestycyjnych powinna się opierać na wielu kryteriach technicznych i nietechnicznych oraz mierzalnych i niemierzalnych, które często są przeciwstawne względem siebie i nie mogą być spełnione jednocześnie w sposób optymalny. Dotychczas preferowane metody optymalizacyjne zazwyczaj biorą pod uwagę jedno kryterium – ekonomiczne[1]. W przypadku modernizacji systemów kanalizacyjnych oprócz wyżej wymienionego kryterium niezwykle ważne są jeszcze inne, które mogą dotyczyć efektu ekologicznego, niezawodności systemu lub trudno wymiernych ocen odbioru przez społeczeństwo. Praktykowane jest również uwzględnianie większej liczby kryteriów przy podejmowaniu decyzji środowiskowych. W tym przypadku wybór rozwiązania dokonywany jest poprzez uznaniowe przypisywanie ocen poszczególnym wariantom i sporządzenie na tej podstawie wykresu radarowego[2].

Na ogół zadanie optymalizacji wielokryterialnej polega na wybraniu wariantu optymalnego ze skończonej (policzalnej) ich liczby. Każdy z wariantów jest opisany za pomocą zbioru różnych kryteriów wyboru, a więc cech (ocen), które mogą być formalnie przeciwstawne, ale które opatrujemy liczbami oceny (bardziej lub mniej arbitralnie). Oceny względnie ścisłe dotyczą, oczywiście, kryteriów mierzalnych (przykładowo ceny), wyrażonych liczbami, a oceny *sensu stricte* uznaniowe – kryteriów niemierzalnych (przykładowo estetyki czy funkcjonal-

[1] R. Miłaszewski, *Ekonomika ochrony wód powierzchniowych*, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok 2003.

[2] R. Błażejewski, T. Nawrot, *Kryteria wybory systemu odprowadzania i oczyszczania ścieków komunalnych*, „Forum Eksploatatora" 2012 nr 2, s. 32-27.

ności), wyrażonych opisowo. Istota tego rodzaju optymalizacji wielokryterialnej sprowadza się do poszukiwania rozwiązania maksymalizującego ocenę łączną, najczęściej ważoną. Wynik jest nadal obarczony subiektywnością, ale wynika ona tylko z metodyki przydzielania ocen początkowych, natomiast sam algorytm poszukiwania optimum jest ściśle matematyczny i nie wpływa na ostateczny wynik.

Jeśliby w najprostszy sposób chcieć ująć wszystkie kryteria w jednej funkcji, zadanie można by zapisać jako:

$$F=w_1f_1+w_2f_2+ ....+ w_if_i+....+ w_nf_n \rightarrow \min/\max \quad (1)$$

gdzie:

F – funkcja zbiorcza dla każdego wariantu rozwiązania,
f_i – ocena kolejnego kryterium,
w_i – waga kolejnego kryterium (zazwyczaj suma w_i =1).

Mamy tu jednak do czynienia z dwoma problemami:

1. Jak wyznaczyć wagi w_i ?
2. Jak zapisać wspólnie oceny kryteriów f_i, gdy są one wyrażone w różnych jednostkach?

Metoda *Analytic Hierarchy Process* (AHP)

Jedną ze znanych metod optymalizacyjnych jest metoda AHP[3]. Polega ona w pierwszej kolejności na wyborze kryteriów optymalizacji, a następnie utworzeniu macierzy ich hierarchizacji, czyli porównywaniu ich nawzajem w celu określenia ich wag końcowych. Do oceny tej przyjmowana jest przedstawiona poniżej skala ocen (tabela 1).

Następnie porównuje się między sobą poszczególne warianty rozwiązań, stosując analogiczną metodykę porównań. Na końcu oblicza się dla każdego wariantu sumę średnią ważoną cech, a wariant optymalny to ten z maksymalną wartością sumy ważonej.

Przewagą opisywanej metody jest względna łatwość porównywania między sobą jednocześnie tylko dwóch kryteriów (parami), z czego następnie wynikają ich wagi. Unika się dzięki temu konieczności uznaniowego oszacowania wszystkich wag jednocześnie. Ponadto wielkości określonych w ten sposób wag podlegają sprawdzeniu przez obliczenie tak zwanego wskaźnika spójności W wyniku tego obliczenia można wskazać oceny podane błędnie, niespójne w stosunku do innych.

Metoda AHP jest odpowiednia szczególnie do wyboru optymalnego rozwiązania w przypadku, gdy rozwiązanie to należy oceniać zarówno za pomocą wskaźników mierzalnych, jak i niemierzalnych. W przypadku wyboru optymalnych wariantów technik ochrony środowiska takie przypadki występują bardzo często, gdyż oprócz aspektów ekonomicznych należy brać pod uwagę także na przykład społeczne.

[3] T.L. Saaty, *The Analytic Hierarchy Process*, McGraw Hill International, Berkshire 1980.

Tabela 1
Skala ocen stosowana w metodzie AHP

Ocena opisowa	Ocena liczbowa
Absolutna przewaga	9
Bardzo silna przewaga	7
Silna przewaga	5
Niewielka przewaga	3
Jednakowa istotność	1
Wartości pośrednie	2,4,6,8

Źródło: opracowanie własne.

Metoda AHP jest ciągle udoskonalana, a konsekwencją tego jest wprowadzenie metody rozszerzonej AHP/ANP, która bierze pod uwagę dodatkowo powiązania wewnętrzne miedzy grupami elementów (klastrami) optymalizowanego systemu[4].

Zastosowanie metody AHP na świecie

Opisywana metoda jest stosowana na świecie od ponad 30 lat[5]. W zakresie nauk o środowisku w ostatnim dziesięcioleciu była ona najczęściej stosowaną metodą optymalizacji, szczególnie przy podejmowaniu decyzji w zakresie gospodarki odpadami, bogactw naturalnych, zrównoważonej produkcji, GIS oraz ocen oddziaływania na środowisko[6]. Ogółem na 312 przypadków stosowania optymalizacji wielokryterialnej w 150 z nich stosowano metodę AHP.

W przypadku opisanym przez Bottero i in.[7] metoda AHP/ANP posłużyła do wyboru optymalnego wyboru technologii oczyszczania ścieków z przemysłu spożywczego. Uwzględniono trzy główne kryteria optymalizacji: ekonomiczne (koszty inwestycyjne i eksploatacyjne, udział funduszy publicznych, rentowność obiektu i oszczędność energii), technologiczne (złożoność systemu i jego funkcjonalność) oraz środowiskowe (zapotrzebowanie surowców, hałas, odory, zanieczyszczenie gleby, wód i powietrza, opinia społeczna, aspekty wizualne).

[4] T.L. Saaty, *Theory and Applications of the Analytic Network Process*, RWS Publications, Pittsburgh 2005; T.L. Saaty, L.G. Vargas, *Decision Making with the Analytic Network Process*, Springer Science, New York 2006.
[5] T.L. Saaty, *The Analitic*..., op. cit.
[6] I.B. Huang, J Keisler, I. Linkov, *Multi-criteria decision analysis in environmental sciences. Ten years of applications and trends*, „Science of the Total Environment" 2011 nr 409, s. 3578-3594.
[7] M. Bottero, E. Comino, V. Riggio, *Application of the Analytic Hierarchy Process and the Analytic Network Process for the assessment of different wastewater treatment systems*, „Environmental Modelling & Software" 2011 nr 26, s. 1211-1224.

Na tej podstawie została wybrana technologia fitoremediacji, jako najlepsza do oczyszczania ścieków z małych wytwórni sera.

Metoda AHP bywa także stosowana do oceny istniejących rozwiązań ochrony środowiska, na przykład do oceny oddziaływania systemów kanalizacyjnych na odbiornik i użytkowanie jego wód [8].

W Polsce omawiana metoda była stosowana między innymi do rozwiązywania problemów organizacyjnych i menedżerskich, optymalizacji produkcji przemysłowej[9], sterowania bezpieczeństwem obiektu technicznego[10], a także do wyboru systemu usuwania i oczyszczania ścieków[11].

Przykład zastosowania metody AHP do określenia optymalnego wariantu modernizacji systemu kanalizacyjnego

Założenia

Poniżej przedstawiono przykład wyboru optymalnego wariantu modernizacji systemu kanalizacji ogólnospławnej dla wybranej zlewni w centrum Łodzi, wykorzystując opisywaną metodę AHP. Obecnie system ten nie spełnia obowiązujących przepisów dotyczących krotności działania przelewów burzowych (maksymalnie 10 razy w roku) oraz normy PN-EN 752:2008 w zakresie częstotliwości zalewania terenu. Celem modernizacji jest spełnienie powyższych wymagań. Modernizacja systemu umożliwi również ograniczenie zrzutów do odbiornika ładunków zanieczyszczeń z kanalizacji ogólnospławnej. Brano pod uwagę zarówno zrzuty z przelewów burzowych, jak również ścieki biologicznie nieoczyszczone kierowane by-passem do odbiornika w okresach bardzo intensywnych opadów przez Grupową Oczyszczalnię Ścieków, do której trafiają ścieki z analizowanej zlewni. Dane dotyczące funkcjonowania systemu kanalizacyjnego uzyskano w rezultacie jego symulacji programem EPA SWMM dla 10 lat. Obliczenia symulacyjne pozwoliły na uzyskanie informacji na temat przeciążeń sieci, częstotliwości działania przelewów burzowych oraz emisji zanieczyszczeń do odbiorników.

Rozpatrzono cztery warianty modernizacji systemu, umożliwiające osiągnięcie powyższych celów:

1. Budowa jednego zbiornika retencyjnego przed przelewem burzowym.

---

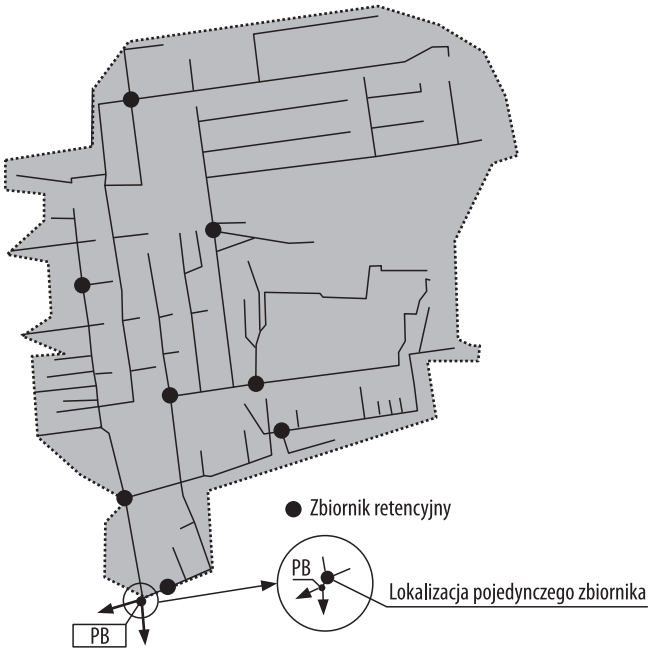
[8] A. Benzerra i in., *Decision support for sustainable urban drainage system management:* A case study of Jijel, „Journal of Environmental Management" 2012 nr 101, s. 46-53.

[9] K. Pawłowski, M. Bieniek, *Zastosowanie metody AHP/ANP w podejmowaniu decyzji w celu zwiększenia produkcji,* Projekt, AGH, Kraków 2012.

[10] O. Downarowicz i in., *Zastosowanie metody AHP do oceny i sterowania poziomem bezpieczeństwa złożonego obiektu technicznego. Wybrane metody ergonomii i nauki o eksploatacji,* Politechnika Gdańska, Wydział Zarządzania i Ekonomii, Zakład Ergonomii i Eksploatacji Systemów Technicznych, Gdańsk 2000.

[11] Z. Mucha, R. Iwanejko, *Zastosowanie metody AHP do wyboru systemu usuwania i oczyszczania ścieków z małej jednostki osadniczej*, „Gaz, Woda i Technika Sanitarna" 2012 nr 10, s. 444-447.

Rysunek 1
Schemat analizowanej zlewni



Źródło: opracowanie własne.

2. Budowa 8 zbiorników retencyjnych na zlewni o pojemności łącznej równej pojemności pojedynczego zbiornika według wariantu 1.
3. Budowa zbiornika retencyjnego na burzowcu, opróżnianego pompowo do kolektora poniżej przelewu.
4. Zastosowanie retencji rozproszonej na zlewni wraz z lokalną infiltracją do gruntu (ograniczenie spływu ścieków opadowych do kanalizacji ogólnospławnej).

Do ceny każdego z wariantów przyjęto następujące kryteria i wskaźniki kwantyfikujące:

1. Kryterium ekonomiczne – na podstawie wielkości nakładów inwestycyjnych i kosztów eksploatacyjnych określono wskaźnik oczekiwanych kosztów rocznych K_r. Przyjęto, że wariant, który uzyska największą wartość wskaźnika K_r otrzymuje ocenę 1, zaś wariant o najmniejszej wartości K_r – ocenę większą (według ogólnej skali ocen) w zależności od tego, na ile jest subiektywnie lepszy od wskaźnika najgorszego. Zdecydowano, że oceny dla pozostałych wariantów będą przeliczane proporcjonalnie do kosztów poszczególnych wariantów, a więc zrezygnowano z ocen uznaniowych. Przy takim założeniu, w przypadku stosunkowo nieznacznych różnic wskaźnika K_r, wskaźniki oceny będą także mało zróżnicowane i warianty będą oceniane podobnie.

Tabela 2
Przykład danych do optymalizacji wyboru wariantu modernizacji systemu kanalizacji ogólnospławnej

	Kryterium				
	Ekonomiczne (oczekiwany roczny koszt) [zł/a]	Ekologiczne (redukcja ładunku ChZT) [%]	Niezawodnościowe (liczba przeciążeń)	Społeczne (ocena uciążliwości, zajętości terenu na danej zlewni)	Techniczne (ocena – łatwość obsługi, doświadczenie w stosowaniu, wymagania eksploatacyjne)
Wariant 1 (1zb) przed PB	2.7	68	445	Konflikt w przeznaczeniu terenu na inne inwestycje, nie niszczy ani nie poprawia krajobrazu	Kłopoty lokalizacyjne, opróżniany grawitacyjnie, wieloletnie doświadczenie w stosowaniu
Wariant 2 (8zb)	3.2	63	234	W kilku przypadkach konflikt w przeznaczeniu terenu na inne inwestycje, nie niszczy ani nie poprawia krajobrazu	Problemy ze znalezieniem miejsca – trzy z ośmiu zbiorników są trudne pod względem znalezienia terenu, opróżnianie grawitacyjne, wieloletnie doświadczenie w stosowaniu
Wariant 3 (1 zb po PB otwarty)	1.05	36	445	Zbiornik otwarty, uciążliwość zapachowa, pogorszenie walorów krajobrazowych, korzystne warunki lokalizacyjne	Łatwość realizacji, niezbyt głęboki, bezproblemowa lokalizacja, konieczność opróżniania pompowego
Wariant 4 (rozprosz+inf)	2.6	45	79	Zasilanie wód gruntowych sprzyja zachowaniu naturalnego obiegu wody, urządzenia nie zajmują powierzchni przeznaczonej, na inny cel, mogą stanowić element krajobrazu, nie są uciążliwe dla otoczenia	Brak wieloletnich doświadczeń w eksploatacji, trudne do realizacji w przypadku dużej liczby elementów

Źródło: opracowanie własne.

2. Kryterium ekologiczne – jako wskaźnik przyjęto procentową redukcję ładunku ChZT wnoszonego do odbiornika przez przelewy i by-pass oczyszczalni dla każdego wariantu w stosunku do stanu istniejącego. Wariant najgorszy (emisja największa) otrzymuje ocenę 1, zaś wariant najlepszy (emisja najmniejsza) otrzymuje ocenę zgodnie ze skalą ocen AHP. Oceny dla pozostałych wariantów przelicza się proporcjonalnie, jak w przypadku poprzedniego kryterium.
3. Kryterium niezawodnościowe – ocenione zostało w analizowanym przypadku według liczby przeciążeń odcinków sieci w okresie obliczeniowym. Podobnie jak w poprzednich przypadkach ocenę 1 przypisano wariantowi z największą liczbą przeciążeń, zaś ocenę największą, według skali ocen AHP, wariantowi z najmniejsza liczbą przeciążeń, a pozostałe warianty otrzymują oceny pośrednie proporcjonalne.

4. Kryterium społeczne – pod uwagę wzięto następujące subkryteria: zajęcie terenu, wcześniej planowanego na inny cel oraz zachowanie walorów środowiskowych, na przykład poprawa cyklu obiegu wody, korzystny wpływ na szatę roślinną, walory krajobrazowe i inne.
5. Kryterium techniczne – pod uwagę wzięto doświadczenia w stosowaniu urządzeń, łatwość ich obsługi i wymagania eksploatacyjne.

Kryteria 4 i 5 są więc oceniane czysto subiektywnie.

Charakterystykę poszczególnych wariantów i przypisane im obliczone wskaźniki, oparte na przyjętych kryteriach, przedstawiono w tabeli 2.

Obliczenia

Na początku sporządzono macierz porównań wzajemnych kryteriów oceny rozwiązania dla poszczególnych cech (kryteriów oceny). Wartości cech porównawczych a_{ij} w macierzy są określane arbitralnie według porównania cech wiersza i kolumny, przy czym zgodnie z tabelą 1 porównaniom tym przypisuje się liczbę całkowitą. Przykładowo wartość a_{14} wynika z porównania cechy 1 w wierszu 1 z cechą 4 z kolumny 4 (w tabeli 3 kryterium ekonomiczne oceniono jako mające niewielką przewagę, równą 3, nad społecznym). Wartości ocen odwrotnych, są odwrotnościami powyższych ocen całkowitych, na przykład $a_{4,1} = 1/3 = 0.33$ (ocena kryterium społecznego względem ekonomicznego).

Najwyższą preferencję przypisano kryterium ekologicznemu, w stosunku do pozostałych, kolejno do: ekonomicznego, niezawodnościowego, społecznego i technicznego, przy czym najwyższy wskaźnik – 7 – odpowiada silnej przewadze. Kryterium ekonomiczne podobnie jest preferowane w stosunku do niezawodnościowego, społecznego i technicznego, przy najwyższej ocenie 6 – silna przewaga. Kryterium niezawodnościowe góruje nad technicznym z niewielką przewagą, a społeczne oceniono jako ważniejsze od niezawodnościowego i technicznego, również niewielką przewagą.

Tabela 3
Macierz porównań wzajemnych dla cech

Kryterium		1	2	3	4	5
		Ekonomiczne	Ekologiczne	Niezawodnościowe	Społeczne	Techniczne
1	Ekonomiczne	1.00	0.55	4.00	3.00	6.00
2	Ekologiczne	3.00	1.00	5.00	4.00	7.00
3	Niezawodnościowe	0.25	0.20	1.00	0.33	2.00
4	Społeczne	0.33	0.25	3.00	1.00	3.00
5	Techniczne	0.17	0.14	0.50	0.33	1.00
	Suma	4.75	1.93	13.50	8.67	19.00

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 4
Wyznaczanie współczynnika spójności

Kryterium	1	2	3	4	5	6	7
	Ekonomiczne	Ekologiczne	Niezawodności	Społeczne	Techniczne	Średnia geometryczna	Wektor priorytetu
Ekonomiczne	1.00	0.33	4.00	3.00	6.00	**1.89**	**0.269**
Ekolologiczne	3.00	1.00	5.00	4.00	7.00	**3.35**	**0.477**
Niezawodności	0.25	0.20	1.00	0.33	2.00	**0.51**	0.072
Społeczne	0.33	0.25	3.00	1.00	3.00	**0.94**	**0.135**
Techniczne	0.17	0.14	0.50	0.33	1.00	**0.33**	**0.047**
Suma	4.75	1.93	13.50	8.67	19.00	7.02	1.00
Wiersz priorytetu	1.278	0.919	0.974	1.166	0.896		

Źródło: opracowanie własne.

W celu sprawdzenia poprawności relacji określonych w tabeli 3 obliczono dodatkowo tak zwany współczynnik spójności CI. Do powyższej tabeli 3 dodano wyniki pomocniczych obliczeń, niezbędnych do określenia wynikowego wskaźnika spójności CR.

W kolumnie 6 obliczono średnią geometryczną z każdego wiersza, a następnie zsumowano je. Wektor priorytetu obliczono, normalizując wartości kolumny 6 względem tej sumy. Następnie utworzono wiersz priorytetu jako iloczyn sum z każdej kolumny i wartości wektora priorytetu z kolejnego wiersza. Następnie obliczono indeks spójności (CI):

$$CI = \frac{\lambda_{\max} - n}{n-1} \tag{2}$$

gdzie:
λ_{max} – *maximum eigenvalue* (suma wiersza priorytetu),
n – liczba kryteriów.

Ostatecznym obliczanym wskaźnikiem jest wskaźnik spójności (CR) jako:

$$CR = \frac{CI}{RI} \tag{3}$$

gdzie:
RI – *Random Index*; oblicza się go według tabeli 5 na podstawie liczby kryteriów.

W analizowanym przykładzie dla n = 5 należy przyjąć RI = 1.11. W związku z tym otrzymuje się wskaźnik spójności CR = 0.052. Wskaźnik ten nie powinien być większy niż 0.1 (akceptowalne są wartości do 0.2), co świadczy o spójności przyjętych ocen.

W tabeli 6 przedstawiono normalizację wyżej wymienionych ocen (obliczenie ilorazów ocen i ich sum kolumnowych z tabeli 3) oraz uśrednione współczynniki wagowe kryteriów (ostatnia kolumna).

Tabela 5
Wartość wskaźnika RI według Saaty'ego

N	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Random Index	0	0	0.52	0.89	1.11	1.25	1.35	1.40	1.45	1.49

Źródło: T.L. Saaty, *Decision Making for Leaders,* RWS Publications, Pittsburg 2001.

Tabela 6
Normalizacja ocen i określenie wag kryteriów

Kryterium	Ekonomiczne	Ekologiczne	Niezawodnościowe	Społeczne	Techniczne	Waga
Ekonomiczne	0.21	0.17	0.30	0.35	0.32	**0.27**
Ekologiczne	0.63	0.52	0.37	0.46	0.37	**0.47**
Niezawodnościowe	0.05	0.10	0.07	0.04	0.11	**0.07**
Społeczne	0.07	0.13	0.22	0.12	0.16	**0.14**
Techniczne	0.04	0.07	0.04	0.04	0.05	**0.05**

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 7
Ocena wariantów ze względu na kryterium ekonomiczne

Kryterium ekonomiczne				
Wariant	1	2	3	4
1	1.00	2.40	0.18	0.78
2	0.42	1.00	0.13	0.37
3	5.60	8.00	1.00	5.33
4	1.28	2.67	0.19	1.00
Suma	**8.30**	**14.07**	**1.49**	**7.48**

Źródło: opracowanie własne.

Zgodnie z przypisanymi ocenami wagi wynikowe poszczególnych kryteriów są zatem uporządkowane następująco:

ekologiczne-ekonomiczne-społeczne-niezawodnościowe-techniczne.

Następne zestawienia dotyczą wzajemnej oceny wariantów (1-4) pod względem istotności kolejnych kryteriów.

W tym przypadku (tabela 7) skrajne oceny zostały przypisane, a pozostałe obliczone według zasady proporcjonalności do kosztów. Tak więc:

- najgorszy wariant – nr 2 (K = 3.2 mln PLN) uzyskuje R = 1 punkty;

- najlepszy – nr 3 (K = 1.05 mln PLN) uzyskuje R=8 punktów (czyli wariant 3 względem 2 otrzymuje ocenę 8), a wariant 2 względem 3 – odwrotność tej oceny (0.13).

Różnica ocen skrajnych ΔR = 7 punktów.

Następnie wyliczono pomocniczy współczynnik: r = ΔK/ΔR, czyli r = -2.15/7 = -0.307.

Pozostałym wariantom przypisuje się zatem punkty według wzoru: $p = 1 + \frac{\Delta K}{r}$, umieszczone w tabeli 7.

W tym przypadku (tabela 8) również przypisano najpierw oceny skrajne, a wartości ocen pozostałych obliczono według zasady proporcjonalności:

- najgorszy wariant – nr 3 (wskaźnik e = 36%) uzyskuje R = 1 pkt, najlepszy – nr 1 (e = 68%) uzyskuje R = 5 pktów (wariant 1 względem 3 otrzymuje ocenę 5);
- różnica ΔR = 4 punkty;
- stąd r = Δe/ΔR, czyli r = 32/4 = 8.

Pozostałym wariantom przypisano zatem punkty według wzoru: $p = 1 + \frac{\Delta e}{r}$

Tabela 8

Ocena wariantów ze względu na kryterium ekologiczne

Kryterium ekologiczne				
Wariant	1	2	3	4
1	1.00	1.625	5	3.875
2	0.62	1	4.375	3.25
3	0.20	0.23	1	0.47
4	0.26	0.31	2.125	1
Suma	**2.08**	**3.165**	**12.5**	**8.595**

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 9

Ocena wariantów ze względu na kryterium niezawodnościowe

Kryterium niezawodnościowe				
Wariant	1	2	3	4
1	1	0.22	1	0.14
2	4.46	1	4.46	0.28
3	1	0.22	1	0.14
4	7	3.58	7	1
Suma	**13.46**	**5.02**	**13.46**	**1.56**

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 10
Ocena wariantów ze względu na kryterium społeczne

Kryterium społeczne				
Wariant	1	2	3	4
1	1	2	4	0.33
2	0.5	1	3	0.25
3	0.25	0.33	1	0.2
4	3	4	5	1
Suma	**4.75**	7.33	13	1.78

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 11
Ocena wariantów ze względu na kryterium techniczne

Kryterium techniczne				
Wariant	1	2	3	4
1	1	3	0.33	4
2	0.33	1	0.25	2
3	3	4	1	5
4	0.25	0.5	0.2	1
Suma	**4.58**	**8.5**	**1.78**	**12**

Źródło: opracowanie własne.

W tym przypadku (tabela 9) zastosowano analogiczną formułę jak wyżej, przypisując ocenę R = 7 wariantowi nr 4 względem wariantów nr 1 i 3. Pozostałe oceny wyliczono według opisanej wyżej zasady proporcjonalności, kierując się wskaźnikiem z tabeli danych.

W tym przypadku (tabela 10) oceny zostały przypisane uznaniowo, a pod uwagę wzięto uciążliwość inwestycji dla mieszkańców. Podobnie postąpiono w przypadku oceny wariantów ze względu na kryterium techniczne – tabela 11.

W kolejnym kroku powyższe oceny zostały poddane normalizacji i uśrednieniu w wierszach (tabela 12).

Ostateczny wynik otrzymuje się po obliczeniu dla każdego wariantu sumy ważonej iloczynów ocen kryteriów i ich wag (tabela 13).

Jak wynika z obliczeń, optymalnym rozwiązaniem jest wariant 1, który nieznacznie przewyższa wariant 3 oraz nieco bardziej wyraźnie przewyższa pozostałe dwa.

Tabela 12
Normalizacja ocen dla wariantów ze względu na poszczególne kryteria

Kryterium ekonomiczne					
wariant	1	2	3	4	waga
1	0.12	0.17	0.12	0.10	**0.13**
2	0.05	0.07	0.08	0.05	**0.06**
3	0.68	0.57	0.67	0.71	**0.66**
4	0.15	0.19	0.13	0.13	**0.15**
Kryterium ekologiczne					
1	0.48	0.51	0.40	0.45	**0.46**
2	0.30	0.32	0.35	0.38	**0.34**
3	0.10	0.07	0.08	0.05	**0.08**
4	0.13	0.10	0.17	0.12	**0.13**
Kryterium niezawodnościowe					
1	0.07	0.04	0.07	0.09	**0.07**
2	0.33	0.20	0.33	0.18	**0.26**
3	0.07	0.04	0.07	0.09	**0.07**
4	0.52	0.71	0.52	0.64	**0.60**
Kryterium społeczne					
1	0.21	0.27	0.31	0.19	**0.24**
2	0.11	0.14	0.23	0.14	**0.15**
3	0.05	0.05	0.08	0.11	**0.07**
4	0.63	0.55	0.38	0.56	**0.53**
Kryterium techniczne					
1	0.22	0.35	0.19	0.33	**0.27**
2	0.07	0.12	0.14	0.17	**0.12**
3	0.66	0.47	0.56	0.42	**0.53**
4	0.05	0.06	0.11	0.08	**0.08**

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 13
Zestawienie końcowe wyboru wariantu optymalnego

Kryterium / Wariant	Ekonomiczne	Ekologiczne	Niezawodnościowe	Społeczne	Techniczne	Suma ważona
1	0.03	0.22	0.01	0.03	0.01	**0.30**
2	0.02	0.16	0.02	0.02	0.01	**0.23**
3	0.18	0.04	0.01	0.01	0.02	**0.26**
4	0.04	0.06	0.04	0.07	0.00	**0.21**

Źródło: opracowanie własne.

Podsumowanie

Zastosowanie metody AHP może być bardzo pomocne w podejmowaniu decyzji w zakresie modernizacji systemów ochrony środowiska. Metoda ta umożliwia porównywanie kryteriów mierzalnych i niemierzalnych przy jednoczesnym uwzględnieniu priorytetów ustalonych dla konkretnego przypadku. Priorytetem może być niekiedy aspekt ekonomiczny, w innej zaś sytuacji na przykład społeczny. W związku z tym przy ustalaniu tych priorytetów należy mieć świadomość ich znaczenia dla końcowego wyniku.

Metoda AHP jest coraz powszechniej stosowana na świecie dla inwestycji prośrodowiskowych i należy mieć nadzieję, że będzie ona coraz częściej stosowana również w naszym kraju, co umożliwi podejmowanie decyzji opartych nie tylko na kryterium ekonomicznym.

Iwona Kłosok-Bazan • Anna Kuczuk

THE EVALUATION OF COMPLIANCE WITH ASSUMPTIONS OF THE NATIONAL PROGRAMME FOR MUNICIPAL WASTEWATER TREATMENT ON RURAL AND RURAL-URBAN AREAS OF THE OPOLSKIE VOIVODESHIP

Iwona Kłosok-Bazan, dr inż. – Politechnika Opolska
Anna Kuczuk, dr – Politechnika Opolska

adres korespondencyjny:
Wydział Mechaniczny, Katedra Techniki Cieplnej i Aparatury Przemysłowej
ul. Prószkowska 76, 45-758 Opole
e-mail: i.klosok-bazan@po.opole.pl; a.kuczuk@po.opole.pl

OCENA STANU WYPEŁNIENIA ZAŁOŻEŃ KRAJOWEGO PROGRAMU OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW KOMUNALNYCH NA TERENACH WIEJSKICH I WIEJSKO-MIEJSKICH WOJEWÓDZTWA OPOLSKIEGO

STRESZCZENIE: W pracy przeanalizowano stan wdrażania założeń Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych (KPOŚK) na terenach wiejskich i wiejsko-miejskich województwa opolskiego na koniec 2010 roku oraz możliwości jego realizacji do 2015 roku. Analiza danych na koniec roku 2010 dotyczących realizacji KPOŚK na terenach wiejskich i wiejsko-miejskich województwa opolskiego wskazuje na szereg problemów i utrudnień wpływających na opóźnienie w realizacji założonych celów. Jednocześnie, analizując możliwości wypełnienia założeń KPOŚK na koniec 2015 roku, stwierdzono, że istnieją jeszcze realne szanse na ich terminową realizację. Konieczne jest jednak uściślenie współpracy z instytucjami mającymi wpływ na jego realizację.

SŁOWA KLUCZOWE: tereny wiejskie, kanalizacja, oczyszczanie ścieków, Krajowy program oczyszczania ścieków Komunalnych

Introduction

In 2015 will end the transitional period enshrined in the Treaty of Accession concerning Poland's compliment with the requirements of the Urban Water Waste Treatment Directive. Poland was obliged to build, expand and modernize the municipal wastewater treatment plants and waste water collecting systems, as this should be reflected in the state of natural environment in our country. In order to implement the provisions of the Treaty of Accession the main issue was, and still is, to direct the funding stream to the water and wastewater industry in order enable the implementation of actions required to complete these provisions. At the same time, taking into account the implementation period and extend of actions, the ongoing monitoring and analysis of the obtained results are essential.

In the national system, actions referring to the Accession Treaty concerning the water and wastewater treatment were recorded in the Act of 18 July 2001 on Water Law. According to the Article 43 of the Water Law, Minister of the Environment is responsible for the development of the National Programme for Municipal Waste Water Treatment (NPMWWT). The purpose of the NPMWWT is to stimulate, enforce and coordinate the actions of commune authorities and water supply and wastewater treatment service providers in the range of expansion, construction and modification of wastewater facilities and municipal waste water treatment plants. Agglomeration – is a basic unit, which according to the NPMWWT is authorised to apply for financial measures on investment to modernize the wastewater treatment sector in a commune which forms the agglomeration. Main assumptions of the NPUWWT are:

- By 2015 all agglomerations of more than 2000 P.E. should be equipped with wastewater collecting systems and municipal wastewater treatment plants.
  - agglomerations > 100,000 P.E. should be equipped with wastewater treatment plants with higher efficiency of biological nutrient removal that not exceed limit of 10 mg/L as N and 1 mg/L as P by 2010; and extension of wastewater treatment systems till the year 2015 (waste water collecting systems exist in all agglomerations of this size);
  - agglomerations from 15,000 to 100,000 P.E. should be equipped with biological waste water treatment plants with higher efficiency of biological nutrient removal that not exceed limit of 15 mg/L as N and 2 mg/L as P by the year 2010; and extension of wastewater treatment systems till the year 2015 (wastewater collecting systems exist almost in all agglomerations of this size);
  - agglomeration between 2,000 and 15,000 P.E. should be equipped with biological wastewater treatment plants and extension of wastewater treatment systems should be implemented by 2015.
- In 2015 network systems will provide following services:
  - in agglomerations > 150,000 P.E., for at least 98% of the population;

  - in agglomerations > 100,000 P.E., for at least 95% of the population;
  - in agglomerations between 15,000 and 100,000 P.E., for at least 90% of the population;
  - in agglomerations between 2,000 and 15,000 P.E., for at least 80% of the population.
- Other part of the population not provided with the wastewater collecting systems should use individual waste water disposal systems.
- Realisation of investments covered by the NPMWWT is intended to provide a minimum of 75% of the total load of nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater in the whole country. The minimum of 75% reduction of total nitrogen and total phosphorus should be obtained, if:
  - in the class of wastewater treatment plants for agglomerations between 2,000 and 15,000 P.E., conventional biological wastewater treatment plants will be used;
  - in the class of wastewater treatment plants for agglomerations above 15,000 P.E. will enhance total nitrogen and total phosphorus removal[12].

Objective and Scope

The primary objective of the study is to present results and the NPMWWT implementation analysis according to the Opolskie Voivodeship. Due to the fact that rural areas are still the major source for biogenic volatile organic compound emissions, particular attention was paid to the rural and rural-urban areas. The analysis concentrates on the data from 2010 and has a time perspective up to 2015. Data analysis was based on the data obtained from the report on implementation of the NPMWWT prepared by the Marshal's Office of the Opolskie Voivodeship at the end of 2010.

Methodology

Results and their analysis were performed basing on source documents, such as:

- report on implementation in 2010 of the NPMWWT prepared by the Marshall's Office of the Opolskie Voivodeship;
- the NPMWWT2003 updated by the NPMWWT2005, NPMWWT2009 and NPMWWT2010;
- „Terms and Definition under the Urban Waste Water Treatment Directive (91/271/EEC)", Final version of Commission paper, Brussels, 16 January 2007;

[1] National Programme for Municipal Waste Water Treatment.

[2] P. Błaszczyk, M. Gromiec, R. Miłaszewski, *Wpływ realizacji KPOSK na zaspokojenie zapotrzebowania na usługi komunalne*, „Gaz, Woda i Technika Sanitarna" 2012 nr 7/8, s. 251 – 253.

- data on administrative division of the Opolskie Voivodeship into urban, rural and rural-urban communes.

Based on the above mentioned documents, the following formulation was carried out:

- *Analysis of individual agglomerations of the Opolskie Voivodeship in 2010 with a particular focus on rural and rural-urban areas in terms of the method of waste water drainage and treatment, construction of waste water systems, waste water treatment plants and sources of financing.*

  For this purpose, 49 agglomerations defined in the NPMWWT have been assigned the status o rural or rural-urban agglomeration. The assignment was based on the status of communes (gmina) that belongs to a particular agglomeration. After the division was made, based on the data obtained from the report on implementation of the NPMWWT for the year 2010 prepared by the Marshal's Office of the Opolskie Voivodeship, an analysis was performed on the method of waste drainage and treatment, construction of waste water and collection systems, waste water treatment plants and sources of financing.
- *Environmental impact analysis associated with the limit values for biogenic volatile organic compound emissions*.

  For this purpose, the pollution removal performance level of biogenic emissions was calculated based on the EC recommendations stated in the „Terms and Definition under the Urban Waste Water Treatment Directive (91/271/EEC)"[3].
- *Assessment of tasks implemented under the NPMWWT performed by particular agglomerations on wastewater systems, wastewater treatment plants and funding for the programme in 2010.*

  For this purpose, the assessment of the facilities of the sewerage network has covered the comparison of the total length of sewerage network by the year 2010 with the data presented in the U-NPMWWT2005. Analysis of the wastewater treatment plants covered the issue of complying by the individual wastewater treatment plants in agglomeration with the requirements specified in the Regulation of the Minister of the Environment on[4] conditions that must be met to discharge wastewater to water or soil and on substances particularly harmful to the aquatic environment. The analysis covered five key pollution indexes, such as BOD_5, COD, total suspended solids, general nitrogen and general phosphorus. The assessment of financing for the programme included comparison of the total costs of implementation of collective sewerage systems up to the year 2010 with the projected implementation costs of the investments specified in the U-NPMWWT2005. Similar

[3] Terms and Definition under the Urban Waste Water Treatment Directive (91/271/EEC), Final version of Commission paper, Brussels, 16 January 2007).

[4] Regulation of the Minister of the Environment of 24 July 2006 on conditions that must be met to discharge wastewater to water or soil and on substances particularly harmful to the aquatic environment, („Polish Journals of Laws" 2006 No. 137, item 984 with further amendments).

analysis was performed in the range of the implemented investments in the area of the municipal waste water treatment plant.

- *Analysis of the potential opportunities to implement the assumptions of the NPMWWT by the end of 2015.*

  For this purpose, after comparing the deadlines for completion of investments specified in the U-NPMWWT2010 with the data presented by the Marshal's Office, the potential for implementation of investments being completed by 2015 was examined.

Discussion

2010 Analysis of agglomerations of the Opolskie Voivodeship with a particular focus on rural and rural-urban areas

According to the last update of the NPMWWT carried out in 2010, 49 agglomerations with a total of 1,108,053 P.E.[5] were established in the Opolskie Voivodeship. Among the distinguished agglomerations, special attention should be paid to the rural-urban (RU) and, particularly, rural (R) agglomerations (mostly to the agricultural ones), because of their large impact on the water quality, as well as the quality of the produced wastewater and their treatment method. Among 49 agglomerations, 37 is rural-urban and 12 rural.[6] Population equivalent in agglomeration varies in the range from 2,100 to 213,626 (table 1).

Based on the data indicated in the U-NPMWWT2010, by the end of 2010 the actual number of inhabitants in all agglomerations was 887,259. This figure comprises of: 630,142 people provided with sewerage system – the biggest population, 188,109 inhabitants use the services for collection of household refuse and 3,551 people use domestic waste water treatment plants. Taking into consideration the division on rural-urban and rural agglomerations, significant differences in the system for collecting waste water can be seen. In agglomerations that are typically rural, the household waste collection system is dominant; higher percentage of inhabitants uses alternative waste disposal methods (domestic household sewage treatment plants), (figure 1).

As the assumption of the NPMWWT is to implement actions aimed to build a sewage system in communes (gmina) and to construct waste water treatment plants, large needs, especially in the rural areas, can be still noted according to the discussed aspect. Here the household waste collection system is dominant (provided for approx. 60% of population), which often raises questions in the issue of its true and fair usage in terms of environmental protection and waste disposal.

[5] P.E. – population equivalent – means the organic biodegradable load having a five-day biochemical oxygen demand of 60 g of oxygen per day.

[6] Lists of municipalities in Poland in 2012. The Committee for Standardization of Geographical Names; www.ksng.gugik.gov.pl [21-01-2013].

Table 1
Agglomerations of the Opolskie Voivodeship according to U-NPMWWT2010 and their P.E.

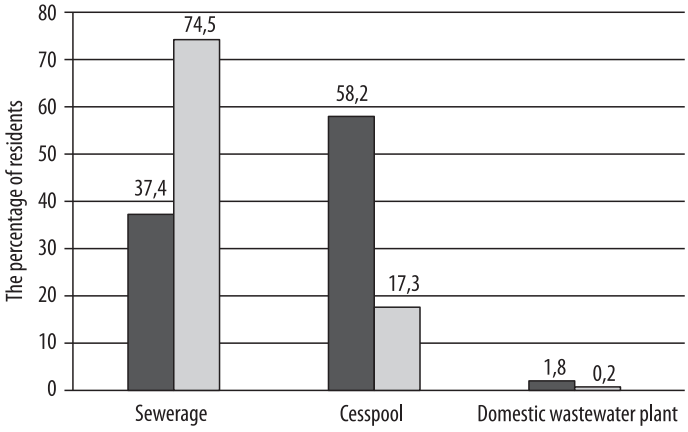
L.p.	Agglomeration	Type of agglomeration	Communes in the agglomeration	P.E.
1	Opole	RU	Opole, Chrząstowice, Dąbrowa, Łubniany, Komprachcice, Prószków, Tarnów Opolski	213 626
2	Nysa	RU	Nysa, Głuchołazy, Otmuchów, Pakosławice, Paczków	145 997
3	Kędzierzyn-Koźle	RU	Kędzierzyn-Koźle, Bierawa, Cisek, Reńska Wieś	70 000
4	Krapkowice	RU	Krapkowice, Strzeleczki, Gogolin, Prószków	55 553
5	Brzeg	RU	Brzeg, Lubsza, Olszanka, Oława, Skarbimierz, Lewin Brzeski	65 368
6	Prudnik	RU	Prudnik, Głuchołazy	45 734
7	Namysłów	RU	Namysłów, Domaszowice, Świerczów, Wilków	38 155
8	Zdzieszowice	RU	Zdzieszowice, Walce	44 150
9	Kluczbork	RU	Kluczbork, Lasowice Wielkie	51 658
10	Strzelce	RU	Strzelce Opolskie, Jemielnica,	49 358
11	Praszka	RU	Praszka, Gorzów Śląski, Radłów, Rudniki	14 881
12	Ozimek	RU	Ozimek	22 454
13	Turawa	R	Turawa, Łubniany, Chrząstowice	29 100
14	Kietrz	RU	Kietrz	11 362
15	Głogówek	RU	Głogówek	16 962
16	Wołczyn	RU	Wołczyn	14 951
17	Niemodlin	RU	Niemodlin	7 893
18	Lewin Brzeski	RU	Lewin Brzeski	9 751
19	Zawadzkie	RU	Zawadzkie	10 591
20	Paczków	RU	Paczków	14 348
21	Grodków	RU	Grodków	15 839
22	Olesno	RU	Olesno	14 964
23	Korfantów	RU	Korfantów, Prudnik	10 540
24	Gogolin	RU	Gogolin	8 304
25	Pawłowiczki	R	Pawłowiczki	4 386
26	Popielów-Karłowice	R	Popielów	8 568
27	Murów	R	Murów	6 067
28	Tarnów Opolski	R	Tarnów Opolski, Izbicko	13 580
29	Kolonowskie	RU	Kolonowskie	8 070
30	Prószków	RU	Prószków	5 940
31	Dobrodzień	RU	Dobrodzień	7 230
32	Branice	R	Branice	5 011
33	Trzebieszyn	R	Lasowice Wielkie	3 521
34	Baborów-Sułków	RU	Baborów	4 272

L.p.	Agglomeration	Type of agglomeration	Communes in the agglomeration	P.E.
35	Polska Cerekiew	RU	Polska Cerekiew	4 000
36	Ujazd	RU	Ujazd	7 074
37	Skoroszyce	R	Skoroszyce	3 303
38	Bodzanowice	RU	Olesno	3 630
38	Ścinawa	RU	Korfantów, Prudnik	b.d
40	Naczęsławice	RU	Pawłowiczki, Głogówek	3 441
41	Zębowice	R	Zębowice	4 150
42	Pokój	R	Pokój	5 594
43	Biała	RU	Biała	9 111
44	Łącznik	RU	Biała	4 833
45	Mąkoszyce	R	Lubsza	2 235
46	Pietrowice	RU	Głubczyce	2 300
47	Lisięcice	RU	Głubczyce	2 703
48	Zlewnia rzeki Troi	RU	Głubczyce	2 100
49	Leśnica	RU	Leśnica	5 395

RU – rural-urban
R – rural

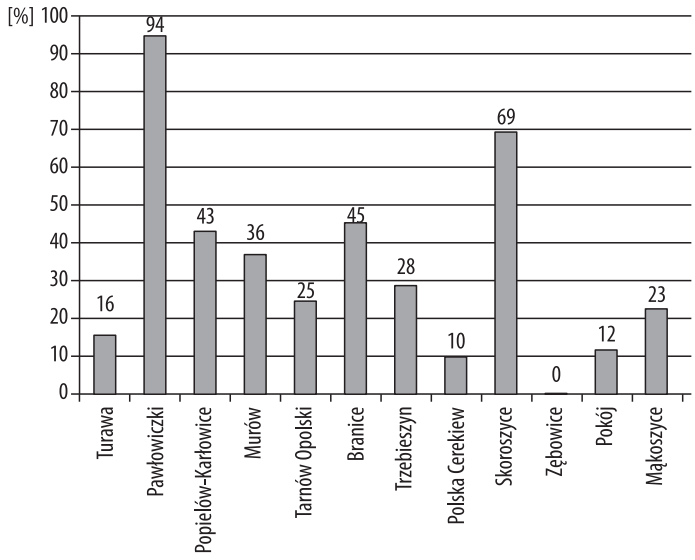
Source: own study based on: www.ksng.gugik.gov.pl [21-01-2013]; Report on implementation in 2010 of the NPMWWT prepared by the Marshall's Office of the Opolskie Voivodeship.

Figure 1
The percent of real number of residents in rural and urban-rural agglomerations of Opolskie Voivodeship, using several ways of waste water elimination



Source: own study based on Report on implementation in 2010 of the NPMWWT prepared by the Marshall's Office of the Opolskie Voivodeship.

Figure 2
The percent of P.E. using the sewerage in rural agglomerations



Source: ibidem.

Considering more accurate index, which is P.E.[7], significant differences are noticeable in the sewage system of typically rural areas, compared to rural-urban areas (figures 2 and 3). Among 12 rural agglomerations, only one (Zębowice) does not have a sewerage system. In other rural agglomerations, the percentage of P.E. provided with sewerage system ranges from 10% to 94%. However, the degree of rural communes being sewered is lower, in most cases, comparing with rural-urban communes.

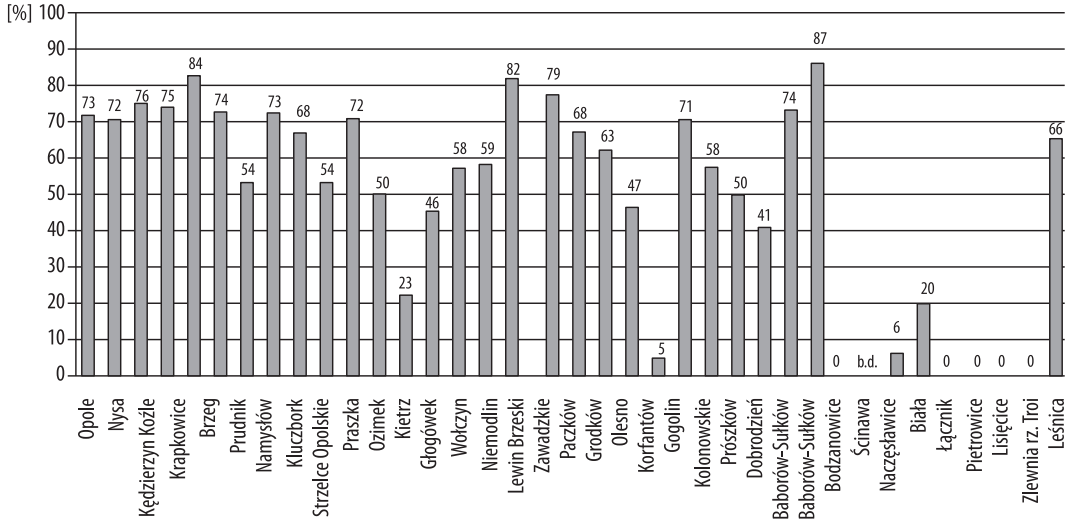
In rural-urban agglomerations, five of them do no have sewage systems (Bodzanowice, Łącznik, Pietrowice, Lisięcice, Troi river basin). In other rural agglomerations, the percentage of P.E. provided with sewerage system ranges from 5% to 87%. Average percentage of P.E. using the sewerage system was 27.5% and 65.58% in rural and in rural-urban areas, respectively.

As of December 31, 2010, total length of the waste water treatment network in agglomerations of the Opolskie Voivodeship amounted 3,176 km. In 2010, 192 km of waste water treatment network was constructed and approx. 1 km modified. At the same time, the length of waste water treatment network in rural areas reflects low level of P.E using the waste water system.

Construction and modification of wastewater treatment network in agglomerations of the Opolskie Voivodeship was largely implemented due to additional resources outside the self-government budget. There were mainly foreign funds

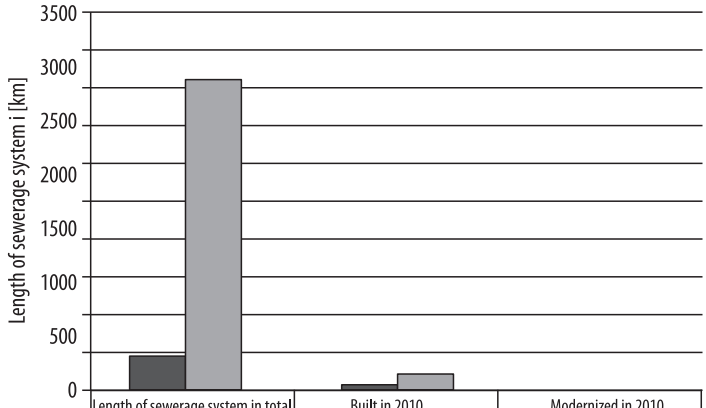
[7] Population Equivalent – the number expressing the ratio of the pollutant load in waste water and the unit pollutant load in waste water discharged by one inhabitant per day.

Figure 3
The percent of P.E. using the sewerage in rural-urban agglomerations



Source: ibidem.

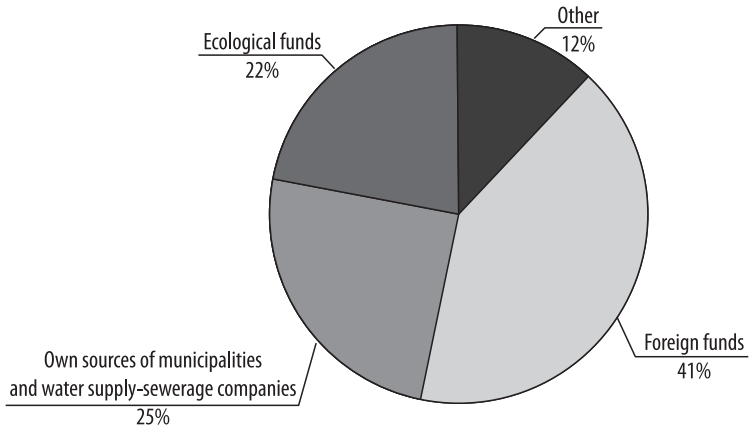
Figure 4
The length of sewerage in the Opolskie Voivodeship agglomerations (state of 31.12.2010)



	Length of sewerage system in total	Built in 2010	Modernized in 2010
Rural agglomerations	305,8	43,8	0,3
Ruual-urban agglomerations	2870,2	148,19	0,6

Source: ibidem.

Figure 5
Sources of sewerage building financing



Source: ibidem.

(41%), especially the RDP, ERDP, ROP and EEA FM[8]. 22% of the funding came from the environmental funds (the NFOŚiGW – the National Fund for Environmental Protection and Water Management, the RDOŚiGW – the Regional Fund for Environmental Protection and Water Management and the GFOŚiGW – Communal Fund for Environmental Protection and Water Management). Municipal local governments and water supply and wastewater treatment service providers granted 25% of funds. The remaining funds come from banks credis or private agencies (see figure 5). Total project cost in 2010 amounted 180,063.40 PLN.

Environmental impact analysis associated with the limit values for biogenic volatile organic compound emissions generated in the area of the Opolskie Voivodeship

According to the Treaty of Accession of the Republic of Poland and to the plans contained in the NPMWWT, realisation of the planned investments is intended to provide a minimum of 75% of the load of total nitrogen and total phosphorus removal from municipal wastewater in the whole country. Reaching such result will be possible, if:

- in the class of waste water treatment plants for agglomerations between 2,000 and 15,000 P.E., the conventional biological waste water treatment plants will be used;
- in the class of waste water treatment plants for agglomerations above 15,000 P.E. the enhanced total nitrogen and total phosphorus removal will be applied.

[8] RDP /PROW/ – Rural Development Programme 2007-2013; ERDF /EFRR/ – European Regional Development Fund; ROP /RPO/ – Regional Operational Programme; EEA Financial Mechanism /MF EOG/ – European Economic Area Financial Mechanism.

Table 2
Data of biogenic pollution reduction in Opolskie Voivodeship

Inflow nitrogen load for P.E connected with sewage system [kg/y]	Outflow nitrogen load for P.E connected with sewage system [kg/y]	% of nitrogen reduction for P.E connected with sewage system	Real % of of biogenic pollution reduction	Inflow phosphorus load for P.E connected with sewage system [kg/y]	Outflow phosphorus load for P.E connected with sewage system [kg/y]	% of phosphorus reduction for P.E connected with sewage system	Real % of biogenic pollution reduction
2972385	436750	85	47	520212	56247	89	50

Source: own study based on publication: M. Rajca, I. Kłosok-Bazan, M. Smoła, *Ocena stanu wypełnienia zobowiązań zapisanych w Traktacie Akcesyjnym w zakresie dyrektywy 91/271/EWG*, Opracowanie wykonane na zlecenie KZGW, Opole 2012.

In the case of the Opolskie Voivodeship, the biodegradable pollutant loading reduction percentage for loads from suppliers connected to the public sewerage network is relatively high and amounts to 85% for nitrogen and 89% for phosphorus. However, after considering the total load of pollutants formed in the the region of the voivodeship, covering also the load of pollutants in the unsewered areas, this percentage is significantly lower and amounts to 47% and 50% for nitrogen and phosphorus, respectively. Table 2 shows percentages of nitrogen and phosphorus loading reductions with subdivision on the loading reductions in the sewered areas and reduction of actual pollutant loads generated over the whole territory of the Opolskie Voivodeship. Comparing the mentioned data with the assumptions defined in the Treaty of Accession and in the NPMWWT, the conclusion should be made that the primary obstacle to achieve the assumed levels of biogenic pollutant removal, is due to the fact that insufficient area is equipped with sewage system in the voivodeship; and in the next 5 years, institutions responsible for the NPMWWT implementation in the Opolskie Voivodeship should consolidate their actions, so at the end of 2015 the actual effect of reduction of nitrogen and phosphorus loading will increase.

Assessment of tasks implemented under the NPMWWT performed by particular agglomerations on waste water systems, wastewater treatment plants and funding for the programme at the end of 2010

The total number of 49 agglomerations defined in the Opolskie Voivodeship, 2 are of above 100,000 P.E., 13 agglomerations are in the range 15,000-100,000 P.E. and 34 agglomerations are from 2,000 to 15,000 P.E.. According to provisions of the NPMWWT, in all agglomerations > 100,000 P.E., collective wastewater treatment systems and municipal waste water treatment plants should be provided for at least 95% of the population. In agglomerations in the range of 15,000-100,000 P.E., the value was at least 90% of population and in agglomerations

Table 3
The degree of NPMWWT realization for the Opolskie Voivodeship in range of inventory of sewerage system in the end of 2010, including division of P.E. groups

Number of agglomerations in the Opolskie Voivodeship: 49					
≥ 100 000 P.E		15 000-100 000 P.E.		2000-15 000 P.E.	
Number of agglomerations	Agglomerations provided with sewage system ≥ 95% P.E	Number of agglomerations	Agglomerations provided with sewage system ≥ 90% P.E	Number of agglomerations	Agglomerations provided with sewage system ≥ 80% P.E
2	0	13	0	34	2

Source: ibidem.

between 2,000 and 15,000 it amounted to 80%. Analysis of data on providing a sewage system for agglomerations in the Opolskie Voivodeship with division on particular classes of p.e. was presented in table 3. At the end of 2010, none of agglomerations above 100,000 P.E. was provided with a sewage system for 95% of the area. The reached percentage of P.E. using the sewerage system in these agglomerations ranged around the value of 73%. For the range of 15,000-100,000 P.E., which at the end of 2015 the rate value of areas supplied with sewage system should indicate 90%; there was also no agglomeration, which could complete the investment process. It should be also noted that in this class, the percentage of areas provided with sewage system varies greatly and ranges from 16% to 84%. With regard to agglomerations between 2,000 and 15,000 P.E., 2 of them complied with the assumptions of the NPMWWT at the end of 2010, which means that their percentage of areas provided with sewage system was higher than the assumed.

It should be noted that in provisions of the NPMWWT, the investment implementation was spread in time and agglomerations should reach the above mentioned rates by the end of 2015. However, analysing provisions of the NPMWWT concerning the planned length of waste water network in agglomerations in 2010, it was concluded that in the Opolskie Voivodeship at least 5 agglomerations did not construct the planned length of waste water network.

Regarding implementation of provisions on wastewater treatment plans, it can be stated that at the end of 2010 most of communes were still implementing the investment process, however, the environmental effects produced by wastwater treatment plants were satisfactory. All the analysed facilities after treatment, the wastewater complied with the requirements specified in the Regulation on conditions that must be met to discharge wastewater to water or soil and on substances particularly harmful to the aquatic environment.

Analysing the data to determine the degree of compliance with the provisions of the NPMWWT plan for financing up to 2010, it should be stated that majority of agglomerations comply with the specified assumptions. 38 from all

49 agglomerations comply with the provision of construction of wastewater network costs and 44 out from all 49 agglomerations comply with the provision of waste water treatment plants construction costs.

Analysis of the potential opportunities to implement the assumptions of the NPMWWT by the end of 2015

According to the NPMWWT, the investment is planned to be implemented in 2015. This period should be sufficient for implementation of all provisions of the document, since the results obtained in the Opolskie Voivodeship are satisfactory when compared with those of the whole country[9]. However, in some agglomerations, delays can be observed mostly from:

- offsets due to changes in the strategy according to schedule of key investments;
- funds from the Cohesion Fund obtained later than planned;
- lack of appropriate financial resources;
- time-consuming bureaucracy and administrative procedures for starting the investments;
- hard weather conditions.

Conclusion

Analysing the degree of fulfilment of provisions set in the NPMWWT on providing wastewater treatment infrastructure in particular agglomerations, it was noted that the highest percentage of p.e. provided with the sewerage network was recorded in Pawłowiczki agglomeration in Kędzierzyńsko-Kozielski Poviat and it amounted to 94%. Unfortunately, in the region, 6 of 49 established agglomerations is not provided with appropriate sewerage infrastructure, which means that the percentage of p.e. using the waste water collecting network is equal to 0. However, it should be noted that in all of these agglomerations construction works are undertaken aimed at achieving the required degree of areas supplied with sewage system.

In terms of investments concerning wastewater treatment plants, compliance with provisions of the NPMWWT on construction and proper functioning of waste water treatment plans is reached only in 20 agglomerations. Wherein, due to the fact that the standards were achieved in key agglomerations, the percentage of reduction of degradable pollutant loads for the Opolskie Voivodeship are relatively high and are 85% and 89% for nitrogen and phosphorus, respectively.

[9] Ibidem.

Data analysis on implementation of the NPMWWT in rural and rural-urban areas of the Opolskie Voivodeship points to certain problems and obstacles causing delays in implementation of the assumed objectives. The most important barriers are: financial problems, time-consuming administrative procedures for starting investments and difficult weather conditions.

There is still 4 years left, to complete the adjustment process It is hoped that this period will be sufficient for implementation of all provisions of the NPMWWT, especially since the results obtained in the Opolskie Voivodeship are satisfactory when compared with those of the whole country.

Aleksander Kiryluk

ROLA TORFOWISK W OCHRONIE ZASOBÓW PRZYRODNICZYCH I WODNYCH NA OBSZARZE POWIATU BIAŁOSTOCKIEGO W WOJEWÓDZTWIE PODLASKIM

Aleksander Kiryluk, dr hab. inż., prof. nzw. – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
Katedra Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska
ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok
e-mail: a.kiryluk@pb.edu.pl

SIGNIFICANCE OF PEATMOORS IN THE PROTECTION OF NATURAL AND WATER RESOURCES IN THE AREA OF BIAŁYSTOK COUNTY IN PODLASKIE VOIVODESHIP

SUMMARY: In the paper, there was shown the natural and economical significance of lowmoors in Poland and especially in Białystok county. In the area of Poland there is about 49,6 thousands of lowmoors which cover 1,2 mln ha [4% of the country surface]. 90% of this surface are lowmoors, 6% – highmoors and 4% – transitial moors. The most substantial role in the environment play lowmoors, characterised by high ability of water retention. In Poland, peatmoors gather 34 mld m3 of water, which has essential significance in decreasing of water resources on the country surface. In the area of Białystok county, there are 147 peatmoors and cover the surface of 8181 ha, which amounts 2,7% of the district surface. These peatmoors can retain such water quantity which is close to the capacity of water reservoir of Siemianówka. There was shown the significant role of lowmoors in the specimen diversity of hygrophilous fauna and flora. In Białystok county, lowmoors are mainly used as stable grassland, which provide to proper protection against progressive unfavourable changes.

KEY WORDS: low peatlands, retentioning water, grassland, biogenic, biodiversity

Wstęp

Torfowiska (ang. *peatland*) są geobiocenozami silnie uwodnionymi, na których występuje wilgociolubna roślinność i zachodzą procesy akumulacji materii organicznej. W naturalnych warunkach obszar torfowiska jest podmokły, pokryty zbiorowiskami roślin bagiennych i bagienno-łąkowych. Torfowiska występują głównie w strefie klimatu umiarkowanego wilgotnego i chłodnego, a także na obszarach górskich.[1] Ekosystemy torfowiskowe są układami dynamicznymi i zmieniają się wraz ze zmianą stosunków wodnych. Trwałe silne uwilgotnienie terenu powoduje sukcesywną akumulację materii organicznej i sprzyja powstawaniu torfowiska. Takie warunki występują na obszarach, gdzie nie zostały uregulowane stosunki wodne na skutek zabiegów technicznych lub uprawowych.

W Polsce akumulacja torfu następuje głównie na obszarach silnie uwodnionych dolin rzecznych. Te tereny są objęte różnymi formami ochrony obszarowej (dolina Biebrzy, dolina Narwi, dolina Warty, niektóre partie Pojezierzy). Na większości obszarów torfowisk proces akumulacji torfu został spowolniony lub całkowicie zatrzymany i zachodzi tam proces decesji, czyli rozkładu zgromadzonego torfu. Nastąpiło to w wyniku nadmiernego odwodnienia obszarów torfowiskowych ze względu na gospodarcze (rolnicze) wykorzystanie terenu.

Tempo zanikania materii organicznej na torfowiskach zmeliorowanych uzależnione jest od intensywności odwodnienia i sposobu użytkowania terenu. Przy obniżeniu wody gruntowej na głębokość większą niż 1 m następuje silna mineralizacja torfu, szczególnie w wierzchniej warstwie profilu glebowego, będącego poza zasięgiem kapilarnego zasilania w wodę. Proces mineralizacji torfu zmniejsza zdolność gromadzenia i utrzymywania wody przez masę torfową[2].

Wraz z odwodnieniem torfowiska ulegają zmianie właściwości fizyczne gleb torfowo-murszowych, a także następują niekorzystne zmiany w środowisku. Do wód gruntowych przedostają się duże ilości związków azotowych (głównie $N\text{-}NO_3$), a także następuje emisja dwutlenku węgla do atmosfery z gleb torfowych. Obecną emisję dwutlenku węgla z polskich torfowisk, zmeliorowanych w celu rolniczego użytkowania, można oszacować na 6,7 Mt, co stanowi 3,1% wynegocjowanego z Komisją Europejską limitu jego emisji[3]. Przy występowaniu w Polsce w okresie wegetacyjnym niedoborów wodnych dla większości roślin uprawnych zmniejszenie zdolności retencyjnych wody przez torfowiska należy postrzegać jako istotny problem przyrodniczy i gospodarczy, głównie w odniesieniu do trwałych użytków zielonych.

---

[1] P. Ilnicki, *Torfowiska i torf*, Wyd. Akademii Rolniczej, Poznań 2002, s. 30-32.

[2] A. Kiryluk, *Zmiany siedlisk pobagiennych i fitocenoz w dolinie Supraśli*, Wyd. IMUZ Falenty 2007, s. 12-14.

[3] S. Jurczuk, *Emisja dwutlenku węgla ze zmeliorowanych gleb organicznych w Polsce*, „Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie" 2012 t. 12 z. 3 (39), s. 63-64.

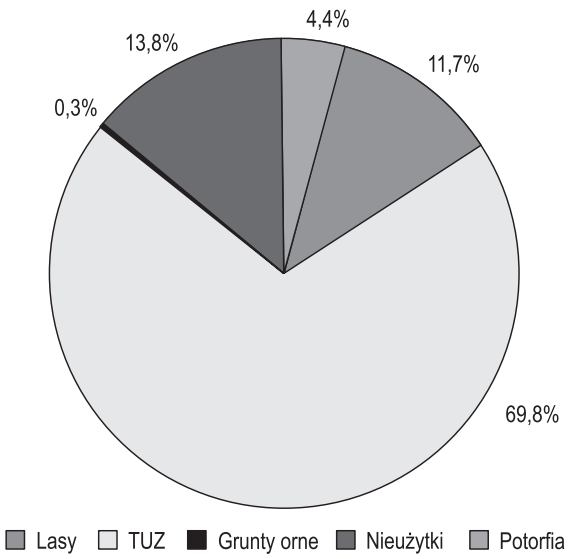
Celem pracy jest charakterystyka przyrodniczej i gospodarczej roli dolinowych torfowisk niskich, ze szczególnym uwzględnieniem ich funkcji retencyjnych. Pełniejszą ocenę torfowisk przeprowadzono na obszarze powiatu białostockiego w województwie podlaskim, na którym występuje 147 torfowisk niskich.

Powierzchnia i użytkowanie torfowisk

Powierzchnię torfowisk na kuli ziemskiej ocenia się na około 350 mln ha, z czego około 170 mln ha zajmują torfowiska o miąższości ponad 0,5 m. Na obszarze Polski występuje 49 620 torfowisk, zajmujących powierzchnię około 1,2 mln ha [4% powierzchni kraju]. Przyjmuje się, że 90% tej powierzchni stanowią torfowiska niskie, 6% – torfowiska wysokie i 4% – torfowiska przejściowe. Zatorfienie jest większe w północnej części kraju i maleje w kierunku południowym. Torfowiska występują najliczniej w pasie pojezierzy. Rozległe kompleksy torfowisk występują w dolinach rzek: Biebrzy [100 tys. ha], Noteci [50 tys. ha], Tyśmienicy i Krzny [30 tys. ha], a także na Nizinie Szczecińskiej [25 tys. ha].

Przeważająca część polskich torfowisk została w różny sposób przekształcona. Sposoby użytkowania powierzchni polskich torfowisk przedstawiono na rysunku 1.

Rysunek 1
Sposoby użytkowania torfowisk w Polsce



Źródło: opracowanie własne.

Znaczenie przyrodnicze i gospodarcze torfowisk

Rolnicze wykorzystanie torfowisk

Gospodarcze znaczenie torfowisk polega głównie na ich wykorzystaniu w celach rolniczych, dlatego wykonuje się zabiegi melioracyjne regulujące stosunki powietrzno-wodne w tym siedlisku. Po melioracji torfowisk powinna obowiązywać bezwzględna zasada szybkiego zagospodarowania jego powierzchni, co ma zapobiegać procesom degradacyjnym. Najlepszym sposobem zagospodarowania powierzchni zmeliorowanego torfowiska jest obsiew mieszankami traw i trwałe zadarnienie.

W zmeliorowanych glebach torfowych należy utrzymywać wysoki poziom wody gruntowej w pobliżu dopuszczalnej górnej granicy. Potrzebne jest preferowanie zakładania użytków zielonych z trwałą darnią i rezygnowanie z upraw polowych. W latach powojennych, a nawet do 1960 roku, podejmowano próby zakładania upraw polowych na torfowiskach niskich[4]. Przykładowo w Zakładzie Doświadczalnym IMUZ Biebrza uzyskiwano plony roślin uprawnych w wysokości: marchew – 650 dt · ha^{-1}, kapusta – 800 dt·ha^{-1}, konopie – 80 dt·ha^{-1}. Plonowanie roślin uprawnych na torfowiskach jest niestabilne, na co wpływa silny rozwój chwastów azotolubnych, szkodników oraz nadmierne przesuszenie górnej warstwy gleby. Skutecznym sposobem ochrony płytkich gleb torfowo-murszowych oraz gleb mineralno–murszowych jest ich ulepszanie przez głębokie orki napiaszczające, poprawiające warunki fizykowodne profilu i zmniejszające ewapotranspirację.

Ze względów przyrodniczych i gospodarczych najwłaściwszym sposobem rolniczego wykorzystania zmeliorowanych torfowisk jest zakładanie trwałych użytków zielonych. Ten sposób zagospodarowania gleb torfowych spełnia dwie zasadnicze funkcje: zabezpiecza torfowiska przed szybką degradacją i tworzy dobrą bazę tanich pasz w gospodarstwie rolnym.

Przyrodnicza i środowiskowa funkcja torfowisk

Specyficzne warunki siedliskowe torfowisk, wynikające z dużego uwodnienia ekosystemu i dużej zawartość materii organicznej, stanowią o ich dużej roli w środowisku przyrodniczym, czyli [5]:

- utrzymywaniu w środowisku dużej różnorodności gatunkowej flory i fauny;
- gromadzeniu znacznej ilości wody;
- tworzeniu warunków do życia, wzrostu i rozwoju wielu gatunków roślin i zwierząt;
- zapewnianiu warunków siedliskowych dla rzadkich ekosystemów i gatunków (swoiste banki genów);

[4] H. Okruszko, *Kierunki zasady gospodarki na torfowiskach*, Państwowe Wydawnictwo Rolne i Leśne, Warszawa 1969, s. 49-64.

[5] O. Bragg, R. Lindsay, *Strategy and Action Plan for Mire and Peatland Conservation inCentral Europe*, Wetlands International, Wageningen, The Netherlands 2003, s. 94.

- tworzeniu korzystnych warunków mikroklimatycznych;
- tworzeniu naturalnych barier geochemicznych w obrębie zlewni.

Hydrologiczne znaczenie torfowisk

Hydrologiczne znaczenie torfowisk wynika z dużej porowatości torfu gleb torfowych i torfowo-murszowych oraz dużej zawartości materii organicznej. Gleby torfowe i torfowo-murszowe charakteryzują się porowatością od 60 do 85% objętości. Torfy, w odróżnieniu od glebowych utworów mineralnych, mogą gromadzić w swojej objętości dużą zawartość (około 75-90% wody), są więc specyficznymi naturalnymi zbiornikami retencyjnymi. Torfowiska w Polsce gromadzą co najmniej 34 mld m^3 wody.[6] Retencjonowana woda w torfowiskach mogłaby pokryć powierzchnię kraju warstwą 110 mm. Jednakże nieznaczna część (około 5%) zretencjonowanej wody uczestniczy w obiegu w torfowisku. Jest to woda odpływająca powierzchniowo, wgłębnie lub wyparowująca w procesie ewapotranspiracji. Z torfowisk ubywa woda głównie z wierzchniej warstwy (z głębokości do 1 m) torfowiska.

Podstawowym mankamentem opracowań i ekspertyz w działaniach ochronnych torfowisk mokradłowych jest brak szczegółowego rozpoznania istniejących warunków hydrologicznych, będących kluczowym zagadnieniem w ochronie tych mokradeł. Często opracowania zawierające elementy hydrologii pozbawione są kompleksowego ujęcia zarówno pod względem obszarowym, jak też potrzeb wynikających z różnych form prowadzonej działalności – zarówno na terenie chronionym, jak też jego bliższym i dalszym sąsiedztwie. Powstające programy rozwoju na szczeblu regionalnym czy ogólnokrajowym nie zawsze uwzględniają potrzeby związane z ochroną przyrody i nie uwzględniają retencyjnej funkcji mokradeł torfowiskowych występujących na analizowanym terenie. Częstym mankamentem proponowanych rozwiązań w sporządzanych dokumentach jest ich krótkoterminowość, co ma niekorzystny wpływ na racjonalne zarządzanie obszarami mokradłowymi. Wymienione zagadnienia powinny być uwzględniane w trakcie wdrażania w Polsce Ramowej Dyrektywy Wodnej Unii Europejskiej. Rola mokradeł w szeroko rozumianym środowisku przyrodniczym polega głównie na spowalnianiu odpływu wody z obszarów zlewni i jej retencjonowaniu. Wynika to z hierarchii czynnika wodnego w funkcjonowaniu każdego ekosystemu. Poza funkcją retencyjną torfowiska mogą mieć znaczenie: filtracyjne, konserwujące i fitocenotyczne.

Filtracyjna funkcja torfowisk

Torfy wykazują duże właściwości filtracyjne dla wód przemieszczających się pionowo i poziomo. Redukcja biogenów w wodach spływających z otaczających pól i przepływających przez torfowiska do rzeki może sięgać od 60 do 100%.

[6] Z. Churski, *Rozmieszczenie jezior i obszarów podmokłych,* w: *Przemiany stosunków wodnych w Polsce w wyniku procesów naturalnych i antropogenicznych*, red. I. Dynowska, Wyd. Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków 1993, s. 70-77.

Torfy hamują przepływ azotu i unieruchamiają fosfor. Znaczenie torfowisk jako barier biogeochemicznych polega między innymi na możliwości wiązania siarki, absorbowaniu wapnia i magnezu.

Torfowiska nazywane są często „nerkami krajobrazu" lub małymi oczyszczalniami ścieków ze względu na specyficzny rodzaj gleb i roślinności tam występujących. Sanitarne oddziaływanie torfowisk na środowisko ma dziś coraz większe znaczenie ze względu na bardzo duże zanieczyszczenie wód powierzchniowych i płytkich podziemnych. Obieg związków chemicznych na torfowiskach różni się od obiegu w ekosystemach typowo wodnych i suchych. Więcej substancji chemicznych zostaje zatrzymanych w torfie i osadach niż w większości ekosystemów lądowych i wodnych. Torfowiska mogą spełniać rolę pułapki, źródła lub transformatora dopływającej materii spoza systemu. Funkcje te zależą od typu, wieku ekosystemu, sposobu jego użytkowania i mogą się one zmieniać w czasie jednego roku lub w okresach wieloletnich. Rolę pułapki zanieczyszczeń w stosunku do związków azotu spełniają torfowiska głównie wiosną i wczesnym latem, a dla fosforu po zakończeniu sezonu wegetacyjnego, kiedy dekompozycja przewyższa proces asymilacji. W okresach długoletnich, przy intensywnym dopływie pierwiastków biogennych ze zlewni po wysyceniu kompleksu sorpcyjnego podłoża torfowisk, mogą spełniać rolę źródła pierwiastków biogennych.

Znaczenie gospodarcze torfu

Torf może być traktowany jako kopalina z przeznaczeniem głównie na nawóz ogrodniczy lub jako substrat nawozowy o szerszym zastosowaniu. W okresie powojennym torf wykorzystywany był jako opał (rocznie w Polsce wydobywano około 2 mln ton). Aktualnie w Polsce obowiązuje zakaz jego wydobywania i stosowania go na cele opałowe. Na potrzeby ogrodnicze wymagania dla torfu określone są normą państwową PN–78/G–98016, a dla torfu ściółkowego obowiązuje norma PN–74/G–98002.

Z mniej znanych sposobów wykorzystania surowca torfowego należy wymienić przemysł papierniczy (produkcja tektury i gorszych gatunków papieru), przemysł metalurgiczny (dodatki do mas formierskich), produkcję materiałów izolacyjnych (cieplnych i akustycznych), przemysł chemiczny (koks torfowy, gaz, węgiel aktywowany), a ostatnio także biostymulatory stosowane w rolnictwie i medycynie. Poza produktami hydrolizy, stosowanymi w medycynie, odpowiednio preparowany torf stosuje się do celów balneologicznych.

Materiał i metodyka

Do charakterystyki i oceny torfowisk na obszarze powiatu białostockiego przyjęto dane i informacje zawarte w opracowanych dokumentacjach torfowisk, dostępnych w archiwum zakładowym Wojewódzkim Zarządzie Melioracji i Urządzeń Wodnych w Białymstoku. Analiza została także uzupełniona własnymi

licznymi badaniami wykonanymi na obszarach torfowiskowych przez autora niniejszej publikacji.

Dokumentacje torfowisk opracowano dla ówczesnego województwa białostockiego w latach 1960-1970. Zasady opracowania dokumentacji torfowisk zostały ustalone w Tymczasowej Instrukcji wydanej przez Departament Wodnych Melioracji Ministerstwa Rolnictwa z 1959 roku i w rozporządzeniu Ministra Rolnictwa z 30 lipca 1960 r. Celem głównym tych opracowań było oszacowanie zasobów złóż torfowych na potrzeby eksploatacyjne (pozyskiwania torfu na opał). Równocześnie w trakcie prac terenowych (rozpoznawczych i geodezyjnych) zebrano istotne informacje o morfologii torfowisk, ich właściwościach wodnych i zbiorowiskach roślinnych.

Przy bilansowaniu masy torfowej i ocenie zasobów wodnych stosuje się termin torfowisko. W tym przypadku za torfowisko przyjmuje się obszar o powierzchni ponad 0,5 ha, na której nagromadził się torf o średniej grubości nie mniejszej niż 0,3 m w stanie naturalnym oraz 0,2 m w stanie osuszonym[7]. W opracowywanych dokumentacjach torfowiskowych dla ówczesnego województwa białostockiego uwzględniano tylko powierzchnie zatorfione większe od 1,0 ha i posiadające miąższość torfu większą niż 0,5 m. W wyniku prac terenowych i kameralnych przy opracowywaniu dokumentacji zebrano wartościowe materiały dotyczące właściwości torfowisk, ich morfologii i innych parametrów. Przy opracowywaniu każdej dokumentacji torfowiskowej wykonano następujące prace:

- wyznaczenie granicy zerowej torfowisk [km];
- sondowania pozytywne i negatywne;
- wiercenia na głębokość z pobraniem prób glebowych;
- odkrywki glebowe wraz z opisem;
- analiza na gatunek torfu;
- analiza na popielność;
- oznaczenia kwasowości

i opracowano następujące materiały:

- zdjęcia (spisy florystyczne) zbiorowisk roślinnych;
- szkice sytuacyjno-florystyczne w skali 1:25 000;
- profile glebowe;
- profile stratygraficzne w skali 1:50.

Dokumentacje podlegały merytorycznej weryfikacji. Należy stwierdzić, że istotnym walorem opracowanych dokumentacji jest zarejestrowanie stanu wielu torfowisk przed ich zmeliorowaniem. Największy rozwój melioracji torfowisk nastąpił w latach siedemdziesiątych i osiemdziesiątych XX stulecia. Po kilkudziesięciu latach od wykonania melioracji niektóre torfowiska o małej powierzchni i miąższości torfu uległy silnym procesom decesji i przestały być ekosystemami mokradłowymi.

[7] J.K. Frankiewicz, *Właściwości torfu,* w: *Surowce mineralne świata: torf*, red. W. Blaschke, Wyd. Geologiczne, Warszawa 1980.

Charakterystyka torfowisk na obszarze powiatu białostockiego

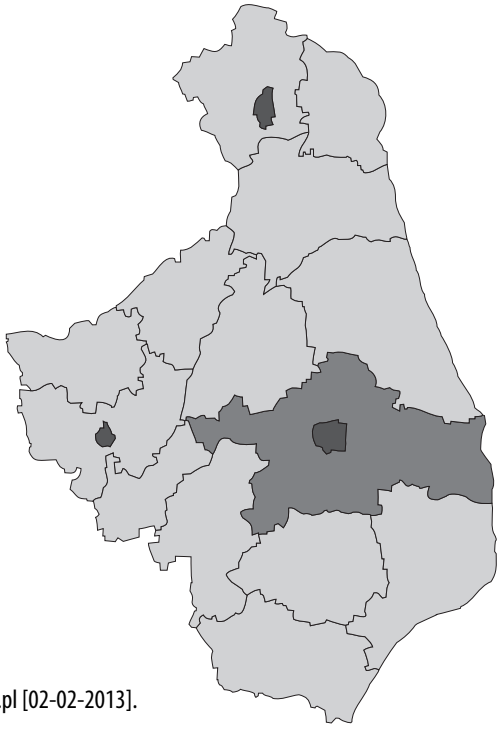
Informacje i dane podstawowe

Powiat białostocki, położony w makroregionie Niziny Północno-Podlaskiej i mezoregionie Wysoczyzny Białostockiej, jest największym powiatem ziemskim w Polsce. Usytuowany jest w prawie centralnej części województwa podlaskiego (rysunek 2) i tworzy go 15 gmin, w tym 8 gmin miejsko-wiejskich: Choroszcz, Czarna Białostocka, Łapy, Supraśl, Suraż, Tykocin, Wasilków, Zabłudów i 7 gmin wiejskich – Dobrzyniewo Duże, Gródek, Juchnowiec Kościelny, Michałowo, Poświętne, Turośń Kościelna, Zawady.

Z ogólnej powierzchni powiatu, wynoszącej 298 542 ha, tereny użytkowane rolniczo stanowią 50,2%. Lasy i grunty leśne zajmują 114 243 ha (38,2%), w tym lasy państwowe – 85907 ha. Nieużytki rolne zajmują 2,6% powierzchni, a pozostałe grunty 9,0%. Na terenie powiatu mieszka około 139,76 tys. mieszkańców, z czego około 70% zamieszkuje wsie i osady.

Powierzchnia 128 664 ha w powiecie białostockim objęta jest różnymi formami ochrony przyrody w postaci: Narwiańskiego Parku Narodowego(6 298 ha

Rysunek 2
Mapa województwa podlaskiego z zaznaczonym obszarem powiatu białostockiego



Źródło: www.obserwatorium.up.podlasie.pl [02-02-2013].

parku znajduje się na terenie powiatu białostockiego), Parku Krajobrazowego Puszczy Knyszyńskiej (52 045 ha położonych jest na terenie powiatu), obszarów chronionego krajobrazu, rezerwatów i użytków ekologicznych. Obszary chronione zajmują 43% ogólnej powierzchni powiatu. Na terenie powiatu znajduje się 5 obszarów zaliczonych do Europejskiej sieci NATURA 2000, zajmujących obszar 134 754 ha, co stanowi 45,1% ogólnej powierzchni powiatu. Natura 2000 to sieć obszarów chronionych na terenie państw członkowskich Unii Europejskiej[8].

Teren powiatu jest bardzo atrakcyjny turystycznie. Wytyczono liczne szlaki turystyczne, ścieżki edukacyjne w najważniejszych obiektach przyrodniczych oraz przygotowano dobrze rozwiniętą sieć noclegowo-gastronomiczną, ułatwiającą zwiedzanie i wypoczynek.

Rola torfowiska w powiecie białostockim

Torfowiska w powiecie białostockim są głównie pochodzenia fluwiogenicznego i występują w dolinach rzek i lokalnych obniżeniach terenu. Przeważającą powierzchnię torfowisk stanowią torfowiska niskie Największe powierzchnie torfowisk występują w dolinie Narwi i w dolinach jej dopływów. Niektóre obszary torfowisk zostały objęte ochroną w formie rezerwatów. Są to:

- rezerwat Gorbacz – utworzony w 1968 roku w celu ochrony torfowisk niskich i wysokich;
- rezerwat Budzisk – utworzony w 1970 roku, chroniący fragment Puszczy Knyszyńskiej z torfowiskami wysokimi i zbiorowiskami grądowymi;
- rezerwat Surażkowo – utworzony w 1987 roku, chroniący rozległy kompleks torfowcowy na obrzeżu doliny rzeki Sokołdy;
- rezerwat Bahno w Borkach – utworzony w 1990 roku w celu zachowania zbiorowisk roślinnych torfowiskowych o charakterze borealnym;
- rezerwat Taboły – utworzony w 1999 roku, obejmujący fragment Puszczy Knyszyńskiej z borem mechowiskowym i borem świerkowym torfowcowym.

Aktualnie na obszarze powiatu białostockiego eksploatowane są złoża torfowe Imszar III i Bińdziuga. Pozyskuje się tam surowiec wykorzystywany do substratów glebowych stosowanych w ogrodnictwie i kwiaciarstwie. Z pewnych partii tych złóż pozyskuje się torf do celów leczniczych (borowina).

Dane o torfowiskach występujących na obszarze powiatu białostockiego zamieszczono w tabeli 1. Z przeprowadzonych badań i sporządzonej dokumentacji wynika, że na obszarze powiatu występuje 147 torfowisk (o powierzchni większej niż 1 ha i o miąższości torfu ponad 0,5 m).

Torfowiska zajmują powierzchnię 8181 ha, co stanowi 2,7% powierzchni powiatu. Jest to zatorfienie niższe niż w całym województwie podlaskim[9].

[8] Program ochrony środowiska powiatu białostockiego, www.bip.st.bialystok.wrotapodlasia.pl [02-02-2013].
[9] A. Kiryluk, *Zmiany siedlisk ...*, op. cit., s. 12-14.

Największe powierzchnie torfowisk występują w dolinie rzeki Supraśli, w jej części źródłowej. Dolinowe położenie dużych obszarów torfowisk niskich ma duże znaczenie w ochronie przeciwpowodziowej. W okresach roztopów wiosennych i przy letnich wylewach wód z rzek i cieków torfowiska przejmują znaczne ilości wody i zabezpieczają tereny przylegle przed zalaniem. Takie sytuacje występują w dolnym odcinku rzeki Supraśli.

Przyjmując porowatość torfu w granicach 70-75% objętości, obliczono możliwość retencjonowania wody przez te ekosystemy. Torfowiska powiatu białostockiego w optymalnych warunkach mogą retencjonować 69,1 mln m^3 wody. Dla porównania pojemność użyteczna zbiornika Siemianówka[10] wynosi 59,1 mln m^3, a więc jest mniejsza o 11 mln m^3 od zdolności retencyjnych torfowisk niskich występujących na obszarze powiatu. Porównanie to może świadczyć o dużej roli torfowisk powiatu białostockiego w ochronie zasobów wodnych. Badania własne autora wskazują, że przeważająca powierzchnia torfowisk na obszarze powiatu jest wykorzystywana jako łąki i pastwiska. Daje to szanse na spowolnienie procesów degradacyjnych dzięki ochronnej roli zwartej darni w stosunku do gleb torfowo-murszowych. Na dużym kompleksie torfowisk niskich, określanym jako Supraśl Górna (obszar gminy Gródek i Michałowo), który został zmeliorowany w latach osiemdziesiątych XX wieku, obserwuje się procesy grądowienia i na niektórych partiach procesy ponownego zabagniania[11]. Następują one na skutek niefunkcjonalności lub słabego funkcjonowania urządzeń melioracyjnych odwadniająco-nawadniających. Badania wykonywane w torfowiskowej dolinie rzeki Supraśl Górna wskazują także, że torfowiska użytkowane jako łąki i pastwiska zatrzymywały około 50% związków fosforu i azotu, spływających z wyższych partii terenu do części dolinowej. Funkcja filtracyjna torfowisk pozwala w dużym stopniu zmniejszać zanieczyszczenie wód powierzchniowych związkami biogennymi pochodzenia rolniczego.

Podsumowanie

Torfowiska jako ekosystemy przyrodnicze, występujące w krajobrazie Polski i województwa podlaskiego, pełnią ważną rolę środowiskową i gospodarczą. Po okresie intensywnych odwodnień tych ekosystemów w latach siedemdziesiątych i osiemdziesiątych XX wieku nastąpił etap ich ochrony i renaturyzacji, co wynika z doceniania ich roli w środowisku. Umiejętne i trafne sposoby ochrony torfowisk wymagają wiedzy na temat ich genezy i funkcjonowania. Przyrodnicza rola torfowisk polega głównie na dużej zdolności retencji wód opadowych i płytkich wód podziemnych. Torf w początkowym stadium murszenia (gdy procesy mineralizacji nie zaszły zbyt daleko) może gromadzić w swojej porowatości

[10] J. Sokołowski, *Monografia zbiornika wodnego Siemianówka*, Wojewódzki Zarząd Melioracji i Urządzeń Wodnych, Białystok 1999, s. 23-24.

[11] A. Kiryluk, *Proces grądowienia w pobagiennych ekosystemach łąkowych*, „Woda, Środowisko i Obszary Wiejskie'' 2009 t. 9, z. 4(28), s. 59-69.

Tabela 1
Charakterystyka opisowa torfowisk powiatu białostockiego i ich potencjalna retencja wodna

Nazwa torfowiska i lokalizacja	Liczba torfowisk na obszarze	Powierzchnia torfowisk [ha]			Typ torfowiska	Szacunkowa objętość torfu [tys.m^3]	Szacunkowa retencja wody [tys. m^3]	Dominujący sposób użytkowania torfowiska
		Łączna	Minimalna	Maksymalna				
Bacieczki	6	35,2	1,0	12,0	niskie	319	240	nieużytki
Barszczewo dolina cieku Rudnik	1	337,0			niskie	6 734	5050	łąki i pastwiska
Ciasne	3	71,5			niskie	621	466	las
Czaplinianka dolina rzeki	18	407,0	1,9-	75,5	niskie	2 651	1990	łąki i pastwiska
Czarna dolina rzeki	1	387,0			niskie	2 670	2003	łąki i pastwiska
Dobrzyniówka zlewnia rzeki Supraśl	5	146,0	4,5	62,0	niskie	1 461	1096	łąki i pastwiska
Dublany dolina rzeki Swisłoczy	3	184,2	2,25	111,0	niskie	2340	1755	łąki i pastwiska
Horodnianka dolina rzeki	7	310,0	6,9	151,7	niskie	2 683	2012	łąki i pastwiska
Jeziorzysk	4	68,0	2,5	40,0	niskie	347	260	las
Konowały	10	82,0	0,5	34,0	niskie	768	576	las
Krynki – Zubki	1	399,0			niskie	6 304	4728	łąki i pastwiska
Nowa Wola	9	711,5	2,0	269,0	niskie	11 174	8380	łąki i pastwiska

Ostrówki zlewnie rzek: Czarna, Rudnia, Małynka	13	177,0	3,0	45,0	niskie	1 411	1058	łąki i pastwiska
Płoska dolina rzeki	3	362,0	39,0	244,0	niskie	643	482	łąki i pastwiska
Popielewo	1	58,1				7 920	5940	nieużytki
Porosły – Narew	3	263,0	74,0	95,0	niskie	2 650	1988	łąki i pastwiska
Rudnia dolina rzeki	1	332,0			niskie	2 623	1967	łąki i pastwiska
Rybniki zlewnia rzeki Czarna	19	472,0	1,75	105,0	niskie wysokie na pow. ok. 105 ha	3 973	2980	las
Sobolewo	20	132,5	0,85	19,0	niskie	893	670	łąki i pastwiska
Supraśl dolina rzeki	5	1954,0	12,0-	1886,0	niskie	15 816	11862	łąki i pastwiska
Świnobródka dolina rzeki Płoski i Świnobródki	2	669,0	86,0	583,0	niskie	9 253	6940	łąki i pastwiska
Topolany –Krukowszczyzna źródła rzeki Supraśl	2	516,0	199,0	317,0	niskie wysokie na pow. ok. 115 ha	8 180	6135	łąki i pastwiska
Tryczówka dolina rzeki Mieńki	10	107,0	1,0	40,0	przejściowe	668	516	łąki i pastwiska
Razem	147	8181,0	x	x		92 102	69 094	

Źródło: opracowanie własne.

do 85% wody. Zdolności retencyjne wody przez torfowiska są ważne w aspekcie zmniejszających się zasobów wodnych na większości obszarów Polski. Ważną funkcją torfowisk jest ich rola filtracyjna, czyli zatrzymywanie przemieszczających się związków biogennych. Zatrzymywanie na torfowisku migrujących związków azotu i fosforu przyczynia się do zmniejszenia zanieczyszczenia wód w wielu ciekach i większych rzekach. W okresie wezbrań wód w rzekach i przy stanach powodziowych rozlegle dolinowe obszary torfowisk przejmują falę powodziową i stanowią naturalne zbiorniki retencyjne dla wód powodziowych. Duże uwilgotnienie torfowisk sprzyja utrzymywaniu się wielu gatunków wilgociolubnej flory, a także jest miejscem bytowania wielu gatunków fauny, w tym wielu gatunków ptaków.

Gospodarcze znaczenie torfowisk polega głównie na ich wykorzystaniu jako trwałych użytków zielonych, stanowiących ważną bazę paszową dla zwierząt przeżuwających. Na obszarze województwa podlaskiego, w tym także na obszarze powiatu białostockiego, duże powierzchnie łąk i pastwisk występują na dolinowych torfowiskach niskich. Badania naukowe i doświadczenia praktyki rolniczej dowodzą, że wykorzystywanie torfowisk niskich jako trwałych użytków zielonych w naszych warunkach klimatycznych jest najwłaściwszym sposobem ich konserwacji i zapobiega ich degradacji.

Maria Walery

WARIANTOWANIE ROZWIĄZAŃ SYSTEMU FUNKCJONOWANIA GOSPODARKI ODPADAMI MEDYCZNYMI NA PRZYKŁADZIE WOJEWÓDZTWA PODLASKIEGO

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

PREPARING OF VARIANTS OF THE MANAGEMENT SYSTEM SOLUTIONS OF MEDICAL WASTE IN PODLASKIE REGION

SUMMARY: The paper presents the model of medical waste management system in the dynamic version which allows to design the most economically effective systems of medical wastes disposal and utilization. This paper describes the optimization study aimed to analyze the impact of the parameter describing the degree of reduction of medical waste in the process of combustion (wwp) and changes in the unitary cost of transportation of medical waste (Kij) on the value of the indicator of economic efficiency (E). The study was conducted on the example of the analysis of medical waste management system in Podlaskie Region.

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

Wstęp

Odpady medyczne stwarzają coraz większe zagrożenie dla środowiska naturalnego oraz zdrowia i życia ludzi, głównie ze względu na zawartość chorobotwórczych drobnoustrojów: bakterii, prątków, wirusów, grzybów i pasożytów. W wyniku tego mogą one stanowić źródło infekcji, czyli zakażeń zarówno wewnątrzszpitalnych, jak i zewnątrzszpitalnych. Problematyka gospodarowania odpadami medycznymi, czyli realizacja prawidłowej ich zbiórki, segregacji, transportu i unieszkodliwiania stanowi obecnie jeden z najbardziej istotnych problemów służb sanitarno-epidemiologicznych. Przy stale rosnącej ilości wytwarzanych odpadów medycznych, rosnących kosztach ich transportu oraz unieszkodliwienia w połączeniu z trudną sytuacją finansową rynku usług medycznych system gospodarki odpadami wymaga poszukiwania działań strategicznych ukierunkowanych na oszczędności finansowe. Efektywna alokacja działań powinna odnosić się do możliwych obszarów funkcjonowania systemu gospodarki odpadami medycznymi poprzez dążenie do minimalizacji kosztów eksploatacyjnych, epidemiologicznych i ekologicznych funkcjonowania systemu przy maksymalizacji skuteczności procesu ich unieszkodliwiania[1]. Niezmiernie ważny jest optymalny dobór poszczególnych procesów składowych oraz zespołu obiektów systemu, czyli:

- pozyskiwania i gromadzenia odpadów medycznych;
- systemu transportu odpadów z uwzględnieniem działalności transportowych;
- przetwarzania i unieszkodliwiania odpadów medycznych.

System gospodarki odpadami medycznymi jest systemem otwartym, ponieważ oddziałuje na otoczenie oraz przyjmuje informacje z niego płynące. Struktura systemu wskazuje na istnienie relacji zachodzących pomiędzy poszczególnymi elementami systemu i otoczenia, które utrzymują jego funkcjonowanie w strukturze dynamicznej. W ujęciu systemowym przeprowadzenie analizy rozwiązań gospodarki odpadami, czyli optymalizacji procesów jednostkowych, zidentyfikowanie wzajemnego powiązania wszystkich elementów systemu, zachodzących wzajemnych interakcji, stwarza możliwość podjęcia szeregu działań zmierzających do uporządkowania gospodarki odpadami medycznymi.

[1] 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.E. Birpinar, M.S. Bilgili, T. Erdoğan, *Medical waste management In Turkey*: *a case study of Istanbul*, „Waste Management" 2009 t. 29, s. 445-448; 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; K. Gaska, *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, Białystok 2009.

Celem pracy jest analiza wpływu parametru opisującego stopień redukcji ilości odpadów medycznych w procesie spalania (wwp) oraz jednostkowego kosztu transportu odpadów medycznych (K_{ij}) 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[2], jak również program komputerowy MRGO+ (Model Regionalnej Gospodarki Odpadami), będący jego implementacją[3]. 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 odnoszą się do określenia:

- zbioru źródłowych obszarów gromadzenia odpadów I, przy czym każdemu obszarowi odpowiada określona powierzchnia terenu A_i ($i \epsilon I$), na której znajduje się zbiór Z źródeł powstawania odpadów. Każdy *i*-ty źródłowy obszar gromadzenia ($i \epsilon I$) 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 ($w \epsilon W$), każda *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;

---

[2] S. Biedugnis, J. Cholewiński, *Program do wyboru optymalnego wariantu gospodarki odpadami w skali regionu*, „Biuletyn IGPiK" 1987 nr 10, Warszawa 1987, s. 34-39; S. Biedugnis, J. Cholewiński, *Optymalizacja gospodarki odpadami,* Wyd. Naukowe PWN, Warszawa 1992; S. Biedugnis, P. Podwójci, M. Smolarkiewicz, *Regional optymalizing 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. Biedugnis, P. Podwójci, M. Smolarkiewicz, *Optymalizacja gospodarką odpadami komunalnymi w skali mikro- i makroregionalnej,* Wyd. Instytut Podstawowych Problemów Techniki PAN, Warszawa 2003.

[3] P. Podwójci, *Modele optymalizacyjne systemów wywozu i unieszkodliwiania odpadów komunalnych na przykładzie regionu płockiego*, dysertacja, Warszawa 2000.

- 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 przewozu 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,

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

- 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:

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

- eksploatacja każdego obiektu, rozpatrywana w ujęciu dynamicznym, dopuszcza wybudowanie obiektu o przepustowości przekraczającej potrzeby w momencie 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 nie obniży się w stosunku do której podjęto eksploatację.

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[4], 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 – szpitale, cztery obiekty pośrednie – spalarnie odpadów medycznych, odpowiednio OP1 (Suwałki), OP2 (Łomża), OP3 (Białystok) i OP4 (Hajnówka), oraz cztery obiekty końcowe (odpowiednio OK1, OK2, OK3 i OK4) zlokalizowane na terenie spalarni odpadów medycznych – 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 dyskonta);
- parametry ekonomiczne opisujące obiekty systemu (koszty kapitałowe i eksploatacyjne);
- wielkość redukcji odpadów medycznych w obiektach pośrednich systemu wyrażona w postaci współczynnika wyjściowego procesu – wwp [%];
- czas planowanego horyzontu czasowego t (czas trwania badań modelowych).

Obliczenie wskaźnika ekonomicznej efektywności przeprowadzono metodą przedstawioną w pracach Biedugnisa i Cholewińskiego[5], uwzględniając w modelu dynamicznym inflację i dyskontowanie rocznych nakładów kapitałowych i kosztów bieżących w poszczególnych okresach modelowych:

- nakłady kapitałowe przedstawiają wartość rocznej raty umorzeniowej z uwzględnieniem dyskontowania i inflacji wyrażonej w postaci części stałej nakładów kapitałowych FN i części zmiennej SN dla danego okresu modelowego;

[4] M. Walery, *Systemowe rozwiązanie*..., op. cit.

[5] S. Biedugnis, J. Cholewiński, *Program do wyboru*..., op. cit.; S. Biedugnis, J. Cholewiński, *Optymalizacja gospodarki*..., op. cit.

- 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 Biedugnisa i Cholewińskiego[6] 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.

Studium badań 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 = 40%.
- Etap II – w przebiegach 2-5 – badano wpływ zmiany parametru opisującego stopień redukcji ilości odpadów medycznych w procesie termicznego przekształcania odpadów, wyrażonego w postaci współczynnika wyjściowego – wwp [%], oraz dodatkowo zmiany jednostkowego kosztu transportu odpadów medycznych w I i II okresie badań modelowych w przedziale zmienności od 10 do 100% na uzyskanie optymalnego rozwiązania.

Zakres obliczeń optymalizacyjnych dla etapu II (przebiegi 2-5) przedstawiono w tabeli 1.

W wyniku przeprowadzonych obliczeń optymalizacyjnych dla przebiegu 1 (etap I) z założonych wstępnie na modelowym obszarze 26 obiektów systemu (18 – źródeł powstawania odpadów medycznych, 4 – spalarnie, 4 – składowiska odpadów niebezpiecznych, 55 – możliwych tras przewozu odpadów) zostały wybrane w I i II okresie modelowym odpowiednio: 3/3 spalarnie, 3/3 składowiska oraz 21/21 tras przewozu odpadów, minimalizując w ten sposób koszt funkcjonowania systemu. Układ lokalizacji obiektów, ilości transportowanych odpadów i związanych z nimi tras wywozu przedstawiono na rysunku 1.

Dla przebiegu 1 w tabeli 2 przedstawiono poziomy działalności przerób-czych w obiektach pośrednich i końcowych w poszczególnych okresach badań modelowych.

Dla przebiegów 2-5 przy założonym współczynniku wyjściowym wwp = 40% i 10-100% wzroście jednostkowego kosztu transportu odpadów medycznych

[6] Ibidem.

Tabela 1

Zakres obliczeń optymalizacyjnych dla przebiegów 2-5 w poszczególnych okresach badań modelowych

Nr przebiegu	Wielkość redukcji ilości odpadów w obiektach pośrednich wwp [%]	Jednostkowy koszt transportu odpadów K_{ij} [%]	Jednostkowy koszt transportu odpadów w poszczególnych okresach badań modelowych K_{ij} [PLN/t/min]	
			I okres badań	II okres badań
2	40	10	1,46	0,48
3	40	25	1,66	0,55
4	40	50	2,00	0,66
5	40	100	2,66	0,88

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 2

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

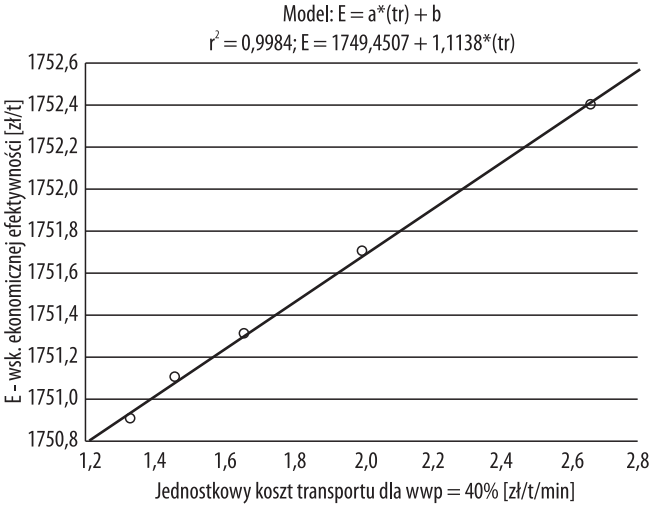
Obiekty systemu	Nazwa procesu	Poziomy działalności przeróbczych [t/rok]	Czas trwania badań modelowych I=5 lat, II=15 lat
OP1	spalanie	140,400	I
OP1	spalanie	148,800	II
OP2	spalanie	210,400	I
OP2	spalanie	222,400	II
OP3	spalanie	434,400	I
OP3	spalanie	450,900	II
OK1	składowanie	56,160	I
OK1	składowanie	59,520	II
OK2	składowanie	84,160	I
OK2	składowanie	88,960	II
OK3	składowanie	173,760	I
OK3	składowisko	180,360	II

Źródło: opracowanie własne.

w I i II okresie badań modelowych (z 1,46 PLN/t/min do 2,66 PLN/t/min) – struktura przestrzenna systemu gospodarki odpadami medycznymi nie uległa zmianie w stosunku do przebiegu 1 (wwp = 40%), nie ma też zmian dotyczących ilości transportowanych odpadów po określonych trasach przewozu, ani też zmian poziomów działalności przeróbczych w poszczególnych obiektach w I i II okresie modelowym.

Przy założonych wwp = 40% oraz 10-100% wzroście jednostkowego kosztu transportu odpadów dla przebiegów 2-5 nastąpił nieznaczny wzrost (o 0,9‰) wartości wskaźnika ekonomicznej efektywności E – z 1750,90 PLN/t do 1752,40 PLN/t.

Rysunek 2
Zależność wskaźnika ekonomicznej efektywności E od stopnia redukcji ilości odpadów medycznych w procesie termicznego przekształcania odpadów oraz jednostkowego kosztu transportu odpadów, dla wwp = 40%



Źródło: opracowanie własne.

Na rysunku 2 przedstawiono wartość uzyskanego wskaźnika ekonomicznej efektywności E dla przebiegów 2-5 w zależności od stopnia redukcji ilości odpadów medycznych w procesie termicznego przekształcania odpadów (wwp = 40%) oraz przy 10-100% wzroście jednostkowego kosztu transportu odpadów.

Przy założonych wwp = 40% oraz 10-100% wzroście jednostkowego kosztu transportu odpadów dla przebiegów 2-5 uzyskano wzrost kosztu funkcjonowania systemu (wskaźnika ekonomicznej efektywności E):

$$E = 1749{,}4507 + 1{,}1138*(tr)\ [\text{PLN/t}] \quad (3)$$

Podsumowanie

Przedstawiony w artykule model optymalizacji systemu wywozu i unieszkodliwiania odpadów medycznych służy do wielowariantowej analizy realizacji systemowej gospodarki odpadami medycznymi na wybranym obszarze. Kluczowe w obszarze wariantowania rozwiązań systemu zarządzania gospodarką odpadami medycznymi jest odwzorowanie poszczególnych klas obiektów, co pozwala na ujawnienie struktury systemu oraz zidentyfikowanie relacji oraz interakcji między poszczególnymi elementami systemu. Analiza wariantów modelowania systemu może być rozpatrywana w układzie zintegrowanym, opartym na współdziałaniu różnych technologii przetwarzania i unieszkodliwiania odpadów medycznych.

Model matematyczny systemu wywozu i unieszkodliwiania odpadami medycznymi umożliwia analizę zmian wariantów rozwiązywania systemowej gospodarki odpadami przy zmianach parametrów wejściowych systemu, czyli:

- parametrów ekonomicznych opisujących system (koszty jednostkowe transportu odpadów, wskaźnik inflacji i dyskonta);
- parametrów ekonomicznych opisujących obiekty systemu (koszty kapitałowe i eksploatacyjne);
- wielkości redukcji odpadów medycznych w obiektach pośrednich systemu wyrażonej w postaci współczynnika wyjściowego procesu – wwp [%];
- ograniczenia przepustowości obiektów pośrednich (spalarni);
- czasu planowanego horyzontu t (czas trwania badań modelowych).

Analiza wariantowa prowadzona jest w odniesieniu do stanu istniejącego, czyli wariantu bazowego, co ma szczególne znaczenie przy wyznaczaniu wskaźnika ekonomicznej efektywności i wyborze wariantu najlepszego spośród analizowanych przy minimalizacji kosztów eksploatacyjnych funkcjonowania systemu i spełnieniu wymagań ekologicznych.

Struktura systemu gospodarki odpadami medycznymi determinowana jest głównie przez współczynnik wyjściowy procesu – wwp. Wzrostowi tego współczynnika odpowiada wzrost ilości odpadów poprocesowych kierowanych na składowisko. Dalszą konsekwencją jest wzrost kosztu funkcjonowania systemu. Stąd też koniecznością staje się uzyskanie jak najmniejszego współczynnika wyjściowego procesu poprzez dobór odpowiedniej technologii i procesów składowych przetwarzania i unieszkodliwiania odpadów medycznych.

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

Janina Piekutin

OCZYSZCZANIE WÓD OPADOWYCH Z SUBSTANCJI ROPOPOCHODNYCH

Janina Piekutin, 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: jpieku@wp.pl

RAINWATER TREATMENT OF PETROLEUM SUBSTANCES

SUMMARY: Genesis of rain sewage is connected with drainage of roads and objects linked with them. Its quality changes with flow intensity modification and rain duration. Devices used to rainwater treatment have great impact on environment. The aim of made research was evaluation of rainwater treatment effectiveness of selected separators located in Białystok. Storm water drainage is in 47,35% city area. City area is divided in 905 drainage basins (depends on area, rain intensity, flow rate, canal capacity) with differential areas (from 1,2 ha to 196,0 ha). To research there selected 4 separators and there were 6 sample taken in each point. In samples ChZT, BZT5, suspension, petroleum-benzine extractive substances and petroleum hydrocarbons were marked. Research results show us, that extraction of suspension and petroleum substances during heavy rain is ineffective.

KEY WORDS: rainwater, petroleum substances, separators

Wstęp

Na stężenie zanieczyszczeń powierzchniowych spływów opadowych wpływa: częstotliwość i sposób czyszczenia zlewni (dróg, placów), sposób zwalczania gołoledzi, roboty budowlane na obszarze zlewni, charakterystyka zjawiska opadowego (intensywność, czas trwania, długość przerwy pomiędzy opadami), pora roku[1]. Głównymi wskaźnikami zanieczyszczenia spływów opadowych z dróg są stężenia: zawiesin, metali ciężkich, substancji ropopochodnych (substancji ekstrahujących się eterem naftowym SEEN) i chlorków – zanieczyszczenie okresowe oraz związki organiczne wyrażone jako ChZT [2].

Najwyższe stężenie zanieczyszczeń mają wody roztopowe pochodzące ze śniegu, zwłaszcza po dłuższym okresie zalegania na drodze lub w jej pobliżu. Charakteryzuje je szczególnie duży ładunek chlorków i węglowodorów. Jakość wód opadowych zmienia się wraz ze zmianą natężenia i czasu trwania deszczu. W fazie początkowej, czyli tuż po wystąpieniu opadu, obserwuje się szybki wzrost natężenia jego przepływu, któremu towarzyszy ogólny wzrost stężenia zanieczyszczeń. Zjawisko to jest wywołane wynoszeniem zanieczyszczeń nie tylko z powierzchni odwadnianej, ale także zanieczyszczeń odłożonych w urządzeniach odwadniających. Usuwanie zanieczyszczeń komunikacyjnych z wód opadowych powoduje ich kumulację w urządzeniach oczyszczających.

Opracowanie charakterystyki jakościowej wód opadowych napotyka poważne trudności ze względu na losową zmienność zjawisk opadowych oraz różnorodność parametrów, od których zależy skład tych wód[3]. Poszukiwanie racjonalnego sposobu oczyszczania ścieków deszczowych jest jednym z najpilniejszych wyzwań w gospodarce wodnej zarówno w Polsce[4], jak i na świecie. Na skutek rozwoju cywilizacji i powiększania się powierzchni terenów zurbanizowanych znacznie zwiększa się ilość tych ścieków.

Celem przeprowadzonych badań było ocena efektywności oczyszczania wód opadowych z substancji ropopochodnych za pomocą wybranych separatorów zlokalizowanych w Białymstoku. Separatory ropopochodnych posiadają różne

[1] A. Królikowski**,** J. Królikowska, *Ocena wpływu współczynników spływu i opóźnienia na przepływy obliczeniowe w sieci kanalizacji deszczowej*, „Rocznik Ochrony Środowiska" 2009 nr 11, s. 163.

[2] J. Hehlmann, E. Kujawska, *Badania i aplikacje technologiczne osadników lamelowych,* „Rocznik Ochrony Środowiska" 2011 nr 13, s. 831.

[3] G. Malina, *Biowentylacja (SBV) strefy aeracji zanieczyszczonej substancjami ropopochodnymi*, Politechnika Częstochowska, seria „Monografie" nr 66, Częstochowa 1999; J. Królikowska, *Ocena przydatności hydroseparatorów do podczyszczania ścieków opadowych,* Wyd. Politechniki Krakowskiej, Kraków 2010.

[4] N. Gmitrzuk, H. Sawicka-Siarkiewicz, *Zastosowanie geomembran i materiałów bentonitowych do uszczelniania systemów odwadniania dróg oraz roślinność do zadarniania rowów przydrożnych i zbiorników*, „Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych" 2010 nr 42, s. 255; S. Krzanowski, A. Wałęga, *Hydrometeorologiczne aspekty wymiarowania urządzeń do retencji wód opadowych z terenów zurbanizowanych*, „Acta Agrophysica" 2007 nr 9(2), s. 407.

zastosowania (ścieki opadowe – różne zlewnie; ścieki przemysłowe – na przykład z myjni; obiekty energetyczne – zagrożone wyciekami substancji olejowych – przykładowo stacje transformatorowe, parki zbiorników magazynowych). Ścieki dopływające do separatorów zawierają zawiesiny różne pod względem ilościowym i jakościowym.

Zaprezentowane w pracy wyniki stanowią syntezę badań własnych autorki, zrealizowanych w ramach badań własnych. Przedstawiony materiał sygnalizuje jedynie wagę problemu i dowodzi konieczności dalszych, szczegółowych badań w tym zakresie.

Metodyka badań

Do badań zostały wytypowane 4 separatory położone w Białymstoku. Dane o zamontowanych separatorach zostały uzyskane w Urzędzie Miasta Białegostoku w Wydziale Departamentu Ochrony środowiska i Gospodarki Komunalnej.

Do badań pobrano próbki wody z wlotów i wylotów z separatorów.

Do badań wybrano następujące separatory:

- separator Unikon 20/200 Unisep – ul. Raginisa przy ul. Boruty – odprowadzenie do pobliskiego rowu; powierzchnia zlewni wynosi w przybliżeniu około 100 ha, a przepustowość tego separatora 150 l/s; natężenie deszczu spływającego z tego terenu wynosi około 80 l/s z ha;
- separator lamelowy Unikon V2 B1-9 – ul. Gen. Maczka – odprowadzenie do rzeki Białej; powierzchnia zlewni wynosi w przybliżeniu około 50 ha, a przepustowość tego separatora 350 l/s; natężenie deszczu spływającego z tego terenu wynosi około 150 l/s z ha;
- separator Dywidag IHDC 10,5/b/125 – ul. Nowowarszawska – odprowadzenie do rzeki Dolistówka; zlewnia, z której spływały wody do separatora jest równa około 24 ha; przepustowość separatora Dywidag IHDC 10,5/b/125 wynosi 440 l/s, a natężenie deszczu to 215 l/s;
- separator Unikon PSW Lamela S 160/1600 – ul. Produkcyjna vis a vis Auchan – odprowadzenie do rowu, a następnie rzeka Biała; powierzchnia zlewni wynosi w przybliżeniu około 100 ha, a przepustowość tego separatora 450 l/s; natężenie deszczu spływającego z tego terenu wynosi około 200 l/s z ha.

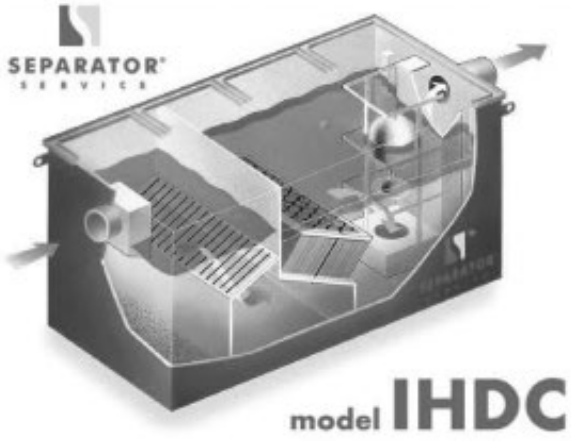
Próbkę do badań na wypływie z separatora pobierano co dwa miesiące w ciągu roku. W pobranych próbkach ścieków deszczowych oznaczono: odczyn, zawiesinę ogólną, $BZT_{5,}$ ChZT, substancje ekstrahujące się eterem naftowym (SEEN) i węglowodory ropopochodne. Oznaczenia wykonano według obowiązujących norm lub na podstawie powszechnie używanej i zalecanej przez literaturę naukową metodyki analitycznej. Badania związków ropopochodnych prowadzone były na chromatografie sprzężonym ze spektrometrem firmy VARIAN o symbolu 4000. Urządzenie wyposażone było w kolumnę VF-5MB o wymiarach 30 m × 0,25 mm × 0,25 μm. Fazę stacjonarną stanowił polidimetylosiloksan z 5% udziałem grup fenolowych.

Rysunek 1
Miejsce poboru próby – wylot z separatora typu Dywidag IHDC



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 2
Schemat budowy separatora typu Dywidag IHDC 10,5/b/125



Źródło: www.separatop.pl [18-05-2012].

Wyniki badań

Badania prowadzono przez rok. W oczyszczonej wodzie opadowej po separatorze stwierdzono duży rozrzut wyników (tabela 1).

Minimalna wartość zawiesiny w badanych punktach wynosiła od 10 do 13 mg/l, maksymalna zaś od 95 do 327 mg/l. W przypadku ekstraktu eterowego

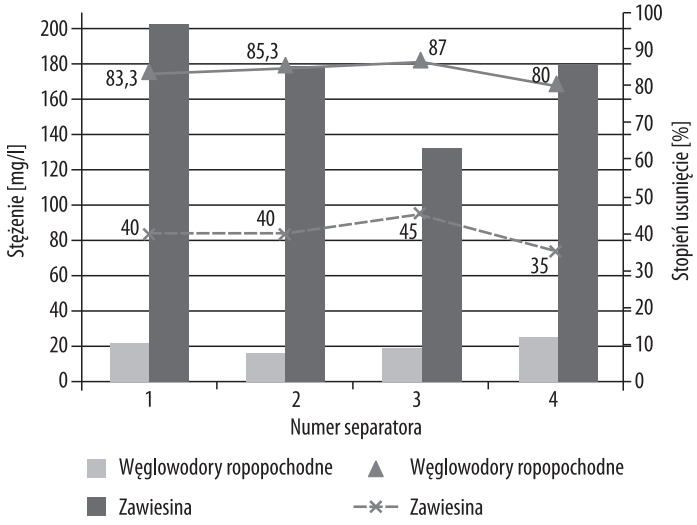
Tabela 1
Tabela wynikowa z przeprowadzonych badań wód opadowych po separatorze

Oznaczane parametry	Punkt poboru 1	Punkt poboru 2	Punkt poboru 3	Punkt poboru 4
Zawiesina [mg/l]	10÷123	13÷112	13÷95	18÷327
pH	7,02÷7,38	7,08÷7,25	7,28÷7,45	7,02÷7,22
Ekstrakt eterowy [mg/l]	2÷39	1,2÷33	1÷44	5,01÷65
Węglowodory ropopochodne [mg/l]	0,1÷-18	0,1÷14	0,1÷16	0,6 ÷14
BZT_5 [mgO_2/l]	2÷50	4÷30	2÷40	6÷50
ChZT [mgO_2/l]	27÷199	10÷175	20÷191	15÷167
Chlorki [mg/l]	1÷330	5÷460	24÷332	12÷484

separator 1 – ul. Raginisa przy ul. Boruty
separator 2 – ul. Generała Maczka
separator 3 – ul. Nowowarszawska
separator 4 – ul. Produkcyjna

Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 3
Wyniki procesu usunięcia zanieczyszczeń z wody opadowej przez separator



Źródło: opracowanie własne.

(SEEN) minimalne stężenia wyniosły od 1 do 5,01 mg/l, osiągając maksymalnie od 33 do 65 mg/l. Węglowodory ropopochodne, które są częścią składową SEEN, wahały się od 0,1 do 21 mg/l, BZT_5 kształtowało się na poziomie od 2 do 50 mgO_2/l, natomiast ChZT – od 10 do 199 mgO_2/l, a chlorki od 1 do 484 mg/l.

Przeprowadzone badania w wytypowanych separatorach pokazują, że przy maksymalnym stężeniu zawiesin od 130 do 205 mg/l obniżka zawiesin wynosiła od 40 do 60%, osiągając wartości powyżej dopuszczalnych 35 mg/l[5]. Stwierdzono, iż przy maksymalnych stężeniach węglowodorów ropopochodnych efektywność oczyszczania wynosiła od 80 do 87%; mimo tak wysokiej skuteczności dopuszczalne stężenie było przekroczone i wynosiło od 16 od 18 mg/l. Tylko w separatorze nr 2 i 3 stwierdzono 14 mg/l węglowodorów ropopochodnych. Zaobserwowano również, iż stężenie węglowodorów ropopochodnych wynosi od 1/10 do 1/3 wartości SEEN.

Podsumowanie

Podstawowym wskaźnikiem zanieczyszczenia wód opadowych są: zawiesiny, ekstrakt eterowy oraz substancje ropopochodne. W wodach opadowych odprowadzanych z dróg należy przede wszystkim usuwać zawiesiny, które sedymentują w postaci zaolejonego osadu i substancje ropopochodne. Z zawiesinami (wskutek ich mocno rozwiniętej powierzchni adsorpcji) związanych jest szereg innych zanieczyszczeń, takich jak: metale ciężkie czy ortofosforany, które mogą zanieczyścić środowisko wodne[6]. Na podstawie danych literaturowych i producentów separatorów[7] przyjmuje się, iż sprawność obniżki zawiesiny i ekstraktu eterowego dla przepływów do 50% maksymalnego obciążenia hydraulicznego winna wynosić 70-97%, zaś przy przepływie maksymalnym urządzenie powinno pracować ze skutecznością 60%. W przypadku badanych separatorów usunięcie zawiesiny były około 20% niższe niż zakładane, węglowodory ropopochodne zaś było utrzymane na poziomie 80%. Zakłada się również, iż wraz z usunięciem zawiesiny obniża się jednocześnie ilość SEEN. Tezę tę potwierdzają otrzymane wyniki badań. Niski stopień usunięcia zawiesin wynika prawdopodobnie ze zwiększonych ilości opadów nawalnych, po których następowało przeciążenie i niemożność skutecznego podczyszczenia ścieków opadowych niosących znaczne ładunki zanieczyszczeń spłukiwanych z ulic. Zauważono także w okresie badawczym, iż opady w tym czasie były bardzo intensywne, ale w dużych odstępach

[5] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (ze zmianami opublikowanymi w dniu 28 stycznia 2009 r.), (Dz. U. nr 27 poz.169).

[6] D. Kluk, *Badanie szybkości biodegradacji substancji ropopochodnych w odpadach wiertniczych*, „Nafta – Gaz" 2010 nr 1, s. 27-33.

[7] M. Zawilski, P. Wierzbicki, *Problemy centrum miasta z wodami opadowymi,* „Wodociągi Kanalizacja" 2011 nr 5(87), s. 98.

czasu. Zmniejszenie skuteczności mogło też wynikać z nieregularnych przeglądów i braku ich czyszczenia. Badane separatory były zaplanowane w 2012 roku przez urzędu miasta do czyszczenia, jednak w wyniku wysokich kosztów prowadzonych prac zostało ono przesunięte na rok 2013. Zaniedbania eksploatacyjne – owocują gwałtownym wypłukiwaniem depozytów kanałowych przez deszcze nawalne. Zjawisko to potwierdzają dane literaturowe i rozrzut otrzymanych wyników[8].

Wysokie stężenie zawiesin w separatorze nr 4 wynika z jego zbyt małej pojemności, ponieważ zmienił się charakter wykorzystania miejsca, na którym się znajdował, z małej ulicy na drogę o wysokim natężeniu ruchu samochodów. Celem zmniejszenia zawiesin byłoby zintegrowanie separatora ze studzienką osadnikową na trasie kanalizacji. Sprawnie działające separatory ograniczałyby negatywne skutki wprowadzenia wód opadowych do odbiornika.

[8] E. Burszta-Adamiak, *Wody opadowe - edukacja i motywacja społeczeństwa*, „Wodociągi i Kanalizacja" 2011 nr 5(87), s. 84; M. Zawilski, *Zagospodarowanie spływów opadowych zgodnie z zasadą rozwoju zrównoważonego*, Monografie Komitetu Naukowego Inżynierii Środowiska PAN, Warszawa 2002 nr 12, s. 81.

Anatoli Hurynovich • Ekaterina Syczewa

METODYKA OCENY KOSZTÓW CYKLU ŻYCIA STUDNI GŁĘBINOWYCH NA UJĘCIACH WÓD PODZIEMNYCH

Anatoli Hurynovich, prof. dr hab. inż. – Politechnika Białostocka
Ekaterina Syczewa, mgr – Białoruski Narodowy Uniwersytet Techniczny, Politechnika Warszawska

adres korespondencyjny:
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
Katedra Systemów Inżynierii Środowiska
ul. Wiejska 45 A, 15 – 351 Białystok
e-mail: gurinowicz@pb.edu.pl
e-mail: vesnyshka_1987@mail.ru

THE METHODOLOGY IN ESTIMATION OF COST OF LIFE CYCLE OF DEEP WELLS OF UNDERGROUND WATERS INTAKES

SUMMARY: The existing methodology in estimating the efficiency of water wells is not based on the principles of optimizing well design and does not include maintenance costs during the life cycle of the well. It is proposed to use to use metric indicators as a tool following engineering requirements for durability, quality and guarantee of certinity. The parameters and the basic elements of the water well, the change of which has a decisive influence on the final cost of construction and operation.

KEY WORDS: groundwater intakes, water wells, life cycle cost

Wstęp

W Polsce i na Białorusi zaopatrzenie w wodę pitną ludności i przemysłu w dużym stopniu pochodzi z ujęć głębinowych, dla których buduje się studnie głębinowe. Studnia głębinowa (rysunek 1) jest urządzeniem bardzo skomplikowanym i kosztownym, charakteryzującym się znaczną liczbą wzajemnie powiązanych i współdziałających elementów, takich jak: dane warstwy wodonośnej (parametry hydrogeologiczne ujęcia, a wśród nich: współczynnik filtracji, wydajność jednostkowa, promień leja depresji, wydajność dopuszczalna), technologia wiercenia (agregaty wiertnicze i metoda wiercenia), konstrukcja studni (rury osłonowe, filtry), wyposażenie pompowni (rury, agregaty pompowe, armatura regulacyjna, sprzęt elektrotechniczny i automatyka). Systemy te wyróżniają się stochastycznym charakterem odbywających się w nich procesów. Wszystkie te elementy powinny jednocześnie spełniać swoje zadania w sposób zgodny z postawionymi wymaganiami technicznymi, przy odpowiednio wysokim poziomie jakości w ciągu założonego okresu eksploatacji.

Obecnie przy opracowywaniu projektów ocenę wariantów projektowych studni głębinowych ujęć wód podziemnych różnego typu (zróżnicowanych zarówno pod względem technicznym, jak i technologicznym) wykonuje się najczęściej za pomocą wskaźnika wartości prac, bez obliczenia wszystkich kolejnych nakładów w trakcie całego cyklu życia produktu. Takie podejście nie pozwala na obiektywną ocenę efektywności projektów przyjmowanych do realizacji i może z dużym prawdopodobieństwem doprowadzić do dodatkowych wydatków na remont i utrzymywanie w trakcie eksploatacji obiektu.

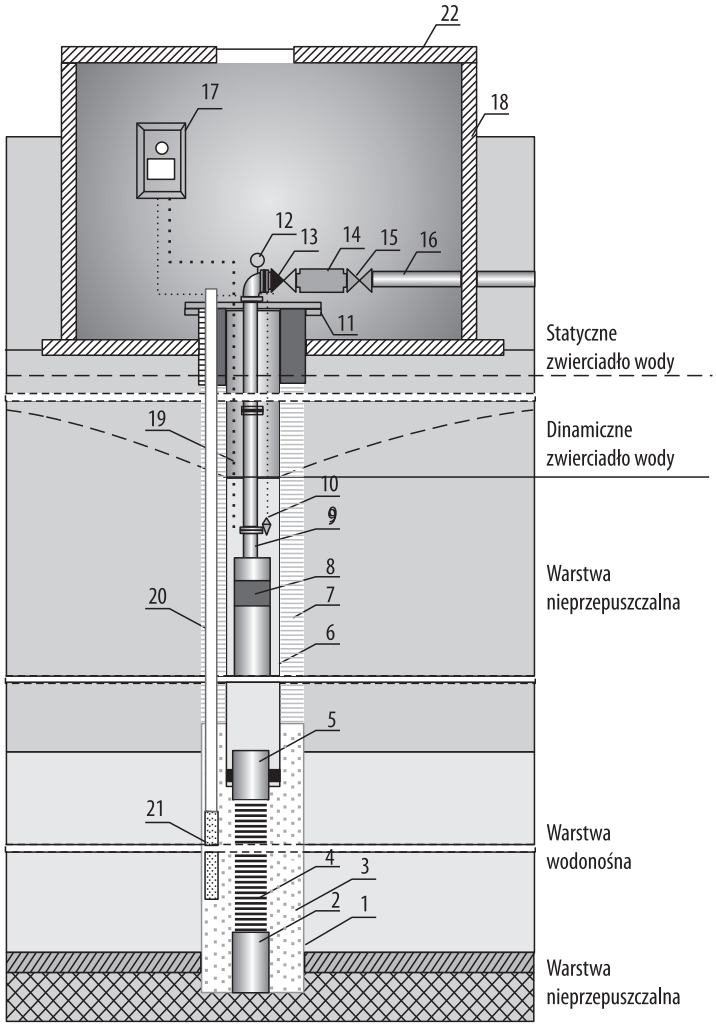
Okres eksploatacji zależy od typu i konstrukcji studni, metody ich wierceń, sposobu zabudowy, geologicznych i hydrogeologicznych warunków w czasie wiercenia, wykorzystanych technologii i materiałów, sposobu eksploatacji, czasów serwisu i remontów.

Cykl życia studni głębinowej

Cykl życia studni głębinowej to okres, na który składają się następujące etapy: poszukiwanie i ustalanie zasobów wód podziemnych, projektowanie, wiercenie, prace budowlane, montaż pomp, rurociągów i armatury, eksploatacja (obejmująca obsługę techniczną oraz remonty profilaktyczne i bieżące), przebudowa, remont kapitalny i likwidacja (rysunek 2).

Wchodzące w skład studni głębinowych elementy i podsystemy także mają swoje cykle życia, które są ze sobą wzajemnie powiązane w określony sposób. Wzajemne oddziaływanie indywidualnych cykli życiowych tych elementów w jednej studni wiąże się z tak zwanym efektem synergicznym, który może doprowadzać do zmniejszania długości życiowego cyklu, jak i przy odpowiednich warunkach eksploatacji – do powiększenia długości cyklu życiowego studni.

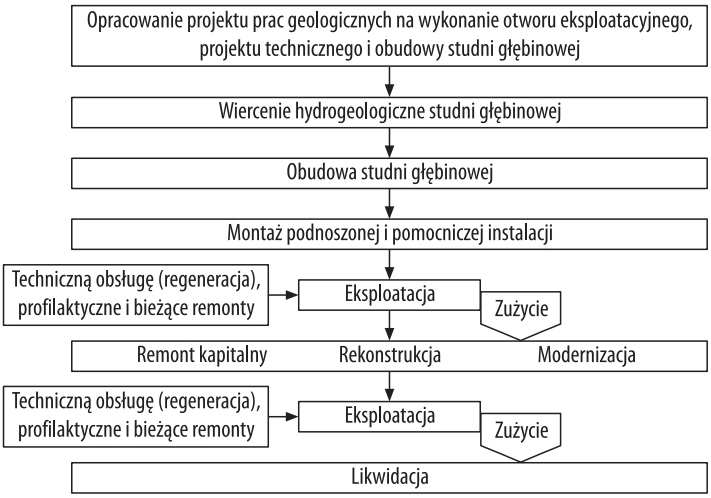
Rysunek 1
Studnie głębinowe



1 – otwór wiertniczy; 2 – rura podfiltrowa; 3 – obsypka filtracyjna; 4 – filtr; 5 – rura nadfiltrowa; 6 – rura osłonowa; 7 – korek cementowy; 8 – pompa głębinowa; 9 – rurociąg tłoczny pompy głębinowej; 10 – urządzenie do pomiaru położenia zwierciadła wody; 11 – głowica; 12 – manometr; 13 – zawór zwrotny (zamykający przepływ wody); 14 – wodomierz; 15 – zasuwa; 16 – podłączenie rurociągu; 17 – stacja sterowania; 18 – obudowa studni; 19 – kabel elektryczny; 20 – piezometr; 21 – filtr piezometru; 22 – pokrywa.

Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 2
Cykl życia studni głębinowej



Źródło: opracowanie własne.

Analiza kosztów cyklu życia

Metoda analizy kosztów cyklu życia polega na identyfikacji i szacowaniu wszystkich kosztów związanych z cyklem życia produktu lub procesu[1]. W Polsce kwestie związane z wykonywaniem analizy kosztów cyklu życia reguluje norma PN-EN 60300-3-3 „Zarządzanie niezawodnością Część 3-3: Przewodnik zastosowań. Szacowanie kosztu cyklu życia"[2].

Ogólny wzór na LCC zaproponowany w tej normie obejmuje główne fazy cyklu:

$$LCC = K_p + K_z + K_b + K_i + \sum_{n=1}^{n=t} \frac{K_{e\cdot(1+r_e)^n}}{(1+i)^n} + \sum_{n=1}^{n=t} \frac{K_{en} + K_{ex} + K_R + K_k + K_R + K_{in}}{(1+i)^n} + K_a + K_i \quad (1)$$

gdzie: K_p – koszt projektu, K_z – koszt zakupu, K_b – koszty budowy, K_i – koszty instalacji, K_{en} – roczne koszty energii, K_{ex} – roczny koszt eksploatacji, K_k – roczne koszty

[1] H.P. Barringer, D.P. Weber, *Life Cycle Cost Tutorial. Fifth International Conference on Process Plant Realiability*, Houston, Texas 1996, www.barringer1.com [10-01-2013]; I. Dziaduch, *Modele szacowania kosztu cyklu życia: przegląd literatury*, „ Logistyka" 2010 nr 2, www.czasopismologistyka.pl [10-01-2013]; Z. Kowalski, J. Kulczycka, M. Góralczyk, *Ekologiczna ocena cyklu życia procesów wytwórczych (LCA)*, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa 2007.

[2] Polski Komitet Normalizacyjny (PKN): PN-EN 60300-3-3: Zarządzanie niezawodnością. Część 3-3: Przewodnik zastosowań. Szacowanie kosztu cyklu życia, Warszawa 2005.

przeglądów, K_R – koszty napraw i regeneracji, K_{in} – inne koszty w roku, – koszt postoju z powodu awarii, *Ks* – *r*oczny koszt środowiskowy, K_l – koszt likwidacji, t – kolejny rok użytkowania instalacji, r_e – stopa wzrostu cen energii (4-5%), i – stopa dyskonta (5-6%), n – kolejny rok kosztów.

Długotrwałość i koszt cyklu życia (okres eksploatacji) studni głębinowych zależy od:

- wiarygodności parametrów hydrogeologiczno-technicznych warstwy wodonośnej i wyników analizy chemiczno-bakteriologicznej, określanych w badaniach na etapie wstępnej realizacji projektu;
- typu i konstrukcji studni;
- metod wiercenia;
- hydrogeologicznych i geologicznych warunków w zakresie wiercenia;
- wykorzystanych technologii i materiałów;
- warunków eksploatacji;
- terminowości obsługi technicznej i remontów.

Na długość życia studni głębinowych wpływają: błędy projektowania, niewłaściwe technologie wiercenia, nieprawidłowy dobór wyposażenia studni lub urządzeń pompowych.

Analiza okresów eksploatacji studni głębinowych i określenie racjonalnych czasów między remontami

Dla oceny czasu eksploatacji studni głębinowych o typowej konstrukcji w Białorusi została przeanalizowana długość pracy i przyczyny likwidacji 588 studni głębinowych, o głębokości od 27 do 100 m, pobierających wodę z dnieprowsko-sożskiego horyzontu wodonośnego[3]. Średnia miąższość warstwy wodonośnej wynosiła od 14 do 48 m i składała się z piasku i żwiru o różnym uziarnieniu.

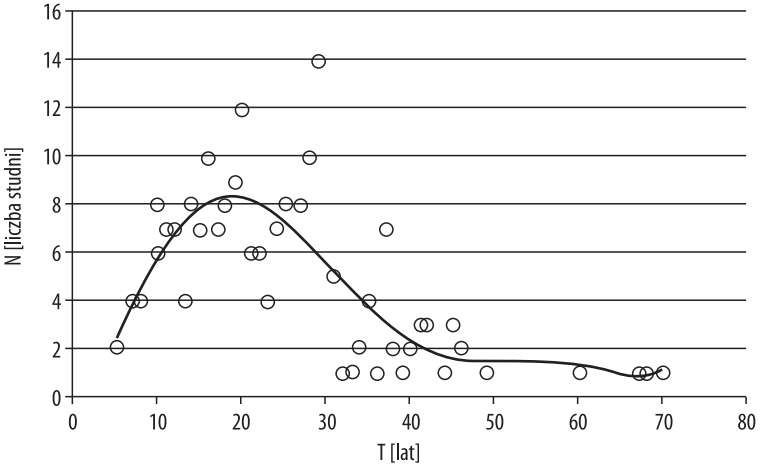
Wśród wszystkich analizowanych studni najstarsza została wykonana w 1932 roku, a 224 studnie zostały już zlikwidowane. Krzywa zależności liczby studni od czasu ich eksploatacji (rysunek 3) charakteryzuje się stromą lewą i łagodnie położoną prawą gałęzią, jak również obecnością maksimum w przedziale 16-20 lat.

Wiek średni 380 działających studni równa się 25,3 lata, maksymalny – 70 lat i minimalny – 6 lat. 43 studnie pracują bez remontu, ich wiek średni to 14,5 lat, minimalny – 5 lat i maksymalny – 42 lata.

Większość spośród zlikwidowanych studni miała głębokość do 100 m, a długość ich cyklu życia nie przekraczała 20 lat. Maksymalna wydajność jednostkowa wynosiła do 40 $m^3/h/m$, średnia – 18 $m^3/h/m$ i minimalna – 1 $m^3/h/m$. Najdłużej

[3] А. М.Шейко і in., *Прогноз кольматажа скважин и определение рациональных сроков их регенерации,* „Вестник БрГТУ" 2006 nr 2(38); В.В. Ивашечкин, *Газоимпульсная технология восстановления пропускной способности фильтров водозаборных скважин,* А.Д. Гуриновича, Минск: БНТУ 2005.

Rysunek 3
Krzywa liczebności studni względem okresu eksploatacji



Źródło: opracowanie własne na podstawie: А. М.Шейко, і in., *Прогноз кольматажа скважин и определение рациональных сроков их регенерации,* „Вестник БрГТУ" 2006 nr 2(38); В.В. Ивашечкин, *Газоимпульсная технология восстановления пропускной способности фильтров водозаборных скважин,* А.Д. Гуриновича, Минск: БНТУ 2005.

pracowały studnie z filtrami siatkowymi (20-30 lat) oraz z rurami perforowanymi i filtrami studniowymi owiniętymi drutem z obsypką żwirową (20-25 lata). Podstawowymi przyczynami ich likwidacji była kolmatacja filtrów i wynos piasku.

Wśród analizowanych 49 studni z filtrami siatkowymi 41 miało średni czas życia wynoszący 26 lat. Dla 8 studni niezbędne było przeprowadzenie remontów, a ich średni okres eksploatacji wyniósł 43 lata.

Ze 154 przeanalizowanych studni z filtrami studniowymi z nawiniętym drutem i obsypką żwirową 86 zlikwidowano po średnim czasie eksploatacji wynoszącym 21 lat. Remonty były realizowane dla 68 studni, co zwiększyło ich średni czas pracy do 35 lat. Tylko 1 studnia pracuje bez remontów przez 32 lata.

W procesie eksploatacji odbywa się intensywna fizykochemiczna i mikrobiologiczna kolmatacja filtra oraz strefy przyotworowej. Zjawisko to jest główną przyczyną skrócenia cyklu życia studni i niskiej efektywności prac renowacyjnych. Kolmatacja w warstwie wodonośnej zachodzi przede wszystkim na skutek osadzania się na filtrze trudno rozpuszczalnych związków żelaza i manganu.

Wśród 213 przebadanych studni wyposażonych w filtry rurowe perforowane z nawiniętym drutem i obsypką żwirową 23 zostały zamknięte po średnio 19 latach eksploatacji, dla 148 studni był przeprowadzony remont po okresie eksploatacji wynoszącym średnio 22 lata, natomiast 42 studnie pracują bez remontów przez 13 lat.

Proces kolmatacji filtrów i strefy przyfiltrowej studni, polegający na stopniowym (ale z różną intensywnością) odkładaniu się osadów mineralnych, powodu-

je zmniejszanie się powierzchni otworów filtru i porowatości warstwy w strefie przyfiltrowej, jak również współczynnika filtracji.

Wskaźnikiem sprawności studni jest jej aktualna wydajność jednostkowa „q", która określa wydajność studni w litrach z 1 m depresji w ciągu 1 godziny. Wiadomo, że opór związany z dopływem wody do studni, spowodowany chemiczną kolmatacją filtra i strefy przyfiltrowej, zmienia się w przybliżeniu wykładniczo, z pewnym okresem opóźnienia[4]. Dla filtrów podlegających procesowi kolmatacji zmiana wydajności jednostkowej jest funkcją wykładniczą o następującej postaci[5]:

$$q_t = q_0 \cdot e^{-\beta t} \tag{2}$$

gdzie q_t – bieżąca wydajność jednostkowa; q_0 – początkowa wydajność jednostkowa studni; β – współczynnik, obliczający zmiany wydajności jednostkowej studni w związku z kolmatacją (współczynnik „starzenia" studni); t – czas.

Skład chemiczny i stabilność wód podziemnych także wpływa na czas eksploatacji studni. Parametrem, który informuje o potencjalnej korozyjności wody, a także o tendencji do wytrącania osadów mineralnych, jest indeks stabilności.

W celu określenia zależności intensywności kolmatacji od stopnia korozyjnego oddziaływania wody – wskaźnika Ryznara i koncentracji żelaza przeanalizowano 179 studni (rysunek 4). Współczynniki korelacji w obu wypadkach nie przekraczają 0,08, dlatego zależność traktuje się jako nieistotną. Takie zjawisko jest prawdopodobnie związane z występującymi równocześnie procesami kolmatacji biologicznej, polegającej na nagromadzeniu produktów funkcjonowania bakterii redukujących żelazo i siarczany. W ten sposób intensywność chemicznej kolmatacji filtrów określa się nie tylko ilościowym nagromadzeniem związków żelaza, wapnia, magnezu i in., ale też ich stabilnością przy określonych wartościach pH.

Analiza wpływu metod wiercenia na wielkość współczynnika β przy jednakowych konstrukcjach filtrów pokazała, że wartości β w studniach wierconych obrotowo są 5-20% większe niż w studniach wierconych udarowo.

W tabeli 1 zestawiono obliczone wartości okresów między kolejnymi remontami studni, wyznaczone jako czas, po którym wydajność studni zmniejszy się o 25% względem początkowej wydajności jednostkowej, jak również wartości współczynników „starzenia". Średni okres międzyremontowy wyniósł 3,35 roku.

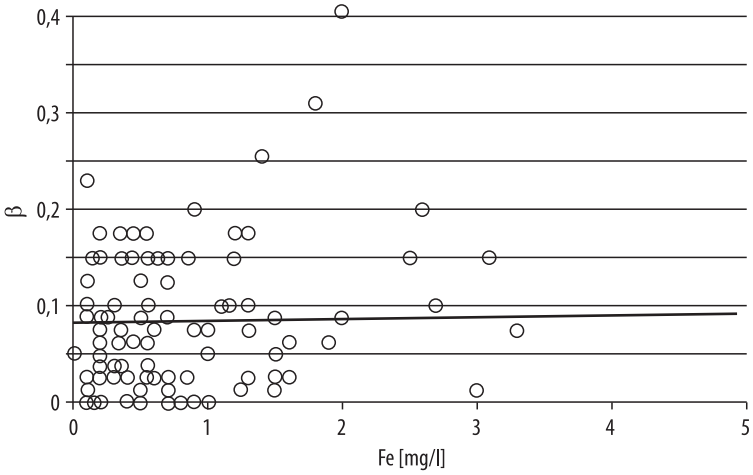
Wśród przebadanych studni pierwsze prace związane z regeneracją filtrów wykonywano przeciętnie po 14 latach od wykonania studni, przy średnim obniżeniu wydajności jednostkowej o 35-45% w stosunku do wartości pierwotnej.

Tak długi czas do pierwszej regeneracji wpływał negatywnie na efektywność prac renowacyjnych oraz ogólną długość czasu pracy studni. Główną przyczyną niskiej efektywności regeneracji filtrów studni jest fakt, że po długim okresie nieprzerwanej pracy studni zachodzi proces dehydratacji kolmatantów, powodujący

[4] А. М.Шейко і in., *Прогноз кольматажа*..., op. cit.

[5] T. Chrzan, *Kolmatacja filtrów studni głębinowych na przykładzie ujęcia wody dla Leszna*, „Inżynieria Środowiska" 2007 nr 13 (133), s. 62-67.

Rysunek 4
Wykres zależności współczynnika „starzenia" od zawartości żelaza (Fe)



Źródło: opracowanie własne na podstawie: ibidem.

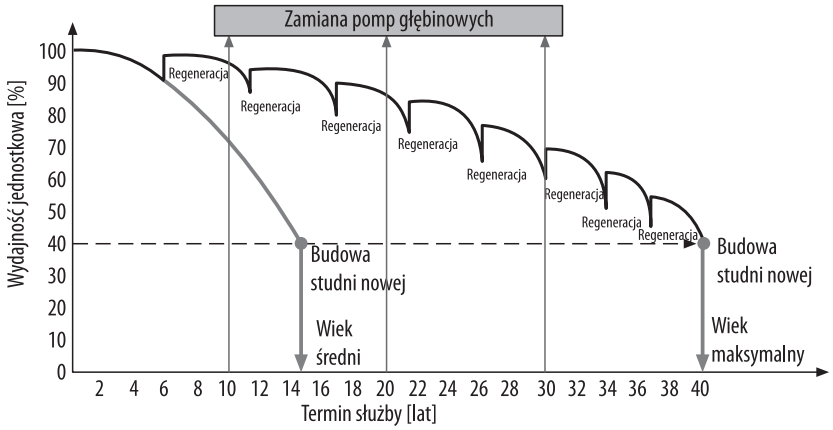
Tabela 1
Analiza wpływu metod wiercenia i konstrukcji filtrów na wartość współczynnika β i okresów międzyremontowych dla różnych rodzajów studni

Metoda wiercenia	Wiercenie udarowe			Wiercenie obrotowe	
				z lewym obiegiem płuczki	z prawymi obiegiem płuczki
Filtr	rurowy (perforowany) z nawiniętym drutem i obsypką żwirową	rurowy (perforowany) z nawiniętym drutem	studniowy z nawiniętym drutem i z obsypką żwirową	studniowy z nawiniętym drutem i z obsypką żwirową	rurowy (perforowany) z nawiniętym drutem
Współczynnik „starzenia" β	0,099	0,077	0,139	0,115	0,068
Okres międzyremontowy (czas do regeneracji), lata	2,9	3,7	2,1	2,5	4,2

Źródło: opracowanie własne.

ich wzmocnienie i trudności z usunięciem. Ze spadkiem wydajności jednostkowej studni znacząco rośnie zużycie energii elektrycznej potrzebnej do wypompowania. Przy realizacji regulaminów regeneracji filtrowy okres cyklu życia studni może znacznie wzrastać co ponad 40 lat (rysunek 5).

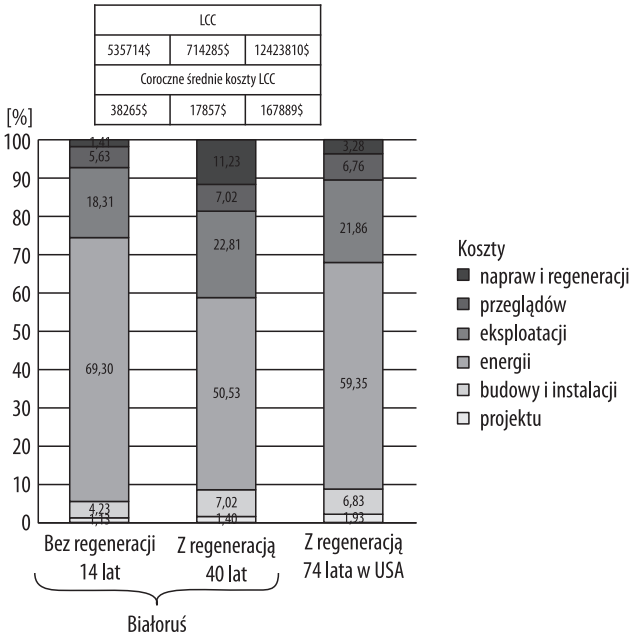
Rysunek 5
Wykres zależności wydajności jednostkowej od okresu eksploatacji studni



1 – bez przeprowadzenia regeneracji,
2 – z regeneracją przez określony międzyremontowy okres.

Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 6
Koszty w poszczególnych fazach cyklu życia studni



Źródło: opracowanie własne na podstawie: A. M.Шейко i in., *Прогноз кольматажа... op. cit.; F. Marvin, R.Glotfelty, McEllhiney Lecture: Life-Cycle Economic Analysis of Water Wells-Considerations for Design*, 2012, www.groundh2o.org [10-01-2013].

Przeprowadzone na rysunku 6 porównawcze obliczenia kosztów cyklu życia studni w Białorusi i USA[6] pokazują, że główne znaczenie mają koszty energii elektrycznej, które w znacznej mierze zależą od jakości realizacji prac, od regeneracji i stosowanych konstrukcji filtrów.

Podsumowanie

Prawidłowo zaprojektowana, wykonana i eksploatowana studnia, poddawana regularnym zabiegom konserwacji i regeneracji, powinna sprawnie działać 40-70 lat z minimalnymi kosztami cyklu życia.

Przedłużenie okresu eksploatacji studni głębinowych można uzyskać dzięki przeprowadzaniu we właściwym czasie ich profilaktycznych, okresowych regeneracji, z częstotliwością nie przekraczającą międzyremontowych terminów regeneracji. Przy wyznaczaniu racjonalnego międzyremontowego terminu regeneracji należy uwzględnić warunki naturalne danej studni, charakterystyki eksploatacyjne i stan określany przez obserwację w ciągu całego okresu eksploatacji.

[6] Pump Life Cycle Costs: A Guide to LCC Analysis for Pumping Systems. Executive Summary, Office of Industrial Technologies U.S. Department of Energy, Hydraulic Institute, Europump, 2006; F. Marvin, R.Glotfelty, *McEllhiney Lecture: Life-Cycle Economic Analysis of Water Wells-Considerations for Design*, 2012, www.groundh2o.org [10-01-2013].

STUDIA I MATERIAŁY

STUDIES AND RESEARCH WORK

Izabela Anna Tałałaj

ANALIZA ZMIENNOŚCI INDEKSU ZANIECZYSZCZEŃ ODCIEKÓW NA SKŁADOWISKACH FUNKCJONUJĄCYCH ORAZ ZAMKNIĘTYCH

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

ANALYSIS OF VARIABILITY OF LEACHATE POLLUTION INDEX FROM OPERATED AND CLOSED LANDFILLS

SUMMARY: In paper, the comparison of the leachate contamination of two active and two closed landfills site is presented. Leachate quality was assessed, using the Leachate Pollution Index (LPI). For the LPI calculation of a leachte quality data from the years 2004-2011 was used. Value of calculated LPI for all the analyzed landfills does not exceed 6. It indicates that process of decomposition of organic matter is in stable phase. The largest variations of the LPI values were reported to the active landfill 02. They result from the quantity and quality of differentiation of landfilled waste. LPI values, calculated for closed landfills were similar and have no substantial differentiation during the study time. There were no significant statistical differences between the LPI values of the analyzed landfill.

KEY WORDS: pollution index, leachate, landfill, variability of leachate quality

Wstęp

Jednym z produktów funkcjonowania składowisk są silnie zanieczyszczone odcieki. Powstają one w wyniku infiltracji przez bryłę odpadów opadów atmosferycznych, gdy zawartość wilgoci w złożu odpadów przekracza jego pojemność retencyjną[1]. Wskutek procesów fizycznych, chemicznych oraz biologicznych zachodzących we wnętrzu odpadów do przesiąkającej wody przenoszonych jest szereg zanieczyszczeń[2]. Potwierdzają to również badania Oman i Junestedt[3], którzy w badanych wodach odciekowych zidentyfikowali 400 związków zanieczyszczających.

W Polsce brak jest regulacji prawnych określających dopuszczalne wartości wskaźników zanieczyszczeń oznaczanych w odciekach. Otrzymane wyniki często porównuje się z danymi dotyczącymi odcieków z innych składowisk. Porównywanie odcieków na podstawie wartości poszczególnych wskaźników zanieczyszczeń może być jednak dosyć uciążliwe i czasochłonne. Rozwiązaniem sytuacji może być zaproponowany przez Kumar i Alappat[4] indeks zanieczyszczeń odcieków (*Leachate Pollution Index* – LPI), określający ogólny potencjał zanieczyszczeń niesionych przez odcieki składowiskowe. Może być on wykorzystywany do klasyfikacji/rankingu składowisk ze względu na jakość odcieków, śledzenia zmian jakości odcieków, badań naukowych czy nawet jasnego przekazywania społeczeństwu informacji dotyczących jakości odcieków.

Do końca 2008 roku w Polsce funkcjonowało 879 składowisk odpadów komunalnych, w tym w województwie podlaskim – 77. W 2010 roku liczba składowisk zmniejszyła się do 633 (w Podlaskiem – do 42) ze względu na zamknięcie

[1] M. El-Fadel i in., *Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content*, „Waste Management'" 2002 t. 22, nr 3, 269-282. J. Koc-Jurczyk, *Treatment technologies of municipal waste landfill Leachate*. Contemporary Problems of Management and Environmental Protection, "Sewage and Waste Materials in Environment" 2009 nr 4, s. 59-70.

[2] A. Allen, *Attenuation Landfills – the Future in Landfilling*, „Rocznik Ochrony Środowiska" 2000 t. 2.; S. Mor i in., *Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site*, „Environmental Monitoring and Assessment" 2006 nr 118, s. 435-456.; E. Durmusoglu, C. Yilmaz, *Evaluation and temporal variation of raw and pre-treated leachate quality from an active solid waste landfill*, „Water, Air, and Soil Pollution" 2006 nr 171, s. 359-382; C. Rosik-Dulewska, U. Karwaczyńska, T. Ciesielczyk, *Migracja WWA z nieuszczelnionego składowiska odpadów do wód podziemnych,* „Rocznik Ochrony Środowiska" 2007 t. 9; D. Kulikowska, E. Klimiuk, *The effect of landfill age on municipal leachate composition,* „Bioresource Technology" 2008 nr 99, s. 5981-5985.; K.U. Singh i in., *Assesment of the impact of landfill groundwater quality: A case study of the Pirana site in western India,* „Environmental Monitoring and Assessment" 2008 nr 141, s. 309-321.

[3] C.B. Oman, C. Junestedt, *Chemical characterization of landfill leachates-400 parameters and compounds,* „Waste Management" 2008 nr 28, s. 1876-1891.

[4] B.J. Alappat, D. Kumar, *Evaluating leachate contamination potential of landfill sites using leachate pollution index,* "Clean Technologies and Environmental Policy" 2005 nr 7(3).

większości obiektów nie posiadających wymaganych zabezpieczeń przed negatywnym oddziaływaniem na środowisko oraz składowisk małych – nieefektywnych z ekonomicznego punktu widzenia. W wyniku tej sytuacji w kraju powstała znaczna liczba składowisk zamkniętych, które ze względu na procesy zachodzące w bryle odpadów mogą nadal stanowić zagrożenie dla otaczającego środowiska.

Celem pracy jest ocena jakości odcieków za pomocą indeksu zanieczyszczeń na wybranych składowiskach funkcjonujących oraz zamkniętych. Do analiz przyjęto cztery obiekty leżące na terenie województwa podlaskiego, z których dwa były składowiskami w trakcie eksploatacji, zaś dwa pozostałe składowiskami zamkniętymi.

Metodyka badań

Do oceny zmienności jakości odcieków wykorzystano indeks zanieczyszczeń odcieków – LPI (*Leachate Pollution Index)*[5]. Wartość LPI określa się na podstawie maksymalnie 18 parametrów. Każdy z nich posiada przyporządkowaną mu wagę, których suma dla wszystkich parametrów wynosi 1 (tabela 1).

Sumaryczna ocena jakości odcieków jest przedstawiana za pomocą jednej wartości obliczonej według zależności[6]:

$$LPI = \frac{\sum_{i=1}^{m} w_i \cdot p}{\sum_{i=1}^{m} w_i} \qquad (1)$$

gdzie:

LPI – indeks zanieczyszczeń odcieków,

w_i – waga i-tego parametru,

p_i – subindeks i-tego parametru

m – ilość badanych parametrów; gdy m<18, wówczas $\sum_{i=1}^{m} w_i < 1$

Wartość subindeksu p_i odczytuje się z nomogramów, na których na osi odciętych zaznaczone są zakresy stężeń najczęściej obserwowane w trakcie badań wód odciekowych, zaś na osi rzędnych – odpowiadający im indywidualny subindeks zanieczyszczeń.

W niniejszej pracy obliczono wartość indeksu zanieczyszczeń odcieków dla dwóch funkcjonujących (O1, O2) oraz dwóch zamkniętych (NO1, NO2) składowisk.

Składowisko NO1 – jest składowiskiem odpadów komunalnych, na którym w 2009 roku zakończono składowanie odpadów. Zajmuje ono powierzchnię 1,8 ha. Objętość zgromadzonych na nim odpadów szacuje się na 22 508 m^3. Roczna masa przyjmowanych odpadów wynosiła około 500 Mg/rok. Podłoże składowiska jest

[5] Ibidem.
[6] Ibidem.

Tabela 1
Waga poszczególnych parametrów zanieczyszczeń uwzględnianych przy obliczaniu indeksu zanieczyszczenia odcieków

Lp.	Wskaźnik zanieczyszczenia	Waga (w_i)
1	Odczyn	0,055
2	Substancje rozpuszczone	0,050
3	BZT5	0,061
4	ChZT	0,062
5	Azot Kjeldahla	0,053
6	Azot amonowy	0,051
7	Żelazo ogólne	0,045
8	Miedź	0,050
9	Nikiel	0,052
10	Cynk	0,056
11	Ołów	0,063
12	Chrom ogólny	0,064
13	Rtęć	0,062
14	Arsen	0,061
15	Fenole lotne (indeks fenolowy)	0,057
16	Chlorki	0,048
17	Cyjanki	0,058
18	Bakterie grupy Coli	0,052
	Łącznie	1,000

Źródło: B. J. Alappat, D. Kumar, *Evaluating leachate contamination potential of landfill sites using leachate pollution index*, "Clean Technologies and Environmental Policy" 2005 nr 7(3).

uszczelnione folią z wysoko zagęszczonego polietylenu (HDPE) o grubości 2 mm. Zebrane drenażem odcieki gromadzone są w zbiorniku i wywożone na oczyszczalnię ścieków.

Składowisko NO2 – jest składowiskiem odpadów komunalnych, które zostało zamknięte w roku 2009. Całkowita powierzchnia składowiska wynosi 3,5 ha. Objętość zgromadzonych na nim odpadów oszacowano na 38 920 m^3. Rocznie na składowisko trafiało około 2 000 Mg odpadów. Składowisko składa się z pięciu kwater, z których trzy posiadają uszczelnienie podłoża wykonane z wysoko zagęszczonej folii polietylenowej (PEHD) o grubości 2 mm. Odcieki gromadzone są w dwóch zbiornikach i okresowo wywożone na oczyszczalnię ścieków.

Składowisko O1 – jest składowiskiem odpadów komunalnych funkcjonującym od 1994 roku. Całkowita powierzchnia składowiska wynosi 3 ha. Na składowisku zgromadzonych jest około 18 480 m^3 odpadów, co stanowi 80% jego cał-

kowitej pojemności (23 100 m^3). Składowisko posiada uszczelnione folią PEHD podłoże oraz drenaż odcieków. Rocznie może trafić na nie 40 000 Mg odpadów. Przewidywany termin zamknięcia składowiska – 2017 rok.

Składowisko O2 – jest składowiskiem odpadów komunalnych, na którym w 1984 roku rozpoczęto składowanie odpadów. Całkowita powierzchnia składowiska wynosi 35 ha. Na składowisku zgromadzono 308 000 m^3 odpadów, co stanowi około 45% jego całkowitej pojemności. Składowisko składa się z pięciu kwater, z których cztery mają uszczelnione podłoże (PEHD o grubości 2 mm) oraz posiadają drenaż odcieków. Średnioroczna ilość przyjmowanych odpadów wynosi w granicach 40 000 Mg.

Dane do obliczeń indeksu wskaźnika zanieczyszczeń odcieków uzyskano z Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Białymstoku. Indeks zanieczyszczeń obliczano na podstawie parametrów oznaczanych w ramach monitoringu składowisk. Analizowanymi parametrami wykorzystywanymi do obliczeń LPI były: odczyn, rtęć, chrom, miedź, cynk oraz ołów. Obliczenia indeksu zanieczyszczeń odcieków wykonano dla 8 lat od 2004 roku do 2011 roku. Mimo że wszystkie składowiska objęte były monitoringiem, jednak nie na wszystkich był on prowadzony w sposób systematyczny. Stąd w przypadku składowiska NO1 oraz NO2 okres badawczy objął lata 2006-2011 z przerwami w 2007 oraz 2008 roku.

Wyniki badań i dyskusja

Wartości indeksu zanieczyszczeń odcieków dla dwóch składowisk zamkniętych (NO1, NO2) oraz dwóch składowisk otwartych (O1, O2) na przestrzeni lat 2004-2011 przedstawiono w tabeli 2.

Według Szymańskiej-Pulikowskiej[7] wartość LPI na składowiskach krajowych kształtuje się od około 4 do 18. Na wszystkich składowiskach wielkość indeksu zanieczyszczeń nie przekroczyła wartości 6, co świadczy o tym, że ładunek zanieczyszczeń ujętych w obliczonym LPI nie jest wysoki. Średnia wartość LPI na analizowanych składowiskach zamkniętych wyniosła 5,06. Najwyższe wartości obserwowane były w roku 2006 (LPI=5,12) oraz w roku 2007 (LPI=5,11). Minimalna wartość LPI dla składowisk zamkniętych wyniosła 4,97 i była obserwowana w 2009 roku, czyli bezpośrednio po zamknięciu obu składowisk. Średnia wartość indeksu zanieczyszczeń odcieków dla składowisk funkcjonujących wynosiła 5,17. Maksymalne wartości odnotowano w roku 2007 (LPI=5,41) i 2008 (LPI=5,21), zaś minimalną w roku 2009 (LPI=5,03). Na niższą wartość LPI wpływ mógł mieć fakt, iż w 2009 roku ograniczono czasowo przyjmowanie odpadów na składowisko NO2.

[7] A. Szymańska-Pulikowska, *Ocena właściwości wód odciekowych z krajowych składowisk odpadów komunalnych*, „Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich" 2010 nr 8/2, s. 141-150.

Tabela 2

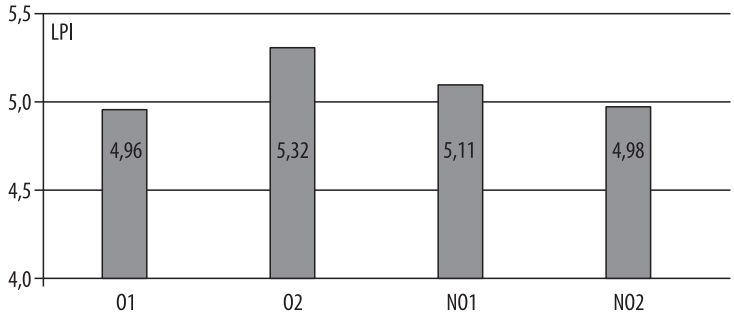
Podstawowe dane statystyczne wskaźnika zanieczyszczeń odcieków ze składowisk zamkniętych oraz otwartych

Rok	Indeks zanieczyszczeń odcieków – składowiska zamknięte				
	Średnie	N	Odch.std	Minimum	Maksimum
2006	5,12	5	0,091	5,05	5,28
2007	5,11	4	0,135	5,03	5,31
2008	5,01	3	0,112	4,88	5,09
2009	4,97	5	0,105	4,87	5,12
2010	5,07	7	0,075	4,95	5,13
2011	5,05	8	0,070	4,96	5,13
Ogół grup	**5,06**	**32**	**0,098**	**4,87**	**5,31**
Rok	Indeks zanieczyszczeń odcieków – składowiska otwarte				
	Średnie	N	Odch.std	Minimum	Maksimum
2004	5,18	4	0,302	4,96	5,62
2005	5,04	6	0,132	4,93	5,30
2006	5,19	8	0,332	4,89	5,68
2007	5,41	8	0,833	4,92	6,92
2008	5,21	7	0,448	4,88	5,92
2009	5,03	7	0,130	4,89	5,21
2010	5,04	4	0,091	4,91	5,10
2011	5,15	8	0,321	4,96	5,87
Ogół grup	**5,17**	**52**	**0,416**	**4,88**	**6,92**

Źródło: opracowanie własne.

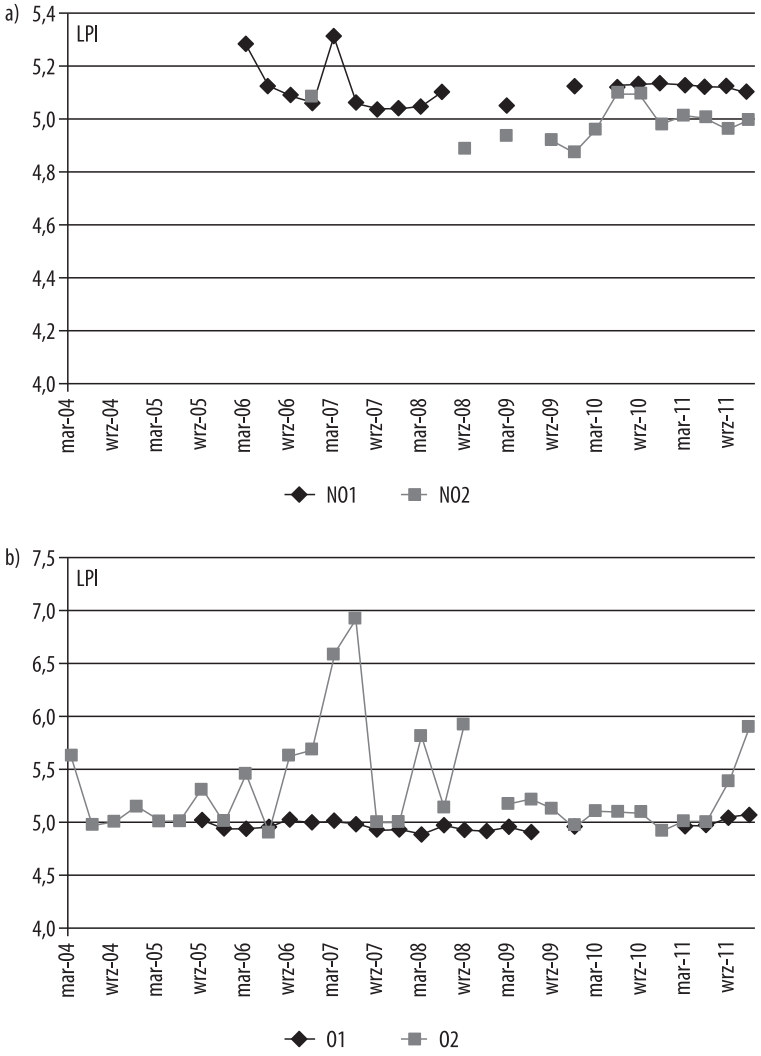
Rysunek 1

Wartość indeksu zanieczyszczeń odcieków dla czterech analizowanych składowisk otwartych (O) i zamkniętych (NO)



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 2
Zmienność indeksu zanieczyszczeń odcieków (LPI) na składowiskach otwartych(O) oraz zamkniętych (NO)



Źródło: opracowanie własne.

Porównanie wartości indeksu zanieczyszczeń odcieków dla czterech analizowanych składowisk przedstawia rysunek 1. Najwyższe wartości LPI odnotowano dla funkcjonującego składowiska O2, dla którego LPI wyniosło – 5,32, oraz dla składowiska zamkniętego NO1, dla którego LPI osiągnęło wartość 5,11. Wartość indeksu zanieczyszczeń zamkniętego składowiska NO1 była wyższa od indeksu zanieczyszczeń składowiska będącego w trakcie eksploatacji – O1.

Zmienność LPI odcieków z poszczególnych składowisk na przestrzeni lat 2004-2011 zobrazowano na rysunku 2.

Największe zróżnicowanie wartości LPI wystąpiło w przypadku składowiska funkcjonującego – O2. Wahania indeksu zanieczyszczeń odcieków wynoszą na nim od 4,89 do 6,92 i skutkują największym odchyleniem standardowym wynoszącym 0,49. Większe wahania LPI mogą świadczyć o dopływie na składowisko odpadów o zróżnicowanej ilości i jakości. Najmniejsze zróżnicowanie wielkości LPI zaobserwowano również dla składowiska funkcjonującego (O1). Indeks zanieczyszczeń odcieków przyjmuje na nim wartości od 4,87 do 5,05, co daje odchylenie standardowe wynoszące 0,05. Analizowany obiekt jest składowiskiem o stosunkowo niewielkiej powierzchni (3 ha) i ilości zgromadzonych odpadów, co mogło mieć wpływ na obliczoną wartość indeksu zanieczyszczeń odcieków. Wartość indeksu zanieczyszczeń odcieków na zamkniętych składowiskach była dosyć stabilna. Wielkość LPI wahała się od 5,03 do 5,30 na składowisku NO1 (ΔLPI = 0,27) oraz od 4,87 do 5,09 na składowisku NO2 (ΔLPI = 0,22). W obu przypadkach odnotowano takie same odchylenie standardowe wynoszące 0,07 i świadczące o niewielkiej zmienności jakości analizowanych parametrów. Świadczy to również o stabilizacji procesów rozkładu zachodzących w bryle odpadów i o zmniejszaniu się potencjalnego zagrożenia dla środowiska. Niskie wartości LPI składowisk zamkniętych wskazują, że generowane odcieki są ustabilizowane i monitoring poeksploatacyjny prowadzony w obecnej formie, zgodnie z rozporządzeniem z 9 grudnia 2002 r. w sprawie czasu, sposobu oraz warunków prowadzenia monitoringu składowisk[8], jest wystarczający.

Niskie wartości indeksu zanieczyszczeń, które uzyskano dla wszystkich analizowanych obiektów, wynikają głównie z niskiego stężenia metali ciężkich w odciekach. Wraz z wiekiem składowiska ilość metali ciężkich w odciekach maleje ze względu na alkalizację odczynu, będącego rezultatem zużycia kwasów organicznych przez bakterie metanowe oraz ze względu na tworzenie się trudno rozpuszczalnych form metali, przede wszystkim w postaci siarczków. Powyższe czynniki prowadzą w konsekwencji do zmniejszenia agresywności wód odciekowych.

Otrzymane rezultaty wskazują, że średnia wartość LPI składowisk otwartych jest nieco wyższa niż składowisk zamkniętych, stąd też mogą stanowić one potencjalnie większe zagrożenie środowiska.

Podsumowanie

Wartości indeksu zanieczyszczeń wszystkich analizowanych obiektów nie były wysokie i świadczą o stabilizacji procesów rozkładu zachodzących w bryle odpadów. Największą wartość indeksu zanieczyszczeń odnotowano dla funkcjonującego składowiska O2. Odnotowano na nim również największe wahania jego wartości, które świadczą o dopływie na składowisko zróżnicowanej ilości i jako-

[8] Rozporządzeniem z 9 grudnia 2002 r. w sprawie w sprawie czasu, sposobu oraz warunków prowadzenia monitoringu składowisk odpadów (Dz. U. nr 220, poz. 1858).

ści odpadów. Najniższą wartość indeksu zanieczyszczeń odcieków zaobserwowano dla składowiska O1, będącego również w fazie eksploatacji. Na niską wartość wskaźnika zanieczyszczeń mogła mieć wpływ mała powierzchnia składowiska oraz niewielka ilość zgromadzonych na nim odpadów. Wartość indeksu zanieczyszczeń składowisk zamkniętych były zbliżone oraz charakteryzowały się niewielkim rozrzutem wyników. Analizując zmiany w czasie, najniższą wartość indeksu zanieczyszczeń zaobserwowano bezpośrednio po zamknięciu obu składowisk.

Niskie wartości wskaźnika zanieczyszczeń odcieków wynikają przede wszystkim z niskiego stężenia w nich metali ciężkich. Wskazują one na zmniejszające się potencjalne zagrożenie ze strony odcieków dla środowiska.

Analiza wartości indeksu zanieczyszczeń odcieków może być wykorzystywana jako narzędzie do oceny zmian jakości odcieków na różnych składowiskach oraz w różnych okresach czasowych. Znajomość wartości Indeksu Zanieczyszczeń Odcieków może być również pomocna do właściwego i szybkiego podejmowania działań ograniczających negatywne oddziaływanie odcieków na środowisko, jak też przydatna podczas wdrażania technologii oczyszczania odcieków.

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

Piotr Kondratiuk

PRAKTYCZNE ASPEKTY OCENY PODATNOŚCI WÓD PODZIEMNYCH NA ZANIECZYSZCZENIE METODĄ DRASTIC

Piotr Kondratiuk, dr – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:
Politechnika Białostocka
Katedra Ochrony i Kształtowania Środowiska
15-351 Białystok, ul. Wiejska 45A
e-mail: p.kondratiuk@pb.edu.pl

PRACTICAL ASPECTS OF ASSESSING GROUNDWATER VULNERABILITY TO POLLUTION USING DRASTIC SYSTEM

SUMMARY: Assessment of groundwater vulnerability to pollution is important for its utilization and the resources protection. The DRASTIC model is one of the mostly often used models for groundwater vulnerability assessment. The model uses seven environmental parameters. The model can be modified, basing on local hydrogeological conditions, in order to obtain more reliable results. In this study two variants of the model were tested. It was found that the DRASTIC model in the environmental conditions of NE Poland gives correct, sensible results and should be recommended for practical use. However, standardization of the method would be a good idea and would make the method more widely applicable.

KEY WORDS: groundwater, vulnerability to pollution, DRASTIC system

Wstęp

Wody podziemne są jednym z ważniejszych abiotycznych elementów środowiska przyrodniczego, w stosunku do którego prowadzi się działania ochronne. W większości kraju są one bowiem podstawowym źródłem wody pitnej i na potrzeby gospodarcze. Coraz większą uwagę zwraca się na procedury pozwalające zminimalizować zagrożenie zanieczyszczenia tych wód. W praktyce, w wyraźny sposób, znajduje to odzwierciedlenie w raportach oddziaływania na środowisko sporządzanych przy realizacji inwestycji zagrażających środowisku. Często istotnym, a w wielu przypadkach niezbędnym elementem takiego raportu jest ocena podatności wód podziemnych na zanieczyszczenia.

Z wielu metod oceny podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie w praktyce najczęściej stosuje się albo metody oparte na ocenie czasu przesączania wody (migracji zanieczyszczeń konserwatywnych), albo metody oparte na systemie rangowym, gdzie dokonuje się wyboru parametrów mających wpływ na zanieczyszczenie wód podziemnych i przypisuje się im określoną wagę punktową. Do tych drugich zalicza się jedną z najpopularniejszych na świecie metodę DRASTIC, która jest zalecana przez amerykańską agencję federalną ds. ochrony środowiska – EPA[1]. Metoda ta coraz częściej stosowana jest w również w Polsce[2] i ze względu na swoją prostotę, czytelność, jak też przydatność do tworzenia map podatności budzi coraz większe zainteresowanie i dyskusje w gronie praktyków. Jest też polecana przez Ministerstwo Środowiska, przykładowo do stosowania przy sporządzaniu dokumentacji hydrogeologicznych przy planowaniu dróg krajowych i autostrad[3]. Pomimo niewątpliwych zalet interpretacja wyników uzyskanych metodą DRASTIC nie jest tak jednoznaczna, jak w przypadku innych ocen środowiska. Amerykańscy autorzy metody nie podali bowiem obligatoryjnych kryteriów pozwalających na jednoznaczne interpretowanie uzyskiwanych wyników liczbowych, a ponadto doczekała się ona licznych modyfikacji zastosowanych w konkretnych realizacjach. Również w pracach polskich autorów, na przykład Krogulec[4], można

[1] L. Aller i in., *DRASTIC, A standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings*, U.S. Environmental Protection Agency, Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, EPA/600/2–85/018, 1985.
[2] I. Kajewski, *Metoda oceny zagrożenia jakości wód podziemnych za pomocą systemu DRASTIC*, „Zeszyty Naukowe AR we Wrocławiu, seria Inżynieria Środowiska" 2000 nr 385, s. 217-223; I. Kajewski, *Zastosowanie systemu DRASTIC do oceny zagrożenia wód podziemnych*, Materiały X Sympozjum „Współczesne problemy hydrogeologii", Wyd. Oficyna Wydawnicza SUDETY, Wrocław 2001, s. 63-68; E. Krogulec, *Ocena podatności wód podziemnych na zanieczyszczenia w dolinie rzecznej na podstawie przesłanek hydrodynamicznych*, Wyd. Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa 2004; P. Bukowski, T. Bromek, I. Augustyniak, *Using the DRASTIC system to assess the vulnerability of ground water to pollution in mined areas of the Upper Silesian Coal Basin*, „Mine Water and the Environment" 2006 nr 25, s. 15-22.
[3] A. Rodzoch i in., *Zasady sporządzania dokumentacji określających warunki hydrogeologiczne w związku z projektowaniem dróg krajowych i autostrad. Poradnik metodyczny*, Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2006.
[4] E. Krogulec, *Ocena podatności wód* …, op. cit.

zauważyć modyfikację oryginalnych zaleceń EPA i dostosowywanie metody do lokalnych warunków i posiadanych materiałów źródłowych.

Zasadniczym celem tej pracy było więc sprawdzenie metody poprzez porównanie ze sobą wyników obliczeń wykonanych przy zastosowaniu metody w wersji zaproponowanej przez EPA z wynikami najszerzej rozpropagowanego w Polsce wariantu metody zaproponowanego przez Krogulec[5]. Do weryfikacji przyjęto parametry odzwierciedlające uwarunkowania środowiskowe typowe dla nizinnych obszarów Polski.

Materiały i metody

Charakterystyka metody

Metoda DRASTIC[6] jest w chwili obecnej światowym standardem przy klasyfikacji podatności płytkich wód podziemnych na zanieczyszczenie[7]. W metodzie zakłada się, że:

- ognisko zanieczyszczenia znajduje się na powierzchni terenu;
- zanieczyszczenia migrują do warstwy wodonośnej wraz z infiltrującą wodą opadową;
- w warstwie wodonośnej zanieczyszczenia mają mobilność wody (mają charakter zanieczyszczeń konserwatywnych, czyli krążąc z wodami podziemnymi, nie podlegają sorpcji ani rozkładowi);
- obszar oceniany za pomocą metody DRASTIC jest większy niż 100 akrów (ponad 0,4 ha).

Z racji założeń metoda przeznaczona jest do oceny podatności na zanieczyszczenie pierwszego przypowierzchniowego poziomu wodonośnego.

W metodzie przyjmuje się, że na podatność wód podziemnych na zanieczyszczenie ma wpływ 7 parametrów. Są to:

1. głębokość do zwierciadła wody (D – *depth to water table*),
2. infiltracja efektywna (R – *recharge*),
3. litologia warstwy wodonośnej (A – *aquifer media*),
4. rodzaj utworu glebowego (S – *soil media*),
5. topografia / nachylenie terenu (T – *topography / slope*),

---

[5] *Podstawy hydrogeologii stosowanej*, red. A. Macioszczyk, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa 2011.
[6] L. Aller i in., *DRASTIC, A standardized ...,* op. cit.; L. Alle i in., *A standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings,* U.S. Environmental Protection Agency, Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, EPA/600/2–87/035, 1987.
[7] K. Mohammadi, R. Niknam, V.J. Majd, *Aquifer vulnerability assessment using GIS and fuzzy system: a case study in Tehran-Karaj aquifer, Iran*, „Environmental Geology" 2009 nr 58, s. 437-446; Y.S. Yang, L. Wang, *Catchment-scale vulnerability assessment of groundwater pollution from diffuse sources using the DRASTIC method: a case study*, „Hydrological Sciences Journal" 2010 nr 55 (7), s. 1206-1216.

6. wpływ strefy aeracji (I – *impact of vadose zone media*),
7. wodoprzepuszczalność warstwy wodonośnej (C – *conductivity (hydraulic) of the aquifer*).

Każdy z powyższych parametrów, w zależności od jego roli w procesie migracji potencjalnych zanieczyszczeń, ma stopień ważności (wagę) w skali od 1 do 5. Zgodnie z metodą najsilniejszy wpływ na podatność ma głębokość do zwierciadła wody i rodzaj skał budujących strefę aeracji (waga = 5), najmniejszy zaś – nachylenie terenu (waga = 1). W ramach każdego parametru wyróżnia się ponadto klasy wartości, do których przypisana jest określona ocena punktowa (ranga) w skali od 1 do 10. Wartość największa (10) jest przypisywana warunkom sprzyjającym zanieczyszczaniu wód podziemnych, wartość najmniejsza (1) warunkom w największym stopniu ograniczającym możliwość zanieczyszczania.

Podatność na zanieczyszczenie, wyrażoną jako indeks DRASTIC lub też jako indeks IZP[8], otrzymujemy, mnożąc wagę i rangę każdego parametru, a następnie sumując otrzymane wartości punktowe każdego parametru według wzoru (1).

$$\text{Indeks DRASTIC} = D_R \times D_W + R_R \times R_W + A_R \times A_W + S_R \times S_W + T_R \times T_W + I_R \times I_W + C_R \times C_W, \quad (1)$$

gdzie:

$_R$ – ranga parametru,

$_W$ – waga parametru.

Otrzymany indeks DRASTIC stanowi podstawę do wydzielania klas podatności. Instrukcja EPA nie narzuca obligatoryjnych granic przedziałów klas ani ich ilości, zostawiając tę kwestię dokonującemu oceny. Zwykle wydziela się od 3 do 6 klas.

Metodyka obliczeń

Wiarygodność ocen podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie metodą DRASTIC sprawdzono, stosując metodę w wersji zaproponowanej przez EPA oraz w wariancie zaproponowanym przez Krogulec[9]. Do obliczeń zostały przyjęte wartości parametrów środowiskowych charakterystycznych dla okolic Białegostoku, które generalnie nie odbiegają od przeciętnych warunków środowiska charakteryzujących cały obszar Polski nizinnej.

Obliczenia wykonano, przyjmując, że:

- zwierciadło wód gruntowych występuje na 3 różnych głębokościach: 5,5 m p.p.t, 2,5 m p.p.t. oraz 0,8 m p.p.t, czyli w strefie typowego występowania zwierciadła pierwszego poziomu wodonośnego w regionie[10];
- infiltracja efektywna wynosi 147,2 mm w przypadku występowania piasków jako utworów powierzchniowych oraz 29,4 mm w przypadku występowania na powierzchni glin, zakładając za Pazdro[11], że wskaźnik infiltracji opadu wynosi odpowiednio dla tych utworów 25% i 5%, oraz przyjmując za Tyszew-

[8] *Podstawy hydrogeologii...,* op. cit.

[9] Ibidem.

[10] *Przyroda Podlasia: Narwiański Park Narodowy*, red. H. Banaszuk, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok 2004.

[11] Z. Pazdro, *Hydrogeologia ogólna*, Wyd. Geologiczne, Warszawa 1983.

skim i in.[12] wielkość średniego rocznego opadu dla Białegostoku za lata 1973-2008 – 588,9 mm;
- warstwa wodonośna zbudowana jest z fluwioglacjalnych różnoziarnistych lub średnioziarnistych piasków;
- w klasyfikacji na mapach glebowo-rolniczych gleba w tych miejscach określana jest jako brunatna właściwa, brunatna kwaśna lub czarna ziemia zdegradowana, a skład granulometryczny strefy biologicznie czynnej określany jest odpowiednio jako glina lekka, a w drugim i trzecim przypadku jako piasek słabogliniasty,
- nachylenie terenu wynosi 1,5% lub 4,5% [13];
- strefę aeracji (poniżej biologicznie czynnego poziomu gleby) tworzy piasek fluwioglacjalny lub występuje tam glina[14];
- warstwa wodonośna charakteryzuje się współczynnikiem filtracji rzędu 2×10^{-4} m×s^{-1} = 34,6 m×d^{-1} [15];
- klasyfikacji wyników dokonano, opierając się na 6-stopniowej skali zaproponowanej przez Krogulec[16], z podziałem na wody o bardzo małej podatności na zanieczyszczenie (indeks < 100), niskiej (100-125), średniej (126-150), średniowysokiej (151-175), wysokiej (176-200) i bardzo wysokiej (> 200).

Rezultaty

Obliczenia podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie, przy uwzględnieniu typowych dla okolic Białegostoku wartości poszczególnych parametrów, dały generalnie poprawne rezultaty zarówno wówczas, gdy stosowano wytyczne zgodne z zaleceniami EPA, jak też wtedy, gdy korzystano z modyfikacji metody według Krogulec. Tak jak się spodziewano, najmniej podatne na zanieczyszczenie okazały się wody zabezpieczone warstwą gliny (tabela 3). Indeks DRASTIC w obu przypadkach był rzędu stu kilkunastu punktów, tak więc można tu określić podatność jako niską. Najbardziej podatne okazały się oczywiście wody oddzielone od powierzchni terenu jedynie przepuszczalną, piaszczystą strefą aeracji o miąższości mniejszej niż metr (tabela 4).

Okazało się jednak, że wybór wariantu metody może w istotny sposób wpływać na otrzymywaną wartość indeksu podatności. I tak, stosując klasyczne podejście zalecane przez EPA, w przypadku obliczeń dla sytuacji, w której zwierciadło położone jest na głębokości 5,5 m p.p.t., uzyskano wartość indeksu DRASTIC równą 166 punktów, czyli podatność wód na zanieczyszczenie można było w tym

[12] S. Tyszewski i in., *Studium hydrograficzne doliny rzeki Białej z wytycznymi do zagospodarowania rekreacyjno-wypoczynkowego i elementami małej retencji oraz prace hydrologiczne niezbędne do sporządzenia dokumentacji hydrologicznej*, PRO WODA, Warszawa 2009.
[13] J. Kondracki, *Geografia fizyczna Polski*, PWN, Warszawa 1980.
[14] *Przyroda Podlasia: Narwiański...,* op. cit.
[15] Z. Pazdro, *Hydrogeologia ...,* op. cit.
[16] E. Krogulec, *Ocena podatności wód* ..., op. cit.

Tabela 1
Indeks podatności na zanieczyszczenie wód podziemnych – wariant obliczeń dla zwierciadła położonego 5,5 m p.p.t. w utworach piaszczystych

Cecha	Wartość	Waga	Ranga Krogulec	Liczba Krogulec	Ranga EPA	Liczba EPA
Głębokość do zwierciadła (D)	5,5 m	5	7	35	7	35
Infiltracja efektywna (R)	147,2 mm	4	3,5	14	6	24
Litologia warstwy wodonośnej (A)	piaski fluwioglacjalne	3	6	18	8	24
Utwór przypowierzchniowy / gleba (S)	ps [1)] / brunatna (kwaśna)	2	6	12	8	16
Topografia – spadki terenu (T)	4,5%	1	7	7	9	9
Strefa aeracji (I)	piaski fluwioglacjalne	5	6	30	8	40
Współczynnik filtracji (C)	34,6 m/d	3	6	18	6	18
			Indeks (Krogulec) 134		Indeks (EPA) 166	

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 2
Indeks podatności na zanieczyszczenie wód podziemnych – wariant obliczeń dla zwierciadła położonego 2,5 m p.p.t. w utworach piaszczystych

Cecha	Wartość	Waga	Ranga Krogulec	Liczba Krogulec	Ranga EPA	Liczba EPA
Głębokość do zwierciadła (D)	2,5 m	5	9	45	9	45
Infiltracja efektywna (R)	147,2 mm	4	3,5	14	6	24
Litologia warstwy wodonośnej (A)	piaski fluwioglacjalne	3	6	18	8	24
Utwór przypowierzchniowy / gleba (S)	ps [1)] / brunatna (kwaśna)	2	6	12	8	16
Topografia – spadki terenu (T)	1,5%	1	9,5	9,5	10	10
Strefa aeracji (I)	piaski fluwioglacjalne	5	6	30	8	40
Współczynnik filtracji (C)	34,6 m/d	3	6	18	6	18
			Indeks (Krogulec) 146,5		Indeks (EPA) 177	

Źródło: opracowanie własne.

przypadku określić jako średniowysoką. Opierając się na kryteriach podanych przez Krogulec, uzyskano 134 punkty, co wskazuje na podatność średnią (tabela 1). Podobnego rzędu różnice punktowe odnotowano w przypadku obliczeń dla zwierciadła położonego 2,5 m p.p.t., z piaszczystą strefą aeracji, czyli odpowiednio 177 i 146,5 punktów (tabela 2). Skutkowało to jednak już większą różnicą

Tabela 3

Indeks podatności na zanieczyszczenie wód podziemnych – wariant obliczeń dla zwierciadła położonego 2,5 m p.p.t. i warstwy wodonośnej przykrytej 2,5 m miąższości warstwą gliny

Cecha	Wartość	Waga	Ranga Krogulec	Liczba Krogulec	Ranga EPA	Liczba EPA
Głębokość do zwierciadła (D)	2,5 m	5	9	45	9	45
Infiltracja efektywna (R)	29,4 mm	4	1	4	1	4
Litologia warstwy wodonośnej (A)	piaski fluwioglacjalne	3	6	18	8	24
Utwór przypowierzchniowy / gleba (S)	gl [2] / brunatna (właściwa)	2	6	12	3	6
Topografia – spadki terenu (T)	1,5%	1	9,5	9,5	10	10
Strefa aeracji (I)	piaski fluwioglacjalne	5	2	10	1	5
Współczynnik filtracji (C)	34,6 m/d	3	6	18	6	18
			Indeks (Krogulec) 116,5		Indeks (EPA) 112	

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 4

Indeks podatności na zanieczyszczenie wód podziemnych – wariant obliczeń dla zwierciadła położonego 0,8 m p.p.t. w utworach piaszczystych

Cecha	Wartość	Waga	Ranga Krogulec	Liczba Krogulec	Ranga EPA	Liczba EPA
Głębokość do zwierciadła (D)	0,8 m	5	10	50	10	50
Infiltracja efektywna (R)	147,2 mm	4	3,5	14	6	24
Litologia warstwy wodonośnej (A)	piaski fluwioglacjalne	3	6	18	8	24
Utwór przypowierzchniowy / gleba (S)	ps [1] / czarna ziemia zdegradowana	2	6	12	8	16
Topografia – spadki terenu (T)	0,8%	1	10	10	10	10
Strefa aeracji (I)	piaski fluwioglacjalne	5	6	30	8	40
Współczynnik filtracji (C)	34,6 m/d	3	6	18	6	18
			Indeks (Krogulec) 152		Indeks (EPA) 182	

[1] – piasek słabogliniasty

[2] – glina lekka

Źródło: opracowanie własne.

w końcowej klasyfikacji, czyli otrzymano wysoką podatność na zanieczyszczenie w przypadku obliczeń z wykorzystaniem parametrów i rang EPA i jedynie średnią z wykorzystaniem parametrów i rang według Krogulec.

Podsumowanie

Metoda DRASTIC to rozpowszechniony standard oceny naturalnej podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie. Jak wskazują publikacje, jest ona wykorzystywana praktycznie na całym świecie zarówno jako główne narzędzie badawcze[17], jak i dodatkowy element uzupełniający zasadniczy kierunek prac[18]. Ze względu na swoją specyfikę i wymierny, punktowy system oceny uzyskane wyniki łatwo przetwarzać i analizować cyfrowo, na przykład przy zastosowaniu technik GIS[19].

Elastyczność i uniwersalność metody może jednak w praktyce okazać się jej wadą. Większość badaczy zwraca bowiem uwagę na jej ułomności[20] i konieczność dopasowania metody do lokalnych warunków środowiskowych oraz konkretnego celu badań, proponując liczne modyfikacje lub nawet łączenie z innymi metodami[21]. Porównywanie ostatecznych ocen pomiędzy różnymi obiektami uniemożliwiają też odmienne w różnych implementacjach zasady klasyfikacji[22].

Wnioski ze studiów literaturowych dotyczących uniwersalności metody zostały w pełni potwierdzone przeprowadzonymi przez autora obliczeniami.

---

[17] S. Ettazarini, *Groundwater pollution risk map ping for the Eocene aquifer of the Oum Er-Rabia basin, Morocco*, „Environmental Geology" 2006 nr 51, s. 341-347.

[18] B.K. Koo, P.E. O'Connell, *An integrated modelling and multicriteria analysis approach to managing nitrate diffuse pollution: 2. A case study for a chalk catchment in England*, „Science of the Total Environment" 2006 nr 358, s. 1-20.

[19] S. Ettazarini, *Groundwater pollution ...,* op. cit.; H. Baalousha, *Assessment of a groundwater quality monitoring network using vulnerability mapping and geostatistics: A case study from Heretaunga Plains, New Zealand*, „Agricultural Water Management" 2010 nr 97, s. 240-246; A.H. Jasem, M. Alraggad, *Assessing Groundwater Vulnerability in Azraq Basin Area by a Modified DRASTIC Index*, „Journal of Water Resource and Protection" 2010 nr 2, s. 944-951; S. Saidi, S. Bouri, H.B. Dhia, *Sensitivity analysis in groundwater vulnerability assessment based on GIS in the Mahdia-Ksour Essaf aquifer, Tunisia: a validation study*, „Hydrological Sciences Journal" 2011 nr 56(2), s. 288-304.

[20] K.K. Mohammadi, R. Niknam, V.J. Majd, *Aquifer vulnerability...,* op. cit.; S. Akhavan i in., *Conditioning DRASTIC model to simulate nitrate pollution case study: Hamadan–Bahar plain*, „Environmental Earth Sciences" 2011 nr 63, s. 1155-1167.

[21] S. Ckakraborty, P.K. Paul, P.K. Sikdar, *Assessing aquifer vulnerability to arsenic pollution using DRASTIC and GIS of North Bengal Plain: A case study of English Bazar Block, Malda District, West Bengal, India*, „Journal of Spatial Hydrology" 2007 nr 7 (1), s. 101-121; Y. Wang i in., *Vulnerability of groundwater in Quaternary aquifers to organic contaminants: a case study in Wuhan City, China*, „Environmental Geology" 2007 nr 53, s. 479-484; Y.S. Yang, L. Wang, *Catchment-scale...,* op. cit.; S. Saidi, S. Bouri, H.B. Dhia, *Sensitivity analysis in groundwater ...,* op. cit.; L. Bai, Y. Wang, F. Meng, *Application of DRASTIC and extension theory In the groundwater vulnerability evolution*, „Water and Environmental Journal" 2012 nr 26, s. 381-391; J. Zhou i in., *VLDA model and its application in assessing phreatic groundwater vulnerability: a case study of phreatic groundwater in the plain area of Yanji County, Xinjiang, China.* „Environmental Earth Sciences" 2012 nr 67, s. 1789-1799.

[22] S. Foster i in., *Groundwater Quality Protection: a Guide for Water Utilities, Municipal Authorities and Environment Agencies*, "World Bank Publicatio" Washington 2002; S. Ettazarini, *Groundwater pollution ...,* op. cit.; A.H. Jasem, M. Alraggad, *Assessing Groundwater ...,* op. cit.

Wskazują one, że również w warunkach środowiskowych Polski metoda ta daje poprawne, przewidywalne rezultaty. Ze względu na jej wymierność i łatwość stosowania można metodę DRASIC zalecić do szerokiego rozpropagowania i używania w praktyce. Należy jednak mieć na uwadze, że nie można mechanicznie porównywać i interpretować wyników uzyskanych na różnych obiektach, przy innych materiałach źródłowych, a w dodatku uzyskanych przy użyciu innego wariantu metody.

Pozytywnym impulsem dla rozwoju i upowszechnienia w Polsce metody DRASTIC byłaby zapewne jej standaryzacja pod kątem konkretnego, praktycznego zastosowania, na przykład ocen oddziaływania na środowisko. Nawet jednak w takim przypadku ostateczna ocena podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie będzie zawierała pewien margines niepewności i subiektywizmu.

Sfinansowano ze środków na realizację pracy statutowej nr S/WBiIŚ/1/11 – Katedry Ochrony i Kształtowania Środowiska Politechniki Białostockiej.

Wiesław Załuska

ZASTOSOWANIE INSTALACJI FOTOWOLTAICZNEJ JAKO ODNAWIALNEGO ŹRÓDŁA ENERGII W PARKU WODNYM W EŁKU

Wiesław Załuska, dr inż. – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:
Wydział Mechaniczny
Zakład Techniki Rolno-Spożywczej
15-351 Białystok, ul. Wiejska 45C
e-mail: wieslaw_zaluska@pb.edu.pl

APPLICATION OF THE PHOTOVOLTAIC INSTALLATION, AS A RENEWABLE SOURCE OF ENERGY IN THE AQUA PARK IN CITY OF ELK

SUMMARY: The paper presents the use of photovoltaic installations in the Aqua Park in city of Ełk to support the production of electricity using solar energy. It shows the accepted technological solution and presents the results of the installation and system performance analysis. Designed photovoltaic system consists of 264 panels with a total of 50.16 kW nominal power.
The application of photovoltaic in the building helped to reduce carbon dioxide emissions to the atmosphere. In Poland, for the most part based electricity generation is still on coal and lignite. Photovoltaic is one of the renewable sources of energy, the so-called. „Green" energy.

KEY WORDS: renewable sources, solar radiation, photovoltaic power plant

Wstęp

Racjonalne wykorzystanie energii ze źródeł odnawialnych (OZE) jest jednym z istotnych komponentów zrównoważonego rozwoju, przynoszącym wymierne korzyści ekonomiczno – ekologiczne. Wzrost jej udziału w bilansie paliwowo – energetycznym przyczynia się do wzrostu efektywności wykorzystania i oszczędzania surowców energetycznych, poprawy stanu środowiska poprzez zmniejszenie zanieczyszczeń oraz redukcję wytwarzanych odpadów. Rozwój odnawialnych źródeł energii bardzo wspiera Unia Europejska. Powstaje szereg projektów i dyrektyw, które służą rozwojowi pozyskiwania energii odnawialnej. Najważniejszym z nich jest dyrektywa 2009/28/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. w sprawie promocji stosowania energii ze źródeł odnawialnych, przedstawiona krajom członkowskim UE do realizacji. Zgodnie z nią Polska zobowiązana jest do osiągnięcia w 2020 roku 15% udziału energii z odnawialnych źródeł w końcowym zużyciu energii. Krajowymi dokumentami dotyczącymi rozwoju OZE są dokumenty:

- Polityka energetyczna Polski do 2030 roku, w którym potwierdzono ustaloną już w dyrektywie wartość 15% udziału OZE w zużyciu energii finalnej w 2020 roku oraz ustalono 20% udziału OZE w 2030 roku;
- Krajowy plan działania w zakresie energii ze źródeł odnawialnych, realizujący zobowiązania z dyrektywy 2009/28/WE z dnia 23 kwietnia 2009 roku w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych;
- Założenia do ustawy o odnawialnych źródłach energii, przedstawiający propozycje prawne wdrożenia systemu wsparcia rozwoju OZE, zakładający uprzywilejowanie prawne i podatkowe dla produkcji energii z małych do 5 MW, mini do 250 kW i mikro do 50 kW źródeł OZE.[1]

Obecny szacunkowy udział energii ze źródeł odnawialnych wynosi w Polsce 25 GW. Największy wkład w tym udziale mają następujące nośniki: promieniowanie słoneczne – 11,7 GW, następnie biomasa w postaci słomy – 5 GW, ciepło wnętrza Ziemi – 3,2 GW, biomasa w postaci drewna – 3 GW, woda – 1,4 GW, biopaliwa – 0,5 GW i siła wiatru – 0,2 GW.[2]

Energetyka słoneczna stała się największą nadzieją spośród wszystkich rodzajów źródeł energii. Jest to tak zwana czysta technologia produkcji energii, lecz w dalszym ciągu niekonkurencyjna w stosunku do tradycyjnych, konwencjonalnych źródeł pozyskiwania energii. Zadowalający jest fakt, iż coraz większe są perspektywy wykorzystania energii promieniowania słonecznego.[3]

---

[1] M. Robakiewicz, *Uwarunkowania prawne i systemy wsparcia zastosowań OZE i kogeneracji w budynkach,* Fundacja Poszanowania Energii, Warszawa 2011.

[2] W.M. Lewandowski, *Proekologiczne odnawialne źródła energii*, Wyd. Naukowo-Techniczne WNT, Warszawa 2006.

[3] J. Gronowicz, *Niekonwencjonalne źródła energii*, Wyd. Instytutu Technologii Eksploatacji – PIB, Radom-Poznań 2008.

Rozwój wiedzy i technologii pozwolił na wykorzystanie fotowoltaiki do produkcji prądu elektrycznego przy bezpośredniej zamianie energii promieniowania słonecznego bez emisji szkodliwych substancji, takich jak CO_2, NO_x, SO_x, czy metali ciężkich.

W dokonanym przeglądzie stanu badań i technologii stwierdzono, iż obiekty basenowe są bardzo energochłonne (duże zapotrzebowanie energii cieplnej i elektrycznej na potrzeby podgrzewu wody basenowej, prysznicowej oraz powietrza wentylacyjnego). Obecnie na wielu obiektach basenowych stosuje się duże instalacje solarne do podgrzewu wody. W fazie prac koncepcyjnych i projektowych przeprowadzono szeroki przegląd technologii zastosowania instalacji solarnych do zasilana dużych obiektów basenowych.[4]

W opracowaniach literaturowych pomija się często istotny fakt związany ze wzrostem zapotrzebowania energii elektrycznej niezbędnej do zasilania układu pomp cyrkulacyjnych układu glikolowego, ciepłej wody instalacji wewnętrznej oraz układu sterowania (sterowniki, zawory). Obniżają one rzeczywistą całkowitą sprawność energetyczną układu solarnego nawet o kilkanaście procent. Zaproponowane rozwiązanie biwalentnego układu instalacji solariów cieplnych i paneli fotowoltaicznych (siłownia elektryczna) jest nowatorskie.[1] Tak duża elektryczna siłownia solarna zainstalowana na obiekcie basenowym nie ma odpowiednika w kraju i w pełni pokrywa wzrost zapotrzebowania układów roboczych instalacji OZE na energię elektryczną.[2]

W referacie zaprezentowano wykorzystanie instalacji fotowoltaicznej do produkcji energii elektrycznej w Parku Wodnym w Ełku.

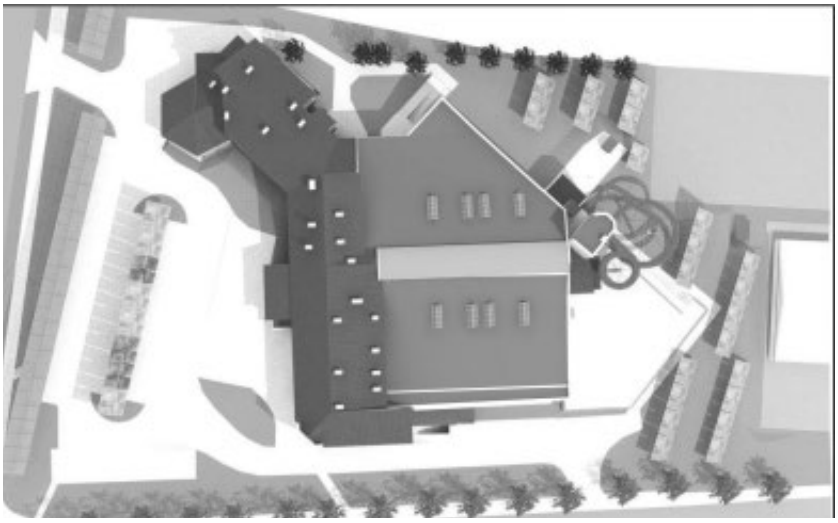
Opis obiektu Parku Wodnego w Ełku

Park Wodny w Ełku jest budynkiem wolno stojącym. W skład zespołu wchodzi hala basenów, widownie, szatnie i natryski, pomieszczenia pomocnicze, klub fitness, sauny parowe i wodne. W hali basenów są dwa baseny: jeden pływacki o wymiarach 25 m x 16 m i zmiennej głębokości od 1,8 m do 2,0 m o powierzchni 400 m^2 oraz basen rekreacyjny o zmiennej głębokości od 0,8 do 1,6 m, lądowisko dla zjeżdżalni płaszczyznowej oraz brodzik dla dzieci o głębokości od 0,45 do 0,65 m. Hala basenów wyposażona jest w widownię. Na zewnątrz budynku znajdują się dwie zjeżdżalnie rurowe.

Powierzchnia całkowita obiektu wynosi 4 862,4 m^2, a kubatura – 37 640 m^3. W ramach kompleksowej modernizacji systemu energetycznego Parku Wodnego wykonano koncepcję zastosowania OZE, analizę techniczno – ekonomiczną i stu-

[4] P. Kowalski, *Duże instalacje z kolektorami słonecznymi. Słońce na basenie*, „Magazyn Instalatora" 2011 nr 12 (160); W. Załuska, *Koncepcja funkcjonalno-użytkowa, audyt energetyczny oraz studium wykonalności modernizacji systemu energetycznego Parku Wodnego w Ełku z zastosowaniem odnawialnych źródeł energii*, Ełk 2010; W. Załuska, *Projekt techniczny: Zastosowanie odnawialnych źródeł energii do zasilania obiektu Parku Wodnego w Ełku zlokalizowanego przy ul. Piłsudskiego 29*, Ełk 2011.

Rysunek 1
Widok budynku Parku Wodnego w Ełku z pokazaniem rozmieszczenia paneli fotowoltaicznych i kolektorów słonecznych



Źródło: W. Załuska, *Koncepcja funkcjonalno-użytkowa…*, op. cit.

dium wykonalności oraz pozyskano środki z RPO. W zrealizowanej inwestycji wykonano nową instalację siłowni solarnej fotowoltaicznej o mocy nominalnej 50,15 kW, siłownię solarną cieplną o powierzchni 565,2 m^2 kolektorów i mocy ~ 422,54 kW, instalację odzysku ciepła ze ścieków oraz zmodernizowano centrale nawiewno-wywiewne wentylacji basenowej.

Widok budynku Parku Wodnego wraz z rozmieszczeniem paneli fotowoltaicznych i kolektorów słonecznych pokazano na rysunku 1.

Opis technologii układu siłowni elektrycznej fotowoltaicznej

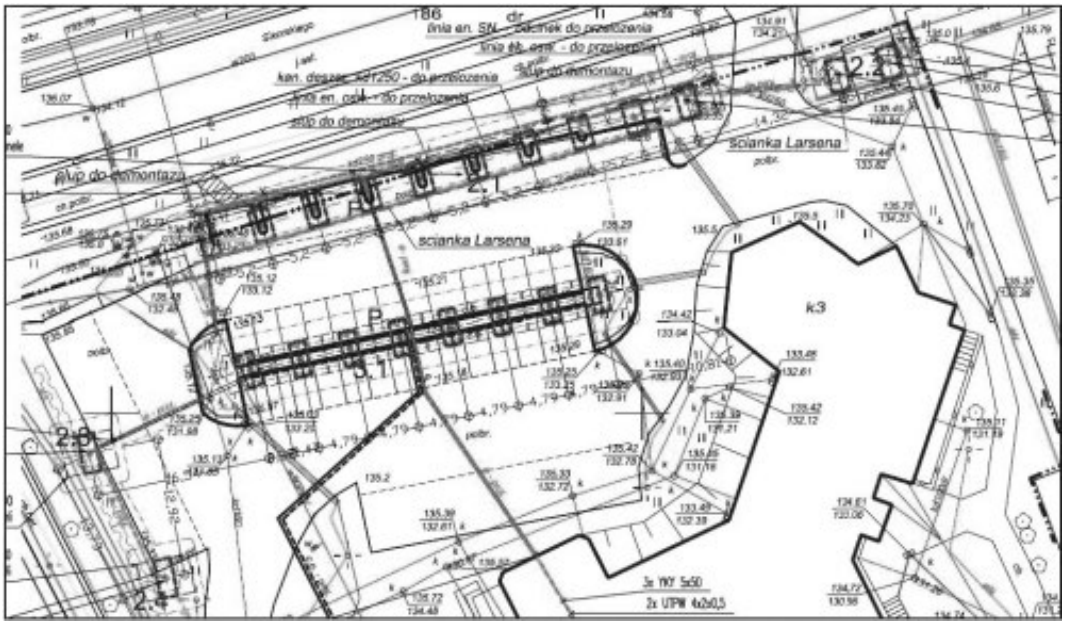
Instalacja siłowni elektrycznej fotowoltaicznej składa się z paneli fotowoltaicznych zamontowanych na czterech konstrukcjach wsporczych stalowych, zlokalizowanych przed obiektem Parku Wodnego na parkingu w płaszczyźnie nachylenia 40^o do poziomu. Zamontowano łącznie 264 panele o mocy 190 W każdy i sprawności 130 W/m^2. Łączna powierzchnia czterech instalacji fotowoltaicznych wynosi 340 m^2. Połączono je przewodami dedykowanymi DC w układy obwodów, które podłączono do falowników (max. 5 obwodów do falownika). Połączenia pomiędzy obwodami DC i falownikami wykonano poprzez skrzynki DC z rozłącznikami. Falowniki (w wykonaniu IP65 bez dodatkowej obudowy) zamontowane na konstrukcjach paneli połączono przewodami kablowymi z roz-

Rysunek 2
Widok montażu paneli fotowoltaicznych wykorzystujących parking przed Parkiem Wodnym



Źródło: P. Kowalski, *Duże instalacje z kolektorami słonecznymi. Słońce na basenie*, „Magazyn Instalatora" 2011 nr 12(160).

Rysunek 3
Dokładna lokalizacja paneli fotowoltaicznych na terenie parkingu Parku Wodnego w Ełku



oznaczenia:
„2.1" – zestaw 192 paneli,
„2.2" – zestaw 36 paneli
„2.3" i „2.4" – zestawy po 18 paneli

Źródło: W. Załuska, *Projekt techniczny…*, op. cit.

dzielnią RPV w budynku. Moc zainstalowana: 264 paneli x 190 W = 50,16 kW, szacowana roczna produkcja energii wynosi około 49 MWh. Instalacja fotowoltaiczna produkująca energię elektryczną przy wykorzystaniu energii promieniowania słonecznego pracuje równolegle z siecią PGE Dystrybucja S.A.. Na rysunku 2 pokazano widok montażu paneli fotowoltaicznych „2.1" i „2.2" zamontowanych na parkingu Parku Wodnego, a na rysunku 3 ich dokładną lokalizację.

Schemat technologiczny zaprojektowanej siłowni fotowoltaicznej w Parku Wodnym pokazano na rysunku 4.

Na potrzeby instalacji fotowoltaicznych „2.1", „2.2", „2.3" i „2.4" (rysunek 3) opracowano układ nadzorczy automatyki i wizualizacji BMS, zapewniający kontrolę, sterowanie, rejestrację, pomiar energii wyprodukowanej przez panele PV i bilansowanie niezbędnych parametrów pracy systemów.

Energia elektryczna z paneli fotowoltaicznych jest przekazywana wydzielonymi obwodami, podzielonymi na grupy, do 3 falowników, w których jest przekształcana na napięcie o częstotliwości 50 Hz i dalej przekazywana do rozdzielni RPV. W rozdzielni tej zlokalizowano pomiar energii wyprodukowanej brutto i układ zabezpieczeń dodatkowych. Rozdzielnica RPV połączona jest z rozdzielnią główną, w której dokonywany jest pomiar rozliczeniowy energii dla całego obiektu.

Na etapie projektowania przewidziano następującą budowę instalacji – montaż 264 paneli fotowoltaicznych, podłączonych do 3 falowników. Założono podłączenie maksymalnie 5 obwodów (stringów) do każdego z falowników. Połączenia pomiędzy obwodami DC i falownikami wykonano poprzez skrzynki przyłączeniowe DC z rozłącznikami oraz ochronnikami przeciwprzepięciowymi. Falowniki (w wykonaniu IP65 bez konieczności stosowania dodatkowej obudowy) montowane bezpośrednio na konstrukcjach paneli połączono przewodami kablowymi z rozdzielnią RPV w budynku. Moc zainstalowana: 264 paneli x 190 W = 50,16 kW, szacowana roczna produkcja energii wynosi około 48 MWh, zgodnie z obliczeniami wykonanymi w programie SMA SunnyDesign.

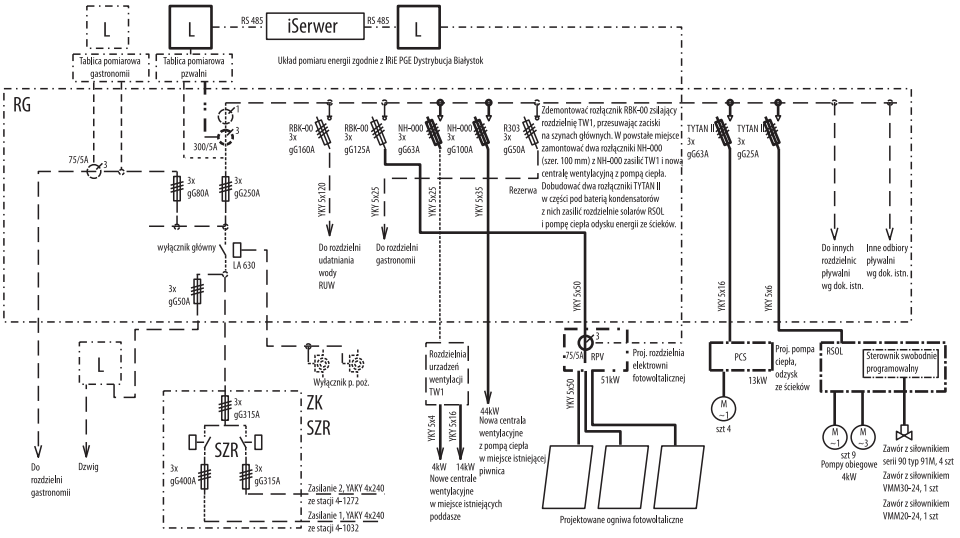
Zastosowane na etapie projektowania urządzenia to: panele fotowoltaiczne Viessmann VitoVolt 200 M190SA i falowniki SMA Tripower 17000TL.

Na etapie wykonawstwa dokonane zostały następujące zmiany – zamontowano 264 paneli fotowoltaicznych, podłączonych do 3 falowników. Połączenia pomiędzy obwodami DC i falownikami wykonano poprzez skrzynki przyłączeniowe DC z rozłącznikami oraz ochronnikami przeciwprzepięciowymi. Falowniki wraz z dodatkową aparaturą i zabezpieczeniami zamontowano w wolno stojących obudowach przy konstrukcjach wsporczych paneli fotowoltaicznych i połączono przewodami kablowymi z rozdzielnią RPV w budynku. Moc zainstalowana: 264 paneli x 190 W = 50,16 kW, szacowana roczna produkcja energii wynosi około 47 MWh – zgodnie z obliczeniami wykonanymi w programie SMA SunnyDesign i 45,8 MWh – zgodnie z symulacją wykonaną w programie PV*SOL.

Zastosowane urządzenia to: panele fotowoltaiczne Ningbo Qixin Solar Electrical Appliance SL190CE-36M i falowniki SMA Tripower 17000TL.

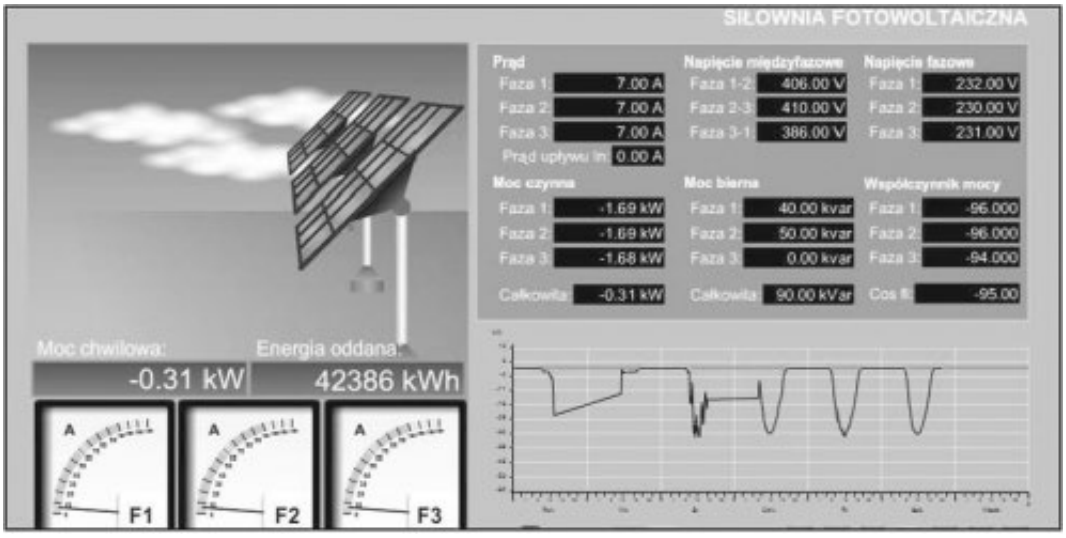
W celu monitorowania pracy elektrowni zastosowano analizator parametrów sieci z modułem komunikacyjnym MODBUS RTU (do systemu BMS) i wy-

Rysunek 4
Schemat technologiczny siłowni fotowoltaicznej o mocy nominalnej 50,16 kW



Źródło: J. Topolski, *Zastosowanie odnawialnych źródeł energii do zasilania obiektu Parku Wodnego w Ełku zlokalizowanego przy ul. Piłsudskiego 29; Instalacje elektryczne, Projekt wykonawczy*, PPJT Topolski, Białystok 2011.

Rysunek 5
Podgląd pracy instalacji siłowni elektrycznej PV w obiekcie Parku Wodnego w Ełku



Źródło: Park Wodny w Ełku.

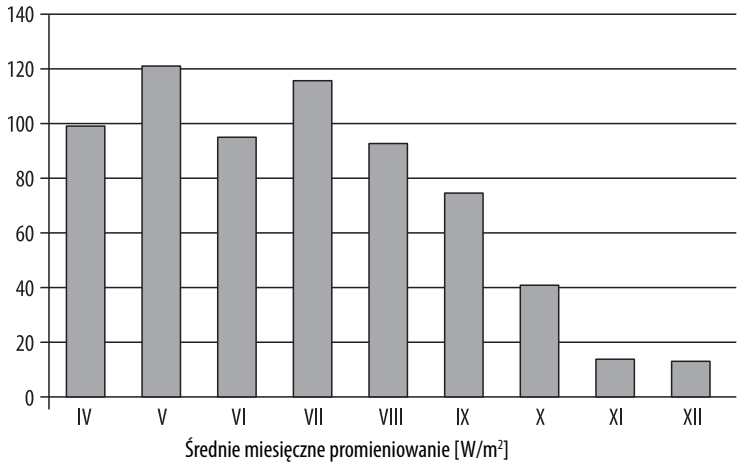
prowadzono sygnały stykowe o stanie łączników. Przewidziano także układ do odczytu parametrów nasłonecznienia i parametrów pracy falowników oraz wyprowadzenie sygnałów o stanie pracy elektrowni (rysunek 5) – wizualizacja i nadzór nad pracą siłowni są zdalnie realizowane ze strony www.

Analiza produkcji energii elektrycznej z paneli fotowoltaicznych

Na podstawie danych od kwietnia 2012 roku do grudnia 2012 roku oszacowano w poszczególnych miesiącach wydajność modułów fotowoltaicznych przy orientacji południowej i nachyleniu płaszczyzny paneli 40°, średnią i maksymalną użyteczną moc elektryczną oraz podano średnie nasłonecznienie. Wyniki przedstawiono na rysunkach 6-9. Łączny czas pracy instalacji fotowoltaicznej w tym okresie wynosił ponad 2953 godziny. Panele fotowoltaiczne wyprodukowały w sumie 42 728 kWh energii, średnia elektryczna moc użyteczna od kwietnia 2012 roku do grudnia 2012 roku uzyskana z paneli wynosiła 6,45 kW, a moc elektryczna maksymalna 51,54 kW. Od kwietnia do grudnia teoretyczna produkcja energii na podstawie symulacji wyniosła 38 503 kWh, co pozwala wnioskować, że prognozowana wartość produkcji rocznej na poziomie 45 840 kWh zostanie osiągnięta.

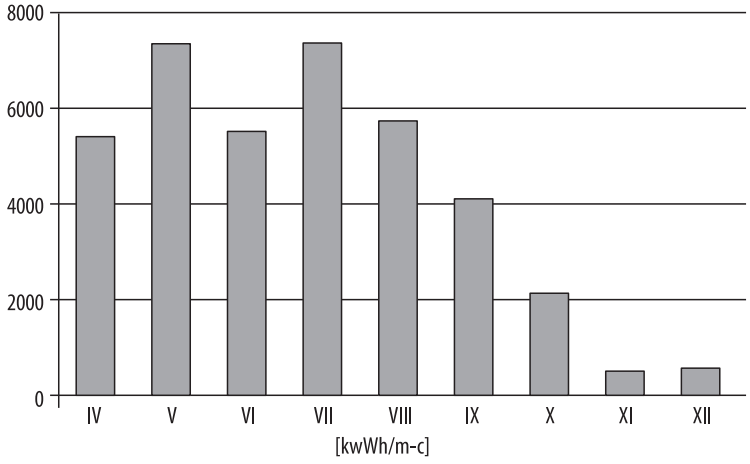
Rysunek 6

Średnie miesięczne nasłonecznienie [W/m^2] na powierzchnię paneli fotowoltaicznych ustawionych pod kątem 40° w miesiącach od kwietnia do grudnia 2012 roku w Parku Wodnym w Ełku



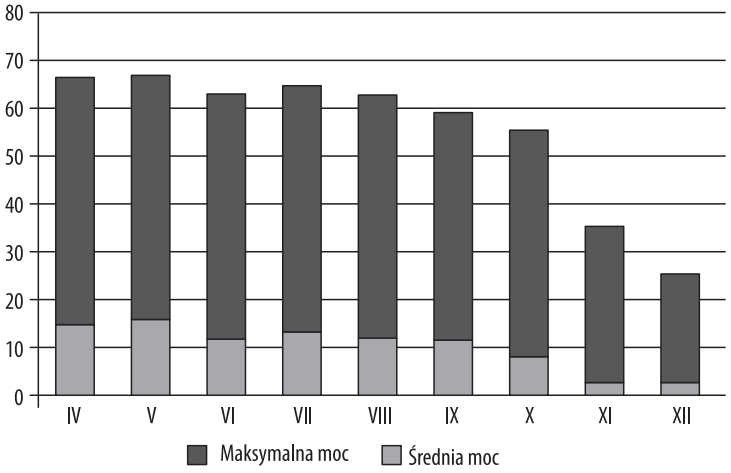
Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 7
Miesięczna produkcja energii w [kWh/m-c] z modułów fotowoltaicznych w miesiącach od kwietnia do grudnia 2012 roku w Parku Wodnym w Ełku



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 8
Średnia i maksymalna użyteczna moc elektryczna uzyskana z instalacji PV w poszczególnych miesiącach w Parku Wodnym w Ełku



Źródło: opracowanie własne.

Produkcja energii elektrycznej ściśle związana jest z nasłonecznieniem, średnie dobowe nasłonecznienie występujące w poszczególnych miesiącach pokazano na rysunku 6. Wartości dobowych sum promieniowania wahały się od 13,19 W/m^2 – 13,50 W/m^2 w listopadzie i grudniu do 115,85 W/m^2 w lipcu i 120,18 W/m^2 w maju. Ilość energii elektrycznej produkowanej przez instalację PV w poszczególnych miesiącach pokazano na rysunku 7. Wynosiła ona od 441 kWh/m-c – 521 kWh/m-c w listopadzie i grudniu do 7 290 kWh/m-c w lipcu i 7 320 kWh/m-c w maju.

Średnia użyteczna moc elektryczna uzyskana z instalacji fotowoltaicznej wahała się od minimum 2,52 kW w październiku do maksimum 15,55 kW w maju. Maksymalna moc w poszczególnych miesiącach wahała się od 22,42 kW w grudniu do 51,53 kW w maju.

Średnia i maksymalna miesięczna moc uzyskana z paneli fotowoltaicznych w miesiącach od kwietnia do grudnia 2012 roku w Parku Wodnym w Ełku pokazana została na rysunku 8.

Na podstawie uzyskanych wyników widać, że w okresie jesienno-zimowym system fotowoltaiczny osiąga minimum wydajności z uwagi na ograniczoną liczbę dni słonecznych (rysunek 6). Sytuacja zmienia się w porze wiosenno-letniej, gdzie duże nasłonecznienie powoduje pracę systemu fotowoltaicznego w najbardziej optymalnej fazie. W okresie wiosenno-letnim system wykazuje największy przyrost energii elektrycznej (rysunek 7).

Podsumowanie

W ramach prowadzonej kompleksowej modernizacji układu energetycznego Parku Wodnego w Ełku zastosowano instalację fotowoltaiczną jako nowoczesny układ pozyskania energii elektrycznej przy wykorzystaniu energii promieniowania słonecznego.

Od stycznia 2012 roku do grudnia 2012 roku siłownia elektryczna solarna wyprodukowała na potrzeby własne ~ 43 MWh energii elektrycznej. Produkowana energia elektryczna z paneli PV pokrywa do 14,98% globalnego zapotrzebowania energii Parku Wodnego.

Wydajność modułów fotowoltaicznych w okresie letnim jest bardzo wysoka, co związane jest z natężeniem promieniowania słonecznego, które na terenie Polski jest najintensywniejsze w okresie wiosenno – letnim.

Celem modernizacji było obniżenie ilości konsumowanej energii elektrycznej ze źródeł konwencjonalnych na potrzeby technologiczne obiektu. Zastosowanie instalacji PV pozwoliło na jej obniżenie i jednocześnie pozwoliło zredukować emisję dwutlenku węgla do środowiska. Inwestycja była finansowana w 85% w ramach programu RPO Warmia i Mazury 2007-2013, a w 15% ze środków własnych.

W Polsce należy zintensyfikować działania na rzecz wykorzystywania instalacji fotowoltaicznych do produkcji energii elektrycznej; nadal brakuje rozwiązań

prawnych, które pozwolą na szybką budowę systemów fotowoltaicznych i przyłączenie ich do sieci.

Producenci zielonej energii elektrycznej ze źródeł odnawialnych mogą liczyć na razie na tak zwane świadectwo pochodzenia, potocznie zwane zielonym certyfikatem, które producenci energii odnawialnej otrzymują oprócz regularnej ceny energii, oraz ewentualne dotacje z Unii Europejskiej na inwestycje na duże projekty elektrowni solarnych, co pokazano na przykładzie Parku Wodnego w Ełku.

Zrealizowana w 2011 roku i obecnie działająca siłownia elektryczna PV jest największym tego typu obiektem w regionie północno-wschodniej Polski.

Izabela Bartkowska • Wiesław Klaus

ANALIZA SKUTECZNOŚCI DZIAŁANIA OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW PRACUJĄCEJ W SYSTEMIE SBR

Izabela Bartkowska, dr inż. – Politechnika Białostocka
Wiesław Klaus, inż. – Przedsiębiorstw Wodociągów i Kanalizacji Sp. z o. o.

adres korespondencyjny:
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
Katedra Systemów Inżynierii Środowiska
ul. Wiejska 45 A, 15-351 Białystok
e-mail: i.bartkowska@pb.bialystok.pl

ul. Tunelowa 17, 19-400 Olecko
e-mail: wklaus@wp.pl

PERFORMANCE ANALYSIS OF SEWAGE TREATMENT PLANT WORKING IN THE SBR SYSTEM

SUMMARY: This paper presents an assessment of wastewater treatment plants operating in the technological sequence of biological reactors (SBR) as an example Olecko. This paper presents qualitative characteristics of raw sewage to the treatment plant influent and effluent. Assesses the work of the treatment on the basis of tests performed and operating experience. The analysis is based on the results of the following indicators of pollutants: BOD5, COD, pH, concentration of total nitrogen, total phosphorus and total suspended solids. A description of modernized in 2009 technology of sewage treatment plant and sewage sludge management was presented.

KEY WORDS: sewage treatment, biological sequencing batch reactor, designing sewage treatment plant, sewage treatment plant, effluent treatment effect

Wstęp

Technologia oczyszczania ścieków osadem czynnym w systemach porcjowych znana już była na początku XX wieku. W 1912 roku Fowler zastosował do oczyszczania ścieków miejskich w Manchesterze napowietrzanie ścieków strumieniem pęcherzyków powietrza wytwarzanych w sposób pneumatyczny wraz z następującym po nim etapem sedymentacji. W 1914 roku studenci Fowlera – Ardern i Lockett – zaprezentowali oczyszczanie ścieków w systemie z napełnianiem i dekantacją bez pozbywania się biologicznych osadów nagromadzonych w czasie cyklicznego napowietrzania ścieków[1].

Także w Stanach Zjednoczonych w tym czasie sposób oczyszczania ścieków osadem czynnym, realizowany w systemie „napełniania – dekantacji", po raz pierwszy zastosowano w Milwaukee. W późniejszym okresie systemy porcjowe nie były wykorzystywane w Stanach Zjednoczonych aż do późnych lat czterdziestych, a w Europie do 1959 roku. Systemy SBR pojawiły się ponownie dzięki znaczącemu postępowi techniki urządzeń napowietrzających i układów sterowania. Współczesny rozwój technologii oczyszczania ścieków osadem czynnym w systemach porcjowych dokonał się dzięki pracom Irvine'a i jego współpracowników w latach sześćdziesiątych XX stulecia. Irvine po raz pierwszy użył nazwy sekwencyjny reaktor biologiczny dla jednozbiornikowego reaktora, który zaprojektował w 1969 roku do oczyszczania na dużą skalę ścieków przemysłowych w Corpus Christi w Teksasie[2].

Systemy SBR są proste w działaniu i dużo bardziej elastyczne niż układy przepływowe osadu czynnego[3]. Pełną kontrolę umożliwiają wyłączniki czasowe i czujniki poziomu. Eliminacja recyrkulacji osadu również przemawia za prostotą tego systemu. Procesy porcjowe umożliwiają wyrównywanie przepływu i obciążenia ładunkiem. Czas cyklu można łatwo zmienić, tak by dopasować go do zmian ilościowych i jakościowych.

Celem niniejszego opracowania było przedstawienie skuteczności działania przykładowej oczyszczalni pracującej w systemie SBR i podkreślenie zalet tej technologii, szczególnie w odniesieniu do małych i średnich jednostek.

---

[1] P. A. Wilderer i in., *Sequencing batch reaktor technology*, IWA Publishing, London 2001.

[2] Ibidem; L. Dzienis, *Technologiczne podstawy modernizacji małych oczyszczalni ścieków*, „Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk" nr 29, Białystok 2005; L. Dzienis, *Oczyszczalnie ścieków pracujące w systemie porcjowym – obiekty o minimalnych skutkach oddziaływania na środowisko*, w: *Problemy naukowo-badawcze budownictwa,* t. 4, *Zrównoważony rozwój w budownictwie*, red. A. Łapko, M. Broniewicz, J.A. Prusiel, Wyd. Politechniki Białostockiej, Białystok 2008.

[3] I. Bartkowska, L. Dzienis, D*oświadczenia eksploatacyjne oczyszczalni ścieków systemu BIOGEST*, X Ogólnopolskie Seminarium „Eksploatacja oczyszczalni ścieków", materiały seminaryjne, Kielce 2001, s. 119-120.

Charakterystyka obiektu

Do oczyszczalni w Olecku dopływają ścieki stanowiące mieszaninę ścieków bytowo-gospodarczych, przemysłowych, deszczowych dostających się przez nieszczelności w kanalizacji sanitarnej oraz dowożonych taborem asenizacyjnym. Na terenie miasta funkcjonują zakłady przemysłowe, z których istotny wpływ na jakość i ilość ścieków dopływających do oczyszczalni mają rzeźnia, masarnia oraz zakład mleczarski. W sezonie letnim występuje zwiększony dopływ ścieków w związku z obsługą ruchu turystycznego.

Oczyszczanie ścieków zapewnia system wielofazowych reaktorów SBR wykorzystujących metodę niskoobciążonego osadu czynnego. Ścieki oczyszczone odprowadzane są do stawów stabilizacyjnych, a ostatecznym ich odbiornikiem jest rzeka Lega. Stabilizację i higienizację osadów zapewnia proces autotermicznej stabilizacji tlenowej. Przetworzone i odwodnione osady ściekowe są wykorzystywane jako nawóz w rolnictwie poprzez ich bezpośredni wywóz na pola uprawne.

Ścieki surowe z pompowni głównej kierowane są do komory rozdziału; stąd, w zależności od potrzeb, do budynku mechanicznego oczyszczania ścieków lub zbiornika retencyjnego. Mechaniczne oczyszczanie odbywa się w zblokowanym urządzeniu, składającym się z sita, piaskownika i odtłuszczacza. Automatycznie oddzielone od ścieków skratki, piasek i tłuszcz są poddawane procesom przemywania i odwadniania. Praca urządzenia jest sterowana automatycznie w zależności od poziomu napełnienia kanału doprowadzającego ścieki. Również automatycznie następuje dawkowanie ługu sodowego, w zależności od wskazania sond pH, co zapewnia korektę odczynu doprowadzanych ścieków. Ścieki oczyszczone mechanicznie odpływają do pompowni pośredniej, którą stanowi podziemny zbiornik żelbetowy o średnicy 10,0 m i głębokości 3,5 m. W pompowni znajdują się dwie pompy zatapialne, których praca sterowana jest automatycznie, w zależności od poziomu napełnienia. Dalej ścieki oczyszczone mechanicznie pompowane są do reaktorów biologicznych typu SBR, w których zachodzą procesy biologicznego oczyszczania metodą niskoobciążonego osadu czynnego.

Każdy reaktor jest wykonany w postaci okrągłej komory żelbetowej o średnicy 10,0 m i wysokości całkowitej 12,0 m (wyniesienie ponad teren +8,60 m). Na oczyszczalni znajduje się sześć takich reaktorów, które pracują zgodnie z założonym harmonogramem czasowym. Przykładowe nastawy procesu przedstawiono na rysunku 1.

Niezbędny do prowadzenia aerobowych procesów biologicznego rozkładu zanieczyszczeń tlen jest dostarczany do reaktorów za pośrednictwem dmuchaw zlokalizowanych w pobliskim budynku dmuchaw. Każdy reaktor jest obsługiwany przez oddzielną dmuchawę. Automatyczna praca reaktorów SBR jest wspomagana za pośrednictwem czujników i sond zainstalowanych w każdym reaktorze. Podstawowe wyposażenie pojedynczego reaktora stanowią mieszadło pionowe, kierownica ruchu ścieków, wspomagająca działanie mieszadła, ruszty napowietrzające z dyfuzorami rurowymi z membraną, do których doprowadzane

Rysunek 1
Przykładowe nastawy procesu oczyszczania ścieków w reaktorach SBR



PWiK OLECKO

Zmiana nastaw globalnych i lokalnych - Oczyszczalnia scieków w Olecku

Powrót	Nastawy globalne dla SBR-ów	SBR 3.1	SBR 3.2	SBR 3.3	SBR 3.4	SBR 3.5	SBR 3.6
Czas defosfotacji I	2 [min]	2 [min]	2 [min]	2 [min]	2 [min]	2 [min]	2 [min]
Czas defosfotacji II	2 [min]	2 [min]	2 [min]	2 [min]	2 [min]	2 [min]	2 [min]
Czas nitryfikacji	320 [min]	320 [min]	320 [min]	280 [min]	116 [min]	177 [min]	300 [min]
Czas denitryfikacji	15 [min]	7 [min]	7 [min]	7 [min]	15 [min]	15 [min]	15 [min]
Czas nitryfikacji II	150 [min]	75 [min]	75 [min]	75 [min]	150 [min]	150 [min]	150 [min]
Czas sedymentacji	100 [min]	100 [min]	41 [min]	100 [min]	100 [min]	100 [min]	100 [min]
Czas dekantacji	2 [min]	1 [min]	2 [min]	2 [min]	2 [min]	2 [min]	2 [min]
Czas pracy dmuchawy	50 [min]	50 [min]	50 [min]	50 [min]	50 [min]	50 [min]	50 [min]
Czas postoju dmuchawy	15 [min]	15 [min]	15 [min]	15 [min]	15 [min]	15 [min]	15 [min]
Czas mineralizacji	60 [min]	60 [min]	60 [min]	60 [min]	60 [min]	60 [min]	60 [min]
Czas demineralizacji	20 [min]	20 [min]	20 [min]	20 [min]	20 [min]	20 [min]	20 [min]
Próg tlenu do załączenia dmuchawy	0.20 [mg/l]	0.20 [mg/l]	0.20 [mg/l]	0.20 [mg/l]	0.20 [mg/l]	0.20 [mg/l]	0.20 [mg/l]
Próg tlenu do wyłączenia dmuchawy	4.20 [mg/l]	4.20 [mg/l]	4.20 [mg/l]	4.20 [mg/l]	4.20 [mg/l]	4.20 [mg/l]	4.20 [mg/l]
Zakres górny tlenu [Alarmowy]	9.00 [mg/l]	9.00 [mg/l]	9.00 [mg/l]	9.00 [mg/l]	9.00 [mg/l]	9.00 [mg/l]	9.00 [mg/l]
Poziom dolny awaryjny		5.80 [m]	5.80 [m]	5.80 [m]	5.80 [m]	5.80 [m]	5.80 [m]
Poziom dolny "0"		6.80 [m]	6.80 [m]	6.80 [m]	6.80 [m]	6.80 [m]	6.80 [m]
Poziom góry "1"		10.00 [m]	9.90 [m]	9.90 [m]	10.00 [m]	9.95 [m]	9.95 [m]

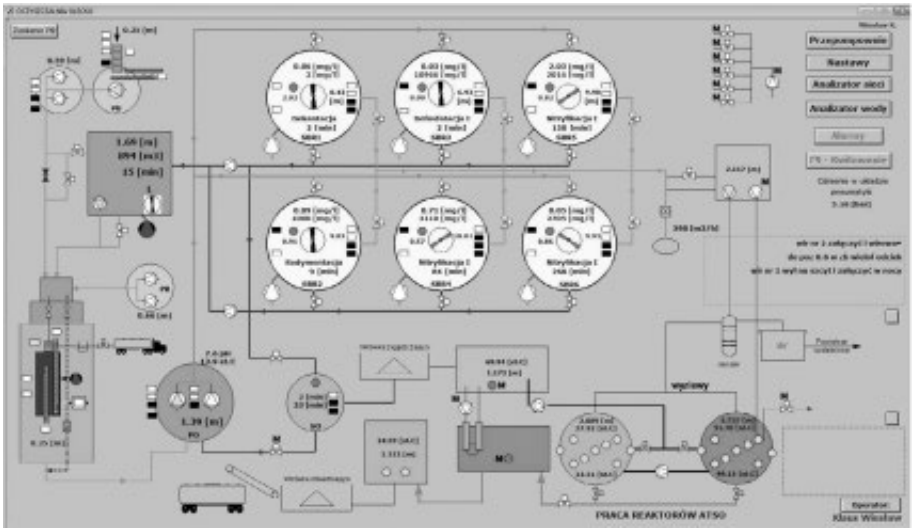
Źródło: Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji Sp. z o.o. w Olecku.

jest sprężone powietrze z dmuchaw, powodując napowietrzanie i natlenianie ścieków. Ścieki oczyszczone są odprowadzane do rzeki Lega przez system 3 stawów stabilizacyjnych połączonych szeregowo. Schemat technologiczny oczyszczalni ścieków w Olecku przedstawiono na rysunku 2.

W celu zwiększenia stopnia usuwania fosforu przewidziane jest wspomaganie procesów biologicznych strącaniem za pomocą PIX-u. Dawkowanie PIX-u może odbywać się w każdym cyklu pracy reaktora. Zabieg ten nie jest jednak stosowany przez eksploatatora. Osad nadmierny powstający w procesach biologicznego oczyszczania ścieków jest częściowo stabilizowany tlenowo w komorze roboczej reaktora SBR. Obliczeniowy czas stabilizacji osadu wynosi średnio 14 dni[4].

[4] D. Andraka, D. Wawrentowicz, *Projekt budowlany wykonawczy branży technologicznej. Rozbudowa oczyszczalni ścieków w Olecku*, PROEKO Biuro Projektowo-Badawcze, Białystok 2005.

Rysunek 2
Schemat technologicznego oczyszczania ścieków w Olecku



Źródło: Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji Sp. z o.o. w Olecku.

Raz na dobę osad ten jest odprowadzany rurociągiem spustowym na dnie każdego reaktora do zbiornika zagęszczacza osadów lub zbiornika retencyjnego.

Osady nadmierne wstępnie zagęszczone trafiają do dwóch reaktorów termofilnej stabilizacji tlenowej, pracujących w układzie szeregowym. Ustabilizowane i zhigienizowane osady po procesie ATSO trafiają do zbiornika wielofunkcyjnego, a dokładniej do jednej z jego komór. Ostudzone we właściwej komorze zbiornika wielofunkcyjnego osady odprowadzane są do budynku mechanicznego odwadniania osadów. Po odwodnieniu na wirówce przemieszczane są transportem ślimakowym do przyczep i odwożone do miejsca składowania osadów ustabilizowanych i odwodnionych, którym na oczyszczalni jest wiata.

Opis modernizacji części biologicznej oczyszczalni

Modernizację oczyszczalni ścieków przeprowadzono w 2009 roku. Obliczenia zostały wykonane zgodnie z zasadami opracowanymi w normach ATV A-131 (oczyszczalnie z nitryfikacją i denitryfikacją) oraz ATV M-210 (oczyszczalnie z reaktorami sekwencyjnymi)[5]. Przeprowadzono je w różnych wariantach obciążenia hydraulicznego i ładunkiem zanieczyszczeń.

[5] Ibidem.

Projekt modernizacji oczyszczalni ścieków w Olecku wykonano dla następujących parametrów nominalnych[6]:

- średni dobowy dopływ ścieków $Q_{dśr}$ = 3600 m^3/d;
- średni godzinowy dopływ ścieków: Q_h = 150 m^3/h;
- maksymalny dobowy dopływ ścieków (pogoda deszczowa): Q_{dmax} = 4680 m^3/d;
- maksymalny godzinowy dopływ ścieków: Q_{hmax} = 300 m^3/h;
- ładunek BZT_5 w dopływie: $Ł_{BZT5}$ = 1800 kgO_2/d.

Na podstawie przeprowadzonych obliczeń technologicznych stwierdzono konieczność uruchomienia, nie eksploatowanego dotychczas, jednego z reaktorów SBR, który pełnił funkcję zbiornika retencyjnego ścieków surowych. W tym celu zainstalowano w nim wyposażenie analogiczne jak w pozostałych SBR-ach, czyli:

- mieszadło wolnoobrotowe śmigłowe poziome o osi pionowej, wymagana moc mieszania 3,0 W/m^3, stąd moc efektywna mieszadła N = 2,5 kW;
- system napowietrzania w oparciu o dyfuzory rurowe z membraną EPDM; przy zapotrzebowaniu miarodajnym powietrza q_p = 950 m^3/h/reaktor i wydajności jednego dyfuzora 10 m^3/mb/h – wymagana długość dyfuzorów wynosi 95 mb; przyjęto n = 144 dyfuzorów o długości 0,8 m każdy, umieszczonych obwodowo na ruszcie napowietrzającym ze stali nierdzewnej;
- deflektor w postaci płaszcza okrągłego o średnicy Ø3,30 m i wysokości 5,0 m, wykonany ze stali nierdzewnej umieszczony w dolnej części reaktora, mocowany do ścian i dna komory;
- wyposażenie kontrolno-pomiarowe, w tym: hydrostatyczna sonda poziomu, sonda tlenowa z pływakowym systemem montażowym, miernik koncentracji zawiesin (osadu), czujnik rozdziału faz, niezbędne przetworniki i przekaźniki sygnału z czujników[7].

Z uwagi na wykazaną w obliczeniach zbyt małą wydajność zaprojektowanego pierwotnie systemu napowietrzania dokonano również wymiany dyfuzorów wraz z rusztem napowietrzającym w pozostałych reaktorach (60 dyfuzorów o długości 2,0 m każdy). Dodatkowo, ze względu na wykazaną w obliczenia zbyt małą pojemność strefy dekantacji (stały poziom spustu ścieków oczyszczonych), zmieniono system spustu ścieków oczyszczonych. Zastosowano dekanter statyczny Ø250, umieszczony na króćcu przegubowym, na rzędnej umożliwiającej zwiększenie wysokości fazy spustowej z 3,65 do 4,65 m (objętość spustu wzrośnie z 286 m^3 do 365 m^3). Umożliwiło to również zmniejszenie ilości faz pracy reaktorów, przy zachowaniu korzystniejszego stężenia osadu i bardziej ekonomicznej pracy systemu napowietrzającego. Dla średniego dobowego dopływu ścieków liczba cykli w ciągu doby wynosi 2. Czas trwania nitryfikacji w ciągu cyklu wynosi 4,7 godziny, a denitryfikacji 3,1 godziny[8].

Dla zapewnienia wymaganej ilości powietrza do natleniania ścieków w reaktorach SBR dokonano wymiany istniejących dmuchaw. Zastosowano dmuchawy

[6] Ibidem.
[7] Ibidem.
[8] Ibidem.

o wydajności nominalnej Q = 20,01 Nm^3/min przy sprężu Δp = 700 mbar z silnikiem 37,0 kW[9].

Omówienie wyników badań

Ocenę skuteczności oczyszczania ścieków w omawianej oczyszczalni dokonano, opierając się na wynikach analiz ścieków surowych i oczyszczonych wykonanych w latach 2011-2012. Pod uwagę wzięto wartości BZT_5, ChZT i odczynu oraz stężenia zawiesin ogólnych, fosforu ogólnego i azotu ogólnego. Poboru prób i sposobu oznaczeń dokonano zgodnie z obowiązującą procedurą badawczą i referencyjnymi metodykami analiz[10]. W okresie prowadzonych badań próby ścieków surowych i oczyszczonych pobierano w regularnych odstępach czasu i stale w tych samych miejscach. Uzyskane wyniki poddano analizie statystycznej w celu ułatwienia podsumowania i dokonania pewnych uogólnień.

Średnia dobowa ilość ścieków dopływających na oczyszczalnię, w okresie objętym badaniami, wyniosła 2807,2 m^3/d. Największy zaobserwowany dopływ wyniósł 6470,0 m^3/d, a najmniejszy 498,9 m^3/d. Przepływ poniżej 2000 m^3/d stanowił około 17% odczytów. W 20% przypadków stwierdzono przepływ większy od projektowanego średniego dobowego. Wybrane wartości miar rozkładu badań jakościowych ścieków surowych przedstawiono w tabeli 1.

Ścieki surowe dopływające na oczyszczalnię charakteryzują się wysoce nierównomiernym składem jakościowym. Średnie stężenie azotu ogólnego, fosforu ogólnego i zawiesin ogólnych oraz wartości BZT_5 i ChZT przekraczają znacznie wielkości podawane w literaturze dla ścieków bytowo-gospodarczych. Z pewnością jest to spowodowane udziałem ścieków przemysłowych z lokalnego zakładu mleczarskiego, rzeźni i masarni. O znacznej zmienności stężenia analizowanych wskaźników zanieczyszczeń świadczą zarówno wartości odchylenia standardowego, jak i wariancji (zwłaszcza dla wartości BZT_5 i ChZT oraz stężenia zawiesin ogólnych). Dla wszystkich wskaźników zanieczyszczeń 90% wyników osiąga wartości znacznie wyższe niż uznawane za wartości średnie dla ścieków bytowo-gospodarczych.

W okresie objętym badaniami wykonano oznaczenia tych samych wskaźników zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych. Wybrane charakterystyki opisowe przedstawiono w tabeli 2.

Parametry ścieków oczyszczonych charakteryzują się bardzo wysoką stabilnością. O małej zmienności analizowanych wyników świadczą niskie wartości odchylenia standardowego czy wariancji. Nieco mniej stabilne są wartości ChZT w ściekach oczyszczonych. Zgodnie z pozwoleniem wodno-prawnym oczyszczalnia ścieków w Olecku powinna uzyskiwać parametry zanieczyszczeń nie większe

[9] Ibidem.

[10] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz. U. nr 137 poz. 984).

Tabela 1
Wartości wybranych miar rozkładu dla badanych parametrów jakościowych ścieków surowych

Miary rozkładu	Wartości miar rozkładu dla parametrów wyrażonych jako					
	zawiesiny ogólne	ChZT	BZT_5	fosfor ogólny	azot ogólny	odczyn
Wartość minimalna	200,00	599,00	210,00	10,00	51,20	5,86
Wartość maksymalna	2000,00	3637,00	1390,00	59,20	290,00	7,44
Średnia arytmetyczna	938,00	1824,87	743,80	29,23	136,14	6,85
Odchylenie standardowe	559,65	882,69	313,70	15,34	56,53	0,45
Wariancja	313202,90	779140,60	98405,20	235,30	3195,80	0,20
Percentyl 10%	330,00	724,00	257,00	14,60	71,90	6,16
Percentyl 90%	1800,00	2887,00	1050,00	58,60	186,00	7,40

Źródło: opracowanie własne.

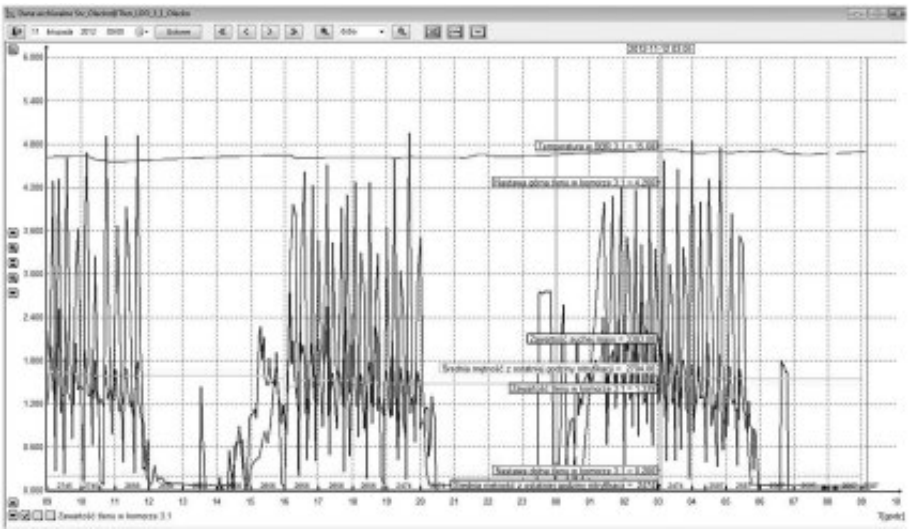
Tabela 2. Wartości wybranych miar rozkładu dla badanych parametrów jakościowych ścieków oczyszczonych

Miary rozkładu	Wartości miar rozkładu dla badanych parametrów jakościowych wyrażonych jako					
	zawiesiny ogólne	ChZT	BZT_5	fosfor ogólny	azot ogólny	odczyn
Wartość minimalna	2,00	30,00	3,00	0,45	3,39	7,20
Wartość maksymalna	29,00	85,00	11,00	2,34	14,40	7,90
Średnia arytmetyczna	10,79	51,13	5,47	1,06	9,15	7,51
Odchylenie standardowe	9,55	16,50	3,09	0,62	3,51	0,19
Wariancja	91,10	272,10	9,60	0,40	12,30	0,01
Percentyl 10%	2,00	32,00	3,00	0,48	4,85	7,29
Percentyl 90%	28,00	78,00	11,00	2,01	13,70	7,78

Źródło: opracowanie własne.

niż: w przypadku BZT_5 – 15 mg O_2/l, ChZT – 125 mg O_2/l, zawiesiny ogólnej – 35 mg/l, azotu ogólnego – 15 mg/l oraz fosforu ogólnego – 2 mg/l. Zarówno wartości średnie wskaźników zanieczyszczeń, jak i maksymalne nie przekraczają parametrów wskazanych w pozwoleniu. Również 90% wyników osiąga znacznie niższe wartości (percentyl 90%). Jedynie w odniesieniu do stężenia fosforu ogól-

Rysunek 3
Przykładowy wykres dobowych zmian zawartości tlenu w komorze



Źródło: Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji Sp. z o.o. w Olecku.

nego zaobserwowano jednokrotne przekroczenie wartości dopuszczalnej, ale wówczas uzyskano większą niż wymaganą przepisami minimalną redukcję. Z pewnością duży udział w tak skutecznym oczyszczaniu ścieków ma system napowietrzania, który zapewnia właściwe warunki tlenowe w reaktorach. Przykładowy wykres zawartości tlenu w komorze przedstawiono na rysunku 3.

Na wylocie ścieków oczyszczonych zainstalowane są analizatory ortofosforanów i azotu amonowego, które badają każdą porcję odprowadzaną do odbiornika. Z analizowanego okresu z rejestru wynika, że poziom ortofosforanów wynosił od wartości minimalnej 0,21 mg/l do maksymalnej 1,99 mg/l, a zawartość azotu amonowego wahała się od 0,12 mg/l do 2,23 mg/l. Średnia zawartość ortofosforanów w ściekach oczyszczonych wyniosła 0,59 mg/l, a azotu amonowego 0,55 mg/l. Średnia arytmetyczna jest jednak bardzo intuicyjną miarą oceny, szczególnie w przypadku zbioru o dużej liczebności, podatną na obserwacje odstające. Zgodnym i asymptotycznie nieobciążonym estymatorem wartości oczekiwanej jest mediana, która jako wartość środkowa oznacza, że powyżej i poniżej niej znajduje się taka sama liczba obserwacji, dając tym samym możliwość optymalnego przewidywania wartości za pomocą jednej liczby. Wartość mediany w odniesieniu do stężenia ortofosforanów wyniosła 0,50 mg/l, a dla azotu amonowego 0,33 mg/l. Mniejszą zmiennością charakteryzowały się wyniki zawartości ortofosforanów, potwierdzoną wartościami odchylenia standardowego i wariancji. 90% wyników wykazało wartości poniżej 0,87 mg/l w przypadku ortofosforanów i poniżej 1,23 mg/l w odniesieniu do azotu amonowego.

Tabela 3
Wartości redukcji zanieczyszczeń

Redukcja zanieczyszczeń	Wartości redukcji zanieczyszczeń w odniesieniu do badanych wskaźników				
	zawiesiny ogólne	ChZT	BZT_5	fosfor ogólny	azot ogólny
Minimalna	86,00	89,23	95,72	87,21	87,59
Maksymalna	99,89	98,78	99,71	98,95	98,33
Średnia	97,86	96,39	98,90	95,51	92,58

Źródło: opracowanie własne.

Na podstawie wyników badań ścieków surowych i oczyszczonych obliczono dla analizowanych wskaźników zanieczyszczeń efekt oczyszczania. Określone wartości redukcji analizowanych wskaźników zanieczyszczeń przedstawiono w tabeli 3.

Opisywany układ technologiczny oczyszczania ścieków zapewnia bardzo wysoką skuteczność redukcji zanieczyszczeń. Obliczone wartości średnie są znacznie wyższe niż wymagany minimalny procent redukcji zanieczyszczeń dla oczyszczonych ścieków komunalnych, wynoszący odpowiednio: dla azotu ogólnego 80%, fosforu ogólnego 85%, BZT_5 90%, ChZT 75% i zawiesin ogólnych 90% (Rozporządzenie 2006). Nawet obliczone wartości minimalne redukcji spełniają ten warunek. Spośród uzyskanych wyników 90% osiągnęło wartości większe niż 88,16% w odniesieniu do zawartości azotu ogólnego, 91,51% dla fosforu ogólnego, 96,19% dla wartości BZT_5, 93,61% dla ChZT oraz 95,45% dla zawiesin ogólnych.

Podsumowanie

Ścieki dopływające na oczyszczalnię charakteryzują się wysokim poziomem wskaźników zanieczyszczeń, co spowodowane jest znacznym udziałem ścieków przemysłowych z lokalnego zakładu mleczarskiego, rzeźni i masarni, które w ogólnej ilości ścieków stanowią około 17%. Oprócz wysokiego poziomu podstawowych wskaźników zanieczyszczeń mają także wysoce nierównomierny skład jakościowy. Pomimo niekorzystnych warunków zastosowany układ oczyszczania doskonale zdaje egzamin. Parametry ścieków oczyszczonych nie tylko spełniają warunki ujęte w pozwoleniu wodno-prawnym czy obowiązującym rozporządzeniu, ale także charakteryzują się znaczną stabilnością uzyskiwanych efektów oczyszczania. Oczyszczalnie ścieków pracujące w systemie porcjowym, pracujące w przestrzeganym przez eksploatatora reżimie technologicznym, mogą stanowić wysoce niezawodny element infrastruktury technicznej w aspekcie ochrony środowiska wodnego[11].

[11] I. Bartkowska, L. Dzienis, *Doświadczenia eksploatacyjne*..., op. cit.; I. Bartkowska, L. Dzienis, D. Wawrentowicz, *Sequencing batch reactors with continuos inflow for small communities in Poland,* 5-osios Tarptautines Konferencijos, Aplinkos inžinerija: Programa ir santraukos, 154,

W analizowanym okresie oczyszczalnia pracowała w typowym dla warunków Polski reżimie niedociążenia hydraulicznego (projektowana średnia przepustowość wynosiła 3600 m^3/d, a rzeczywista około 2800 m^3/d) oraz pełnego obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń (rzeczywisty ładunek BZT_5 przekracza 2000 kg O_2/d). Nic nie wskazuje na to, że w najbliższym okresie czasu przepustowość oczyszczalni przekroczy wielkość projektowaną. Ponadto system SBR charakteryzuje możliwość dostosowania do zwiększających się obciążeń hydraulicznych poprzez zmianę czasu trwania cyklu, długości poszczególnych faz procesu do aktualnych potrzeb[12].

Oczyszczalnie ścieków pracujące w systemie porcjowym stanowią wysoce niezawodny element infrastruktury technicznej w aspekcie ochrony środowiska wodnego oraz charakteryzują się minimalnymi skutkami oddziaływania na otaczające środowisko.

Istotne powody, które przemawiają za stosowaniem systemów SBR zamiast układów z przepływem ciągłym, to zdolność tych systemów do:

- umożliwiania jednoczesnej nitryfikacji i denitryfikacji w obrębie trwania jednego cyklu poprzez proste regulowanie intensywności napowietrzania;
- dostosowywania konfiguracji systemu i sposobu działania do zarówno krótkoterminowych, dziennych, jak i długookresowych, sezonowych zmian w składzie ścieków, stężeniu składników ścieków i obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń;
- polepszania usuwania fosforu poprzez bezpośrednie dodawanie środków strącających w czasie fazy napełniania lub reakcji;
- dostosowywania się do obciążeń uderzeniowych wywołanych zmianami w obciążeniu organicznym i/lub hydraulicznym poprzez zmianę czasu trwania cyklu, długości poszczególnych faz procesu, czasu napowietrzania i współczynnika wymiany objętościowej do aktualnych potrzeb;
- zagęszczania osadu w czasie fazy osadzania w celu zmniejszenia zawartości wody w osadzie usuniętym z reaktora.

Wykonana modernizacja oczyszczalni ścieków, w odczuciu autorów, spełnia założone oczekiwania i umożliwia eksploatację oczyszczalni wyposażonej w nowoczesne i efektywne urządzenia przy zminimalizowanych skutkach oddziaływania na środowisko.

Zastosowane urządzenie dekantacyjne należy ocenić jako gwarantujące odpływ oczyszczonych ścieków bez porcji osadu czynnego, który niekiedy odpływa w sposób niekontrolowany w przypadku zastosowania pompy dekantacyjnej[13].

Vilnius 2002; I. Bartkowska, L. Dzienis, D. Warentowicz, *Efektywność pracy oczyszczalni ścieków w Hajnówce i propozycja jej modernizacji*, „Inżynieria Ekologiczna" 2011 nr 24, s. 226-235.

[12] L. Dzienis, *Oczyszczalnie ścieków*..., op. cit.

[13] L. Dzienis, *Technologiczne podstawy*..., op. cit.

Zbysław Dymaczewski • Dobrochna Ginter-Kramarczyk • Małgorzata Komorowska-Kaufman • Izabela Kruszelnicka • Bogdan Wyrwas

ZMIANY STĘŻENIA SUBSTANCJI POWIERZCHNIOWO CZYNNYCH W SYSTEMIE KANALIZACYJNYM

Zbysław Dymaczewski, dr hab. inż.; Dobrochna Ginter-Kramarczyk, dr inż.; Małgorzata Komorowska-Kaufman, dr inż.; Izabela Kruszelnicka, dr inż.; Bogdan Wyrwas, dr inż.
– Politechnika Poznańska

adres korespondencyjny:
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
Instytut Inżynierii Środowiska
pl. Marii Skłodowskiej-Curie 5, 60-965 Poznań
e-mail: zbyslaw.dymaczewski@put.poznan.pl;
dobrochna.ginter-kramarczyk@put.poznan.pl;
izabela.kruszelnicka@put.poznan.pl;
malgorzata.komorowska-kaufman@put.poznan.pl

Wydział Technologii Chemicznej
Instytut Chemii i Elektrochemii Technicznej
Pl. Marii Skłodowskiej-Curie 5, 60-965 Poznań
e-mail: bogdan.wyrwas@put.poznan.pl

CHANGES OF SURFACTANTS CONCENTRATION IN SEWERAGE SYSTEM

SUMMARY: There are many chemical compounds in wastewater, including surfactants, some of which may be harmful to the microorganisms involved in the biological wastewater treatment process. Therefore, there is a need for monitoring of the amount of surfactants entering the sewerage. This paper presents the preliminary results of the content of non-ionic surfactants in the catchment of the selected sewer of the city of Poznan and then sewage treatment at Central WWTP. Based on the made analysis, it was found that the concentration of non-ionic surfactants in municipal wastewater remained on the level of several mg/L at different locations of the sewer system, but at some points much higher values were reported. This may be due to extensive sewer system structure and irregular discharge of wastewater form industrial and service sector. On this basis, it is difficult to determine what is the real degree of biodegradation in the sewerage. Therefore, the lab-scale tests should be done.

KEY WORDS: surfactants, biodegradation, sewerage, wastewater treatment

Wstęp

Obecnie prowadzone badania potwierdzają, że niekontrolowane wprowadzanie związków powierzchniowo czynnych do naturalnych zbiorników wodnych powoduje zakłócenie procesu samooczyszczania wody. Środki powierzchniowo czynne można podzielić na jonowe (kationowe i anionowe), niejonowe i amfoteryczne[1]. Konsekwencją obecności tego typu substancji może być między innymi: flotowanie zawiesin, deficyt tlenowy, pienienie się wód, eutrofizacja zbiorników wodnych, toksyczne oddziaływanie na mikroorganizmy w środowisku wodnym. Następuje zahamowanie procesów biodegradacji łatwo utleniających się związków organicznych i nitryfikacji oraz wzrost toksyczności różnych substancji[2].

Istnieje zatem potrzeba monitoringu ilości wprowadzanych do środowiska związków powierzchniowo czynnych nie tylko w samej oczyszczalni ścieków, ale również w sieci kanalizacyjnej. Obecnie prowadzone badania związane z procesami przebiegającymi w kanale ściekowym koncentrują się głównie na beztlenowych procesach tworzenia siarkowodoru i metanu. Niektóre prace naukowe dotyczą rozkładu osadów, głównie ich części organicznej w kanale ściekowym lub przesączania się ścieków wypływających z kanału przez złoże piaskowe[3]. Znaleźć

[1] M. Ahel, W. Giger, M. Koch, *Behaviour of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment – I. Occurrence and transformation in sewage treatment*, „Water Research" 1994 t. 28(5), s. 1131-1142; M. Ahel, W. Giger, C. Schaffner, *Behaviour of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment – II. Occurrence and transformation in rivers*, „Water Research" 1994 t. 28(5), s. 1143-1152.

[2] Ch.G. Campbell i in., *Biologically directed environmental monitoring, fate, and transport of estrogenic endocrine disrupting compounds in water: A review*, „Chemosphere" 2006 t. 65, s. 1265-1280; B. Wyrwas, *Wpływ wybranych anionowych i niejonowych związków powierzchniowo czynnych na pracę osadu czynnego*, „Przemysł Chemiczny" 2011 t. 90, nr 4, s. 613-619; B. Wyrwas, *Wpływ stężenia anionowego związku powierzchniowo czynnego na skład mikroorganizmów osadu czynnego*, „Przemysł Chemiczny" 2011 t. 90, nr 9, s. 1743-1748.

[3] H.L. Bjerre i in., *Experimental procedures characterizing transformations of wastewater organic matter in the Emscher River, Germany*, „Water Science and Technology" 1995 t. 31(7), s. 201-212; H.L. Bjerre i in., *Modelling of aerobic wastewater transformations under sewer conditions in the Emscher River, Germany*, „Water Environment Research" 1998 t. 70(6), s. 1151-1160; J. Vollertsen i in., *Aerobic microbial transformations of pipe and silt trap sediments from combined sewers*, „Water Science and Technology" 1998 t. 39(2), s. 234-241; J. Vollertsen, T. Hvitved-Jacobsen, *Aerobic microbial transformations of resuspended sediments in combined sewers: a conceptual model*, „Water Science and Technology" 1998 t. 37(1), s. 69-76; J. Vollertsen T. Hvitved-Jacobsen, *Stoichiometric and kinetic model parameters for microbial transformations of suspended solids in combined sewer systems,* „Water Research" 1999 t. 33(14), s. 3127-3141; J. Hua i in., *Elimination of COD, microorganisms and pharmaceuticals from sewage by trickling through sandy soil below leaking sewers,* „Water Research" 2003 t. 37, s. 4395--4404; J. Vollertsen, T. Hvitved-Jacobsen, M. Almeida, *Effects of temperature and dissolved oxygen n hydrolysis of sewer solids,* „Water Research" 1999 t. 33(14), s. 3119-3126.

można również publikacje na temat rozkładu materii organicznej zawartej w ściekach płynących siecią kanalizacyjną. Coraz częściej zwraca się uwagę, że sieć kanalizacyjna może być traktowana jako swoisty aerobowy reaktor biologiczny, mogący pełnić istotną rolę w podczyszczaniu ścieków dopływających do oczyszczalni[4]. W przypadku systemów kanalizacyjnych określenie efektywności oczyszczania ścieków nie jest proste, gdyż jest to układ bardzo dynamiczny. Substrat – ścieki miejskie rzadko jest do końca zdefiniowany pod względem składu i temperatury w funkcji czasu. Czynnik procesowy jest przypadkowy, narasta, opierając się na dopływających substratach, ale również opierając się na napływających do reaktora wraz z substratami prekursorach – mikroorganizmach heterotroficznych dostających się do układu technologicznego z zewnątrz. Mikroorganizmy wydzielają także produkty uboczne swojej przemiany materii, mogące działać inhibitująco na współwystępujące z nimi składniki biomasy.

Opublikowane badania pokazują, że podczas przepływu ścieków w kanalizacji zachodzą znaczne zmiany ilościowe i jakościowe w substancji organicznej. Niekiedy obserwuje się znaczny spadek BZT_5 i ChZT, co może świadczyć o zachodzeniu tam procesów samooczyszczania. Biomasa biorąca udział w tych procesach znajduje się w zawiesinie fazy wodnej płynących ścieków oraz w błonie biologicznej przylegającej do ścian kanału. Charakterystyczne jest, że błona biologiczna wykazuje znacznie większą odporność na działanie czynników toksycznych, takich jak na przykład metale ciężkie, niż biomasa w zawiesinie fazy wodnej. Gęstość bakterii i aktywność enzymów w biofilmie wskazuje, że biocenoza ta ma ważne znaczenie w degradacji substancji organicznej[5]. Już Nilsen oraz Bjerre[6] zwrócili uwagę, że procesy mikrobiologiczne zachodzące w kanalizacji są podobne do procesów zachodzących podczas biologicznego oczyszczania ścieków. Ich zdaniem, dynamika przekształceń w aerobowych warunkach kanalizacji grawitacyjnej może być rozważana w układzie biologicznym złożonym z tlenowej biomasy heterotroficznej i związków organicznych rozpuszczonych w formie zawiesin. Rozważania te oparli oni na pracach Henzego dotyczących mikrobiologicznej transformacji w procesie osadu czynnego[7].

W artykule przedstawiono wyniki wstępnych badań zawartości niejonowych związków powierzchniowo czynnych w zlewni wybranego kanału ściekowego miasta Poznania i podczas oczyszczania w Centralnej Oczyszczalni Ścieków. Analiza wyników stanowi podstawę do dalszych badań biodegradacji surfaktantów niejonowych w sieci kanalizacyjnej.

---

[4] J. Vollertsen i in., *Aerobic microbial transformations of pipe and silt trap sediments from combined sewers*, „Water Science and Technology" 1998 t. 39(2), s. 234-241.

[5] H. Lemmer i in., *Population density and enzyme activities of heterotrofic bacteria in sewer biofilms and activated sludge,* „Water Research" 1994 t. 28, s. 1341-1346.

[6] H.L. Bjerre i in., *Modelling of aerobic wastewater transformations under sewer conditions in the Emscher River, Germany*, „Water Environment Research" 1998 t. 70(6), s. 1151-1160; P.H. Nielsen i in., *Transformation of wastewater in sewer systems,* „Water Science and Technology" 1992 t. 25(6), s. 17-31.

[7] M. Henze, *Oczyszczanie ścieków procesy biologiczne i chemiczne,* Wyd. Politechniki Świętokrzyskiej, Kielce 2002.

Część doświadczalna

System kanalizacyjny

Monitoring ilości surfaktantów w ściekach prowadzono w systemie sieci kanalizacyjnej miasta Poznania. Poznań jest piątym co do wielkości miastem Polski, o powierzchni 262 km^2 i liczbie ludności 551,6 tys. gęstości zaludnienia 2106 osób/km^2.[8] Na terenie miasta znajduje się różnego rodzaju zabudowa mieszkaniowa, zakłady przemysłowe i usługowe, tereny zielone i rekreacyjne. Poznań jest również dużym węzłem komunikacyjnym.

Sieć kanalizacyjna Poznania stale jest rozbudowywana, a jej łączna długość to 600 km. Obecnie 25% stanowi sieć ogólnospławna, zlokalizowana głównie w starej, centralnej części miasta. Głównymi elementami sieci kanalizacyjnej jest 18 kolektorów głównych, którymi ścieki płyną do dwóch oczyszczalni: Lewobrzeżnej Oczyszczalni Ścieków (LOŚ) i Centralnej Oczyszczalni Ścieków (COŚ). Na sieci zlokalizowane są także przepompownie (w tym główna Garbary). Obie oczyszczalnie oczyszczają ścieki w sposób mechaniczny i biologiczny, z pełnym usuwaniem związków biogennych oraz przeróbką osadów ściekowych. LOŚ ma projektową przepustowość 50 tys.m^3/d, a COŚ 200 tys.m^3/d. Orientacyjny czas przepływu ścieków z najdalszych punktów sieci kanalizacyjnej do COŚ wynosi około 3,0÷4,0 h.

W ramach badań wykonanych od listopada 2011 roku do stycznia 2013 roku określono zawartość surfaktantów niejonowych w ściekach w czterech punktach sieci kanalizacyjnej zlokalizowanych w zlewni kolektora Junikowskiego o średnicy

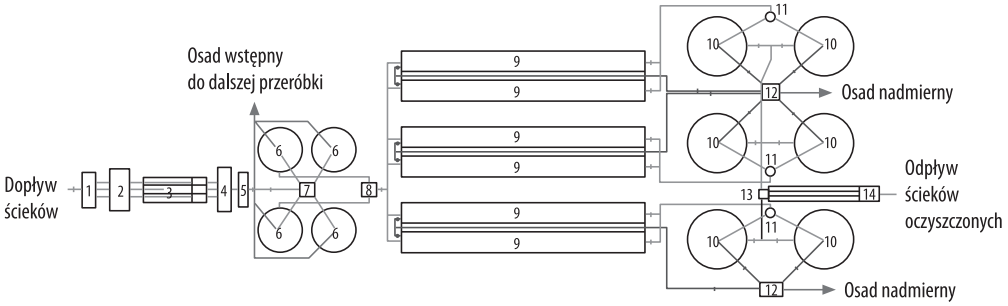
Rysunek 1
Punkty poboru prób ścieków z sieci kanalizacyjnej



Źródło: opracowanie własne.

[8] *Powierzchnia i ludność w przekroju terytorialnym w 2011 r.,* Informacje i opracowania statystyczne, Główny Urząd Statystyczny, Warszawa 2011.

Rysunek 2
Schemat technologiczny ciągu ściekowego Centralnej Oczyszczalni Ścieków dla Poznania, miejsca poboru prób – komory 1, 8 i 14.



1 - komora rozdzielcza, 2 - hala krat, 3 - piaskownik, 4 - pompownia ścieków, 5 - komora rozdzielcza, 6 - osadniki wstępne, 7 - komora rozdziału, 8 - komora wylotowa, 9 - bioreaktory, 10 - osadniki wtórne, 11 - komora rozdziału na osadniki wtórne, 12 - pompownia osadu recyrkulowanego i nadmiernego, 13 - komora wylotowa, 14 - pomiar ilości ścieków odpływających

Źródło: opracowanie własne.

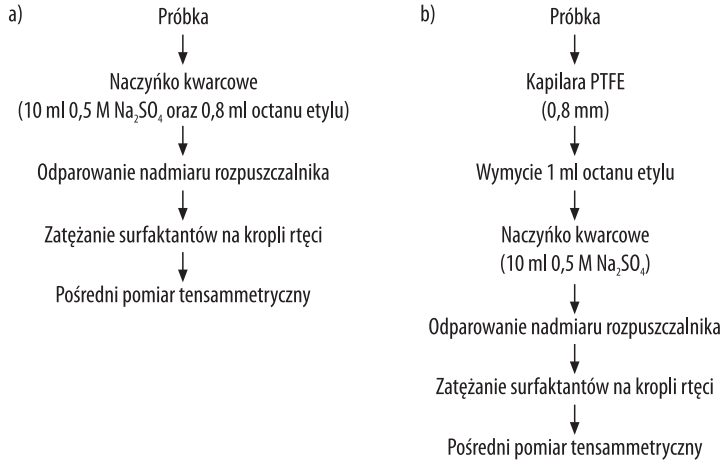
1000÷1400 mm (rysunek 1) oraz na wlocie, po osadnikach wstępnych i wylocie COŚ (rysunek 2). Droga przepływu ścieków jest następująca: kolektor Junikowski – Kolektor Główny – pompownia Garbary – kolektor Prawobrzeżny – COŚ.

Poboru prób dokonywano w godzinach stosunkowo dużego rozbioru wody (10^{00}-11^{30}) w punktach zlokalizowanych w ul. Ostatniej (średnica kanału D = 200 mm, wypełnienie H = 65 mm, przepływ Q = 2,5 m^3/h), ul. Komornickiej (D = 1000 mm, H = 330 mm, Q = 800 m^3/h), ul. Samotnej (D = 1000 mm, H = 420 mm, Q = 1100 m^3/h) i ul. Chłapowskiego (D = 1400 mm, H = 350 mm, Q = 2100 m^3/h). Punkt pierwszy i drugi znajduje się w rejonie zabudowy jednorodzinnej z drobnymi usługami, punkt trzeci w terenie silniej uprzemysłowionym, natomiast punkt czwarty otacza głównie zabudowa wielorodzinna.

Metody analityczne

Podstawowe specyficzne metody analityczne badania biodegradacji surfaktantów niejonowych dotyczą zagadnienia określania postępu biodegradacji tych związków na podstawie zawartości ugrupowania polioksyetylenowego. Metody tensammetryczne wykorzystywane są do oznaczania sumarycznego stężenia niejonowych surfaktantów, zawierających od 1 do 30 grup oksyetylenowych. Schemat procedury analitycznej metod stosowanych do oznaczania surfaktantów niejonowych przedstawiono na rysunku 3.

Rysunek 3
Schemat procedury analitycznej: a) metody tensammetrycznej ITM, b) pośredniej metody tensammetrycznej ITM ze wstępną separacją w kapilarze z PTFE (PTFE-ITM)



Źródło: opracowanie własne.

Pośrednia metoda tensammetryczna ITM

Pośrednia metoda tensammetryczna (ITM) łączy w sobie etap wydzielania niejonowych surfaktantów z matrycy wodnej z techniką pośredniego pomiaru tensammetrycznego ITT. Sygnałem analitycznym w metodzie ITM jest obniżenie prądu piku tensammetrycznego substancji monitorującej, którą zazwyczaj jest octan etylu. Obniżenie to jest wywołane konkurencyjną adsorpcją niejonowych związków powierzchniowo czynnych (ZPC), które wypierają substancję monitorującą z powierzchni kropli rtęci. Zaletą metody jest jej mała wrażliwość na obecność surfaktantów anionowych (nie wypierają zaadsorbowanego octanu etylu z powierzchni elektrody rtęciowej). Metoda ITM jest wrażliwa na obecność chlorofilu – wymaga więc filtrowania środowiskowych próbek wody.

Pośrednia metoda tensammetryczna z adsorpcyjnym wydzielaniem oksyetylatów w kapilarze z politetrafluoroetylenu (PTFE-ITM)

Metoda łączy wydzielanie oraz zatężanie oksyetylatów ze środowiskowych próbek wody przez adsorpcję na wewnętrznej powierzchni kapilary wykonanej z politetrafluoroetylenu (PTFE), z końcowym pomiarem techniką ITM. Pomiar ITM przeprowadzany jest po statycznym (bez mieszania) lub dynamicznym (z roztworu mieszanego) zatężaniu adsorpcyjnym oksyetylatów na powierzchni kropli rtęci. Próbka wody tłoczona jest pod ciśnieniem przez teflonową kapilarę za pomocą azotu stosowanego w charakterze gazu nośnego. Po zaadsorbowaniu oksyetylatów z próbki wody na powierzchni kapilary teflonowej stosuje się

w razie potrzeby (wtedy, gdy próbka analizowana jest bardzo zanieczyszczona) dodatkowy etap przemywania kapilary niewielką porcją wody redestylowanej, a następnie wymywa się oksyetylaty z kapilary małą porcją rozpuszczalnika organicznego. Bardzo często tym rozpuszczalnikiem jest octan etylu, który po wymyciu oksyetylatów z kapilary kierowany jest bezpośrednio do końcowego pomiaru metodą ITM, w której pełni on rolę substancji monitorującej.

W klasycznej spektrofotometrycznej metodzie jodobizmutanowej (BiAS) oznaczane są oksyetylaty z 5-30 grupami oksyetylenowymi, czyli takie, które ulegają ekstrakcji do octanu etylu (do 30 grup oksyetylenowych w cząsteczce) i zarazem tworzą osad par jonowych z odczynnikiem Dragendorffa (powyżej 4 grup oksyetylenowych w cząsteczce). Metodą PTFE-ITM oznacza się szersze spektrum oksyetylatów, bo w kapilarze teflonowej adsorbują się wszystkie homologi oksyetylatów, niezależnie od ilości grup oksyetylenowych w cząsteczce. Dodatkowo metoda PTFE-ITM ma szereg zalet w porównaniu z klasyczną metodą BiAS. Do analizy zużywa się mniejszą ilość próby i mniej odczynników, a pomiary są zdecydowanie krótsze.

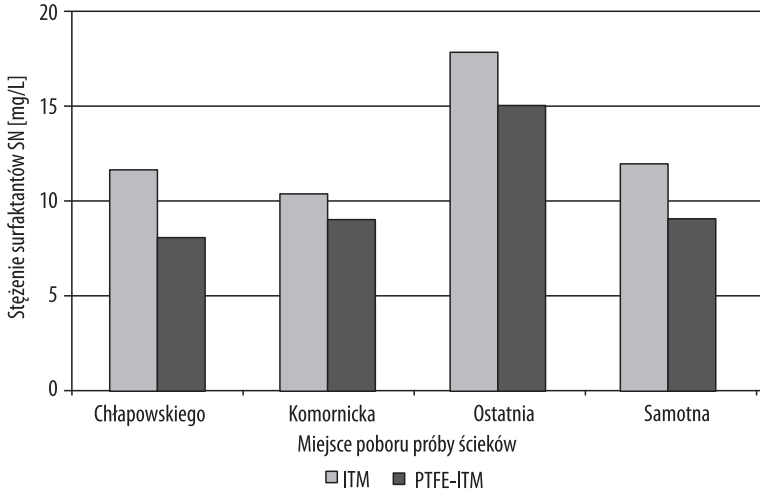
Wyniki i dyskusja

Na podstawie monitoringu sieci kanalizacyjnej miasta Poznania w obrębie zlewni kolektora Junikowskiego stwierdzono niewielkie wahania stężenia surfaktantów niejonowych (rysunek 4). W zależności od zastosowanej metody analitycznej zmieniały się one w przedziale 10,0÷18,0 mg/l (średnia 12,4 ±2,9 mg/l) w przypadku metody ITM oraz 7,5÷15,2 mg/l (średnia 9,8 ±2,7 mg/l) w przypadku metody PTFE-ITM. Wartości te są nieznacznie niższe w porównaniu ze zmierzonymi podczas badań w sieci miasta Gniezna, wynoszącymi 7,5÷30,0 mg/l (średnia 14,7 mg/l)[9]. Stwierdzono, że różnica pomiędzy pomiarami dwoma używanymi metodami wynosi średnio aż 21%. Z tego względu niezwykle ważne jest podawanie stosowanej metody analitycznej przy interpretacji wyników.

Stężenia surfaktantów niejonowych na wlocie do oczyszczalni zmieniały się w okresie badań w zakresie 10,0÷17,3 mg/l (średnia 14,3 ±3,1 mg/l) w przypadku metody ITM oraz 7,5÷11,9 mg/l (średnia 9,7 ±3,1 mg/l) w przypadku metody PTFE-ITM. Wartości te niewiele różnią się od zmierzonych w odległym fragmencie sieci kanalizacyjnej. Określenie stopnia biodegradacji w sieci kanalizacyjnej jest w tym przypadku trudne, gdyż w bezpośredniej okolicy COŚ znajdują się tereny przemysłowe oraz punkt zlewczy ścieków przemysłowych, które mogą bezpośrednio wpływać na zawartość surfaktantów niejonowych w ściekach. Ponadto czas przebywania ścieków w kolektorze kanalizacyjnym jest stosunkowo krótki (maksymalnie 3-4 godziny) i brak jest na sieci stosunkowo długiego odcinka

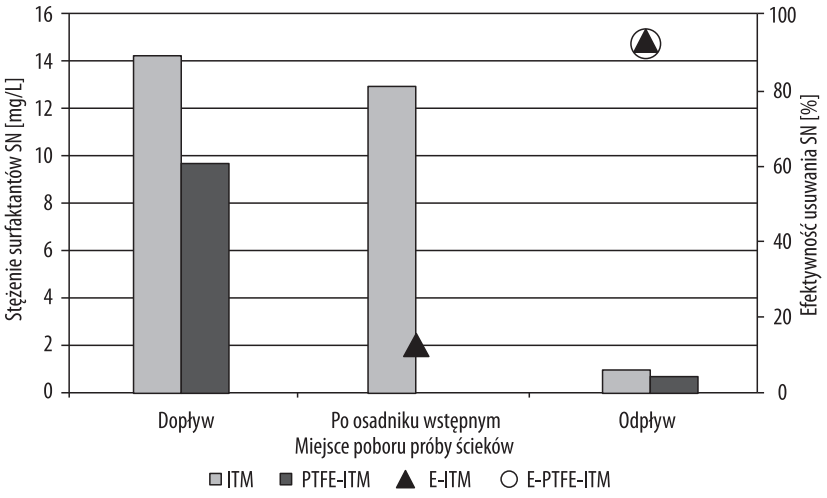
[9] B. Wyrwas i in., *Biodegradacja surfaktantów w kanale ściekowym i oczyszczalni ścieków miasta Gniezna oznaczona metodami tensammetrycznymi i MBAS,* Materiały IX Konferencji „Elektroanaliza w teorii i praktyce", Kraków 2012.

Rysunek 4
Zmiany stężenia surfaktantów niejonowych w ściekach w sieci kanalizacyjnej



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 5
Zmiany stężenia surfaktantów niejonowych w ściekach w profilu oczyszczalni ścieków i efektywność ich usuwania w kolejnych etapach oczyszczania



Źródło: opracowanie własne.

kanału bez istotnych dopływów bocznych. Uznano więc za niezbędne przeprowadzenie badań w skali laboratoryjnej na modelu kolektora, zapewniającym między innymi brak dopływów bocznych i odpowiednio długi czas retencji. Wstępne wyniki badań (nie opisywanych szerzej w ramach niniejszej publikacji) modelowych dla czasu przepływu rzędu 11 h pozwoliły określić efektywność usuwania surfaktantów niejonowych w granicach od 19,2 do 45,9% (średnia 31,7%).

W oczyszczalni ścieków usuwanie surfaktantów (rysunek 5) rozpoczyna się już w części mechanicznej ze średnią efektywnością 12,5 ±1,8%. Efektywność usuwania surfaktantów niejonowych dla całej oczyszczalni wynosiła w badanym okresie około 93%.

Podsumowanie

Przeprowadzone badania wskazują, że stężenia surfaktantów niejonowych w ściekach miejskich w różnych sieciach kanalizacyjnych utrzymują się generalnie na podobnym poziomie kilkunastu mg/l, ale w niektórych punktach odnotowywano incydentalnie wartości znacznie wyższe. Ze względu na rozbudowaną strukturę sieci kanalizacyjnej i stały dopływ nowych porcji ścieków o zróżnicowanym składzie trudno określić, jaki jest rzeczywisty stopień biodegradacji zanieczyszczeń w sieci. Celem uzyskania wystarczająco długiego czas przepływu ścieków kanałem bez dodatkowego zasilania dopływami z kanałów bocznych należy przeprowadzić badania z wykorzystaniem laboratoryjnego modelu sieci kanalizacyjnej. Otrzymane wyniki badań w skali technicznej w połączeniu z wstępnymi wynikami badań laboratoryjnych pozwalają wnioskować, że obniżka zawartości surfaktantów niejonowych w tej sieci nie przekracza 10%, warunki do ich rozkładu w kanalizacji są dobre, a czas retencji kanałowej ma istotne znaczenie dla uzyskiwanych rezultatów.

Podziękowania

Autorzy artykułu serdecznie dziękują firmie AQUANET S.A. za umożliwienie poboru prób oraz udzielanie informacji na temat sieci kanalizacyjnej. Szczególne podziękowania kierujemy do Pani Magdaleny Budych-Górznej oraz Panów Roberta Adamczaka i Piotra Burdajewicza. Projekt został sfinansowany ze środków Narodowego Centrum Nauki w ramach projektu: Biodegradacja związków powierzchniowo czynnych w kanalizacji. Nr N N523 753540.

Jacek Leszczyński

PODCZYSZCZANIE ODCIEKÓW ZE SKŁADOWISKA ODPADÓW STAŁYCH METODĄ KOAGULACJI, FILTRACJI I OZONOWANIA

Jacek Leszczyński, dr inż. – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
Katedra Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska
ul. Wiejska 45 B, 15-351 Białystok
e-mail: jleszczynski@pb.edu.pl

PRETREATMENT OF LEACHATE FROM LANDFILLS USING COAGULATION, FILTRATION AND OZONATION

SUMMARY: The main aim of this work was to examine the application of coagulation and ozonation for the pretreatment of raw leachates. The average characteristics of samples were: pH 8,1, color 5840 gPt/m3, COD 2745 gO2/m3, BOD 250 gO2/m3. The content of substances of total dry residue was 6225 g/m3, electrolytic conductivity 10,6 mS/cm. After coagulation of poly-aluminum chloride COD was 1801 gO2/m3, color 2832 gPt/m3, BOD 112 gO2/m3. After ozonation effect removal of COD was 3,3% at the dose of ozone 0,1 gO3/dm3 and 13% (0,7 gO3/dm3). However, the effect of color removal ranged from 6.4% to 24.3%, respectively, at the lowest and highest doses of ozone. The use of ozone after coagulation process allows us to increase the effect of the removal of color and COD at the highest dose of ozone 1 gO3/m3 respectively to 86 and 56%.

KEY WORDS: landfill leachate, coagulation-flocculation, poly-aluminum chloride, ozonation

Wstęp

Powstające w wyniku składowania odpadów komunalnych odcieki zawierają liczne zanieczyszczenia, wśród których zidentyfikowano łącznie ponad 200 związków organicznych, zawierających głównie jednopierścieniowe i dwupierścieniowe węglowodory aromatyczne, w stężeniach dochodzących nawet do kilkuset μg/dm^3.[1] W trakcie składowania odpady podlegają fizykochemicznym i biologicznym przemianom. Zanieczyszczenia powstają głównie w wyniku degradacji części organicznej odpadów, które migrują wraz z wodami opadowymi i roztopowymi, tworząc tak zwane odcieki charakteryzujące się zazwyczaj wysokim stężeniem ChZT, barwy oraz wysoką ogólną zawartością rozpuszczonych soli, głównie chlorków[2].

Skład i stężenie zanieczyszczeń w odciekach w głównej mierze kształtuje czas składowania, tak zwany wiek składowiska. Ponadto o stopniu zanieczyszczenia odcieków decyduje wiele innych czynników. Najważniejsze spośród nich to: wielkość i zmienność opadów atmosferycznych oraz rodzaj zgromadzonych odpadów[3].

Odcieki z młodych składowisk, gdzie czas składowania wynosi zwykle poniżej 5 lat, znajdujące się w fazie kwasogennej charakteryzują się przede wszystkim wysokimi wartościami BZT_5 (3 do 13 gO_2/dm^3), ChZT (30-60 gO_2/dm^3), jonu amonowego (0,5-2,0 gN/dm^3) oraz stosunkiem BZT_5/ChZT równym 0,4-0,7[4]. Wraz z upływem czasu funkcjonowania składowiska, głównie w wyniku przemian biochemicznych, następuje rozkład biodegradowalnych frakcji materii organicznej, co prowadzi do stabilizacji składu odcieków, znacznego obniżenia w odciekach zawartości biodegradowalnych substancji organicznych wyrażonych wskaźnikiem BZT_5 oraz w mniejszym stopniu stężenia ChZT poniżej 3 gO_2/dm^3. Tym samym odcieki ze składowiska ustabilizowanego charakteryzują się stosunkiem BZT_5/ChZT poniżej 0,1, jednocześnie zwiększa się stężenie azotu amonowego. W tego typu składowiskach przeważają również związki organiczne o większej masie cząsteczkowej.[5] Pomimo znacznej uciążliwości składowiska

[1] N. Paxeus, *Organic compounds in municipal landfill leachate*, "Water Science and Technology" 2000 nr 42, s. 323-333.

[2] T. Kurniawan i in., Physico-chemical treatment for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate, „Journal of Hazardous Materials" 2006 nr 129, s. 80-100; S.R. Qasim, W. Chiang, Sanitary landfill leachate, Generation, Control and Treatment, „Technomic Publishing", Lancaster, PA, 1994.

[3] A.C. Silva, M. Dezotti, G.L. Jr Sant'Anna, *Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate*, „Chemosphere" 2004 nr 55, s. 207-214.

[4] H. Alvarez-Vazquez i in., *Membrane bioreactors vs conventional biological treatment of landfill leachate: a brief review*, „Journal of Chemical Technology and Biotechnology" 2004 nr 79, s. 1043-1049; L. Borzacconi i in., *Anaerobic aerobic treatment of municipal solid waste leachate*, „Environmental Technology" 1999 nr 20, s. 211-217; B. Inanc, B. Calli, A. Saatci, *Characterization and anaerobic treatment of sanitary landfill leachate in Istanbul*, "Water Science and Technology" 2000 nr 41, s. 223-230.

[5] A.I. Zouboulis, M.X. Loukidou and K. Christodoulou, *Enzymatic treatment of sanitary landfill leachate*, „Chemosphere" 2001 nr 44, s. 1103-1108; J.L. Morais, P.P. Zamora, *Use of advanced oxidation process to improve the biodegradability of mature landfill leachate*, „Journal of Haz-

wciąż pozostają podstawową formą składowania i przechowywania odpadów stałych[6]. Istotnym zagadnieniem związanym z oddziaływaniem składowiska na środowisko jest ochrona wód gruntowych przed odciekami. W celu zapewnienia odpowiedniego postępowania z odciekami oraz zminimalizowania ich szkodliwego wpływu na środowisko konieczne jest poznanie mechanizmów ich formowania oraz fizycznych i chemicznych właściwości.

W zależności od charakteru i składu odcieków do ich oczyszczania lub częściowego podczyszczania stosowane są głównie procesy fizyczno-chemiczne i biologiczne. Spośród metod fizykochemicznych do oczyszczania odcieków wykorzystuje się koagulację, sorpcję, chemiczne utlenianie oraz metody membranowe. Zastosowanie procesów fizyczno-chemicznych pozwala nie tylko na częściowe usunięcie zanieczyszczeń, lecz równocześnie może prowadzić do zwiększenia udziału biodegradowlnej frakcji materii organicznej, co umożliwia ich dalsze oczyszczanie na drodze biochemicznej. Procesy biologiczne przeznaczone są głównie do podczyszczania odcieków charakteryzujących się wyższym stosunkiem BZT_5/ChZT[7].

Zarówno koagulacja, jak i procesy chemicznego utleniania są skuteczną metodą oczyszczania odcieków, zwłaszcza pochodzących z ustabilizowanych składowisk.[8] Często stosowane są jako forma podczyszczania odcieków przed procesami biologicznymi lub metodami membranowymi. Najczęściej jako koagulanty stosowane są sole glinu i żelaza, głównie w postaci siarczanu glinu, polichlorku glinu, siarczanu żelaza(III), chlorku żelaza, lub ich wzajemne połączenia[9]. Do chemicznych utleniaczy stosowanych do oczyszczania odcieków stosowany jest ozon oraz zawansowane metody utleniania[10].

---

ardous Materials" 2005 nr 123, s. 181-186; M. Weis, G. Abbt-Barun, F.H. Frimmel, *Humic-like substances from landfill leachate characterization and comparison with terrestrial and aquatic humic substances*, „Science of the Total Environment" 1989 nr 81-82, s. 343-352.

[6] 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.

[7] D.J.L. Forgie, *Selection of the most appropriate leachate treatment methods*, Part 2: *A review of recirculation, irrigation and potential physicalchemical treatment methods*, „Water Pollution Research Journal" 1988 nr 23, s. 329-340; C.C. Wu, H.W. Ma, C.C. Chang, *Treatment of landfill leachate by ozone based advanced oxidation processes*, „Chemosphere" 2004 nr 54, s. 997-1003; A. Chianese, R. Rolando, N. Verdone, *Treatment of landfill leachate by reverse osmosis*, "Water Research" 1999 nr 33(3), s. 647-652.

[8] H. Alvarez-Vazquez i in., *Membrane bioreactors…*, op. cit.

[9] A. Amokrane, C. Comel, J. Veron, *Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation*, „Water Research" 1997 nr 31, s. 2775-2782; A. Zouboulis, X. Chai, I. Katsoyiannis, *The application of bioflocculant for the removal of humic acids from stabilized landfill leachates*, „Journal of Environmental Management" 2004 nr 70, s. 35-41.

[10] J. Jerry i in., *Treatment of landfill leachate by ozone-based advanced oxidation processes*, „Chemosphere" 2004 nr 54, s. 997-1003; J. Lopes de Morais, P. Peralta Zamora, *Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachates*, „Journal of Hazardous Materials" 2005 nr 123, s. 181-186; T. Poznyak i in., *Decomposition of toxic pollutants in landfill leachate by ozone after coagulation treatment*, „Journal of Hazardous Materials" 2008 nr 152, s. 1108–1114; S.Cortez i in., *Evaluation of Fenton and ozone-based advanced oxidation*

W artykule zaprezentowano badania technologiczne, których celem było określenie możliwości i skuteczności podczyszczania odcieków pochodzących ze składowiska odpadów komunalnych metodą koagulacji i ozonowania.

Metodyka badań

Do badań pobrano łącznie około 30 dm^3 odcieków z różnych punktów zbiornika retencyjnego, w którym są gromadzone. Następnie odcieki zmieszano, uzyskując w ten sposób ujednoliconą próbkę przeznaczoną do badań analitycznych i technologicznych. Odcieki przeznaczone do badań charakteryzowały się wysokim stężeniem substancji rozpuszczonych – głównie ze względu na zawartość chlorków. Ponadto zawierały wysokie wartości ChZT, OWO, barwy oraz związków azotowych, głównie w postaci jonu amonowego. Jednocześnie stosunkowo niska wartość BZT_5 oraz stosunek BZT_5/ChZT = 0,09 świadczą o ustabilizowanym charakterze składowiska według Kang[11]. Ponadto w odciekach nie wykryto nadmiernego stężenia metali ciężkich. Wartości wskaźników fizyczno-chemicznych odcieków przeznaczonych do badań technologicznych zestawiono w tabeli 1.

Wskaźniki zanieczyszczeń ChZT, barwę, azot amonowy, azot ogólny Kiejdahla oraz fosfor ogólny oznaczono według procedury *Hach handbook*[12]. Pozostałe analizy fizyczno-chemiczne przeprowadzono zgodnie z procedurą APHA[13]. Do oznaczenia pH i przewodności wykorzystano pH-metr Hach session 4, BZT_5 oznaczono zestawem Oxitop, mętność nefelometrem Hach, metale ciężkie spektrometrem ASA. Ozon w mieszaninie powietrzno-ozonowej na wejściu i wyjściu z układu oznaczono metodą jodometryczną[14].

Koagulacja

Proces koagulacji przeprowadzono polichlorkiem glinu z zastosowaniem dawki 200 gAl^{3+}/m^3. Zarówno dawkę, jak i rodzaj koagulantu wybrano w oparciu o badania prowadzone z wykorzystaniem polichlorku glinu, chlorku żelaza oraz wapna[15].

Koagulację prowadzono w reaktorach cylindrycznych o objętości czynnej 2 dm^3 w układzie objętościowym, obejmującym etap szybkiego i wolnego mie-

processes as mature landfill leachate pre-treatments, „Journal of Environmental Management" 2011 nr 92, s. 749-755.

[11] K. Kang, K. Shin, H. Park, *Characterization of humic substances present in landfill leachates witch landfill ages and its implications*, „Water Research" 2002 nr 36, s. 4023-4032.

[12] HACH Handbook, Hach Company, Loveland, CO, USA.

[13] APHA, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21st edition, American Public Health Association, Washington D.C. 2005.

[14] L.S. Clesceri, A.E. Greenberg, A.D. Eaton, *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 20th ed., Water Environment Federation, Washington DC 1998.

[15] J. Leszczyński, *Podczyszczanie odcieków ze składowiska odpadów stałych metodą koagulacji*, „Inżynieria Ekologiczna" 2011 nr 25, s. 242-250.

Tabela 1
Parametry fizyczno-chemiczne badanych odcieków

Parametr	Jednostka	Odcieki surowe
pH		8,10
Przewodność elektrolityczna	[mS/cm]	10,6
Barwa	[gPt/m^3]	5840
Mętność	[NTU]	60
BZT_5	[gO_2/m^3]	250
ChZT	[gO_2/m^3]	2745
OWO	[g/m^3]	1143
Azot ogólny	[gN/m^3]	1072
Azot amonowy	[gN/m^3]	800
Fosfor ogólny	[gP/m^3]	11,6
Zawiesina	[g/m^3]	45
Sucha pozostałość ogólna	[g/m^3]	6225
Cu	[g/m^3]	0,056
Zn	[g/m^3]	0,4587
Pb	[g/m^3]	0,019
Cd	[g/m^3]	0,0105

Źródło: opracowanie własne.

szania, sedymentacji, dekantacji i filtracji. W pierwszej fazie procesu odcieki wraz z reagentem mieszano intensywnie przez 30 sekund z prędkością 110 obr./min, następnie wolno przez 30 minut z intensywnością około 30 obr./min. Po procesie wolnego mieszania próbki pozostawiono przez 4 godziny celem sedymentacji wytworzonej zawiesiny. Koagulację odcieków przeprowadzono czterokrotnie, uzyskując około 8 dm^3 uśrednionej próbki odcieków. Oddzieloną od osadów warstwę cieczy sklarowanej filtrowano następnie przez kolumnę filtracyjną wypełnioną piaskiem kwarcowym z prędkością 6 m/h. W próbkach po koagulacji oznaczono: pH, przewodność elektrolityczną, BZT_5, ChZT, azot ogólny Kiejdahla, fosfor ogólny, barwę oraz suchą pozostałość ogólną.

Ozonowanie

Układ technologiczny przeznaczony do ozonowania składał się z komory kontaktowej typu barbotażowego o średnicy 50 mm, wysokości czynnej 500 mm. Źródło ozonu stanowił ozonator firmy Triligaz o wydajności maksymalnej 8 g O_3/h. Do rozprowadzenia mieszaniny powietrza i ozonu zastosowano dyfuzor ceramiczny o wielkości porów 50 μm i średnicy 35 mm.

Badania prowadzono w układzie statycznym w próbkach o objętości 1 dm^3. W trakcie badań przepływ ozonu wynosił 1,5 dm^3/min, koncentracja ozonu w mieszaninie powietrzno-ozonowej 3 mgO_3/dm^3. Dawkę utleniacza ustalono czasem ozonowania, który wynosił od 0,37 do 3,7 h, zapewniając od 0,1 do 1 gO_3/dm^3 odcieków. Koncentrację ozonu w mieszaninie powietrzno-ozonowej wytwarzanej przez ozonator oznaczono metodą jodometryczną.

W pierwszej części badań technologicznych przeprowadzono wstępne ozonowanie odcieków surowych, stosując 7 kolejnych dawek ozonu, czyli 0,1; 0,7 gO_3/dm^3 odcieków. W próbkach po ozonowaniu wykonano podstawowe oznaczenia analityczne obejmujące pH, barwę, ChZT, BZT_5 przewodność elektrolityczną.

W wybranych trzech próbkach po ozonowaniu dawką 0,2; 0,4; i 0,6 gO_3/dm^3 wykonano koagulację, dozując tę samą ilość regenta, jak podczas koagulacji wstępnej, czyli 200 gAl^{3+}/m^3 polichlorku glinu.

W drugiej części badań odcieki surowe poddano koagulacji wstępnej, stosując dawkę polichlorku glinu 200 gAl^{3+}/m^3 i uzyskując około 8 dm^3 próbki, którą poddano następnie ozonowaniu, stosując 5 dawek ozonu, czyli 0,2; 0,4; 0,6; 0,8 i 1,0 gO_3/dm^3.

Omówienie wyników badań

Odcieki przeznaczone do badań charakteryzowały się odczynem 8,24 pH, mętnością 60 NTU, barwą 5840 gPt/m^3, stężeniem ChZT 2745 gO_2/m^3, BZT_5 250 gO_2/m^3, OWO 1143 g/m^3, azotu ogólnego 1072 gN/m^3 oraz fosforu ogólnego 11,6 gP/m^3. Zawartość substancji stanowiących suchą pozostałość ogólną wynosiła 6225 g/m^3, a przewodność elektrolityczna 10,6 mS/cm.

Efekt usunięcia barwy i ChZT w odciekach surowych w zależności od dawki ozonu przedstawiono na rysunku 1. Pomimo zastosowania stosunkowo wysokich dawek ozonu wartość ChZT zmniejszyła się zaledwie o 3,3% przy dawce 0,1 gO_3/dm^3 oraz o 13% przy dawce maksymalnej 0,7 gO_3/dm^3. Nieznacznie wyższą skuteczność odnotowano w przypadku barwy, gdzie efekt usunięcia oscylował od 6,4% do 24,3% przy najmniejszej i największej dawce ozonu. Jednocześnie odnotowano nieznaczny wzrost wartości BZT_5 wraz z ze wzrostem dawki ozonu w zakresie od 265,4 gO_2/m^3 do 477,6 gO_2/m^3. Tym samym stosunek BZT_5/ChZT wzrósł od 0,1 przy najmniejszej dawce ozonu do 0,2 przy dawce największej. W czasie ozonowania nie zaobserwowano natomiast istotnych zmian stężenia jonu amonowego, a także ogólnej zawartości substancji rozpuszczonych wyrażonych jako przewodność elektrolityczna. Podobne rezultaty zaprezentowali Bila i in.[16]. Podczas ozonowania odcieków o stężeniu ChZT 3100 mgO_2/dm^3, BZT_5 130 mgO_2/dm^3 dawkami ozonu 0,5; 1,5 i 3,0 gO_3/dm^3 maksymalny efekt usuwania ChZT wynosił odpowiednio 8%, 15% i ok. 50%, a stosunek BZT_5/ChZT

[16] D.M. Bila i in., *Ozonation of landfill leachate: evaluation of toxicity removal and biodegradability improvement*, „Journal of Hazardous Materials" 2005 nr 117, s. 235-242.

wzrósł do 0,14 przy dawce 0,5 gO_3/dm^3, do 0,25 przy dawce 1,5 gO_3/dm^3 oraz do 0,3 przy największej dawce ozonu, czyli 3,0 gO_3/dm^3. Z uwagi na wysoką koncentrację zanieczyszczeń w odciekach surowych proces ozonowania przebiegał praktycznie przy całkowitym zużyciu ozonu. Efekt wykorzystania ozonu, określony na podstawie koncentracji ozonu związanego w roztworze jodku potasu za kolumną kontaktową, wynosił 95% do 98%.

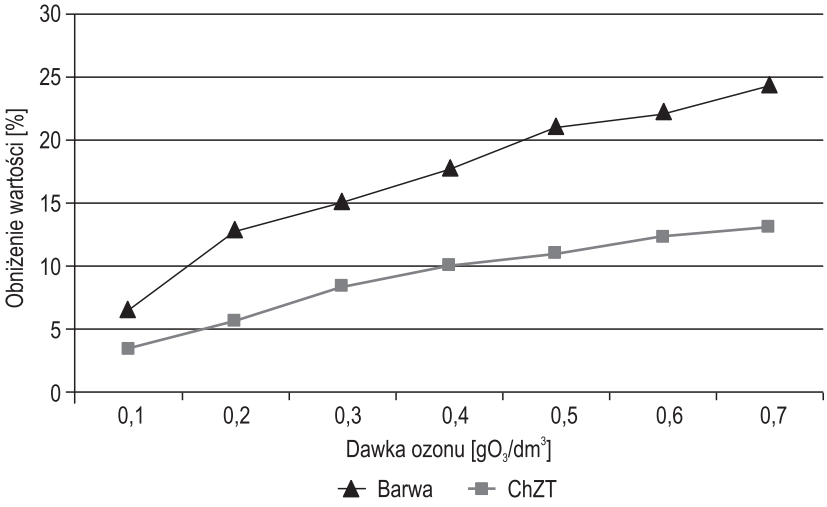
W odciekach po koagulacji polichlorkiem glinu dawką 200 gAl^{3+}/m^3 ChZT wynosiło 1801 gO_2/m^3, OWO 781 g/m^3, barwa 2832 gPt/m^3, azot ogólny 942 gN/m^3, fosfor ogólny 3 gP/m^3 oraz BZT_5 112 gO_2/m^3. W porównaniu z ChZT i OWO efekt usunięcia BZT_5 po koagulacji był stosunkowo wysoki i wynosił 55,1%. Koagulacja polichlorkiem glinu prowadzi do znacznego usunięcia fosforu, przy stosunkowo niewielkim usunięciu azotu ogólnego, gdyż w procesie tym usuwane są głównie frakcje związków azotowych, jak proteiny występujące w postaci koloidalnej, natomiast azot w odciekach występuje głównie w postaci jonu amonowego. Może to w konsekwencji utrudnić oczyszczanie odcieków po koagulacji metodami biologicznymi. Aby procesy biologiczne przebiegały prawidłowo, krytyczny stosunek BZT_5:N:P powinien oscylować w granicach 100:5:1.[17]

Wyniki badań obrazujące efekt usunięcia barwy i ChZT po procesie ozonowania odcieków poddanych wstępnej koagulacji polichlorkiem glinu przedstawiono na rysunku 2. W wyniku ozonowania wartość ChZT zmniejszyła się o 39,7% przy dawce 0,2 gO_3/dm^3 oraz o 56% przy największej dawce ozonu, czyli 1 gO_3/dm^3. W przypadku barwy efekt usunięcia wynosił 56,3% i 86% odpowiednio przy najmniejszej i największej dawce ozonu. Tym samym w porównaniu do samodzielnej koagulacji skuteczność usuwania barwy i ChZT po dodatkowym ozonowaniu nieznacznie wzrosła. Na rysunku 3 przedstawiono zmiany proporcji BZT_5 do ChZT. Również i w tym przypadku wartość stosunku BZT_5/ChZT zwiększa się wraz ze wzrostem dawki ozonu w zakresie od 0,1 przy dawce ozonu 0,2 gO_3/dm^3 do 0,17 przy dawce 1 gO_3/dm^3. Konieczność stosowania wysokich dawek ozonu do podczyszczania odcieków po koagulacji wykazali w swoim opracowaniu Silva i in.[18]. W wyniku koagulacji odcieków pochodzących z ustabilizowanego składowiska odpadów komunalnych o stężeniu ChZT 3460 g/m^3 oraz stosunku BZT_5/ChZT 0,04 efekt usuwania barwy wynosił 70%, a ChZT jedynie 27%. Jednocześnie po ozonowaniu uzyskano dalszą 50% redukcję związków organicznych, co wymagało zastosowania znacznej dawki ozonu, czyli 3 g O_3/dm^3.

Na rysunku 4 przedstawiono zmiany barwy i ChZT w próbkach odcieków po wstępnym ozonowaniu dawką 0,2; 0,6 i 1,0 gO_3/dm^3 i koagulacji każdej próbki dawką 200 gAl^{3+}/m^3 polichlorku glinu. Efekt usunięcia barwy w tym przypadku wynosił odpowiednio 48%, 70% i 82%, natomiast ChZT 30,8%, 42,9%, oraz 50% odpowiednio przy kolejnych zastosowanych dawkach ozonu. W tym przypadku

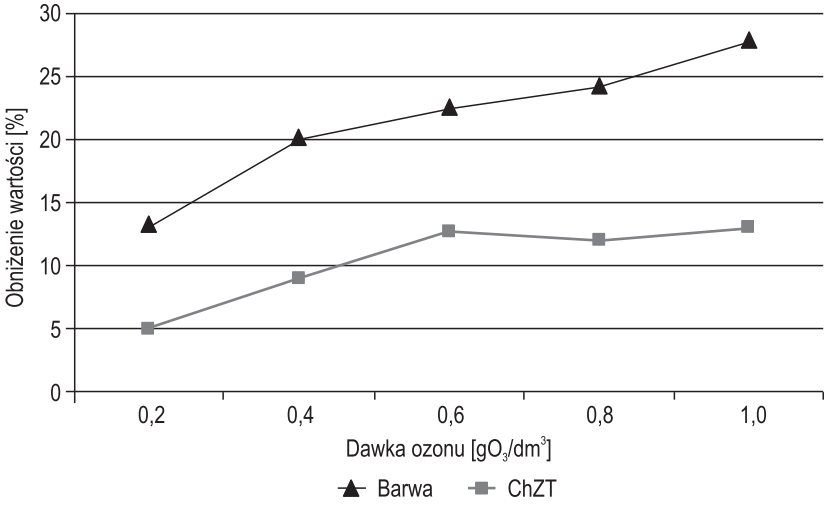
[17] M.I. Aguilar, *Nutrient removal and sludge production in the coagulation-flocculation* 2002, „Water Research" 2002 nr 36, s. 2910-2919.
[18] A.C. Silva, M. Dezotti, G.L. Jr Sant'Anna, *Treatment and detoxification*..., op. cit.

Rysunek 1
Efekt zmniejszenia wartości ChZT i barwy w odciekach surowych w zależności od dawki ozonu



Źródło: opracowanie własne.

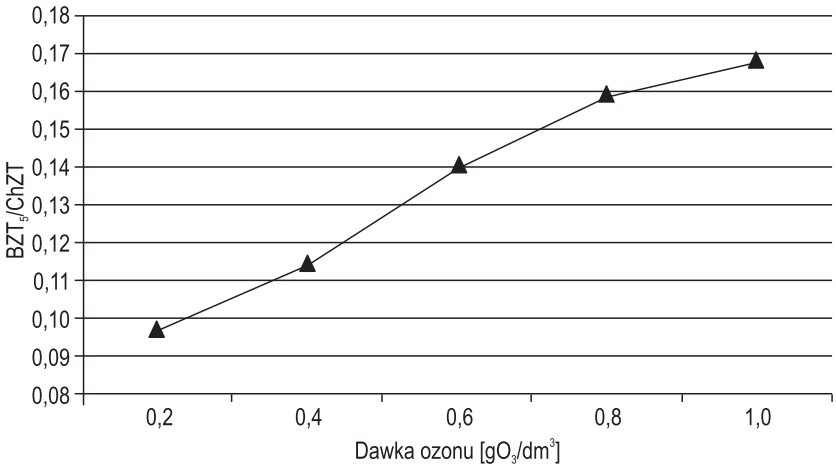
Rysunek 2
Efekt zmniejszenia wartości ChZT i barwy w odciekach po koagulacji w zależności od dawki ozonu



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 3

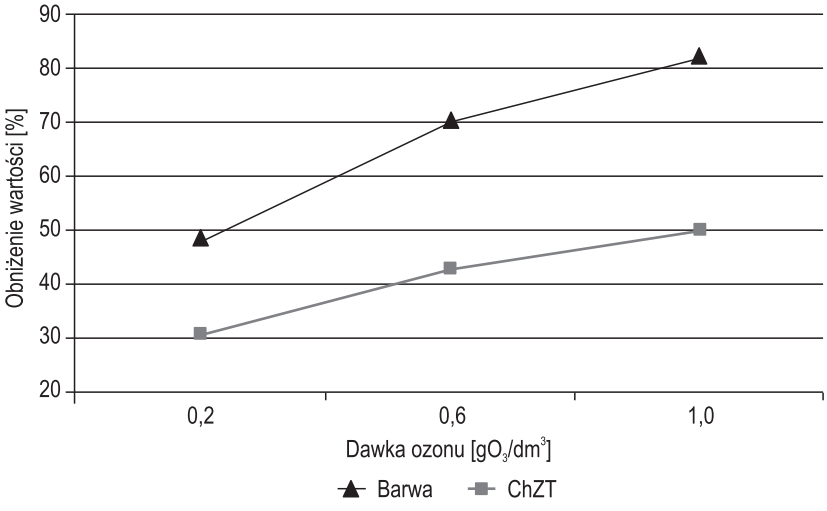
Zmiany stosunku BZT_5/ChZT w odciekach po koagulacji polichlorkiem glinu w zależności od dawki ozonu



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 4

Efekt zmniejszenia wartości ChZT i barwy w odciekach po wstępnym ozonowaniu i koagulacji polichlorkiem glinu



Źródło: opracowanie własne.

w porównaniu z procesem ze wstępną koagulacją i ozonowaniem efekt usunięcia barwy i mętności jest nieznacznie mniejszy.

Podsumowanie

Uzyskane wyniki badań wskazują na możliwość skutecznego podczyszczania odcieków pochodzących z ustabilizowanego składowiska odpadów stałych metodą koagulacji i ozonowania, przy czym zdecydowanie większą skutecznością w odniesieniu do redukcji ChZT i barwy charakteryzował się proces koagulacji. W procesie ozonowania wstępnego efekt usunięcia barwy i ChZT przy największej dawce ozonu 0,7 gO_3/dm^3 wynosił odpowiednio 24,3% i 13%. Natomiast po wstępnej koagulacji odcieków polichlorkiem glinu, a następnie po ozonowaniu dawką ozonu 0,6 gO_3/dm^3 skuteczność usuwania barwy wzrosła do 75,1%, a ChZT do 55,5%. Ponadto podczyszczanie odcieków w układzie ze wstępną koagulacją i ozonowaniem okazało się bardziej skuteczne od procesu ze wstępnym ozonowaniem i koagulacją. W drugim przypadku przy dawce ozonu 0,6 gO_3/dm^3, a następnie po koagulacji 200 gAl^{3+}/m^3 polichlorku glinu efekt usunięcia barwy ChZT nieznacznie zmniejszył się i wynosił odpowiednio 70% i 42,9%. Jakkolwiek łączne stosowanie koagulacji i ozonowania do podczyszczenia odcieków jest procesem skutecznym, to ze względu na konieczność stosowania wysokich dawek ozonu jest stosunkowo kosztowne. Jednakże istotną zaletą procesu ozonowania jest wzrost stosunku BZT_5/ChZT, co istotnie zwiększa podatność odcieków na biodegradację w przypadku stosowania w kolejnym etapie oczyszczania odcieków procesów biologicznych.

Janusz Dąbrowski • Tomasz Dąbrowski • Tadeusz Piecuch

LABORATORYJNE BADANIA NAD SKUTECZNOŚCIĄ ODSIARCZANIA SPALIN METODĄ WAPNIOWĄ

Janusz Dąbrowski, dr inż. – Politechnika Koszalińska
Tomasz Dąbrowski, dr inż. – Politechnika Koszalińska
Tadeusz Piecuch, prof. dr hab. inż. – Politechnika Koszalińska

adres korespondencyjny:
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
Katedra Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji Odpadów
ul. Śniadeckich 2, 75-453 Koszalin
e-mail: janusz.dabrowski@tu.koszalin.pl

LABORATORY STUDIES ON THE EFFICIENCY OF FLUE GAS DESULPHURISATION (FGD) USING CALCIUM HYDROXIDE

SUMMARY: Legal restrictions concerning emission of harmful gases into the atmosphere are causing necessity of building installations which reduce concentration of those gases. The paper presents results of experimental research in the laboratory scale on the removal of sulphur dioxide from the flue gas using lime method. This method consists in passing up, with counter flow direction of phases flux, the flue gas stream through a solution of calcium hydroxide $Ca(OH)_2$. As a result of this process a waste gypsum is precipitated. Experiments were conducted using a installation designed and made in the Department of Water Sludge Technology and Waste Utilisation of Koszalin University of Technology. During experiments effectiveness of the sulphur oxide (IV) removal was tested using following variable parameters: density of absorbent solution spraying, height of the scrubber, the indicator defying dependencies of volume fluxes of absorptional liquid and treated gas and flue gas temperature. Those parameters were changing in given ranges. Finally examined process was described by a approximation equation. Analysis of changes of process parameters and their impact on emissions of SO_2, allowed to confirm the fact that the biggest advantage of this method is very high efficiency sulphur dioxide removal from flue gas. During laboratory tests, the maximum efficiency reached was 97%, at the optimal flue gas temperature of about 400 K.

KEY WORDS: Thermal Utilization of Waste, Limestone, Sulphur Dioxide, Flue Gas Desulphurisation

Wstęp

Postęp cywilizacyjny jest przyczyną tego, że obecnie jednym z najważniejszych problemów człowieka jest ochrona środowiska naturalnego. W celu ograniczenia negatywnego wpływu przemysłu na środowisko emisje szkodliwych związków do atmosfery zostały objęte ograniczeniami prawnymi[1]. Stąd konieczność budowania instalacji redukujących stężenia gazów spalinowych. Wśród zanieczyszczeń znajdujących się w spalinach wyróżnia się między innymi produkty spalania spowodowane obecnością w paliwach innych substancji – na przykład tlenki siarki[2].

W przypadku odsiarczania gazów spalinowych najlepszą metodą wiązania występującego w spalinach tlenku siarki (IV) jest metoda polegająca na przepuszczaniu strugi spalin przez roztwór wodorotlenku wapnia $Ca(OH)_2$. W wyniku takiego zadziałania wytraca się gips, niestety – w formie zawiesiny (taka zawiesina jest trudno transportowalna i łatwo zatyka przewody, stwarzając poważne kłopoty eksploatacyjne[3]). Stechiometryczne zużycie wodorotlenku wapnia do reakcji z tlenkiem siarki (IV) daje relatywnie, minimalną ilość powstałego gipsu odpadowego[4].

Kontakt gazów odlotowych zawierających zanieczyszczenia gazowe i pyłowe z cieczą zachodzi w aparatach zwanych skruberami. Różnią się one rozwiązaniami konstrukcyjnymi – różne są powierzchnie kontaktu międzyfazowego gaz--ciecz. Spośród skruberów wyróżnia się aparaty natryskowe, których zastosowanie w technologiach oczyszczania gazów odlotowych jest bardzo wszechstronne. Stosuje się je między innymi w procesach odpylania gazów, absorpcji szkodliwych dla środowiska naturalnego składników gazów odlotowych, wstępnego schładzania i nawilżania gazów odlotowych przed ich oczyszczaniem. Stosowane w instalacjach skrubery natryskowe to przede wszystkim aparaty pionowe o przeciwprądowym lub współprądowym przepływie faz. Rzadziej, ze względu na ograniczenia gabarytowe, stosuje się poziome skrubery natryskowe[5].

---

[1] J. Hehlmann i in., *Aparat hybrydowy ze złożem ziarnistym w instalacji spalania odpadów,* „Annual Set The Environment Protection" 2009 t. 11; R. Krzyżyńska i in., *Bench- and Pilot-scale Investigation of Integrated Removal of Sulphur Dioxide, Nitrogen Oxides and Mercury in a Wet Limestone Scrubber,* „Annual Set The Environment Protection" 2011 t. 13.

[2] W. Kordylewski i in., *Spalanie i paliwa,* Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2008; A. Kowalewicz, *Podstawy procesów spalani,* Wyd. WNT, Warszawa 2000; T. Piecuch i in., *Analiza pracy spalarni odpadów Szpitala Wojewódzkiego w Koszalinie – spaliny, ścieki, wtórny odpad,* „Annual Set The Environment Protection" 2003 t. 5; T. Piecuch, B. Juraszka, L. Dąbek, *Spalanie i piroliza odpadów oraz ochrona powietrza przed szkodliwymi składnikami spalin*, Wyd. Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 2002; T. Piecuch, *Zarys metod termicznej utylizacji odpadów,* Wyd. Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 2006; E. Vainio i in., *The fate of chlorine, sulfur, and potassium during co-combustion of bark, sludge, and solid recovered fuel in an industrial scale BFB boiler*, „Fuel Processing Technology" 2013 t. 105.

[3] X. Ma i in., *Use of limestone for SO_2 removal from flue gas in the semidry FGD process with a powder-particle spouted bed*, „Chemical Engineering Science" 2000 t. 55, nr 20; T. Piecuch, *Zarys metod*..., op.cit.

[4] J. Kuropka, *Oczyszczanie gazów,* Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2000; J. Warych, *Oczyszczanie gazów. Procesy i aparatura,* Wyd. WNT, Warszawa 1998.

[5] J. Kuropka, *Oczyszczanie gazów...*, op. cit.; J. Wójcik i in., *Nowoczesne metody monitoringu i sterowania procesem spalania paliw stałych w celu zmniejszenia jego oddziaływania na środowisko natural-*

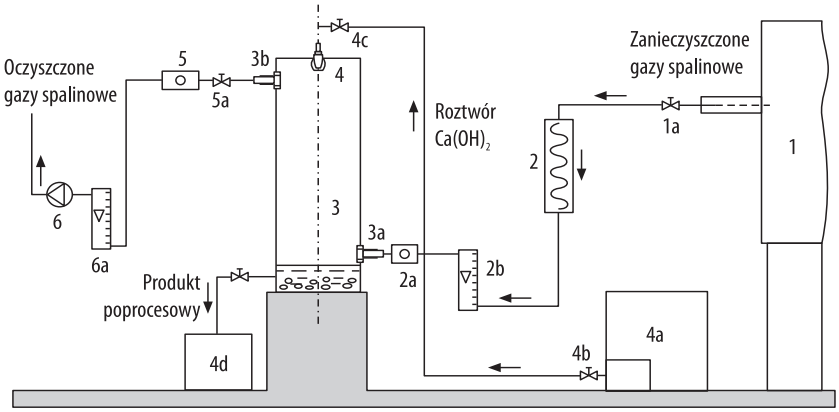
W pracy przedstawiono wyniki badań laboratoryjnych nad skutecznością odsiarczania spalin metodą wapniową. Badania realizowane były przy użyciu instalacji zaprojektowanej w Katedrze Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji Odpadów Politechniki Koszalińskiej.

Opis stanowiska badawczego

Do przeprowadzenia badań skuteczności usuwania tlenku siarki (IV) SO_2 metodą wapniową służyła instalacja badawcza przedstawiona schematycznie na rysunku 1. W skład instalacji wchodziły układy: absorpcyjny, chłodzenia spalin na wylocie z reaktora pieca, gdyż proces odsiarczania spalin badaną metodą powinien przebiegać w niskich temperaturach[6], przygotowania i transportu wodnego roztworu Ca $(OH)_2$ oraz układu pomiarowego stężeń SO_2 w oczyszczonych gazach spalinowych.

Gazy spalinowe powstałe po procesie spalania w piecu (1), zanieczyszczone tlenkiem siarki (IV), poprzez zawór (1a), po uprzednim ochłodzeniu do odpo-

Rysunek 1
Schemat stanowiska badawczego do procesu odsiarczania spalin metodą wapniową



1 – piec rurowy (1a – zawór regulujący przepływ gazów spalinowych), 2 – układ chłodzący gazy spalinowe (2a – punkt pomiaru temperatury spalin, 2b – rotametr mierzący przepływ ochłodzonych spalin), 3 – skruber (3a – króciec wlotowy, 3b – króciec wylotowy), 4 – układ rozpylający ciecz absorpcyjną (4a – zbiornik cieczy absorpcyjnej, 4b, 4c – zawory regulujące przepływ cieczy absorpcyjnej, 4d – zbiornik produktu podprocesowego), 5 – miejsce pomiarowe stężeń tlenku siarki (IV) (5a – zawór regulujący przepływ oczyszczonych gazów spalinowych), 6 – pompka przeponowa (6a – rotametr mierzący przepływ oczyszczonych gazów spalinowych)

Źródło: opracowanie własne.

ne, „Annual Set The Environment Protection" 2011 t. 13; J. Warych, *Oczyszczanie gazów*..., op. cit.

[6] J. Kuropka, *Oczyszczanie gazów...,* op. cit.; L. Chiung-Fang i in., *Kinetics...,* op.cit.; J. Warych, *Oczyszczanie gazów. Procesy i aparatura,* Wyd. WNT, Warszawa 1998.

wiedniej temperatury (regulowanej czasem przebywania spalin w układzie chłodzącym (2) i mierzonej za pomocą termopary w punkcie pomiaru tej temperatury (2a)) kontaktowały się w skruberze natryskowym (3) z rozpylonym za pomocą rozpylacza (4) nasyconym (0,17%) wodnym roztworem Ca $(OH)_2$ ze zbiornika (4a). Przepływ spalin do skrubera króćcem wlotowym (3a) mierzony był przy pomocy rotametru stołowego ROS-06 (2b). Ciecz ze skrubera odpływała grawitacyjnie do zbiornika (4d). Kierunek przepływu faz w skruberze był przeciwprądowy. Strumień objętości rozpylanej cieczy absorpcyjnej ustalano, korzystając z zaworów (4b, 4c).

Odsiarczone gazy spalinowe, opuszczające skruber jego górnym króćcem wylotowym (3b) poprzez zawór (5a), analizowane były poprzez oznaczanie w nich stężenia SO_2. W punkcie pomiarowym (5) umieszczana była sonda analizatora spalin mierzącego wartości tych stężeń. Przepływ spalin ze skrubera (3) regulowany pompką przeponową (6) mierzony był przy pomocy rotametru stołowego ROS-06 (6a). Strumień gazów spalinowych wydostający się z reaktora pieca poddawany był analizie przy użyciu analizatora spalin typu MADUR GA-21 plus. Dla możliwości porównywania wyników wszystkie spośród rejestrowanych stężeń szkodliwych gazów spalinowych przeliczano na standardowe warunki umowne spalania przy zawartości 11% O_2 w spalinach.

Metodyka badań

W laboratoryjnych badaniach procesu odsiarczania spalin metodą wapniową jako parametry niezależne (zmienne) przyjęto: $L_{Ca(OH)2}$, $m^3 \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$– gęstość zraszania roztworem absorpcyjnym $Ca(OH)_2$, wynikająca z zależności

$$L_{Ca(OH)2} = \frac{\dot{V}_C}{A}, \; m^3 \cdot m^{-2} \cdot s^{-1},$$

gdzie:

$\dot{V}_C$ – strumień objętości cieczy absorpcyjnej, $m^3 \cdot s^{-1}$, A – powierzchnia przekroju absorbera, m^2. Pomiar strumienia objętości cieczy absorpcyjnej (objętościowego natężenia przepływu cieczy absorpcyjnej) regulowano odpowiednimi zaworami w zraszaczu i został wycechowany za pomocą cylindra miarowego i czasomierza. Ilość cieczy zraszającej była odnoszona do powierzchni przekroju kolumny absorbera i ostatecznie oznaczana jako gęstość zraszania $L_{Ca(OH)2}$. W układzie stanowiska badań procesu odsiarczania spalin metodą wapniową instalowano kilka kolumn skrubera o różnych powierzchniach przekroju i gęstość zraszania roztworem absorpcyjnym oznaczano przy stałym strumieniu jego objętości. Wartości tego parametru zmieniano w zakresie: $0{,}61 \cdot 10^{-4}$–$2{,}40 \cdot 10^{-4}$ $m^3 \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$.

H_{skr}, m – wysokość skrubera, którego zmienność wynikała z tego, że w układzie stanowiska badawczego zmieniano kolumny skrubera o różnych wysokościach (w przypadku badań ze zmiennym parametrem gęstości zraszania dodatkowo zmieniano powierzchnie przekroju tych kolumn). Opisany parametr zmieniano w zakresie: 0,12-0,28 m.

L/G, dm^3/m^3 – wskaźnik ilustrujący zależności strumieni objętościowych cieczy (L) absorpcyjnej, dm^3 i gazu (G) oczyszczanego, m^3. Jest to parametr często spotykany w literaturze opisującej przepływy strumieni cieczy i gazu (ich przenikania)[7]; spotyka się też formułę $\frac{\dot{V}_L}{\dot{V}_G}$ [8]. Wartości tego parametru zmieniano w zakresie: 2,2–2,9 dm^3/m^3.

T_s, K – temperatura spalin mierzona w punkcie wlotu zanieczyszczonych gazów spalinowych do skrubera natryskowego. Parametr ten zmieniano w zakresie: 398,15-413,15 K.

Natomiast parametrem zależnym (wynikowym) w tych badaniach była $\eta_{SO2,}$ % – skuteczność usuwania tlenku siarki (IV) SO_2, wynikająca z zależności:

$$\eta = \frac{C^0_{SO_2} - C_{SO_2}}{C^0_{SO_2}} \cdot 100\%$$

gdzie:

C^o_{SO2}, C_{SO2} – oznaczają odpowiednio stężenie SO_2 w gazach spalinowych na wlocie do absorbera i w ostatnim punkcie pomiarowym (w gazach opuszczających skruber).

Badania oczyszczania spalin ww. metodą prowadzono przy następujących, stałych parametrach spalania klasycznego paliwa (węgiel kamienny): temperatura w strefie spalania pieca T = 1373,15 K, współczynnik nadmiaru powietrza λ = 1,8, wskaźnik masy materiału (paliwa) m = 1,2 $kg \cdot m^{-3}$. Próby spalano w piecu PRC 20 HM. Jest to laboratoryjny jednostrefowy piec rurowy z poziomym układem grzejnym o maksymalnej temperaturze pracy ciągłej równej 1473 K. Proces spalania przeprowadzany był w atmosferze powietrza, które doprowadzano do układu pompką przeponową poprzez rotametr stołowy ROS-06 mierzący natężenie przepływu powietrza w zakresie 0,5-8,5 $dm^3 \cdot min^{-1}$.

Stałe wartości temperatury w strefie spalania pieca, współczynnika nadmiaru powietrza i masy próby określono na podstawie wcześniejszych badań procesu spalania różnych paliw (między innymi odpadów, osadów ściekowych i miału węglowego przy zastosowaniu tego samego stanowiska) i analiz wpływu zmian tych parametrów na stężenie tlenku siarki (IV) w gazach spalinowych[9]. Badania spalania węgla kamiennego prowadzono przy zmianie temperatury spalania w zakresie 873,15-1443,15 K oraz wobec wystarczającej ilości powietrza w ko-

[7] Porównaj między innymi: B. Dou i in., *Prediction of SO_2 removal efficiency for wet Flue Gas Desulfurization*, „Energy Conversion and Management'' 2009 t.50, nr 10; J. Kuropka, *Oczyszczanie gazów...,* op. cit.; H.G., Nygaard i in., *Full-scale measurements of SO_2 gas phase concentrations and slurry compositions in a wet flue gas desulphurisation spray absorber*, „Fuel" 2004 t. 83, nr 9.

[8] J. Warych, *Oczyszczanie gazów*..., op. cit.

[9] J. Dąbrowski, T. Piecuch, *Mathematical Description of Combustion Process of Selected Groups of Waste*, „Annual Set The Environment Protection" 2011 t. 13; T. Piecuch, J. Dąbrowski, T. Dąbrowski., *Laboratory Investigations on Possibility of Thermal Utilisation of Post-production Waste Polyester,* „Annual Set The Environment Protection" 2009 t. 11.

morze spalania (współczynnik nadmiaru powietrza wynosił 1,3-2,0). Dodatkowo zmieniano masę próby – wskaźnik masy materiału wynosił: 1,2-3,6. Wzrost temperatury spalania powodował wzrost stężenia ditlenku siarki w gazach spalinowych, natomiast analiza zmian wartości stężeń tlenku siarki (IV) w zależności od wartości współczynnika nadmiaru powietrza (przy stałych wartościach temperatury w komorze spalania i stałej masie wsadu paliwa do tej komory), wskazywała jednoznacznie nieznaczny spadek stężeń tlenku siarki (IV).

Ostatecznie zaobserwowano (przy temperaturze w strefie spalania pieca T = 1373,15 K, współczynniku nadmiaru powietrza $\lambda = 1,8$ i wskaźniku masy paliwa m = 1,2 kg · m^{-3}) średnią wartość stężenia SO_2 wynoszącą $C^o_{SO2} = 125$ mg/m^3 i przy takim stężeniu ditlenku siarki w gazach spalinowych na wlocie do absorbera realizowano laboratoryjne badania procesu odsiarczania spalin metodą wapniową.

Opis i analiza wyników badań

Przykładowe wyniki badań wpływu gęstości zraszania roztworem absorpcyjnym, wysokości skrubera, temperatury spalin, ilorazu L/G na skuteczność odsiarczania spalin metodą wapniową pokazano na rysunku 2. Otrzymane wyniki opracowano metodą estymacji nieliniowej quasi-Newtona z zastosowaniem aplikacji STATISTICA 10. Ostateczne równanie aproksymacyjne opisujące ten proces przyjęło następującą postać:

$$\eta_{SO2}(L_{Ca(OH)2},H_{skr},L/G,T_s) = 167,8 + 8,9 \cdot \ln(0,4\cdot 10^{-4}) + L) + 15,4 \cdot \ln(0,5 + H_{skr}) + \\ + 2,9 \cdot \ln(-1,9 + L/G) + 4,2 \cdot \ln(-387,7 + T_s), \quad (1)$$

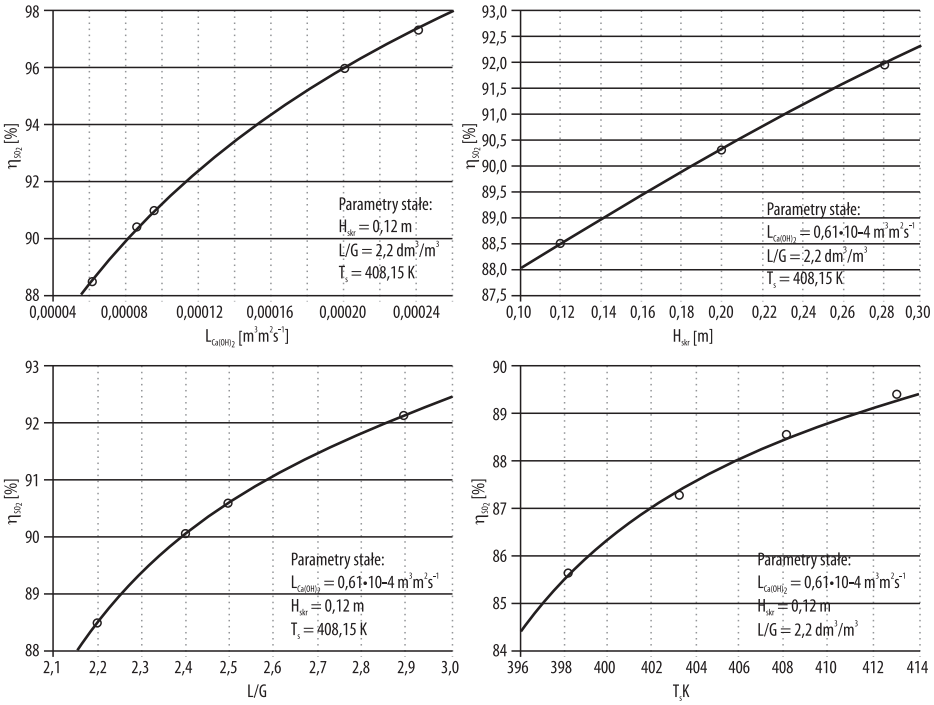
gdzie:

η_{SO2} – skuteczność usuwania tlenku siarki (IV), %,
$L_{Ca(OH)2}$ – gęstość zraszania roztworem absorpcyjnym, $m^3 \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$,
H_{skr} – wysokość skrubera, m – wielkość niezależna,
L/G – iloraz natężenia przepływu roztworu absorpcyjnego i natężenia przepływu spalin, dm^3/m^3,
T_s – temperatura spalin, K.

Opracowane równanie jest słuszne dla następujących zakresów zmienności parametrów: $L_{Ca(OH)2} \in 6,1e^{-5}–2,4e^{-4}$ $m^3/m^2/s$; $H_{skr} \in$ 0,12-0,28 m; L/G ∈ 2,2-2,9; $T_s \in$ 398,15-413,15 K. Równanie poddano weryfikacji poprzez uzyskanie zależności między zmierzoną i obliczoną skutecznością odsiarczania spalin. Współczynnik przeprowadzonej regresji wielorakiej wyniósł R = 0,912.

Analiza wyników wpływu zmian gęstości zraszania roztworem absorpcyjnym na skuteczność usuwania tlenku siarki (IV) w badanym procesie odsiarczania spalin wskazuje, że wraz ze wzrostem gęstości zraszania obniża się wartość stężenia SO_2 w spalinach opuszczających absorber (wzrasta skuteczność ich oczyszczania z tlenku siarki (IV)). Badania przeprowadzono przy stałej wysokości skrubera i przepływu gazów spalinowych oraz ich stałej temperaturze. Dla wartości gęstości zraszania roztworem absorpcyjnym $L_{Ca(OH)2}$ wynoszącym

Rysunek 2
Wpływ zmian gęstości zraszania roztworem absorpcyjnym, wysokości skrubera, temperatury spalin, ilorazu L/G na skuteczność odsiarczania spalin metodą wapniową



Źródło: opracowanie własne.

$0{,}61 \cdot 10^{-4}$ $m^3 \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ określono skuteczność odsiarczania równą około 89%, podczas gdy 4-krotny wzrost wartości tego parametru zwiększa skuteczność odsiarczania do ponad 97%. Zwiększenie skuteczności oczyszczania gazów spalinowych z tlenku siarki (IV) powodowane jest wzrostem powierzchni kontaktu fazy gazowej i stałej (w absorberach natryskowych jest ona proporcjonalna do gęstości zraszania). Na podstawie kształtu krzywej przedstawionej na rysunku 2 można przypuszczać, że dalsze zwiększenie gęstości zraszania roztworem absorpcyjnym $L_{Ca(OH)2}$ może poprawić skuteczności odsiarczania, ale w bardzo małym stopniu (maksymalnie do 98% skuteczności). Potwierdzają to literaturowe spostrzeżenia na temat bardzo wysokiej skuteczności odsiarczania metody wapniowej[10].

Analiza wyników badań wpływu zmian wysokości skrubera na skuteczność usuwania tlenku siarki (IV) w procesie odsiarczania spalin metodą wapniową wykazała, że wraz z wydłużaniem drogi kontaktu zanieczyszczonych gazów spalinowych z cieczą absorpcyjną rosła wartość skuteczności oczyszczania spalin z

[10] B. Dou i in., *Prediction...,* op.cit.; J. Hehlmann i in., *Aparat hybrydowy ze złożem ziarnistym w instalacji spalania odpadów,* „Annual Set The Environment Protection" 2009 t. 11; J. Kuropka, *Oczyszczanie gazów*..., op. cit.; J. Warych, *Oczyszczanie gazów*..., op. cit.

ditlenku siarki. Prawie 2,5-krotne zwiększenie wysokości absorbera powodowało wzrost skuteczności z około 89% do około 92%. Liniowy charakter krzywej zależności przedstawionych na rysunku 2 wskazuje na to, że w badanym zakresie zmian H_{skr} skuteczność usuwania tlenku siarki (IV) ze spalin jest stała i dalsze zwiększanie wysokości skrubera natryskowego może poprawić efekt oczyszczania spalin. Badania przeprowadzono przy stałej gęstość zraszania roztworem absorpcyjnym i przepływu gazów spalinowych oraz ich stałej temperaturze.

Wpływ ilorazu L/G, a więc zależności objętościowych przepływów cieczy absorpcyjnej i gazów spalinowych (im mniejszy przepływ spalin, tym większy iloraz L/G), sprowadzał się do zależności wpływu strumienia spalin na skuteczność odsiarczania. Badania przeprowadzono przy stałej gęstości zraszania roztworem absorpcyjnym i wysokości skrubera natryskowego oraz stałej temperaturze gazów spalinowych. Analiza tych wyników wskazuje na wzrost efektywności oczyszczania gazów spalinowych tlenku siarki (IV) wraz ze wzrostem ilorazu L/G. Im wolniejszy jest przepływ gazów spalinowych, tym dłuższy czas kontaktu fazy ciekłej i gazowej, a co za tym idzie, możliwość zwiększenia ilości cząsteczek gazu dyfundujących do cieczy absorpcyjnej. Kształt krzywej pozwala przepuszczać, że dalsze zmniejszanie przepływu gazów spalinowych może tylko w niewielkim stopniu poprawić skuteczność odsiarczania spalin (prawdopodobnie do około 93% skuteczności).

Na stan równowagi w układzie absorpcyjnym gaz–ciecz dodatkowo ma wpływ temperatura procesu, regulowana temperaturą gazów spalinowych. Badania wpływu temperatury spalin T_s przeprowadzono przy stałej gęstości zraszania roztworem cieczy absorpcyjnej i wysokości skrubera natryskowego oraz stałym ilorazie L/G. Na podstawie analizy wyników można stwierdzić niewielki wzrost skuteczności odsiarczania – z wartości około 86% przy temperaturze spalin równej 398,15 K do stosunkowo niskiej wartości około 89% skuteczności odsiarczania przy temperaturze 413,15 K. Logarytmiczny charakter krzywej pozwala sądzić, że dalszy wzrost temperatury spalin nie spowoduje istotnej zmiany skuteczności procesu oczyszczania tych spalin z tlenku siarki (IV). Optymalną temperaturą procesu odsiarczania w przypadku metody wapniowej wydaje się temperatura spalin około 410,15 K.

W przypadku takich warunków temperaturowych dalszego wzrostu skuteczności odsiarczania spalin należy szukać w możliwościach zmian gęstości zraszania roztworem absorpcyjnym, gdyż właśnie ten parametr ma największy wpływ na polepszenie usuwania SO_2 z gazów spalinowych.

Wnioski

Przeprowadzone badania laboratoryjne potwierdziły możliwość uzyskania wysokiej skuteczności procesu odsiarczania spalin metodą wapniową. Wzrost wartości gęstości zraszania roztworem $Ca(OH)_2$ w badanym przedziale powodował zwiększenie skuteczności procesu do wysokiej wartości 97%, podczas gdy wzrost tej skuteczności do wartości 93% był wynikiem zwiększenia wysokości skrubera oraz zmniejszenia przepływu gazów spalinowych w badanym zakresie.

Optymalną temperaturą procesu odsiarczania metodą wapniową w przypadku opisanej w pracy instalacji jest temperatura spalin około 400 K.

Proces odsiarczania spalin metodą wapniową można opisać równaniem analityczno-empirycznym, które może znaleźć zastosowanie przy projektowaniu instalacji oczyszczania gazów spalinowych w typowych węzłach technologicznych spalarni odpadów komunalnych.

Badania laboratoryjne z zastosowaniem zaproponowanej instalacji powinny być kontynuowane w zakresie możliwości zmian parametrów charakteryzujących roztwór absorpcyjny (na przykład gęstość, wartość pH).

Stanisław Ledakowicz • Paweł Stolarek • Jadwiga Sójka-Ledakowicz

TECHNOLOGIA ODZYSKU WODY I CIEPŁA ZE ŚCIEKÓW WŁÓKIENNICZYCH

Stanisław Ledakowicz, prof. dr hab. inż. – Politechnika Łódzka
Paweł Stolarek, dr inż. – Politechnika Łódzka
Jadwiga Sójka-Ledakowicz, dr inż., prof. nadzw. – Instytut Włókiennictwa w Łodzi

adres korespondencyjny:
Wydział Inżynierii Procesowej i Ochrony Środowiska
Katedra Inżynierii Bioprocesowej
ul. Wólczańska 213, 90-924 Łódź
e-mail: stanleda@p.lodz.pl; pawel.stolarek@p.lodz.pl

TECHNOLOGY OF WATER AND ENERGY RECOVERY FROM TEXTILE WASTEWATER

SUMMARY: A new technology of water and energy recovery was implemented in one of Polish textile company, where textile wastewater was treated by coagulation and precipitation. The crude, hot wastewater leaving the dye-house was contacted counter-currently with fresh cold water in a tubular heat exchanger, and after physical-chemical treatment was turn back to the process in 1:1 ratio with fresh water. Due to closing the water circuit and heat recovery form hot crude dying wastewater the energy saving was in the range of 2500 MWh/y.

KEY WORDS: textile wastewater, closed circuit of water, heat recovery

Wstęp

Pomimo ciągłego rozwoju technologii włókienniczych, stosowanych maszyn i urządzeń przemysł tekstylny wciąż stanowi poważne obciążenie dla środowiska, głównie pod względem generowanych ścieków. Nie bez przyczyny polskie ustawodawstwo definiuje przemysł włókienniczy jako wodochłonny. W ostatnich latach jednym z ważniejszych kierunków postępu techniczno-technologicznego w przemyśle włókienniczym jest dążenie do zmniejszenia wodochłonności energochłonności poszczególnych operacji produkcyjnych, szczególnie zaś operacji wykończalniczych. Jednostkowe zużycie wody w procesie chemicznej obróbki wyrobów włókienniczych uwarunkowane jest wieloma czynnikami. Zużycie energii niezbędnej do wytworzenia jednostki masy wyrobu włókienniczego, podobnie jak w przypadku wody, zależy od rodzaju wyrobu, przyjętej technologii jego wytworzenia oraz zastosowanych maszyn i urządzeń do realizacji tej technologii. Przykładowo, średnia farbiarnia pracująca w systemie ciągłym produkuje 2400–5200 m^3 ścieków/dobę. Zużycie wody w krajowym przemyśle włókienniczym mieści się w granicach od 150 do 450 dm^3/kg wyrobu, a zużycie energii zawiera się od 7 do 48 kWh/kg wyrobu. Przyjmuje się, że technologicznie uzasadniony poziom jednostkowego zużycia wody nie powinien przekraczać 250 dm^3/kg wyrobu.

W krajach wysoko rozwiniętych stosuje się obiegi zamknięte wody oraz instalacje odzysku ciepła. Aby było możliwe wtórne wykorzystanie wody technologicznej, stosowane metody oczyszczania ścieków muszą gwarantować usunięcie z wody niemal całkowitej masy organicznej i związków, które mogą powodować zakłócenia w procesach, w których oczyszczona woda ma być ponownie wykorzystana. Do oczyszczania ścieków w obiegach zamkniętych stosowane są głównie metody fizykochemiczne, takie jak strącanie chemiczne, sorpcja, filtracja membranowa. Droższa, nowocześniejsza technologia oczyszczania ścieków, taka jak nanofiltracja czy odwrócona osmoza, pozwala na skuteczniejsze ich oczyszczenie. Zaletą tych metod jest to, że po procesie oczyszczania w ściekach nie pozostają półprodukty rozkładu zanieczyszczeń oraz dodatkowe chemikalia.

Istniejące instalacje technologiczne powinny być modernizowane w tym kierunku, aby możliwe było uzyskanie poziomów zalecanych w BAT, który jest zgodny z dyrektywą Rady Unii Europejskiej 96/61 z 1996 roku, dotyczącą zintegrowanego systemu kontroli zapobiegania zanieczyszczeniom. Zalecenia BAT związane z gospodarką wodną i energetyczną w zakładach włókienniczych obejmują rozdzielanie ciepłych i zimnych strumieni ścieków w celu odzyskania ciepła, instalowanie urządzeń do odzyskiwania ciepła, stosowanie obiegów zamkniętych wody technologicznej w połączeniu z technikami oczyszczania ścieków.

W jednym z zakładów włókienniczych pracowała przyzakładowa oczyszczalnia ścieków pobarwiarskich stosująca technologię oczyszczania ścieków poprzez koagulację i strącanie. Metoda ta umożliwia obniżenie wskaźników zanieczysz-

czeń do bezpiecznych poziomów, które pozwalają na ponowne ich wykorzystanie w procesach barwienia. Niestety, podczyszczone ścieki kierowane były do miejskiej oczyszczalni ścieków, gdyż nie było instalacji obiegu zamkniętego wody. Nie było także instalacji odzysku ciepła ze ścieków pobarwiarskich. Nadrzędnym celem naszego projektu było opracowanie technologii odzysku wody i ciepła ze ścieków wykończalniczych oraz technologii barwienia tkanin z wykorzystaniem mediów pochodzących z prototypowego, zintegrowanego systemu obiegu zamkniętego. Cel ten był realizowany poprzez wnikliwą analizę podczyszczonych ścieków w aspekcie wpływu pozostałego ładunku zanieczyszczeń na jakość wybarwień tkanin, wyrażoną zgodnością barwy z zadanym wzorcem oraz opornościami na pranie, tarcie i pot. Dokonana została porównawcza ocena jakości wybarwień tkanin dla prób barwionych tradycyjnie oraz przy wykorzystaniu wody z obiegu zamkniętego, która była dodawana do wody technologicznej w określonych proporcjach objętościowych. Zrealizowany założony zakres badań pozwolił na opracowanie nowego w skali kraju systemu kompleksowego odzysku wody i ciepła ze ścieków po procesach barwienia i wykończenia tkanin oraz umożliwił wdrożenie tego systemu w zakładzie.

W artykule opisano wyniki badań przemysłowych oraz przedkonkurencyjnych realizowanych w Instytucie Włókiennictwa oraz w Politechnice Łódzkiej na Wydziale Inżynierii Procesowej i Ochrony Środowiska – w zakresie projektowania i nadzoru budowy instalacji odzysku ciepła i obiegu zamkniętego wody.

Analiza zanieczyszczeń w ściekach wykończalniczych po oczyszczaniu

Ścieki pochodzące z procesów obróbki wstępnej, barwienia i wykończenia tkanin z włókien celulozowych, poliestrowych i ich mieszanek po podczyszczeniu w przyzakładowej oczyszczalni ścieków były analizowane w następujący sposób:

- chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT) wg PN-74/C-04578.03;
- stopień zabarwienia ścieków metodą spektrofotometryczną przy trzech długościach fali λ=436, 525 i 620 nm (DFZ), wg normy DIN-38404/1;
- ogólny węgiel organiczny (OWO) przy wykorzystaniu fotometru LASA 20, firmy Dr Lange;
- zawartość jonów chlorkowych (Cl^-) przy wykorzystaniu fotometru LASA 20, firmy Dr Lange;
- zawartość jonów siarczanowych (SO_4^{2-}) przy wykorzystaniu fotometru LASA 20, firmy Dr Lange;
- zawiesina ogólna, wg normy PN-72/C-04559.02;
- pH przy wykorzystaniu wielofunkcyjnego przyrządu pomiarowego CX 731, firmy ELMETRON; wg normy PN-74/C-04540;
- przewodnictwo, przy wykorzystaniu wielofunkcyjnego przyrządu pomiarowego CX 731, firmy ELMETRON; według normy PN-74/C-04542.

Tabela 1
Zestawienie wyników analiz badanych zanieczyszczeń w oczyszczonych ściekach

Numer ścieków	pH	Przew. [mS/ cm]	DFZ			Cl^- [mg/ dm^3]	SO_4^{2-} [mg/ dm^3]	ChZT [mg/ dm^3]	OWO [mg/ dm^3]	Zawies [mg/ dm^3]
			436	525	620					
1	6.3	0.822	0.074	0.038	0.024	750	110	98	34	----
2	6.2	1.015	0.168	0.109	0.064	775	118	139	37	----
3	6.2	0.718	0.071	0.035	0.026	437	118	183	50	16.0
4	6.3	0.709	0.072	0.036	0.028	418	112	182	50	16.4
5	6.2	0.710	0.160	0.090	0.065	418	887	183	52	16.4
6	6.1	0.792	0.157	0.110	0.082	482	133	182	54	12.0
7	6.0	0.744	0.077	0.043	0.027	454	131	183	48	20.8
8	6.2	0.590	0.130	0.083	0.053	496	119	145	49	6.1
9	6.3	0.557	0.148	0.087	0.050	363	115	153	51	7.6
10	6.3	0.601	0.075	0.036	0.019	391	102	154	49	3.6
11	6.0	0.652	---	---	---	398	---	185	27	8.6
12	6.5	0.845	0.225	0.151	0.106	607	84	189	54	33
13	6.2	0.766	0.078	0.044	0.025	456	97	220	58	-----
14	6.4	0.652	0.183	0.128	0.089	432	115	177	51	-----
15	6.0	0.757	0.162	0.124	0.095	517	96.6	201	----	-----
16	6.2	0.576	0.100	0.064	0.045	394	95.1	78.0	----	12.0
17	6.0	0.770	0.134	0.084	0.047	501	112	113	39.3	14.6
18	6.2	0.675	0.138	0.096	0.065	420	97.1	107		-----

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 2
Wskaźniki zanieczyszczeń wody technologicznej w zakładzie

Numer próby	pH	Przewodność właściwa [mS/cm]	Cl^- [mg/dm^3]	Twardość [°N]
1	6.0	0.122	6.6	< 3
2	6.3	0.134	6.8	< 3

Źródło: opracowanie własne.

Wyniki, wykonanych w Instytucie Włókiennictwa badań wskaźników zanieczyszczeń w ściekach po fizykochemicznym oczyszczaniu zamieszczono w tabeli 1. Na podstawie badań stężenia zanieczyszczeń można stwierdzić, że podczyszczone ścieki charakteryzują się niskim ładunkiem zanieczyszczeń, wartość pH zawiera się w granicach 6.0-6.8, przewodność właściwa nie przekroczyła wartości 1.015 mS/cm, istnieje więc zasadność ponownego zastosowania podczyszczo-

nych ścieków w procesach barwienia. Stwierdzono jednak obecność zawiesiny w podczyszczonych ściekach mogącej negatywnie wpływać na proces wybarwiania. W tabeli 2 zestawiono wskaźniki zanieczyszczeń w wodzie technologicznej stosowanej w zakładzie, pobieranej z pobliskiego potoku. Woda technologiczna, pochodząca z potoku miała kwaśny odczyn, bardzo niską przewodność właściwą, około dziesięciokrotnie niższą od przewodności podczyszczonych ścieków i posiadała znikomą zawartość jonów chlorkowych.

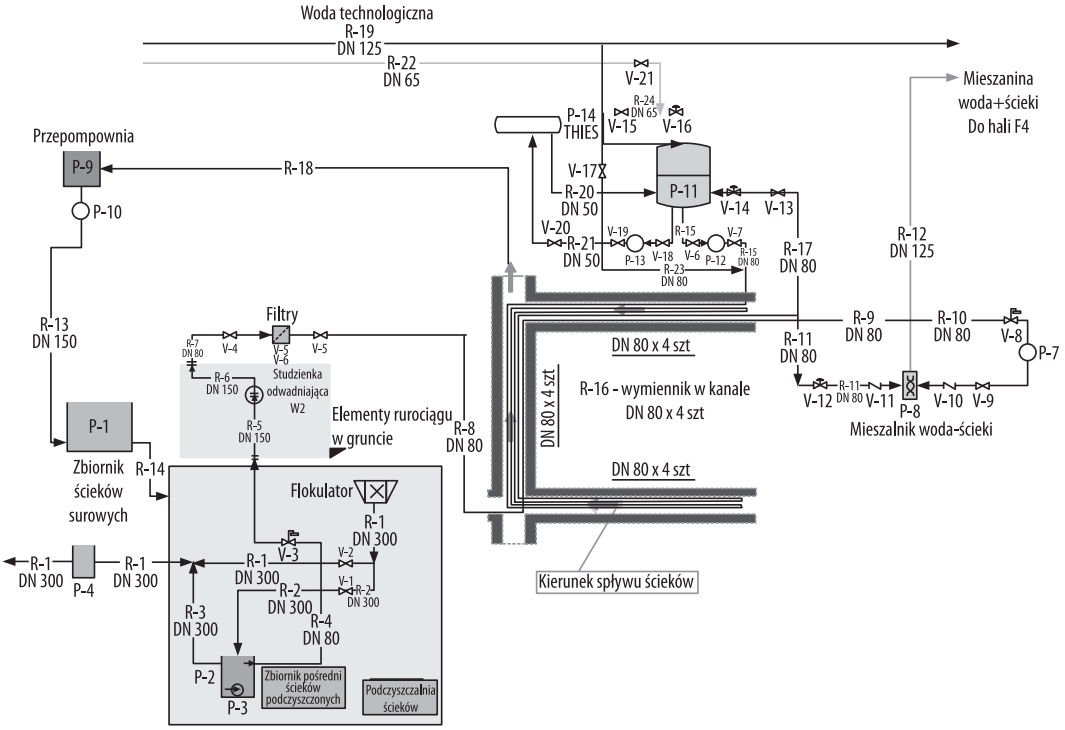
Budowa instalacji powrotu ścieków podczyszczonych

Schemat instalacji modelowej przedstawiono na rysunku 1. Po procesie oczyszczania ścieki z flokulatora P-1 kierowane były wcześniej do kanału zrzutowego (rurociąg R-1). Poprzez zamknięcie zaworu V-1 skierowano oczyszczone ścieki do zbiornika pośredniego ścieków podczyszczonych P-2 o pojemności 20 m^3. Zbiornik ten umieszczono w przystosowanym do tego celu pomieszczeniu obok oczyszczalni z możliwością opróżniania go do kanału zrzutowego rurociągiem R-3. Ścieki oczyszczone przesyłane były ze zbiornika do rurociągu przesyłowego wielostopniową pompą wirową P-3 sterowaną falownikiem. Zadaniem falownika było utrzymanie stałego ciśnienia (0,6 MPa) na wlocie do instalacji przesyłowej. Realizowane było to przez czujnik ciśnienia I-1 i układ regulacyjny falownika C-1. Następnie ścieki filtrowane były w automatycznym filtrze samoczyszczącym P-4. Zapobiegało to przedostaniu się do aparatów farbiarskich niekorzystnych w procesie barwienia zawiesin włóknistych. Czyszczenie filtru następowało okresowo automatycznie wodą technologiczną. Po filtrze ścieki kierowane były rurociągiem R-4, biegnącym w hali oczyszczalni, do budynków fabrycznych. W budynkach fabrycznych rurociąg R-6 prowadzony był w podpiwniczeniu, stykając się z rurociągiem ścieków surowych, co też pozwalało odzyskać część ciepła poprzez przewodzenie od ścianki rurociągu transportującego gorące surowe ścieki do oczyszczalni. W najwyższych punktach rurociągu przesyłowego zainstalowano zawory odpowietrzające V-4 i V-5. Rurociąg wyprowadzony był z podpiwniczenia do hali, w której umieszczono zasobnik ciepła i mieszalnik P-5 (rurociąg R-7). Tu poprzez zawór odcinający V-6, regulacyjny V-7 i zwrotny V-8 dostarczana była do mieszalnika woda technologiczna i ścieki oczyszczone. Zadaniem zaworu zwrotnego jest zapobieganie przedostania się wstecznego wody technologicznej do instalacji ścieków oczyszczonych. Łączna długość rurociągów doprowadzających ścieki oczyszczone do mieszalnika wynosiła 220 m.

Proces wymiany ciepła w systemie zamkniętego obiegu wody

Opracowano trzy koncepcje odzysku ciepła ze ścieków barwiarskich. We wszystkich wariantach założono, że ciepło odzyskiwane ze ścieków będzie wykorzystane do ogrzania zimnej wody pobieranej z potoku. Ze względu na niż-

Rysunek 1
Schemat instalacji odzysku wody i ciepła ze ścieków włókienniczych



Źródło: opracowanie własne.

szą temperaturę tej wody niż ścieków podczyszczonych takie rozwiązanie było korzystniejsze z punktu widzenia ruchu ciepła i gwarantowało większy odzysk ciepła (dzięki większej różnicy temperatur). Podgrzana woda była następnie mieszana z oczyszczonymi ściekami. Z uwagi na zmienną temperaturę ścieków w szerokim zakresie (20-45ºC) ścieki miały być kierowane do zbiornika spełniającego rolę zasobnika o pojemności 12 m^3. Mieszanie strumieni ścieków oczyszczonych i wody świeżej z potoku odbywało się przy zastosowaniu mieszadeł statycznych. Woda świeża była dostarczana z istniejącej instalacji przemysłowej, a oczyszczone ścieki z oczyszczalni podawane za pomocą pompy. Instalację wyposażono w niezbędne elementy pozwalające na sprawdzenie jej działania przy sterowaniu ręcznym. Pozwoliło to na sprawdzenie procesu wybarwień przy użyciu mieszaniny woda-ścieki w proporcji 50:50 na wybranych barwiarkach.

Docelowo w instalacji przewidziane było sterowanie i regulacja automatyczna z wykorzystaniem komputera i łączy internetowych, co umożliwiło optymalizację pracy całego układu. Instalację odzysku ciepła zaopatrzono w sterownik wyłączający pompy cyrkulacyjne w przypadku spadku temperatury ścieków poniżej temperatury wody w zasobniku ciepła. Najważniejszym parametrem, istotnym z punktu widzenia procesów barwiarskich, było mieszanie wody i ścieków

oczyszczonych w określonych proporcjach. Mieszanie tych dwóch strumieni odbywało się w mieszalniku P-5, w którym umieszczono mieszadła statyczne. Do ustawienia odpowiednich proporcji woda-ścieki podczyszczone wykorzystywano zawory V-7 (ścieki) i V-10 (woda). Proporcje te ustalano początkowo na podstawie wskazań przepływomierzy I-5 (ścieki) I-6 (woda). Ręczne ustalenie tego parametru na podstawie tych wskazań było jednak uciążliwe, dlatego sprawdzono możliwość zastosowania przewodności jako parametru do oceny proporcji mieszania ścieki podczyszczone – woda. Ponieważ przewodność właściwa ścieków podczyszczonych jest prawie dziesięciokrotnie wyższa niż przewodność właściwa wody technologicznej, parametr ten nadawał się do zastosowania jako kryterium do oceny proporcji zmieszania ścieków z wodą. Ocenę stopnia zmieszania wody technologicznej i ścieków uzyskaną na podstawie przewodności zweryfikowano ze wskazaniami uzyskanymi z przepływomierzy zainstalowanych na rurociągu ścieków podczyszczonych, wody technologicznej i mieszaniny woda – podczyszczone ścieki. Stwierdzono poprawność mieszania strumieni woda – ścieki podczyszczone w wymaganym zakresie stężeń. Została dokonana także ocena parametrów ścieków po wstępnym oczyszczeniu w Zakładowej Oczyszczalni Ścieków. Celem badań było sprawdzenie skuteczności działania zainstalowanych filtrów w modelowej instalacji odzysku wody. Ścieki z zakładowej oczyszczalni były przepompowywane do zbiornika o pojemności 20 m^3. Filtry samoczyszczące umieszczone zostały za zbiornikiem. Wyniki badań parametrów podczyszczonych ścieków przed oraz po filtracji zamieszczono w tabeli 3, natomiast parametry wody technologicznej w tabeli 4. Z przedstawionych danych wynika, że zainstalowane filtry spowodowały czterokrotne zmniejszenie zawartości zawiesiny w podczyszczonych ściekach, jednocześnie nie powodując zmian pozostałych parametrów. Wpłynęło to w dużym stopniu korzystnie na jakość wykonanych wybarwień tkanin przy wykorzystaniu do procesu barwienia podczyszczonych ścieków.

Tabela 3
Wyniki pomiarów parametrów oczyszczonych ścieków

Parametr	Jednostka	Podczyszczone ścieki przed filtracją	Podczyszczone ścieki po filtracji
Liczba progowa barwy	-	5	-
ChZT	[mgO_2/dm^3]	73,2	72,1
Chlorki	[mg/dm^3]	484	480
Zawiesiny	[mg/dm^3]	**16**	**4**
pH	-	6,2	5,8
Temperatura	[^oC]	27,8	27,0
Przewodność właściwa	[µS/cm]	1200	1090
Twardość	[^{o}niem]	2	2

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 4
Wyniki pomiarów parametrów wody technologicznej

Parametr	Jednostka	Wartość
Zawiesiny	[mg/dm^3]	2
pH	-	6,5
Temperatura	[^{o}C]	14,2
Przewodność właściwa	[µS/cm]	146
Twardość	[^{o}niem]	2

Źródło: opracowanie własne.

Instalacja odzysku ciepła ze ścieków surowych

Instalacja odzysku ciepła ze ścieków składała się z dwóch rurowych wymienników ciepła W-1 i W-2, pomp cyrkulacyjnych P-7 i P-8 i zasobnika ciepła P-6 o pojemności 10 m^3. Każdy z wymienników ciepła zbudowany był z pęku 4 rur ze stali kwasoodpornej o średnicy DN80. Rury każdego z wymienników połączone były szeregowo i umieszczone w kanałach w dwóch warstwach. Powierzchnia wymiennika W1 wynosiła 16,77 m^2, a wymiennika W2 18,51 m^2. Wymienniki podłączone były równolegle w pętli cyrkulacyjnej. Kanały spustowe miały szerokość 0,5 m i głębokość 0,5÷1 m. Na końcu kanałów umieszczone zostały przegrody spiętrzające, dzięki czemu wymienniki zalane były gorącymi ściekami spływającymi z barwiarek umieszczonych na hali F-4.

Instalacja zasilana była zimną wodą technologiczną (pobieraną z potoku) rurociągiem R-11. Zawór zwrotny V-12 uniemożliwiał przedostanie się wody zimnej do zasobnika ciepła P-6 i kierował ją do rurociągu R-13. W pobliżu kanałów rurociąg rozgałęział się na dwie równoległe nitki R-14 i R-16, gdzie pompami cyrkulacyjnymi P-7 i P-8 woda kierowana była na wymienniki ciepła. Podgrzana woda z wymienników ciepła dostarczana była równoległymi rurociągami R-15 i R-17 do rurociągu powrotnego wody ciepłej R-18, którym dopływała do zasobnika ciepła w około 1/3 jego wysokości. W przypadku, kiedy woda nie był pobierana do instalacji lub kiedy jej pobór był mniejszy niż wydajność pomp cyrkulacyjnych, woda cyrkulowała w obiegu zamkniętym, podwyższając temperaturę w zasobniku.

Wyniki badań przemysłowej instalacji odzysku ciepła

Czynnikami wpływającymi na efektywność odzysku ciepła były:
- temperatura ścieków w kanałach;
- pobór wody technologicznej;
- wydajność pomp recyrkulacyjnych;
- różnica temperatur wody i ścieków.

Ponieważ czynniki te zmieniały się w czasie, pomiary chwilowe przeprowadzone w ciągu jednej zmiany mogły dać jedynie wartości szacunkowe. Procesowa ocena efektywności odzysku ciepła była możliwa dopiero po zainstalowaniu sprawnego licznika ciepła.

Podczas pracy instalacji odzysku ciepła mierzono następujące parametry:

- temperaturę wody w zasobniku ciepła (I-14);
- średnią temperaturę ścieków w kanałach, w których umieszczono wymienniki ciepła W1 i W2 (czujniki I-12, I-13), i wyrywkowo temperaturę na wlocie i wylocie z kanału;
- temperaturę na wlocie i wylocie z wymienników przy kanale;
- objętościowe natężenie przepływu wody cyrkulującej w całym układzie i w obu gałęziach wymiennika W1 i W2.

Na rysunku 2 przedstawiono zmiany temperatury ścieków w kanałach i zasobniku ciepła w czasie kilku godzin pracy instalacji. W tym okresie prawie cały czas instalacja pracowała na pełnej cyrkulacji, czyli w warunkach niekorzystnych z punktu odzysku ciepła. Najwyższa odnotowana temperatura wlotowa ścieków zrzucanych do kanału wynosiła 83°C (godz. 16.10 w kanale 1). Jednak średnie temperatury w kanale były niższe, i jak wynika z rysunku 2, były rzędu 40°C.

Pomierzone wydajności pomp cyrkulacyjnych (sprawdzanych pojedynczo) wynosiły odpowiednio: P1 – 16,5 m^3/h; P2 – 5,8 m^3/h. Oznacza to, że układ wymiennika W2 pracował z gorszą wydajnością. Spowodowane to było tym, że obieg wymiennika W2 był około 33 m dłuższy niż W1. Należało zatem zaopatrzyć układ wymiennika W2 w pompę o większej wydajności albo zastosować jedną pompę cyrkulacyjną dla obu układów i zaworami regulować wydajność obu układów w zależności od temperatury ścieków w kanałach.

Na podstawie jedynie pomiarów chwilowych oszacowano ilość odzyskanego ciepła ze ścieków. Przyjmując czas pracy instalacji 200 dni w roku, szacowany odzysk ciepła wyniesie:

$$Z = (Q_1 + Q_2) \cdot 200 \cdot 24 \cdot 3600 = 2{,}6 \cdot 10^3 \text{ GJ/rok.}$$

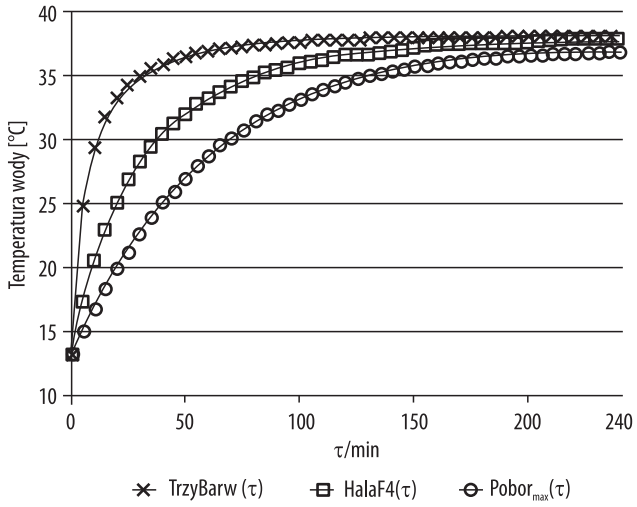
Na podstawie następujących rzeczywistych danych procesowych:

- średnia temperatura ścieków w kanałach K1-38,3°C i K2-39,3°C;
- powierzchnia wymiany ciepła wymienników W1 A_1=16,77 m^2 i W2 A_2=18,51 m^2;
- natężenie cyrkulacji wody w obwodzie wymiennika W1 U_1=16,6 m^3/h i W2 U_2= 5,7 m^3/h;
- dla temperatury wlotowej wody technologicznej do układu odzysku ciepła t_{wody}=13°C wyliczono zmiany temperatury w zasobniku ciepła w czasie dla trzech wielkości poboru wody – do trzech barwiarek (2,8 m^3/h), do całej hali F-4 (12,2 m^3/h), i dla maksymalnego poboru wody w zakładzie (30 m^3/h). Wyniki przedstawiono na wykresie (rysunek 3).

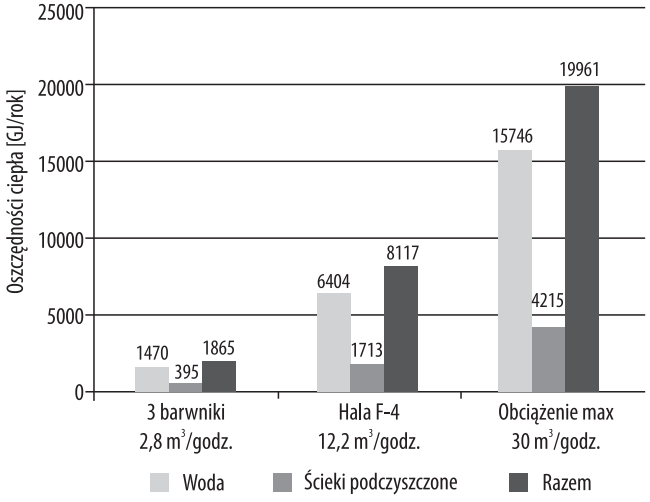
Na podstawie obliczeń z uwzględnieniem danych procesowych oszacowano oszczędności ciepła wynikające z:

- odzysku ciepła przez wodę technologiczną od ścieków zrzutowych w kanałach;

Rysunek 3
Obliczeniowa temperatura wody z zasobniku ciepła (bez uwzględnienia strat) w funkcji czasu dla podanych wcześniej warunków technologicznych



Rysunek 4
Szacunkowy odzysk ciepła dla różnego poboru wody i ścieków



Źródło: opracowanie własne.

- odzysku ciepła niesionego ze ściekami podczyszczonymi na skutek ich ogrzania do temperatury około 20°C poprzez kontakt rurociągu ścieków podczyszczonych z rurociągiem powrotnym ścieków surowych.

Rezultaty obliczeń przedstawiono na rysunku 4. Poprawnie działający licznik ciepła pozwolił scałkować wszystkie chwilowe wartości strumieni ciepła w wyniku podgrzewania wody technologicznej ciepłem zrzucanych do kanałów surowych, gorących ścieków i zweryfikować te szacunkowe obliczenia. Celem uzyskania lepszego odzysku ciepła należało dodatkowo zaizolować rurociągi przesyłowe między wymiennikami ciepła a zasobnikiem (długości kilkudziesięciu metrów) i usprawnić obieg wymiennika W2 (zastosować pompę o większej wydajności). Lepsze warunki odzysku ciepła zapewnił również sprawnie działający system regulacji automatycznej.

Podsumowanie wyników badań

Wykonane badania stężeń zanieczyszczeń w podczyszczonych ściekach potwierdziły zasadność ponownego ich wykorzystania w procesach obróbki wstępnej i barwienia po usunięciu obecnej w nich zawiesiny. Obecna w ściekach zawiesina powodowała znaczne pogorszenie jakości uzyskiwanych wybarwień w porównaniu z próbami barwionymi w wodzie technologicznej. Z tego powodu ścieki, które były kierowane do obiegu zamkniętego, były poddawane procesowi filtracji.

Wykonane badania jakości wybarwień tkanin wykazały, że założony wstępnie w projekcie 60% udział podczyszczonych ścieków w kąpielach barwiarskich pozwalał na uzyskanie wybarwień analizowanych tkanin o jakości porównywalnej do tkanin barwionych w wodzie technologicznej w przypadku jednokrotnego zawrócenia podczyszczonych ścieków.

Na podstawie wykonanych projektów procesowych oraz projektu wykonawczo-budowlanego zbudowano instalacje obiegu zamkniętego. Instalacja odzysku wody i ciepła składała się z instalacji powrotu ścieków oczyszczonych w celu ponownego ich wykorzystania w procesach barwiarskich oraz instalacji odzysku ciepła ze gorących ścieków surowych. Instalacja przesyłowa ścieków składa się z następujących głównych elementów: zbiornika akumulacyjnego, rurociągu, filtru ścieków oczyszczonych, pomp, zaworów, sterowników i układu automatycznej regulacji mieszania wody technologicznej z wodą odzyskaną z oczyszczalni przyzakładowej. Głównymi elementami zbudowanej instalacji odzysku ciepła ze ścieków po barwieniu były dwa przeponowe wymienniki ciepła umieszczone w kanałach spustowych ścieków surowych. Wymienniki ciepła współpracowały z zasobnikiem ciepła. W skład instalacji wchodziły ponadto dwie pompy obiegowe, które zasilały zasobnik ciepła.

Wyniki odporności wybarwień uzyskanych w badaniach przedkonkurencyjnych, przy wykorzystaniu mieszaniny wody technologicznej i wody z instalacji obiegu zamkniętego, wskazują, że nie uległy one pogorszeniu w stosunku do wzorca zakładowego. Był to jeden z dwóch podstawowych parametrów wdrożenia w realizowanym projekcie.

Ponowne, wielokrotne wykorzystanie tych samych podczyszczonych ścieków mogło spowodować zatężenie (akumulację) zanieczyszczeń, wpływając nie-

korzystnie na jakość wybarwień. Z tego powodu zdecydowano się zmniejszyć udział wody z instalacji zamkniętego obiegu do 50%. Przy zastosowaniu w stosunku 50:50 mieszaniny wody technologicznej i wody z instalacji uzyskano drugi założony parametr wdrożenia, czyli wartość parametru *Color Strength* pomiędzy 95–105% w stosunku do wybarwienia wzorcowego wybarwionego przy użyciu tylko wody technologicznej.

Na podstawie wskazań miernika ciepła za okres czterech miesięcy obliczono osiągnięte oszczędności z tytułu zarówno zmniejszenia poboru wody, jak i odzysku ciepła. Zakład zaoszczędził około 45 000 PLN przez okres czterech miesięcy. Można szacować, że przy poborze wody 10 m^3/h oszczędności powinny wynosić około 120 000 PLN/rok, natomiast przy poborze wody 30 m^3/h oszczędności będą trzy razy większe, to znaczy około 360 000 PLN/rok.

Wnioski

W ramach badań przemysłowych i przedkonkurencyjnych opracowano unikalną w skali kraju, technologię odzysku wody i ciepła ze ścieków wykończalniczych.

Opracowano technologię barwienia tkanin z włókien celulozowych i syntetycznych z wykorzystaniem wody pochodzącej z prototypowego, zintegrowanego systemu obiegu zamkniętego.

Uzyskano następujący poziom podstawowych parametrów wdrożenia:

- dokonana porównawcza ocena jakości wybarwień tkanin barwionych tradycyjnie oraz przy wykorzystaniu wody z obiegu zamkniętego wykazała, że względna intensywność wybarwień mieści się w założonych w projekcie granicach 95-105%;
- został zachowany poziom odporności wybarwień na pranie, tarcie i pot tkanin barwionych według opracowanej technologii;
- pobór wody ze środowiska dla procesów wykończalniczych po wdrożeniu nowej technologii odzysku wody wynosi 40%;
- oszczędność zużycia energii cieplnej na podgrzewanie kąpieli barwiarskich po zainstalowaniu wymiennika ciepła wynosi 2 500 MWh/rok.

Katarzyna Ignatowicz • Joanna Kazimierowicz
Joanna Struk-Sokołowska

OCENA USUWANIA ZWIĄZKÓW WĘGLA, AZOTU I FOSFORU W KOMUNALNEJ OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW W SOKÓŁCE

Katarzyna Ignatowicz, dr inż. – Politechnika Białostocka
Joanna Struk-Sokołowska, mgr inż. – Politechnika Białostocka
Joanna Kazimierowicz, mgr 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; j.struk@pb.edu.pl

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
Katedra Systemów Inżynierii Środowiska
ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok
e-mail: j.kazimierowicz@pb.edu.pl

ASSESSMENT OF THE REMOVAL OF CARBON, NITROGEN AND PHOSPHORUS IN MUNICIPAL WASTEWATER TREATMENT PLANTS IN SOKOŁKA

SUMMARY: The aim of this study was to show changes in concentrations of organic compounds, nitrogen and phosphorus in wastewater by using activated sludge technology in sequential SBR reactors. Made of raw sewage samples, after mechanical treatment, the dephosphatation, while ¼, ½, ¾, and after complete nitrification, denitrification, and the effluent. Profiles plotted compounds of C, N and P. It has been shown that the sewage treatment plant in Sokółka and increased effects integrated removing the above-mentioned compounds.

KEY WORDS: wastewater treatment, carbon removal, nitrogen removal, phosphorus removal, municipal sewage treatment plant

Wstęp

W sytuacji postępującej eutrofizacji wód w wielu krajach zauważalna staje się tendencja do zmiany filozofii podejścia do ich ochrony. Konieczność spełnienia obowiązujących wymagań odnośnie do jakości ścieków oczyszczonych skłania do poszukiwania sposobów intensyfikacji usuwania związków biogennych. W celu zapewnienia żądanego obniżenia stężenia związków biogennych obecnie stosowane są biologiczne metody usuwania azotu oraz biologiczne i chemiczne metody usuwania fosforu[1]. Istnieje wiele odmiennych rozwiązań technologicznych, dostosowanych do wymagań dotyczących jakości oczyszczonych ścieków, w zależności od rodzaju oczyszczanych ścieków, jak i wielkości oczyszczalni[2]. Stosuje się zarówno układy zapewniające nitryfikację, układy do pełnego usuwania azotu (denitryfikacja) oraz układy usuwające fosfor, jak również systemy powodujące łączne usuwanie związków biogennych[3]. Zastosowanie zintegrowanych układów do usuwania związków biogennych wprowadziło istotne zmiany w projektowaniu i eksploatacji oczyszczalni[4]. Obecnie wykorzystywanych jest wiele systemów, zróżnicowanych pod względem sposobu uszeregowania reaktorów, ich warunków hydraulicznych, sposobów prowadzenia recyrkulacji zewnętrznej i wewnętrznej, a także stosowania dodatkowych procesów chemicznych[5].

Stosowanie systemów SBR umożliwia jednoczesną nitryfikację i denitryfikację w obrębie trwania jednego cyklu poprzez proste regulowanie intensywności

[1] J. Bever i in., *Zaawansowane metody oczyszczania ścieków*, Projprzem-Eko, Bydgoszcz 1997; Z. Dymaczewski, J. Oleszkiewicz, M. Sozański, *Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków*, Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, Poznań 1997; W. Gujer, J. Kappeler, *Modeling Population Dynamics in Activated Sludge Systems*, „Water Science and Technology" 1992 nr 25(2), s. 93-103; M. Henze i in, *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d, and ASM3. IWA,* Scientific and Technical Report n 9, IWA Publishing, London 2000.

[2] J. Struk-Sokołowska, *Wpływ modernizacji oczyszczalni ścieków na frakcje ChZT oraz sprawność procesu oczyszczania*, „Gaz, Woda i Technika Sanitarna" 2012 nr 6, s. 273-276; J. Struk-Sokołowska, *Wpływ ścieków mleczarskich na frakcje ChZT ścieków komunalnych*, „Inżynieria Ekologiczna" 2011 nr 24, s. 130-144.

[3] K. Ignatowicz, Ł. Nowicki, M. Puchlik, *Profil zmian stężenia związków węgla, azotu i fosforu w oczyszczalni ścieków komunalnych w Nowej Wsi Ełckiej*, „Inżynieria Ekologiczna" 2011 nr 24, s. 52-63; E. Kalinowska, G. Bonar, J. Duma, *Zasady i praktyka oczyszczania ścieków*, Wyd. LEMTECH Konsulting, Kraków 2005; M.C. Wentzel i in., *Heterotroph anoxic yield in anoxic aerobic activated sludge systems treating municipal wastewater*, „Water Research" 2003 nr 37, s. 2435-2441.

[4] W. Gujer, J. Kappeler, *Modeling Population...,* op. cit.; M. Henze i in, *Activated Sludge Models ASM1...,* op. cit.; K. Ignatowicz, Ł. Nowicki, *Profil zmian...*, op. cit.; J. Kapper, W. Gujer, *Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and Characterization of wastewater for activated sludge modeling*, „Water Science and Technology" 1992 nr 25(6), s. 125-139.

[5] J.L. Barnard, *Biologiczne usuwanie fosforu. Usuwanie związków biogennych ze ścieków*, Materiały Międzynarodowej Konferencji Naukowo Technicznej, Kraków 1997; J. Kurbiel, J. Bernacka, *Projektowanie systemów oczyszczania ścieków integrujących usuwanie C, N, P. Postęp techniczny w dziedzinie oczyszczania ścieków*, XXVIII Konferencja Naukowo-Techniczna, Katowice 1992.

napowietrzania[6]. Ostateczny efekt oczyszczania ścieków w reaktorze SBR uzależniony jest od liczby, kolejności, a także czasu trwania etapów procesu, które powinny być dostosowane do składu ścieków surowych. W dużym stopniu efekt usuwania fosforu zależy także od osiąganych efektów usuwania azotu. Systemy, w których odpływie uzyskuje się stężenie azotu azotanowego poniżej 5 g N/m^3, charakteryzują się zazwyczaj uzyskiwaniem stężenia fosforu poniżej 1 g P/m^3.[7]

Wykonane badania miały na celu ocenę usuwania związków węgla, azotu i fosforu. W tym celu wykreślono profile zmian stężeń związków C, N i P w komunalnej oczyszczalni ścieków w Sokółce, działającej w oparciu o sekwencyjne biologiczne reaktory – SBR. Kontrola zmian liczby związków po kolejnych procesach oczyszczania umożliwia kontrolę pracy oczyszczalni, w tym identyfikację ewentualnych nieprawidłowości oraz sposób ich usunięcia.

Materiały i metody

Teren badań

Badania prowadzone były w mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków w Sokółce. Oczyszczalnia pracuje w technologii osadu czynnego w reaktorach sekwencyjnych SBR o przepustowości 6000 m^3/d [8]. W latach 2010 – 2011 przeprowadzona została modernizacja tej oczyszczalni, w wyniku której technologia nie uległa zbyt dużym zmianom, natomiast nadmiernie wyeksploatowane urządzenia zostały zastąpione urządzeniami o dużo lepszych parametrach. Schemat technologiczny oczyszczalni przedstawiono na rysunku 1.

Ścieki dopływające do oczyszczalni siecią kanalizacyjną (grawitacyjnie oraz za pomocą sześciu przepompowni), a także dowożone taborem asenizacyjnym, kierowane są do stacji mechanicznego oczyszczania wyposażonej w dwa urządzenia typu Rotomat Ro5, wyposażone w sito bębnowe zintegrowane z płuczką skratek do zatrzymywania i odwadniania skratek, współpracujące z przenośnikiem ślimakowym, piaskownik napowietrzany do separacji łatwo opadających zawiesin mineralnych, wyposażony w zgarniacz i przenośnik ślimakowy, jak również w separator tłuszczów i olejów w postaci bocznych rynien. Po mechanicznym oczyszczaniu ścieki trafiają do przepompowni głównej, a stąd za pomocą zespołu trzech pomp w ustawieniu suchym do zbiornika retencyjnego, przeznaczonego do uśredniania ścieków, z przepompownią strefową wyposażoną

[6] I. Bartkowska, L. Dzienis, D. Wawrentowicz, *Efektywność pracy oczyszczalni ścieków w Hajnówce i propozycja jej modernizacji*, „Inżynieria Ekologiczna" 2011 nr 24, s. 226-235; I. Bartkowska, L. Dzienis, *Jednozbiornikowe oczyszczalnie ścieków*, VIII Ogólnopolska Konferencja Naukowo – Techniczna „Problemy gospodarki wodno-ściekowej w regionach rolniczo-przemysłowych", Politechnika Białostocka, Wigry 1995.

[7] K. Miksch, J. Sikora, *Biotechnologia ścieków*, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa 2010.

[8] K. Ignatowicz, K. Garlicka, T. Breńko, *Wpływ kompostowania osadów ściekowych na zawartość wybranych metali i ich frakcji*, „Inżynieria Ekologiczna" 2011 nr 25, s. 231-241.

w dwie pompy zatapialne oraz dwa mieszadła hiperboloidalne, które umożliwiają mieszanie i napowietrzanie ścieków. Do części biologicznej, składającej się z czterech reaktorów SBR, kierowane są ścieki już uśrednione i napowietrzone. Każdy reaktor wyposażony jest w mieszadło hiperboloidalne z rusztem napowietrzającym, do którego powietrze doprowadzane jest za pomocą dmuchawy. W układzie występują więc cztery dmuchawy, umieszczone w hali dmuchaw. Oczyszczanie ścieków zachodzi w układzie cyklicznym. Pierwszy etap stanowi napełnianie komory ściekami, czyli doprowadzenie zanieczyszczeń do reaktora, w którym znajduje się pewna objętość zagęszczonego osadu czynnego wraz z oczyszczonymi ściekami, które pozostały z poprzedniego cyklu pracy. Czas napełniania stanowi 25% całkowitego czasu cyklu pracy. W czasie napełniania objętość zawartości komory zwiększa się z 25 do 100%. Kolejnym etapem jest napowietrzanie, w którym zachodzą podstawowe procesy rozkładu związków organicznych. Napowietrzanie stanowi 35% czasu jednego cyklu pracy. Następnie zachodzi oddzielanie osadu czynnego od oczyszczonych ścieków, czyli klarowanie, co pozwala na dekantację, czyli odprowadzanie oczyszczonych ścieków poprzez zainstalowany dekanter przegubowy. Czas odprowadzania ścieków stanowi od 5 do 30% całego cyklu, a mianowicie od 15 minut do 2 godzin. Ostatnim etapem cyklu jest przestój komory, w czasie którego nastąpi odprowadzanie osadu nadmiernego.

Metody badań

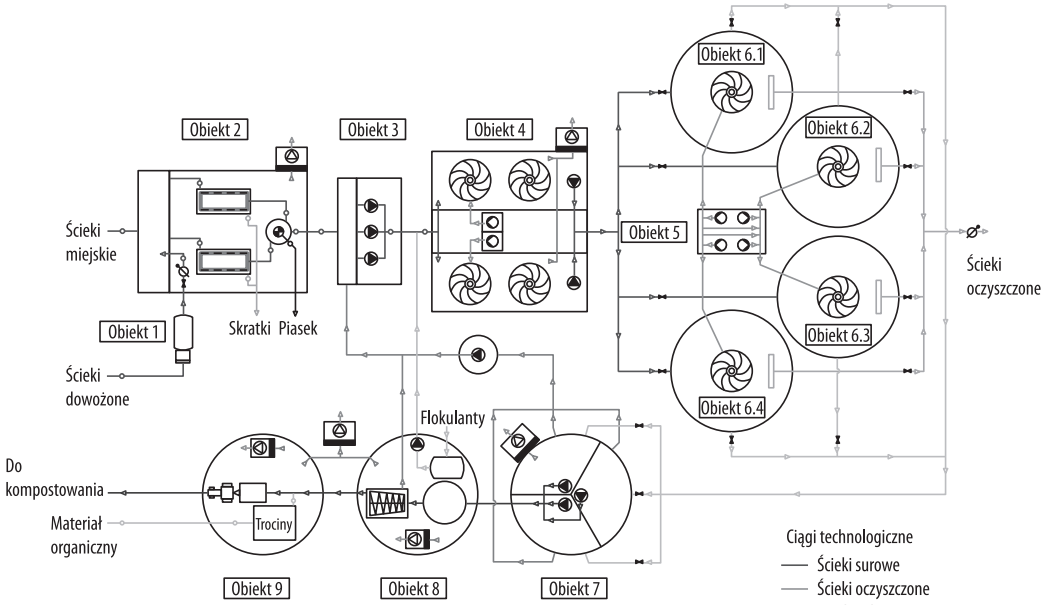
W celu dokonania oceny usuwania związków C, N i P w komunalnej oczyszczalni ścieków w Sokółce wykonano sześć serii badawczych. Próbki pobrano podczas kolejno zachodzących etapów oczyszczania ścieków (tabela 1).

Tabela 1
Punkty poboru próbek

Punkt poboru	Etap oczyszczania	Zachodzący proces oczyszczania
1	dopływ ścieków	ścieki surowe
2	napowietrzanie + mieszanie	mechaniczne oczyszczanie
3	mieszanie	defosfatacja
4	napowietrzanie + mieszanie	nitryfikacja 1/4
5	napowietrzanie + mieszanie	nitryfikacja 1/2
6	napowietrzanie + mieszanie	nitryfikacja 3/4
7	napowietrzanie + mieszanie	nitryfikacja
8	mieszanie	denitryfikacja
9	odpływ ścieków oczyszczonych	ścieki oczyszczone

Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 1
Schemat technologiczny oczyszczalni ścieków w Sokółce



Legenda
Obiekt 1 punkt zlewny nieczystości płynnych
Obiekt 2 mechanicznego oczyszczania ścieków
Obiekt 3 przepompownia główna
Obiekt 4 zbiornik retencyjny z przepompownią strefową
Obiekt 5 stacja dmuchaw ze sterownią
Obiekt 6 sekwencyjne reaktory biologiczne SBR
Obiekt 7 grawitacyjny zagęszczacz osadu
Obiekt 8 stacja mechanicznego odwadniania osadu ze stacją dozowania PIX
Obiekt 9 budynek przygotowania kompostu

Źródło: Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji w Sokółce: Ścieki www.mpwiksokolka.euroadres.pl [11-12-2012].

W pobranych próbkach ścieków wykonano następujące oznaczenia ogólne:
- zawiesina ogólna (metodą wagową według: PN-EN 872:2007);
- temperatura ścieków (metodą bezpośredniego odczytu);
- przewodność właściwa (metodą konduktometryczną według: PN-EN 27888:1999);
- pH (metodą potencjometryczną według: PN-90/C-04540/01);
- potencjał redox (metodą elektrochemiczną);
- tlen rozpuszczony (metodą elektrochemiczną – odczyt z sond tlenowych zainstalowanych na SBR).

Oznaczono także związki węgla:
- BZT_5 (metodą manometryczną przy użyciu systemu OxiTop Standard firmy WTW GmbH);
- $ChZT_{Cr}$ (metodą dwuchromianową wg: PN-74/C-04578.03, PN-EN 15705: 2005);

- węgiel całkowity (metodą wysokotemperaturowego rozkładu z detekcją w podczerwieni przy użyciu analizatora węgla TOC 1200 firmy ThermoEuroglas);
- węgiel nieorganiczny (metodą wysokotemperaturowego rozkładu z detekcją w podczerwieni przy użyciu analizatora węgla TOC 1200 firmy ThermoEuroglas);
- węgiel organiczny (metodą wysokotemperaturowego rozkładu z detekcją w podczerwieni przy użyciu analizatora węgla TOC 1200 firmy ThermoEuroglas).

Ponadto dokonano oznaczeń związków biogennych:

- $N\text{-}NH_4$ (metodą spektrofotometryczną według: PN-ISO 7150-1:2002), $N\text{-}NO_3$ (metodą spektrofotometryczną według: PN-82/C-04576/08);
- $N\text{-}NO_2$ (metodą spektrofotometryczną według: PN-EN 26777:1999);
- N ogólny Kjeldahla (metodą miareczkową według: PN-EN 25663:2001);
- N całkowity (metodą obliczeniową uwzględniającą $N\text{-}NO_3$, $N\text{-}NO_2$, N_{Kj} według: PN-C-04576-14:1973);
- PO_4^{3-} (metodą spektrofotometryczną według: PN-EN ISO 6878:2006, p. 4);
- P ogólny (metodą spektrofotometryczną według: PN-EN ISO 6878:2006, p. 8).

Omówienie wyników badań

Średnie wyniki badań przedstawiono w tabelach 2, 3 i 4.

Próbki ścieków pobrane były z reaktora SBR, w którym cykl pracy trwa 9 godzin i 30 minut. Defosfatacja wynosi tu 60 min, nitryfikacja 300 min, denitryfikacja – 60 min, nitryfikacja 2 – 60 min, a sedymentacja 90 min.

Na rysunkach 2 – 4 przedstawiono profile usuwania związków węgla (rysunek 2), związków azotu (rysunek 3), związków fosforu (rysunek 4).

Zastosowanie reaktorów SBR umożliwiło zintegrowane usuwanie związków węgla, azotu i fosforu. Iloraz ChZT do BZT_5 jest mniejszy od 2 (1,47), co wskazuje, iż są to ścieki łatwo biodegradowalne. Największe usunięcie zanieczyszczeń organicznych odnotowano po procesie defosfatacji. Jednoczesne zmniejszenie liczby związków organicznych oraz związków fosforu świadczy o intensywnym pobieraniu związków organicznych przez bakterie akumulujące fosfor.

Fazy nitryfikacji (tlenowej) i denitryfikacji (niedotlenionej) umożliwiają zachodzenie procesu biochemicznego usuwania związków węgla (BZT_5 i ChZT), a mianowicie osiągnięcie w ściekach oczyszczonych wartości ChZT 27,5 mgO_2/l (przy wartości początkowej 449 mgO_2/l) oraz BZT_5 na poziomie 8 mgO_2/l (przy 305 mgO_2/l w ściekach surowych), a także osiągnięcie stężenia węgla całkowitego w odpływie 55,26 mg/l (przy ilości 314 mg/l w ściekach surowych), węgla nieorganicznego 32,53 mg/l (w ściekach surowych – 135,36 mg/l) oraz OWO 22,73 mg/l (w ściekach surowych – 178,64 mg/l). Znaczne obniżenie wartości wskaźników BZT_5, ChZT oraz OWO świadczy o prawidłowym przebiegu oczyszczania ścieków z zanieczyszczeń organicznych (rysunek 2).

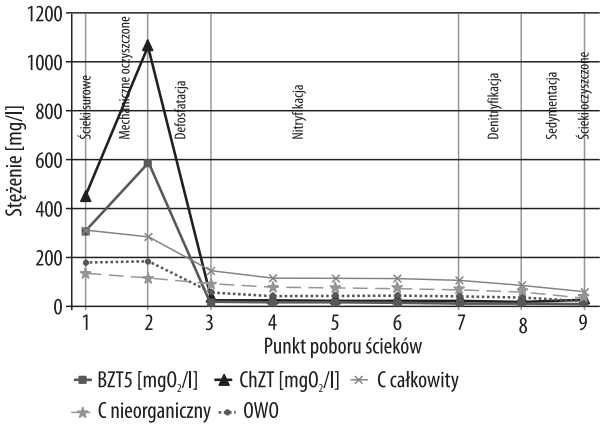
Podczas dopływu ścieków do oczyszczalni odnotowuje się zachodzący proces amonifikacji, w wyniku którego średnie stężenie azotu amonowego w ściekach

Tabela 2
Ogólna charakterystyka ścieków

Nr	Punkt poboru ścieków	Zawiesina ogólna [mg/l]	Temperatura [°C]	Przewodność [mS/cm]	pH	Potencjał redox ORT [mV]	Tlen rozpuszczony [mgO_2/l]
1	Surowe wlot	296	15	1,542	7,4	–29	–
2	Ze zbiornika retencyjnego (po oczyszcz. mechanicznym) pracuje wirówka i zawraca wody nadosadowe do zbiornika retencyjnego	–	16,75	1,279	7,17	–116	–
3	Koniec defosfatacji 60 min od napełnienia reaktora, przed napowietrzeniem, mieszanie	–	16,75	1,107	6,97	–299	0,2
4	¼ fazy nitryfikacji (cała 300 minut), napowietrzanie + mieszanie	–	17,25	1,056	7	10	1,09
5	½ fazy nitryfikacji, napowietrzanie + mieszanie	–	17,75	1,031	7,00	49	1,96
6	¾ fazy nitryfikacji, napowietrzanie + mieszanie	–	18	1,074	6,93	125	3,26
7	Koniec fazy nitryfikacji, napowietrzanie + mieszanie	–	17,7	1,059	7,02	141	2,63
8	Koniec denitryfikacji (60 min od końca nitryfikacji), mieszanie	–	18,2	1,022	7,08	144	–
9	Po 90 min sedymentacji – ścieki oczyszczone – wylot	5,85	18	1,042	6,87	169	–

Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 2
Profil zmian ilości związków organicznych podczas procesu oczyszczania ścieków



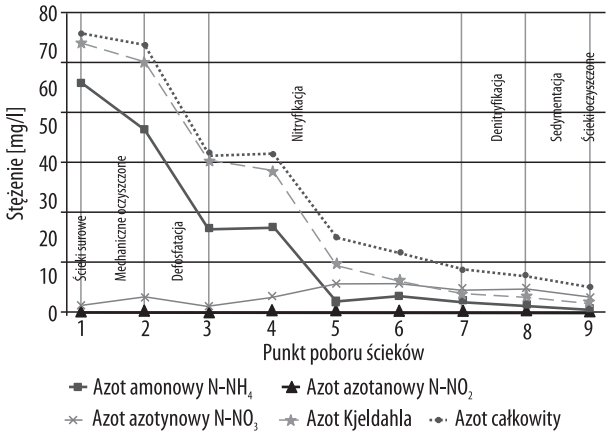
Źródło: opracowanie własne.

Tabela 3
Zmiany ilości związków węgla podczas procesu oczyszczania

Nr	Punkt poboru ścieków	BZT5 [mgO_2/l]	ChZT [mgO_2/l]	Węgiel [mg/l]		
				C całkowity	C nieorganiczny	OWO
1	Surowe wlot	305,00	449,00	314,00	135,36	178,64
2	Ze zbiornika retencyjnego (po oczyszcz. mechanicznym) pracuje wirówka i zawraca wody nadosadowe do zbiornika retencyjnego	590,00	1068,50	282,76	114,13	182,13
3	Koniec defosfatacji 60 min od napełnienia reaktora, przed napowietrzeniem, mieszanie	17,50	30,25	143,90	87,00	56,90
4	¼ fazy nitryfikacji (cała 300 minut), napowietrzanie + mieszanie	15,00	25,85	113,42	76,50	36,92
5	½ fazy nitryfikacji, napowietrzanie + mieszanie	14,50	23,65	115,61	72,85	42,76
6	¾ fazy nitryfikacji, napowietrzanie + mieszanie	13,00	23,00	114,12	71,38	42,75
7	Koniec fazy nitryfikacji, napowietrzanie + mieszanie	10,00	22,80	107,09	68,27	38,81
8	Koniec denitryfikacji (60 min od końca nitryfikacji), mieszanie	12,00	21,50	83,88	52,34	31,54
9	Po 90 min sedymentacji – ścieki oczyszczone – wylot	8,00	27,50	55,26	32,53	22,73

Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 3
Profil zmian ilości związków azotu podczas procesu oczyszczania ścieków



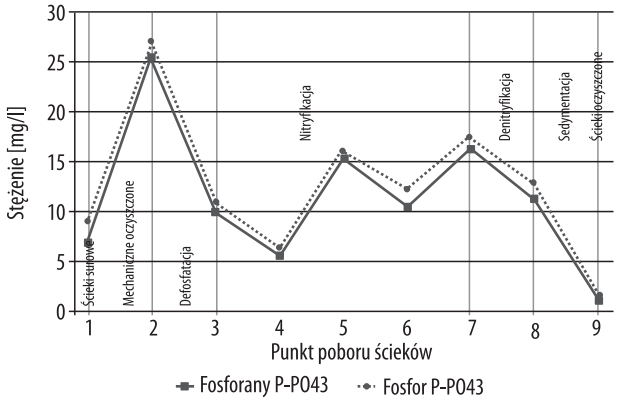
Źródło: opracowanie własne.

Tabela 4
Zmiany ilości związków biogennych podczas procesu oczyszczania

Nr	Punkt poboru ścieków	Azot amonowy [mg/l]	Azot azotanowy [mg/l]	Azot azotynowy [mg/l]	Azot Kjeldahla [mgN/l]	Azot całkowity [mgN/l]	Fosforany [mg/l]	Fosfor [mg/l]
		$N\text{-}NH_4$	$N\text{-}NO_3^-$	$N\text{-}NO_2^-$			$P\text{-}PO_4^{3-}$	$P\text{-}PO_4^{3-}$
1	Surowe wlot	60,95	1,90	0,13	72,01	74,004	6,70	8,665
2	Ze zbiornika retencyjnego (po oczyszcz. mechanicznym) pracuje wirówka i zawraca wody nadosadowe do zbiornika retencyjnego	48,60	1,35	0,11	66,65	71,11	25,45	27,050
3	Koniec defosfatacji 60 min od napełnienia reaktora, przed napowietrzeniem, mieszanie	22,35	1,65	0,06	40,35	42,06	9,935	10,745
4	¼ fazy nitryfikacji (cała 300 minut), napowietrzanie + mieszanie	22,89	4,30	0,12	37,89	42,31	5,50	5,99
5	½ fazy nitryfikacji, napowietrzanie + mieszanie	2,83	7,30	0,02	12,83	20,15	15,37	15,935
6	¾ fazy nitryfikacji, napowietrzanie + mieszanie	4,44	7,30	0,02	8,44	15,76	10,30	12,185
7	Koniec fazy nitryfikacji, napowietrzanie + mieszanie	2,94	650	0,05	5,01	11,56	16,325	17,52
8	Koniec denitryfikacji (60 min od końca nitryfikacji), mieszanie	1,77	6,45	0,01	3,77	10,23	11,16	12,645
9	Po 90 min sedymentacji – ścieki oczyszczone – wylot	0,61	4,15	0,07	2,61	6,83	1,02	1,315

Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 4
Profil zmian ilości związków fosforu podczas procesu oczyszczania ścieków



Źródło: opracowanie własne.

surowych wynosi 60,95 mgN-NH_4^+/l, zaś stężenie azotu Kjeldahla – 72,01 mgN/l. Proces nitryfikacji, w wyniku którego azot amonowy przechodzi w azot azotynowy, a następnie azotanowy, przebiega w korzystnych warunkach: dobre natlenienie ścieków oraz pH bliskie 7,0. O aktywności bakterii Nitrosomonas i Nitrobacter świadczy nie tylko o zmniejszeniu ilości azotu amonowego w odpływających ściekach (do wartości 0,61 mgN-NH_4^+/l), ale również oznacza wzrost stężenia azotanów po procesie nitryfikacji (1,65 mgN-NO_3^-/l przed włączeniem napowietrzania i 6,50 mgN-NO^{3-}/l po procesie). Zachodzący proces denitryfikacji umożliwia przeprowadzenie azotanów w azot gazowy (rysunek 3).

W konsekwencji następuje obniżenie stężenia azotu amonowego z wartości 60,95 mgN-NH_4^+/l do 0,61 mgN-NH_4^+/l, azotu azotynowego z 0,13 mgN-NO_2^-/l do 0,07 mgN-NO_2^-/l, azotu Kjeldahla z 72,01 mgN/l do 2,61 mgN/l, zaś azotu całkowitego z 74,04 mgN/l do 6,83 mgN/l oraz wzrost stężenia azotu azotanowego z 1,90 mgN-NO^{3-}/l do 4,15 mgN-NO^{3-}/l (rysunek 3).

W badanych ściekach surowych średnie stężenie fosforu wyniosło 8,665 mg P-PO_4^{3-}/l, stężenie fosforanów: 6,7 mgP-PO_4^{3-}/l (rysunek 4). Wzrost stężenia związków fosforu po części mechanicznej wynika z braku zastosowania metod chemicznych oraz uwalniania fosforu przez bakterie akumulujące fosfor. Stężenie fosforu osiągnęło wartość 27,05 mgP-PO_4^{3-}/l, zaś stężenie fosforanów 25,45 mg P-PO_4^{3-}/l (rysunek 4).

W warunkach beztlenowych nastąpiła konwencjonalna defosfatacja biologiczna, wynikająca z procesów wzrostu mikroorganizmów osadu czynnego, do których niezbędna jest podaż fosforu. Zasymilowany przez biomasę fosfor stanowi trwały składnik biomasy. W konsekwencji uzyskano obniżenie stężenia fosforu do wartości 5,99 mgP-PO_4^{3-}/l oraz stężenia fosforanów do 5,5 mgP-PO_4^{3-}/l. Zauważono, iż biologiczne usuwanie fosforu jest połączone z denitryfikacją, co wynika z obecności denitryfikacyjnych bakterii akumulujących fosfor.

Anoksyczne pobieranie fosforu jest uzależnione w dużym stopniu od dostępności azotanów, gdyż zbyt małe stężenie może powodować szybką denitryfikację i powstawanie warunków beztlenowych, a w następstwie uwalnianie, a nie pobór ortofosforanów.

W rezultacie w wyniku przepływu ścieków przez oczyszczalnię stężenie fosforanów w ściekach oczyszczonych wyniosło 1,02 mgP-PO_4^{3-}/l, natomiast stężenie fosforu spadło do 1,315 mgP-PO_4^{3-}/l (rysunek 4).

Osiągnięte stężenia na odpływie do odbiornika ścieków w Sokółce odpowiadają wymogom stawianym w pozwoleniu wodnoprawnym z dnia 11 grudnia 2002 r.

Podsumowanie

Na podstawie przeprowadzonych badań odnotowano znaczne obniżenie stężenia związków węgla wyrażonych wskaźnikami BZT_5, ChZT oraz OWO. Zaobserwowano obniżenie stężenia azotu w postaci azotu amonowego, azotanowego, azotynowego, azotu Kjeldahla oraz azotu ogólnego. Także stężenie związków fosforu, w formie fosforanów i fosforu ogólnego, uległo obniżeniu. Świadczy to o prawidłowej pracy oczyszczalni, w której z powodzeniem uzyskuje się wysokie efekty zintegrowanego usuwania związków węgla, azotu i fosforu. Dzięki zastosowanej technologii SBR w sposób stabilny i bez konieczności stosowania wspomagania chemicznego osiągnięto obniżenie wartości stężeń wyżej wymienionych związków do wartości określonych w pozwoleniu wodnoprawnym. Badania wykazały, że znajomość obiegu związków węgla, azotu i fosforu jest skutecznym narzędziem eksploatatorów, umożliwiającym kontrolę i optymalizację funkcjonowania oczyszczalni. Wiąże się to z usprawnieniem i zwiększeniem stabilności procesu biologicznego usuwania związków biogennych. W przyszłości w celu dokładniejszego poznania i intensyfikacji tych procesów przeprowadzone będą badania specjacji (frakcjonowania) związków azotu.

Dariusz Boruszko

WŁAŚCIWOŚCI FIZYCZNO-CHEMICZNE KOMPOSTÓW Z OSADÓW ŚCIEKOWYCH NA PRZYKŁADZIE WYBRANYCH OBIEKTÓW Z PÓŁNOCNO-WSCHODNIEJ POLSKI

Dariusz Boruszko, dr inż. – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
Katedra Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska
ul. Wiejska 45 A, 15 – 351 Białystok
e-mail: d.boruszko@pb.edu.pl

PHYSICO-CHEMICAL PROPERTIES OF SEWAGE SLUDGE COMPOST ON THE EXAMPLE OF SELECTED OBJECTS FROM THE NORTH-EASTERN POLISH

SUMMARY: This paper presents the results of experiments using low-cost municipal sewage treatment methods in wastewater treatment plants located in north-eastern Poland. The results of research and analysis of composts produced in wastewater treatment plants in Nowa Wieś Ełcka, Sokółka and Zambrów. Every of these WWTP uses a different method of wastewater treatment sludge and compost production. There composts produced were tested on selected fertilizer and the microbiological and parasitological micro-and macro-elements. Composts produced in the plant were characterized by a high content of organic mass and major nutrients (nitrogen and phosphorus) for plants. At the same time the concentration of heavy metals the general form fluctuated in the lower limit of acceptable values for the sewage sludge used in agriculture.

KEY WORDS: sewage sludge, compost, heavy metals

Wstęp

Problemy z prawidłowym zagospodarowaniem komunalnych osadów ściekowych nasiliły się w ostatnich latach. W Polsce budowa nowych oczyszczalni oraz modernizacja i rozbudowa już istniejących powodują systematyczny wzrost ilości tego odpadu. Wprowadzone restrykcje dotyczące przeróbki oraz deponowania osadów na składowiskach wymuszają efektywną gospodarkę osadami w celu ich ostatecznego wykorzystania. Dlatego w najbliższym czasie wiele oczyszczalni zmuszonych będzie do wyboru odpowiedniej opcji unieszkodliwiania i zagospodarowania osadów[1].

Punktem wyjścia w planowaniu gospodarki osadami ściekowymi powinna być przede wszystkim informacja o realnych możliwościach zagospodarowania osadu na danym terenie, a dopiero potem dobranie ścieżki technologicznej i rozwiązań logistycznych umożliwiających skorzystania z wybranej metody. Osady ściekowe o dobrej jakości są bardzo dobrym surowcem do kompostowania. Metoda ta powinna być preferowana dla osadów z małych i średnich oczyszczalni, zgodnie ze strategią odpadową UE – preferencja recyklingu względem spalania. Obecnie w Polsce i na świecie wiele oczyszczalni wykorzystuje proces kompostowania w przetwarzaniu osadów ściekowych[2].

Celem badań była ocena kompostów produkowanych na bazie osadów ściekowych w komunalnych oczyszczalniach ścieków.

Materiały i metodyka badań

Analizie poddano komposty z trzech oczyszczalni. Kompost produkowany w oczyszczalni ścieków w Sokółce jest najstarszym „produktem" dopuszczonym do obrotu w województwie podlaskim i posiada nazwę handlową „Kompost Sokólski". Od przeszło 10 lat produkowany jest z odwodnionego osadu nadmiernego powstającego w oczyszczalni z dodatkiem trocin i słomy w technologii kompostowania pryzmowego z rusztem napowietrzanym GWDA. Osad ściekowy miesza się z trocinami w stosunku objętościowym 2/3 osadu i 1/3 trocin, dodatkowo rurociągi w pryzmie obkłada się słomą. Proces kompostowania właściwego w pryzmie podzielony jest na dwa etapy: 2 tygodnie w warunkach bez dostarczania tlenu i 2 tygodnie z napowietrzaniem pryzmy. Po tym okresie pryzma jest rozbierana, przesiewana i frakcja podsitowa przez 2-3 miesiące dojrzewa[3].

---

[1] E. Wiegand, *Wytwarzanie kompostu i humusu*, „Przegląd Komunalny" 2008, 2004.

[2] D. Boruszko, *Doświadczenia z zastosowania niskonakładowych metod przetwarzania osadów ściekowych*, „Inżynieria i Ochrona Środowiska" 2010 t. 13, nr 1., s. 29-42; D. Riggle, D. Holmes, *New horizons for commercial vermiculture,* „BioCycle Journal of composting and recycling" 1994, s. 58-62.

[3] D. Boruszko i in., *Badania nad ostatecznym wykorzystaniem odwodnionych osadów ściekowych do nieprzemysłowego wykorzystania*, Białystok 2005.

W przypadku oczyszczalni w Nowej Wsi Ełckiej od 2006 roku osady przetwarzane są w procesie kompostowania technologią pryzm dynamicznych otwartych z dodatkiem materiału strukturotwórczego (zrębki i słoma), w wyniku którego uzyskuje się kompost. Skład wyjściowy biomasy przeznaczonej do kompostowania składa się (wagowo) z około: 50-55% odwodnionych osadów ściekowych, 22% zaszczepki z frakcji nadsitowej kompostu, 15% zrębek drzewnych i 12% słomy. Kompostowanie jest dwu stopniowe: I° – kompostowanie w pryzmach przez 4-6 tygodni, II° – dojrzewanie kompostu w stosach przez okres 2-3 miesięcy.

Od 2011 roku występuje jako produkt o nazwie „KOMPELK" i jest dopuszczony do obrotu.

Komunalna oczyszczalnia ścieków w Zambrowie do produkcji kompostu wykorzystuje dżdżownice kalifornijskie. Poletka do przerobu osadu na kompost z udziałem dżdżownic zostały wykonane na podłożu gruntowym, który stanowią gliny zwarte. Dno poletka zasypane jest warstwą 15-20 cm trocin, które stanowią drenaż, a jednocześnie regulują stosunek C/N, którego prawidłowość warunkuje proces rozrodczy dżdżownic. Obecnie w oczyszczalni w Zambrowie jest ponad 40 poletek o łącznej powierzchni około 1 ha. Osad z lagun pompowany jest na przygotowane podłoże z trocin poprzedzielane pryzmami z częściowo przerobionego kompostu z lat poprzednich, zawierającego całą populację dżdżownic. Usypywanie pryzm powyżej poziomu zalewania osadu zapewnia dżdżownicom warunki tlenowe w czasie zalewania, jak również w okresach deszczowych. Dżdżownice, zjadając osad, wydalają koprolity, czyli wermikompost. Drążąc kanały, spulchniają i napowietrzają, osad aktywizują bakterie odpowiedzialne za procesy redukcji materii organicznej w podłożu. Produkowany tam wermikompost nie jest jeszcze produktem dopuszczonym do obrotu[4].

Próbki kompostów do badań pobrane zostały w miesiącach maj-czerwiec w 2012 roku z oczyszczalni ścieków w Nowej Wsi Ełckiej, Sokółce i Zambrowie. Pobrano po trzy próbki kompostów „Kompost Sokólski" i „Kompelk" z pryzm po 4-tygodniowym okresie kompostowania i 6-tygodniowym okresie dojrzewania. Próbki wermikompostu z oczyszczalni w Zambrowie pobrano po jednosezonowym przetwarzaniu przez dżdżownice kalifornijskie w 2011 roku i dwumiesięcznym okresie dojrzewania w 2012 roku; pobrano trzy próbki wermikompostu.

W próbkach kompostu oznaczono następujące wskaźniki: wskaźniki bakteriologiczne i parazytologiczne, cechy fizyczne (uwodnienie, sucha masa, masa organiczna, odczyn), zawartość makroelementów i metali ciężkich.

W celu wykonania oznaczeń chemicznych próbki kompostów poddano mineralizacji na mineralizatorze firmy HACH przy użyciu kwasu siarkowego i nadtlenku wodoru oraz w mieszaninie kwasu azotowego i solnego w proporcji 1:3. Do dalszej analizy mineralizaty przefiltrowano przez filtr membranowy o średnicy porów 0.45 μm.

Oznaczenia zawartości kadmu, niklu oraz chromu ogólnego wykonano w próbkach mineralizatów na spektrometrze absorpcji atomowej firmy Perkin-Elmer

[4] D. Boruszko, *Zastosowanie niskonakładowych metod przeróbki osadów ściekowych na przykładzie oczyszczalni ścieków w Zambrowie*, „Gaz, Woda i Technika Sanitarna" 2012 t. 86, nr 6, s. 238-240.

4100 ZL, wyposażonym w poprzecznie ogrzewaną kuwetę grafitową i korekcję tła efektem Zeemana. Oznaczenia zawartości rtęci wykonano w próbkach mineralizatów techniką zimnych par na spektrometrze absorpcji atomowej firmy Perkin-Elmer 4100 ZL, wyposażonym w przystawkę FIAS-200. Oznaczenia zawartości cynku, ołowiu i miedzi wykonano w próbkach mineralizatów na spektrometrze absorpcji atomowej firmy Varian SpectrAA 20 Plus techniką atomizacji płomieniowej. Oznaczenia zawartości potasu wykonano w próbkach mineralizatów na spektrometrze absorpcji atomowej firmy Varian SpectrAA 20 Plus techniką emisyjnej spektrometrii atomowej. Oznaczenia zawartości azotu wykonano metodą miareczkową po mineralizacji w kwasie siarkowym i destylacji amoniaku.

Obecność bakterii chorobotwórczych z rodzaju *Salmonella* wykrywano, prowadząc hodowlę na podłożach namnażających i różnicująco-selektywnych, potwierdzając wyniki badaniem biochemicznym. Obecność jaj pasożytów jelitowych *Ascaris sp., Trichuris sp. i Toxocara sp.* wykrywano, izolując je z reprezentatywnej próbki osadu przez wstrząsanie, płukanie i wirowanie oraz flotację, następnie wykonując obserwacje mikroskopowe.

Wyniki badań i dyskusja

Wyniki badań analizowanych kompostów na zawartość mikroelementów przedstawiono w tabeli 1. Wyniki badań zestawiono w odniesieniu do najwyższych dopuszczalnych stężeń metali ciężkich dopuszczających komunalne osady ściekowe do stosowania w rolnictwie. Wszystkie komposty charakteryzowały się bardzo niskimi zawartościami wszystkich metali ciężkich w odniesieniu do dopuszczalnych dla osadów do rolniczego wykorzystania określonych w rozporządzeniu o komunalnym osadzie ściekowym[5].

Analiza otrzymanych wyników badań kompostów na zawartość metali ciężkich pozwala stwierdzić, iż najniższymi wartościami charakteryzował się „Kompost Sokólski", gdzie stężenie kadmu i rtęci było na poziomie odpowiednio 0,68 mg/kg.s.m. i 0,71 mg/kg. s.m., a metalem, który występował w największej ilości, był cynk 258 mg/kg. s.m.

Najwięcej metali ciężkich zawierał „Kompelk" z oczyszczalni w Nowej Wsi Ełckiej, w którym stwierdzono zawartość kadmu i rtęci odpowiednio na poziomie 1,23 mg/kg. s.m. i 0,99 mg/kg. s.m. Podobnie jak w „Kompoście sokólskim" , w największej ilości występował cynk – 922 mg/kg s. m. Stężenia metali ciężkich odnotowane w wermikompoście z Zambrowa oscylowały pomiędzy wartościami „Kompostu Sokólskiego" i kompostu z Ełku. Wpływ na ogólnie najniższą zawartość metali ciężkich w „Kompoście sokólskim" może mieć najwyższa ilość materiału strukturotwórczego (trociny i słoma) dodawanego do osadów ściekowych.

[5] Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie komunalnych osadów ściekowych z dnia 13 lipca 2010 r. (Dz. U. nr 137 poz. 924); Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 18 czerwca 2008 r. w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu (Dz. U. nr 119 poz. 765).

Tabela 1
Zawartości metali ciężkich w kompostach (wartości średnie)

Obiekt badań	Stężenia metali ciężkich [mg/kg s.m.]						
	Cu	Pb	Ni	Zn	Cr	Cd	Hg
Nowa Wieś Ełcka	157	24,3	16,8	922	31,6	1,23	0,99
Sokółka	42,8	7,25	8,7	258	12,6	0,68	0,71
Zambrów	69,3	21,5	9,1	432	23,4	1,20	0,71
Rolnictwo oraz rekultywacja gruntów na cele rolne	1000	750	300	2500	500	20	16

Źródło: opracowanie własne.

Potwierdzają to badania prowadzone przez Krzywego in., z których wynika, że dodatek do osadów ściekowych liści, słomy lub trocin z reguły obniżał koncentrację form metali ciężkich w kompostach, co wynika z efektu rozcieńczania[6].

Badania wskazują również, iż w kompostach wytworzonych na bazie osadów ściekowych z większych miast i aglomeracji (w tym przypadku aglomeracja ełcka, gdzie w osadach ściekowych metale występują w większej ilości niż w małych miastach, jak Sokółka) obserwuje się wyższe zawartości metali ciężkich[7]. Podobne zależności uzyskały Czekała i Sawicka, których zdaniem ilość metali ciężkich w kompostach jest pochodną zasobności materiałów wyjściowych do kompostowania oraz tempa mineralizacji[8].

Wyniki badań analizowanych kompostów na zawartość wybranych makroelementów, odczynu, zawartości suchej masy i masy organicznej oraz stanu sanitarnego przedstawiono w tabeli 2. Wyniki badań zilustrowano graficznie na rysunku 1.

Komposty ze względu na zawartość: suchej masy, masy organicznej, uwodnienia oraz wielkość odczynu były różne. Najniższy odczyn stwierdzono w kompoście „Kompelk" i „Kompost Sokólski" – 5,5 pH, nieco wyższym, zbliżonym do obojętnego odczynem charakteryzował się wermikompost z Zambrowa – 6,4 pH. Wynika to z zastosowanych technologii do produkcji kompostu. Charakterystycznym dla rozwoju wermikultury jest odczyn lekko kwaśny, zbliżony do obojętnego, natomiast komposty wyprodukowane z osadów ściekowych z do-

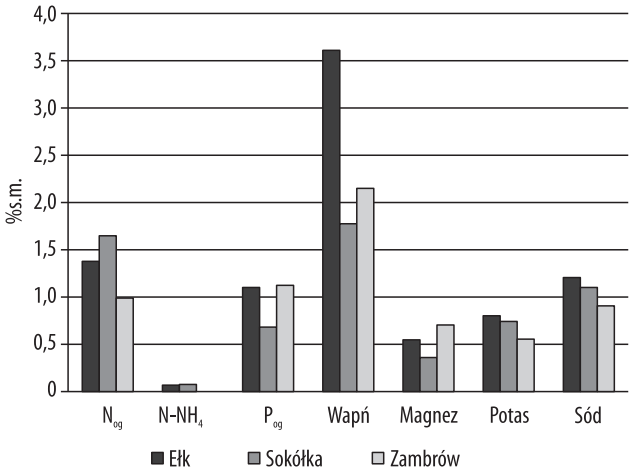
[6] E. Krzywy, C. Wołoszczyk, A. Iżewska, *Wartość nawozowa komunalnych osadów ściekowych,* Polskie Towarzystwo Inżynierii Ekologicznej, Szczecin 2000.
[7] D. Boruszko, *Aplication of heavy metals and nutrients into natural environment with sewage sludge*, „Ecological Chemistry and Engineering" 2011 t. 18.
[8] J. Czekała, A. Sawicka, *Przetwarzanie osadu ściekowego z dodatkiem słomy i trocin na product bezpieczny dla środowiska,* „Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie" 2006 t. 6, nr 2(18), s. 41-50; J. Wiater, *Assessment of Manurial Value of Composts Made from municipal Wastes*, „Polish Journal of Environmental Studies" 2007 t. 16 nr 2A, Part 3, s. 707-710.

Tabela 2
Charakterystyka kompostów (wartości średnie)

Parametry	Jednostki	Kompostownia		
		Nowa Wieś Ełcka	Sokółka	Zambrów
Odczyn	[pH]	5,5	5,5	6,4
Sucha masa kompostu	[%]	51,9	37,1	59,3
Substancje organiczne	[% s.m.]	54,1	70,1	25,4
Uwodnienie kompostu	[%]	48,1	62,9	40,7
Azot ogólny	[% s.m.]	1,38	1,65	0,99
Azot amonowy	[% s.m.]	0,06	0,07	0,01
Fosfor ogólny	[% P s.m.]	1,09	0,68	1,12
Wapń	[% Ca s.m.]	3,61	1,78	2,16
Magnez	[% Mg s.m.]	0,54	0,36	0,69
Potas	[% K_2O s.m.]	0,81	0,74	0,56
Sód	[% Na_2O s.m.]	1,2	1,1	0,9
Obecność bakterii *Salmonella*	[w 25 g osadu]	brak	brak	brak
Jaja pasożytów:				
• *Ascaris sp.*	[szt/kg s.m.]	0	0	0
• Trichuris sp.	[szt/kg s.m.]	0	0	0
• Toxocara sp.	[szt/kg s.m.]	0	0	0

Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 1
Graficzne przedstawienie zawartości wybranych makroelementów w badanych kompostach



Źródło: opracowanie własne.

datkiem trocin i zrębków (materiału strukturotwórczego) mają najczęściej odczyn kwaśny[9].

Najwyższą zawartość suchej masy posiadał wermikompost z Zambrowa – 59,3%, najniższą natomiast „Kompost Sokólski" – 37,1%. Natomiast zupełnie odwrotnie przedstawia się to w przypadku zawartości substancji organicznej, której najwyższą wartość 70,1% s.m. stwierdzono w „Kompoście Sokólskim", natomiast w wermikompoście z Zambrowa jedynie 25,4% s.m. Wskazuje to na bardzo wysoki stopień przetworzenia i mineralizacji osadu w przypadku zastosowania dżdżownicy kalifornijskiej[10].

Zawartość badanych makroelementów w poszczególnych kompostach była bardzo zróżnicowana. Najwięcej azotu zawierał kompost z Sokółki, a najmniej wermikompost. Zawartość fosforu była najwyższa w kompostach z Nowej Wsi Ełckiej i z Zambrowa, a najniższa z Sokółki. Natomiast zawartość potasu była wyrównana we wszystkich badanych kompostach. Ze względu na zawartość azotu i fosforu oraz wysoką zawartość wapnia i magnezu wszystkie komposty charakteryzują się wysoką wartością nawozową. Jedynie potas powinien być jeszcze dostarczany dla roślin w formie mineralnej. Podobne wyniki otrzymał zespół prof. Krzywego w różnych kompostach, w zależności od składu wyjściowego mieszanki kompostowej[11].

Badania mikrobiologiczne i parazytologiczne wykazały w przypadku wszystkich badanych kompostów brak obecności bakterii *Salmonella* i jaj pasożytów. Badania te podkreślają wysoką skuteczność kompostowania i wermikompostowania osadów ściekowych w zapewnieniu bezpieczeństwa sanitarnego w wyprodukowanych kompostach[9].

Przedstawione wyniki badań składu fizykochemicznego i sanitarnego kompostów z trzech oczyszczalni północno-wschodniej Polski, stosujących metody niskonakładowe (kompostowanie pryzmowe w technologii GWDA z rusztem napowietrzanym i pryzm przerzucanych oraz wermikompostowanie) wykazują wysoką wartość wytworzonych produktów. Wytworzone komposty charakteryzują się niższymi zawartościami metali ciężkich w stosunku do ich zawartości w nieprzekompostowanych osadach ściekowych z tych oczyszczalni[12]. Wpływa to na zdecydowanie niższe obciążanie środowiska naturalnego tymi pierwiastkami przy rolniczym zastosowaniu kompostów i osadów ściekowych. Potwierdzają to

[9] L. Kalisz i in., *Wykorzystanie dżdżownic do przetwarzania osadów stabilizowanych tlenowo – monografia*, Wyd. SGGW, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa 2000.

[10] J. Kostecka, M. Kołodziej, *Niektóre cechy wermikompostu produkowanego przez dżdżownicę kompostową Eisenia fetida*, „Postępy Nauk Rolniczych" 1995 nr 2, s. 35-45; J. Kostecka, J. Zamorska, *Zmiany wybranych cech osadów ściekowych pod wpływem obecności dżdżownic*, „Przyr. Podst. Prod."1996 nr 3, s. 33-40.

[11] E. Krzywy, C. Wołoszczyk, A. Iżewska, *Produkcja i rolnicze ...,* op. cit.

[12] D.M. Sylwia, J.J. Fuhrmann, *Principles and applications of soil microbiology,* New Yersey, Prentice Hall, Inc 1999; D. Boruszko, *Badania i ocena wartości nawozowej kompostów i wermikompostów*, „Rocznik Ochrony Środowiska" 2011 t. 13, cz. 2, s. 1417-1428; D. Boruszko, *Intensyfikacja niskonakładowych metod przeróbki komunalnych osadów ściekowych*, „Inżynieria Ekologiczna" 2011 nr 25, s. 189-201.

badania innych autorów, między innymi Jakubus[13]. Podczas kompostowania zwiększa się wartość nawozowa i właściwości próchniczotwórcze materiału. Badania własne potwierdziły również bezpieczeństwo sanitarne kompostów i wermikompostów, co potwierdzają także badania prowadzone między innymi w Hiszpanii[14]. Przeprowadzone badania wskazują, że poddanie komunalnych osadów ściekowych procesowi kompostowania i wermikompostowania z dodatkiem materiałów strukturotwórczych (słoma, trociny, zrębki drzewne) umożliwia uzyskanie nawozu bogatego w masę organiczną i niektóre składniki pokarmowe dla roślin.

Wnioski

Zawartość metali ciężkich w analizowanych kompostach jest niska i umożliwia ich zastosowanie w rolnictwie.

Proces kompostowania i wermikompostowania przekształca „nieatrakcyjny" odpad (odwodniony osad ściekowy) w „atrakcyjny" produkt handlowy – kompost.

Stosowanie kompostów wyprodukowanych na bazie komunalnych osadów ściekowych do nawożenia wymaga dodatkowego zasilania roślin nawozem potasowym.

Proces kompostowania i wermikompostowania jest skuteczny w zapewnieniu właściwego stanu sanitarnego końcowego produktu – kompostu.

Badania sfinansowano z Pracy Statutowej realizowanej w Katedrze Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska Politechniki Białostockiej – S/WBiIŚ/4/2011.

[13] M. Jakubus, *Zmiany specjacji i bioprzyswajalności mikroelementów podczas kompostowania osadów ściekowych z różnymi bioodpadami*, „Rozprawy Naukowe" 405, Poznań 2010.
[14] Ibidem.

Jacek Dawidowicz

OBLICZANIE WSPÓŁCZYNNIKA STRAT LINIOWYCH λ ZA POMOCĄ SZTUCZNYCH SIECI NEURONOWYCH

Jacek Dawidowicz, dr inż. – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
Katedra Systemów Inżynierii Środowiska
ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok
e-mail: j.dawidowicz@pb.edu.pl

CALCULATING LINEAR LOSSES λ RATIO USING ARTIFICIAL NEURON NET

SUMMARY: Numerical modelling of water distribution systems are used in the design, operation and decision support. In recent years, many applications require a substantial acceleration calculation. This paper attempts to use artificial neural networks to calculate the friction factor. Commonly used Colebrook-White formula requires the use of an iterative method, which extends the computation time. Properly prepared neural network can perform this task much faster.

KEY WORDS: water distribution system, artificial neural networks, friction factor

Wstęp

System dystrybucji wody jest jednym z najważniejszych i najkosztowniejszych elementów systemu zaopatrzenia w wodę. Podstawowym zadaniem podczas projektowania sieci wodociągowych jest wykonanie obliczeń hydraulicznych mających na celu ustalenie strat ciśnienia. W tym celu powszechnie stosuje się technikę komputerową. Pierwsze programy komputerowe pojawiły się w II połowie XX wieku[1]. Od tamtego czasu nastąpił widoczny postęp w możliwościach technicznych i udogodnieniach, jakie posiadają najnowsze programy do obliczeń systemów dystrybucji wody[2], które coraz częściej korzystają z możliwości GIS[3] oraz CAD[4]. Nie zmienia to jednak faktu, że programy obecnie stosowane oparte są na klasycznych, iteracyjnych algorytmach obliczeniowych. W ostatnich latach nastąpił również szybki rozwój środków łączności, co umożliwia wdrażanie zaawansowanych systemów komputerowego sterowania i wspomagania decyzji do systemów rozłożonych, takich jak sieci wodociągowe. W tym przypadku podstawową funkcją systemu komputerowego jest zapewnienie dwustronnej łączności operatora z modułami telemetrycznymi oraz zapisywanie danych w wyznaczonych odstępach czasowych. Z drugiej strony, operator może wysyłać sygnały nastawcze do elementów wykonawczych w systemie[5]. W systemach sterowania i wspomagania decyzji wykorzystywane są również modele symulacji hydraulicznych, szczególnie modele dynamiczne. Biorąc pod uwagę, że systemy sterowania często działają w czasie rzeczywistym, niezwykle ważny jest czas realizacji obliczeń. System dystrybucji wody najczęściej składa się ze znacznej ilości odcinków, stąd nawet niewielkie przyspieszenie obliczeń pojedynczego przewodu może znacznie skrócić obliczenia całego systemu. Wydaje

[1] R. Epp, A.G. Fowler, *Efficient Code for steady state Flows in Networks,* „Journal of the Hydraulics Division" 1970 t. 96, nr HY1, s. 43-56; R.W. Adams, *Distribution Analysis by Electronic Computer*, Institute of Water Engineers, 1961 t. 15, s. 415-428; L.E. Ormsbee, *The History of Water Distribution Network Analysis: The Computer Age*, 8th Annual Water Distribution Systems Analysis Symposium, ASCE, August 27-30, Cincinnati, Ohio 2006.

[2] S. Biedugnis, *Metody informatyczne w wodociągach i kanalizacji*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 1998; K. Knapik, *Dynamiczne modele w badaniach sieci wodociągowych*, Wyd. Politechniki Krakowskiej, Kraków 2000; L.A. Rossman, *EPANET 2 User's manual, EPA/600/R-00/057*, National Risk Management Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH 2000; *Pipe2010 Water Utility Modeling: A Comprehensive Guide to Hydraulic and Water Quality Modeling of Drinking Water Systems Using Pipe2010*, KyPipe, www.kypipe.com [14-02-2013]; *Pipe Flow Expert 2010 User Guide*, www.pipeflow.co.uk [10-02-2013].

[3] U.M. Shamsi, *GIS applications for water, wastewater, and stormwater systems*, CRC PressINC, Taylor & Francis Group, New York 2005; S.A. Taher, J.W. Labadie, *Optimal design of water-distribution networks with GIS*, „Journal of Water Resources Planning and Management" 1996 t. 122, nr 4, s. 301-311.

[4] M.T. Walski i in, *Advanced Water Distribution Modeling And Management*, Haestad Methods Solution Center, Haestead Press 2003.

[5] B. Ulanicki, *Metody modelowania i optymalizacji do symulacji, sterowania i projektowania sieci dystrybucji wody*, Rozprawy Naukowe nr 20, Wyd. Politechniki Białostockiej, Białystok 1993.

się, że klasyczne algorytmy o sformalizowanym przebiegu można obecnie uzupełnić znacznie bardziej zaawansowanymi technikami obliczeniowymi, które można objąć wspólną nazwą metod inteligencji obliczeniowej (ang. *computational intelligence – CI*)[6]. W zakres powyższego podejścia wchodzi między innymi technika sztucznych sieci neuronowych. W niniejszej pracy podjęto próbę zastosowania sztucznych sieci neuronowych do obliczeń współczynnika strat liniowych λ. Stosowany w Polsce wzór *Colebrooka-White'a* wymaga użycia metody iteracyjnej, która wydłuża czas obliczeń. Odpowiednio sporządzona sieć neuronowa może to zadanie realizować znacznie szybciej.

Przegląd literatury z zakresu zastosowania sztucznych sieci neuronowych w obliczeniach systemów dystrybucji wody

Ogólne omówienie i postulat stosowania metod sztucznej inteligencji, w tym sztucznych sieci neuronowych, w monitoringu, sterowaniu i eksploatacji systemów zaopatrzenia w wodę i ochrony wód zamieszczono w pracy[7].

Obliczenia współczynnika oporów liniowych za pomocą sztucznych sieci neuronowych opisano w artykule[8]. Do obliczeń współczynnika wykorzystano dane wejściowe z liczbą Reynoldsa. W niniejszej pracy również zastosowano sieć neuronową do obliczeń współczynnika strat liniowych λ, lecz zaproponowano odmienne podejście. Jako dane uczące wykorzystano zmienne opisujące odcinek obliczeniowy, bez konieczności pośredniego wyliczania liczby Reynoldsa.

W symulacji hydraulicznej systemów dystrybucji wody sztuczne sieci neuronowe stosowane są do wspomagania tarowania modeli symulacyjnych. W pracy[9] opisano algorytm genetyczny współpracujący ze sztuczną siecią neuronową, mający na celu usprawnienie procesu tarowania modelu systemu dystrybucji wody. Natomiast w referacie[10] opisano proces tarowania modelu, oparty na metodzie prób i błędów w doborze parametrów, uzupełniony o techniki optymalizacyjne i sztucznej inteligencji, w tym sztuczne sieci neuronowe.

---

[6] L. Rutkowski, *Metody i techniki sztucznej inteligencji. Inteligencja obliczeniowa*, Wyd. Naukowe PAN, Warszawa 2009; A. Konar, *Computational Intelligence: Principles, Techniques and Applications*, Springer-Verlag 2005.

[7] E.M. Sroczan, A. Urbaniak, *Wykorzystanie metod sztucznej inteligencji w monitorowaniu, sterowaniu i eksploatacji systemów zaopatrzenia w wodę i ochrony wód,* Materiały VI Międzynarodowej Konferencji „Zaopatrzenie w Wodę Miast i Wsi", PZiTS, Poznań 2004, s. 695-704.

[8] W.H. Shayya, S. S. Sablani, *An artificial neural network for non-iterative calculation of the friction factor in pipeline flow*, „Computers and Electronics in Agriculture" 1998 t. 21, nr 3, s. 219-228.

[9] S. Lingireddy, L.E. Ormsbee, *Neural Networks in Optimal Calibration of Water Distribution Systems*, w: *Artificial Neural Networks for Civil Engineers: Advanced Features and Applications*, red. I. Flood, N. Kartam, ASCE 1998, s. 53-76.

[10] J. Saldarriaga, R. Gómez, D. Salas, *Artificial intelligence methods applicability on water distribution networks calibration*, Proceedings Of The 2004 World Water and Environmental Resources Congress, Salt Lake City 2004.

Moduły obliczeniowe oparte na sztucznych sieciach neuronowych wprowadzono również do metod symulacyjnych, wykorzystywanych w sterowaniu sieciami wodociągowymi w czasie rzeczywistym. Zadaniem obliczeń neuronowych jest w tym przypadku uproszczenie modelu obliczeniowego i przyspieszenie obliczeń[11]. W pracy[12] przyjęto jako cel obliczeń symulacyjnych optymalizację ciśnienia w poszczególnych węzłach sieci z uwzględnieniem prognozowanego zapotrzebowania na wodę. Do optymalizacji nastaw zaworów regulacyjnych opracowano sztuczną sieć neuronową. Problem sterowania siecią przy różnym ustawieniu zaworów regulacyjnych z wykorzystaniem sieci neuronowych poruszono również w artykule[13]. Wykorzystując dane ze stacji roboczej realizującej zdalne sterowanie systemem zaopatrzenia w wodę (ang. *SCADA – Supervisory Control and Data Acquisition*), wytrenowano samoorganizującą się sieć Kohonena, biorąc pod uwagę wartości nastaw zaworów regulacyjnych, przepływów oraz ciśnienia. Opracowaną sieć wykorzystano jako klasyfikator do wstępnej oceny nastaw zaworów regulacyjnych w systemie zaopatrzenia w wodę miasta *Fukuoka* w Japonii[14].

Zastosowanie sztucznych sieci neuronowych do weryfikacji obliczeń systemu dystrybucji wody w zakresie średnic przewodów omówiono w pracach[15],

[11] C. Xu, F. Bouchart, I.C. Goulter, *Neural networks for hydraulic analysis of water distribution systems*, Proceedings of the Innovation in Computer Methods for Civil and Structural Engineering, Civl-Comp Press, Cambridge 1997, s. 129-136; M. Damas, M. Salmeròn, J. Ortega, *ANNs and GAs for predictive controlling of water supply networks*, Proceedings of the IEEE-INNS-ENNS International Joint Conference on Neural Networks, t. 4, s. 365-372, Como 2000; M. Świercz, *Using neural networks to simplify mathematical models of water distribution networks. A case study*, Proceedings of the First International Symposium on Mathematical Models in Automation and Robotics, Wyd. Uczelniane Politechniki Szczecińskiej, Szczecin 1994, s. 72-77; L. Yongchao, L. Wending, *Water Supply System of Telemeter and Remote Control Based on Neural Fuzzy Control Technique*, Proceedings of the 5th International Symposium on Test and Measurement Conference ITSM 2003, s. 1269-1272.

[12] A. Bargiela, *High performance neural optimization for real time pressure control*, Proceedings of High Performance Computing Conference HPC Asia'95, Chap. AL34, Taipei 1995, s. 1-8.

[13] H.F. Van den Boogaard, A.C.H. Kruisbrink, *Hybrid modeling by integrating neural networks and numerical models hydraulic engineering*, Proceedings of the Second International Conference on Hydroinformatics 1996 t. 2, s. 471-477.

[14] A. Haytham, A. Kwamura, K. Jinno, *Applications of artificial neural networks for optimal pressure regulation in supervisory water distribution networks*, Memoirs of the Faculty of Engineering, Kyushu University, Fukuoka, Japan 2005 t. 65, s. 29-51; A. Haytham, A. Kwamura, K. Jinno, *Analysis of motor valve operations in Fukuoka City water supply network using self-organizing map*, Memoirs of the Faculty of Engineering, Kyushu University, Fukuoka, Japan 2004, t. 64, s. 63-77.

[15] J. Dawidowicz, *Classification Diameters of Water-supply Pipelines at Use Neural Networks*, I International Scientific and Technical Conference on Technology, Automation and Control of Wastewater and Drinking Water Systems TIASWIK'2002, Gdansk University of Technology, International Federation of Automatic Control, Gdańsk-Sobieszewo 2002, s. 349-355; J. Dawidowicz, *Metoda oceny średnic rurociągów wodociągowych przy użyciu sztucznych sieci neuronowych*, Materiały XIII Ogólnopolskiej Konferencji Naukowo-Technicznej: „Problemy gospodarki wodno-ściekowej w regionach rolniczo-przemysłowych", „Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk" 2005 nr 30, s. 345-360.

natomiast ocenę rozkładu ciśnienia w sieci wodociągowej i jej układu omówiono w artykułach[16].

Obliczenia liniowych strat ciśnienia

Podczas przepływu wody w przewodzie pod ciśnieniem w wyniku tarcia wewnętrznego warstw wody oraz tarcia wody o ścianki przewodu występują straty hydrauliczne. Straty energii wywołane oporami przy przepływie wzdłuż odcinka przewodu, czyli straty liniowe obliczane są między innymi za pomocą równania *Darcy – Weisbacha* w postaci[17]:

$$\Delta h_l = \lambda \cdot \frac{L}{D_w} \cdot \frac{V^2}{2g} \tag{1}$$

gdzie:
Δh_l – wysokość strat ciśnienia piezometrycznego, [m H_2O],
λ – współczynnik oporów liniowych (liniowych oporów tarcia), [-],
L – długość przewodu, [m],
D_w – średnica wewnętrzna przewodu, [m],
V – średnia prędkość przepływu w przekroju poprzecznym rurociągu, [m/s],
g – przyśpieszenie ziemskie, [m/s^2].

Najtrudniejszym do obliczenia składnikiem wzoru (1) jest współczynnik oporów liniowych λ. Wartość λ może być obliczana przy użyciu różnych równań[18] lub odczytywana z wykresów, lecz według PN-EN 805:2002 – w rurociągach sieci wodociągowych dla strefy burzliwego przepływu współczynnik oporów liniowych λ powinien być wyznaczany za pomocą wzoru *Colebrooka-White'a*[19]:

---

[16] J. Dawidowicz, *The estimation of the run of pressure line in water-pipe network by means of artificial neural networks of MLP type,* 14th conference Problems of Water and Sewage Management in Agricultural and Industrial Regions, „Polish Journal of Environmental Studies" 2007 t. 16, nr 2A, s. 119-122; J. Dawidowicz, *Metody sztucznej inteligencji w diagnostyce wysokości ciśnienia w węzłach oraz układów sieci wodociągowych w procesie obliczeń hydraulicznych*, w: *Inteligentne systemy w inżynierii i ochronie środowiska*, Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, Poznań 2007, s. 85-94.

[17] Cz. Grabarczyk, *Przepływy cieczy w przewodach. Metody obliczeniowe*, Envirotech, Poznań 1997; Wł. Mielcarzewicz, *Obliczanie systemów zaopatrzenia w wodę*, wyd. II, Arkady, Warszawa 2000; A. Szpindor, *Zaopatrzenie w wodę i kanalizacja wsi*, Arkady, Warszawa 1998.

[18] Cz. Grabarczyk, *Przepływy cieczy...*, op. cit; Cz. Grabarczyk, *Analiza porównawcza jawnych wzorów dla współczynnika liniowych strat hydraulicznych*, Przegląd Naukowy Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, z. 8, Warszawa 1995, s. 87-95.

[19] C.F. Colebrook, C.M. White, *Experiments with Fluid Friction in Roughened Pipes,* Proceedings of the Royal Society of London. Series A, Mathematical and Physical Sciences 1937 t. 161, nr 906, s. 367-381; C.F. Colebrook, C.M. White, *The reduction of carrying capacity of pipes with age*, Proceedings of the Institution of Civil Engineers, t. 7, s. 99, London 1937; C. F. Colebrook, *Turbulent flow in pipes with particular reference to the transition region between the smooth and rough pipe laws*, „Journals-Institution of Civil Engineers" 1938 t. 11, s. 133-156.

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2\lg\left(\frac{2{,}5\mathrm{l}}{\mathrm{Re}\sqrt{\lambda}} + \frac{\mathrm{k}}{3{,}71\mathrm{D_w}}\right) \tag{2}$$

gdzie:
k – współczynnik chropowatości bezwzględnej wewnętrznych ścian rurociagu, [m].

Na Międzynarodowym Kongresie Zaopatrzenia w Wodę w Paryżu w 1952 roku została przedstawiona wnikliwa analiza różnych wzorów wyznaczania współczynnika λ[20], w wyniku której formułę *Colebrooka-White'a* uznano za najlepiej oddającą zgodność z wynikami pomiarów w strefie przepływu burzliwego. W powyższym wzorze λ jest funkcją trzech zmiennych: liczby Reynoldsa *Re*, współczynnika chropowatości bezwzględnej *k* oraz średnicy wewnętrznej D_w:

$$\lambda = \mathrm{f}\left(\mathrm{Re}, \frac{\mathrm{k}}{\mathrm{D_w}}\right) \tag{3}$$

gdzie:
Re – liczna Reynoldsa, [-],
k, D_w – jak we wzorach (1) oraz (2).

Liczba Reynoldsa charakteryzuje rodzaj ruchu w przewodach zamkniętych i wyrażona jest wzorem[21]:

$$\mathrm{Re} = \frac{\mathrm{V} \cdot \mathrm{D_w}}{\nu} \tag{4}$$

gdzie:
ν – współczynnik lepkości kinematycznej, [m^2/s],
V, D_w – jak we wzorach (1) oraz (2).

Współczynnik lepkości kinematycznej ν zależy od temperatury i jego wartość odczytywana jest z tablic[22]. Przyjmuje się, że warunkach eksploatacji systemów dystrybucji wody zmiany gęstości oraz lepkości wody w zależności od zmian temperatury i ciśnienia są na tyle małe, że można je pominąć[23]. W obliczeniach systemów dystrybucji wody przyjmuje się wartość współczynnika lepkości $\nu = 1{,}306 \cdot 10\text{-}6\ m^2/s$ dla temperatury 283,15 K (10°C).

Prędkość przepływu do wzorów (1) oraz (4) można ustalić na etapie doboru średnicy przewodu z równania:

$$\mathrm{D_w} = \sqrt{\frac{4 \cdot \mathrm{Q_m}}{\pi \cdot \mathrm{V}}} \tag{5}$$

gdzie:
Q_m – miarodajne natężenie przepływu wody przez przewód, [m^3/s].

[20] P.A. Lamont, *British National Report on Formulae for Pipeline Calculations*, Proceedings 2nd International Water Supply Congress, Paris 1952; P.A. Lamont, *The choice flow laws for practical use*, „Water and Water Engineering" 1969 t. 2, s. 55-63.
[21] Cz. Grabarczyk, *Przepływy cieczy w przewodach. Metody obliczeniowe,* Envirotech, Poznań 1997.
[22] J. Sobota, *Hydraulika i mechanika płynów*, Wyd. Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, Wrocław 2003.
[23] M. T. Walsk i in, *Advanced Water*..., op. cit.

Ostatecznie na podstawie analizy wzorów (2), (4) oraz (5) można stwierdzić, że wymaganymi zmiennymi początkowymi do obliczenia współczynnika oporów liniowych λ są:

- miarodajne natężenie przepływu przez odcinek Q_m;
- współczynnik chropowatości bezwzględnej *k*;
- średnica wewnętrzna $D_{w.}$

Powyższe zmienne zostały przyjęte jako wartości wejściowe sieci neuronowej do obliczania współczynnika oporów liniowych λ. Lepkość ν można przyjąć jako wartość stałą.

Obliczenia współczynnika oporów liniowych λ za pomocą sztucznych sieci neuronowych

Najpopularniejszym obecnie rodzajem sieci neuronowej jest perceptron wielowarstwowy (ang. *MLP – multilayer perceptron*), który składa się z neuronów ułożonych w warstwy[24]. Neurony połączone są pomiędzy warstwami na zasadzie „każdy z każdym", natomiast w jednej warstwie nie występują połączenia pomiędzy neuronami. Do połączeń pomiędzy neuronami przypisane są współczynniki wagowe, których wartości ustalane są w procesie uczenia sieci. Liczba warstw ukrytych i neuronów w poszczególnych warstwach wpływa na możliwości odwzorowania przez sieć zależności reprezentowanej przez zbiór danych wejściowych oraz odpowiadających im wartości wyjściowych (wartości zadanych). Sieci typu perceptron wielowarstwowy mają charakter nieliniowy, w związku z czym mogą modelować funkcje o prawie dowolnej złożoności[25]. Sieci neuronowe były sporządzone za pomocą pakietu STATISTICA.

Dane do uczenia sieci neuronowych

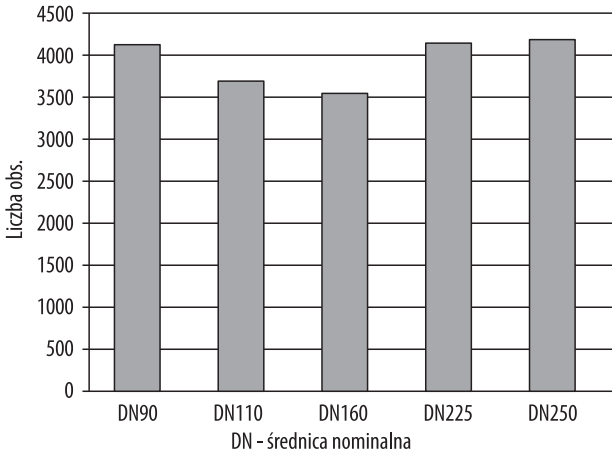
Uzyskanie sieci neuronowej o pożądanych właściwościach w znacznym stopniu uzależnione jest od jakości zbioru danych uczących. Powyższy zbiór składa się z wartości zmiennych wejściowych, opisanych za pomocą wektora $[k, D_w, Q_m]^T$ oraz odpowiadających im danych wyjściowych w postaci współczynnika oporów liniowych λ. Wartość wyjściowa (zadana) λ uzyskana jest w wyniku obliczeń na podstawie danych z wektora wejściowego. Obliczenia współczynnika oporów liniowych λ wykonano dla:

- wzoru *Colebrooka-White'a* (2);

[24] J. Żurada, M. Barski, W. Jędruch, *Sztuczne sieci neuronowe*, Wyd. Naukowe PWN, Wraszawa 1996; C. M. Bishop, *Neural Networks for Pattern Recognition*, Oxford University Press, Oxford 1995.

[25] K. Hornik, M. Stinchcombe, H. White, *Multilayer feedforward networks are universal approximators,* „Neural Networks" 1989 t. 2, s. 359-366.

Rysunek 1
Histogram liczebności przykładów uczących według średnic nominalnych przewodów



Źródło: opracowanie własne.

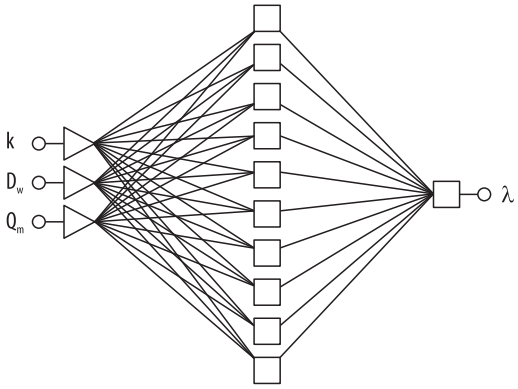
- średnic nominalnych DN90, DN110, DN160, DN225, DN250, przyjmując wartości średnic wewnętrznych dla rur PVC typoszereg PN10 SDR 26;
- zakresu współczynnika chropowatości bezwzględnej k = 0,05 – 2,0;
- przepływów miarodajnych Q_m = 0,1 – 100 l/s, przyjmując wartości zapewniające prędkości zbliżone do optymalnych dla poszczególnych średnic.

Liczebność przykładów uczących w zbiorze danych dla poszczególnych średnic pokazano na rysunku 1. W wyniku obliczeń współczynnika oporów liniowych λ dla powyższych założeń uzyskano zbiór 19 715 przykładów uczących. Obliczenia λ zrealizowano za pomocą sporządzonej procedury numerycznej. Zbiór danych w procesie uczenia sieci został podzielony na podzbiory: uczący, walidacyjny i testowy.

Charakterystyka uzyskanej sieci neuronowej

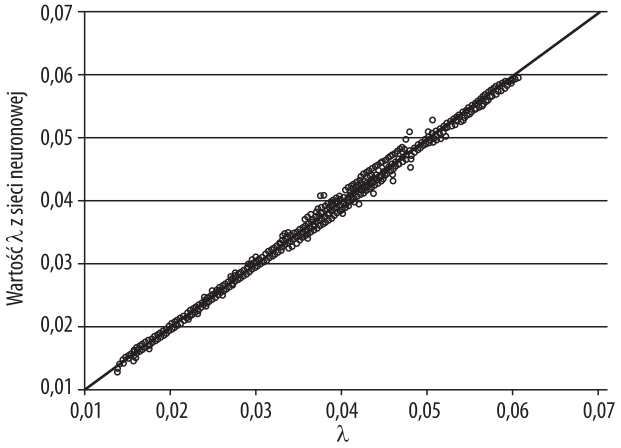
Uwzględniając właściwość sieci neuronowych, które pozwalają na modelowanie wielowymiarowych, nieliniowych zależności, podjęto próbę uzyskania sieci neuronowej umożliwiającej bezpośrednio na podstawie danych charakteryzujących odcinek obliczenie współczynnika oporów liniowych λ. Poszukiwania odpowiedniej struktury sieci neuronowej typu perceptron wielowarstwowy rozpoczęto od 2 neuronów w warstwie ukrytej. Ostatecznie przyjęto sieć z 10 neuronami z logistyczną funkcją aktywacji w warstwie ukrytej oraz jednym neuronem z liniową funkcją aktywacji w warstwie wyjściowej, odpowiedzialnym za wyprowadzenie wartości z sieci (rysunek 2).

Rysunek 2
Schemat sieci neuronowej do obliczania współczynnika oporów liniowych λ



Źródło: opracowanie własne.

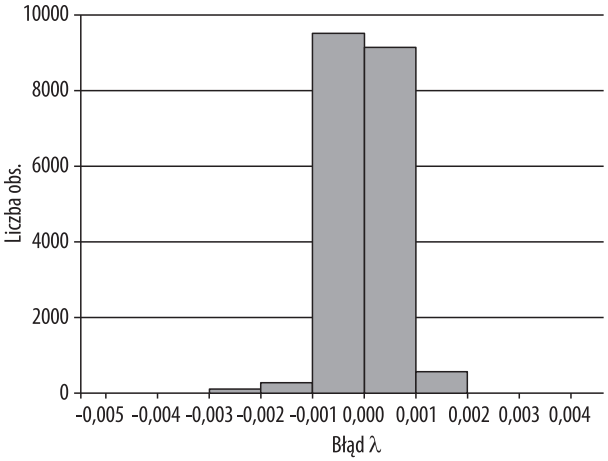
Rysunek 3
Rozrzut wartości λ obliczanych przez sieć neuronową względem wartości zadanych



Źródło: opracowanie własne.

Po procesie uczenia sieci obliczono współczynnik korelacji Pearsona pomiędzy wartościami zadanymi λ a obliczanymi przez sieć neuronową. Uzyskano bardzo wysoką korelację, wynosząca odpowiednio dla podzbiorów: uczącego r = 0,9979485, walidacyjnego r=0,9978741 oraz testowego r=0,9979538. Wykres rozrzutu pomiędzy wartościami zadanymi i wyliczanymi przez sieć neuronową pokazano na rysunku 3. Z kolei na rysunku 4 zamieszczono histogram odchyłek wartości λ obliczonych przez sieć neuronową od odpowiednich wartości zadanych. Wyraźnie widać, że większość odchyłek mieści się w bardzo wąskim przedziale <-0,001, 0,001>.

Rysunek 4
Histogram odchyłek wartości λ obliczanych za pomocą sieci neuronowej od wartości zadanych



Źródło: opracowanie własne.

Podsumowanie

Obliczenia współczynnika oporów liniowych λ za pomocą sztucznych sieci neuronowych dają bardzo dobre rezultaty. Należy mieć jednak na uwadze, że rozwiązanie powyższe wymaga sporządzenia zbioru danych uczących o bardzo dużej liczbie przykładów opisujących zależność λ od danych wejściowych. W niniejszym artykule opisano obliczenia dla średnic przewodów z PVC w zakresie od DN90 do DN250. W dalszej pracy należy zwiększyć zakres średnic, lecz pytaniem otwartym pozostaje kwestia, czy powinna być uczona sieć neuronowa dla wszystkich średnic jednocześnie, czy przedziałami w typoszeregu. Związane to jest ze znacznym wzrostem wielkości zbioru uczącego oraz komplikacją sieci neuronowej, co znacznie utrudnia proces jej uczenia.

Andrzej Butarewicz

MONITORING PRACY KOMUNALNEJ OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW Z WYKORZYSTANIEM ZESTAWU MICROTOX

Andrzej Butarewicz, dr inż. – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
Zakład Biologii Sanitarnej i Biotechnologii
ul. Wiejska 45E, 15-351 Białystok
e-mail: a.butarewicz@pb.edu.pl

MONITORING OF THE MUNICIPAL WASTEWATER TREATMENT PLANT USING A SET OF MICROTOX ANALYZER

SUMMARY: The paper presents the results of acute toxicity investigation of sewage and sewage sludge samples from the municipal treatment plant located in Bialystok. The toxicity was measured by means of the acute test using luminescent bacteria Vibrio fischeri and by Microtox Model 500 analyzer. According to Sawicki's classification, three out of five raw sewage samples were of high toxicity, contrary to the treated wastewaters in which no toxicity was observed. The obtained results confirmed the correct work of the plant. Treated sewage did not contain toxic chemicals and was safety for the environment. It was also found that regardless of the assessment system, sewage sludge was characterized by high or very high toxicity. Its use may cause a significant threat to the environment.

KEY WORDS: wastewater treatment, monitoring, Mictrotox analyzer

Wstęp

W ostatniej dekadzie wybudowano w Polsce wiele nowych oczyszczalni ścieków, a także zmodernizowano wiele starszych obiektów, aby poprawić stan środowiska naturalnego. W latach 1990-2005 wybudowano w Polsce około 3000 oczyszczalni ścieków (w tym około 1000 w miastach i 2000 na obszarach wiejskich), przy czym niemal wszystkie obiekty reprezentują wysoki poziom techniki i wysoką sprawność oczyszczania ścieków[1]. Pozytywnym efektem takich działań jest poprawa jakości wód powierzchniowych i podziemnych.

Ilość ścieków wymagających oczyszczenia w Polsce w roku 2010 przedstawiono na rysunku 1. Należy zwrócić uwagę, że z ogólnej ilości ścieków wymagających oczyszczenia 26% jest oczyszczonych tylko mechanicznie, a 8,7% ścieków jest bezpośrednio odprowadzanych do odbiorników jako ścieki nieoczyszczone. Wraz z oczyszczonymi ściekami do wód powierzchniowych przedostają się różnego rodzaju związki chemiczne, drobnoustroje, w tym drobnoustroje patogenne.

Ze względu na brak odpowiednich przepisów sanitarnych ścieki oczyszczone nie podlegają w naszym kraju badaniom, a także nie prowadzi się ich dezynfekcji[2]. Nie ma również obowiązku prowadzenia badań toksykologicznych, które dałyby odpowiedz na pytanie, czy ścieki odprowadzane do odbiorników są bezpieczne dla mikroflory i mikrofauny zasiedlającej dany akwen.

Jakość ścieków odpływających jest uzależniona od rodzaju dopływających do oczyszczalni ścieków, jak i zastosowanego systemu ich oczyszczania. Dodatkowy problem stanowią osady ściekowe, które są produktem „ubocznym" procesu oczyszczania ścieków[3].

Jakość ścieków odpływających jest uzależniona od rodzaju dopływających do oczyszczalni ścieków, jak i zastosowanego systemu ich oczyszczania. Dodatkowy problem stanowią osady ściekowe, które są produktem „ubocznym" procesu oczyszczania ścieków[4].

Jakość ścieków odpływających jest uzależniona od rodzaju dopływających do oczyszczalni ścieków, jak i zastosowanego systemu ich oczyszczania. Dodatkowy problem stanowią osady ściekowe, które są produktem „ubocznym" procesu oczyszczania ścieków[5].

Skład chemiczny ścieków jest najczęściej bardzo złożony i zależy od wielu czynników. Większość zawartych w surowych ściekach związków chemicznych generuje się w osadach ściekowych, przy czym część z nich to związki toksyczne. W osadach deponuje się ponad połowa ładunku zanieczyszczeń zawartych

[1] *Polityka ekologiczna państwa w latach 2009-2012 z perspektywą do roku 2016*, Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2008, www.mos.gov.pl [08-03-2013].

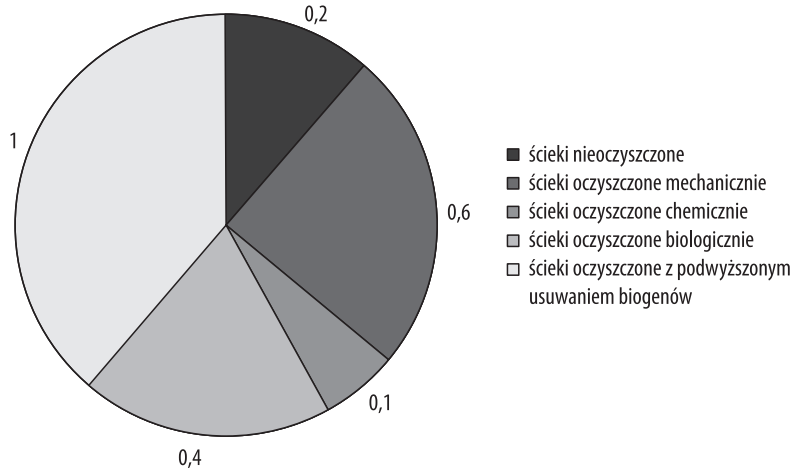
[2] A. Butarewicz, *Toksyczność osadów ściekowych*, w: *Gospodarka odpadami komunalnymi*, t. VII, red. K. Szymański, Wyd. FENIKS, Koszalin 2011, s. 163-171.

[3] A. Butarewicz, *Zagrożenia biologiczne związane ze ściekami i osadami ściekowymi*, XII Sympozjum Naukowo-Techniczne *WOD-KAN-EKO'2009*, Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji w Warszawie, Warszawa 21-23 września 2009 roku, s. 52.

[4] Ibidem.

[5] Ibidem.

Rysunek 1
Stopień oczyszczania ścieków komunalnych i przemysłowych w 2010 roku



Źródło: *Ochrona środowiska*, GUS, Warszawa 2011.

w ściekach dopływających do oczyszczalni[6]. Zanieczyszczenia, które wykrywane są w osadach ściekowych, mogą być zakwalifikowane do następujących kategorii[7]:

- zanieczyszczenia nieorganiczne, przykładowo metale ciężkie, do których zaliczamy związki arsenu, ołowiu, kadmu, rtęci, miedzi, molibdenu, niklu, cynku i selenu oraz pierwiastki śladowe;
- zanieczyszczenia organiczne, na przykład wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), polichlorowane bifenyle (PCB), polichlorowane dibenzodioksyny i dibenzofurany (PCDD/F), nonylofenole (NPE) i nonylofenyloetoksylaty (NPEO), trójchlorometany, środki famaceutyczne, środki powierzchniowo czynne oraz substancje promieniotwórcze;
- organizmy chorobotwórcze, przykładowo bakterie, wirusy, pierwotniaki pasożytnicze oraz nicienie i tasiemce.

Ranking substancji toksycznych utworzony przez Amerykańską Agencję Substancji Toksycznych i Rejestrowania Chorób (ATSDR), tworzony w oparciu o dane statystyczne dotyczące ilości związku występującego na danym terenie, jego toksyczności oraz potencjalnego zagrożenia, jakie może wywoływać u ludzi i innych organizmów żywych, potwierdza, że główne zagrożenie stanowią metale ciężkie. Metale ciężkie i metaloidy, do których zalicza się arsen, zajmują następujące miejsca: 1 (As), 2 (Pb), 3 (Hg), 8 (Cd) i 17 (Cr). Na pełnej liście znajdują się także nikiel

[6] A. Butarewicz, *Czy ścieki oczyszczone z komunalnych oczyszczalni są bezpieczne pod względem sanitarnym?*, „Ochrona Środowiska" 2010 nr 2/3, s. 59-61.

[7] J. Bernacka, L. Pawłowska, *Substancje potencjalnie toksyczne w osadach z komunalnych oczyszczalni ścieków*, Wyd. Instytutu Ochrony Środowiska, Warszawa 2000; S. R. Jenkins, C. W. Amstrong, M.M. Monti, *Health Effects of Biosolids Applied to Land: Available Scientific Evidence* (2007), www.vdh.state.va.us [14-02-2013].

53, cynk 74 i miedź 128[8]. Barierą ograniczającą wykorzystanie osadów ściekowych może być zbyt wysoka zawartość toksycznych metali ciężkich lub czynniki biologiczne[9]. Jak wykazały badania osadów ściekowych pochodzących z komunalnych oczyszczalni ścieków przeprowadzone przez Bernacką i in.[10], zawartość w nich metali ciężkich ulega systematycznemu zmniejszeniu, co jest związane ze zmniejszeniem ilości ścieków przemysłowych dopływających do oczyszczalni komunalnych. Ta korzystna tendencja powinna utrzymać się również w przyszłości. Nie zwalnia to jednak od prowadzenia badań jakości odpływu z oczyszczalni, a także badania osadów ściekowych. Nie ma jednak możliwości badania wszystkich substancji chemicznych obecnych w ściekach lub kumulujących się w osadach ściekowych, które mogą wykazywać działanie toksyczne w odniesieniu do żywych organizmów. Zgodnie z Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 lipca 2010 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych[11] prowadzi się standardowe analizy chemiczne, na podstawie których można określić poziom zanieczyszczenia metalami ciężkimi. Jest to niezwykle ważne zarówno ze względu na mechanizm ich działania, jak i możliwość ich kumulacji w organizmach żywych[12]. Dobrym uzupełnieniem badań chemicznych mogą być badania toksykologiczne. Podczas gdy badania chemiczne dają esencjonalną odpowiedź co do zawartości metali w osadach, testy toksykologiczne uzupełniają tę informację o wpływ wykrytych stężeń na materię ożywioną[13]. W ostatnich latach rozwinęły się różne systemy analizatorów do prowadzenia badań toksykologicznych z wykorzystaniem bakterii luminescencyjnych – Vibrio *fischeri*, na przykład Lumistox, Microtox, BioTox czy ToxAlert. Najczęściej wykorzystywanym zestawem jest system Microtox oraz jego odmiana stosowana do badań polowych – Deltatox.

System Microtox

System Microtox jest uznanym i powszechnie stosowanym na całym świecie standardem w zakresie badania toksyczności ostrej i chronicznej oraz testów mutagenności. Ten test jest szybki w użyciu, czuły, powtarzalny i ekologicznie

[8] www.atsdr.cdc.gov [14-04-2013].
[9] Q.R. Wang i in., *Soil contamination and plant uptake of heavy metals at polluted sites in China*, „Journal of Environmental Science and Health" Part A, Toxic/hazardous substances & environmental engineering 2003 nr 38, s. 823-838; A. Butarewicz, *Czy ścieki oczyszczone* ..., op. cit.; A. Butarewicz, *Dlaczego należy wprowadzić do praktyki dezynfekcję oczyszczonych ścieków?* „Gaz Woda i Technika Sanitarna" 2012 t. 86, nr 6, s. 241-243.
[10] J. Bernacka i in., *Zmiany zawartości substancji potencjalnie toksycznych w komunalnych osadach ściekowych w latach 1998-2007*, Wyd. Instytutu Ochrony Środowiska, Warszawa 2008, s. 1-76.
[11] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 lipca 2010 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz. U. 2010 nr 137 poz. 924).
[12] A. Butarewicz, *Dlaczego należy*...., op. cit.
[13] S. Girotti i in., *Monitoring of environmental pollutants by bioluminescent bacteria,* „Analytica Chemica Acta" 2008 nr 608, s. 2-29.

Rysunek 2
Analizator Microtox® 500



Źródło: zdjęcie A. Butarewicz.

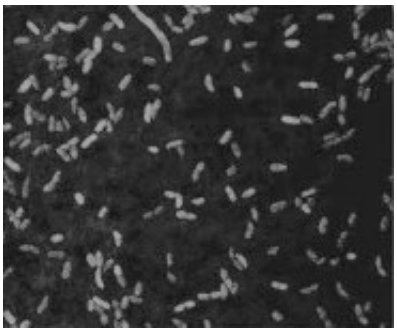
istotny[14]. Testem tym oznaczane mogą być próbki ciekłe, takie jak: woda czy ścieki (Microtox® – System Oceny Toksyczności Ostrej)[15], oraz stałe (wodne ekstrakty na przykład z gleby lub osadów ściekowych) (Microtox® – Test Fazy Stałej obejmuje protokoły Microtox Solid Phase Test, SPT, i Basic Solid Phase Test, BSPT)[16]. Na rysunku 2 przedstawiono analizator Microtox® 500, który wykorzystuje bakterie luminescencyjne z gatunku *Vibrio fischeri.* Bakterie stosowane w badaniach są przechowywane w zliofilizowanej postaci w temperaturze minus 20°C przez okres roku, zachowując zdolność do luminescencji. W każdej chwili mogą być użyte do testu po dodaniu odpowiedniego reagentu.

Bakterie luminescencyjne

Po raz pierwszy zjawisko inhibicji luminescencji bakterii pod wpływem szkodliwych substancji wykorzystano ponad 30 lat temu do oceny toksyczności próbek wody. Obecnie w badaniach próbek środowiskowych dość powszechnie stosuje się biotesty oparte na bakteriach luminescencyjnych należących do gatunków: *Vibrio fischeri*, *Vibrio harveyi*, ***Photobacterium*** *leiognathi* czy *Pseudomonas fluorescens*[17]. W ostatnich latach w badaniach toksykologicznych najczęściej wykorzystuje się przecinkowce z rodzaju *Vibrio*. Do tego rodzaju należą dwa gatunki charakteryzujące się bioluminescencją: *Vibrio fischeri* oraz *Vibrio harveyi.*

[14] E. Fulladosa i in., *Patterns of metals and arsenic poisoning in Vibrio fischeri bacteria,* „Chemosphere" 2005 nr 60, s. 43-48; T. M. Traczewska, *Biologiczne metody oceny skażenia środowiska*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2011, s. 60.
[15] G. Nałęcz-Jawecki, *Badanie toksyczności środowiska wodnego metodą bioindykacji,* Biuletyn Wydziału Farmaceutycznego Akademii Medycznej, Warszawa 2003, s. 1-12.
[16] T.M. Traczewska, *Biologiczne...,* op. cit.; A. Butarewicz, *Dlaczego należy...,* op. cit.
[17] S. Girotti i in., *Monitoring of...,* op. cit.; A. Butarewicz, *Toksyczność osadów...,* op. cit.

Rysunek 3
Bakterie z gatunku Vibrio fischeri



Źródło: www.microbewiki.kenyon.edu [12-02-2013].

Przecinkowce *Vibrio* należą do heterotrofów, są względnymi beztlenowcami. Należą do bakterii Gram ujemnych. Posiadają zdolność ruchu.

Cechą charakterystyczną tych bakterii jest ich zdolność do luminescencji, czyli wytwarzania światła pod wpływem zachodzących w komórkach reakcji enzymatycznych. Jak podaje Widder[18], bakterie z gatunku *Vibrio fischeri* występują w środowisku mórz i oceanów, jednak liczebność tych bakterii w wodach morskich nie jest wysoka. Duże skupiska tych bakterii spotyka się jedynie na niektórych organizmach morskich oraz na martwych rybach morskich i rozkładającej się materii organicznej. Koncentracja tych bakterii może wynosić nawet 10^{10} komórek /cm^3. *Vibrio fischeri* żyją w symbiozie z niektórymi organizmami morskimi, na przykład kałamarnicami[19]. Kałamarnice z gatunku *Euprymna scolopes* dostarczają *V. fischeri* pokarmu, a w zamian bakterie wytwarzają światło w narządzie świetlnym kałamarnicy[20].

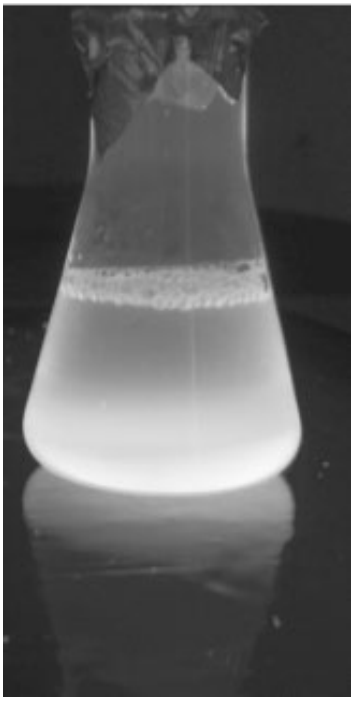
Luminescencja u bakterii *Vibrio fischeri* (rysunek 4) zachodzi pod wpływem enzymu lucyferazy, katalizującego utlenianie tlenem cząsteczkowym, zredukowanego nukleotydu $FMNH_2$ i alifatycznego aldehydu długołańcuchowego (R-CHO) do nietrwałego kompleksu ($LFMNH_2O_2R$-CHO), który po rozpadzie emituje fotony, czyli kwanty energii świetlnej o długości fali 490 nm zgodnie z reakcją:

$$FMNH_2 + O_2 + R\text{-}CHO \rightarrow FMN + R\text{-}COOH + H_2O + światło$$

Wszystkie czynniki zakłócające metabolizm komórkowy, a także wpływające w istotny sposób na funkcjonowanie enzymów i układów enzymatycznych obniżają poziom świecenia bakterii[21]. Inaczej mówiąc, natężenie światła obniża się

[18] E.A. Widder, *Bioluminescence in the Ocean: Origins of Biological, Chemical, and Ecological Diversity*, *Science* 7, May 2010, s. 704-708.
[19] Ibidem.
[20] A.A. Salyers, D.D. Whitt, *Mikrobiologia. Różnorodność, chorobotwórczość i środowisko,* Wyd. Naukowe PWN, Warszawa 2010.
[21] A. Butarewicz, *Toksyczność osadów...,* op. cit.

Rysunek 4
Luminescencja bakterii z gatunku Vibrio fischeri namnożonych na pożywce płynnej



Źródło: zdjęcie A. Butarewicz.

wraz ze wzrostem stężenia substancji toksycznej, co zostało wykorzystane do opracowania urządzeń pomiarowych wykorzystujących tę zależność. Podstawowym urządzeniem stosowanym powszechnie na całym świecie do badań toksykologicznych jest analizator Microtox.

Materiały i metody

Celem przeprowadzonych badań było określenie skuteczności pracy oczyszczalni ścieków na podstawie wykonania badań toksyczności ostrej. Materiał wykorzystany w badaniach toksykologicznych stanowiły próbki ścieków surowych, ścieków oczyszczonych i próbki osadów ściekowych z komunalnej oczyszczalni ścieków w Białymstoku. Analizy wykonano w oparciu o system Microtox®500 firmy SDI.

Badania zostały przeprowadzone od marca do lipca 2011 roku, wykonano 5 serii pomiarów.

W przypadku badania ścieków surowych i oczyszczonych w pierwszym etapie przeprowadzono test skriningowy, tak zwany Screening 81,9%, a następnie dla próbek, które wykazały podwyższoną toksyczność (PE) ≥ 20%, wykonano

test podstawowy z rozcieńczeniami, tak zwany Basic Test 81,9. Następnie przy pomocy programu Omni.4.1. obliczono EC_{50} a otrzymaną wartość przekształcono na jednostki toksyczności TU według wzoru:

$$TU = (1/EC_{50/t}) \times 100 \quad (1)$$

W przypadku badania odwodnionych osadów ściekowych (po prasie) z uwagi na fakt, że wszystkie próbki osadów ściekowych powodują obniżenie luminescencji bakterii, nie wykonano testu skriningowego, lecz podstawowy test fazy stałej z rozcieńczeniami, tak zwany Solid Phase Test. Próbki osadu zostały odpowiednio przygotowane zgodnie z procedurą opracowaną i dostarczoną wraz z urządzeniem przez firmę SDI. W badaniach wykorzystano próbki o masie 7 gramów. Spadek luminescencji próbki był mierzony po 15 i 30 minutach ekspozycji. Obliczenia wyników dokonano, wykorzystując oprogramowanie Microtox Omni.4.1., które umożliwiało generowanie raportu. Wynikiem testu była wartość EC_{50}, czyli stężenie próbki powodujące obniżenie luminescencji o 50%. W celu określenia toksyczności otrzymane wyniki EC_{50} przekształcono w jednostki toksyczności –TU. W przypadku badania próbek osadów zastosowano system przeliczenia zaproponowany przez Falls i in.[22]:

$$TU = (100/EC_{50}) \times 1000 \quad (2)$$

W celu określenia klasy toksyczności badanych próbek ścieków i osadów ściekowych zastosowano dwa różne systemy. Pierwszy, przedstawiony przez Sawickiego i in.[23], w którym przyjęto następujący podział na klasy toksyczności:

0	TU<10	brak istotnego efektu toksycznego
1	10<TU<25	istotny efekt toksyczny – próbka niskotoksyczna
2	25<TU<100	istotny efekt toksyczny – próba toksyczna
3	100>TU	istotny efekt toksyczny – próbka wysokotoksyczna

Do określenia toksyczności próbek wykorzystano również drugi system zaproponowany przez Persoone'a, w którym w zależności od uzyskanej wartości TU określono następujące klasy[24]:

klasa 1 – TU<1 brak istotnej toksyczności,
klasa 2 – 1<TU<10 istotna toksyczność,
klasa 3 – 10<TU<100 wysoka toksyczność ostra,
klasa 4 – TU>100 bardzo wysoka toksyczność.

W obu przedstawionych systemach najwyższa klasa (odpowiednio 3 lub 4) określa bardzo wysoką toksyczność.

[22] B. Falls i in., *A two-step approach to sediment toxicity testing Proof–of-concept,* 2009 www.sdix.com [08-03-2013].
[23] J. Sawicki i in., *Kompleksowa analiza ekotoksykologiczna wód powierzchniowych*, Projekt MNiI nr 2 P05F 056 28, Zakład Biologii Środowiska Akademii Medycznej, Warszawa 2007.
[24] I. Mantis, D. Voutsa, C. Samara, *Assessment of the environmental hazard from municipal and industrial wastewater treatment sludge by employing chemical and biological methods*, „Ecotoxicology and Environmental Safety" 2005 nr 62, s. 397-407.

Omówienie wyników badań

Wyniki badań toksyczności ścieków surowych przedstawiono w tabeli 1. Ścieki surowe, według Sawickiego, wykazały toksyczność w 3 próbkach, a 2 były próbkami niskotoksycznymi. W przypadku zastosowania systemu oceny według Persoone wszystkie próbki charakteryzowały się wysoką toksycznością ostrą. Drugi zastosowany system oceny zawiera dość dużą rozpiętość przedziału charakterystycznego dla próbek toksycznych i dlatego wszystkie badane próbki ścieków mieściły się w tym przedziale.

Ścieki oczyszczone nie wykazały toksyczności w teście skriningowym (procent efektu toksycznego PE<20), więc nie było konieczności wykonania testu podstawowego z rozcieńczeniami. Uzyskane wyniki potwierdziły prawidłową pracę oczyszczalni. Pod względem chemicznym odpływ ścieków do odbiornika był bezpieczny dla środowiska.

Badane próbki osadów ściekowych wykazały zróżnicowaną toksyczność (tabela 2). W przypadku zastosowania klasyfikacji według Persoone'a w 3 próbkach stwierdzono bardzo wysoką toksyczność, a w 2 pozostałych wysoką toksyczność ostrą. Klasyfikacja według Sawickiego bardziej różnicuje badane próbki pod względem toksyczności. Uzyskane wyniki badań własnych są zbieżne z wynikami, które otrzymali Katsoyiannis i Samara[25], badając toksyczność ścieków i osadów ściekowych. Przeprowadzone przez cytowanych autorów badania wykazały wyższą toksyczność osadów ściekowych niż dopływających do oczyszczalni ścieków. W przypadku badania osadów cytowani autorzy stwierdzili, że nieznaczną toksycznością charakteryzowało się 6 próbek (46%) badanych osadów, 5 próbek (38%) było toksycznych, a 2 (15%) były bardzo toksyczne. Jakość osadów jest odzwierciedleniem ścieków dopływających do oczyszczalni. Poszczególne uśrednione próbki osadów pobrane w różnych terminach mogą dość znacznie różnić się pod względem toksyczności. Należy podkreślić, że osady ściekowe powinny spełnić wymagania określone w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 13 lipca 2010 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych[26]. Jeśli zawartość metali ciężkich spełnia określony w rozporządzeniu zakres, to przyczyną toksyczności osadów mogą być inne związki chemiczne. Nie da się wykluczyć synergicznego lub addytywnego działania różnych substancji chemicznych deponowanych w osadach[27]. Niekiedy, pomimo niskich stężeń substancji zawartych w osadach, następuje zwiększenie toksyczności, choć jako pojedyncze składniki nie wywołują one takiego efektu[28].

---

[25] A. Katsoyiannis, C. Samara, *Ecotoxicological evaluation of the wastewater treatment process of the sewage treatment plant of Thessaloniki, Greece*, „Journal of Hazardous Materials" 2007 nr 141, s. 614-621.

[26] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 lipca 2010 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz. U. 2010 nr 137 poz. 924).

[27] G.S. Park i in., *Ecotoxicological Evaluation of Sewage Sludge Using Bioluminescent Marine Bacteria and Rotifer*, „Ocean Science Journal" 2005 nr 40 (2), s. 91-100.

[28] A. Butarewicz, *Toksyczność osadów ściekowych,* w: *Gospodarka odpadami komunalnymi*, t.7, red. K. Szymański, Wyd. FENIKS, Koszalin 2011, s. 163-171.

Tabela 1
Wyniki badań toksykologicznych próbek ścieków surowych

Numer próbki	Ścieki surowe			
	$EC_{50/15min}$	TU	Klasa toksyczności	
			według Sawickiego	według Persoona
1	3,306	30,248	2	3
2	2,780	35,997	2	3
3	7,140	14,006	1	3
4	5,400	18,519	1	3
5	3,860	25,907	2	3

Źródło: J. Sawicki i in., *Kompleksowa analiza ...,* op.cit.; I. Mantis, D. Voutsa, C. Samara, *Assessment of the environmental. . .*, op. cit.

Tabela 2
Wyniki badań toksykologicznych próbek osadów ściekowych

Nr próbki	Osad ściekowy			
	$EC_{50/15min}$	TU	Klasa toksyczności	
			według Sawickiego	według Persoona
1	7045	14	1	3
2	655,9	152	3	4
3	647,5	154	3	4
4	563,2	178	3	4
5	1176	85	2	3

Źródło: ibidem.

Osady pochodzące z komunalnych oczyszczalni ścieków oraz ścieki z niektórych zakładów przemysłowych nie należą do najbardziej niebezpiecznych pod względem ogólnej toksyczności. Badania przeprowadzone przez Trusz-Zdybek i in.[29] wykazały niską toksyczność ścieków pochodzących z browaru.

Dużo wyższą toksycznością charakteryzują się osady z niektórych gałęzi przemysłu, a także wytwarzane przez oczyszczalnie przemysłowe. Potwierdzają to wyniki badań różnych rodzajów osadów ściekowych pochodzących zarówno z oczyszczalni komunalnych, przemysłowych, jak też z wiejskich oczyszczalni prowadzone przez Park i in.[30]. Najwyższy poziom toksyczności odnotowano w przypadku badania osadów pochodzących z oczyszczalni ścieków farbiarskich,

[29] A. Trusz-Zdybek i in., *Zastosowanie systemu Microtox w bioindykacji próbek środowiskowych*, s. 417-425.
[30] G.S. Park i in., *Ecotoxicological Evaluation of ...,* op. cit.

a najniższą toksycznością charakteryzowały się osady z wiejskich oczyszczalni ścieków. Cytowani autorzy stwierdzili, że testy toksykologiczne, włączając w to system Microtox, są niezmiernie przydatne w badaniach toksykologicznych, a szczególnie do określenia toksyczności mieszanin różnych związków chemicznych, przykładowo ścieków. Pozwalają na dokładniejszą ocenę zagrożenia środowiska niż w przypadku badania pojedynczych składników chemicznych[31].

Możliwość zastosowania zestawu Microtox do badania różnych próbek środowiskowych, w tym ścieków i osadów ściekowych sprawia, że analizator ten ma szerokie zastosowanie w ochronie środowiska. W niektórych krajach, jak na przykład w Stanach Zjednoczonych, badania toksykologiczne ścieków odpływających do odbiornika wprowadzono już w 1984 roku, a w 1987 w ponad 1400 pozwoleniach na zrzut ścieków uwzględniono wyniki testów toksyczności[32]. Wykorzystanie testów toksykologicznych do badania ścieków dopływających do oczyszczalni, jak i z niej odpływających powinno stać się czynnością rutynową, pomimo stosunkowo wysokich kosztów takich analiz. W przypadku ścieków surowych dopływających do oczyszczalni zawartość w nich substancji toksycznych nie pozostaje bez wpływu na życie biologiczne osadu czynnego czy błony biologicznej. Wczesne wykrycie w ściekach związków toksycznych może ochronić mikroorganizmy, które są odpowiedzialne za proces oczyszczania ścieków.

Badania toksykologiczne mogą być również ważnym elementem uzupełniającym ocenę jakości osadów ściekowych, zwłaszcza gdy mają one być wykorzystane rolniczo. Niezbędne jest jednak przeprowadzenie badań różnych rodzajów osadów ściekowych i ustalenie precyzyjnych kryteriów ich oceny. Zastosowanie skali oceny według Persoone'a powoduje, że wszystkie osady należy uznać za toksyczne.

Pomimo implementacji do naszego kraju norm toksykologicznych niezbędnych do wykonywania analiz przy użyciu zestawu Microtox wciąż brakuje odpowiednich aktów prawnych, które nakazywałyby wykonywanie takich testów do badania odpływów z oczyszczalni ścieków czy też badania osadów ściekowych. W Polsce coraz więcej ośrodków naukowych dysponuje zestawami Microtox i wykonuje badania na tym sprzęcie. Dzięki standaryzacji testów i opracowaniu niezbędnych norm laboratoria naukowe mogą prowadzić badania, których wyniki posłużą do opracowania odpowiednich aktów prawnych wykonawczych.

Wnioski

Ścieki surowe dopływające do oczyszczalni charakteryzowały się według klasyfikacji Persoone'a wysoką toksycznością ostrą. Zastosowanie klasyfikacji według Sawickiego bardziej różnicowało wyniki badań. Trzy próbki były toksyczne, a dwie niskotoksyczne.

[31] Ibidem.

[32] M. Leszczyńska, *Testy toksyczności w ochronie i kontroli jakości wód*, Materiały Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej „Zaopatrzenie w wodę miast i wsi", Poznań 1996, s. 41-55.

Ścieki odpływające z oczyszczalni nie wykazały toksyczności ostrej. Świadczy to o skuteczności biologicznego oczyszczania ścieków i prawidłowej pracy oczyszczalni.

Badane odwodnione osady ściekowe charakteryzowały się wysoką lub bardzo wysoką toksycznością ostrą według klasyfikacji Persoone'a. Odmienne wyniki uzyskano, stosując klasyfikację Sawickiego – 3 próbki osadów były wysokotoksyczne, 1 była toksyczna, a 1 niskotoksyczna.

Należy doprecyzować klasyfikację toksyczności, którą będzie można stosować w monitoringu ścieków, jak i osadów ściekowych.

Wykorzystanie zestawu Microtox do badania toksyczności ścieków i osadów ściekowych jest optymalnym rozwiązaniem umożliwiającym szybką ocenę skuteczności pracy oczyszczalni.

Artykuł napisano w ramach pracy statutowej S/WBiIŚ/03/2011 realizowanej w Zakładzie Biologii Sanitarnej i Biotechnologii Politechniki Białostockiej.

Makisza N. Aleksiejewicz • Smirnow Dmitrij Giennadiewicz

ТЕХНОЛОГИЯ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД С УМЕНЬШЕНИЕМ ОБРАЗОВАНИЯ ИЗБЫТОЧНОГО АКТИВНОГО ИЛА И ОСАДКА

Makisza Nikołaj Aleksiejewicz, dr – Katedra Kanalizacji i Ekologii Wodnej; Moskiewski Państwowy Uniwersytet Budowlany

Smirnow Dmitrij Giennadiewicz, mgr – Moskiewski Państwowy Uniwersytet Budowlany

adres korespondencyjny:
makishana@mgsu.ru

TECHNOLOGIA OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW Z MINIMALIZACJĄ POWSTAWANIA NADMIERNEGO OSADU CZYNNEGO I INNYCH OSADÓW

STRESZCZENIE: W artykule rozpatruje się możliwość opracowania technologicznego schematu oczyszczania ścieków komunalnych i przemysłowych oraz im pochodnych przy zminimalizowaniu ilości wytrącania się nadmiernego osadu czynnego poprzez zastosowanie bioreaktorów z biomasą oraz przy zmniejszeniu objętości tych osadów poprzez intensyfikację procesu aerobowej stabilizacji osadu.
W pracy zostały omówione wyniki eksperymentów i badań dotyczące wyżej wymienionego zagadnienia.

SŁOWA KLUCZOWE: osad nadmierny czynny, mikroflora bioreaktora, stabilizacja aerobowa

Одним из основных источников загрязнения водных и земельных объектов являются действующие канализационные системы. Основной ущерб при этом наносится как при сбросе недостаточно очищенных сточных вод, так и при утилизации осадка, образующегося в процессе очистки. Важно отметить, что в настоящее время многие очистные сооружения имеют существенный физический и моральный износ. Построенные 20-30 лет назад сооружения не могут обеспечивать проектного качества очистки, не говоря уже об ужесточившихся в настоящее время нормативах, особенно это касается содержания в очищенной воде биогенных элементов, что ранее не нормировалось. Кроме того, как в существующих, так и во вновь проектируемых схемах очистки обработка и утилизация избыточного активного ила и осадка зачастую воспринимается как второстепенная задача. Основное внимание уделяется вопросам доведения качества очищенной воды до достаточно жестких и подчас невыполнимых нормативов, в то время как необработанный осадок утилизируется такими несовершенными методами как складирование на иловых площадках или сброс в пруды-накопители. А ведь проблема, связанная с обработкой и размещением осадка и избыточного ила затрагивает как технико-экономический, так и социально-экологический аспекты[1].

Технико-экономический аспект обусловлен отсутствием надежных технологий позволяющих с одной стороны минимизировать образование избыточного активного ила и осадка, а с другой максимально переработать образующийся ил и осадок в полезные продукты, которые в дальнейшем могут быть использованы в различных отраслях народного хозяйства.

Социально-экологический аспект обусловлен постоянным расширением площадей для хранения осадков[2] ,загрязнению почв и водной среды ионами тяжелых металлов, а также ухудшению санитарно-празитологической обстановки в районе организованного и, тем более, неорганизованного размещения осадка[3].

В связи с вышеперечисленными обстоятельствами перед современной наукой в области водоснабжения и водоотведения встает задача по созданию такой технологии очистки хозяйственно-бытовых и близих к ним

---

[1] И.С. Туровский, *Осадки сточных вод. Обезвоживание и обезвреживание*, М., ДеЛи принт, 2008, с.51-58; Б.Г. Мишуков, Е.А. Соловьева, В.А. Керов, Л.Н. Зверева, *Технология удаления азота и фосфора в процессах очистки сточных вод. Справочное пособие*, СПб., 2008, с. 33-35; М. Хенце, П. Армоэс, Й. Ля-Кур-Янсен, Э. Арван, *Очистка сточных вод: Пер. с англ*, М Мир, 2004, с. 226-234.

[2] М.Н. Ненашева, Л.Ф. Добрынина, Т.Ф. Шарипова, *Научная концепция создания очистных сооружений «нового типа» для очистки сточных вод в малых населенных пункта,* „Вестник ОГУ" 2002 nr 3, с. 21-24 М.Н. Ненашева, Л.Ф. Добрынина, Т.Ф. Шарипова, *Научная концепция создания очистных сооружений «нового типа» для очистки сточных вод в малых населенных пункта,* „Вестник ОГУ" 2002 nr 3, с. 21-24.

[3] Feineblasige Beluftung durch Sauerstoff-einspeisung unter "Supercavitation"/ KA-Abwasser, Abfall 2006 (53) nr 11, p. 99-104; Е.Я. Соколов, Н.М. Зингер, *Струйные аппараты*, М., Энергоатомиздат,1989, с.72-73.

по составу производственных сточных вод, при которой бы выполнялись следующие условия:

- качество очищенных сточных вод, удовлетворяющее современным нормативам, в том числе и по биогенным элементам;
- образование минимального количества избыточного активного ила и осадка;
- возможность использования получаемого осадка в качестве удобрения или иной способ упрощения его утилизации;
- компактность очистных сооружений, сокращение занимаемой ими площади.

Одним из перспективных путей развития систем глубокой очистки сточных вод с минимизацией образующегося осадка является использование иммобилизованной микрофлоры, для чего могут быть применены различные типы и виды загрузочных материалов, например, плавающие, фиксированные и т.д. Это позволит, с одной стороны, увеличить концентрацию активного ила в системе, что позитивным образом скажется на качестве очистки, а с другой стороны, сократить количество свободноплавающего активного ила, что позитивно отразится на количестве образующегося избыточного активного ила[4].

С учетом вышеизложенных требований была предложена схема глубокой биологической очистки хозяйственно-бытовых и близких к ним по составу производственных сточных вод, включающая следующие стадии:

- механическую очитку, включающую в себя удаление крупных загрязнений и песка, а также первичное отстаивание;
- глубокую биологическую очистку по схеме, обеспечивающей снижение образования избыточного ила;
- доочистка (при необходимости) и обеззараживание.

Основным элементом данной схемы является комплекс сооружений биологической очистки, позволяющий минимизировать образование избыточного ила. Для осуществления этого процесса было предложено использовать анаэробно-аэробный биореактор с прикрепленной микрофлорой, работающий в режиме низких и средних нагрузок. Интенсификация процессов биологической очистки с использованием иммобилизованной микрофлоры позволяет снизить количество избыточного ила в 5-7 раз по сравнению с традиционными схемами очистки в аэротенках[5].

Таким образом, при применении вышеуказанной схемы очистки образование большей части отходов происходит на стадии механической очистки в виде сырого осадка.

---

[4] Н.А. Макиша, Е.С. Гогина, *Использование плавающего загрузочного материала как один из способов оптимизации процессов глубокой биологической очистки сточных вод*, Вестник МГСУ, 2009, с. 117-119.

[5] Н.А. Макиша, *Исследование процессов биологической очистки сточных вод в система с активным илом с применением плавающего загрузочного материала*, „Вестник МГСУ" 2010 nr 2, с. 247-252.

Для уменьшения количества сырого осадка возможен отказ от первичного отстаивания. В этом случае неосветленные сточные воды, освобожденные от песка и крупных механических включений, направляются непосредственно на сооружения биологической очистки. Такой прием получил широкое распространение на сегодняшний день, в особенности в схемах очистки с удалением биогенных элементов. Однако в этом случае несколько увеличивается образование избыточного активного ила. Кроме того, подача на биологическую очистку неосветленных сточных вод может привести к кальматации (заилению) инертного носителя микрофлоры[6].

Для уточнения приведенных выше данных, а также для выявления необходимости первичного отстаивания, на кафедре «Водоотведение и водная экология» МГСУ был проведен эксперимент по изучению процесса биологической очистки сточных вод с минимизацией образования избыточного ила в аэротенке с иммобилизованной микрофлорой. Для работы использовались городские сточные воды после первичного отстаивания со следующими концентрациями загрязнений:

- Взвешенные вещества – 49-80 мг/л;
- $БПК_5$ – 75-190 мг/л;
- NH_4-N – 28-62 мг/л;

Исследования проводились в экспериментальном аэротенке общим объемом 46л (схема представлена на рисунке 1). Аэротенк имел 5 последовательно соединенных камер, заполненные волокнистым синтетическим загрузочным материалом (рисунок 2), занимавшим 80-100% объема камер. Первая камера использовалась в качестве аноксидной зоны, остальные камеры были оборудованы мелкопузырчатыми аэраторами. В качестве загрузки использовался волокнистый загрузочный материал, выполненный в виде матов толщиной 40мм, представленный на рисунке 2. Для обеспечения процессов денитрификации была предусмотрена рециркуляция стоков, содержащих нитраты и нитриты из последней камеры в первую. Время пребывания сточных вод сотавляло 4-15 ч.

В ходе эксперимента, длившегося 5 месяцев, были получены следующие концентрации загрязнений в очищенных сточных водах:

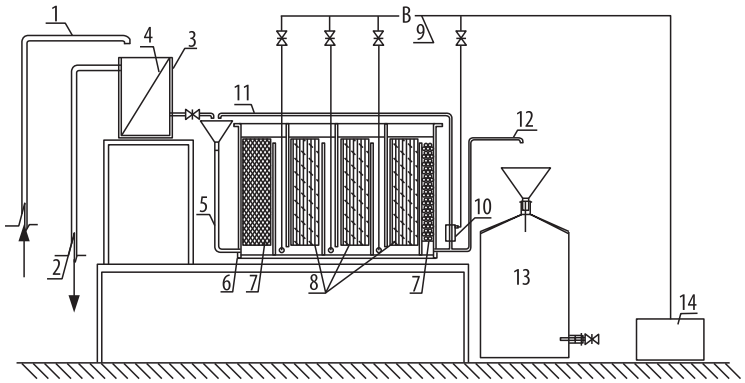
- Взвешенные вещества <5 мг/л;
- $БПК_5$ – 1-6 мг/л;
- NH_4-N – 1,9-3,9 мг/л;
- NO_3-N – 10,7-15,4 мг/л.

Заиления загрузки не наблюдалось, что может свидетельствовать о минерализации остаточных взвешенных органических загрязнений и, в том числе, отмирающей микрофлоры.

Для выявления возможности отказа от первичного отстаивания эксперимент был продолжен на неосветленной сточной воде с содержанием взвешенных веществ до 120-190 мг/л, чточерез 2 недели работы привело

[6] В.П. Саломеев, Е.С. Гогина, Н.А. Макиша, *Решение вопросов удаления биогенных элементов из сточных вод*, „Водоснабжение и канализация" 2011, t. 2, nr 3, c. 44-53.

Рисунок 1
Схема лабораторной установки биологической очистки с минимизацией образования избыточного ила



1 – подача осветленных стоков, 2 – перелив, 3 – бак постоянного уровня, 4 – защитная сетка, 5 – трубопровод подачи стока в установку, 6 – корпус биореактора, 7 – анаэробная зона с волокнистой загрузкой, 8 – аэробные зоны с волокнистой загрузкой, 9 – воздуховод, 10 – эрлифт рециркуляции, 11 – возврат стока содержащего нитраты, 12 – выход очищенной воды, 13 – емкость для отбора средних проб, 14 – компрессор.

Получено из: самостоятельная разработка.

Рисунок 2
Загрузка, извлеченная из лабораторной установки



Получено из: самостоятельная разработка.

к кольматации загрузочного материала, сделавшей невозможным дальнейшее продолжение эксперимента.

Как видно из результатов эксперимента, доза прикрепленной биомассы в установке позволяет обеспечивать глубокую очистку от органических загрязнений и нитрификацию при практически полном отсутствии биомассы во взвешенном состоянии. Этот факт, наряду с низким

содержанием взвешенных веществ в очищенной воде, позволяет минимизировать размеры вторичных отстойников и полностью отказаться от рециркуляции возвратного ила.

Однако из-за кольматации загрузки при работе на неосветленных сточных водах полный отказ от первичного отстаивания остается невозможным. Таким образом в предлагаемой технологический схеме помимо сооружений для очистки сточных вод, значительное внимание следует уделить сооружениям для обработки осадка первичных отстойников с целью уменьшения его объема.

Для оптимизации процесса стабилизации сырого осадка, образующегося в предлагаемой схеме очистки, и улучшения его седиментационнных и водоотдающих свойств были также проведены исследования по интенсификации аэробной стабилизации с использованием эжекторной аэрации[7].

Эксперимент проводился на лабораторной установке, представляющей собой колонну из оргстекла диаметром 100 мм и высотой 2 м. Колонна заполнялась неуплотненным осадком, который забирался из нижней части установки вихревым насосом, пропускался через эжектор и подавался в верхнюю часть колонны (рисунок 3)[8].

В качестве контрольного использовался равный по объему стабилизатор с пневматической системой аэрации.

Эксперимент продолжался 7 суток[9]. В исходном осадке определяли концентрацию твердой фазы по объему, концентрацию по массе, ХПК и зольность. Эти же показатели определялись в 1 день процесса стабилизации через каждые 2 часа, а затем 1 раз в 12 ч в каждый последующий день эксперимента. Минимальная концентрация твердой фазы по объему (30 мл/л) и ХПК были достигнуты через 18-19 часов обработки и далее оставались практически неизменными. В то время как в контрольном стабилизаторе минимальная ХПК была достигнута лишь на 5 сутки.

По данным гидробиологического анализа, жизнедеятельность микрофлоры угнеталась через 10-17 ч обработки.

Аналогичный по методологии эксперимент был проведен для изучения влияния эжекторной аэрации на стабилизацию избыточного активного ила. Согласно полученным данным, время стабилизации избыточного ила с концентрацией 4-7 г/л по сухому веществу составляет порядка 5-6 часов.

По экспериментальным данным была разработана и смонтирована производственная установка для очистных сооружений с традиционной схемой очистки производительностью 600 м^3/сут для стабилизации смеси сырого осадка и избыточного ила. Однако в связи низкой концентрацией взвешенных веществ в поступающих сточных водах занчительную долю

[7] М.Н. Ненашева, Л.Ф. Добрынина, Т.Ф. Шарипова, *Научная концепция* ..., op. cit.; Feineblasige Beluftung ..., op. cit.

[8] Е.Я. Соколов, Н.М. Зингер, *Струйные...*, op. cit.

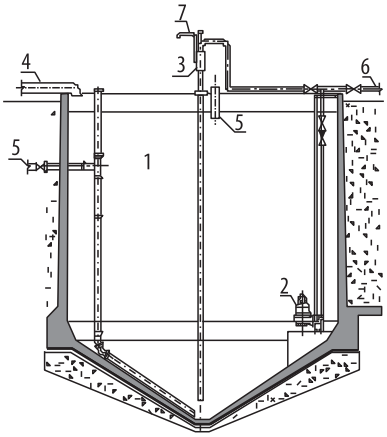
[9] М. Хенце, П. Армоэс, Й. Ля-Кур-Янсен, Э. Арван, *Очистка...*, op. cit.; М.Н. Ненашева, Л.Ф. Добрынина, Т.Ф. Шарипова, *Научная концепция...*, op. cit.

Рисунок 3
Схема лабораторной установки



Получено из: самостоятельная разработка.

Рисунок 4
Производственная установка аэробной стабилизации



1 – емкость стабилизатора, 2 – циркуляционный насос, 3 – эжектор, 4 – трубопровод подачи сырого осадка, 5 – трубопровод отвода уплотненного и стабилизированного осадка, 6 – трубопровод отвода иловой воды, 7 – воздушная трубка эжектора

Получено из: самостоятельная разработка.

Таблица 1
Данные технологического контроля работы производственного стабилизатора

Сутки	Концентрация по объему [мл/л]	Концентрация по массе [г/л]	Зольность, [%]	ХПК иловой смеси [мг/л]
0	270	7.2	27,5	10720
1	40	3.4	43.0	1690
2	35	2,2	51,8	1620
3	32	2,0	56,1	1608
4	30	1,8	56.9	1560
5	30	1,2	59.8	1536
6	30	1,1	60,9	1470
7	27	1,1	62.0	1480

Получено из: самостоятельная разработка.

в смеси активного ила и осадка, поступавшего на стабилизацию, составлял избыточный ил.

Установка для стабилизации осадка по вышеуказанному методу представляет собой железобетонный резервуар, оборудованный эжектором с вертикальным трубопроводом, доходящим до дна сооружения (рисунок 4).

Для работы эжекторной системы аэрации используется погружной насос (1 рабочий, 1 резервный), установленный непосредственно в стабилизаторе.

Во время стабилизации насос 2 перекачивает иловую смесь через эжектор 3. После завершения процесса стабилизации, насос отключается и происходит уплотнение ила в емкости стабилизатора 1. После завершения уплотнения, осадок выдавливают гидростатическим давлением или откачивают по трубе 5. Насос посредством задвижки отключают от эжектора, и подключают к трубопроводу перекачки иловой воды в голову сооружений 6.

Для контроля за уровнем ила в процессе уплотнения, в стабилизаторе устанавливается ультразвуковой датчик.

Данные технологического контроля в ходе эксплуатации производственной установки потдвердили результаты лабораторных исследований (таблица1).

Основываясь на данных производственного эксперимента и опытной эксплуатации модернизированного аэробного стабилизатора были спроектированы и построены аэробные стабилизаторы для очистных сооружений в Московской области производительностью 600-10000 $м^3$/сут.

Marcin Becher

SKŁAD CHEMICZNY PODŁOŻA PO UPRAWIE PIECZARKI JAKO ODPADOWEGO MATERIAŁU ORGANICZNEGO

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

adres korespondencyjny:
Wydział Przyrodniczy
Katedra Gleboznawstwa i Chemii Rolnej
ul. B. Prusa 14, 08-110 Siedlce,
e-mail: mbecher@uph.edu.pl

CHEMICAL COMPOSITION OF SPENT MUSHROOM SUBSTRATE AFTER CULTIVATION OF AGARICUS BISPORUS AS A WASTE ORGANIC MATERIAL

SUMMARY: The chemical composition of spent mushroom substrate after cultivation of *Agaricus bisporus* from a modern, high per-formance mushroom hall in Siedlce region were determined. The substrate for cultivated mushrooms (ground + cover) came from different manufacturers. The dry matter content of the analysed spent mushroom substrate was average 36,5%, the reaction was mostly slightly acid or neutral (pH ranged 6,13-6,70), and content of the mineral nitrogen forms (N-NH4 i N-NOx) accounted for 1,24% of the total nitrogen, but it was several times more the ammonium nitrogen form. The total content of macroelements (N, Ca, P, Mg, Na) and same microelements (Co, B, Cu, Zn) was more then in the manure, with the most varied of the calcium content. The values of C:N ratio (average 12,3) was similar to the optimum levels in humus horizons of arable soils. The values of N:P:K ratio (2,6:1:1,8) indicated on deficiency of phosphorus and potassium. The content of heavy metals included in range allowing this waste material to fertilizer.

KEY WORDS: spent mushroom substrate, macroelements, trace elements

Wstęp

Podłoże po uprawie pieczarek (świeże, ang. *spent mushroom substrate* – SMS; kompostowane, ang. *spent mushroom compost* – SMC) stanowi odpadowy materiał organiczny z pieczarkarni. Zaliczono je do grupy odpadów z rolnictwa i innych jako „inny niewymieniony odpad"[1]. Przy produkcji podłoża do uprawy tego grzyba wykorzystuje się, a jednocześnie utylizuje, odpady organiczne pochodzące z produkcji rolnej (dobrej jakości, o dużej zawartości węgla twardą słomę żytnią, pszenną, pszenżytnią, pomiot drobiowy – od brojlerów, kur niosek i indyków) oraz odpady mineralne z przemysłu (gips odpadowy z elektrofiltrów, fosfogips, $CaCO_3$)[2].

Pieczarkarstwo (sektor rolnictwa) zaczęło intensywnie rozwijać się w Polsce od 1992 roku.

Uprawa pieczarki scentralizowana jest obecnie w środkowowschodniej Polsce, głównie w rejonie siedlecko-łosickim, gdzie powstały nowoczesne, wielkoobszarowe (5-40 tys. m^2) pieczarkarnie. Po 6 tygodniach cyklu uprawowego pieczarki do środowiska przekazywana jest znaczna ilość (1000-1300 tys. ton/rok) zużytego podłoża. Zmusza to do poszukiwania sposobów jego wykorzystania. Duży areał gleb lekkich w Polsce pod użytkami rolnymi, w większości z deficytem materii organicznej[3], stanowi możliwość utylizacji podłoża poprzez wykorzystanie go w nawożeniu (najlepiej świeżego). Oprócz produkcji roślinnej podłoże można wykorzystywać w ogrodnictwie, rekultywacji gruntów, użyźnianiu terenów zielonych. Gospodarowanie składnikami zawartymi w odpadowych materiałach organicznych, przeznaczonych do wykorzystania nawozowego, winno odbywać się według zasad dobrej praktyki rolniczej. Zgodnie z Dyrektywą Azotanową[4] dawki materiałów nawozowych limitowane są zawartością azotu i wynoszą 170 kg N ha^{-1} na gruntach ornych oraz 210 kg N ha^{-1} na użytkach zielonych. Wykorzystanie energetyczne zużytego podłoża (spalanie, współspalanie)[5] nie cieszy się większym zainteresowaniem, gdyż materiał ten jest zbyt wilgotny (wymaga energii na jego wysuszenie) i zawiera zbyt dużo składników mineralnych (m.in. chlor, potas) utrudniających ten proces. Zróżnicowanie składu chemicznego zużytego podłoża związane jest głównie ze składem materiałów wyjściowych do produkcji podłoża (słoma i pomiot drobiowy, rzadko obornik koński oraz substancje odżywcze i strukturotwórcze – mocznik, węglany, włókno kokosowe, odtłuszczona śruta sojowa) oraz okrywy (torf niski lub przejściowy, niezamulony

[1] Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie katalogu odpadów z dnia 27 września 2001 roku (Dz.U. nr 112 poz. 1206).

[2] N. Sakson, *Produkcja podłoża do uprawy pieczarki*, Państwowe Wydawnictwo Rolne i Leśne, Poznań 2007.

[3] S. Kalembasa, S. Baran, J. Drozd, *Wartość próchnicotwórcza odpadów jako czynnik wpływający na środowisko glebowe*, „Roczniki Gleboznawcze" 2004 t. 55, nr 1, s. 25-34.

[4] Dyrektywa 91/676/EWG z dnia 12 grudnia 1991 r. w sprawie ochrony wód przed zanieczyszczeniem powodowanym przez azotany pochodzenia rolniczego.

[5] J. Maszkiewicz, *Zużyte podłoże popieczarkowe jako nawóz i paliwo*, „Pieczarki Biuletyn Producenta Pieczarek" 2010 nr 1, s. 59-60.

lub słabo zamulony, z różnym udziałem tortu wysokiego oraz dodatkami alkalizującymi – dolomit, wapno defekacyjne, kreda łąkowa), technologią tej produkcji, ilością zbiorów (tzw. rzutów) i plonem pieczarki. Producenci pieczarki, zwłaszcza w uprawie wielkotowarowej, borykają się z możliwością zagospodarowania ogromnej masy zużytego podłoża, gdyż przeważnie nie prowadzą działalności na użytkach rolnych, a wywóz tego odpadowego materiału wymaga dodatkowych nakładów organizacyjnych i zwiększa koszt produkcji.

Stosowanie podłoża po uprawie pieczarki w różnych działach rolnictwa zmuszać będzie do jego analizy chemicznej ze względu na zmienność zawartości składników (w tym wapnia) oraz zasolenie. Uwzględniając zasobność gleby oraz potrzeby pokarmowe uprawianych roślin, należy odpowiednio uzupełniać i bilansować te składniki. Często nadmierna ilość rozpuszczalnych soli w podłożu, zwłaszcza w mniejszych pieczarkarniach, gdzie NaCl służy do zwalczania *Dactylium dendroides*, może negatywnie wpływać na wegetację młodych, wrażliwych na zasolenie roślin. Po wyeliminowaniu tego czynnika podłoże może być wykorzystywane do upraw polowych, szklarniowych, sadowniczych w kształtowaniu terenów zieleni.[6] Dodatek podłoża do gleb, zwłaszcza lekkich, będzie poprawiać ich zasobność w składniki pokarmowe oraz zwiększać pojemność wodną ze względu na znaczną ilość hydrofilowej materii organicznej.

Celem podjętych badań była ocena składu chemicznego podłoża po uprawie pieczarki białej jako odpadowego materiału organicznego z wielkotowarowych pieczarkarni.

Materiał i metody badań

Materiał badawczy stanowiło zużyte świeże (nie składowane) podłoże, po 6-tygodniowej uprawie pieczarki białej *Agaricus bisporus* (Lange Sing), pochodzące z czterech nowoczesnych wielkotowarowych pieczarkarni zlokalizowanych w rejonie siedleckim. Podłoże do uprawy pieczarki, składające się z podłoża właściwego (warstwa 15 cm) oraz okrywy (warstwa 5 cm), pochodziło od różnych producentów (podłoże z firmy „Kania i Synowie", „Mykogen", „Stec", „Unikost", a okrywa z firmy „Wokas"). Próbki do badań pobierano z kilkunastu punktów, różnych półek hali uprawowej (po parowaniu dezynfekcyjnym, przed usunięciem podłoża z pieczarkarni) i uśredniono. W próbkach (n = 4) oznaczono (w 3 powtórzeniach): zawartość suchej masy, wagowo, po wysuszeniu w temp. 105°C; pH, potencjometrycznie w roztworze 1M KCl, v/v = 1:2,5; zawartość azotu w formach mineralnych ($N\text{-}NH_4$ oraz $N\text{-}NO_3$ i $N\text{-}NO_2$), w ekstrakcie 1M KCl, wg metody Bremnera i Keeneya[7]. Próbki suche rozdrobniono w młynku agatowym do śred-

[6] D. Bayer, *Spent mushroom substrate*, 1999; E. Medina i in., *Spent mushrum substrates as component of growing media for germination and growth of horticultural plants*, „Bioresource Technology" 2009 nr 100, s. 4227-4232.

[7] D. Kalembasa, *Zastosowanie izotopów ^{15}N i ^{13}N w badaniach gleboznawczych i chemiczno-rolniczych*, Wyd. Naukowo-Techniczne, Warszawa 1995.

nicy cząstek < 0,25 mm i oznaczono: zawartość popiołu, wagowo, po mineralizacji w temp. 500°C; zawartość całkowitą węgla (TC) i azotu (TN), na autoanalizatorze Series II 2400, firmy Perkin Elmer, z detektorem przewodności cieplnej (TCD), jako materiał wzorcowy użyto acetanilid; zawartość wybranych pierwiastków z grupy makroelementów i mikroelementów, pierwiastków śladowych i metali ciężkich, na atomowym spektrometrze emisyjnym z indukcyjnie wzbudzoną plazmą (ICP – AES), Optima 3200 RL, firmy Perkin Elmer (po spaleniu i roztworzeniu popiołu w 20% HCl).

Omówienie wyników

W analizowanych podłożach po uprawie pieczarki białej *Agricus bisporus*, z czterech wielkotowarowych pieczarkarni, stwierdzono od 30,5 do 48,2% suchej masy (średnio 36,5%), a ilość popiołu kształtowała się w granicach 352-411 g kg^{-1} (średnio 385 g kg^{-1}) (tabela 1). Zbliżoną zawartość suchej masy w podłożach popieczarkowych stwierdzili Bayer[8], Jordan i in., Maszkiewicz, Kalembasa i in. Wartość pH w zużytych podłożach kształtowała się w granicach 6,23-6,70, co odpowiada odczynowi lekko kwaśnemu, rzadziej obojętnemu. Stwierdzono kilkakrotnie więcej azotu w formie amonowej ($N\text{-}NH_4$) niż azotanowej ($N\text{-}NO_3$); azot w obydwu tych formach stanowił 1,24% zawartości azotu całkowitego. Zawartość całkowita węgla wynosiła średnio 288 g kg^{-1} (252-326 g kg^{-1}), azotu 23,5 g kg^{-1} (19,3-26,2 g kg^{-1}), a stosunek C:N (11,0-13,1:1; średnio 12,3) był zbliżony do optymalnego w ornych poziomach próchnicznych, aktywnych biologicznie (10:1). Ten wąski iloraz wskazuje na przewagę mineralizacji organicznych związków azotu nad ich syntezą, w wyniku czego z rozkładanego materiału organicznego uwalniają się składniki pokarmowe dostępne dla roślin i organizmów glebowych[9]. Wstępne badania dowodzą[10], że podłoże po uprawie pieczarki działa najkorzystniej przez pierwsze dwa lata. Steward i in.[11] podają, że w zużytym podłożu około 94% azotu wbudowane jest w związki organiczne. Travis i in.[12] sugerują, że około 30% azotu w związkach organicznych podłoża popieczarkowego ulega mineralizacji w ciągu 5 lat od wprowadzenia do gleby, przy czym tempo tego procesu rozkłada się następująco w poszczególnych latach: 15, 8, 4, 2 i 1%.

---

[8] D. Bayer, *Spent mushroom*..., op. cit.; S. N. Jordan, G. J. Mullen, M. C. Murphy, *Composition variability of spent mushroom compost in Ireland*, „Biorcosurce Technology" 2008 nr 99, s. 411-418; J. Maszkiewicz, *Zużyte podłoże*..., op. cit.

[9] D. Kalembasa i in., *Właściwości materii*..., op. cit.

[10] D. Kolembasa, A. Majchrowska-Safaryan, *Podłoże po uprawie pieczarki potencjalnym źródłem zasobności gleby płowej,* projekt badawczy NCN.

[11] D. P. C. Stewart, K. C. Cameron, I. S. Confort, *Effect of spent mushrum substrate on soil chemical conditions and plant growth in an intensive horticultural system: a comparison with inorganic fertiliser*, „Australian Jurnal of soil Research" 1998 nr 36(2), s. 75-83.

[12] J. W.Travis i in., *A practical guide to the application of compost in vineyards*, 2003, www.fpath.cas.psu.edu [12-02-2013].

Tabela 1
Wybrane właściwości badanych podłoży po uprawie pieczarki

Podłoże popieczarkowe	Sucha masa %	pH	Popiół g kg^{-1}	N-min g kg^{-1} św. m.			TC	TN	C/N
				$N\text{-}NH_4$	**$N\text{-}NO_3$**	**suma**	**g kg^{-1}**		
A	30,5	6,23	400	0,195	0,014	0,209	287	23,2	12,4
B	31,8	6,29	411	0,215	0,008	0,233	252	19,3	13,1
C	34,9	6,70	369	0,250	0,050	0,300	326	25,2	12,9
D	48,2	6,58	352	0,350	0,070	0,420	287	26,2	11,0
Średnia	**36,5**	**-**	**383**	**0,252**	**0,036**	**0,291**	288	23,5	12,3

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 2
Zawartość makroelementów (g kg^{-1} s. m.) w badanych podłożach popieczarkowych

Podłoże popieczarkowe	P	K	Ca	Mg	Na	S
A	9,82	16,1	126	4,73	1,56	40,5
B	7,49	13,4	132	4,15	1,43	53,9
C	9,01	17,8	88,2	4,35	1,74	35,4
D	9,90	18,8	91,0	5,05	1,92	39,8
Średnia	**9,06**	16,5	109	4,57	1,66	42,4

Źródło: opracowanie własne.

Biała[13] podaje, że w pierwszym roku rośliny wykorzystują z podłoża 20-25% N, 20-40% P i 65-85% K.

Zawartość ogólna badanych makroelementów w analizowanych podłożach popieczarkowych była zróżnicowana (tabela 2). Dość duża ilość wapnia w podłożu jest następstwem dodatku tego składnika (w różnych związkach) do okrywy i podłoża. Dlatego też ten odpadowy materiał będzie wykazywał działanie nawozowe odkwaszające. Stwierdzono, że większość badanych makroelementów była niewiele zróżnicowana między poszczególnymi podłożami. Największe różnice zanotowano dla wapnia (88,2-132 g kg^{-1}), przy czym najbardziej zasobne w ten składnik było podłoże A i B. Taki sam układ zawartości pierwiastków w podłożach po uprawie pieczarki stwierdziły Kalembasa i Majchrowska-Safaryan[14]. Według Jordana i in.[15] największej zmienności podlega zawartość fosforu w związkach przyswajalnych (współczynnik zmienności 95%) oraz zawartość wapnia (współczynnik zmienności 83,3%).

[13] J. Biała, *The use of recycled organics composting viticulture*, Proc. 6ht Inter. Congress on Organic Viticulture, 2000, www.elspl.com.au [12-02-2013].
[14] D. Kalembasa, A. Majchrowska–Safaryan, *Wpływ uprawy pieczarki na skład chemiczny podłoża*, „Zeszyty Problemowe Postępu Nauk Rolniczych" 2006 nr 512, s. 247-254.
[15] N. Jordan, G.J.Mullen, M.C. Murphy, *Composition variability*..., op. cit.

Tabela 3
Zawartość mikroelementów (mg kg^{-1} s.m.) w badanych podłożach popieczarkowych

Podłoże popieczarkowe	Fe	Al	Mn	Co	Mo	B	Se	Li	Ti
A	3141	1232	360	1,25	1,80	11,4	1,48	2,62	21,6
B	2712	1073	330	1,06	1,38	13,6	3,20	3,85	19,5
C	2167	877	263	0,971	1,09	13,8	2,27	3,90	15,5
D	1919	766	350	1,23	1,77	11,2	2,03	2,70	15,4
Średnia	**2485**	**987**	**326**	**1,13**	1,51	12,5	2,25	3,27	18,0

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 4
Zawartość metali ciężkich (mg kg^{-1} s. m.) w badanych podłożach popieczarkowych

Podłoże popieczarkowe	Pb	Cd	Cr	Cu	Zn	Ni
A	2,32	0,080	3,74	15,7	142	3,37
B	3,55	0,120	2,86	17,9	124	2,95
C	2,44	0,105	2,60	15,9	131	2,55
D	1,58	0,052	2,09	23,7	181	2,12
Średnia	**2,47**	**0,089**	**2,82**	**18,3**	**144**	**2,75**

Źródło: opracowanie własne.

Stosunek N:P:K w zużytych świeżych podłożach, wynoszący 2,6:1:1,8, wskazuje na niedobór fosforu i potasu w porównaniu z wartością tego ilorazu (1,2:1:1,1) podawanym przez Jordana i in.[16], ale jest zbliżony do wartości (2,7:1:1,5) notowanej przez Kalembasę i Wiśniewską[17]. Spośród analizowanych podłoży mniejszą zawartość fosforu, potasu, magnezu i sodu stwierdzono w podłożu B, w którym było najwięcej wapnia i siarki. Zawartość wybranych mikroelementów i pierwiastków śladowych w analizowanych podłożach także jest zróżnicowana (tabela 3). Ilość tych pierwiastków związana jest z ich zawartością w materiałach wyjściowych do produkcji podłoża (i okrywy), ze stosowanymi środkami do ochrony pieczarki oraz wynoszeniem pewnej ich ilości z plonem owocników tego grzyba. Kalembasa i Majchrowska-Safaryan[18] donoszą, że dużo żelaza i glinu wnosi się z okrywą, co głównie wpływa na ich zawartość w podłożu po uprawie pieczarki. W analizowanych podłożach po uprawie pieczarki białej zawartość badanych metali ciężkich była nieduża (znacznie mniejsza niż na przykład w osadach ściekowych) i mieściła się w granicach dopuszczających ten

[16] Ibidem.
[17] D. Kalembasa, B. Wiśniewska, *Zmiany składu chemicznego*..., op. cit.
[18] D. Kalembasa, A. Majchrowska–Safaryan, *Wpływ uprawy pieczarki*..., op. cit.

odpad do nawozowego stosowania[19]. Zbliżona była (średnia) ilość Cr, Ni i Pb, przy czym najbardziej zróżnicowana w obrębie podłoży była zawartość ołowiu (od 1,58 do 3,55 mg kg^{-1}). Uzależnione jest to od komponentów wykorzystywanych przy produkcji podłoża.

Porównując skład chemiczny podłoża po uprawie pieczarki z zasobnością obornika bydlęcego[20], można stwierdzić, że badane podłoża cechowały się większą zawartością suchej masy, zbliżonym odczynem, nieco większą zawartością azotu, zbliżoną zawartością węgla, węższym stosunkiem C:N, większą zawartością wapnia, fosforu, magnezu, siarki, sodu, kobaltu, boru, miedzi i cynku, zbliżoną zawartością potasu, żelaza, glinu, tytanu, selenu, ołowiu i chromu, a mniejszą manganu, molibdenu i niklu.

Wnioski

Podłoże po uprawie pieczarki białej *Agaricus bisporus* jest korzystnym odpadowym materiałem organicznym z pieczarkarni, zasobnym w materię organiczną. Stwierdzono, że zawiera ono większą zawartość suchej masy, odczyn lekko kwaśny lub obojętny, więcej makroelementów (N, Ca, P, Mg, S, Na) i niektórych mikroelementów (Co, B, Cu, Zn) niż obornik.

Stosunek C:N w zużytych podłożach popieczarkowych był zbliżony do optymalnego w poziomach próchnicznych gleb ornych, a iloraz N:P:K wskazywał na niedobór fosforu i potasu.

Zawartość metali ciężkich w analizowanych podłożach mieściła się w granicach dopuszczających ten materiał do nawozowego stosowania.

[19] Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie katalogu odpadów z dnia 27 września 2001 roku (Dz.U. nr 112 poz. 1206).
[20] C. Maćkowiak, J. Żebrowski, badania własne niepublikowane.

PROBLEMATYKA OGÓLNOEKOLOGICZNA I SPOŁECZNA

ECOLOGICAL AND SOCIAL ISSUES

Anna Kuczuk • Edward Sterczewski

ANALYSIS OF PRO-ENVIRONMENTAL MEASURES UNDER IMPLEMENTATION OF THE BALTIC DEAL PROJECT

Anna Kuczuk, dr – Politechnika Opolska, Katedra Techniki Cieplnej i Aparatury Przemysłowej
Edward Sterczewski, inż. – Opolski Ośrodek Doradztwa Rolniczego w Łosiowie

adres korespondencyjny:
Politechnika Opolska, Katedra Techniki Rolniczej i Leśnej
ul. Mikołajczyka 5, 45-271 Opole
e-mail: a.kuczuk@po.opole.pl; anna.kuczuk@oodr.pl

ul. Główna 1, 49-330 Łosiów
e-mail: edward.sterczewski@oodr.pl

ANALIZA PROŚRODOWISKOWYCH DZIAŁAŃ W RAMACH REALIZACJI PROJEKTU BALTIC DEAL

STRESZCZENIE: Artykuł prezentuje informacje oraz analizę działań prośrodowiskowych wdrożeniowych gospodarstw rolnych z terenu województwa opolskiego, biorących udział w projekcie Baltic Deal. Na podstawie analizy działalności gospodarstw, można zauważyć, że pomimo podejmowanych działań prośrodowiskowych, sposób produkcji rolnej stanowi ciągle zagrożenie dla jakości środowiska przyrodniczego, w tym dla jakości wód. W ramach projektu Baltic Deal na przykładzie pokazowych gospodarstw rolnych dokonuje się ich oceny pod kątem zapobiegania „ucieczce" składników pokarmowych do wód. Projekt ma także służyć wskazaniu nieprawidłowości pojawiających się w toku produkcji i zagrażających środowisku wody oraz określeniu, jakie działania powinny być podjęte, by zapobiegać skażeniom środowiska wodnego.

SŁOWA KLUCZOWE: Dyrektywa Azotanowa, rolnictwo zrównoważone, bilans N, Projekt Baltic Deal

Introduction

Agricultural production plays one of the most important functions in all the national economies, but if it is not properly managed can cause a variety of negative effects on water environment, the quality of which may be deteriorated through, for example the appearance of pesticide residues and nutrients from fertilizers. Water protection is one of the principal issues of the Common Agricultural Policy with the key efforts directed to reduction of pollution from agricultural activities, mainly through the sustainable consumption of pesticides and fertilizers, in particular to avoid nitrate contamination.[1]

The problem of water pollution by fertilizer compounds is not marginal, as it confirms the prepared Nitrates Directive being implemented[2]. Based on its provisions, in Poland 21 nitrate vulnerable zones (NVZs) were designated that are areas where agricultural nitrate pollution is a problem. In these areas the nitrate concentrations in groundwaters must be reduced. In 2008 the number of NVZs was 19. Currently, these areas occupy approximately 1.5% of the territory of Poland. Action programs designated particularly to farmers, the main actors and subjects responsible for the water quality state were developed for these areas. Their main tasks, among others, are:

- implementation of good agricultural practice;
- proper storage and management of animal manures;
- use of mineral, natural and organic fertilizers in doses commercially reasonable, as well as safe for the environment.[3]

Practice shows that not all agricultural activity takes place according to the good agricultural practice. Farmers supplying nutrients from chemical, natural and organic fertilizers mainly seek to obtain high yield in crop production and doses of fertilizers are often higher then plant nutrient requirements. This raises implications for the contamination of soil and groundwater, as well as causes economic losses to farmers. To illustrate this,[4] as much as 80% of nitrogen used in Swedish agricultural sector is being lost in the surrounding environment. Part of it is released into the atmosphere. In turn, other part is escapes into streams and lakes. A significant amount of nitrogen which goes into the atmosphere returns to soil and groundwater as precipitation. Similar situation is in the case of phosphorus, which goes to water during soil erosion. In order to avoid the loss of nutrients, agricultural producers are obliged to implement manure management

[1] *Agriculture and water*, www.europa.ec.eu [19-12-2012].
[2] Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 *concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources (O.J. No. L 375/1, 31 December 1991).*
[3] The Nitrates Directive, www.kzgw.gov.pl [18-12-2012].
[4] A. Granstedt, *Farming for the future – with a focus on the Baltic Sea Region*, COMREC Studies in Environment and Development No.6, BERAS Implementation Reports, No.2, 2012, www.beras.eu, [18-12-2012].

plan. On the one hand, such action is intended to help maintaining high and stable yields, as well as to limit unnecessary spending on fertilizers. In this way, the environment is protected and social costs are limited. Indeed, it is worth noting that high concentration of nitrates in drinking water can cause, for example methemoglobinemia a disease occurring in babies leading to death (known as blue baby syndrome)[5].

Agricultural activities do not remain indifferent to waters of the Baltic Sea Region, while Poland has a relatively large impact on its condition. Municipal and agricultural actions are recognized as point sources of pollution for the marine environment of the basin. Already in 1992[6] was pointed out that agriculture and poor agricultural practice pose a serious threat to the Baltic Sea catchment area with river basins discharging their waters to this sea. The Convention, among others, gives priority to groups of substances, which are generally recognized as harmful substances, including nutrient compounds from the overused fertilizers of natural, organic and mineral sources.[7]. In 1999, there were also indicated the so called „hot spots" [8] consisting of, i.e. nonpoint source water pollution affecting a water body from sources such as polluted runoff from agricultural and rural areas, covering almost the entire area of Poland and defined as:

- Hot spot No. 95 – Agriculture and livestock farming – so called Agriculture Run-off Programme for the Vistula River basin;
- Hot spot No. 112 – Agriculture and livestock farming – so called Agriculture Run-off Programme for the Oder River basin.[9]

According to HELCOM[10], which plays a significant role in the assessment of eutrophication in the Baltic Sea, despite application of various measures, eutrophication in the Baltic Sea is still a problem, and this state is mainly due to excessive nutrients from agricultural production, especially from specialized intensive farming. About 75% of nitrogenous and at least 95% of phosphorus substances reach Sea Baltic from rivers or via waterway discharging their waters to this area. Poland has significant contribution, because from this area as many as 28% nitrogen and 45% of phosphorus run-off to Baltic Sea catchment area. Therefore,

[5] *Agricultural Nonpoint Source Fact Sheet, Protecting water quality from agricultural runoff*, EPA 841-F-05-001, March 2005, www.epa.gov [18-12-2012].

[6] The Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area, signed in Helsinki on 9 April 1992, entered into force on 17 January 2000, O.J. of 2000, No. 28, item 346.

[7] M. Radzimierski, *Edukacja ekologiczna mieszkańców obszarów wiejskich. Podsumowanie realizacji programu BAAP,* i*n: Dobre praktyki w rolnictwie – sposoby ograniczania zanieczyszczeń wód*, Regional Advisory Centre for Agriculture and Rural Development in Przysiek, Przysiek 2000, p.87-89.

[8] The so called „hot spots" were defined under the Baltic Sea Declaration and the Joint Baltic Sea Research Programme adopted at the Baltic Sea Conference in Ronneby in 1999.

[9] *Assessment of designated in Poland Nitrate Vulnerable Zones*, Alterra, Nauki Przyrodnicze, Wageningen University and Research Centre, Wageningen, November 2007, www.kzgw.gov.pl [21-12-2012].

[10] Helsinki Commission – the Baltic Marine Environment Protection Commission.

the main objective is to achieve natural environmental nutrient concentrations that do not lead to eutrophication in Baltic Sea[11].

Actions for water protection, including Baltic Sea from agricultural pollutions are nothing new. Such efforts have been made under various projects for many years. RCD and RRD [12] have carried out works under the BAAP Project[13] (1995-1997) – „Program to reduce nutrient run-off from agriculture sources to the Baltic Sea", which is a long-term policy program and institutional reforms in order to restore the ecological balance of the Baltic Sea. During 1999-2000, the RCD was also implementing the „Protecting the quality of groundwater and surface water through the implementation and promotion of good agricultural practices as an element of sustainable development of agriculture in rural areas." Programme[14].

More recently implemented projects supporting actions for water quality improvement of Baltic Sea. As an example, the BERAS Implementation[15] – a transnational project part-financed by the European Union and Norway can be mentioned. It is one of the parts of the Baltic Sea Region Programme 2007-2013. Its purpose is to reduce water pollution of the Baltic Sea by lowering the loads of nitrogen and phosphorus run-off from rural and urban areas and to promote sustainable use of resources and nutrients in the entire food chain – from the farmer's field to the consumer.

Similar programme is the one described below – Baltic Deal Project implemented in the Baltic countries since 2010. Baltic Deal Project brings together farmers and advisory services of the Baltic Sea countries in order to improve the skills of farmers in the implementation of agri-environmental practices. Under the programme, farmers receive advisory support to reduce nutrient losses from farming of their crop production. At the same time, their farms are analysed and assessed according to the used agricultural practices.

Baltic Deal Project– safe environment managed by biogenic components

Baltic Deal is a new project of the European Union Strategy for the Baltic Sea Region and joint undertaking of many countries. The aim is to exchange practical knowledge between farmers and to provide them with advisory services on implementation of actions to reduce nutrient run-off from farms. The actions are directed on implementation of sustainable agri-environmental practices in the Baltic Sea region.

[11] Ibidem: *Assessment of designated in Poland NVZs.*
[12] Regional Advisory Centre for Agriculture and Rural Development in Przysiek.
[13] Baltic Agricultural run-off Action Programme.
[14] Ibidem, M. Radzimierski, *Edukacja ekologiczna mieszkańców obszarów ...,* op. cit.
[15] Baltic Ecological Recycling Agriculture and Society Implementation.

The project involves the development of a common international strategy for the Baltic Sea Region in order to support and strengthen agricultural advisory services, demonstration, documentation and promotion of best practices and agri-environment measures[16]. Under the project was established a network of relations between demonstration farms and national advisory services.

The project is funded by the Baltic Sea Region Programme 2007-2013 and by the NEFCO/NIB[17], Baltic Sea Action Plan Trust Fund. The total budget is around 4 million Euros. The project period is 2010 to 2013. For consecutive years next edition of the project implementation is scheduled to include larger number of demonstration farms implementing good agricultural practices, in particular with respect to protect water resources, including water resources of the Baltic Sea. In the Baltic Deal project participate seven Baltic countries: Poland, Estonia, Lithuania, Latvia, Denmark, Sweden, and Finland (five of them are advisory services and two are farmers' federations). In addition, the project has 30 associated partners in all the nine countries around the Baltic Sea (11 farmers' associations,

8 advisory services, 6 ministries and 5 other agricultural institutes and organisations). Under the project a network of 117 demonstration farms was created, including 48 from the territory of Poland with a total area of 6,953 hectares. Farms in the network are of different cultivated areas and have various lines of production[18]. General information characterizing the farms is shown in table 1.

In Poland, the project is coordinated by the Department of Agricultural Advisory Centre in Radom by means of the Agricultural Advisory Centres. During its implementation, as a result of on-farm research and observation, farmers and advisers have the opportunity to exchange knowledge and experiences on good agricultural practices. Baltic Deal also makes study trips for farmers and advisors both within the country and to other countries in the Baltic Sea region.[19]

Other results are, among others, the common strategy of selected actions that are tested, assessed and adjusted within the selected pilot areas, such as at the B7 islands (the seven largest islands in the Baltic Sea) and contribute to the reduction of eutrophication in the Baltic Sea and treatment of run-off waters. Some examples of the tested measures are improved fertilization methods, manure management and waste water treatment.[20]

In all implementation farms in Poland, assessment of measures to reduce nutrient losses from farms that pollute the Baltic Sea region was performed. The assessment of farms was carried out based on selected agri-environmental indicators. Some of them are mandatory due to the environmental law in force affec-

[16] *Protection of the Baltic Sea* www.wodr.poznan.pl [11-12-2012].
[17] NECO – Nordic Environment Finance Corporation; NIB – Nordic Investment Bank.
[18] M. Krysztoforski, *Wprowadzanie najlepszych praktyk rolniczych do produkcji*, www.baltic.cdr.gov.pl [05-12-2012].
[19] Leaflet on Baltic Deal Project, www.baltic.cdr.gov.pl [05-12-2012].
[20] *Inteligentny układ rolny dla Morza Bałtyckiego – region Morza Bałtyckiego – Łotwa, Szwecja, Finlandia, Litwa, Polska i Dania /Project the Baltic Deal – the Baltic Sea Region – Latvia, Sweden, Finland, Lithuania, Poland and Denmark/*, www.ec.europa.eu [12-12-2012].

Table 1
Information on demonstration farms in the Baltic Deal project

Nubmer of farms	48
Total area of farms[ha]	6953,00
The average area of farm [ha]	144,80
The smallest farm [ha]	7,50
The biggest farm [ha]	1703,00
The average area of farm with no animal stock	184,70
The average livestock density [LU/ha AL]	0,52
The livestock density in animal farms [LU/ha AL]	1,09
Production direction [%]	
Field crops	23
Mixed production	23
Cattle	24
Pigs	21
Horticulture	9

Source: M. Krysztoforski, *Wprowadzanie najlepszych praktyk rolniczych do produkcji,* www.baltic.cdr.gov.pl [05-12-2012].

ting the agriculture or because of farm participation in agri-environmental programme (table 2).

The primary indicators, by which the analysis of farms was carried out, are:

- Vegetation cover outside the growing season (intercrops and undersown, buffer zones; setting aside agricultural land as grass areas; sowing winter crops; maintaining stubble)
- Soil cultivation (tillage methods that has positive effects on soil's nutrient retention);
- Fertilisation;
- Manure management;
- Chemical analysis of waters in farming;
- Agricultural Production.

Good Agricultural Practice for the Prevention of Water Pollution

The above-mentioned elements of farm analysis allow for assessment of existing practices on farms. According to the Nitrates Directive, the primary method of reducing water pollution is the priority of implementation of good agricultural practices by farmers. The Code of Good Agricultural Practice, which is a set of principles, guidances and recommendations that should be respected by each

Table 2
Chosen agrienvironmental measures used in Poland

Measure	Obligatory by low	Subsidized	Currently feasible
Plant cover in winter	X		X
Catch crops		X	X
Buffer zones	X	X	X
Grassland cultivation		X	X
Winter crops			X
Stubble			X
Spring tillage			X
Reduced soil tillage			X
No till farming			X
Liming			X
Incorporation of fertilizers			X
Split applications of nitrogen fertilizers			X
Combined drilling			X
Fertilization plan	X – in parts of the country		X
Nutrient balances		X	X
Avoiding the spreading of fertilizers at high risk	X		X
Reduced fertilization		X	X
Manure spreading techniques			X
Manure storages	X		X
Crop diversification			X
Extensive farming in sensitive areas			X
Integrated farming			X
Organic production		X	X

Source: On the basis of *Study on available agri-environmental measures*, Work Package 4, March 2011, www.balticdeal.eu [10-12-2012].

farmer, was prepared to facilitate this process. Although, compliance with the provisions of the Code is voluntary, then every farmer should be aware that its content follows directly the Nitrates Directive standards. On the other hand, good agricultural practice implementation should come directly from the inner conviction that the environmental protection in agriculture is indispensable.[21]

[21] Code of Good Agricultural Practice, Ministry of Agriculture and Rural Development, Ministry of the Environment, Warsaw 2004.

Land cover by plants outside the growing season

For agricultural land, especially for arable land (AL), the vegetation cover during the winter period is extremely important. Not only winter corn, but also catch crop, grass on AL and other perennials help to protect the soil from erosion. They also play important role in retention of nutrients (NPK) that means protection of their run-off to waters and atmosphere. In this regard, it is important to create buffer zones along water courses, areas covered with vegetation and unfertilised. Their presence significantly reduces the risk of nutrient run-off into watercourses. The presence of stubbles is vitally important, as well. If for some reason it is not possible to cover the AL with vegetation in the winter period, at least the soil should be protected from erosion and leaching of ingredients by stubbles.

Soil cultivation methods

In order to protect the soil, its structure, organic matter and to counteract the leaching of nutrients, for example no-till farming is recommended. It is recommended where the soils are heavy, of good structure and without weeds. In other cases, reduced ploughing should be used.

Fertilisation and Manure Management

Providing the soil with appropriate amount of fertilizer and using them at the right time positively impacts not only the environment, but also surpluses the budget of the farm. Therefore, starting point for applying the correct approach in fertilization is knowledge about nutrition needs of the soil. Soil analysis allows using correct amount of fertilizers and also indicates the need for liming, which facilitates absorption of fertilizer components by corps. The quantities of both, mineral and natural fertilizers used in farming affect the nutrient balance. Positive balance indicates that some components remain in the soiland may pose a threat to the environment. Also from the economic perspective, significant surpluses of nutrients are unprofitable. In the long term, negative balance favours decline in soil fertility. Therefore, ideal outcome would be balancing nutrients to null. From the point of water protection, application of fertilizers at the right time is extremely crucial. It is unacceptable, for example to use manures during the winter and on lands with no vegetation cover due to leaching of ingredients insight into the soil, into the groundwater. On fields located on steep slopes (over 10%) without ground cover, any liquid fertilizers should not be used, as well. Furthermore, manure must be stored in such manner, so it is prevented from leaching. If the reservoir for manure storage is located near watercourse, a barrier should be created to allow for elimination of leachates.

Water Treatment

In farming, a guiding principle in water protection is aiming to retain nutrients in the field during the period of plant growth, although some losses by leaching are inevitable. An interesting solution and method for flowing water purification is recycling of drainage waters. It means retention of waters flowing from arable land during spring thaws and heavy rains. Such waters should be collected in a seperated place. Consequently, they can be used for irrigation of AL during droughts. This approach helps to reduce the amount of run-off waters from arable areas to steams and the downstream watercourse and thus decreases the nutrient load to the watercourse that can be recycled back.

Various production systems

Differentiation in the approach to quality in the used production can have a huge impact on the quality of the environment. Implementation of environment-friendly agricultural systems, such as organic farming as defined in Regulation 834/2007[22], sustainable, integrated agricultural production or various forms of extensive farming can significantly improve the quality of the natural and agricultural area. It is expected that from 2014 the mandatory system of production and protection will be the integrated production and plant protection[23].

Baltic Deal Project – examples of farms from the Opolskie Voivodeship participating in the project

Farming of the Opolskie Voivodeship – selected environmental issues

Farming in the Opolskie Voivodeship is characterized by significant intensity of production. The region has excellent conditions for functioning and development of agricultural production, as evidenced by the ratio of valorisation of agricultural production area: 81,5 points. These conditions are reflected in performance of production farms. The table 3 below shows selected results of agricultural production in the Opolskie Voivodeship compared to the country.

[22] Council Regulation (EC) No 834/2007 of 28 June 2007 on organic production and labelling of organic products and repealing Regulation (EEC) No. 2092/91, (O.J. L189 of 20 July 2007, p.1).
[23] Having regard to Article 14 of the Directive 2009/128/EC of the European Parliament and of the Council of 21 October 2009 establishing a framework for Community action to achieve the sustainable use of pesticides and the Regulation (EC) No 1107/2009 of the European Parliament and of the Council of 21 October 2009 concerning the placing of plant protection products on the market and repealing Council Directives 79/117/EEC and 91/414/EEC. Article 55 of the aforementioned Regulation provides that plant protection products shall be used properly. *Study on available agri-environmental measures*, Work Package 4, March 2011, www.balticdeal.eu [10-12-2012].

Table 3
The important data for agriculture in Poland and Opolskie Voivodeship (2010)

Items	Opolskie voivodeship	Poland
Area of UAA [thousands of hectares] total, including:	518,00	15534,00
UAA in good agricultural culture [thousands of hectares], in this:	511,00	14548,00
Sown area [thousands of hectares]	456,00	10565,00
Permanent grassland [thousands of hectares]	45,00	3254,00
The share of UAA in the area of the region / country [%]	55,16	49,58
Sown area [thousands of hectares]:		
• Total cereals	323,00	7646,00
• Potatoes	9,00	387,00
• Industrial crops	102,00	1172,00
• Fodder crops	16,00	900,00
Yields of chosen crops [dt/ha]:		
• Wheat	54,80	43,90
• Rye	37,70	26,80
• Potatoes	252,00	211,00
• Sugar beet	499,00	483,00
Rape and turnip rape	24,30	23,60
milk yield of cows [liters/year]	6109,00	4487,00
NPK consumption in terms of pure component [kg/ha UAA]	181,60	114,70

Source: On the basis of: *Raport z wyników*, Powszechny Spis Rolny 2010, GUS, Warszawa 2011; Rocznik Statystyczny Rolnictwa 2011, GUS Warszawa, 2010; *Użytkowanie gruntów*, Powszechny Spis Rolny 2010, GUS, Warszawa 2011.

Potential risks affecting the natural environment largely are the effects of overdose of fertilizers used in the Voivodeship, which may lead to accumulation of the excess of nutrients and imbalance of fertilizer components, especially nitrogen. According to statistical data[24], consumption of mineral fertilizers (NPK) in a pure component, in the marketing year 2009/2010, amounted to 117,9 kg/ha of UAA (utilized agricultural area), nationwide. In Opolskie Voivodeship – 186,6 kg/ha of UAA. As regards to nitrogen, at average the national consumption was 68 kg/ha of UAA and in the Opole Voivodeship – 104,5 kg/ha of UAA and it was the highest consumption in the country. At the same time, a small amount of manure is used. It is a fertilizer, which besides bringing valuable nutrients has a structure-creative impact on the soil, as well[25].

[24] 2011 Statistical Yearbook – Environmental Protection, GUS, Warsaw 2011.
[25] *Land Use*, 2010 Agricultural Census, GUS, Warsaw 2011.

Gross nitrogen balance for the years 2007-2010 in the Opolskie Voivodeship was at average of 49,5 kg N/ha of UAA, which indicates a very sufficient use of this nutrient (65,9%).[26] The situation, where nearly 100% of the UAA is maintained in good agricultural condition is desirable, which is mainly the result of farmers' participation in various agri-environmental programmes, such as soil and water protection or sustainable agriculture. About 90% of farmers use crop rotation on the entire areas of the arable land and in winter period 85% of the land is covered with vegetation, which limits nurtient run-off into the groundwater.[27]

Characteristics and Assessment of Implementation Farms Participating in the Project in the Opolskie Voivodeship

In the Opolskie Voivodeship during 2011-2012 the Baltic Deal Project was implemented by two farms. Entity responsible for implementation and carrying out associated analysis was, in both farms, the Opole Agricultural Advisory Centre in Łosiowo. Farms participating in the project are demonstration farms. Their assessment and presentation is aimed at mutual exchange of knowledge between farmers and advisory services. The criteria for selection of farms are indicated in table 4.

One of the selected farms is specializing in swine fattening, the second one leads intensive crop production. The first analysed farm is situated in Strzelecki Poviat (farm 1) and the second (farm 2) in the south of the Opolskie Voivodeship – Prudnicki Poviat. Basic information about farms is presented in table 5.

An analysis of relation between farms and the environment was made by assessing their selected measures and indicators to describe their impact on the natural environment, including contributions to the improvement of water quality.

Agricultural Production

Both farms run production in the conventional system and are participants in the agri-environmental programme since 2004:

- farm 1 – measures: sustainable agriculture, soil and water protection and maintenance of extensive meadows;
- farm 2 – measures: soil and water protection and sustainable agriculture.

Due to the participation in agri-environmental programme, both farmers are obliged to implement restrictive practices of soil and water contamination of nutrients. For these measures they also receive benefits. In the context of sustainable farming, the farmers are obliged,. to comply with proper selection of crops, annual preparation and implementation of the fertilization plan based on the balance of nitrogen and actual soil chemical analysis, determination of nitrogen doses (maximum dose of nitrogen from manure, compost and mineral fertilizers

[26] *Land Use*, 2010 Agricultural Census, GUS, Warsaw 2011.
[27] *Agricultural Crops and Selected Items of Agricultural Production Methods,* 2010 Agricultural Census, GUS, Warsaw 2011.

Table 4
Criteria for selection of farms to participating in the Baltic Deal project

Basic criteria	The consent of the farmer to participate in the project
	Activities in accordance with the Code of Good Agricultural Practices
	Communication, motivation, knowledge of foreign languages
Specific criteria	Selection of farms according to the natural conditions of the region
	Direction of production: plant, animal, etc.
	Farm size
	Geographical location in relation to the country, region and APV
	Production system: conventional, organic, integrated, industrial, precision agriculture
	Innovative practices, investments, activities: buildings, structures, equipment, machinery, organizational, marketing
Additional criteria	Farmer interest in future investments on the farm
	Winners or candidates in the competition for the Farmer of the Year WWF Baltic Sea Region
	Participation in the competition for the Best Organic Farm
	Participation in the Contest Agroliga, Farmer of the year

Source: on the basis of: *Kryteria doboru gospodarstw,* www.baltic.cdr.gov.pl [05-12-2012].

Table 5
Basic information on the farms

Items	Farm 1	Farm 2
Area of AL [ha], in this:	225,33	68,46
Arable lands	223,54	68,46
Permanent grassland	1,79	----
The soils on the farm	Domination of the medium soil: IV a and IV b classes. There are also classes III, IIIb, V and VI	The soils are classified as class: I, II, III a and III b
Valuation indicator of soil	Medium soil – 0,86	Good soil – 1,23
The predominant direction of production	Raising pigs in a closed cycle. Livestock has an average of 340 sows. The final product are pigs. Crop production is allocated for the feed in the total.	Only crop production: cereals, root crops, oilseeds, legumes.
Farm equipment	Old buildings are modernized with a new equipment fully operational. New buildings, with full technical equipment, were built in 2009. They contain necessary sectors for livestock production. In all buildings there is mechanical ventilation, feed is given automatically, there is full computerization.	Grain silos for storing grain. The farm is equipped with new equipment for crop production.
Crop production results	Winter wheat 4,5 tons / ha Spring wheat 4,5 tons / ha Barley 4,0 tons / ha Winter rye 4,0 tons / ha Maize 6,0 tons / ha	Cereals 9-10 tons / ha Maize 10-12 tons / ha Rape 4 – 4,5 tons / ha Sugar beet 60-70 tons / ha
Livestock production results	The annual production: about 843 tons of pigs	---

Source: Based on data of the OAAC Łosiów.

per AL should not exceed 150 kg N and on permanent grassland 120 kg N/ha with no sewage sludge usage). In the context of soil and water protection, the measures undertaken by farmers are reducing water pollution from agricultural sources by maintaining vegetation on UAA as postharvest handling of underplant catch crop, winter catch crops and stubble catch crops.

The aim of maintaining extensive meadows is to reduce fertilization, to keep quantities and schedules of the performed swaths and intensities of grazing. Compliance with measure leads to sustain the existence of meadow and pasture landscapes. The use of wastewater and sewage sludge is prohibited. Liming and nitrogen fertilization is allowed (up to 60 kg/ha per year), except areas fertilized by river alluvia. On pasture land the minimum amount of stocking is 0,5 LU/ha of UAA and the maximum is 1,0 LU/ha of UAA. Maximum load on pasture land is up to 10 LU/ha (5 t/ha). In hay-pasture, the stocking density should not exceed 0,3 of the maximum load on pastures – up to 10 LU/ha of UAA (5 t/ha).

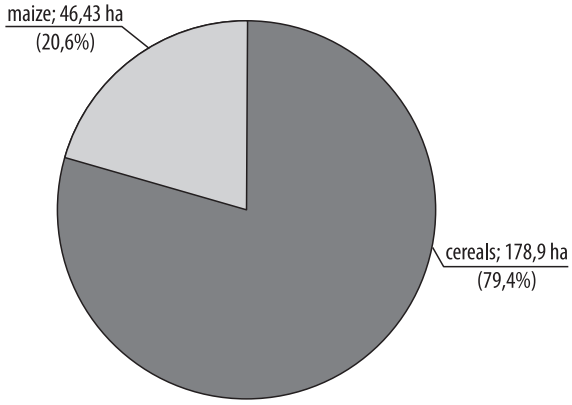
The structure of crops and vegetation cover outside the growing season, tillage (plowing methods influencing the retention of nutrients in the soil)

Based on the crop structure (figures 1 and 2) dominant share of cereal crops and other cultivations, degrading organic materials of the soil, can be observed in both farms' productions. Using degradation and soil organic matter reproduction coefficients[28], the soil organic matter balance (OM) was calculated. For the farm 1, positive balance was achieved in the value of +0,50 tons of OM/ha of AL. For the farm 2, the balance was lower: 0,1 tons of OM/ha of AL. Differences between farms were directly due to the fact that the farm producing cattle used manure. The presence of organic matter in the soil promotes maintaining of nutrients and reduces their leaching into the water. Therefore, the balance of OM is an important agri-environment measure. However, the structure of sowing indicates the need for change in the diversity of crops.

In both farms are sown catch crops to protect soil in winter period and thereby to prevent or reduce „leakage" of nutrients to the water. Groundcover in wintertime, also using catch crops, is an important indicator of agri-environment measures. In the financial year 2010-2011, the catch crop area in the farm No. 1 was 85,64 ha (38% of the AL) and in subsequent year – 74,96 ha (33,5% of the AL). In the farm No. 2, the catch crop area in 2010/2011 was 17,30 ha (25,3% of AL) and in the next year – 11,16 ha (16,3%). Other area of the AL was largely covered with winter crops protecting the soil in almost 100%. In both farms the approach of shallow tillage or no-till farming (Farm 1) for maize production using traditional equipment preventing run-off of nutrients, including nitrogen in the soil is carried out.

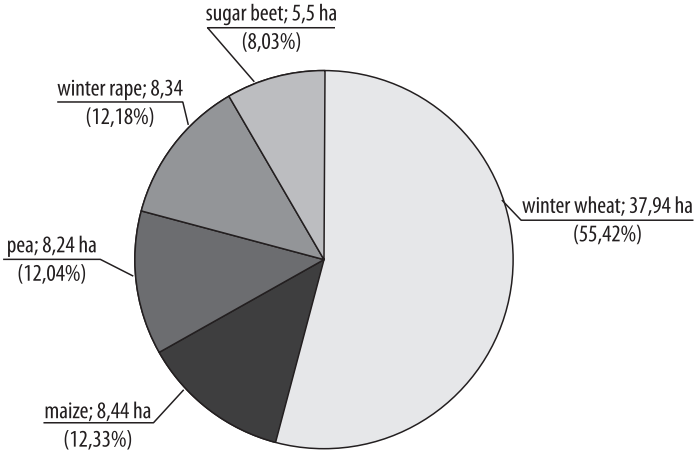
[28] W. Wrzaszcz, *Bilans nawozowy oraz bilans substancji organicznej w indywidualnych gospodarstwach rolnych*, „Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym" 2009 t. 7, nr 129, 2009, p. 27-33.

Figure 1
Structure of the crops on the farm 1 (2011)



Source: Based on data of the OAAC Łosiów.

Figure 2
Structure of the crops on the farm 2 (2011)



Source: Based on data of the OAAC Łosiów.

Fertilization, nitrogen balance, manure management

Above measures (proper crop structure, used catch crops) and rational fertilization based on soil analysis to avoid or reduce the water pollution of nitrogen and in effect the unnecessary losses for the farm. For both farms, fertilizer plan is being developed that defines the maximum amount of fertilizers, especially nitrogen. To determine whether the farm exhibit environmentally correct nitrogen

Table 6
Nitrogen balance for farms (2011)

Items	Farm 1	Farm 2
N supply [kg]	32 266,02	10232,61
N supply N/ha UAA	143,19	149,50
N outflow [kg]	23 307,57	10222,10
Difference [kg]	8 958,45	10,50
N balance [kg/ha UAA]	39,4	0,2
N use efficiency [%]	72,24	99,50

Source: Based on data of the OAAC Łosiów.

balance and that the element is not lost as a result of an irrational fertilization, the balance value was estimated[29], which results for both farms are presented in table 6.

The data presented in the table indicates quite rational nitrogen balance. According to the literature[30] the balance of N is not equal zero and its slight surplus, which can safely remain in the environment should be in the range of 30 to 70 kg N/ha of UAA. In cases, the balance of N/ha of UAA was environmentally proper and was not a threat to the water quality. However, in the case of the farm 2, more efficient use of nitrogen could be observed. In addition, both farms use mineral fertilization and in farm producing cattle manure and manure slurry are also used. All crop fertilization takes place in the period from 1 March to 30 November and in quantities compliant with the requirements of the agri-environment programme. Dosage of manure provides environmentally safe amount of contributed nitrogen, not exceeding 170 kg N/ha on UAA per year, while, as it was noted above, due to the fact that the two farms participate in „Sustainable Agriculture", the amount of nitrogen input is less.

Manure storage

In the cattle farming, manure is collected in manure storage. Liquid manure is held in suitable containers adapted to the size of the livestock on the farm.

Farming and water quality

Participation in the agro-environmental programme, especially in the soil and water protection measure, obliges farmers to put efforts to improve water quality. Threats to the water quality in the rural areas can originate from both

[29] Nitrogen balance was calculated using a spreadsheet developed by AAC in Radom.
[30] Code of Good Agricultural Practice, 2004, W.Wrzaszcz, *Bilans nawozowy…*, op. cit.

farming and municipal sewage. By far the greatest threat is improper fertilization, either through defective storage and gathering of manure but also as a result of high doses of fertilizers.

For the project, in the two farms were carried out selected water chemical analyses. Water abstraction points were located in such way, so they can reflect the potential impact of farming activities on the environment. Table 7 below provides information on water outlets and selected chemical analyses.

Sampling of water from different places on the farm allows for the following analysis:

- There is standard pH of the water samples, in accordance with the Regulations of the Minister of the Environment[31] – standards for surface waters 6-9, depending on the quality class and for groundwater: 6,5-9,5 depending on the quality class. Agricultural production is a major run-off of chloride, for example, through the use of potassium fertilizers (mainly in the form of KCl); salt is added to feedingstuffs with mineral supplements or salt licks[32]. On the example of the analysed farms, chloride loads are significantly lower in relation to the quality of surface water (e.g., for I class quality, the chloride load should be ≤ 200 mg Cl/dm^3). In the case of chloride loads in groundwater for waters of quality Class I, the loads should amount up to 60 mg Cl/dm^3. In the collection point next to the pig house (farm 1) and at the point of abstraction originating from well for farming No. 1 (farm 2), chloride loads have slightly higher values, which may be caused by leachates from pig house, containing compounds that arise during cleaning of the livestock facility.
- The phosphorus loads in waters increase primarily due to intensity of subsurface run-off, which are conditioned by the method of use and the amount of fertilization. Therefore, the knowledge of proper selection and dosage of organic and mineral fertilizers in accordance with the nutrient needs of plants is so important to the aquatic environment[33]. The phosphorus loads in the surface water should be in the range of 0,07-0,10 mg $P\text{-}PO_4/dm^3$. In the case of farm No. 1, only the water sampled in the measuring point near pig house (the old building) shows significant pollution of phosphorus compounds, which may be the result of loads of this compound, which is located in the animal faeces. In the case of farm No. 2, in three measuring points, slightly higher phosphorus loads can be observed, which can get into waters from households (wells for farming are located near the house and also the

[31] Regulation of the Ministry of the Environment of 9 October 2011 on the classification of the surface water body status and environmental quality standards for priority substances („The Polish Journals of Law" 2011 t. 257, nr 1545) and Regulation of the Ministry of the Environment of 23 July 2008 on the criteria and methods of assessment of the groundwater status („The Polish Journals of Law" 2008 t. 143, nr 896).

[32] A. Sapek, *Współczesne źródła chlorków w środowisku wód śródlądowych*, „Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych" 2009 nr 40, p. 455-464.

[33] M. Rauba, *Zawartość związków azotu i fosforu w wodach gruntowych w zlewni użytkowanej rolniczo na przykładzie zlewni rzeki Śliny*, „Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych" 2009 t. 40, p. 505-512.

Table 7
Water uptake points and the results of chemical analysis

Items	Farm 1					Farm 2			
Date of test the water	19-07-2012					19-07-2012			
Indicator	Uptake points					Uptake points			
	Pond 1 on the field farm	Pond 2 on the field farm	River flowing through the meadows	Well on property	Piezometer next to the piggery	Farm well 1, next the house	Farm well 2, next the house	Drainage ditch at the wheat field	Drainage ditch at the heating plant
pH	7,23	7,39	7,32	7,36	7,19	6,48	6,78	7,14	7,18
Chlorides [mg Cl/dm^3]	46	46,1	35,8	39,6	76,9	63,9	31,1	20,3	41,8
Phosphate phosphorus [mg $P\text{-}PO_4/dm^3$]	0,031	0,019	0,016	0,039	3,169	0,143	0,498	0,191	0,075
Nitrate nitrogen [$N\text{-}NO_3$]	0,16	0,04	7,46	11,85	32,41	22,27	17,06	0,96	1,94
Ammonium nitrogen [$N\text{-}NH_4$]	0,68	0,14	0,22	0,11	0,13	0,09	0,68	0,14	0,15

Source: Based on data of the OAAC Łosiów.

septic tank), as well as from fertilization (drainage ditch near the wheat field). Because wells border with neighbouring building plots, the impact of the neighbouring farms cannot be excluded. Referring the discussion to the quality of groundwater, water from the collection point at the pig house, well for farming purposes near the house 2 and the drainage ditch near the wheat field, the standard for waters of first and second grade quality is exceeded. This may indicate particular sensitivity of these areas to pollution of surface water and groundwater, as well.

- Agricultural production should be carried out in such way, so the farm water pollution by nitrogen compounds, in accordance with the standards of nitrate nitrogen in surface waters, should be ≤ 2 mg N/dm^3 for Class I water quality and ≤ 5 N/dm^3 for Class II water quality. In the case of groundwater, the range is greater: N/dm^3 (Class I) to over 22,60 (Class V). For the analysed farms, water quality in fixed water reservoirs (ponds) in farm 1 and water in drainage ditches (farm 2) is located in the standards prescribed by the regulations. Oversized nitrogen loads in the collection point from river flowing through meadows are most likely to be the result of run-off from other farms. The analysed farm, due to its participation in agri-environmental programme, does not use fertilizers on meadows. The increased loads of nitrogen near pig house may result from animal faeces that leak to the ground. Water

in wells in both farms is used only for domestic purposes. The increased nitrogen loads may be due to the fact that they are ambient waters, where biological denitrification process is slowed. It is probable that the increased amounts of nitrates in farm wells may also result from processes of leaching and transfer to containers of fertilizers used in farming, including those from neighbouring farms.

- Ammonium nitrogen. The source of it is inorganic salts, being used as fertilizers. Certain amounts are formed as a result of the reduction of nitrite and nitrate loads in the water. In the characterized farms its loads in the tested samples of water were of the standard value.

Conclusions

Analysis and observation of pro-environmental activities during farming allows for specification of the following conclusions, which also serve as farm recovery plan.

1. Both farms received positive balance of soil organic matter that promotes good soil structure and reduces leaching of nutrients.
2. However, it is recommended to increase crops on land susceptible to wind and water erosion.
3. Present crop rotation should be analysed according to structure-plants increase, especially on the farm No. 1.
4. The introduction and increase of leguminous crops on both farms may contribute to drainage of deeper layers of the soil;
5. For swine farming, it is recommended to export manure, especially liquid manure in accordance with the agrotechnical schedules and ongoing monitoring of leakage of slurry tanks and to reduce odors due to this;
6. In this farm, it is recommended to use appropriate machinery and equipment facilitating protection of the environment: sewage tanker with trailing hoses, seeders for catch crops, slurry mixer;
7. Rationalization of fertilization (farm 1) and the use of mineral fertilizers in split doses;
8. The overall balance of N/ha of UAA in both farms is safe for the environment, however it is recommended to carry out annual analysis of nitrogen and phosphorus balance and current analysis of soil fertility in nitrogen and humus;
9. Research results on waters coming from different collection points in farming indicate, in some cases to exceed the legal limits. It can not be explicitly stated that the given farming is the polluter, while some pollutants can also come from neighbouring farms. Therefore, further analysis should be carried out in subsequent years, and for a wider group of farming.

Joanna Szczykowska • Anna Siemieniuk • Józefa Wiater

PROBLEMY EKOLOGICZNE ZBIORNIKÓW MAŁEJ RETENCJI NA PODLASIU

Anna Siemieniuk, dr inż. – Politechnika Białostocka
Joanna Szczykowska, 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: j.szczykowska@pb.edu.pl

ECOLOGICAL PROBLEMS OF SMALL RETENTION RESERVOIRS IN PODLASIE REGION

SUMMARY: Accumulation of water in low-retention reservoirs is an important element for water conditions especially in countries with small water resources. The study included three low-retention reservoirs in Korycin, Otapy-Kiersnówek and Jasionówka (typically agricultural catchment) localized fully in Podlasie region. This article applies to results of physical-chemical researches with particular regard to biogenic compounds. Water quality surveys took place during the period of time from November 2011 to October 2012. The analysis of achieved results revealed that organic nitrogen was dominating form among nitrogen compounds in water from all reservoirs. During the research it is found that storage reservoirs characterized by a quite small area and storage cubic content are much more exposed on eutrophication than larger reservoirs. Agricultural use of the area and quality of the soils in drainage area affect on deterioration of the trophic state of small retention reservoirs.

KEY WORDS: water quality, low-retention reservoirs, biogenic compounds, eutrophication

Wstęp

Jednym z podstawowych elementów infrastruktury związanej z właściwą regulacją stosunków wodnych są zbiorniki małej retencji. Większość z nich budowana jest jako obiekty wielofunkcyjne łączące szereg zadań - od zapewnienia niezbędnej ilości wody na potrzeby gospodarcze i hodowlę ryb, przez ochronę przeciwpowodziową, do wzrostu atrakcyjności przylegających terenów[1]. Na Podlasiu zbiorniki małej retencji wykonuje się jako podpiętrzenia cieków wodnych, przy czym obszar spiętrzenia obejmuje jak największą część naturalnego terenu zalewowego cieku. Powstaniu zbiornika towarzyszą istotne zmiany w krajobrazie, funkcjonowaniu biosfery oraz wzrost zainteresowania działalnością usługową i rozwojem infrastruktury rekreacyjno-turystycznej. Utworzone zbiorniki, niekiedy o znacznej powierzchni w stosunku do niewielkiej głębokości, są zazwyczaj przez większą część roku niestratyfikowane. Prowadzi to do zakłócenia ekologicznego znaczenia akwenów, z których większość przyjmuje wody ze zlewni zagospodarowanych rolniczo[2]. Wielu autorów wskazuje, że stosowanie nawozów mineralnych i naturalnych na polach uprawnych w celu zwiększenia produkcji rolniczej powoduje niekontrolowane przedostawanie się do wód niewykorzystanych składników pokarmowych[3]. Długotrwała eksploatacja wielofunkcyjnych zbiorników przepływowych, nadmiernie obciążonych dopływającymi ze zlewni związkami biogennymi, może wpływać negatywnie na jakość cieku zasilającego na odcinkach poniżej zbiorników[4]. Jednak najważniejszym problemem ekologicznym omawianych zbiorników jest ich podatność na eutrofizację powodującą degradację walorów użytkowych. Wśród sposobów oceny stopnia zeutrofizowania wód w zbiornikach małej retencji znane i stosowane są indeksy stanu troficznego: TSI (*Trophic State Index*) Carlsona i TSI Walkera. Każdy z nich składa się z trzech odrębnie obliczanych elementów, z których jeden opiera się na stężeniu fosforu ogólnego TSI (TP), drugi na stężeniu chlorofilu a TSI (chl.a), a trzeci na przezroczystości mierzonej krążkiem Secchiego TSI (SD)[5]. Stosuje się także

[1] W. Mioduszewski, *Małe zbiorniki wodne*, Wyd. Imuz, Falenty 2006; J. Wiater, A. Siemieniuk, J. Szczakowska, *Rola zbiornika małej retencji w kształtowaniu jakości wód powierzchniowych*, „Gaz, Woda i Technika Sanitarna" 2012, s. 279-282.

[2] B.C. Braskerud, *Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution*, „Ecological Engineering" 2001 nr 18, s. 352-370; J. Szczykowska, *Occurrence of elements contaminating the low-retention reservoirs on agricultural areas*, „Polish Journal of Environmental Studies – Series of Monographs" 2009 nr 3, s. 75-80.

[3] Ibidem; J. Wiater, A. Siemieniuk, J. Szczykowska, *Rola zbiornika małej…*, op. cit.; P. Ilnicki, *Przyczyny, źródła i przebieg eutrofizacji wód powierzchniowych*, „Przegląd Komunalny" 2005 nr 2, t. 125, s. 488-494; J.A. Camargo, A. Alonso, M. de la Puente, *Eutrophication downstream from small reservoirs in mountain rivers of Central Spain*, „Water Research" 2005 nr 39, s. 3376-3384.

[4] J. Wiater, A. Siemieniuk, J. Szczykowska, *Rola zbiornika małej…*, op. cit.; J.A. Camargo, A. Alonso, M. de la Puente, *Eutrophication downstream…*, op. cit.

[5] R.E. Carlson, *A trophic state index for lakes*, „Limnology and Oceanography" 1997 nr 22(2), s. 361-369.

indeks TSI (TN)[6]. Nieodpowiednia jakość retencjonowanej wody utrudnia właściwą eksploatację zbiorników, prowadząc do nadmiernego wzrostu fitoplanktonu, wystąpienia deficytu tlenowego, rozwoju organizmów stwarzających niebezpieczeństwo dla kąpiących się ludzi. Obserwuje się znaczne pogorszenie cech organoleptycznych wody, szybki postęp zamulania, co w dalszej perspektywie może prowadzić do zmniejszenia pojemności retencyjnej zbiornika. W związku z tym niezbędna jest kontrola jakości wody w zbiornikach małej retencji ze szczególnym uwzględnieniem oznaczania stężeń związków azotu i fosforu.

Badania miały na celu porównanie problemów ekologicznych związanych z zagrożeniem procesami eutrofizacji trzech zbiorników małej retencji charakteryzujących się rolniczym zagospodarowaniem zlewni lecz zróżnicowaną powierzchnią (od 2,03 ha do 6,0 ha) i pojemnością retencyjną (od 41,6 tys.m^3 do 81 tys.m^3).

Obszar i metodyka badań

Badaniami objęto trzy zbiorniki małej retencji: Korycin (K), Otapy-Kiersnówek (O) i Jasionówka(J) znajdujące się na terenie gmin odpowiednio: Korycin, Brańsk i Jasionówka w woj. podlaskim. Ogólne parametry morfometryczne analizowanych zbiorników zestawiono w tabeli 1. Na terenie zlewni wszystkich analizowanych zbiorników dominują użytki rolne stanowiące 84,9% gminy Korycin, 78,1% gminy Brańsk oraz 64,8% gminy Jasionówka. W zlewni wszystkich zbiorników przeważają gleby mineralne. Zbiornik w Korycinie, którego najważniejszym obiektem jest stopień wodny ze spustem dennym i kładką roboczą, zlokalizowany jest na prawym brzegu rzeki Kumiałki. Największą powierzchnię zlewni zbiornika pod względem typologicznym zajmują gleby brunatne, gleby pseudobielicowe, oraz czarne ziemie i mady w dolinach rzecznych. Podczas prac przy budowie (lata 2001-2002) wykopano i przemieszczono około 115,7 tys. m^3 ziemi. Średnia głębokość wykopu wyniosła 2,3 m, szerokość 145 m, a długość 440 m. Ziemia z wykopu posłużyła jako ograniczenie czaszy zbiornika o kształcie zwartym, lecz nieregularnym. Wraz ze zbiornikiem oddano do użytku 20 ha terenów przyległych, przeznaczonych na obiekty rekreacyjno-sportowe, turystyczne i hotelarsko-gastronomiczne.

Szczegółowe współrzędne terenu, na którym znajduje się zbiornik Otapy-Kiersnówek, to 52°43'53.81" N 22°53'3.04" E. Tereny zajęte pod inwestycję stanowiły pastwiska kl. V oraz niewielkie powierzchnie użytków rolnych kl. III i IV. Zbiornik powstał w obniżeniu terenowym przyległym bezpośrednio do rzeki Nurzec, odgrodzonym od koryta rzeki groblą boczną. W dolinie Nurca występują głównie warstwy namułów osadzonych przez wody w okresie wylewów rzeki oraz na niewielkiej powierzchni gleby torfowe i murszowo-torfowe. Zwierciadło

[6] C.R. Kratzer, P.L. Brezonik, *A Carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida Lakes*, „Water Resources Bulletin" 1981 nr 17, s. 713-715.

Tabela 1
Ogólne parametry morfometryczne analizowanych zbiorników retencyjnych

Zbiornik	Zlewnia hydrologiczna w przekroju stopnia piętrzącego	Powierzchnia przy normalnym poziomie piętrzenia	Średnia głębokość	Normalny poziom piętrzenia	Pojemność retencyjna	Rok powstania
Korycin (K)	rzeki Kumiałki 205 km^2	6,0 ha	1,65 m	125,5 m npm	81 tys. m^3	2002
Otapy-Kiersnówek (O)	rzeki Nurzec 970,2 km^2	4,8 ha	1,6 m	127,4 m npm	62 tys m^3	2008
Jasionówka (J)	rowu R-71/2 1,05 km^2	2,03 ha	2,3 m	137,2 m npm	41,6 tys.m^3	2001

Źródło: opracowanie własne.

wody w okresie niskich przepływów jest utrzymywane na poziomie około 127,4 m npm, co wpływa korzystnie na poziom wód gruntowych wyniesionego prawego brzegu doliny. Brańsk jest gminą typowo rolniczą, gdyż znajduje się w korzystnej, jak na warunki woj. podlaskiego, strefie klimatycznej, jednocześnie charakteryzując się dobrym stanem środowiska naturalnego. Teren, na którym jest usytuowany zbiornik Jasionówka, leży w zlewni rzeki Biebrzy. Sieć hydrologiczną zlewni stanowią niewielkie cieki, z których część to kanały i rowy melioracyjne. Głównym odbiornikiem wód z omawianego obszaru jest rzeka Brzozówka, będąca lewym dopływem Biebrzy, do której uchodzi w 81 km jej biegu. Całkowita długość Brzozówki wynosi 55,8 km, a powierzchnia zlewni 696,8 km^2. Lewym dopływem Brzozówki jest ciek zasilany prawostronnie przez rów R-71/2, w którego dolinie został zbudowany zbiornik Jasionówka. Dno zbiornika jest mało urozmaicone, a na większości powierzchni znajdują się utwory gliniasto-piaszczyste z partiami żwirowymi. Przy czym 58,2% struktury gruntów zlewni zbiornika stanowią grunty orne, 0,3% sady, 24,7% łąki i pastwiska, a nieużytki 16,0%. Podstawowym celem omawianych budowli piętrzących jest retencjonowanie wody do prowadzenia nawodnień użytków rolnych, głównie użytków zielonych. Dodatkowym efektem jest zmniejszenie zagrożenia powodziowego przy jednocześnie ukierunkowanym przepływie wód wielkich i spłaszczenie fali powodziowej. Wszystkie przebadane zbiorniki wykorzystywane są do celów rekreacyjno-sportowych oraz ekstensywnej hodowli ryb. Badania wykonano, wykorzystując próbki wody powierzchniowej z każdego zbiornika, które pobierano systematycznie co miesiąc w okresie od listopada 2011 do października 2012 roku z trzech stanowisk badawczych. Wybór i rozmieszczenie punktów pomiarowo-kontrolnych w przekroju podłużnym zbiorników podyktowany był koniecznością uchwycenia w nich zmian badanych właściwości fizykochemicznych. We wszystkich trzech zbiornikach pierwszy punkt był usytuowany w obrębie dopływów, drugi w środkowych ich częściach, natomiast trzeci przy ujściach wody ze zbiorników. W pobranych próbkach wody oznaczano stężenia jonów amonowych, azotanów (III),

azotanów (V), azot ogólny, jony fosforanowe oraz fosfor ogólny zgodnie z obowiązującą metodyką[7]. Wyniki badań poddano obliczeniom statystycznym, stosując trójczynnikową analizę wariancji. Różnice oceniono przedziałem ufności według Tukey'a przy poziomie istotności 0,005 i 0,001. Ponadto w okresie letnim oznaczono stężenie chlorofilu a zgodnie z normą PN-ISO10260:2002 metodą spektrofotometryczną o zakresie 30÷80 μg/dm^3. Do oceny stanu troficznego tak małych zbiorników retencyjnych nieistotne wydawało się określanie przezroczystości wody. Podczas badań, prowadzonych w ramach realizacji pracy S/WBiIŚ/4/2011, zaobserwowano bowiem, że po okresach silnych opadów atmosferycznych wody dopływające wprowadzają z reguły znaczne ilości zawiesin powodujących zmętnienie retencjonowanych mas wodnych, wpływając jednocześnie na zmniejszenie ich przezroczystości, która nie była związana z rozwojem fitoplanktonu. Dlatego w przeprowadzonych badaniach pominięto ten element indeksu TSI (SD).

Wyniki i dyskusja

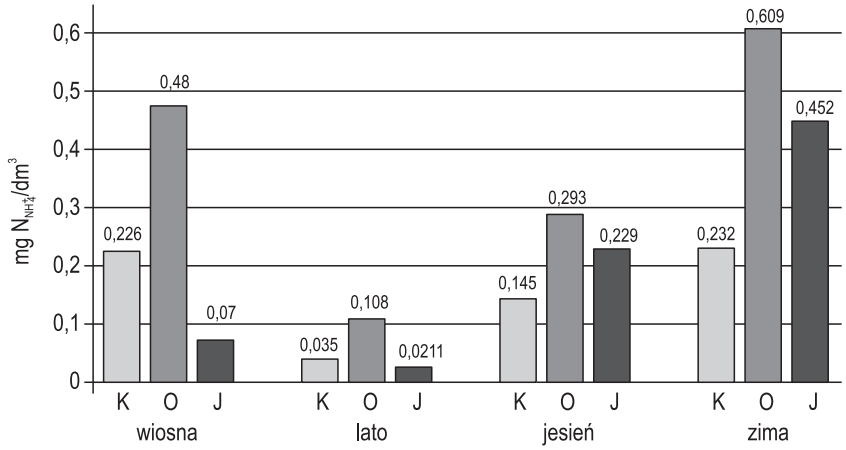
Eutrofizacja jest najistotniejszym antropogenicznym czynnikiem naruszającym prawidłowe funkcjonowanie ekosystemów wodnych. Im mniejszy zbiornik, tym większe jest obciążenie substancjami pochodzącymi ze zlewni. Najwyższe stężenia jonów amonowych stwierdzono w wodach zbiornika Otapy-Kiersnówek, natomiast niższe oznaczono w próbkach wody pochodzących z pozostałych dwóch zbiorników. Zawartość jonów amonowych w okresie objętym badaniami mieściła się w granicach charakterystycznych dla pierwszej klasy jakości wód[8]. Stężenia jonów amonowych w wodach przebadanych zbiorników były istotnie statystycznie zróżnicowane w zależności od terminu pobierania próbek (rysunek 1). Najwyższe stężenia tej formy azotu oznaczano w okresie zimowym, kiedy próbki wody do badań były pobierane spod warstwy lodu, co może świadczyć o przebiegających procesach amonifikacji substancji organicznej osadów dennych.

Podwyższone wiosną, podczas roztopów i intensywnych opadów atmosferycznych, wartości azotu amonowego mogą wskazywać na zmywy powierzchniowe przebiegające na terenach zlewni pośredniej i bezpośredniej zbiornika. Ponadto taka sytuacja może wskazywać, że proces rozkładu materii organicznej w okresie pozawegetacyjnym nie został zakończony, gdyż stwierdzono jednocześnie podwyższone wartości azotu ogólnego.

W okresie letnim (od IV do VIII) stężenie jonów NH_4^+ wyraźnie malało w wyniku jego intensywnego przyswajania przez fitoplankton, czemu sprzyjała pełnia sezonu wegetacyjnego. Tendencja spadkowa polegająca na obniżaniu stężenia azotu amonowego wraz z kierunkiem przepływu wody przez zbiornik była zauważalna we wszystkich badanych zbiornikach.

[7] W. Hermanowicz, *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków*, Wyd. Arkady, Warszawa 1999.
[8] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. nr 257 poz. 1545).

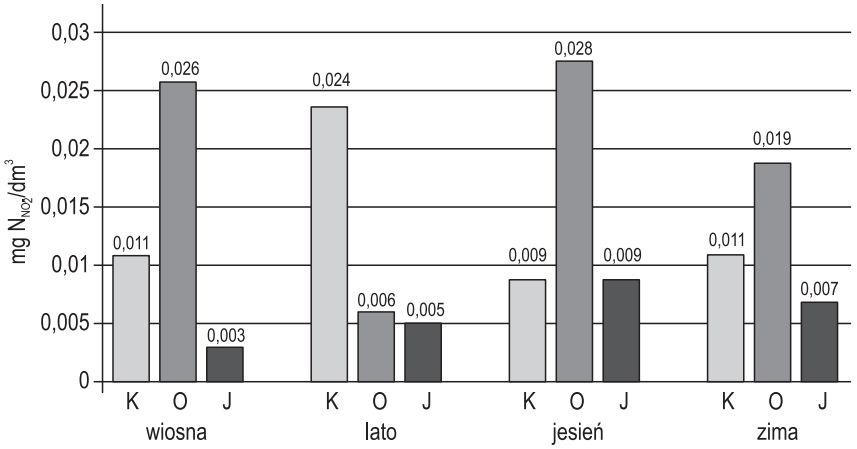
Rysunek 1
Średnia zawartość jonu amonowego w wodach zbiorników Korycin (K), Otapy-Kiersnówek (O) i Jasionówka (J) w zależności od pory roku (mg·dm^{-3})



NIR** – zbiornik 0,038;
NIR** – termin 0,109; NIR – punkt n.i.;
NIR** – zbiornik i termin** 0,208.

Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 2
Średnia zawartość azotanów (III) w wodach zbiorników Korycin (K), Otapy-Kiersnówek (O) i Jasionówka (J) w zależności od pory roku (mg·dm^{-3})



NIR** – zbiornik 0,003;
NIR** – termin 0,007;
NIR* – punkt 0,003;
NIR** – zbiornik i termin** 0,014.

Źródło: opracowanie własne.

Biorąc pod uwagę oznaczone stężenia jonów azotanowych (III), zaobserwowano stosunkowo niewielkie wahania ich wartości w poszczególnych zbiornikach. Obecność omawianych jonów przy jednocześnie występujących pozostałych nieorganicznych formach azotu świadczy o trwałym zanieczyszczeniu organicznym wody i zachodzących procesach przemiany. Istotnie najwyższe stężenie azotanów (III) podczas okresu objętego badaniami oznaczono w zbiorniku Otapy-Kiersnówek, nieco niższą w próbkach pochodzących ze zbiornika Korycin, a najniższą charakteryzowały się próbki ze zbiornika Jasionówka (rysunek 2).

Oznaczone stężenia jonów azotanowych (V) we wszystkich analizowanych zbiornikach małej retencji podlegały wyraźnie zmianom sezonowym (rysunek 3). W okresie późnowiosennym (V) i letnim (VI-VII) dochodziło do istotnego obniżenia stężenia azotanów związanego z pobieraniem tej formy azotu przez rośliny, co potwierdzają badania wielu autorów[9]. We wszystkich akwenach stężenia azotanów (V) można było zaliczyć do I klasy jakości wody, jedynie w styczniu podczas kilkudniowego wzrostu temperatury przy jednoczesnych opadach atmosferycznych doszło do zwiększenia stężenia omawianego parametru powyżej 2,2 mg $NNO_3^-dm^3$ w próbkach pobieranych ze zbiornika w Korycinie[10]. Odpływ azotanów z gruntów użytkowanych rolniczo ma ścisły związek z wielkością opadów atmosferycznych w tym okresie, co znalazło potwierdzenie w pozostałych zbiornikach i badaniach Solan i Dmoch[11].

Analiza przestrzennego rozkładu stężeń azotanów (V) pozwala stwierdzić, że wszystkie zbiorniki nie wykazywały jednoznacznie zdolności do samooczyszczania. Próbki wody pochodzące z punktów pomiarowo-kontrolnych zlokalizowanych na odpływie w większości przypadków charakteryzowały się wyższymi stężeniami niż na dopływie wody do zbiorników. Jednak retencjonowanie wody we wszystkich zbiornikach podczas okresu prowadzenia badań nie wpływało istotnie negatywnie na stężenia nieorganicznych form azotu w wodach odpływających.

Parametrem wpływającym zdecydowanie negatywnie na ocenę jakości wody wszystkich badanych zbiorników okazały się stężenia azotu ogólnego znacznie przekraczające wartość 5 mg N/dm^3 ustaloną dla I klasy jakości wód[12]. Przy czym oznaczone stężenia azotu ogólnego były istotnie zróżnicowane w zależności od zbiornika i terminu pobierania próbek (rysunek 4). Najwyższe stężenia omawianego parametru w okresie wiosennym zaobserwowano w próbkach pochodzących ze zbiornika Jasionówka, natomiast latem w wodach zbiornika Otapy-Kiersnówek. Wzrost stężenia azotu organicznego w tym okresie mógł być spowodowany dopływem wód z terenów bagiennych i gruntów ornych z udziałem gleb organicznych występujących w zlewniach zbiorników. Jesienią stężenia azotu

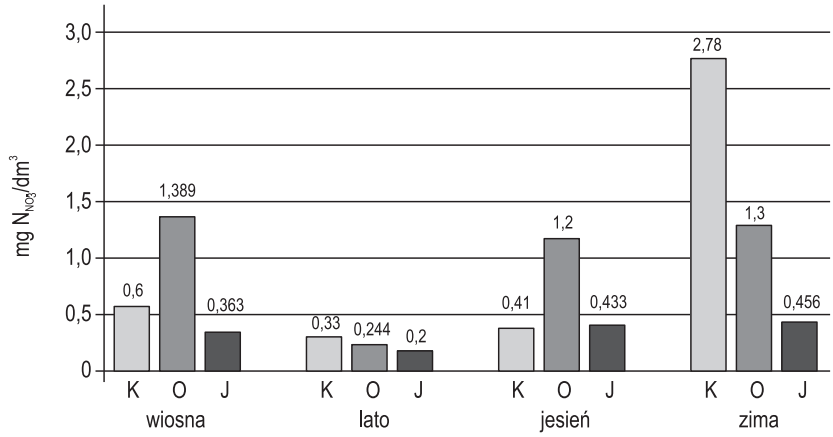
[9] J. Wiater, A. Siemieniuk, J. Szczykowska, *Rola zbiornika małej…,* op. cit.; B.C. Braskerud, *Factors affecting…*, op. cit.; J. Szczykowska*, Occurrence of elements…*, op. cit.; P. Ilnicki, *Przyczyny, źródła i przebieg…,* op. cit.; J.A. Camargo, A. Alonso, M. de la Puente, *Eutrophication downstream…,* op. cit.

[10] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji…, op. cit.

[11] M. Solan, M. Dmoch, *Zanieczyszczenia wód…*, op. cit.

[12] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji…, op. cit.

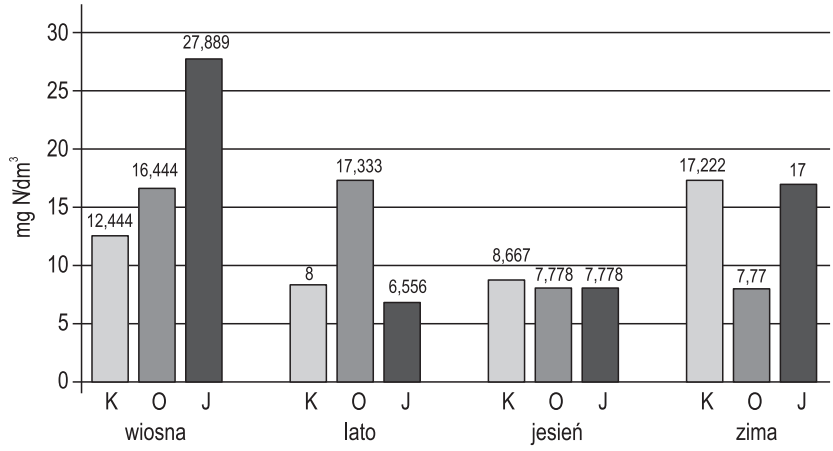
Rysunek 3
Średnia zawartość azotanów (V) w wodach zbiorników Korycin (K), Otapy-Kiersnówek (O) i Jasionówka (J) w zależności od pory roku (mg·dm^{-3})



NIR** – zbiornik 0,038;
NIR* – termin 0,399;
NIR – punkt n.i.;
NIR** – zbiornik i termin** 0,757.

Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 4
Średnia zawartość azotu ogólnego w wodach zbiorników Korycin (K), Otapy-Kiersnówek (O) i Jasionówka (J) w zależności od pory roku (mg·dm^{-3})



NIR** – zbiornik 2,225;
NIR** – termin 6,431;
NIR – punkt n.i.;
NIR** – zbiornik i termin** 12,2.

Źródło: opracowanie własne.

ogólnego były wyrównane we wszystkich trzech badanych zbiornikach. Podczas okresu zimowego w zbiornikach w Korycinie i Jasionówce wartości azotu ogólnego były zbliżone, natomiast woda z trzeciego zbiornika charakteryzowała się niższymi stężeniami.

Woda w zbiornikach zaporowych nie płynie jednolicie całą powierzchnią, nurt może zajmować niewielki procent powierzchni zbiornika. Podczas badań zaobserwowano, że w częściach zastoiskowych największego wśród objętych analizą zbiornika w Korycinie plankton rozwijał się obficiej niż w części centralnej o zwiększonym przepływie wody. Każdy zbiornik małej retencji wykazuje różną podatność na degradację. Im większy udział pól uprawnych w zlewni przy niewielkich ilościach terenów leśnych, tym większy jest dopływ substancji biogennych i organicznych, a co za tym idzie, większe ich stężenia oznaczane w wodzie[13]. Na taki stan wskazują wyniki stężeń form azotu i fosforanów w wodzie zbiorników Korycin i Otapy-Kiersnówek. Fosfor w postaci jonów fosforanowych jest najłatwiej przyswajalną przez rośliny formą. Stężenia związków fosforu w próbkach pobieranych z objętych badaniami obiektów były istotnie zróżnicowane w zależności od zbiornika oraz od terminu pobierania próbek i znacznie przekraczały graniczne wartości, przy których dochodzi do procesu eutrofizacji.

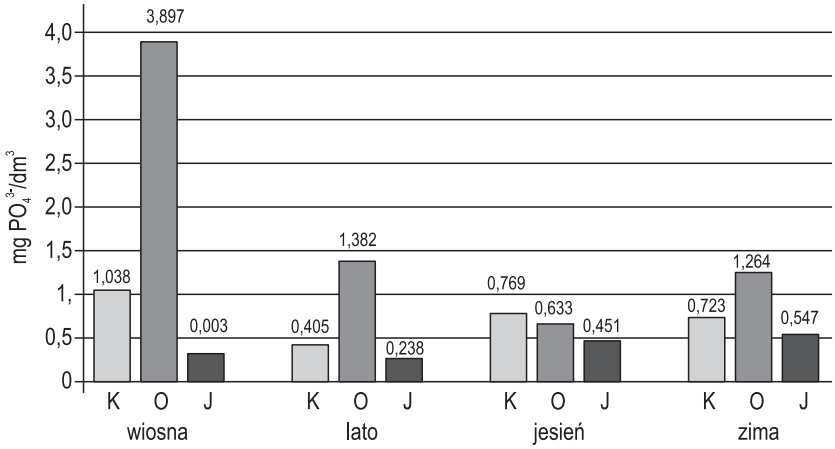
Dopływ ze zlewni oraz powstawanie w wodzie i osadach dennych z rozkładu bakteryjnego substancji organicznych mogły być najważniejszymi przyczynami znacznych stężeń fosforanów w analizowanych zbiornikach (rysunek 5 i 6). Kumulująca zanieczyszczenia rola zbiorników prowadzi do nagromadzenia osadów dennych, które wtórnie przyczyniają się do wzbogacania wewnętrznego wody związkami biogennymi. Letnie pomiary stężeń fosforu ogólnego, azotu ogólnego oraz chlorofilu „a" posłużyły do określenia liczbowego wskaźnika stanu trofii (WST), które umożliwiają próbę określenia poziomu zaawansowania procesu eutrofizacji (tabela 2).

Otrzymane wyniki, na podstawie których dokonano obliczeń średniego wskaźnika stanu trofii, jednoznacznie wskazują, że najwyższy poziom zagrożenia eutrofizacją podczas okresu badań wykazywała woda zbiornika Jasionówka – o najmniejszej powierzchni i pojemności retencyjnej. Nieco mniejszy poziom zagrożenia wykazywały wody zbiornika Otapy-Kiersnówek, charakteryzującego się średnią powierzchnią i pojemnością retencyjną, natomiast najniższy poziom zagrożenia stwierdzono w największym zbiorniku w Korycinie. Zgodnie z literaturą[14] przyjmuje się, że stan oligotroficzny ma miejsce, gdy wartość $TSI_{Śr}$<40, mezotroficzny w zakresie 40÷60, eutroficzny w zakresie 60÷80, gdy natomiast wartość $TSI_{Śr}$>80 wskazuje na stan hipertroficzny. Wszystkie zbiorniki charakteryzowały się niewielkim udziałem azotu nieorganicznego w całkowitej ilości tego pierwiastka. W związku z tym można przypuszczać, że przyczyną tak wysokich wartości wskaźników stanu trofii badanych akwenów była dostawa

[13] J. Wiater, A. Siemieniuk, J. Szczykowska, *Rola zbiornika małej…,* op. cit.; E. Jeppsen, J.P. Jansen, M. Söndergaard, *Role of sediment and internal loading of phophorus in shallow lakes*, „Hydrobiologa" 2003 nr 506-509(1-3), s. 135-145.

[14] R.E. Carlson, *A trophic state…,* op. cit.; C.R. Kratzer, P.L. Brezonik, *A Carlson-type…,* op. cit.

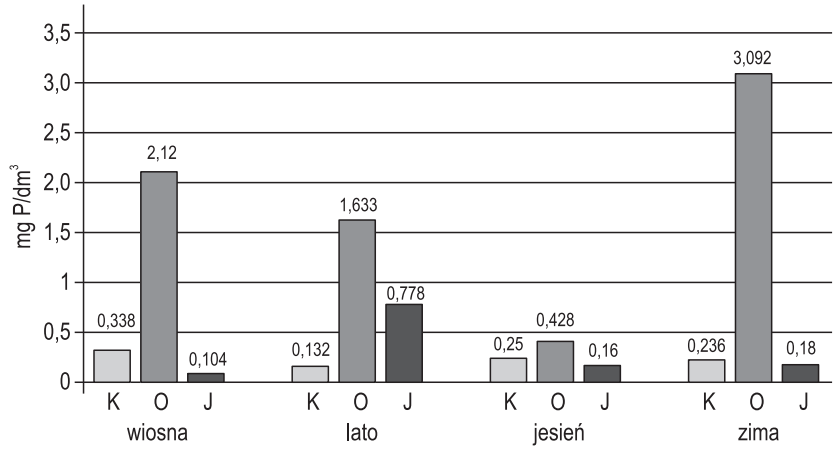
Rysunek 5
Średnia zawartość fosforanów w wodach zbiorników Korycin (K), Otapy-Kiersnówek (O) i Jasionówka (J) w zależności od pory roku (mg·dm^{-3})



NIR** – zbiornik 0,199;
NIR** – termin 0,568;
NIR – punkt n.i.;
NIR** – zbiornik i termin* 1,08.

Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 6
Średnia zawartość fosforu ogólnego w wodach zbiorników Korycin (K), Otapy-Kiersnówek (O) i Jasionówka (J) w zależności od pory roku (mg·dm^{-3})



NIR** – zbiornik 0,088;
NIR** – termin 0,250;
NIR – punkt n.i.;
NIR** – zbiornik i termin** 0,474.

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 2
Wskaźniki stanu trofii w poszczególnych zbiornikach

Zbiornik	Wskaźnik stanu trofii (WST)			
	TSI_{TN}	TSI_{TP}	$TSI_{chl.}$	$TSI_{Srednia}$
Korycin (K)	84,456	45,403	50,830	60,230
Otapy-Kiersnówek (O)	95,611	110,895	60,841	89,116
Jasionówka (J)	81,583	133,42	58,802	91,268

Źródło: opracowanie własne.

związków biogennych ze zlewni oraz procesy wzbogacania wewnętrznego, do których dochodzi na skutek resuspensji osadów dennych i uwalniania fosforanów do wody.

Wnioski

Retencjonowanie wody we wszystkich zbiornikach podczas okresu prowadzenia badań nie wpływało istotnie negatywnie na stężenia nieorganicznych form azotu w wodach odpływających.

Dominującą formą występowania azotu i fosforu w badanych wodach okazały się związki organiczne.

Podczas badań jednoznacznie stwierdzono, że zbiorniki retencyjne charakteryzujące się niewielką powierzchnią i pojemnością retencyjną są znacznie bardziej narażone na zagrożenie procesami eutrofizacji niż zbiorniki większe.

Rolnicze użytkowanie terenu oraz jakość gleb w zlewni wpływa na pogorszenie stanu troficznego zbiorników małej retencji.

Rekultywacja zbiorników polegająca na okresowym usuwaniu osadów dennych może prowadzić do polepszenia jakości wody i obniżenia podatności na degradację.

Agnieszka Trębicka

MODELOWANIE I PROGNOZOWANIE PROCESÓW ZWIĄZANYCH Z SYSTEMEM DYSTRYBUCJI WODY

Agnieszka Trębicka, dr inż. – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
Katedra Systemów Inżynierii Środowiska
ul. Wiejska 45 A, 15 – 351 Białystok
e-mail: a.trebicka@pb.edu.pl

MODELING AND PROGNOSING OF PROCESSES LINKED WITH WATER SUPPLY SYSTEM

SUMMARY: The opinion of existing state of water-supply system commune was the aim of work the Choroszcz conducted for help of programme computer EPANET 2.0, and having for task the improvement of efficiency the studied. It commune Choroszcz, is careful for one from the best developing populace in podlaskie province. Analysis yoke water-supply net reinforced from formulation No. 1 in Choroszczy. The data made up with summers 2005 the basis of opinion-2010 throw open through Institution of Thermal Energetics of Water-pipes and the Sewage system in Choroszczy.

It the arrangements of water-supply system with exact heights, the diameters, lengths were imitated was for basis of digital maps. It computer simulations were conducted was near help of Epanet programme, which is generally accessible as well as used in scientific aims often how and practical uses. The investigative part be based on chosen the relating variants real and the founded breakdowns as well as the having on aim the improvement of efficiency of net workings.

KEY WORDS: water supply system, dynamic model, digital system modeling, computer analysis

Wstęp

Modelowanie systemów opiera się na najbardziej wiarygodnym odtworzeniu rzeczywistych warunków pracy, z uwzględnieniem zmienności rozbiorów wody oraz jej dystrybucji[1]. Wprowadzenie większej liczby danych pozwala na odtworzenie warunków pracy sieci wodociągowej dla zdarzeń losowych, czyli poboru wody na potrzeby przeciwpożarowe, awarii, a także ich wpływu na innych odbiorców sieci wodociągowej[2].

Hydrauliczny model sieci wodociągowej daje ogromne możliwości w podejmowaniu uzasadnionych decyzji odnośnie do modernizacji, eksploatacji oraz rozbudowy systemu zaopatrzenia w wodę, ale przede wszystkim wspomaganie komputerowe jest gwarancją sprawnego funkcjonowania modelu.[3] Posiadanie informacji o pracy systemu wodociągowego jest podstawą do poprawnego funkcjonowania przedsiębiorstwa[4]. Posługiwanie się hydraulicznym modelem sieci wodociągowej jako narzędziem wspomagającym proces eksploatacji systemu zaopatrzenia w wodę wydaje się celowe.

Analiza sieci wodociągowych a rola programów komputerowych

W przedsiębiorstwach wodociągowych wiele zadań projektowych, a zarazem prognozowych, może być wspomaganych komputerowo, za pomocą programów komputerowych, poprzez statyczną symulację rozpływu wody w sieci wodociągowej. Proces ten może pomóc w podejmowaniu decyzji i wykonywaniu działań w systemach zaopatrzenia w wodę. Analizę i obliczenia można przeprowadzić dla istniejących, projektowanych i modernizowanych sieci. Symulacja, prognozowanie to nieodzowne elementy podczas realizacji: eksploatacji, rozbudowy oraz ewidencji sieci wodociągowych.[5]

Istnieje wiele programów komputerowych wspomagających zakłady wodociągowe. Można do nich zaliczyć: Piccolo, Mike Urban, Geosecma, Aquis, Epanet.

---

[1] T. Walski, D. V. Chase, D.A. Sawic, *Water distribution modeling,* Haestad Press, Waterbury, CT, USA 2001; B. Ulanicki, A. Zehnpfund, F. Martinez, *Simplification of Water Network Models. Proceedings of Hydroinformatics,* International Conference, International Association for Hydraulic Research, ETH, Zurich 1996.

[2] S.J.T. Pollard, *Risk Management for Water and Wastewater Utilities,* IWA Publishing, London 2008.

[3] Z. Siwoń, *Kalibracja symulacyjnych modeli przepływów w miejskich systemach dystrybucji wody,* I Ogólnopolska Konferencja „Współczesne problemy bezpieczeństwa pożarowego w budownictwie i inżynierii środowiska", Koszalin-Łazy 2004.

[4] S. Denczew, *Podstawy nowoczesnej eksploatacji układów wodociągowych i kanalizacyjnych*, Wyd. Arkady, Warszawa 2003.

[5] K. Knapik, *Dynamiczne modele w badaniach sieci wodociągowych*, „Monografia" 279, Wyd. Politechniki Krakowskiej, Kraków 2000; L.A. Rossman, P.F. Boulo, *Numerical methods for modeling water quality in distribution systems: a comparison*, „Journal of Water Resources Planning and Management" 1996 nr 122(2), s. 137-146.

W ocenie stanu sieci wodociągowej oprócz oceny wizualnej, na przykład stopnia skorodowania przewodów wodociągowych, warto zwrócić uwagę na parametry analizowanej sieci. Za pomocą programów komputerowych jednak nie można ocenić sieci wizualnie, dlatego też cała analiza opiera się na charakterystycznych parametrach sieci. Do takich parametrów można zaliczyć:

- prędkość przepływu wody [$M \times s^{-1}$];
- ciśnienie wody [mH_2O];
- współczynnik strat liniowych [-];
- przepływ wody [$l \times s^{-1}$];
- straty ciśnienia [$m \times km^{-1}$].

W programach komputerowych wyżej wymienione parametry przedstawiane są w postaci szeregu danych, najczęściej zestawione tabelarycznie. Porównywanie tych parametrów w warunkach normalnych, początkowych z warunkami na przykład symulacji awarii pozwala uniknąć błędów podczas inwestycji oraz ocenić stan sieci wodociągowej[6].

W pracy posłużono się programem Epanet 2.0. Program ten wybrano ze względu na to, że jest on ogólnie dostępny, niezwykle dokładny, jak również wykorzystywany przez liczne firmy do rozwiązywania problemów z systemami zaopatrzenia w wodę w sposób przyjazny i czytelny.

Charakterystyka systemu wodociągowego miasta i gminy Choroszcz

W gminie Choroszcz 91,1% gospodarstw domowych jest zaopatrywanych w wodę z wodociągów, w tym 78,4% posiada zaopatrzenie z gminnych systemów wodociągowych. Gospodarstwa domowe znajdujące się w zabudowie kolonijnej nie posiadają dostępu do scentralizowanego systemu zaopatrzenia w wodę. Jest to spowodowane znacznymi odległościami i kosztami. Gospodarstwa te posiadają lokalne źródła zaopatrzenia w postaci studni kopanych i wierconych. Mieszkańcy Klepacz zaopatrywani są w wodę z centralnego wodociągu w Białymstoku. Niektóre gospodarstwa pobierają wodę w dwojaki sposób. Badania ankietowe zrealizowane na terenie gminy wykazały, że z wody ze studni korzystało 8,9% gospodarstw domowych, a 19,5%, mając wodę z wodociągów, również korzystało z wody z własnej studni[7].

Sieć wodociągowa mieszcząca się na terenie gminy ma 144,1 km długości. Do sieci podłączone są 1884 budynki. Średnie zużycie wody przez mieszkańców gminy w gospodarstwach domowych wynosi 25,9 m^3 wody na osobę w ciągu

[6] P.F. Boulos i in., *Comprehensive Water Distribution Systems Analysis Handbook for Engineers and Planners,* MWH Soft, Inc. Pasadena, CA., 2004; A.J. Dunn, D.A. Frodsham, R.V. Kilroy, *Predicting the risk to permit compliance of new sewage treatment works,* „Water Science Technology" 1998 t. 38, nr 3, s. 7–14

[7] Materiały z danymi dotyczącymi produkcji, sprzedaży w sieci wodociągowej gminy Choroszcz, Zakład Energetyki Cieplnej Wodociągów i Kanalizacji w Choroszczy.

roku. Stanowi to średnio: w mieście 96,4 litra wody na dobę, a na terenach wiejskich 50,7 litra wody na dobę.

Model badawczy sieci wodociągowej

Proces tworzenia modelu obranego fragmentu sieci wodociągowej gminy Choroszcz rozpoczęto od przeniesienia z cyfrowej mapy, uzyskanej z ZECWiK w Choroszczy – zaopatrzenie w wodę istniejącą sieć wodociągową wsi Barszczewo, Ogrodniki i Oliszki do programu Epanet. Następnym etapem było wprowadzenie danych do programu: średnic, długości, chropowatości poszczególnych odcinków sieci, rzędnych węzłów, rozbioru wody, jak również charakterystyk pomp. Współczynnik chropowatości dla przewodów wodociągowych wykonanych z PVC wynosi 0,5. Wykonanie projektu wariantowych awarii wodociągu Barszczewo miało na celu badanie i analizę zmian parametrów sieci, takich jak: prędkość przepływu wody [m/s] oraz ciśnienie wody [mH_2O], przy założonych awariach, które mogą wystąpić podczas eksploatacji sieci wodociągowej.

Badania i analiza fragmentu sieci wodociągowej gminy Choroszcz zostały oparte na modelu utworzonym w programie komputerowym Epanet 2. Obliczenia przeprowadzono dla wybranych wariantów spośród całego analizowanego układu. Punktem wyjściowym było odtworzenie układu hydraulicznego sieci wodociągowej wsi: Barszczewo, Ogrodniki i Oliszki, będącego podstawą do dalszych badań i pomiarów. Zmiany poszczególnych parametrów systemu porównywano do stanu ustalonego, czyli stanu bez zauważalnych zmian na sieci. Na wykresach przedstawiono ciśnienie wody w wybranych węzłach. Na rysunku 1 zaprezentowano godzinowy rozbiór wody, który jest wyrażony w procentowym zużyciu wody w ciągu doby.

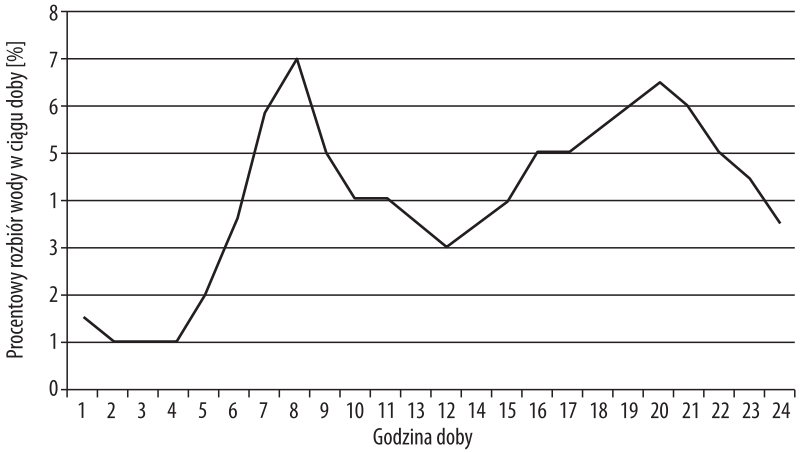
Z rysunku 1 wynika, że największe rozbiory wody występują w godz.: 6 – 11 oraz 16 – 22, zaś najmniejsze w godz.: 22 – 6 oraz 11 – 16.

Na rysunku 2 przedstawiono schemat modelu sieci wodociągowej wsi Barszczewo, Ogrodniki i Oliszki wykonany w programie Epanet 2, na którym zamieszczono istniejące węzły, odcinki i pompownie, które poddano badaniu i weryfikacji.

Prezentacja wybranych wariantów

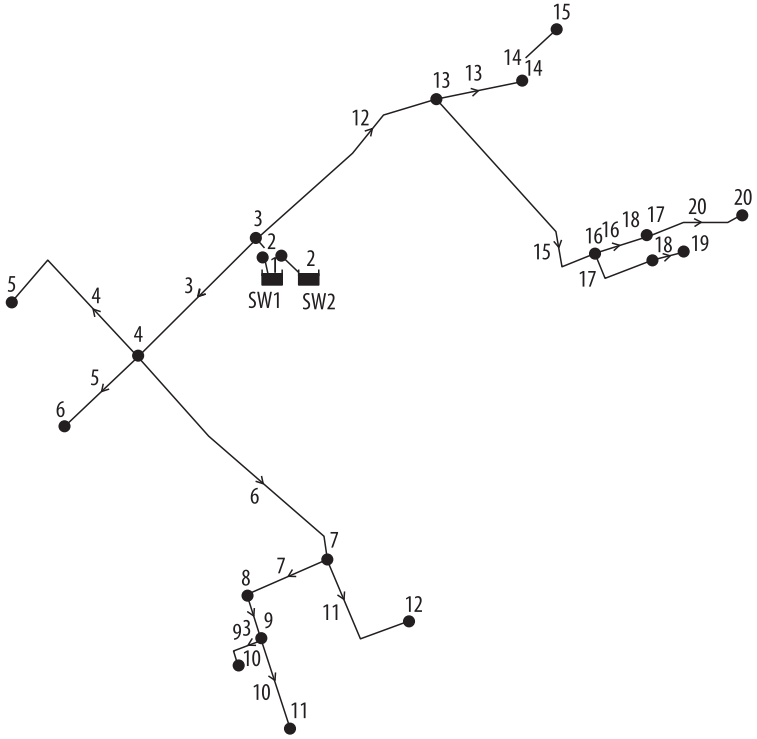
W tabeli 1 przedstawiono warianty, na podstawie których dokonano oceny badanej sieci wodociągowej. Wybór wariantów do przeprowadzonych symulacji został zaproponowany przez Zakład Energetyki Cieplnej Wodociągów i Kanalizacji w Choroszczy w celu sprawdzenia funkcjonowania sieci wodociągowej podczas awarii, jak i wymiany odcinków. Przeprowadzone symulacje umożliwiły sprawdzenie poprawności systemu zaopatrzenia w wodę oraz podjęcie działania dotyczącego poprawy struktury sieci wodociągowej.

Rysunek 1
Godzinowy rozbiór wody fragmentu sieci wodociągowej gminy Choroszcz



Źródło: materiały z danymi dotyczącymi produkcji, sprzedaży w sieci wodociągowej gminy Choroszcz, Zakład Energetyki Cieplnej Wodociągów i Kanalizacji w Choroszczy.

Rysunek 2
Model sieci wodociągowej wsi Barszczewo, Ogrodniki i Oliszki



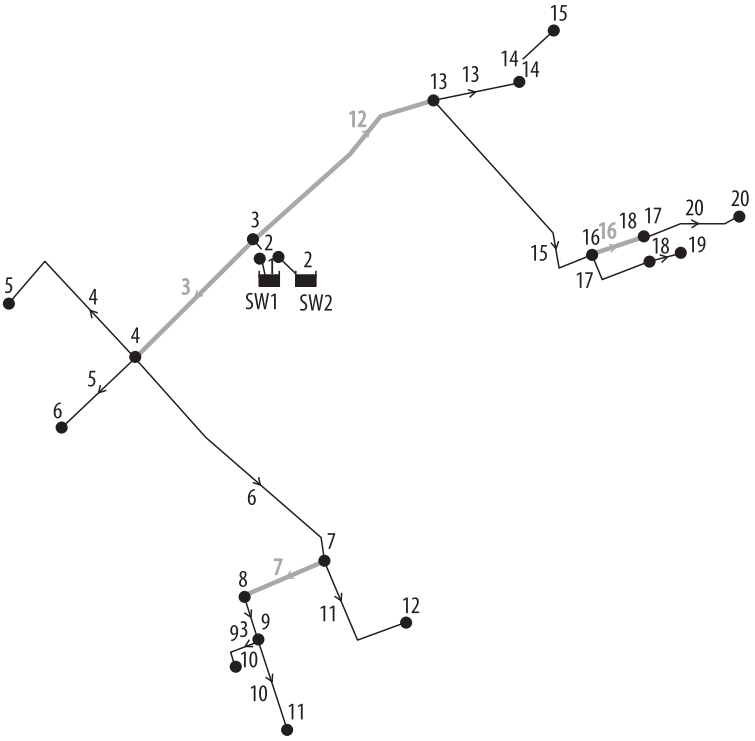
Źródło: opracowanie własne.

Tabela 1
Zestawienie wariantów symulacji fragmentu sieci wodociągowej gminy Choroszcz

Wariant A – stan ustalony	Wariant B – awaria				Wariant C – stan krytyczny – awaria pompy w studni SW1 oraz odcinka nr 3
	B1 – awaria odcinka nr 7	B2 – awaria odcinka nr 12	B3 – awaria odcinka nr 16	B4 – awaria pompy w studni SW1	

Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 3
Symulacja awarii odcinków nr: 3, 7, 12 i 16



Źródło: opracowanie własne.

Symulacje, które przeprowadzono, dały możliwość sprawdzenia poprawności działania systemu zaopatrzenia w wodę.

Na rysunku 3 zaprezentowano odcinki, które posłużyły do przeprowadzenia awarii.

Podczas symulacji rozpatrywanych wariantów otrzymano szereg decyzyjnych wyników, które poddano dogłębnej analizie, polegającej na weryfikacji i utworzeniu szeregu zestawień statystycznych ciśnień, sieci wodociągowej w postaci tabel i wykresów. Zgromadzone dane stały się decydującą bazą wiedzy

Tabela 2
Parametry węzłów badanej sieci podczas awarii pompy w studni SW1 oraz odcinka nr 3 w godzinie maksymalnego rozbioru wody – godz. 7

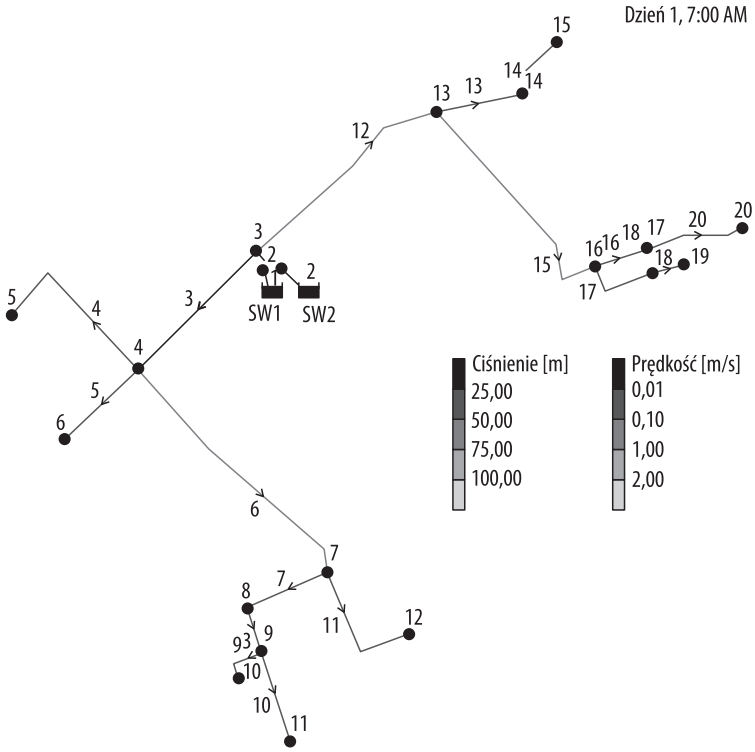
Węzeł ID	Rzędna m	Rozbiór bazowy LPS	Rozbiór LPS	Wysokość hydrauliczna m	Ciśnienie m
Połącz 3	124,4	0,55	0,92	–5027025,00	–5027150,00
Połącz 4	126,9	0,99	1,66	–1.009034E7	–1.009047E7
Połącz 5	135,2	0,25	0,42	–1.009034E7	–1.009048E7
Połącz 6	133,2	0,13	0,22	–1.009034E7	–1.009048E7
Połącz 7	124,2	0,66	1,11	–1.009034E7	–1.009047E7
Połącz 8	125,2	0,13	0,22	–1.009034E7	–1.009047E7
Połącz 9	126,9	0,25	0,42	–1.009034E7	–1.009047E7
Połącz 10	129,7	0,06	0,10	–1.009034E7	–1.009047E7
Połącz 11	136,9	0,13	0,22	–1.009034E7	–1.009048E7
Połącz 12	126,9	0,2	0,34	–1.009034E7	–1.009047E7
Połącz 13	129,4	0,81	1,36	–5027027,00	–5027157,00
Połącz 14	131,2	0,2	0,34	–5027027,00	–5027159,00
Połącz 15	128,2	0,07	0,12	–5027027,00	–5027156,00
Połącz 16	124,4	0,53	0,89	–5027028,00	–5027152,00
Połącz 17	124,2	0,23	0,39	–5027028,00	–5027153,00
Połącz 18	123,2	0,2	0,34	–5027028,00	–5027152,00
Połącz 19	122,2	0,05	0,08	–5027028,00	–5027151,00
Połącz 20	122,2	0,12	0,20	–5027028,00	–5027151,00
Zbiór 1	124,4	#N/A	–4,67	124,40	0,00
Zbiór 2	124,4	#N/A	–4,67	124,40	0,00

Źródło: opracowanie własne.

do podjęcia odpowiednich działań aby ulepszyć działania bądź zapobiec nieodpowiednim sytuacjom działania rozpatrywanej sieci wodociągowej. Dla przykładu zamieszczono i przedstawiono wariant badawczy dotyczący awarii pompy w studni SW1 oraz odcinka nr 3. Sytuację tę można określić jako stan krytyczny, w którym w tym samym czasie nastąpiła awaria pompy w studni SW1 oraz awaria odcinka nr 3. Odcinek nr 3 ma długość 612 m i średnicę 110 mm. Odcinek ten zasila w wodę wieś Ogrodniki. W tabeli 2 przedstawiono parametry charakteryzujące węzły badanej sieci podczas awarii pompy w studni SW1 oraz odcinka nr 3 w godzinie maksymalnego rozbioru wody – godz. 7.

Z tabeli 2 wynika, że podczas awarii pompy w studni SW1 oraz odcinka nr 3 odpowiednie ciśnienie nie jest zapewnione we wszystkich węzłach badanej sieci wodociągowej. Dzięki zastosowaniu programu Epanet możliwe stało się uniknięcie takiej sytuacji poprzez dodatkowe włączenie pompy w studni SW2 oraz

Rysunek 4
Ciśnienie i prędkość wody podczas awarii pompy w studni SW1 oraz awarii odcinka nr 3 w godzinie maksymalnego rozbioru wody



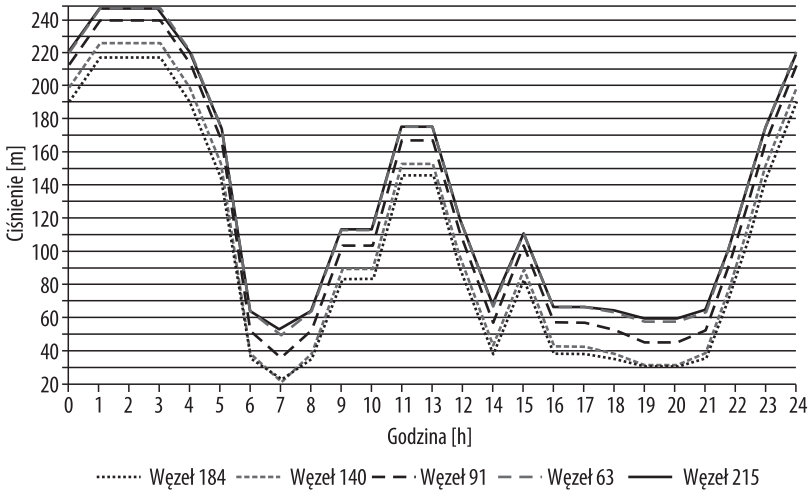
Źródło: opracowanie własne.

poprzez wybudowanie dodatkowego równoległego rurociągu do odcinka nr 3. Rurociąg ten będzie miał odpowiednio zmniejszoną średnicę i będzie połączony przewiązkami.

Na rysunku 4 zamieszczono ciśnienie i prędkość wody podczas awarii pompy w studni SW1 oraz awarii odcinka nr 3 w godzinie maksymalnego rozbioru wody.

W godzinie maksymalnego rozbioru wody podczas awarii pompy w studni SW1 oraz awarii odcinka nr 3 wartości ciśnienia we wszystkich węzłach oraz prędkości na wszystkich odcinkach nie zapewniają normalnego użytkowania wody. Natomiast tylko przy awarii pompy w studni SW-1 zaobserwowano, że prędkości wody na odcinkach oraz straty wody nie zmieniły się w porównaniu do stanu ustalonego. Program podaje informację, że przy działaniu pompy rezerwowej SW-2 pompa podstawowa SW-1B jest wyłączana lub też działa na niskiej wydajności. Na rysunku 5 przedstawiono ciśnienie wody w wybranych wcześniej punktach badanej sieci wodociągowej.

Rysunek 5
Wykres ciśnienia w wybranych węzłach dla stanu podczas awarii pompy w studni SW-1



Źródło: opracowanie własne.

Z wykresu ciśnienia (rysunek 5) wynika, że we wszystkich wybranych punktach utrzymane jest ciśnienie na poziomie zgodnym z rozporządzeniem Ministra[8]. W godzinach nocnych zdarza się, że zostaje przekroczone maksymalne dopuszczalne ciśnienie, dlatego też należy zamontować reduktory ciśnienia bądź wyłączać lub obniżyć wydajność jednej z pomp.

Podsumowanie

Po przeprowadzonej kompleksowej analizie i ocenie stanu istniejącego fragmentu sieci wodociągowej gminy Choroszcz z wykorzystaniem programu Epanet 2 uzyskano wyniki symulacji, na podstawie których sformułowano wnioski:

- wykonany model sieci wodociągowej, daje możliwość symulacji zdarzeń losowych podczas eksploatacji, jak na przykład awaria któregoś z odcinków;
- wyniki analizy funkcjonowania sieci wodociągowej dokonanej przy pomocy programu Epanet 2 dały możliwość minimalizacji skutków podczas zdarzeń losowych;
- badanie stanu ustalonego sieci wykazało, że we wszystkich węzłach w każdej godzinie rozbioru wody ciśnienie jest zachowane, czyli mieści się w granicach od 0,5 do 6 bar, natomiast w żadnym z przewodów nie jest zachowana minimalna prędkość przepływu wody, czyli 0,5 m/s;

[8] Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 12 kwietnia 2002 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie (Dz. U. nr 75 poz. 690).

- symulacja awarii odcinków nr 7 i 12 wykazała, że woda może dotrzeć do kolejnych odcinków sieci, ale należy wybudować dodatkowe równoległe rurociągi, które będą miały odpowiednio zmniejszone średnice;
- podczas symulacji awarii pompy w studni SW1 niemożliwy stał się proces przepływu wody na żadnym odcinku sieci, dlatego też została włączona pompa w studni SW2, dzięki której został przywrócony naturalny stan obiegu.

Joanna Gwoździej-Mazur • Tomasz Kiełbasa • Marek Lebiedowski

RUNO POLIPROPYLENOWE JAKO WARSTWA HYDROSTATYCZNA

Joanna Gwoździej-Mazur, mgr inż. – Politechnika Białostocka
Tomasz Kiełbasa, mgr – Politechnika Białostocka
Marek Lebiedowski, prof. dr hab. inż. – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
Katedra Systemów Inżynierii Środowiska
ul. Wiejska 45B, 15-351 Białystok
e-mail: j.mazur@pb.edu.pl; t.kielbasa@pb.edu.pl; m.lebiedowski@pb.edu.pl

POLYPROPYLENE FLEECE AS A HYDROSTATIC LAYER

SUMMARY: The phenomenon of floods in Poland is quite often. The reason for its occurrence can be seen in the absence of proper regulation of rivers. These actions had the intention to protect against flooding, resulting in many cases only in increase of its effects. This paper presents the results of the preliminary assessment of the resistance posed by hydrophobic fiber on filtered water in the form of a loose fleece. For polypropylene fibers were used – PP, which can be used in the form of a mats to form the outer casing levees.

KEY WORDS: polypropylene fibers, flooding, infiltration, colmatage, suffosion

Wstęp

Przyczyny powodzi w Polsce można obecnie podzielić na dwie grupy: naturalne i antropogeniczne. Te pierwsze wynikają ze zjawisk naturalnych, którym człowiek nie może zapobiec, drugie zaś są to działania człowieka zakłócające normalne zjawiska przyrodnicze i prowadzące do awarii urządzeń technicznych. Główną naturalną przyczyną powodzi są opady. Długo trwające ulewy mogą doprowadzić do sytuacji, w której możliwości infiltracyjne gleby w jednostce czasu będą mniejsze niż ilość opadów atmosferycznych, czyli gleba nie będzie w stanie przyjąć zwiększonej ilości wody. Dzieje się tak, gdy pojawiają się gwałtowne deszcze (30-40 mm wody w krótkim czasie). W hydrologii zjawisko to jest nazywane wezbraniem nawalnym i nie można go przewidzieć. Prognozować można natomiast wezbrania rozlewne, które pojawiają się przy mniej intensywnych opadach, trwających przez 4-5 dni. Mają one miejsce głównie w miesiącach letnich. Innym naturalnym czynnikiem powodującym powodzie są roztopy, efekt topnienia lodu i śniegu.

Do wystąpienia zjawiska powodzi może dojść także w wyniku nieroztropnej działalności człowieka. Przykładową bardzo niebezpieczną sytuacją może być awaria zapór wodnych, której przyczyną może być gwałtowne wylanie się dużej ilości wody na teren znajdujący się poniżej zapory. Kolejnym elementem generującym powódź jest nieprzemyślana w następstwach regulacja rzek. Skrócenie, likwidacja meandrów, zmiana trasy rzeki i jakakolwiek manipulacja jej naturalnym spływem wiąże się często ze zmniejszeniem pojemności koryta i zdolnością infiltracyjną podłoża. Podstawowym zabiegiem hydrotechnicznym zapobiegającym występowanie niekontrolowanych i częstych powodzi na terenach szczególnie nizinnych jest budowanie wałów przeciwpowodziowych.

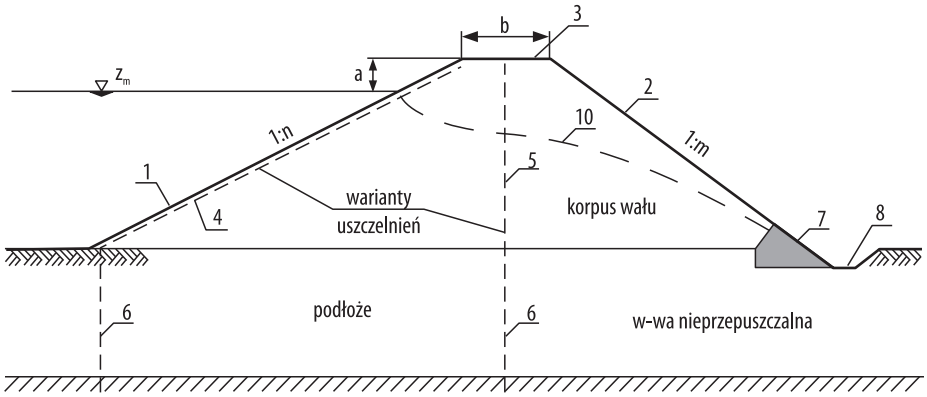
Ogóle zasady budowy wałów

Ogólny schemat konstrukcji przekorni poprzecznej wału ma zazwyczaj kształt trapezu. O jego wymiarach decydują szerokość korony i przyjęte nachylenia skarp. Występują dwa rodzaje nachyleń: odwodnej (od strony międzywala) i odpowietrznej (od strony zawala). Rzędną korony tych zabezpieczeń przyjmuje się w zależności od wielkości wody miarodajnej i zapasu mieszczącego stany wód wysokich.

Uszczelnienie konstrukcji wału powinno zapobiec nadmiernemu parciu wody i szkodliwemu działaniu filtracji. Wykonuje się również odpowiednie zabezpieczenia. Są to przeważnie ekrany układane w płaszczyźnie skarpy odwodnej lub rdzenie szczelne z gruntów o niskim współczynniku infiltracji, lub ścianki szczelne umieszczane w osi wału. Należy też uszczelniać podłoże. Można to wykonać, przedłużając uszczelnienie korpusu lub rdzenia.

Woda filtrowana przez korpus wału przechwytywana jest przez drenaż znajdujący się przy stopie skarpy odpowietrznej i odprowadzana zostaje rowem

Rysunek 1
Przekrój poprzeczny wału



1 – skarpa odwodna, 2 – skarpa odpowietrzna, 3 – korona wału, 4 – ekran szczelny, 5 – rdzeń szczelny, 6 – szczelnienie podłoża, 7 – drenaż, 8 – rów odwadniający, 10 – krzywa depresji

Źródło: opracowanie własne.

odwadniającym. Typową konstrukcję wału przeciwpowodziowego przedstawiono na rysunku 1.

Zwierciadło przesączającej się wody – krzywa depresji jest również zaznaczona na rysunku 1. Umieszczony w korpusie drenaż nie pozwala, by woda wysączała się na skarpie odpowietrznej. W sytuacjach, gdy takiego drenażu nie ma lub przestaje on funkcjonować, może dojść do obsunięcia się skarpy, co jest spowodowane wyparciem filtracyjnym gruntu.

Sufozja i kolmatacja to zjawiska mające w tym przypadku znaczący wpływ na bezpieczeństwo całego wału. Towarzyszą one filtracji przez korpus i podłoże wału. Sufozja polega na przemieszczaniu się cząstek gruntu pod działaniem sił filtracyjnych. Jest ona wprost proporcjonalna do gradientu hydraulicznego i ciężaru objętościowego wody.

W efekcie sufozja może doprowadzić do niebezpiecznego skoncentrowania dróg filtracji powodujących przebicie hydrauliczne. Zjawisko to nie zachodzi w gruncie równoziarnistym. Grunt dyfuzyjny charakteryzuje się wysokim wskaźnikiem niejednorodności uziarnienia ($U=d_{60}/d_{10}$). Zgodnie z klasyfikacją w budownictwie wodnym wynosi ona dla gruntów różnoziarnistych ($5<U\leq15$), a dla bardzo różnoziarnistych ($U>15$). Grunty te nasycone wodą bardzo łatwo mogą być rozluźnione na mniejsze frakcje. Charakterystycznym skutkiem sufozji jest zwiększenie się wydatku filtracyjnego oraz zmiana kształtu krzywej depresji, która staje się bardziej płaska.

Kolmatacja polega na zatrzymaniu i odkładaniu się bardzo drobnych cząstek gruntu w niewielkich obszarach i uszczelnieniu go. Powoduje to zmniejszenie prędkości filtracji i skutkuje wzrostem oporu hydraulicznego. Jeżeli zachodzi

zjawisko kolmatacji, to z czasem współczynnik filtracji maleje, a kąt gradientu krzywej depresji zwiększa się. Skutkiem tego może też być zapychanie się drenaży. Oba zjawiska mają ścisły związek z parciem filtracyjnym na wał. Może być to spowodowane wyparciem gruntu na skarpie odpowietrznej wału lub wyparciem podłoża od strony zawala.

Stosowane zabezpieczenia przed powodzią

Do najbardziej znanych i stosowanych zabiegów inżynierskich ochrony przed powodzią należą obwałowania i zbiorniki retencyjne. Pierwszy sposób należy do ochrony przeciwpowodziowej biernej, drugi – do czynnej. Każdy ze sposobów ochrony przed powodzią ma swoje wady i zalety, a także określone zakresy i ograniczenia stosowania. Na potokach górskich, gdzie w wąskiej dolinie pomieścić trzeba koryto cieku, linie komunikacyjne i nierzadko osiedla ludzkie, nie jest możliwe poprowadzenie systemu wałów. Dlatego najczęstszym rozwiązaniem jest w tym przypadku budowa zbiornika na krótkim odcinku cieku, a na długim – rozbudowa koryta. Odwrotna sytuacja ma miejsce na rzekach nizinnych, dlatego rozległe doliny chronione są zazwyczaj przez obwałowania[1].

Wały przeciwpowodziowe powinny być pod ciągłą kontrolą, prowadzoną przez odpowiednie służby w celu utrzymania ich w odpowiednim stanie technicznym, tak by wytrzymywały w sytuacjach zagrożenia określony napór wody. Jednak często się zdarza, że pomimo kontroli ich konstrukcja ulegaja uszkodzeniu. Wówczas do szybkiej rekonstrukcji, zabezpieczenia przed skutkami powodzi, najczęściej wykorzystywane są mało skuteczne środki doraźne, a najczęściej są to worki wypełnione piaskiem.

Materiały stosowane do wykonania worków wypełnianych piaskiem

Do uszczelniania przecieków w uszkodzonych wałach przeciwpowodziowych stosuje się między innymi worki z piaskiem. Skuteczność uszczelnienia zależy w dużym stopniu od rodzaju włókna użytego do wytwarzania tkaniny workowej. Z reguły stosuje się do ich produkcji włókna produkowane z tworzyw syntetycznych – polipropylenu, polietylenu, polichlorku winylu lub włókien sztucznych – celulozowych, rzadziej naturalnych roślinnych[2].

[1] S. Bednarczyk, S. Mackiewicz, *Powodzie w Polsce i skuteczność ochrony przeciwpowodziowej*, „Inżynieria Morska i Geotechnika" 1998 nr 2; A. Gorzym, *Wiedza i życie – Potop 97*, Wyd. Prószyński Media Sp. z o.o., Warszawa 1997; *Ochrona przed powodzią,* praca zbiorowa, NOT, Warszawa 1975.

[2] A. Gruszkiewicz, *Metody uszczelniania wałów przeciwpowodziowych – doświadczenia*, „Gospodarka Wodna" 2000 nr 4; A. Gruszkiewicz, *Wzmacnianie wałów przeciwpowodziowych*, „Gospodarka Wodna" 2003 nr 7.

Polipropylen (PP) jest to jeden z najczęściej stosowanych materiałów do produkcji worków przeciwpowodziowych. Jest tworzywem o najmniejszej gęstości spośród stosowanych polimerów. Materiał ten znalazł uznanie między innymi z tego powodu, że jest bardzo mocny i posiada właściwości hydrofobowe oraz liofilne – cechuje go duża zdolność pochłaniania substancji oleistych. Polipropylen nie ma tendencji do absorbowania cząsteczek wody na swojej powierzchni. Materiał ten ma budowę niepolarną. Woda jest zaś substancją polarną, której cząsteczki mają ładunki elektryczne dodatnie i ujemne, przez co przylega do ciał o budowie polarnej. Dzięki tej właściwości worki przeciwpowodziowe z PP nie osuwają się z podmokłych wałów. Gęsto tkane worki są bardzo mocne dzięki bardzo dobrym właściwościom mechanicznym i dużej odporności chemicznej włókna.

Polietylen jest jednym z dwóch, obok polipropylenu, najczęściej stosowanych tworzyw syntetycznych. W porównaniu do PP odznacza się mniejszą wytrzymałością, sztywnością oraz niższą temperaturą topnienia. Posiada natomiast większą odporność chemiczną, gdyż jest niemal całkowicie nierozpuszczalny i tańszy w produkcji. Polietylen nie posiada, niestety, właściwości hydrofobowych. Jest to materiał o budowie niepolarnej, ale nie jest on odporny na zwilżanie wodą.

Polichlorek winylu (PVC) – jest to materiał wykorzystywany do produkcji głównie foli przeciwpowodziowych, które służą do uszczelniania wałów przeciwpowodziowych. Mogą być również wykorzystane do uszczelniania ław, płyt fundamentowych, stropów, tarasów, zbiorników wodnych, powierzchni o dużej przepuszczalności gruntów i do uszczelniania składowisk odpadów.

Juta to naturalny materiał pochodzenia roślinnego produkowany z łodyg roślin juty. Worki z niej wykonane mogą być zastosowane jako worki przeciwpowodziowe. Takie rozwiązanie stosuje się w przypadku nagłej potrzeby (stan powodziowy) i braku dostępności bądź środków finansowych na korzystanie z lepszych materiałów. Jest to rozwiązanie kryzysowe i nie jest zalecane. Nasiąknięte wodą włókna juty stają się słabsze, a także stają się miejscem ataku i rozwoju drobnoustrojów. Worki wykonane z juty są w 100% biodegradalne i nie oddziaływują negatywnie na środowisko. Posiadają bardzo dużą wytrzymałość na rozciąganie. Niska ich rozszerzalność zapewnia dobrą „oddychalność" tkanin. Juta posiada także dobre właściwości izolacyjne i antystatyczne.

Wadą podstawową wszystkich tkanin technicznych wytwarzanych z tworzyw syntetycznych, sztucznych i naturalnych jest niski współczynnik rozwinięcia powierzchni. W trakcie obróbki termicznej włókna z tworzyw syntetycznych i sztucznych ulegają sieciowieniu – stopieniu, przez co tracą swoje cenne właściwości (cechy) fizyczno-chemiczne, a głównie hydrofobowość i liofilność. Najkorzystniejsze parametry hydrofobowe posiadają wyroby tkaninopodobne (włókniny) – szczególnie polipropylenowe. Włókna tych półproduktów otrzymuje się metodą pneumotermiczną (*melt-blown*) z roztopionej masy polipropylenu krystalicznego rozdmuchiwanego w strumieniu gorącego powietrza. Uzyskuje się wówczas masę włóknistą (runo) przypominające runo wełniane lub watę, o średnicy włókien rzędu 5 μm (dla porównania średnica włosa ludzkiego to przeciętnie 80 μm). Tak pozyskiwane włókno w postaci runa chłonie do 15 g

substancji olejowych na g masy[3]. Z włókien pozyskiwanych techniką pneumotermiczną formowane są również arkusze włókniny o różnej masie powierzchniowej i stosowane przede wszystkim jako wkłady filtracyjne. Cechuje je duża chłonność w stosunku do substancji olejowych i ropopochodnych, a także wysoki współczynnik oporów hydraulicznych. Ta ostatnia cecha pozwala je traktować jako bezkonkurencyjne przy formowaniu ekranów przeciwwilgociowych i hydrooporowych.

W badaniach zainicjowanych w Katedrze Systemów Inżynierii Środowiska Politechniki Białostockiej szczególną uwagę zwrócono na wpływ udziału masy włókna PP w przegrodach filtracyjnych, które mogą być stosowane w formie mat do tworzenia osłon zewnętrznych wałów przeciwpowodziowych. Duże opory hydrauliczne kompozytów formowanych w postaci mat osłonowych z przekładką z cienkowłóknistego runa otrzymywanego metodą pneumotermiczną wskazują na możliwość stosowania ich w technice zabezpieczeń – szczególnie wałów przeciwpowodziowych od strony skarpy odwodnej.

Celem badań wstępnych, których dotyczy niniejsza praca, było sprawdzenie oporów, jakie stawiają filtrowanej wodzie włókna hydrofobowe (włókna polipropylenowe – PP) użyte w formie luźnego runa. Badania te miały na celu urealnić ewentualną skuteczność stosowania w przyszłości obwałowań przeciwpowodziowych modyfikowanych właśnie tym materiałem.

Metodyka badań

Badania obejmowały przesączanie stałej objętości wody znajdującej się w szklanej kolumnie przez filtry składające się z włókna celulozowego bielonego jako warstwy osłonowej i włókien polipropylenowych formowanych w luźnego runa. Pakiety – filtry układane były w kolumnie filtracyjnej na podłożu piaszczystym o grubości 100 mm. Do badań przygotowano 20 pakietów o różnej masie. Kolumna filtracyjna miała średnicę 40 mm. Przez każdy pakiet filtracyjny przepływało 0,1256 dm^3 wody, której czas przepływu, przy różnicy ciśnień od 0,4 do 0,35 msł. wody, rejestrowano przy użyciu stopera. Próbę filtracji dla każdego pakietu powtórzono 3-krotnie.

Wyniki badań

Analizując wyniki badań, można stwierdzić, że czas przesączenia określonej – stałej objętości wody zwiększał się wraz ze wzrostem zawartości włóknin PP w masie filtrów. Jest to spowodowane wzrostem udziału masy włókien polipropylenowych wewnątrz krążków filtracyjnych. Im cięższy jest filtr, tym więcej

[3] J. Kałużka, M. Lebiedowski, *Polipropylenowe włókniny melt-blown jako sorbenty substancji olejowych*, „Fibres & Textiles In Estern Europe" 1997 nr 1(16).

Tabela 1
Charakterystyczne cechy pakietów filtracyjnych wykorzystywanych w badaniach

Numer pakietu	Masa pakietu [g]		Masa włókien PP [g]	Masa powierzchni włókien PP w pakiecie [g/cm^2]	Średni czas filtracji [min]	Średnia prędkość filtracji [cm/min]
	bez włókien	z włóknami PP				
1	0,005	0,075	0,07	0,00557	18	0,5555
2	0,006	0,091	0,085	0,00676	20	0,5000
3	0,005	0,093	0,088	0,00700	22	0,4545
4	0,005	0,167	0,162	0,01290	23	0,4348
5	0,005	0,174	0,169	0,01245	30	0,3333
6	0,006	0,184	0,178	0,01417	31	0,3225
7	0,005	0,207	0,202	0,01608	31	0,3225
8	0,006	0,280	0,274	0,02181	35	0,2857
9	0,006	0,283	0,277	0,02200	34	0,2941
10	0,006	0,299	0,293	0,02333	36	0,2777
11	0,005	0,299	0,294	0,02341	35	0,2857
12	0,005	0,382	0,377	0,03001	39	0,2564
13	0,005	0,387	0,382	0,03041	36	0,27777
14	0,006	0,414	0,408	0,03248	37	0,2702
15	0,005	0,509	0,504	0,04013	38	0,2631
16	0,005	0,796	0,791	0,06298	53	0,1886
17	0,006	1,212	1,206	0,09602	67	0,1492
18	0,006	1,414	1,408	0,11210	71	0,1408
19	0,006	2,142	2,136	0,17006	81	0,1234
20	0,006	2,874	2,868	0,22834	95	0,1052

Źródło: M. Wiszniewski, *Ocena skuteczności obwałowań przeciwpowodziowych modyfikowanych włókniną hydrofobową*, praca magisterska, Politechnika Białostocka, Białystok 2012.

włókien i większe opory napotykała ciecz foltrowana. Dodatkowo istotnym czynnikiem zwiększającym opory filtracji były właściwości hydrofobowe materiału. Dzięki nim cząsteczki wody nie były absorbowane na powierzchni włókien polipropylenu. W rzeczywistości więcej i bliżej położonych obok siebie włókien powodowało, że ciecz nie była w stanie, przy określanej granicznej ilości masy PP i przy stosowanym nadciśnieniu słupa wody w kolumnie przepłynąć przez filtr. Powodowało to wydłużenie się czasu filtracji.

Średnie wartości czasu filtracji dla poszczególnych pakietów z podaniem udziału masy runa PP zastawiono w tabeli 1.

Zależność czasu filtracji próbek wody od zawartości w pakietach masy runa PP przedstawiono na rysunku 2. Krzywa tej współzależności może być opisana równaniem:

$$t = 56{,}36 \cdot m^{0{,}494} \quad (1)$$

gdzie:
t – czas przesączania – filtracji, w minutach [min],
m – masa runa polipropylenowego w pakiecie, w gramach [g].

Obserwowane i potwierdzone badaniami wydłużanie się czasu filtracji jest związane ze wzrostem udziału masy PP w pakietach.

Potwierdzeniem tego są wyniki uzyskane przy obliczeniu współczynnika przepuszczalności *k* pakietów.

Prędkość średnia filtracji $v = \frac{Q}{F}$ była zmienna w pomierzonym czasie *t.* Zależy ona od wysokości słupa cieczy nad warstwą filtracyjną *h*, która zmieniała się w trakcie obserwacji od 400 do 300 mm sł.w. Woda wyciekała przez swobodne pory próbki filtracyjnej. Powierzchnię filtrującą badanych próbek można w tym przypadku przyjąć jako proporcjonalną do powierzchni kolumny filtracyjne:j

$$F_p = k \cdot F \quad (2)$$

Współczynnik *k* w równaniu (2) można uważać za potencjalnie równy współczynnikowi przesiąkania (infiltracji). Zgodnie z zasadami hydrauliki procesu filtracji wartość tego parametru [illegible] ności:

$$k = \frac{\sqrt{2}}{\left(t\sqrt{g}\right)\left(\sqrt{h} - \sqrt{h - h_t}\right)} \quad (3)$$

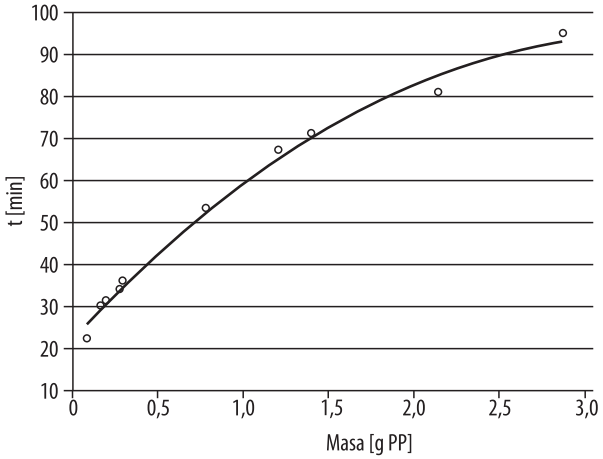
gdzie:
g – przyspieszenie ziemskie,
h – początkowa wysokość słupa cieczy w kolumnie filtracyjnej,
h_t – poziom słupa cieczy nad warstwą filtracyjną po czasie t,
t – czas filtracji.

Wartości współczynnika *k* obniżała się wraz ze wzrostem ilości włókien polipropylenowych w pakiecie filtracyjnym. Zależność wartości parametru *k* od masy PP w pakiecie filtracyjnym przedstawia rysunek 3.

Wartości pomierzonych współczynników *k* mieściły się w przedziale $4{,}0 \cdot 10^{-4}$ m/s do $5{,}0 \cdot 10^{-5}$ m/s. Porównując ich wartości z parametrami zestawionymi w tabeli 2 dla naturalnych gruntów mineralnych, mieściły się one w strefie wartości charakterystycznych dla piasków drobnoziarnistych.

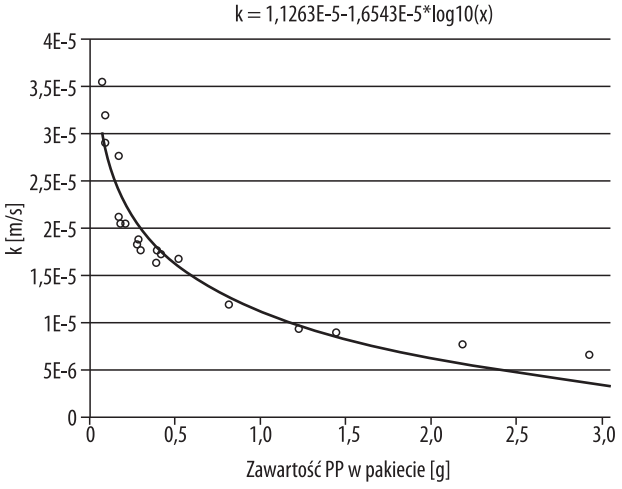
Na podstawie rysunku 3 można stwierdzić, że włóknina polipropylenowa będzie stawiać skuteczny opór cieczy (w tym przypadku wodzie), nawet przy niewielkim udziale masy PP w pakiecie filtracyjnym. Ochronna warstwa filtracyjna ułożona na wale przeciwpowodziowym, wraz ze zwiększaniem w niej masy udziału runa PP, w sposób znaczący może wydłużyć drogę przesiąkania wody przez wał ziemny. Doskonale widać to na rysunku 4, gdzie graficznie została przedstawiona zależność drogi przesiąkania od zawartości włókien polipropylenowych w próbach. Im większa jest zawartość włókna hydrofobowego, tym droga przesiąkania wody jest mniejsza. Jest to korzystna cecha, umożliwiająca

Rysunek 2
Zależność czasu filtracji od zawartości masy włókna PP w postaci runa w pakietach filtracyjnych



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 3
Stosunek współczynnika przepuszczalności „k" od masy PP w pakiecie filtracyjnym



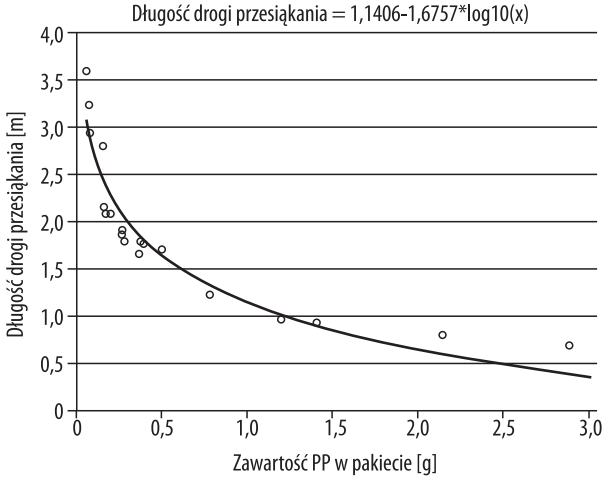
Źródło: opracowanie własne.

Tabela 2
Współczynnik filtracji k dla gruntów naturalnych

Rodzaj gruntu	Współcz. filtracji (k) [m/s]
Otoczaki, grunt narzutowy	$10^{-1} – 10^{-2}$
Żwir	$10^{-2} – 10^{-3}$
Piasek gruboziarnisty	$10^{-3} – 10^{-4}$
Piasek drobnoziarnisty	$10^{-4} – 10^{-5}$
Piasek gliniasty	$10^{-5} – 10^{-6}$
Glina piaszczysta	$10^{-6} – 10^{-7}$
Ił	$10^{-7} – 10^{-8}$

Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 4
Długość drogi przesiąkania w zależności od udziału masy włókniny polipropylenowej w pakietach filtracyjnych



Źródło: opracowanie własne.

skuteczne ekranowanie wałów przeciwpowodziowych tym tworzywem. Nie można również wykluczyć, że włókno PP w postaci runa przy odpowiedniej ilości w masie wyrobu może doprowadzić do całkowitego zatrzymania przepuszczalności wody do podłoża drenowanych powierzchni warstw przeciwpowodziowych. Jest to możliwe dzięki jego strukturze oraz właściwościom hydrofobowym.

Podsumowanie

Skuteczność polipropylenu jako tworzywa o wybitnych własnościach hydrofobowych wymaga spełniania dwóch warunków. Pierwszy to odpowiednia jego ilość, a drugi – odpowiednie ułożenie włókien. Tylko ścisłe rozłożenie na powierzchni wyrobu tego materiału zapewni odpowiednią barierę dla wody – opór napływającej wodzie. Dodatkowo materiał ten ma zdolności pochłaniania substancji oleistych, przy bardzo dużej odporności na destrukcyjne działanie kwasów, zasad, alkoholi, tłuszczów i soli.

Cenną zaletą innych wyrobów zawierających PP jest to, że zrobione z niego na przykład worki, wykorzystywane przy wzmocnieniach wałów przeciwpowodziowych, nie osuwają się z nich. Ponadto minimalny procent absorbowania wody (0,01-0,03%), dobra przepuszczalność powietrza i niewielka przepuszczalność sprawiają, że worki z tego materiału nie ulegają degradacji, chociaż ich własności hydrofobowe w porównaniu z matami zawierającymi runo PP są znacznie obniżone.

W Polsce wyroby zawierające PP są dość popularne i wiele zakładów wyspecjalizowało się w ich produkcji. Przekłada się to na ich dostępność. Dzięki temu mogą być one oferowane hurtowo na terenie kraju po okazyjnych cenach.

Wyniki przeprowadzonych badań powinny być traktowane jako analiza wstępna dotycząca skuteczności obwałowań przeciwpowodziowych włókniną hydrofobową. W celu uzyskania dokładniejszych i bardziej wiarygodnych danych badania będą kontynuowane i rozszerzone.

Artykuł powstał w ramach pracy statutowej S/WBiIŚ/2/2011.

Menlibai M. Myrzahmetov • Laura M. Ryskulbekova

WAYS OF IMPROVING EFFICIENCY OF WASTEWATER TREATMENT FOR AGRICULTURE

Menlibai M. Myrzahmetov, prof. dr hab. – The Kazakh National Technical University after K.I. Satpayev
Laura M. Ryskulbekova, master graduate – The Kazakh National Technical University after K.I. Satpayev

adres korespondencyjny:
Satpaev st., 22. Almaty
The Republic of Kazakhstan
e-mail: myrzahmetov@mail.ru; ryskulbekova.laura@mail.ru

SPOSOBY USPRAWNIENIA WYDAJNOŚCI OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW W ROLNICTWIE

STRESZCZENIE: Obrotowe i zamknięte obiegi wodne to najbardziej obiecujące sposoby na ograniczenie zużycia słodkiej wody. Prawdopodobnie w przyszłości oczyszczone ścieki staną się głównym źródłem wody w rolnictwie. Słodka woda będzie dostępna dla zapotrzebowania domowego.

SŁOWA KLUCZOWE: obrotowe i zamknięte obiegi wodne, wydajność oczyszczalni ścieków, woda w rolnictwie

Modern human civilization is characterized by one of the actual problem, the protection of natural environment from pollution and depletion of water resources. The Republic of Kazakhstan pays special attention to the problems of natural environment, the law „On the protection of the environment in the Republic of Kazakhstan" and other developments in the water balance of the system and the use of waste water. In our republic, wastewater irrigation has intensified since 1966, when research on this problem started. Already in 1968, the area of irrigated wastewater to Almaty was 1916 hectares, and in 1985 in Kazakhstan, the area irrigated by sewage was 2296 hectares.

In Kazakhstan tense environmental conditions associated with the inefficient operation of the treatment plants remains. Currently, it is especially important, because the negative impact on the environment reaches catastrophic proportions. Prolonged operation without reconstruction of treatment facilities often do not have a full range of facilities for the type of structures to exacerbate environmental protection from pollution, have not undergone adequate wastewater treatment. Many wastewater treatment plants are obsolete, in need of major repairs and upgrades, others processes are often overloaded, wastewater treatment does not correspond to the design data.

Kazakhstan belongs to the category of countries with high water stress. Currently intensively polluted water bodies in mining, metallurgical and chemical industries, utilities and cities represent a real environmental threat. The imbalance between the anthropogenic impact on water bodies and their capacity to recover has meant that ecological trouble was characterized by almost all major river basins, and the lack of financing needs of water resources has caused extremely poor (sometimes accidental) of the technical status of water bodies.

In general, there is a need to address the issue of the construction of new wastewater treatment plants, as well as major repairs are required. Activities to be undertaken rehabilitation and construction of new treatment plants and reservoirs remain unimplemented due to lack of funding. A complex of measures to improve the sewage ponds.

The main direction of the discharge of waste water and contamination of water bodies is to create a closed water systems. Under the closed system of water supply for industrial enterprises defined as a system in which water is used in the production of many times without cleaning or after appropriate treatment, prevents the formation of any waste and sewage into the pond.

The main objectives of environmental production development of Kazakhstan in the near future are:

- the main comprehensive study of the effect of composition and volume of waste water ecosystems to environmental safety at the present level, for reliable forecasts and recommendations for the effective use of treatment facilities;
- development, implementation of a system of measures and activities to ensure environmental security situation in the areas of formation, lead, waste

water disposal, by optimizing the use of water, improvement of economic and legal planning, development and implementation of modern low-and non--waste technology, high-performance methods of cleaning, disinfection, sewage disposal, regional regulations and methods of regulation and control measures for the protection of the environment.

The existing requirements for the use of wastewater for irrigation and fertilization. According to them, for this purpose can be used in household, industrial and mixed sewage of cities, towns, farms, processing of agricultural products. Quality of waste water and sludge used for irrigation is regulated by chemical, bacteriological and parasitological parameters. Wastewater containing trace elements, including heavy metals in amounts not exceeding the maximum permissible concentration for drinking water, can be used for irrigation without restrictions.

In Kazakhstan in regions with large reserves of land and water scarcity strategic direction wastewater is the use of treated wastewater for irrigation of agricultural and industrial crops.

At the present stage in our country for the disposal of the increasing volume of waste water are more often use the natural method of cleaning them in the fields of irrigation, which are used as nutrients contained in wastewater to produce high crop receiving of food crops. In this case, the irrigated fields can be seen as a final link to their natural purification and disinfection, which is socio--economic, economic, environmental and technological aspects.

Proceedings of the 30-year research scientists of the Republic of Kazakhstan, indicates that one of the main waste water disposal is the use of treated wastewater for irrigation of fields with the cultivation of crops and trees and bushes planted.

After many years of broadly defined research and manufacturing experience, field irrigation established as sewage treatment plants and was recognized as their agricultural efficiency.

Stroganov S.N. in 1939, wrote: „The refusal of the ways to clean by washing is a direct assault on the purity of water, soil, air, on public property, it is not valid under the socialist system."

Soil treatment method, as we have in this country and abroad, to pay great attention.

The soil is a medium of very simple alien bacteria and viruses, parasitic in humans. These soil properties were observed in ancient times man has become widely used for the decontamination of soil impurities. Research V.R. Vilyamsa, S.N. Stroganova and other scientists had shown that of all existing methods of biological treatment, soil methods are the most effective and easiest to use.

Table 1 shows the effectiveness of different methods of waste treatment. As can be seen from table 1 Soil methods designed by nature for waste water treatment, as in the evolution of the soil microbial biocenosis developed, providing the destruction of organic matter in soil. Since soil biocenosis shows biological activity, therefore, it is always ready to take and destroy organic matter, which will come into it with sewage.

Table 1
Various methods of sewage treatment

№ p / p	Methods for cleaning up	Reduction [%]		
		BOD_5	Suspended solids	Bacterial count
1.	Manual	30-35	50-60	40-50
2.	Biological: -on biofilters	70-80	70-80	85-90
3.	-on plants with activated sludge	75-85	85-90	90-95
4.	Crop irrigation	90-95	90-95	90-95

Source: author's elaboration.

Despite such a high degree of development, and the scientific validity of the soil wastewater, agricultural use of their remains low. This situation is due to the lack of economic incentives for enterprise and municipal services in complex problem solving treatment and use of sewage.

Soil method of sewage treatment ponds and thus facilitate resolution of the problem of sanitary protection of water bodies, reduce intake of pure natural water for irrigation of agricultural land, to continuously improve soil fertility, that is become noticeable reserve in getting high and sustainable crop, forage and improve the nutritional value of farmed products through additional unproductive agricultural use and not suitable without fertilizing irrigation land.

Currently in Kazakhstan wastewater irrigated 49.7 hectares, including 39.5 hectares of urban wastewater. So on the basis of the city's sewage Almaty 16.5 hectares of land is irrigated.

In the future, Kazakhstan through wastewater irrigation can provide 0.8-1.0 million hectares of land, the total amount of municipal wastewater republic with biological treatment will be 1720 million m3 per year, whereby you can irrigate 250-300 thousand ha.

Crops are grown in the fields of irrigation in terms other than the usual crop irrigation. They should provide maximum reception and distribution of projected amount of wastewater in the year to encourage and enhance the biochemical processes in the soil, receiving at the same time necessary for the growth and development of elements of food and water.

Correctly selected types of crops and crop rotation consisting allow year-round distribution of waste water and produce high crop receiving.

Increasing volumes of wastewater are of serious environmental concern. Not timely resolution of issues of recycling and use of waste water in a scientific manner could lead to another environmental disaster, as happened in 1987 with a reservoir capacity of Jaman Kum in Almaty region. Only in the drive to Almaty Sorbulak accumulated over – 890 million m3 of biologically treated wastewater. With the increasing population of the city of Almaty to 1.5 million, the amount of waste water will increase by 2 times. Before serving domestic wastewater

Table 2
The chemical composition of waste water storage Sorbulak [mg]

№	Showing	Diverting channel	Drive Sorbulak	
			Small Bowl	Large Bowl
1	PH	7,9	7,0	8,5
2	Suspended solids	51,8	40,0	32,4
3	CO_3-soda	-	30,0	41,0
4	BOD_5, mg/O_2	doesn't support frames	doesn't support frames	doesn't support frames
5	Hydrocarbons	256,0	188,0	200,0
6	Chlorides	58,0	206,0	277,0
7	Sulphates	64,3	226,0	355,0
8	Calcium	50,0	60,0	67,6
9	Magnesium	8,0	30,0	28,0
10	Na+K	75,4	198,0	315,0
11	total phosphorus	6,11	6,8	7,0
12	total nitrogen	29,2	26,8	27,2
13	ammonia nitrogen	11,0	doesn't support frames	doesn't support frames
14	Nitrates	0,6	doesn't support frames	doesn't support frames
15	Nitrites	2,4	doesn't support frames	doesn't support frames
16	Potassium	12,06	13,4	13,0
17	Total mineralization	512,0	938,0	1283,6

Source: author's elaboration.

for irrigation is necessary to clean it. Typically, wastewater is preconditioned on structures and mechanical biological treatment followed by further purification in biological ponds or sand filters. Municipal wastewater after mechanical and biological treatment have a favorable chemical composition (table 2).

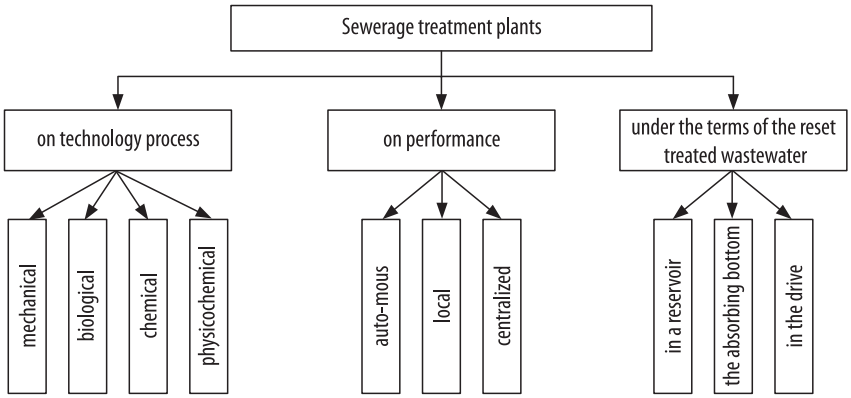
Thus, in a preliminary assessment of the possibility of wastewater improves productivity of agricultural land, is the means of agricultural intensification.

Below there is the classification of treatment plants sewage systems. Sewerage treatment facilities are divided: by the processes – mechanical, biological, chemical and physical; by performance – independent, local, centralized; by discharge of waste water – reservoirs, absorbing ground in the drive.

If we compare the quality of waste water just after biological treatment and diversion canals mentioned, the reduction of easy and hard oxidizing agents, pH varies from 7.0 to 8.5, BOD5, when nitrate is not defined.

The Small Sorbulak mineralization 0.938 g/dm3 with sulfate-chloride water was 0.198% sodium, pH above 7.0, 30-ekv/dm3 CO2. In Greater Sorbulak salt concentration from 1,000 to 1,300 g/dm3 in the chemistry of the chloride-sulfate, sodium 0.315%, pH 8, 5, which has a beneficial effect on the fertility of gray

Figure 1
Classification of sewerage treatment plants



Source: author's elaboration.

soils. The chemical composition of waste water also varies during the day, which indicates the presence of discharges of industrial wastewater.

Water quality Sorbulak drive meets all the requirements of maximum permissible concentration (MPC) for the irrigation of food and industrial crops. In 1990. the array was introduced Sorbulak 10.5 thousand hectares of irrigated land, planned for 2000 bring to 22.8 hectares But to date, the use of wastewater storage Sorbulak not received serious development, so in 2000 Sorbulak array irrigated areas have less than 3.0 ha.

Through waste water rich in nutrients and microorganisms, in the fields of irrigation conditions improve plant nutrition. And at the same time because of the continuous flow of effluent from wastewater treatment plants in these fields supported by high soil moisture.

In assessing the irrigation water on the basis of quantitative and qualitative composition of soluble salts draws attention, first of all the possibility of soil salinity and alkalinity.

The material shows that over the last 15-17 years, significant changes in the composition of waste water in the storage Sorbulak happened. In the waste water may contain many trace elements. For example, in wastewater Almaty, where 40% of the production, the content of individual trace elements exceeds the MCL for irrigation water (table 3).

The sanitary rules permit to cultivate economic, technical, grain, forage crops, trees and bushes. Cropping is not allowed adding into human food raw vegetables, berries, melons and potatoes.

Ways to solve the water problem are outlined as follows:

- reduced wastewater and expanding recycling Water plants in the closed cycle;
- improved methods of purification of waste water;
- the use of waste water from its respective treatment for irrigation;

Table 3
Concentration of trace elements in sewage Almaty [mg/l]

Data [dm^3]	In diverting channel	To accumulate. Sorbulak	MPC for irrigation water	Data [dm^3]	In diverting channel	To accumulate. Sorbulak	MPC for irrigation water
Zinc (Zn)	0,026	0,0129	2,0	Mercury (Hg)	0,001	0,0007	0,005
Cuprum (Cu)	0,005	0,0135	0,20	Arsenic (As)	-	0,0019	0,10
Cobalt (Co)	-	0,0031	0,05	Chrome (Cr)	0,01	0,0034	0,10
Manganese (Mn)	-	0,0363	00,02	Plumbum (Pb)	0,05	0,0467	0,20
Molybdenum (Mo)	-	0,0025	0,01	Nickel (Ni)	0,05	0,0118 0,0021	0,20
Gland (Fe)	-	0,844	1,0	Cadmium (Cd)	0,005		0,03

Source: author's elaboration.

- water saving separate water lines for food and industrial water;
- reduction of water cooling and the transition to the air;

Optimistic assessment of water resources can be a reality only when careful use and protection of natural waters. Thus, the greater evil, which now represent sewage, may be excluded. Their use in agriculture solves important problems in water environments, and that not only avoiding stranded costs, but taking from the measure economic benefit. This is the main way of preventing the depletion of water resources, quality, maintain a favorable condition for the people of one of the most important elements of the natural environment. But along with that is the main measure of a number of other tasks. These include, for example, include water saving. This problem is partially covered due to water consumption in the industry. The period of intensive development of the chemical industry until recently characterized by a sharp increase in water consumption per unit of production. Take just one specific example that illustrates this trend. If the 1 ton of cotton fabrics takes 10-15 m^3 of water, then 1 ton of synthetic-2500-4000 m^3.

The purpose and objective of monitoring is an assessment of the effectiveness of treatment facilities, state of the water quality and storage, reservoirs, ponds, compliance with the maximum permissible discharge (MPD) and the maximum permissible concentration (MPC), as well as the effect of complex treatment and disposal of wastewater on the environment. The degree of impact of natural and artificial factors, the environmental and hydrogeological conditions in the study area of Almaty region detected during routine observations of the level and composition of groundwater in the various control points. Analysis used as materials research in previous years, the results of the inspection of hydraulic culvert deferent canals, reservoirs, sludge beds and fields of filtration. Operation of treatment plants, which discharge canals, reservoirs, fields of filtration, sludge beds and the whole complex WWTP is in accordance with the approved „technological regulations of sewage treatment plants WWTP Almaty /1998/

„And" Operating Rules Sorbulak wastewater storage systems, storage of the Right Bank Sorbulakskogo channel (PSC) and disaster relief in the river or canal /2000/.

„Over the last few years is not established adverse effects of sewage irrigation on the quality and quantity of the crop of heavy metals in products have always been well below the permissible value. All this allows us to recommend wastewater Almaty (after cleaning) to irrigate crops without restriction. Waste water containing micro-macro elements in quantities not exceeding the limits, and in most cases they have a stimulating effect on plant growth and development, improve quality and increase productivity.

Long been developed optimal irrigation schedules of different cultures on the basis of wastewater calculated irrigation norms and their implementation are essential for stable yields.

With irrigation, sewage solve multiple problems: post-treatment soil is waste water is reduced intake of natural water for irrigation than preventing depletion and pollution, soil enriched with nutrients and naturally increase their fertility, increasing yields of irrigated crops, eco-efficiency is achieved by reducing the or termination of sewage into the river Ili.

If it was set up the corresponding area of land irrigated with wastewater, then all the water has could be used to grow food and industrial crops, vegetables, wood, etc. Would be reduced by the cost of operating and cleaning deferent canals, maintenance of facilities purification and disinfection of wastewater.From 1973 to 1995, wastewater Almaty focused mainly drive Sorbulak total capacity of 1,000 million m^3, under his influence, and evolved a specific hydrogeologic setting.

Then institute „Kazgiprovodkhoz" project was carried Sorbulakskogo Right Bank Canal (PSC) with a cascade of ponds drives maximum capacity of up to 62 million m^3, which began operations in August 1990 and was completed in 2000 after the construction of bio-ponds.

Until January 1992 went filling first pond, and then the second (in 1993), and subsequently was completed filling third pond. In 1996, completed and put into operation last section – Emergency relief channel through which waste water as needed can be discharged into the river Ili. Total length of the CPM, along with the alarm reset after bioponds is 63 kilometers.

In connection with the construction of the CPM formed a new hydrogeological conditions in the neighborhood. She caused the formation of specific hydrogeological and geotechnical conditions, the study of which, as well as the implementation of a third-party control over them, should be held in the first years of operation of the CPM and to date, not only in order to prevent the repetition of disastrous accidents, but also to improve the methods of use wastewater for irrigation at the site drainage.

To supply water for irrigation can be widely used traps and other engineering structures, provides water for irrigation without damaging the boards and levee deferent canals.

In this regard, cultivated agricultural crops must withstand higher rates of wastewater irrigation, give high yield of cheap and quality products, will pay off in the short term capital investments in construction.

Municipal sewage treatment plants – WWTP and sewage system effluent are working effectively, have a 30% reserve capacity, ensuring compliance with all environmental requirements and standards of the PDS.

Recently, there is a growth of effluent discharged from the town, with the annual increase in the concentration of pollutants. This will require in the near future to put in place additional equipment, including a number of primary and secondary clarifiers, a block of experimental deep aeration, another blowing machine. Need to accelerate the repair of the long-running facilities and related equipment.

The water balance drive Sorbulak systems, ponds Sorbulakskogo Right Bank Canal (PUK) and outlet channels for 2003-2004 and the first quarter of 2005, supported by predictive calculations, previously developed design organizations, which ensure normal safe operation of the entire system of sewage and environmental preservation areas accumulation of waste water. The actual balance sheet, the most recent ones in previous years are favorable.

In the areas of wastewater effluent Almaty established hydrogeological regime and observation network that provides safe operation. Through the network, well organized permanent control of environmental conditions.

Right Bank Canal Sorbulaksky (UCS) is a unique system that provides reliability, storage and management of (potentially) waste water Almaty. The complex consists of a number of natural components (ponds, rivers, ravine, canyon) and man-made engineering structures (canals, dams, pipelines, large-section).

Need for further research in the area adjacent to the Sorbulak and PUK are serving to enhance the study of level and hydrochemical regime of groundwater to the conduct systematic monitoring of environmental conditions. It is also excpected to identify opportunities for the use of ground water and water of filled ponds for irrigation and cultivation necessary for agricultural Almaty cultures. The development of rational design intakes, irrigation technologies is also excpected.

Special attention in the performance of research and development should be placed on the study of suffusion processes occurring during discharge of Lake Drive Zhamankum

High efficiency of wastewater irrigation of perennial grasses due to their ability to absorb good nutrients contained in wastewater, enhance the growth in high-moisture, improve soil structure and enrich it by the root remains.

The development of irrigated fields is constrained primarily poor exploration for agricultural use of sewage requires evidence-based approach to the chemical composition of the water used, technology training wastewater to irrigation, proper selection of crops, the effect on the composition and properties of the soil, the quality of products and regime groundwater principles for

complete water protection from pollution, agricultural irrigation technology in the system of crop rotation, preventing salinity and alkalinity of the soil, allowable load irrigation fields, taking into account the treatment capacity of the various layers of the soil, and finally, requires an engineering approach to the design construction and operation of irrigation fields wastewater.[1]

[1] The paper is based on: Law of the Republic of Kazakhstan „On Environmental Protection", Almaty, 1997/. Materials from the site: www.otherreferats.allbest.ru [10-02-2013]; Recommendation *Ecological bases of agricultural use of sewage*, MSKHRK, KazNIIVK, DGMSI, KIIAP. Almaty, 1994, p. 3-25; MI Ilyinsky, *Experience in the use and disposal of wastewater in agriculture hozyaystve*. Tashkent. UzNIINTI, 1984, p. 4; R.K. Kasymov, E.T. Ibrayev, *The use of treated wastewater for irrigation,* g.Tselinograda, Wastewater and their use in agriculture: N.tr.MKSi-ISV, Sb.2.-issue 2.-Almaty, 1991. p.134-135; S. Stroganov, Contamination and self-cleaning vodoemov, M, 1939; R.R. Williams Irrigation fields, Works.-M, 1941-TP, p. 452; O.Z. Zubairov, *Land improvement and water conservation on agricultural use of biologically treated sewage and livestock wastewater in irrigated areas south and south-east of Kazakhstan*, Abstract Doc. Disser.-Volgograd, 1992, p. 2-47; A.A. Shomantaev, *Hydrochemical regime and the agricultural use of return water in the lower reaches of the Syrdarya river*, Thesis. Almaty, 2002, p. 16; A.A. Korotunov, A.Zh. Yusupov, A.V. Demchenko, *Recommendations. At the WWTP (municipal sewage treatment facilities)*, by diverting channels and sewage ponds. Almaty, 2000-2010; www.pochemuha.ru [10-02-2013]; www.resursyzemli.ru [10-02-2013]; M. Myrzahmetov, E.B. Zhumartov, *Improvement and development of water and wastewater in the Kazakhstan market economy*, „Water Resources of Central Asia" Almaty 2002.

Zofia Tyszkiewicz

PORÓWNANIE ZBIOROWISK GRZYBÓW ZASIEDLAJĄCYCH GLEBY POWSTAŁE NA SKUTEK ODWODNIENIA UTWORÓW ORGANICZNYCH W OKOLICACH ŁAP I UHOWA

Zofia Tyszkiewicz, dr – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
Katedra Ochrony i Kształtowania Środowiska
ul. Wiejska 45a, 15-351 Białystok
e-mail: z.tyszkiewicz@pb.edu.pl

COMPARISON OF FUNGI COMMUNITIES INHABITING SOILS, THAT CAUSED BY DEHYDRATION NEAR ŁAPY AND UHOWO

SUMMARY: In the study analyzed four organic-muck soils from desiccated but flooded peatlands In the Narew National Park. The sites were near Łapy (two research positions) and Uhowo (two research positions). Three of the analyzed soils belonged to the weakly mucked and one was medium mucked. The work carried out were obtained 146 fungi isolates, which were represented by 39 different species. Soils from Uhowo were characterized by a greater diversity of species and quantitative in comparison to the soils from Łapy. Qualitative structure of communities of soil fungi were different. The largest number of isolates and species was characterized by medium mucked soil. This means that increasing intensity of soil transformation favours greater diversity of fungi species in the communities growing in dehydrated peatland. The fungi are sensitive indicator of changes in the soil and the structure of these communities change with the changes in habitat conditions. The muck layers were occupited by fungi communities of much stronger diversified qualitative and quantitative structures than those found in deeper layers of peat. It should also be pay attention to Helicosporium vegetum, that occurred relatively frequently In the analyzed soils. Most probably they play an important role in transformations of organic substance of mucked hydrogenic soils.

KEY WORDS: organic-muck soils, soil fungi

Wstęp

Narwiański Park Narodowy zasięgiem swym obejmuje odcinek doliny Narwi o długości 25 km – od Suraża do wsi Żółtki. Dominują w nim torfowiska zalewane, które zajmują około 70% powierzchni doliny[1]. Jednak akumulacyjny rozwój gleb na torfowiskach obecnie przebiega już na mniejszym obszarze niż w latach siedemdziesiątych XX wieku, kiedy powoływano Narwiański Park Narodowy. Przekształcenia siedliskowe w bagiennej dolinie Narwi po latach siedemdziesiątych są duże. Zachodzą z różnym nasileniem w różnych częściach doliny i prowadzą do stopniowej zmiany charakteru obiektu. Większość z nich ma charakter degradujący. Kierunki przekształceń wskazują, że są one następstwem zmian hydrologicznych w dolinie. Terytorialny zakres przekształceń wskazuje, że zmiany są powodowane zarówno przez działalność człowieka[2], jak i przyczyny naturalne. Dlatego należy podkreślić, że zmiany siedlisk są nie tylko degradacyjne, cześć z nich to zmiany ewolucyjne (naturalne). Najbardziej drastyczne przekształcenia siedliskowe zachodzą w zasięgu oddziaływania nowego koryta Narwi, choć zaznaczają się one w różnych partiach terenu. Najwyraźniejsze są w najdalej na północ wysuniętej części Parku. Jednak na odcinku doliny – od Suraża do połączenia Awissy z Narwią – trudno jest powiązać zmiany torfowisk z regulacją koryta rzeki. Uważa się, że w okolicach Łap i Uhowa zmiany zachodzące na zalewanych torfowiskach należą do przekształceń ewolucyjnych, spowodowanych naturalnym obniżeniem poziomu wód gruntowych[3].

Przesychanie torfowisk powoduje wielokierunkowe zmiany w glebach, które z fazy akumulacji przechodzą w fazę decesji. Proces torfotwórczy zostaje zastąpiony procesem murszenia, który prowadzi do degradacji gleb[4]. W związku z tym gleby zatracają swoje funkcje retencyjne oraz sanitarne i ulegają zanikowi. Skutki

[1] H. Banaszuk, *Paleogeografia. Naturalne i antropogeniczne przekształcenia Doliny Górnej Narwi*, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok 1996, s. 213; W. Dembek, M. Szewczyk, A. Kamocki, *Bagienna część doliny Narwi – zmiany warunków siedliskowych i roślinności w minionym 30-leciu*, „Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie" 2004 nr 4, 2b (12), s. 225-238.

[2] W. Mioduszewski, G. Gajewski, M. Biesiada, *Zróżnicowanie stosunków wodnych w dolinie Narwi w granicach Narwiańskiego Parku Narodowego*, „Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie" 2004 nr 4, 2a (11), s. 39-50.

[3] H. Banaszuk, *Paleogeografia*. *Naturalne i antropogeniczne* ..., op. cit.; H. Banaszuk, P. Banaszuk, *Wpływ ostrożenia polnego (Cirsium arvense (L.) Scop.) i zakrzewień wierzbowych (Salicetum pentandro-cinerea) na gleby torfowe w Narwiańskim Parku Narodowym*, „Roczniki Gleboznawcze" 2004 nr 55(3), s. 7-16.

[4] J. Oświt, W. Dembek, S. Żurek, *Stan zagrożenia degradacją gleb organicznych i torfowisk oraz kierunki ich ochrony*, „Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie" 1998 nr 4, s. 95-98; H. Piaścik, B. Bieniek, *Zmiany we właściwościach rolniczo użytkowanych gleb torfowych Pojezierza Mazurskiego wyrazem ich degradacji*, „Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych" 1998 nr 460, s. 209-217; H. Okruszko, *Degradation of peat soils and differentiation of habitat conditions of hydrogenic areas*, „Acta Agrophisica" 2000 nr 26, s. 7-15.

degradacji gleb na torfowiskach powodują daleko idące zmiany w środowisku, niekiedy nieodwracalne[5]. Murszenie stymuluje również procesy biologiczne, których efektem jest wtórna humifikacja i mineralizacja substancji organicznej oraz przekształcanie tkankowej masy roślinnej w utwór określany jako mursz[6]. Powoduje to rozwój mikroorganizmów glebowych i intensyfikuje tempo ich działalności. W związku z tym w glebach odwodnionych torfowisk wzrasta liczebność grzybów *micromycetes* biorących udział w mineralizacji i przeobrażaniu substratu organicznego[7]. Z jednej strony właściwości chemiczne i fizykochemiczne gleb mają zasadniczy wpływ na żyjące w glebie grupy mikroorganizmów oraz ich aktywność, co decyduje o żyzności gleby[8]. Z drugiej strony każda zmiana w podłożu ma wpływ na stosunki biotyczne panujące między mikroorganizmami i przekształcanie się struktur ilościowo-jakościowych ich zbiorowisk[9]. Stąd poznanie biologii i ekologii mikoorganizmów występujących w środowiskach glebowych torfowisk winno przyczynić się do pełniejszego określenia wartości środowiska przyrodniczego[10].

Celem pracy jest poznanie i porównanie struktur ilościowych i jakościowych zbiorowisk grzybów zasiedlających mursz oraz torf wybranych gleb organicznych murszowych na torfowiskach zalewanych doliny Narwi w okolicach Łap i Uhowa.

Teren, materiał i metody badań

Lokalizacja punktów badawczych i cechy gleb

Próby do badań mikologicznych pobrano w lipcu 2009 roku. Badaniami objęto cztery gleby organiczne murszowe występujące na przesuszonych, ale zalewanych torfowiskach o podobnych cechach przyrodniczych. Wszystkie znajdują się w granicach Narwiańskiego Parku Narodowego. Dwa punkty badawcze zlokalizowano w okolicach Łap (na zachód od koryta Narwi), kolejne dwa – w pobliżu

[5] H. Piaścik, H. Gotkiewicz, P*rzeobrażenia odwodnionych gleb torfowych jako przyczyna ich degradacji*, „Roczniki Gleboznawcze" 2004 nr 55/2, s. 331-338.

[6] H. Okruszko, *Siedliska hydrogeniczne, ich specyfika i zróżnicowanie*, „Biblioteczka Wiadomości IMUZ" 1992 nr 79, s. 5-14.

[7] Z. Ciesielska, M. Kaczmarek, G. Makulec, J. Pętal, L. Wasilewska, *Zespoły bezkręgowców – ich funkcje i przemiany w glebach torfowych*, „Wiadomości IMUZ" 1991 nr 16(3), s. 195-211; A. Bogacz, A. Szulc, A. Bober, E. Pląskowska, K. Matkowski, *Wpływ stopnia zmurszenia torfu na skład i liczebność grzybów glebowych obiektu Przedmoście*, „Roczniki Gleboznawcze" 2004 nr 55(3), s. 39-51; A. Kajak, *Immediate and remote ecological consequences of the peatland drainage*, „Polish Ecological Studies" 1985 nr 11(1), s. 123-150.

[8] W. Barabasz, K. Vořišek, *Bioróżnorodność mikroorganizmów w środowisku glebowym,* w: *Aktywność drobnoustrojów w różnych środowiskach*, red. Wiesław Barabasz, Wyd. Akademii Rolniczej, Kraków 2002, s. 23-34; B. Smyk, *Mikroorganizmy występujące w środowiskach glebowych i wodnych Niecki Nidziańskiej*, „Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej" 1999 nr 16, s. 7-58.

[9] A. Burges, F. Raw, *Biologia gleb*, Powszechne Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa1972, s. 342.

[10] B. Smyk, *Mikroorganizmy występujące ...,* op. cit.

Uhowa (po wschodniej stronie doliny). Według podziału odcinka doliny Narwi w granicach Parku zaproponowanego przez Banaszuka[11] wszystkie wytypowane punkty badawcze pochodziły z obszaru A (podobszaru A_2), który znajduje się w południowej części Narwiańskiego Parku Narodowego i rozciąga się od Suraża do okolic połączenia Awissy z Narwią. W tej części doliny występuje torfowisko zalewane, gleby są okresowo podsychanie i uległy zmurszeniu. Charakter zmian na tym odcinku doliny Narwi świadczy, że siedlisko przekształca się ewolucyjnie. Przy czym zmiany nasypują dość szybko i zaczynają być widoczne objawy degeneracji roślinności[12].

Gleby objęte badaniami należą do rzędu gleb organicznych, typu gleb organicznych murszowych, podtypu gleb organicznych hemowo-murszowych[13]. Wszystkie z analizowanych gleb powstały na skutek odwodnienia torfów i posiadają w piętrze wierzchnim rozwinięty poziom murszowy. W trzech przypadkach wyodrębniono jeden poziom murszu – poziom darniowy (M1). Gleby te zaliczono do słabo zmurszałych. Natomiast jedna z gleb, poza poziomem M1, cechowała się też obecnością poziomu poddarniowego (M2) i zakwalifikowano ją jako słabo zmurszałą. Dwie z gleb słabo zmurszałych (profil 1 i profil 2) znajdowały się w okolicach Łap i były położone na północ od tej miejscowości. Jedna z nich (profil 1) w odległości 1300 m od Łap, a druga (profil 2) nieco dalej – 1 450 m od wymienionej miejscowości. Jak z tego wynika, analizowane gleby leżały w niewielkiej odległości od siebie (wynoszącej 150 m). Kolejne dwa punkty badawcze (profil 3 i 4) zlokalizowano w okolicach Uhowa. Również były położone w bliskim sąsiedztwie. Dzieliło je zaledwie 150 m odległości. Gleby te różniły się między sobą stopniem odwodnienia, a w związku z tym – miąższością murszu. Profil 3 – gleba słabo zmurszała – znajdował się 1 650 m na północny-wschód od Uhowa. Z kolei gleba średnio zmurszała (profil 4) była od Uhowa oddalona o 1 500 m, również w kierunku północno-wschodnim. Gleby z okolic Łap znajdowały się na zachód od koryta Narwi, a gleby z okolic Uhowa na wschód od rzeki. Odległość między nimi wynosiła około 3 km.

Próby do badań pobrano z różnych poziomów genetycznych. Z gleb słabo zmurszałych – profil 1, 2 i 3 – pobrano po dwie próby. Pochodziły one z warstwy budowanej przez mursz tworzący poziom darniowy M1 – z głębokości 5-10 cm oraz z niżej leżącego torfu, czyli z głębokości 40-50 cm. Natomiast z gleby średnio zmurszałej (profil 4) pobrano trzy próby glebowe. Jedna z prób pochodziła z murszu poziomu darniowego M1 (głębokość 5-10 cm), druga z murszu pozio-

[11] H. Banaszuk, *Przekształcenia, aktualny stan i potrzeby związane z ochroną mokradeł w Narwiańskim Parku Narodowym*, w: *Aktualna problematyka ochrony mokradeł,* red. W. Dembek, „Materiały Seminaryjne IMUZ" 1999 nr 43, s. 189-195.

[12] Ibidem; P. Banaszuk, *Gleby i siedliska glebotwórcze Narwiańskiego Parku Narodowego*, w: *Przyroda Podlasia. Narwiański Park Narodowy. Monografia przyrodnicza*, red. Henryk Banaszuk, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok 2004, s. 141-158.

[13] Klasyfikacja gleb według *Systematyki gleb Polski*, „Roczniki Gleboznawcze" 2011 nr 62 (3/4), s., 193; podział gleb murszowych przyjęto za H. Okruszko, *Zasady podziału gleb hydrogenicznych na rodzaje oraz łączenia rodzajów w kompleksy*, „Roczniki Gleboznawcze" 1988 nr 39(1), s. 127-152.

mu poddarniowego M2 – z głębokości 20-30 cm. Trzecią próbę pobrano z warstwy torfu, czyli z głębokości 40-50 cm. W sumie uzyskano 9 prób glebowych.

Budowa morfologiczna profili glebowych

Gleby organiczne murszowe, hemowo-murszowe słabo zmurszałe – czyli z jednym poziomem tworzonym przez mursz (poziomem darniowym M1) – z okolic Łap, opisane jako profil 1 i 2, cechowały się podobną budową profilową. Poziom M1 o miąższości 18 cm był tworzony przez mursz torfiasto-próchniczny o strukturze ziarnistej poprzerastany korzeniami roślin. Posiadał czarną barwę i był wilgotny. Poniżej, do głębokości 90 cm, występował średnio rozłożony, mazisty torf turzycowiskowy. Wśród masy torfotwórczej występowały fragmenty turzyc. Zauważono też dodatek słabo rozłożonych mchów, a wraz ze zwiększaniem się głębokości również trzcin. Torf posiadał barwę ciemnobrunatną. Do głębokości występowania poziomu wody gruntowej był wilgotny, poniżej mokry. Na głębokości 90 cm zaobserwowano warstwę czarnego i mokrego utworu torfowo-mułowego. Utwory organiczne były podścielone ciemnoszarym, mokrym piaskiem luźnym. Poziom wody gruntowej odnotowano na głębokości 85 cm.

Budowa profilowa gleby hemowo-murszowej słabo zmurszałej z okolic Uhowa (profil 3) przedstawiała się następująco:

0-15 cm – poziom darniowy (M1) tworzony przez mursz próchniczny poprzerastany korzeniami roślin, ziarnisty, barwy ciemnobrunatnej, świeży;
15-60 cm – średnio rozłożony torf turzycowiskowy, z dodatkiem trzciny, rozpadający się i gruzełkujący pod naciskiem, brunatny, świeży;
60-72 cm – utwór torfowo-mułowy, plastyczny, ciemnobrunatny, świeży;
72-80 cm – ił plastyczny, szary ze stalowym odcieniem, świeży;
80-90 cm – piasek zasilony, barwy ciemnoszarej, świeży;
90-130 cm – piasek luźny, szary, świeży.

W profilu glebowym nie stwierdzono poziomu wody gruntowej.

Profil 4 reprezentujący glebę hemowo-murszową średnio zmurszałą miał następującą budowę profilową:

0-15 cm – poziom darniowy (M1), mursz próchniczny poprzerastany korzeniami roślin, ziarnisty, barwy brunatnej, świeży;
15-32 cm – poziom poddarniowym (M2), mursz ziarnisty do drobno gruzełkowatego, zaobserwowano też wkładki torfu rozpadającego się na gruzełki, barwa brunatna, świeży;
32-60 cm – średnio rozłożony torf turzycowiskowy z niewielką domieszką trzcin, wyraźnie przesychający, pod naciskiem rozpada się na gruzełki, brunatny, świeży;
60-70 cm – utwór torfowo-mułowy, czarny, świeży;
70-80 cm – ił zamulony, plastyczny, ciemnoszary z odcieniem stalowym, świeży;
80-130 cm – piasek luźny, szary, świeży.

W profilu glebowym nie odnotowano obecności poziomu wody gruntowej.

Analizowane gleby cechowały się podobną budową. Powstały ze stosunkowo płytkich, średnio rozłożonych torfów turzycowiskowych o strukturze włóknistej. Torfy te na skutek zmniejszenia wilgotności siedlisk zaczęły ulegać degradacji. W wierzchniej części gleb wykształciła się warstwa murszu, której miąższość w przypadku gleb słabo zmurszałych wynosiła kilkanaście centymetrów, natomiast w glebie średnio zmurszałej około 30 cm.

Metody badań

Do izolacji grzybów wybrano metodę płytek glebowych Warcupa w modyfikacji Mańki[14]. Podobieństwo między zbiorowiskami grzybów określono przy pomocy współczynnika Jaccarda[15].

Wyniki badań mikologicznych

W badaniach uzyskano 146 izolatów grzybów (tabela 1). W sumie tworzyły one 9 zbiorowisk wyodrębnionych z poziomów darniowych i torfu wszystkich analizowanych gleb – 4 zbiorowiska z murszu poziomów darniowych i 4 z warstwy torfu – oraz z poziomu poddarniowego gleby średnio zmurszałej (1 zbiorowisko). Z gleb organicznych murszowych słabo zmurszałych występujących na torfowiskach okolic Łap uzyskano w sumie po 19 izolatów. Zdecydowanie większą liczbą izolatów cechowały się gleby pochodzące z torfowiska w okolicach Uhowa. Było to 55 izolatów z gleby słabo zmurszałej i 53 izolaty z gleby średnio zmurszałej. Różnice dotyczyły też liczby izolatów otrzymanych z poszczególnych poziomów glebowych. Poziom darniowy jednej z gleb słabo zmurszałych z okolic Łap (profil 1) był zasiedlony przez 15 izolatów, a warstwa torfu przez 4. W murszu poziomu darniowego drugiej gleby słabo zmurszałej leżącej po zachodniej stronie doliny Narwi (profil 2) stwierdzono 17 izolatów, a w warstwie torfu zaledwie 2. W glebach z okolic Uhowa liczba izolatów w każdym poziomie glebowym, w porównaniu z glebami zachodniej części doliny, była zdecydowanie większa. Z poziomu darniowego gleby słabo zmurszałej (profil 3) otrzymano 49 izolatów, a z gleby średnio zmurszałej (profil 4) – 33 izolaty. Natomiast torf, który wystę-

[14] J.H. Warcup, *The soil plate method for isolation of fungi from soil*, „Nature" 1950 nr 166, s. 117-118; L.F. Johnson, K. Mańka, *A modification of Warcup's soil-plate method for isolating soil fungi*, „Soil Science" 1961 vol. 92, s. 79-84; K. Mańka, *Próby dalszego udoskonalenia zmodyfikowanej metody Warcupa izolowania grzybów z gleby*, „Prace Komisji Nauk Rolniczych i Komisji Nauk Leśnych" 1964 nr 17, s. 29-45; K. Mańka, B. Salmanowicz, *Udoskonalenie niektórych technik zmodyfikowanej metody płytek glebowych do izolowania grzybów z gleby z punktu widzenia mikologii fitopatologicznej*, „Roczniki Nauk Rolniczych" 1987 nr E17, s. 35-46.

[15] J.C. Zak, M.R. Willig, *Fungal biodiversity patterns*, w: *Biodiversity of Fungi. Inventory and Monitoring Methods*, red. G.M. Mueller, G.F. Bills, M.S. Foster, Elsevier Academic Press, Amsterdam-Boston-Heidelberg-London-New York-Oxford-Paris-San Diego-San Francisco-Singapore-Sydney-Tokyo, 2004, s. 59-75.

pował poniżej warstwy tworzonej przez mursz, był zasiedlany przez 5 (profil 4) i 6 izolatów (profil 3). W glebie torfowo-murszowej średnio zmurszałej analizie mikologicznej poddano też poziom poddarniowy, który był zasiedlany przez 15 izolatów. Liczba izolatów grzybów zasiedlających mursz poziomu darniowego w glebach pochodzących z torfowiska leżącego w okolicach Łap była odmienna w stosunku do tej liczby w poziomach darniowych gleb z okolic Uhowa. Zależność ta nie była związana ze stopniem zmurszenia gleby. Natomiast we wszystkich analizowanych glebach liczba otrzymanych izolatów zmniejszała się w miarę zwiększania się głębokości w profilu glebowym – warstwa torfu była zasiedlona przez niewielką liczbę izolatów, zdecydowanie niższą w porównaniu z wyżej leżącym murszem (tabela 1).

Zbiorowiska grzybów zasiedlające badane gleby różniły się nie tylko składem ilościowym. Różnice dotyczyły też składu jakościowego (gatunkowego). Ogółem otrzymano 39 różnych gatunków grzybów. Największą liczbę gatunków uzyskano z gleby torfowo-murszowej średnio zmurszałej (profil 4). Łącznie, we wszystkich poziomach genetycznych tej gleby, oznaczono 22 gatunki grzybów. Omawiana gleba cechowała się również największą, w porównaniu z pozostałymi glebami, liczbą gatunków grzybów zasiedlających powierzchniowy poziom murszu (poziom darniowy) – 18 gatunków. Zbiorowisko grzybów występujące w poziomie darniowym gleby słabo zmurszałej pochodzącej z okolic Uhowa (profil 3) tworzone było przez 13 gatunków. Natomiast w glebach słabo zmurszałych z okolic Łap w powierzchniowej warstwie murszu występowało zdecydowanie mniej gatunków grzybów – 8 gatunków w profilu 2 i 3 gatunki w profilu 1. Poziom poddarniowy gleby torfowo-murszowej średnio zmurszałej cechował się obecnością 6 gatunków. Natomiast najmniejszym zróżnicowaniem jakościowym (od 2 do 5 gatunków) charakteryzowały się zbiorowiska grzybów warstwy torfu – niezależnie od lokalizacji i stopnia zmurszenia (tabela 2).

Podobieństwo między analizowanymi zbiorowiskami grzybów nie było wysokie. Najwyższe podobieństwo – na poziomie 60% – dotyczyło zbiorowisk grzybów zasiedlających poziomy darniowe gleby słabo i średnio zmurszałej z okolic Uhowa. Stosunkowo wysokim podobieństwem cechowały się też zbiorowiska z murszu darniowego gleb słabo zmurszałych, opisywanych jako profil 2 i 3 (profil 2 – zachodnia część doliny Narwi, profil 3 – wschodnia część doliny). Wspólnych cech nie posiadały (podobieństwo na poziomie 0%) zbiorowiska zasiedlające poziomy darniowe gleb słabo zmurszałych z okolic Łap (profil 1 i 2; tabela 3).

Podobieństwo między zbiorowiskami grzybów zasiedlającymi warstwy torfu było niskie. Kształtowało się ono na poziomie 16,7% między zbiorowiskiem grzybów zasiedlającym torf jednej z gleb słabo zmurszałych (profil 1) i zbiorowiskiem gleby średnio zmurszałej (profil 4). Pozostałe zbiorowiska otrzymane z torfu nie wykazywały cech wspólnych. Podobieństwo między zbiorowiskiem grzybów poziomu darniowego i poddarniowego w glebie średnio zmurszałej wynosiło 33,3%. Natomiast wartość podobieństwa między zbiorowiskiem zasiedlającym poziom darniowym gleby słabo zmurszałej i średnio zmurszałej pochodzących z okolic Uhowa kształtowała się na poziomie 30,0% (tabela 3).

Tabela 1
Liczba izolatów (frekwencja) grzybów otrzymanych z badanych gleb

Poziom genetyczny	Profile glebowe			
	Profil 1	Profil 2	Profil 3	Profil 4
Poziom darniowy	15	17	49	33
Poziom poddarniowy	-	-	-	15
Warstwa torfu	4	2	6	5
Razem	19	19	55	53
	146			

Objaśnienia:
profile 1 i 2 – gleby organiczne murszowe słabo zmurszałe z okolic Łap,
profil 3 – gleba organiczna murszowa słabo zmurszała z okolic Uhowa,
profil 4 – gleba organiczna murszowa średnio zmurszała z okolic Uhowa.

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 2
Liczba gatunków grzybów otrzymanych z badanych gleb

Poziom genetyczny	Profile glebowe			
	Profil 1	Profil 2	Profil 3	Profil 4
Poziom darniowy	3	8	13	18
Poziom poddarniowy	-	-	-	6
Warstwa torfu	4	2	3	5
Razem	7	10	15	22
	39			

Objaśnienia jak w tabeli 1

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 3
Podobieństwo (%) między zbiorowiskami grzybów poziomów darniowych

Profile glebowe	Profil 1	Profil 2	Profil 3
Profil 2	0,0	-	50,0
Profil 3	7,6	50,0	-
Profil 4	5,5	17,6	60,0

Źródło: opracowanie własne.

Gatunkiem grzyba, który – w porównaniu z innymi gatunkami – liczbie występował w analizowanych glebach, był *Helicosporium vegetum* Nees. W poziomie darniowym gleby słabo zmurszałe z torfowiska po wschodniej stronie doliny Narwi liczba izolatów tego gatunku wynosiła 20, a w murszu poziomu darniowego gleby słabo zmurszałej znajdującej się po zachodniej stronie doliny – 13. Liczby izolatów innych gatunków nie przekraczały 5 sztuk, najczęściej liczba izolatów wynosiła 2 lub 1. *Helicosporium vegetum* był też obecny w różnych poziomach genetycznych gleb. Rodzajami grzybów, które często spotykano w glebach poddanych badaniom – choć ich liczebność kształtowała się na poziomie jednego, dwu, najwyżej kilku izolatów – były grzyby rodzaju: *Acremonium*, *Cladosporium*, *Mortierella*, *Penicillium* i *Trichoderma*.

Charakter struktur zbiorowisk grzybów glebowych

Zbiorowiska grzybów analizowanych gleb organiczno murszowych położonych na przesychających, ale zalewanych torfowiskach doliny Narwi w okolicach Łap i Uhowa różniły się między sobą. Różnice dotyczyły zarówno frekwencji, jak i składu gatunkowego. Bardziej zróżnicowane struktury ilościowe i jakościowe posiadały zbiorowiska otrzymane z gleb znajdujących się po wschodniej stronie doliny, w okolicach Uhowa. Natomiast zbiorowiska gleb torfowisk znajdujących się w okolicach Łap były zdecydowanie mniej liczne zarówno w izolaty, jak i gatunki. Zróżnicowanie zbiorowisk grzybów i niskie między nimi podobieństwo może sugerować, że właściwości gleb murszejących położonych w bliskim sąsiedztwie i o podobnej budowie jednak różnią się między sobą.

Rozpatrując cechy zbiorowisk grzybów w zależności od ich występowania w profilu glebowym, zauważa się, że zbiorowiska zasiedlające poziom darniowy w każdej z analizowanych gleb cechowały się liczniejszą frekwencją i bogatszym składem gatunkowym w porównaniu ze zbiorowiskami zasiedlającymi warstwę torfu. Jest to niewątpliwie związane z napowietrzeniem wierzchnich warstw gleby. Wzmożona mineralizacja substancji organicznej w poziomach powierzchniowych gleb organicznych i towarzyszący jej rozwój procesu murszenia sprzyjają rozwojowi grzybów, jak również ich różnorodności[16]. Ponadto jest to związane z rolą grzybów glebowych w przemianach substancji organicznej – współuczestniczą one we wszystkich procesach zachodzących w glebach[17]. Organizmy te pełnią także ważną funkcję w procesach glebotwórczych, strukturotwórczych oraz

[16] J A. Bogacz, A. Szulc, A. Bober, E. Pląskowska, K. Matkowski, *Wpływ stopnia zmurszenia torfu na skład i liczebność grzybów glebowych obiektu Przedmoście*, „Roczniki Gleboznawcze" 2004 nr 55(3), s. 39-51; J. Turbiak, *Zmiany właściwości fizycznych i aktywności biologicznej w długotrwale odwodnionej płytkiej glebie torfowo-murszowej i mineralno-murszowej*, „Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie" 2002 nr 2(4), s. 129-136.

[17] M. Ławrynowicz, W. Mułenko, *Pięćdziesiąt lat studiów mikosocjologicznych w Polsce*, w: *Mykologiczne badania terenowe. Przewodnik metodyczny*, red. Wiesław Mułenko, Wyd. Uniwersytet M. Curie-Skłodowskiej, Lublin 2008, s. 12-19.

w procesach odżywiania roślin[18]. Te wszystkie procesy intensyfikują się po przesuszeniu torfowisk i towarzyszącym im gleb. Rozwój procesu murszenia wywołuje zmianę struktury włóknistej torfu na agregatową strukturę murszu. Przyczynia się też, na skutek mineralizacji substancji organicznej, do uwolnienia większej ilości przyswajalnych form składników pokarmowych. Dlatego też większą liczebność i zróżnicowanie gatunkowe zbiorowisk grzybów w poziomach darniowych, w porównaniu z niżej leżącym torfem, należy łączyć z jednej strony ze zmianą właściwości fizyczno-chemicznych substratu glebowego, z drugiej strony z działalnością i funkcjami omawianych organizmów. Przy analizie zagadnienia związanego z większą liczebnością grzybów w poziomie darniowym (murszu) w porównaniu z niżej leżącym torfem nie można też zapominać o wpływie wilgotności. Wpływ wilgotności materiału glebowego na rozwój grzybów glebowych jest zauważany od wielu lat przez różnych autorów[19]. Wilgotność podłoża oddziałuje bezpośrednio na organizmy zasiedlające glebę. Reagują one na jej zróżnicowanie zmianami składu gatunkowego, liczebnością oraz strukturą dominacji grup o różnych preferencjach pokarmowo-siedliskowych. Zmniejszanie się wilgotności i wzmożona mineralizacja materii organicznej prowadzą do intensywniejszego rozwoju organizmów glebowych. Innymi słowy, im utwór glebowy jest bardziej wilgotny (wraz ze wzrostem głębokości w profilu glebowym), tym mniejsza liczba izolatów i gatunków grzybów go zasiedla.

Nie można też zapominać o fakcie, że analizowane gleby cechowały się podobną budową. Szczególnie wyraźne podobieństwo było pomiędzy glebami słabo zmurszałymi znajdującymi się w zachodniej części doliny (okolice Łap). Budowa profilowa gleby słabo zmurszałej pochodzącej z okolic Uhowa (profil 3) też wykazywała wyraźne podobieństwo do gleb opisywanych jako profil 1 i 2. Również gleba średnio zmurszała miała wiele wspólnych cech morfologicznych – poza miąższością warstwy murszu – z glebami słabo zmurszałymi. Wszystkie analizowane gleby charakteryzowały się podobnym kierunkiem przemian wywołanych procesem glebotwórczym (procesem murszenia), a mimo to zasiedlające je zbiorowiska grzybów posiadały zróżnicowane struktury ilościowo-jakościowe. Niewątpliwie świadczy to o fakcie, że nie tylko proces glebotwórczy jest odpowiedzialny za kształtowanie się zbiorowisk grzybów. Wpływ wywiera też rodzaj murszu. Istotne znaczenie ma też szata roślinna[20]. Dlatego można przy-

[18] L. Badura, *Problemy mikrobiologii gleby*, „Roczniki Gleboznawcze" 2003 nr 54(1/2), s. 5-11; H. Bis, *Występowanie grzybów toksynotwórczych w środowisku glebowym*, w: *Aktywność drobnoustrojów w różnych środowiskach,* red. Wiesław Barabasz, Wyd. Katedry Mikrobiologii Akademii Rolniczej, Kraków 2002, s. 35-41.

[19] A. Kajak, *Immediate and remote ecological consequences of the peatland drainage*, „Polish Ecological Studies" 1985 nr 11(1), s. 123-150; L. Andrzejewska, L. Wasilewska, *Wpływ zagospodarowania łąk torfowych na zespoły roślinożerców bezkręgowych: nicieni glebowych i piewików (Homoptera-auchenorrhyncha)*, „Wiadomości IMUZ" 1991 nr 16(3), s. 77-194.

[20] L. Badura, *Problemy mikrobiologii gleby*, „Roczniki Gleboznawcze" 2003 nr 54(1/2), s. 5-11; W. Barabasz, K. Vořišek, *Bioróżnorodność mikroorganizmów w środowisku glebowym*, w: *Aktywność drobnoustrojów w różnych środowiskach*, red. W. Barabasz, Wyd. Akademii Rolniczej, Kraków 2002, s. 23-34.

puszczać, że istnieje związek między całokształtem warunków siedliskowych a strukturami zbiorowisk grzybów zasiedlających gleby siedlisk hydrogenicznych[21].

Największe znaczenie w przemianach substancji organicznej tworzącej analizowane gleby miał *Helicosporium vegetum Nees* oraz grzyby rodzajów – *Acremonium*, *Cladosporium*, *Mortierella*, *Penicillium* i *Trichoderma*.

Wnioski

Zbiorowiska grzybów zasiedlające gleby organiczne murszowe na przesychających zalewanych torfowiskach doliny Narwi różniły się zarówno strukturami ilościowymi, jak i jakościowymi.

Skład gatunkowy i frekwencja zbiorowisk grzybów występujących w warstwie murszu są bardziej zróżnicowane w porównaniu ze zbiorowiskami z warstwy torfu. Niewątpliwie rozwój procesu murszenia sprzyja rozwojowi grzybów i różnorodności ich zbiorowisk.

Zbiorowiska grzybów zasiedlające gleby organiczno murszowe słabo zmurszałe o podobnej budowie genetycznej różniły się zarówno pod względem ilościowym, jak i jakościowym. Należy sądzić, że nie tylko proces glebotwórczy determinuje skład zbiorowisk grzybów. Niewątpliwie istnieje związek między całokształtem warunków siedliskowych a strukturami zbiorowisk grzybów zasiedlających gleby torfowisk doliny Narwi.

Istotne znaczenie w przemianach substancji organicznej murszejących gleb na torfowiskach miał *Helicosporium vegetum Nees*, oraz grzyby rodzajów – *Acremonium*, *Cladosporium*, *Mortierella*, *Penicillium* i *Trichoderma*.

Badania sfinansowano w ramach pracy S/WBiIS/1/11.

[21] E. Wielgosz, *Wpływ wybranych roślin na kształtowanie niektórych zespołów drobnoustrojów glebowych ze szczególnym uwzględnieniem bakterii amonifikujących*, „Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska" Sectio E. 2001 nr 56, s. 175-184.

RECENZJE OMÓWIENIA PRZEGLĄDY

DISCUSSION AND REVIEWS

Problem przełomu w zakresie zrównoważonego rozwoju

Wende überall? Von Vorreitern, Nachzüglern und Sitzenbleibern (Przełom wszędzie? O perkursorach, naśladowcach i stojących z boku), „JAHRBUCH ÖKOLOGIE 2013", Herausgegeben von Heike Leitschuh, Gerd Michelsen, Udo E. Simonis, Jörg Sommer und Ernst U. von Weizsäcker, S. Hirzel Verlag, Stuttgart 2012, s. 256

W Niemczech, Europie, a także na świecie trwa obecnie bardzo ożywiona dyskusja o problemach zasadniczego przełomu gospodarki, społeczeństwa i ochrony środowiska. Dominują wyraźnie reformatorskie działania na rzecz koniecznego przełomu w postaci zrównoważonego rozwoju. Wyrazem takiego stanowiska jest ostatni raport Niemieckiej Rady Doradczej Globalne Zmiany Środowiska dla niemieckiego rządu federalnego Umowa społeczna na rzecz wszechstronnej transformacji, a Rada Rzeczoznawców do spraw Problemów Środowiska (SRU) domaga się od Niemiec odpowiedzialności za środowisko. Na te problemy zwrócił także uwagę Szczyt Rio 2012, w trakcie którego rozważano przede wszystkim podstawy „zielonej gospodarki" i „wzmocnienia globalnego środowiskowego *governance*". Pogłębione studium problemów zasadniczego przełomu w zakresie zrównoważonego rozwoju przedstawiono w „Roczniku Ekologii 2013".

„Rocznik Ekologii 2013" składa się: ze wstępu „O tym roczniku" oraz ośmiu podstawowych rozdziałów: „W okresie przełomu", „Obrazy sojuszy", „W przeddzień przełomu", „Zabezpieczyć ślady", „Prekursorzy", „Instytucje środowiskowe", „Ekologia w liczbach", „Środowiskowa książka roku". W publikacji przedstawiono prekursorów w zakresie zrównoważonego rozwoju, a także naśladowców oraz stojących z boku lub hamujących wprowadzenie tej koncepcji.

W rozdziale „W okresie przełomu" podjęto problematykę stanu, form i skutków przełomu w zakresie energii, komunikacji, rolnictwa, odżywiania, gospodarki i nauki. Podano pewne cechy wspólne, ale też poważne różnice. O wytwarzaniu energii toczy się w Niemczech bardzo ożywiona dyskusja. Bardzo niewielkie są sukcesy w zakresie mobilności, a rolnictwo i odżywianie nie przechodzą głębszych zmian.

Zdaniem C. Balsa, po 2008 roku doszło do „kaskady" powiązanych wzajemnie kryzysów o różnym charakterze, które zakwestionowały przekonanie, że gospodarka sama rozwiązuje własne problemy. Dotychczas – na poziomie globalnym – USA, Kanada, Rosja i Japonia zablokowały konieczny instytucjonalny przełom w zakresie zrównoważonego rozwoju. podczas spotkania Rio 2012 podjęto problem rosnącej niezdolności do działania, ale w wyniku dużego oporu wymienionych powyżej państw nie przyniosło żadnych wiążących decyzji. Utrzymuje się więc krótkookresowe zarządzanie kryzysowe, duże znaczenie posiada nadal lobby gospodarki opartej na paliwach kopalnych, a także narastająca siła państw Południa. W tych warunkach Unia Europejska, aby osiągnąć sukces w zakresie zrównoważonego rozwoju, potrzebuje koalicji z częścią państw grupy G77 i Chin. W Rio de Janeiro 2012 roku podjęto jedynie problem „zielonej gospodarki" i „wzmocnienia globalnego środowiskowego

governance". Natomiast H. Leitschuh analizuje podstawy maksymy „więcej, wyżej, szybciej", które charakteryzują współczesną gospodarkę. Zrównoważone działania charakteryzują się natomiast takimi cechami, jak: „wolniej – mniej – lepiej – piękniej" (s. 19). Wiele z tych wymogów nie chcą zaakceptować osoby, które podejmują decyzje w gospodarce i społeczeństwie, gdyż wymaga to także ograniczenia własnych potrzeb. Z kolei P. Hennicke i D. Hauptstock uważają, że redukcja emisji CO_2 o 80% do 2050 roku jest w pełni możliwa, także bez udziału energii atomowej. Należy zachować wyjście z energii atomowej, wejście w epokę postnuklearną i postkopalną i przejście do zrównoważonej gospodarki solarnej. W ujęciu autorów przełom energetyczny stanowi „jądro" społecznej transformacji. Początkowo „przełom komunikacyjny" był powiązany z przełomem energetycznym. Jednakże został on szybko zapomniany, a nadal brakuje jego precyzyjnego określenia. Współcześnie cała komunikacja pozostaje zależna od kopalnych źródeł energii. W ujęciu M. Helda i J. Schindlera, przyszła polityka potrzebuje zasadniczej reorientacji priorytetów (s. 46). Taka zmiana występuje już, przykładowo, na obszarze Kopenhagi. Podobną problematyką zajęli się także W. Canzler i A. Knie, wskazując na problematykę elektrycznej mobilności, szczególnie w kontekście samochodów elektrycznych.

Przełom rolniczy i przełom w zakresie odżywiania podejmował już A. Bechmann w 1987 roku. Wskazywał on na już fatalne skutki przemysłowego rolnictwa dla ludzi, zwierząt i środowiska. Z kolei F.T. Gottwald zauważa, że miliard ludzi głoduje, a dwa miliardy charakteryzują się niedostatkiem w zakresie odżywiania. W krajach uprzemysłowionych odżywiania jest „zbyt wiele, zbyt tłusto, zbyt słodko, zbyt słono, brak ruchu" (s. 55). Bardzo negatywnie oddziałują subwencje unijne na sytuację w krajach rozwijających się. W rolnictwie uprzemysłowionym występuje nadmierne wykorzystanie gleb, zasobów wodnych, jak też utrata różnorodności gatunkowej i odmian, a tym samym faktyczne zagrożenia fundamentalnych zasobów odżywiania. Odpowiedzią na przemysłowe rolnictwo i gospodarkę żywnościową jest wszechstronny przełom rolniczy i odżywiania w kierunku rolnictwa ekologicznego, ukształtowanego społecznie i chłopskiego. Przy tym ekologiczne gospodarowanie posiada duży potencjał, także w krajach rozwijających się, podczas gdy przemysłowe gospodarowanie charakteryzuje się dużą intensywnością w zakresie zasobów kapitału i wiedzy.

Konieczność przełomu gospodarczego poprzez zmianę działań przedsiębiorczości podnoszą S. Schaltegger i E.G. Hansen. Zrównoważona przedsiębiorczość jest ważnym elementem transformacji w poszczególnych branżach gospodarki. Pionierzy trwałości wprowadzają nowe produkty i usługi na rynkach niszowych, a ustabilizowane przedsiębiorstwo rynku masowego wprowadza innowacje w zakresie trwałego i zrównoważonego rozwoju. Autorzy analizują dwa charakterystyczne przykłady: zmianę na rzecz trwałości w branży odzieżowej i branży energetycznej w Niemczech. Dotychczas charakter niszowy ma uprawa organicznej bawełny. Cztery duże koncerny energetyczne w Niemczech – E.ON, RWE, EnBW i Vattenfall – kontynuowały raczej reaktywne strategie i uprawiały raczej *„greenwashing"*, chociaż występują już sukcesy w Monachium i Darmstadt. Autorzy podjęli problem transformacji przyszłego systemu nauki. Chodzi tutaj nie tylko o wszechstronne zmiany instytucjonalne w nauce, ale także o nowy stosunek nauki i społeczeństwa. Staje się konieczna nowa umowa społeczna pomiędzy nauką, społeczeństwem a gospodarką. Dotychczasowe bada-

nia, między innymi w zakresie klimatu, energii i badań nad miastami, zorientowane są tylko na określone dyscypliny naukowe i technologie. Badania interdyscyplinarne i transdyscyplinarne napotykają różne przeszkody (problem wsparcia finansowego, publikacja, logika kariery naukowej) dotychczasowego systemu nauki. Nadal utrzymuje się wiedza ekspercka, bardzo zredukowana do specjalistycznych badań, pozbawiona – w dużej mierze – odpowiedzialności społecznej przy nastawieniu działalności nauki na efektywność w postaci często marginesowych i społecznie nieważnych tematów. Transformacja systemu wiedzy konieczna jest na płaszczyźnie europejskiej, narodowej, krajowej (landy niemieckie), poszczególnych instytucji (na przykład Leuphana Uniwersytet Lüneburg). Niestety, konieczna transformacja wymaga jeszcze wielu działań na tych płaszczyznach.

W rozdziale „Tworzenie sojuszy" zajęto się skonsolidowanymi działaniami na rzecz trwałego i zrównoważonego rozwoju. Zrównoważony rozwój wymaga zmiany świadomości poprzez procesy edukacyjne. Stąd też edukacja stanowi istotny aspekt społecznego procesu transformacji, a nauczyciele odgrywają w nim ważną rolę. Określa się ich jako *„change agents"*. Jak stwierdza G. Michelsen, 60% uczniów nie zapoznało się dotąd w Niemczech z problemem zrównoważonego rozwoju, chociaż Raport Brundtland liczy już ponad 25 lat. Edukacja na rzecz zrównoważonego rozwoju wymaga zachowania: otwartości, refleksyjności i zdolności przewidywania przeszłości. Jak dotąd nauczyciele tylko częściowo mogą być traktowani jako *„change agents"* (s. 91). Pojęcie *„think tanks"* stanowi ważne pojęcie amerykańskie jako formy organizacyjnej uprawiania nauki. W zakresie rozwoju takich instytucji można wyróżnić w przypadku środowiska trzy generacje: ochrona przyrody i ekonomia zasobów, doradztwo naukowe ruchów społecznych, kształtowanie się neoliberalnej polityki środowiskowej. *„Think tanks"* stanowią dotąd koalicje dyskursów i sojusze w zakresie interesów. Pojawia się problem: czy rozrywka oraz społeczna i ekologiczna sprawiedliwość wiążą się ze sobą? Środki masowego przekazu oddziaływają na społeczne procesy przemian, a 30% ludności niemieckiej podatna jest na wykorzystanie audycji rozrywkowych. Nie podejmuje się jednak odpowiednich warunków w zakresie tworzenia sojuszów finansowych na rzecz trwałości. Współcześnie pojawiają się jednak różnorodne sieci na rzecz trwałości w zakresie funkcjonowania przedsiębiorstw, czy też problemów finansowych. Brakuje jednak dotąd działań na rzecz zrównoważonych sporów finansowych. Od niedawna rozwija się nowe pojęcie „prosumenci" (*„prosumer"*), które zostało zaproponowane przez A. Tofflera (dla określenia proaktywnego konsumenta). Prosumenci podejmują własną produkcję, zwiększają trwałość użytkowania czy też wspólne wykorzystanie, a więc uprawiają style życia zorientowane na ograniczenie potrzeb, zapewnienie trwałości i zdrowia.

Podczas Konferencji ONZ „Rio+20" w 2012 roku zajmowano się głównie „zieloną ekonomią" i instytucjonalnymi warunkami ramowymi na rzecz zrównoważonego rozwoju. Autorzy wskazują na dotychczasowe osiągnięcia w Ghanie, Maroko, Tajlandii. *„Green economy"* prowadzić ma do większego dobrobytu, większej sprawiedliwości społecznej, przy równoczesnym zmniejszeniu obciążenia środowiska. Od 2001 pojawiła się w Niemczech *„Solarbundesliga"* („Federalna Lilga Solarna"), która co roku nagradza niemieckiego mistrza solarnego, wykorzystującego odnawialne źródła energii w miastach i gminach. Zwycięzcami były głównie małe miasta i gminy wiejskiej.

Trzeci rozdział nosi charakterystyczny tytuł „W przeddzień przełomu". Zawiera ona szereg artykułów poświęconych trudnym, nierozwiązanym problemom o charakterze kryzysowym. Omawia się tutaj między innymi „ślepe uliczki" ewolucji społeczeństwa, zasoby jako

przyczyny konfliktów, problem zahamowania marnotrawstwa żywności, problem emisji ze statków, zanieczyszczenie współczesnych mórz, problem zamierzonego niewykorzystania zasobów (na przykładzie Parku Narodowego Yasuni w Ekwadorze – Amazonii), ostateczne składowiska do wysoko radioaktywnych odpadów, najbardziej niebezpieczne źródła trucizn środowiskowych, wielkie wycofanie się świata z ochrony klimatu. Na konieczność unikania ewolucyjnych ślepych uliczek prowadzących do kryzysów zwraca uwagę D. Brocchi. Wybuch kryzysu finansowego w 2008 roku był, przykładowo, dużą niespodzianką dla większości ludzi. Jednakże jego oznaki występowały już od 2003 roku. Można więc stwierdzić, że istnieje luka pomiędzy postrzeganiem a rzeczywistością. Autor artykułu stara się wyjaśnić przyczyny takiej sytuacji, prowadzącej do braku postrzegania teraźniejszości i przyszłości. Co więcej, hiperkonsumpcja, hiperinformacja, społeczeństwo sukcesu albo „społeczeństwo przeżyć" nie rozszerzyły ludzkich granic, ale niejako „zapchały" wprost ludzkie życie (s. 136). Według C. Masali, zasoby naturalne nie były przyczynami konfliktów, chociaż mogły zaostrzyć konflikty. Sytuacja taka analizowana jest na przykładzie problemów zaopatrzenia w wodę. Środki uzyskane z eksploatacji zasobów służyły jednak już niejednokrotnie do finansowania konfliktów i nieregularnych sił zbrojnych. W wielu krajach świata zachodzi obecnie szybkie zużycie przestrzeni; sięga ono w Niemczech 87 ha w ciągu dnia. Dąży się do ograniczenia tego zużycia do 30 ha w ciągu dnia. Powoduje to ograniczenie gleb na potrzeby rolnicze i leśne. Szczególnie dramatyczne są oddziaływania na różnorodność biologiczną. Jednocześnie utrzymuje się ciągle ogromne marnotrawstwo żywności. Udział takiego marnotrawstwa wynosi od 40 do 45% ogólnej produkcji żywności. Do tej pory emisje ze statków nie były zazwyczaj uwzględniane w oficjalnych statystykach. W praktyce statki są praktycznie pływającymi elektrowniami bez odpowiednich zabezpieczeń. Konieczne jest więc bardziej czyste paliwo do statków. Zanieczyszczenie mórz narasta szybko w wyniku eksploatacji ropy naftowej i gazu ziemnego. Tragiczny był wyciek ropy naftowej z platformy wydobycia ropy naftowej „Deepwater Horizon" koncernu BP w Zatoce Meksykańskiej. Ogromne problemy – dotąd nierozwiązane – wiążą się z ostatecznym składowaniem odpadków wysoko radioaktywnych. Autorki próbują wyjaśnić, dlaczego doszło do powstania składowiska w kopalni soli Gorleben. Ostateczne składowanie odpadów radioaktywnych było tematem zastępczym wobec problematyki wycofania się z energii jądrowej. Ostatni szczyt klimatyczny w Durbanie nie zakończył się jednak sukcesem, a ochrona klimatyczna jest coraz słabsza i oparta na dobrowolnych obietnicach rządowych; grozi to szybkim wzrostem temperatury na Ziemi (s. 183).

Czwarty rozdział „Rocznika Ekologii 3013" ma również charakterystyczny tytuł „Zabezpieczenie śladów". Obejmuje on artykuły dotyczące: Uniwersytetu Leuphana w Lüneburgu, gdzie wprowadzono w życie założenia trwałego i zrównoważonego rozwoju, problem Uniwersytetu Greifswald jako neutralnego pod względem emisji CO_2, energii w rękach obywateli – na przykładzie firmy Schönau w Schwarzwaldzie (sprzedaż prądu elektrycznego), wykorzystania energii słonecznej do napędzania samolotu solarnego „Solar Impulse", analizy projektu „Hohe Schrecke" – możliwości przełomu energetycznego na obszarach wiejskich, wyroku Trybunału Europejskiego w sprawie miodu zawierającego pyłek pochodzący z roślin GMO. W artykułach poruszono ważne problemy związane z ochroną środowiska o znaczeniu lokalnym. Tam właśnie rozgrywa się efektywny problem ochrony człowieka i środowiska. W rozdziale piątym „Prekursorzy" przedstawiono osiągnięcia Alexandra von Humboldta ,określanego jako „zielony geniusz", Jakoba von Uexkülla, twórcę nagrody Right Livelihood

Adward, a więc „alternatywnej nagrody Nobla", a także Paula B. Tarasina, pierwszego obrońcy przyrody w skali międzynarodowej (jego idee doprowadziły do powstania Międzynarodowej Unii na rzecz Ochrony Przyrody, *International Union for Nature Protection* (IUCN).

Następne trzy rozdziały poruszają problematykę instytucji ochrony środowiska, ekologii w liczbach na przykładzie oszczędzania i efektywności energetycznej w Niemczech, czy też ekologicznej książki roku 2012. Uczczono również pamięć profesora Güntera Altnera, wieloletniego współwydawcy „Rocznika Ekologii". W ramach instytucji ochrony środowiska przedstawiono: *nova – Institut für Ökologie und Innovation* (nova – Instytut na rzecz Ekologii i Innowacji), *Grüne Liga e.V – Netzwerk ökologischer Bewegungen* (Zielona Liga e.V – Sieć Ruchów Ekologicznych) czy *Slow Food Deutschland e.V*. Za ekologiczną książką roku uznano książkę Stefana Rahmstorfa „Chmury, wiatr & pogoda. Wszystko, co trzeba wiedzieć o pogodzie i klimacie". Dotyczy ona szeroko pojętej problematyki klimatycznej.

„Rocznik Ekologii 2013" stanowi dobrą lekturę także dla polskich czytelników. Rekomendacje autorów obligują do konieczności zasadniczego przełomu w gospodarce i społeczeństwie, aby wprowadzić możliwie szeroko koncepcję trwałego i zrównoważonego rozwoju. W Polsce – jak dotąd – problematyka ta nie jest dostrzegana, a niekiedy nawet jawnie lekceważona.

dr hab. Eugeniusz Kośmicki, prof. UP
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

Wzrost gospodarczy, znaczenie pieniądza i życie społeczne
Najważniejsze osiągnięcia naukowe profesora Hansa Christopha Binswangera

Wachstum, Geld und Geist: Der Ökonom Hans Christoph Binswanger hrsg. von Roland Kley in der VGS Verlagsgenossenschaft St. Gallen im Herbst 2010, St. Gallen 2010, 190 s.

Hans Christoph Binswanger zalicza się – na obszarze języka niemieckiego – do najbardziej znanych ekonomistów w Europie. Zajmuje się on przez ponad czterdzieści lat dynamiką wzrostu nowoczesnej gospodarki. Podsumowanie oceny bogatego dorobku prof. Binswangera zawiera wydana w 2006 roku książka „Spirala wzrostu. Pieniądz, energia i kreatywność w dynamice wzrostu"[1]. Omówiono w niej wpływ dynamiki wzrostu gospodarki na proces tworzenia się pieniądza i niszczenia środowiska w aspekcie teoretycznym i politycznym. We wcześniejszych pracach naukowych autor zwrócił uwagę na granice wzrostu (NAWU – *Raport: Wege aus der Wohlstandsfalle,* 1978)[2], a także propozycje w zakresie nowej strategii politycznej jakościowego wzrostu gospodarczego (*Arbeit ohne Umweltzerstörung,* 1983)[3]. Do idei tych nawiązuje także ostatnia książka H.Ch. Binswangera „W kierunku umiarkowania. Perspektywy zrównoważonej gospodarki (2009)[4], która zorientowana została na trwałość gospodarki i unikanie spekulacyjnych baniek. Idee Binswangera w Szwajcarii i w Niemczech zdeterminowały ekologiczną reformę podatkową. Jego koncepcja rolniczych płatności bezpośrednich oddziaływała na szwajcarską politykę rolną i praktykę Unii Europejskiej w zakresie rolnictwa i obszarów wiejskich. Wiele lat H.Ch. Binswanger był członkiem Rady Gminy w St. Gallen odpowiedzialnym za tak zwaną politykę miejską w zakresie zachowania historycznych struktur miejskich i dotychczasowego wzorca krajobrazu miejskiego. Binswanger wykładał ekonomię na Uniwersytecie St. Gallen, nawiązując do dynamicznych koncepcji społecznych Arystotelesa i włączał do wiedzy ekonomicznej nie tylko rozważania teoretyczne o gospodarce, ale także poglądy zawarte w literaturze pięknej, a nawet w mitologii. Jego ekonomiczna interpretacja poglądów Goethego, zawartych w „Fauście", zyskała szerokie międzynarodowe uznanie.

---

[1] Porównaj: H.Ch. Binswanger, *Die Wachstumsspirale. Geld, Energie und Imagination in der Dynamik des Marktprozesses*, Metropolis Verlag, Marburg 2006, 418 s. (3., durchgesehene Auflage 2009). Książka ta została opublikowana w Wydawnictwie Zysk i S-ka w Poznaniu w 2011 r. Por.: H.Ch. Binswanger, *Spirala wzrostu. Pieniądz, energia i kreatywność w dynamice procesów rynkowych*, przekł. J. Gilewicz, Poznań 2011.

[2] NAWU-Raport, *Wege aus fes Wohlstandsfalle. Strategien gegen Arbeitslosigkeit und Umweltkrise*), S. Fischer, Frankfurt am Main 1978, 326 s. (zusammen mit W. Geissberger und T. Ginsburg).

[3] *Arbeit inne Umweltzerstörung. Strategien für eine neue Wirtschaftspolitik*, S. Fischer, Frankfurt am Main 1983, 366 s. (zusammen mit H. Frisch, H.C. Nutzinger, B. Schefold, G. Scherhorn, U.E. Simonis und B. Strümpel).

[4] H.Ch. Binswanger, *Vorwärts zur Mässigung. Perspektiven einer nachhaltigen Wirtschaft*, Murmann, Hamburg 2009, 243 s.

W 2010 roku ukazała się książka „Wzrost, pieniądz i życie społeczne, o ekonomiście Hansie Christophie Binswangerze", poświęcona życiu i dziełom tego wybitnego szwajcarskiego uczonego, teoretyka ekonomii, a także naukowca „politycznego" realizującego w swojej działalności określone cele polityczne. Publikacja składa się z *Wprowadzenia* (R. Kley), czterech rozdziałów: *Ekonomista Hans Christoph Binswanger* (R. Kley); *Ekonomiczne dzieło Hansa Christopha Binswangera* (H.G. Nutzinger); *Hans Christoph Binswanger jako historyk myśli ekonomicznej – próba oceny* (B. Schefold); *<Odpowiedzi przyjdą często z innych stron> – myśli polityczne współtowarzysza Hansa Christopha Binswangera* (L. Ribaux) oraz części końcowej autorstwa R. Kleya i M. Schrepfera obejmującej: Spis pism Hansa Christopha Binswangera, Uwagi biograficzne, Spis autorów i Podziękowania.

W opracowaniu *Ekonomista Hans Christoph Binswanger* prof. Roland Kley naszkicował ogólny portret naukowy profesora, ekonomisty z poczuciem obywatelskim, opisując dzieciństwo spędzone wśród rodziców – artystów, oddziaływanie poetów i psychiatrów, główne osiągnięcia naukowe dotyczące ekonomii środowiska i teorii wzrostu, pracę w Radzie Gminy Miasta St. Gallen. Zasługą prof. Binswangera jest twórcze powiązanie problematyki niszczenia środowiska, tworzenia pieniądza i dynamiki rynku w analizach procesu wzrostu gospodarki. Jego twórczość cechuje szerokie rozumienie wiedzy i nauki, a także podkreślanie politycznej natury rozumienia ekonomii i działań gospodarczych. Przy tym działalność naukowa i polityczna profesora koncentrowała się na płaszczyźnie regionalnej (kantonalnej), ogólnoszwajcarskiej, a także europejskiej.

Profesor H.Ch. Binswanger urodził się w dniu 19 czerwca 1929 roku w Zurychu jako syn pisarza Roberta Binswangera i malarki Margarete Binswanger (z domu Goetz). Dzieciństwo i młodość upływało w Zurychu, a także w Asconie, Überlingen, Kreuzlingen i Zatonie na wybrzeżu Dalmacji. Binswanger pochodził ze znanej dynastii naukowej, która od 1850 roku wydała kilka pokoleń znanych psychiatrów i lekarzy. Prywatny Zakład Leczniczy „Bellevue" w Kreuzlingen był podstawą gospodarczą życia Binswangerów przez kilka pokoleń. Rodzina Binswangera pochodziła z bawarskiego Osterbergu, a pradziadek profesora Ludwig Binswanger (Starszy) przeszedł z judaizmu na chrześcijaństwo, dokonując chrztu w wyznaniu protestanckim. Pomimo tradycji lekarskiej i psychiatrycznej rodzice H.Ch. Binswangera byli artystami, tworzyli kolonię artystyczną w Asconie i Überlingen nad Jeziorem Bodeńskim. Utrzymywali przyjacielskie relacje z takimi znanymi pisarzami, jak: Rudolf Alexander Schröder, Leopold Ziegler, Else Lasker-Schüler i Margarete Susman. Osiągnięcia artystyczne rodziców prof. Hansa Christopha Binswangera nie były jednak znaczące. Rodzina Binswangerów była przez wiele pokoleń obywatelami szwajcarskiego Kantonu Thurgau.

Podjęcie studiów ekonomicznych przez Hansa Christopha Binswangera było dużą niespodzianką – a przyszły znany ekonomista studiował ekonomię społeczną na Uniwersytecie w Zurychu, która obejmowała problemy rolnictwa, handlu, społeczeństwa, przemysłu, komunikacji, bankowości i waluty. Tamże napisał także pracę doktorską poświęconą Unii Europejskiej[5]. Od 1957 roku prof. Binswanger podjął pracę na Wyższej Szkole Handlowej w St. Gallen we Wschodniej Szwajcarii. Napisał tam także pracę habilitacyjną o zależnościach

[5] H.Ch. Binswanger, *Die europäische Wirtschatsintegration durch partielle Unionen. Mit besonderer Berücksichtigung der Kohle- und Stahlindustrie,* Verlag P.G. Keler, Winterthur 1956, Keller, 204 s.

pomiędzy gospodarką realną a pieniądzem[6]. Od 1967 roku był profesorem na Wyższej Szkole Handlowej w St. Gallen, przekształconej później na Uniwersytet. Opiekował się 30 pracami doktorskimi i około 100 pracami dyplomowymi. Począwszy od wczesnych lat siedemdziesiątych XX wieku, zaczęła dominować w jego pracach tematyka środowiskowa. W końcu lat siedemdziesiątych i w latach osiemdziesiątych ubiegłego wieku ugruntowała się szwajcarska i europejska pozycja zawodowa profesora (między innymi wskazane już prace Raport NAWU i *Praca bez niszczenia środowiska. Strategia na rzecz nowej polityki gospodarczej*). Światową sławę przyniosła mu jednak praca *Pieniądz a magia*[7], w której podjął się ekonomicznej interpretacji dzieła Goethego *Faust*. Dzięki Jego aktywności naukowej powstał w 1992 roku Instytut na rzecz Gospodarki i Ekologii na Uniwersytecie St. Gallen, gdzie przez dwa lata był, razem z prof. Th. Idyllikiem, jego dyrektorem. Jednocześnie w latach 1969 do 1980 roku był członkiem Rady Gminy Miasta St. Gallen, reprezentując umiarkowaną liberalną partię *Freisinnig – Demokratische Partei* (FDP). Roland Kley podkreśla, że działalność polityczna H.Ch. Binswangera poświęcona była miastu St. Gallen, krajobrazowi i przyrodzie, polityce budowlanej i osiedlowej. Od 30 września 1994 roku prof. Binswanger jest już na emeryturze, chociaż posiada nadal swoje biuro w Instytucie na rzecz Gospodarki i Ekologii (Uniwersytet St. Gallen). W 2006 roku ukazała się sławna jego książka *Spirala wzrostu*, która stanowi ukoronowanie jego osiągnięć naukowych, których nie zakwestionował także globalny kryzys finansowy, gdzie doszło do „kurczenia się" gospodarki i globalnego ogólnego kryzysu. W 2009 roku opublikowano ostatnią książkę „W kierunku umiarkowania. Perspektywy zrównoważonej gospodarki". W ujęciu profesora istotnej przemiany wymagają rolnictwo i gospodarka energetyczna. Będąc zdecydowanym zwolennikiem odnawialnej energii, krytycznie odnosi się jednak do energii wietrznej. Jednocześnie odrzuca zdecydowanie możliwość wykorzystania energii jądrowej.

Profesor ocenia krytycznie podstawy współczesnej gospodarki opartej na założeniu nieprzerwanego postępu technicznego i nieograniczonego wzrostu gospodarki. Tym samym, według prof. Binswangera, jesteśmy uwięzieni w dynamice wzrostu faustowskiej gospodarki, co łączy się z ogólnym samozrozumieniem nowoczesnej gospodarki. Rozważania prof. Binswangera koncentrują się na następującym zrozumieniu ekonomii jako nauki: przedmiot ekonomii, uznanie także nienaukowych form wiedzy ekonomicznej, zróżnicowanie obrazu człowieka, filozoficzno-etyczny charakter problemów stawianych przez ekonomistów, praktyczno-polityczne ukierunkowania dyscypliny. Według Hansa Christopha Binswangera, aby szerzej zrozumieć przedmiot ekonomii, nie należy ograniczać jej do samej gospodarki. W badaniach ekonomicznych muszą być koniecznie uwzględnione: państwo, prawo, społeczeństwo, kultura i środowisko naturalne. Gospodarka jest bowiem częścią – coraz ważniejszą – całej współczesnej kultury i świata życia ludzi i musi być uwzględniana w kontekście historycznym, instytucjonalnym i kulturowym. Taki postulat wobec ekonomii bliski był także w Historycznej Szkole Ekonomii, bardzo znanej na obszarze niemieckojęzycznym. W ujęciu H.Ch. Binswangera wiedza ekonomiczna nie może pochodzić tylko z samej ekonomii, gdyż istnieją także nienaukowe formy wiedzy ekonomicznej, która obejmuje

[6] H.Ch. Binswanger, *Markt und internationale Währungsordnung. Ein Beitrag zur Integration von allgemeiner Gleichgewichtstheorie und monetärer Theorie,* Mohr, Tübingen 1969, 151 s.

[7] H.Ch. Binswanger, *Geld und Magie. Deutung und Kritik der modernen Wirtschaft anhand von Goethes,* „Faust", Murmann, 192 s.

mity, filozofię, literaturę, poezję czy wiedzę etnograficzną. Pozanaukową wiedzę ekonomiczną oferuje również literatura piękna. Pokazał to profesor na przykładzie *Fausta* Goethego. *Świat interesów* wymaga bowiem krytycznej obserwacji i wyrażania wątpliwości w zakresie jego działania. Binswanger – opierając się na odmiennych źródłach wiedzy – reprezentuje szerszy, bardziej zróżnicowany obraz człowieka. Teoria neoklasyczna przedstawia bowiem „obraz człowieka", który maksymalizuje tylko swoją użyteczność. Dlatego *homo oeconomicus* – abstrahujący od wielu dążeń ludzkich – stanowi tylko konstrukt teoretyczny. Dynamika wzrostu gospodarki wymaga uwzględnienia ludzkiej kreatywności, która powoduje poszukiwanie nowych wynalazków i produktów zaspokajających nowe potrzeby.

Ekonomiści w swoich działaniach naukowych nawiązują zazwyczaj do problemów o charakterze filozoficzno-etycznym. Chociaż dominuje instrumentalne rozumienie ekonomii, to nie można unikać pytań o charakterze normatywnym. Polityka gospodarcza powinna uwzględniać takie cele, jak: stabilność cen, pełne zatrudnienie, równowaga bilansu płatniczego, stabilizacja środowiska, a także jakościowy wzrost gospodarczy. Binswanger popiera podejście etyczne w ekonomii, a on sam i N. Reetz byli nawet twórcami tak zwanej „przysięgi ekonomisty", według której wiedza, zdolność, możliwość oddziaływania ekonomistów powinny służyć powiększaniu dobrobytu własnego kraju i świata; dobrobyt powinien umożliwiać każdemu człowiekowi życie w godności i w gospodarczej niezależności, a naturalne zasoby i kapitał produkcyjny należy tak zastosować, aby przyszłe pokolenia mogły znaleźć dla siebie świat wart godnego życia ludzkiego. Dla profesora ekonomia jest przede wszystkim praktycznie ukierunkowaną dyscypliną, a rozwój teorii ekonomicznych nie powinien być celem samym w sobie. Taka praktycznie ukierunkowana ekonomia ma także charakter polityczny. Sam profesor Binswanger rozumiał swoją działalność jako „polityczną", i prowadził ją przez ponad czterdzieści lat. W jego ujęciu należy dawać działalności politycznej nowe impulsy poprzez przekazywanie nowych idei. Przy tym uważa on rynek jako „instytucję państwową", której decydujące reguły muszą być zdefiniowane politycznie przez Wspólnotę. Profesor uważa siebie za umiarkowanego liberała, a szerzej za pragmatycznie zorientowanego, liberalnego humanistę.

Próby oceny działalności naukowej profesora podjął się także prof. H.G. Nutzinger, w ujęciu którego podstawowe problemy charakterystyczne dla całej twórczości profesora zawarte są w książce *Pieniądz i przyroda* opublikowanej w 1991 roku[8]. W kontekście tych poglądów trzeba także rozpatrywać książkę *Pieniądz i magia* (1985), gdzie autor podjął się nie tylko interpretacji ekonomicznej *Fausta* Geothego, ale także dostrzega w Fauście prototyp „nowoczesnego człowieka", który traktuje cały świat jako swoje „dominium", a więc przyjmuje dążenie do opanowania świata dla własnych korzyści. Taki punkt widzenia prowadzi jednak ostatecznie do globalnego kryzysu społeczno-gospodarczego i ekologicznego. Już w Raporcie NAWU z 1978 roku wskazywał on razem z innymi uczonymi na powiązanie problemów ekologicznych, społecznych i ekonomicznych przy ocenie dobrobytu. Podstawowe problemy wiąże profesor ze stabilizacją zużycia energii, ograniczeniem zużycia zasobów, dewastacją środowisk naturalnych i zabezpieczeniem miejsc pracy. Krytycznie ocenia także rozwój rolnictwa, będąc zwolennikiem ukształtowania rolnictwa i polityki rolnej w kierunku rolnictwa ekonomicznego. Domagał się także wprowadzenia jakościowego wzrostu w wa-

[8] H.Ch. Binswanger, *Geld und Natur. Das wirtschaftliche Wachstum im Spannungsfeld zwischen Ökonomic und Ökologie,* Thienemann, Stuttgart 1999, 240 s.

runkach ograniczeń przyrodniczych. Dominująca nadal neoklasyczna teoria wzrostu nie zna problemu grabieży przyrody. Profesor krytycznie ocenia Walrasowski model ogólnej równowagi gospodarki, który możliwy jest tylko w warunkach wymiany naturalnej. Określa konieczną globalną stopę wzrostu na poziomie 1,8% rocznie, co zapewni ochronę zasobów i środowiska naturalnego dla przyszłych pokoleń. Postulat umiarkowania dla zrównoważonego gospodarowania wiąże jego różnorodne założenia w książce „W kierunku umiarkowania". W jego ujęciu instytucjonalne zmiany w sektorze pieniężnym i finansowym i niska, ale stabilna globalnie stopa wzrostu, powinny przeszkodzić temu, że wzrost gospodarczy będzie się w końcu przekształcał w różnorodne bańki spekulacyjne. Ciemną stroną przymusu wzrostu jest bowiem kurczenie się gospodarki i kryzysy ekonomiczne, a przede wszystkim kryzysy finansowe, a jedyną alternatywę stanowi stabilizacja na niskim, ale zrównoważonym poziomie w długim okresie.

Hans Christoph Binswanger odrzuca zarówno ortodoksyjną standardową ekonomię neoklasyczną, jak i marksistowską krytykę wzrostu. Zamiast tych koncepcji proponuje całościowe wyjaśnienie dynamiki wzrostu, a także procesów zniszczenia przyrody i tworzenia pieniądza. Konieczne jest racjonalne przejście od postulatu maksymalnego wzrostu gospodarki do „ekonomii umiarkowania". Współcześnie niezbędny jest nadal wzrost gospodarczy przy zachowaniu granic przyrodniczych, co wydaje się między innymi pojawiać w szeroko proklamowanych celach i instrumentach stabilizacji klimatu. Należy unikać spirali pomnażania pieniądza, wzrostu gospodarki i niszczenia środowiska. Profesor Binswanger należy do bardzo cenionych przedstawicieli zawodu „ekonomisty". W jego ujęciu ochrona zrównoważonych podstaw gospodarowania, między innymi rezerw energetycznych i zrównoważonego zagospodarowania potrzeb a będzie możliwe tylko wówczas, jeżeli uda się powstrzymać niszczącą spiralę wzrostu nowoczesnej gospodarki pieniężnej i finansowej poprzez stabilny rozwój gospodarczy i unikanie niebezpiecznego kurczenia gospodarki, co było zgodne z przyrodniczymi podstawami gospodarowania. Współczesny kryzys gospodarczy występuje w trzech zakresach: w zakresie monetarnym, w gospodarce realnej i w podstawach przyrodniczych naszego życia społecznego i gospodarowania. Konieczne stają się nowe ramy dla gospodarki umiarkowania, które były powiązane z ważnymi instytucjonalnymi reformami, stanowiąc podstawowe przesłanki koncepcji Hansa Christopha Binswangera w zakresie ekonomii.

Profesor Binswangern należy do wybitnych przedstawicieli historii myśli ekonomicznej. W okresie merkantylizmu przywiązywano dużą wagę do roli pieniądza, chociaż klasycy ekonomii politycznej traktowali później pieniądz jako pozbawiony znaczenia w gospodarce, przypisując mu tylko funkcję wymienną. Binswanger zajmował się historią wprowadzenia pieniądza papierowego, a w tym zawodności pieniądza papierowego w eksperymencie bankiera J. Lawa w XVII wieku. Innym problemem interesującym prof. Binswangera była teoria wyimaginowanych potrzeb Georga Schlossera, który był szwagrem Goethego, a także teoria płacy sprawiedliwej Johanna Heinricha von Thünena. Wiele uwagi poświęcił jednak H.Ch. Binswanger interpretacji dzieła Goethego „Faust" i działań jego głównego bohatera. Trzy aspekty *Fausta,* które omówił w pracy *Pieniądz a magia*, wydawały się profesorowi najbardziej istotne: tworzenie pieniądza papierowego, instytucjonalizacja rzymskiego pojęcia własności i możliwości szerokiego wykorzystania energii mechanicznej w gospodarce. W „Fauście" wskazuje profesor, że rozwój kapitalizmu wiąże się z bezwzględnym wywłaszczeniem drobnych posiadaczy (Filomen i Baucis), zniszczeniem przyrody, a także iluzją

bezgranicznych wprost możliwości osiągnięć technicznych i cywilizacyjnych, istotnym problemem braku świadomości skutków rozwoju gospodarki, konieczności łagodzenia podstawowych mankamentów i deficytów rynku.

Profesor Binswanger angażował się politycznie jako członek Rady Gminy Miasta St. Gallen, a także prekursor utworzenia Europejskiej Komisji Środowiskowej. Postulował przerwanie dynamiki „ślepego" wzrostu i rozwoju niezgodnego z wymogami ekologicznymi i społecznymi. W ujęciu L. Ribaux, profesor znajdował odpowiedzi na swoje pytania nie tylko w kategoriach ekonomicznych, ale też w filozofii, starych mitach, literaturze, a nawet poezji, ponieważ wiązał „materialny świat gospodarki ze zjawiskami społecznymi. Jego dzieło i skutki charakteryzują się ideową otwartością i ludzkim wymiarem" (s. 157).

Książka wydana przez Rolanda Kleya „Wzrost, pieniądz i życie społeczne. O ekonomiście Hansie Christophie Binswangerze" stanowi nie tylko dobre wprowadzenie do życia znakomitego ekonomisty szwajcarskiego, ale także znakomite wprowadzenie do współczesnych problemów ekonomiczno-społecznych i finansowych w warunkach utrzymującego się kryzysu gospodarki i społeczeństwa. Wkład profesora H.Ch. Binswangera zasługuje także na popularyzację w Polsce, na przykład w dydaktyce dla studentów, a także jako podstawa teoretyczna i polityczna działań ekonomicznych w gospodarce i społeczeństwie.

dr hab. Eugeniusz Kośmicki, prof. UP
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

Recenzja wydawnicza wielojęzycznej monografii naukowej:

Bazyli Poskrobko, Tomasz Poskrobko,
Zarządzanie środowiskiem w Polsce, PWE, Warszawa 2012;

Bazyli Poskrobko, Tomasz Poskrobko, Environment management in Poland,
Wydawnictwo Uniwersytetu w Białymstoku, Białystok 2012;

Базыли Поскробко, Томаш Поскробко,
Управление окружающей средой в Польше,
Издательство Беларусского Национального Технического Университета, Минск 2013.

Aktualnie na rynku wydawniczym dostępna jest książka *Zarządzanie środowiskiem w Polsce,* autorstwa prof. dr. hab. inż. Bazylego Poskrobki i dr. inż. Tomasza Poskrobki z Uniwersytetu w Białymstoku. Autorzy prowadzą od wielu lat badania w dziedzinie zarządzania środowiskiem. Ich rezultaty stworzyły podstawę do opracowania publikacji o wysokich walorach naukowych, uwzględniającej najnowszą wiedzę z dziedziny zarządzania środowiskiem.

W 1998 roku w Polskim Wydawnictwie Ekonomicznym ukazała się praca Bazylego Poskrobki „Zarządzanie środowiskiem". Była to pierwsza w Polsce książka z zakresu zarządzania środowiskiem. Miała ona głównie charakter teoretyczny. Dwie trzecie objętości pracy zajmował opis teoretycznych podstaw tworzenia systemu zarządzania środowiskiem oraz opis autorskiego modelu tego systemu. Problemom implementacyjnym poświęcono tylko jedną trzecią tekstu.

W 2007 roku ukazała się, w tym samym wydawnictwie i pod tym samym tytułem, praca zbiorowa pod redakcją Bazylego Poskrobki. Głównym autorem pozostał redaktor książki, ale do opracowania poszczególnych zagadnień zaprosił swoich współpracowników: Agnieszkę Baran, Elżbietę Broniewicz, Joannę Ejdys, Rafała Miłaszewskiego i Tomasza Poskrobkę. Dzięki temu w książce można było przedstawić w miarę aktualny opis systemu zarządzania środowiskiem, bardzo mocno – żeby nie powiedzieć radykalnie – zmieniony po wstąpieniu Polski do Unii Europejskiej. Uwzględniono w nim zmiany organizacyjne w systemie zarządzania szczególnie na poziomie terytorialnym po wprowadzeniu reformy z 1998 roku. Przedstawiono również zmieniony zakres instrumentów zarządzania, po dostosowaniu polskiego prawa do dyrektyw Unii Europejskiej. Główny nacisk w tej pracy położono na opis instrumentów zarządzania środowiskiem na poziomie kraju, samorządów terytorialnych i w przedsiębiorstwach.

W 2012 roku ukazała się trzecia edycja tej fundamentalnej pracy, pod nieco zmienionym tytułem *Zarządzanie środowiskiem w Polsce,* autorstwa Bazylego i Tomasza Poskrobki. Autorzy ponownie zmienili w nim zakres treści, dostosowując ją do realnych zmian

w organach, instytucjach i narzędziach zarządzania środowiskiem w Polsce oraz do potrzeb czytelników. Część teoretyczną, szeroko rozbudowaną w pierwszym wydaniu, ograniczono do opisu teoretycznego modelu zarządzania środowiskiem na szczeblu kraju. Autorzy zrezygnowali z rozdziału poświęconego zarządzaniu środowiskowemu w przedsiębiorstwie, dodali natomiast bardzo ważny rozdział o zarządzaniu bezpieczeństwem ekologicznym.

Przedmiotem rozważań autorów tej książki jest „racjonalne korzystanie z zasobów, walorów, sił i procesów przyrodniczych, ze szczególnym uwzględnieniem zachowania różnorodności biologicznej i ochrony klimatu. Celem nadrzędnym nauki o zarządzaniu środowiskiem – według autorów – jest zapewnienie trwałych przyrodniczych podstaw bytu i rozwoju ludzkości" (s. 9). Treść tak ukierunkowanej pracy została podzielona na dziesięć rozdziałów, w tym:

- jeden teoretyczny – *Teoretyczne aspekty nauki o zarządzaniu środowiskiem*;
- cztery poświęcone ogólnej prezentacji elementów systemu zarządzania środowiskiem w Polsce: R*egulacje ogólnoprawne, Środki zarządzania środowiskiem, Wskazania polityczno-programowe, Instrumenty zarządzania środowiskiem;*
- pięć rozdziałów zawierających opis szczegółowych systemów zarządzania poszczególnymi obszarami użytkowania i ochrony środowiska: *Zarządzanie ochroną przyrody, Zarządzanie ochroną atmosfery, Zarządzanie gospodarką wodną, Zarządzanie gospodarką odpadami, Zarządzanie bezpieczeństwem ekologicznym*.

Praca prof. dr. hab. inż. Bazylego Poskrobki i dr. inż. Tomasza Poskrobki *Zarządzanie środowiskiem w Polsce* stanowi oryginalne autorskie przedstawienie problemu w aspekcie teoretycznym i implementacyjnym. Jest to jedyne, w dotychczasowej literaturze w Polsce i na świecie, kompleksowe ujęcie problemu zarządzania środowiskiem według oryginalnego modelu teoretycznego Bazylego Poskrobki, opublikowanego w 1998 roku**.** Model ten został oparty na teorii systemów, ogólnej teorii zarządzania oraz cybernetycznym ujęciu przepływu informacji. W modelu systemu wyodrębniono trzy podsystemy, czyli podsystem zarządzający obejmujący organy i instytucje zarządzające, podsystem narzędzi zarządzania, podzielony przez autorów na środki (system programowania, system informacji ekologicznej i system finansowania działań ochronnych), oraz podsystem przedmiot i obiekt zarządzania rozumiany jako makrosystem społeczeństwo-gospodarka-środowisko z jego podziałem na mniejsze jednostki. W książce zamieszczono szczegółowy opis modelu zarządzania na poziomie państwa z odniesieniem do regulacji prawnych i zaleceń lub wskazań Unii Europejskiej. Omówione w tej części pracy regulacje dotyczą wszystkich szczegółowych obszarów zarządzania środowiskiem w Polsce, zarówno tych, które zostały opisane w książce, jak i tych, które w niej się nie zmieściły. W pracy pominięto bowiem opis systemów zarządzania wydobywaniem kopalin, zarządzania ochroną powierzchni ziemi oraz zarządzania gospodarką przestrzenną.

Zastosowano natomiast jednolity model opisu poszczególnych obszarów działalności ochronnej. Takie podejście pozwoliło na to, że w każdym z opisanych obszarów zarządzania przedstawiono obiekt i przedmiot zarządzania, wskazano organy i instytucje zarządzające oraz szczegółowo opisano narzędzia zarządzania. Jest to dotychczas jedyny tak kompletny i szczegółowy opis systemu. Autorom udało się zapewnić klarowność wywodu i dostępność treści również dla czytelników nieposiadających podstawowej wiedzy w zakresie zarządzania środowiskiem. Mankamentem tej pracy, który należałoby usunąć w kolejnym jej wydaniu, jest niedostateczne powiązanie poszczególnych narzędzi zarządzania z oddzielnie opisanymi

przedmiotem i obiektem zarządzania. Nie wskazano, na które systemy i elementy makrosystemu społeczeństwo-gospodarka-środowisko oddziałuje każde z opisanych narzędzi.

Na szczególną uwagę zasługuje fakt, że książka niemal równocześnie ukazała się w języku angielskim i rosyjskim w kilka miesięcy po publikacji w języku polskim. Wydawcą tej pracy w języku angielskim jest Wydawnictwo Uniwersytetu w Białymstoku. Praca jest wiernym tłumaczeniem z języka polskiego i została przeznaczona dla studentów zagranicznych studiujących w Polsce. Niewątpliwą zasługą autorów jest to, że zadbali o wydanie i udostępnienie treści pracy również dla czytelników nieznających języka polskiego.

Wydanie w języku rosyjskim, co wynika z przedmowy, jest zasługą prof. dr hab. Eduarda Michniewicza, który jako profesor Białoruskiego Państwowego Uniwersytetu Technicznego w Mińsku zarekomendował książkę wydawnictwu tej uczelni. Profesor Michniewicz jest znanym uczonym zajmującym się gospodarką wodną. Pracował jako profesor wizytujący w Politechnice Białostockiej, uczestniczył w badaniach nad eutrofizacją zbiornika wodnego Siemianówka, jak również wniósł istotny wkład w odbudowę Kanału Augustowskiego po stronie białoruskiej. Dobrze się więc stało, że książka ta została udostępniona także czytelnikom posługującym się językiem rosyjskim. Wprawdzie to wydanie jest przeznaczone głównie dla studentów Uniwersytetu Technicznego w Mińsku, ale obowiązkowe egzemplarze znalazły się we wszystkich większych bibliotekach naukowych Białorusi. Należy podkreślić fakt, że wydawca egzemplarze książki przesłał także do bibliotek w Polsce. Jak dowiedziałem się w Bibliotece Narodowej, jest to ewenement. Prof. Eduard Michniewicz potwierdził, że nastąpiło z jego inspiracji.

Publikacja książki w języku polskim jest adresowana do szerokiego kręgu czytelników, począwszy od wykładowców szkół wyższych i średnich, studentów i słuchaczy studiów podyplomowych po decydentów i pracowników przedsiębiorstw. Warto, aby z tą pracą zapoznali się parlamentarzyści pracujący nad stanowieniem prawa środowiskowego w Polsce. Treść pracy pozwoli na lepsze poznanie nie tylko stosowanych narzędzi prawnych, ale także przedmiotu i obiektu oddziaływania tych regulacji. Książka ta powinna się znaleźć w podręcznej biblioteczce każdego urzędnika rozbudowanego systemu zarządzania środowiskiem w Polsce – zarówno pionu rządowego, jak i samorządowego.

prof. dr hab. inż. Rafał Miłaszewski
Politechnika Białostocka

Nowości wydawnicze

Berger Roland, *Zielony wzrost, zielony zysk*

Wolters Kluwer, Warszawa 2011

W książce podjęto próbę zebrania głębokiej wiedzy i obszernych doświadczeń praktycznych specjalistów z Roland Berger Strategy Consultants, firmy doradztwa strategicznego, która w maksymalnym stopniu poznała wszystkie aspekty branży technologii ekologicznych. W pracy omówiono kluczowe trendy stymulujące rewolucyjną transformację świata biznesu, analizując sposoby, takie jak wzrost liczby ludności, zmiany demograficzne, klimatyczne i urbanizacja, które wpływają na przyśpieszenie tych zmian. Dokonano również przeglądu modeli działalności gospodarczej w najważniejszych segmentach oraz regionach, a ponadto objaśniono, jak będą się one rozwijać w ciągu najbliższej dekady.

Zielona technologia jako gałąź gospodarki ma już obecnie wielomiliardową wartość i olbrzymi potencjał rozwojowy. Technologie ekologiczne to dominujący przemysł XXI wieku.

W tej książce specjaliści z dziedziny zielonych technologii przedstawiają wiedzę zdobytą podczas pracy nad projektami w tym innowacyjnym sektorze. Prezentują sukcesy i zwracają uwagę na technologie, które warto uważnie obserwować, lecz podkreślają także potencjalne pułapki i ostrzegają przed zagrożeniami. W publikacji zawarto obiektywną ocenę regionów wiodących pod względem ekologicznym oraz opis prawdopodobnych dróg ich rozwoju w nadchodzących latach.

W części pierwszej dokonano przeglądu dominujących tendencji i głównych czynników stumulujących ekologiczą transformację oraz wskazano kierunki ich dalszego rozwoju. W części drugiej omówiono sposoby adaptacji poszczególnych państw i regionów do nowego otoczenia gospodarczego. Niektóre z nich poczyniły już znaczne postępy, inne muszą nadrobić liczne zaległości. Wszystkie kraje członkowskie Unii Europejskiej przyjęły ambitne cele w zakresie energii odnawialnej. W części trzeciej zawarto analizę takich czynników wejściowych, jak finansowanie, badania i rozwój oraz innowacyjność, a ponadto edukacja i kwalifikacje. Technologie ekologiczne wymagają inwestycji na bezprecedensową skalę, zaskakuje więc fakt, że niewiele uwagi poświęca się metodom finansowania tej nowo powstałej gałęzi przemysłu.

Rozwój zielonych technologii opiera się na zastępowaniu istniejących technologii nowymi, zwiększaniu wydajności oraz recyklingu. Pozwoli to firmom osiągać zyski z niezbędnych, ekologicznych rozwiazań.

W publikacja *Zielony wzrost, zielony zysk* wskazano, jak najlepiej wykorzystać możliwości pojawiające sie w wyniku zielonej rewolucji. Książka ta może być wskazówką, jak kształtować skuteczne i efektywne otoczenie prawne oraz mechanizmy wspierania nowych, zielonych technologii, które pozwolą polskim przedsiębiorcom konkurować w europejskiej i światowej gospodarce.

Dorota Niedziółka (red.), *Zielona energia w Polsce*

Wydawnictwo CeDeWu, Warszawa 2012

Książka przeznaczona jest dla szerokiego grona odbiorców, osób związanych z praktyką życia gospodarczego, aktywnych na rynku energii, osób zainteresowanych problematyką wykorzystania odnawialnych źródeł energii w naszym kraju oraz studentów chcących poznać metody oceny przedsięwzięć i analizy ich opłacalności.

Autorzy tej książki chcą pokazać, iż wykorzystanie odnawialnych źródeł energii ma złożony charakter. Obecność Polski w strukturach Unii Europejskiej niejako w sposób naturalny narzuciła wolę wykorzystania tych źródeł, nie do końca jednak pozwalając na kształtowanie pozytywnych postaw społecznych wobec tego prawa. Rozpoznanie korzyści wynikających z wykorzystania odnawialnych źródeł energii jest pochodną świadomości ekologicznej. Obawa przed polityczną zależnością od dostawców surowców energetycznych, widmo wyczerpywania się konwencjonalnych zasobów i surowców energetycznych oraz wzrostu ich cen skłaniają do upowszechniania odnawialnych źródeł energii. Z kolei system finansowego wsparcia, wykorzystania tych źródeł oraz spektrum narzędzi i instrumentów służących temu celowi jest wciąż ograniczony dla podmiotów chcących aktywnie działać na rynku energii odnawialnej.

Autorzy podejmują w tej książce próbę identyfikacji uwarunkowań wykorzystania odnawialnych źródeł energii oraz przesłanek opłacalności działalności gospodarczej w tym segmencie rynku energii, czyniąc to na przykładzie Polski. Zagadnienia zostały przy tym ujęte w sposób problemowy, aby nie tylko wyjaśniać złożoność omawianych procesów, ale także wskazywać obszary ważne dla dalszej dyskusji, uwzględniającej zarówno tło międzynarodowe, jak i interesy wszystkich uczestników rynku energii.

Ewa Klimiuk, Małgorzata Pawłowska, Tomasz Pokój *Biopaliwa. Technologie dla zrównoważonego rozwoju*

Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2012

W książce zawarto przegląd technologii biopaliw, stanowiących obecnie jeden z najbardziej dynamicznie rozwijających się kierunków badawczych i aplikacyjnych w bioenergetyce. Podręcznik jest adresowany do szerokiego kręgu odbiorców, studentów kierunków biotechnologia, ochrona środowiska oraz inżynieria środowiska. Może zainteresować również studiujących kierunki rolnictwo i energetyka.

W wydaniu tym omówiono technologie pierwszej i drugiej generacji biodiesla i bioetanolu oraz procesy termochemiczne i biotechnologiczne wykorzystywane do wytwarzania biopaliw syntetycznych i biowodoru. Wiele uwagi poświęcono stosowanym w praktyce metodom przetwarzania odpadów na biogaz, a także wytwarzaniu biogazu rolniczego. Wska-

zano kierunki rozwoju biopaliw trzeciej generacji. Zwrócono również uwagę na znaczenie produkcji biopaliw dla zrównoważonego rozwoju.

Surowce do produkcji biopaliw opisano szczegółowo w materiałach uzupełniających, które znalazły się na płycie CD, stanowiącej integralną część podręcznika. Płyta CD zawiera również zadania praktyczne obejmujące przykłady koncepcji technologicznych oraz prostych obliczeń projektowych produkcji określonych rodzajów biopaliw. Taki sposób przygotowania podręcznika powinien umożliwić odbiorcom zarówno nabycie wiedzy teoretycznej w zakresie technologii biopaliw, jak i umiejętności wykorzystania tej wiedzy w praktyce.

mgr inż. Bożena Nazaruk
Politechnika Białostocka

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 (± 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. J. 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 [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 na nośniku lub nadesłany pocztą elektroniczną). 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
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 seminaries. 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. J. 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 [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 CD or memory card.

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
tel. (+48 85) 744 60 96, fax (+48 85) 746 04 97