



ŚRODKOWO-POMORSKIE TOWARZYSTWO NAUKOWE  
OCHRONY ŚRODOWISKA

---

Rocznik  
Ochrona Środowiska  
Tom 8. Rok 2006

---

Koszalin 2006



ŚRODKOWO-POMORSKIE TOWARZYSTWO NAUKOWE  
OCHRONY ŚRODOWISKA

---

Rocznik  
Ochrona Środowiska  
Tom 8. Rok 2006

---

Koszalin 2006

**Komitet Naukowy – Wydawniczy – Rada Programowa**

<i>Anna M. Anielak,</i>	<i>Lesław Macieik</i>	<i>Tadeusz Piecuch</i>
<i>Waldemar Borjaniec</i>	<i>(z-ca Sekretarza),</i>	<i>(Przewodniczący),</i>
<i>(Sekretarz Naukowy),</i>	<i>Józef Malej,</i>	<i>Jacek Piekarski</i>
<i>Włodzimierz Deluga,</i>	<i>Andrzej Mianowski,</i>	<i>(z-ca Sekretarza),</i>
<i>Zdzisław Harabin,</i>	<i>Hanna Obarska-</i>	<i>Wojciech Piotrowski</i>
<i>(z-ca Przewodniczącego),</i>	<i>Pempkowiak,</i>	<i>(z-ca Przewodniczącego),</i>
<i>Tadeusz Hryniewicz,</i>	<i>Michał Palica,</i>	<i>Aleksander Szkarowski (Rosja),</i>
<i>Seweryn Jurgielaniec,</i>	<i>Tadeusz Pałosz,</i>	<i>Mirostaw Szklarczyk,</i>
<i>Karl E. Lorber (Austria),</i>	<i>Janusz Pempkowiak,</i>	<i>Edward Wojtalik.</i>

**Recenzenci**

*Anna M. Anielak Politechnika Koszalińska, Wiesław Blaschke Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN, Kraków, Janusz Błaszowski Akademia Rolnicza, Szczecin, Józef Domagała Uniwersytet Szczeciński, Lech Dzienis Politechnika Białostocka, Sławczo Denczew Politechnika Białostocka, Alicja Kosakowska Instytut Oceanologii PAN, Sopot, Andrzej Królikowski Politechnika Białostocka, Andrzej Łuszczkiewicz Politechnika Wroclawska, Józef Malej Politechnika Koszalińska, Hanna Obarska-Pempkowiak Politechnika Gdańska, Janusz Ozonek Politechnika Lubelska, Lucjan Pawłowski Politechnika Lubelska, Franciszek Piontek Akademia Techniczno-Humanistyczna, Bielsko-Biała, Tadeusz Piecuch Politechnika Koszalińska, Wojciech Piotrowski Politechnika Koszalińska, Mikołaj Protasowicki Akademia Rolnicza, Szczecin, Janusz Rak Politechnika Rzeszowska, Edward Ratuszniak Pomorska Akademia Pedagogiczna, Słupsk, Jerzy Siepak Uniwersytet im. A. Mickiewicza, Poznań, Leszek Styszko Politechnika Koszalińska, Mirostaw Szklarczyk Politechnika Wroclawska, Aleksander Szkarowski Politechnika Koszalińska, Kazimierz Szymański Politechnika Koszalińska, Leon Troniewski Politechnika Opolska, Wawrzyniec Wawrzyniak Akademia Rolnicza, Szczecin, Krystian Wilk Politechnika Śląska, Katowice, Kazimiera Zgórska Instytut Hodowli i Aklimatyzacji Roślin, Oddział Jadwisin, Waldemar Żuchowicki Politechnika Koszalińska*

**Redaktor Naukowy***Tadeusz Piecuch***Redaktor Techniczny***Janusz Dąbrowski***Tłumaczenia***Tomasz Dąbrowski*

Dofinansowano ze środków WFOŚiGW woj. zachodniopomorskiego

Wydawnictwo Środkowo-Pomorskiego Towarzystwa

Naukowego Ochrony Środowiska

Koszalin tel. +48 94 3478524, 3478526 lub tel. kom. 609800439, 603658573

Nakład 300 egzemplarzy, ark. wyd. 17,5, format B-5

Druk: INTRO-DRUK, Koszalin



MIDDLE POMERANIAN SCIENTIFIC SOCIETY  
OF THE ENVIRONMENT PROTECTION

---

Annual Set  
The Environment Protection  
Volume 8. Year 2006

---

Koszalin 2006

**Scientific Committee – Editorial – Programming Board**

<i>Anna M., Anielak,</i>	<i>Lesław Macieik</i>	<i>Tadeusz Piecuch</i>
<i>Waldemar Borjaniec</i>	(vice Secretary),	(Chairman),
(Scientific Secretary),	<i>Józef Malej,</i>	<i>Jacek Piekarski</i>
<i>Włodzimierz Deluga,</i>	<i>Andrzej Mianowski,</i>	(vice Secretary),
<i>Zdzisław Harabin,</i>	<i>Hanna Obarska-</i>	<i>Wojciech Piotrowski</i>
(vice Chairman),	<i>Pempkowiak,</i>	(vice Chairman),
<i>Tadeusz Hryniewicz,</i>	<i>Michał Palica,</i>	<i>Aleksander Szkarowski (Russia),</i>
<i>Seweryn Jurgielaniec,</i>	<i>Tadeusz Pałosz,</i>	<i>Mirosław Szklarczyk,</i>
<i>Karl E. Lorber (Austria)</i>	<i>Janusz Pempkowiak,</i>	<i>Edward Wojtalik.</i>

**Reviewers**

*Anna M. Anielak Koszalin University of Technology, Wiesław Blaschke Mineral and Energy Economy Research Institute PAoS, Kraków, Janusz Błaszczkowski Agricultural University of Szczecin, Józef Domagała University of Szczecin, Lech Dzienis Białystok Technical University, Sławczo Denczew Białystok Technical University, Alicja Kosakowska Institute of Oceanology PAoS, Sopot, Andrzej Królikowski Białystok Technical University, Andrzej Łuszczkiewicz Wrocław University of Technology, Józef Malej Koszalin University of Technology, Hanna Obarska-Pempkowiak Gdańsk University of Technology, Janusz Ozonek Lublin University of Technology, Lucjan Pawłowski Lublin University of Technology, Franciszek Piontek University of Bielsko-Biała, Tadeusz Piecuch Koszalin University of Technology, Wojciech Piotrowski Koszalin University of Technology, Mikołaj Protasowicki Agricultural University of Szczecin, Janusz Rak Rzeszów University of Technology, Edward Ratuszniak Pomeranian Pedagogic Academy, Słupsk, Jerzy Siepak Adam Mickiewicz University, Poznań, Leszek Styszko Koszalin University of Technology, Mirosław Szklarczyk Wrocław University of Technology, Aleksander Szkarowski Koszalin University of Technology, Kazimierz Szymański Koszalin University of Technology, Leon Troniewski Opole University of Technology, Wawrzyniec Wawrzyniak Agricultural University of Szczecin, Krystian Wilk Silesian University of Technology, Katowice, Kazimiera Zgórska Plant Breeding and Acclimatization Institute, Jadwisin, Waldemar Żuchowicki Koszalin University of Technology*

**Editor**

*Tadeusz Piecuch*

**Technical Editor**

*Janusz Dąbrowski*

**Translations**

*Tomasz Dąbrowski*

Publication of Middle Pomeranian Scientific Society  
of The Environment Protection  
Koszalin phone +48 94 3478524, 3478526 or 609800439, 603658573

## Spis treści

Wspomnienie o dr. inż. Zbigniewie Cierpiszu	9
1. <b>Aneta Czechowska-Kosacka, Lucjan Pawłowski</b> <i>Wpływ dodatku materiałów zestalających na immobilizację metali ciężkich w osadach ściekowych</i>	11
2. <b>Magdalena Biszek, Małgorzata Pawłowska, Jacek Czerwiński</b> <i>Ocena metod pomiaru i szacowania emisji biogazu ze składowisk odpadów</i>	27
3. <b>Ewa Czerwińska, Wojciech Piotrowski</b> <i>Czystość mikrobiologiczna herbat i ich aktywność przeciwdrobnoustrojowa</i>	45
4. <b>Tadeusz Pałosz</b> <i>Występowanie owadów biegaczowatych (Carabidae) na glebach piaszczystych i gliniasto-piaszczystych</i>	57
5. <b>Hanna Obarska-Pempkowiak, Katarzyna KołECKA</b> <i>Doświadczenia z utylizacją osadów ściekowych w złożach trzcinowych</i>	65
6. <b>Agata Zaborska, Carlo Papucci, Janusz Pempkowiak</b> <i>Wybrane własności osadów oraz prędkości sedymentacji w arktycznym fiordzie (Kongsfjorden, Svalbard)</i>	79
7. <b>Ksenia Pazdro, Maria Łotocka</b> <i>Trwałe zanieczyszczenia organiczne w planktonie Zatoki Gdańskiej</i>	97
8. <b>Stanisław Biedugnis, Mariusz Smolarkiewicz, Sebastian Zieliński, Tadeusz Byczot</b> <i>Założenia wspomaganego komputerowo obliczania przydomowych oczyszczalni ścieków</i>	113
9. <b>Stanisław Biedugnis, Mariusz Smolarkiewicz, Sebastian Zieliński</b> <i>Program do obliczania przydomowych oczyszczalni ścieków – wstęp</i>	133
10. <b>Stanisław Biedugnis, Mariusz Smolarkiewicz, Sebastian Zieliński, Tadeusz Byczot</b> <i>Dobór urządzeń w programie obliczania przydomowych oczyszczalni ścieków</i>	149
11. <b>Stanisław Biedugnis, Mariusz Smolarkiewicz, Sebastian Zieliński</b> <i>Weryfikacja programu służącego do obliczania przydomowych oczyszczalni ścieków</i>	171
12. <b>A.V. Klimov, S.B. Panov, V.V. Serdiuk, L.A. Ashkinazi</b> <i>Regeneracja olejów hydraulicznych metodą filtracji przez specjalistyczne materiały polimerowe</i>	183
13. <b>Arkadiy Ivanov, Yuliya Bykova</b> <i>Reputacja biznesowa w działalności z zakresu ochrony środowiska</i>	191
14. <b>Joanna Dworaczyk, Wojciech Zaremba</b> <i>Analiza wybranych pierwiastków w odpadach zwierzęcych i pożywieniu, ze zwróceniem szczególnej uwagi na cynk</i>	203
15. <b>Michał Palica, Jacek Kocurek, Sylwia Szymczyk</b> <i>Modelowanie rozdziału flotokoncentratu węgla kamiennego na bazie parametrów filtracyjnych</i>	215

16.	<b>Tadeusz Piecuch, Marek Sasinowski, Artur Nowak, Janusz Dąbrowski, Grażyna Kościerzyńska-Siekan, Joanna Dworaczyk, Wojciech Zaremba</b> <i>Produkcja i rozpylanie roztworów neutralizujących przykre zapachy w hali podczyszczalni ścieków Przedsiębiorstwa SUPERFISH</i> _____	239
17.	<b>Bronisława Sas-Piotrowska, Wojciech Piotrowski</b> <i>Oddziaływanie wyciągów roślinnych na żywotność i zdrowotność korzeni roślin strączkowych inokulowanych <i>Pythium debaryanum</i> (Hesse)</i> _____	263
18.	<b>Piotr Stachowski</b> <i>Kształtowanie środowiska rolniczego na terenach pogórnicznych Kopalni Węgla Brunatnego „Konin”</i> _____	279
19.	<b>Marcin Dębowski, Marcin Zieliński, Mirosław Krzemieniewski</b> <i>Wpływ odczynnika Fentona na stopień higienizacji wstępnie przefermentowanych osadów ściekowych</i> _____	299
20.	<b>Anna Weiner</b> <i>Paliwa sektora energetycznego i odpady chemii organicznej jako paliwo alternatywne a ochrona środowiska w Polsce w świetle przepisów Unii Europejskiej Część I. Paliwa sektora energetycznego</i> _____	315
21.	<b>Anna Weiner</b> <i>Paliwa sektora energetycznego i odpady chemii organicznej jako paliwo alternatywne a ochrona środowiska w Polsce w świetle przepisów Unii Europejskiej Część II. Gospodarka paliwami a implementowanie aktów normatywnych Unii Europejskiej</i> _____	337
22.	<b>Józef Domagała, Alicja Kondratowicz</b> <i>Warunki środowiskowe wód kanałów zimnego i ciepłego Elektrowni „Dolna Odra” w drugiej połowie lat 90-tych</i> _____	355
	Adresy kontaktowe członków Komitetu Redakcyjnego, Redaktorzy Działowi _____	361
	Wykaz Instytucji – Bibliotek, do których zawsze przekazywano wydawnictwo _____	365

## Table of contents

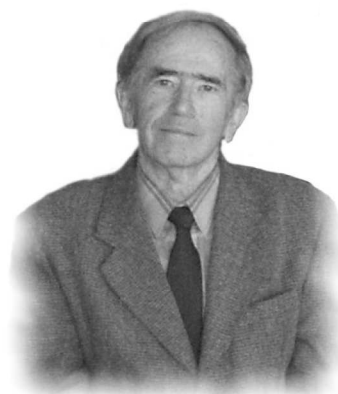
	In Memory of Dr Zbigniew Cierpisz	9
1.	<b>Aneta Czechowska-Kosacka, Lucjan Pawłowski</b> <i>Influence of the Addition of Solidifying Materials on the Heavy Metals Immobilization in Sewage Sludge</i>	11
2.	<b>Magdalena Biszek, Małgorzata Pawłowska, Jacek Czerwiński</b> <i>Evaluation of Measurement Methods and Estimation of Biogas Emission from Landfills</i>	27
3.	<b>Ewa Czerwińska, Wojciech Piotrowski</b> <i>Microbiological Purity of Tea and its Antimicrobial Activity</i>	45
4.	<b>Tadeusz Pałosz</b> <i>Association of Ground Beetles (Carabidae) Occurrence with Sandy and Loam Sandy Soils</i>	57
5.	<b>Hanna Obarska-Pempkowiak, Katarzyna KołECKA</b> <i>Experiences with Utilisation of Sewage Sludge in Reed Beds</i>	65
6.	<b>Agata Zaborska, Carlo Papucci, Janusz Pempkowiak</b> <i>Some Sediment Characteristics and Sedimentation Rates in an Arctic Fjord (Kongsfjorden, Svalbard)</i>	79
7.	<b>Ksenia Pazdro, Maria Łotocka</b> <i>Persistent Organic Pollutants in Plankton from the Gulf of Gdańsk</i>	97
8.	<b>Stanisław Biedugnis, Mariusz Smolarkiewicz, Sebastian Zieliński, Tadeusz Byczot</b> <i>Premises for Computer Aided Calculation of Household Sewage Treatment Plants</i>	113
9.	<b>Stanisław Biedugnis, Mariusz Smolarkiewicz, Sebastian Zieliński</b> <i>Application for Calculation of Household Sewage Treatment Plants – Introduction</i>	133
10.	<b>Stanisław Biedugnis, Mariusz Smolarkiewicz, Sebastian Zieliński, Tadeusz Byczot</b> <i>Selection of Devices in the Program for Calculation of Household Sewage Treatment Plants</i>	149
11.	<b>Stanisław Biedugnis, Mariusz Smolarkiewicz, Sebastian Zieliński</b> <i>Verification of Computer Application for Calculation of Household Sewage Treatment Plants</i>	171
12.	<b>A.V. Klimov, S.B. Panov, V.V. Serdiuk, L.A. Ashkinazi</b> <i>Improvement in the Quality of Hydraulic Oils by the Filtration Through the Special Polymeric Materials</i>	183
13.	<b>Arkadiy Ivanov, Yuliya Bykova</b> <i>Goodwill (Business Reputation) in Environment Protection Business</i>	191
14.	<b>Joanna Dworaczyk, Wojciech Zaremba</b> <i>Analysis of Selected Elements in Animal Waste and in the Food, with Paying Special Attention to Zinc</i>	203
15.	<b>Michał Palica, Jacek Kocurek, Sylwia Szymczyk</b> <i>Modelling of Separation of Coal Flotation Concentrate on the Basis of Filtration Parameters</i>	215
16.	<b>Tadeusz Piecuch, Marek Sasinowski, Artur Nowak, Janusz Dąbrowski, Grażyna Kościerzyńska-Siekan, Joanna Dworaczyk, Wojciech Zaremba</b>	



	<i>Production and Spraying Solutions Neutralizing Unpleasant Smells in the Wastewater Pretreatment Plant in SUPERFISH Company</i>	<u>239</u>
17.	<b>Bronisława Sas-Piotrowska, Wojciech Piotrowski</b> <i>Influence of Plant Extracts on the Root Healthiness and Vitality of Leguminous Plants Inoculated by Pythium debaryanum (Hesse)</i>	<u>263</u>
18.	<b>Piotr Stachowski</b> <i>Agricultural Environment Development in Post Mining Grounds of Konin Quarry</i>	<u>279</u>
19.	<b>Marcin Dębowski, Marcin Zieliński, Mirosław Krzemieniewski</b> <i>The Influence of Fenton Reaction on the Sludge after Preliminary Anaerobic Digestion Sanitation</i>	<u>299</u>
20.	<b>Anna Weiner</b> <i>Fuels of the Energy Sector and Organic Chemistry Waste as an Alternative Fuel and Environment Protection in Poland in the Light of Regulations of the European Union Part I. Fuels of the Energy Sector</i>	<u>315</u>
21.	<b>Anna Weiner</b> <i>Fuels of the Energy Sector and Organic Chemistry Waste as an Alternative Fuel and Environment Protection in Poland in the Light of Regulations of the European Union Part II. Fuel Economy and Implementation of European Union Directives</i>	<u>337</u>
22.	<b>Józef Domagała, Alicja Kondratowicz</b> <i>Environmental Conditions of Waters of Cold and Warm Canals of "Dolna Odra" Power Station in the Second Half of the Nineties</i>	<u>355</u>
	Adresses of Editorial Committee members, Section's editors	<u>361</u>
	The list of Institutions – Libraries where this publication has been always passed on	<u>365</u>

**ŚP**

**dr inż. Zbigniew CIERPISZ**  
**(1929÷2006)**



**Z** głębokim żalem pożegnaliśmy zmarłego 27 czerwca 2006 roku dr. inż. Zbigniewa Cierpisa – starszego wykładowcę w Katedrze Sieci i Instalacji Sanitarnych na Wydziale Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej.

Dr inż. Zbigniew Cierpisz urodził się 25 kwietnia 1929 roku w Toruniu, w którym przebywał do wybuchu II wojny światowej. Do Torunia wrócił po wojnie, zdał maturę i rozpoczął studia pierwszego stopnia w Politechnice Gdańskiej na wydziale Inżynierii Lądowej i Wodnej.

Studia ukończył w 1951 roku i został zatrudniony na stanowisku asystenta w Katedrze Fundamentowania i Mechaniki Gruntów.

W latach 1952÷1953 pracował w Biurze Projektów Budownictwa Komunalnego w Gdańsku na stanowisku projektanta urządzeń sanitarnych. W latach 1953÷1955 uzupełnił studia drugiego stopnia i jako magister rozpoczął pracę w Wojewódzkim Biurze Projektów w Bydgoszczy na stanowisku projektanta.

Po powrocie do Gdańska pracował w wielu biurach projektowych uzyskując stanowisko kierownika zespołu urządzeń sanitarnych.

W roku 1960 przeniósł się do Koszalina i rozpoczął prace w Wojewódzkiej Pracowni Urbanistycznej, pełniąc funkcję projektanta i kierownika zespołu Inżynierii Miejskiej, a od 1969 roku został mianowany zastępcą Głównego Architekta Województwa Koszalińskiego.

Począwszy od roku 1970 rozpoczął pracę w Politechnice Koszalińskiej na stanowisku starszego wykładowcy.

W roku 1976 Rada Wydziału Inżynierii Sanitarnej i Wodnej Politechniki Warszawskiej nadała Mu stopień naukowy doktora nauk technicznych. Równolegle pełnił szereg funkcji doradczych i eksperckich. Za okres aktywnej pracy na rzecz miasta, regionu oraz uczelni został uhonorowany wysokimi odznaczeniami regionalnymi i państwowymi.

W Politechnice Koszalińskiej pełnił szereg odpowiedzialnych funkcji, poczynając od Kierownika Zakładu Ogrzewnictwa i Wentylacji, aż do Zastępcy Dyrektora Instytutu Inżynierii Środowiska. Był promotorem 350 prac dyplomowych na specjalności Ogrzewnictwo i Ciepłownictwo Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska.

Był wielkim przyjacielem młodzieży i całej społeczności akademickiej. Służył swoim doświadczeniem organizacjom zawodowym Koszalina. Do ostatniej chwili pełnił funkcję prezesa Okręgowego Związku Inżynierów i Techników Sanitarnych w Koszalinie.

Dr inż. Zbigniew Cierpisz był członkiem założycielem naszego Środkowo-Pomorskiego Towarzystwa Naukowego Ochrony Środowiska, które wydaje Rocznik Ochrony Środowiska ISSM 1506-218X.

Cześć Jego Pamięci

Zespół Redakcyjny

# Influence of the Addition of Solidifying Materials on the Heavy Metals Immobilization in Sewage Sludge

*Aneta Czechowska-Kosacka, Lucjan Pawłowski  
Lublin University of Technology*

## 1. Introduction

Sewage sludge constitutes an inseparable product of wastewater treatment. Its treatment and disposal should complement the processes undergoing in each Wastewater Treatment Plant. Until now a significant majority of wastewater treatment plants faced have problems of sludge formation and further on, organization of a system of its removal and disposal. By-products generated in each of the plants constitute troublesome waste, which in most cases is deposited at the municipal landfill sites. Wastewater sludge contains considerable amounts of mineral and organic substances which makes it an attractive material to be used for natural purposes, among others as a natural fertilizer. Its fertilizing and soil-forming values are determined mainly by the fact that next to the organic substance it contains nitrogen and phosphorus, as well as nutritive heavy metals, the so-called microelements. However, this method of wastewater sludge management is limited by the content of hazardous heavy metals and pathogenic organisms. In connection with the above some reclamation processes of waste disposal sites are recommended. Those processes are based on lime application enabling to obtain a hygenized product which at the same time is adequately stabilized and dehydrated [1].

Sewage sludge applicability for natural purposes comprises the following processes:

- soil and plants fertilization,
- production of compost and fertilizing preparation,
- soil-less grounds reclamation,
- biological stabilization of dusting surfaces,
- soil-drainage fertilization [2].

Sludges to be used for natural purposes should comply with the relevant standards and regulations permissible concentrations of heavy metals and pathogenic organisms and also methods of its introduction to the ground [3].

Our knowledge about the total of heavy metals concentrations in sewage sludge still does not reflect their potential threat for the environment. As the most mobile, thus, easily penetrating the soil solution and therefore easily absorbed by plants, are considered those forms of heavy metals which are soluble in water – the so called exchangeable metals and metals chemically bound to carbonates. However, metals bound to iron and manganese oxides and to organic substances are also available for plants but their release into the soil is much slower [4-5].

An annual dose as well as the permissible charge of heavy metals should be compliant with the Decree of the Minister of the Environment of August 1<sup>st</sup> 2002, concerning municipal sewage sludge [2]. Migration of heavy metals from soil into the food chain depends on many factors, such as susceptibility of various plants to pollutants absorbed from soil and varied degrees of their accumulation in edible parts of those plants. A similar mechanism of entering and intake of various toxic substances can be observed in animal organisms. Transformations and kinetic changes undergoing with the participation of heavy metals inside the living organisms may assume different forms depending on the matrix of the analyzed material [6,7].

Solidification is the method of sewage sludge management which deserves particular attention. Waste with various levels of hydration may be solidified both by means of removing liquids from them and by adding specific substances which change its chemical and physical properties.

- change of consistence from liquid or semi-liquid into solid, as a result of the application of physical processes,
- chemical fixation with stabilization consisting in the transformation of components contained in the sludge into the form insoluble or slow-soluble form in water [8].

Heavy metal compounds present in water, containing simple ions, oxides, hydroxides or sulphates, interact creating different types of bonds and solidification in the process of stabilizing material hydration reaction. Metal ions of the mixed sludges penetrating the pores either get adsorbed on the walls of the pores or get bound into complexes with the stabilizing mass components [9].

In the present work some aspects of heavy metals speciation before and after the sewage sludge solidification process. The carried-out research aimed at determining the percentage content of heavy metals in the mobile- ion-exchanging fraction and individual fractions. An attempt at evaluating the im-

part of solidification and the time of its duration on the participation of metals in individual fractions was made. The obtained results will enable us to determine the degree of heavy metals from sludges mobility.

## 2. Materials and methods

Research on the sewage sludge solidification process performed with the use of ash dusts from “Bełchatów” Power Plant was carried out for sewage sludge samples from from the “Bielawin” Wastewater Treatment Plant in Chem. In the solidification process the following doses of ash dusts were applied: 0.2; 0.6; 1.0 kg dust/kg d.m. The analysed material was dried for 48 hours in the temperature of 105°C and then ground in a ball-grinder.

The total heavy metals concentrations in sludges and dust were determined after mineralization in a CEM-2100 microwave oven. Concentrations of heavy metals were determined with the use of inductively coupled plasma atomic emission spectrometry with the use of ICP JY 238 ULTRACE instrument.

In order to quantify five forms of heavy metals sequential extraction was carried out basing on the scheme presented in Table 1.

**Table 1.** Scheme of analytic procedures in sequential extraction [10]

**Tabela 1.** Schemat postępowania analitycznego w ekstrakcji sekwencyjnej [10]

Fraction	Type of extraction agent	Temperature °C	Duration and conditions of extraction
I. Exchangeable metals	1M MgCl <sub>2</sub> , pH=7	22	shaking 1 h
II. Metals bounded with carbonates	1M CH <sub>3</sub> COONa acidified CH <sub>3</sub> COOH, pH=5	22	shaking 5 h
III. Metals bounded with iron and manganese oxides	0,04M NH <sub>2</sub> OH • HCl in 25% (v/v) CH <sub>3</sub> COOH	95	shaking 5 h
IV. Metals bounded with organic substance	0,02M HNO <sub>3</sub> + 30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> at pH=2	85	shaking 2 h
	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> , pH=2		shaking 3 h
	3,2M CH <sub>3</sub> COONH <sub>4</sub> in 20% HNO <sub>3</sub> (v/v)	22	shaking 0,5 h
V. Metals residue	HF + HNO <sub>3</sub>	mineralization	

After each of the stages the solid phase was separated from the liquid phase by means of centrifugation of a sample on the MPW-350 centrifuge (time of centrifugation – 30 min, rotation speed – 4000 rot./min). The supernatant was decanted from above the sludge. Next, the sludge was rinsed with a small amount of distilled water, which was added to the formerly extracted solution. In the so prepared samples the content of heavy metals was determined.

Organic carbon contained in the eluate was determined with the use of the total and organic carbon analyzer SHIMADZU TOC – 5050A.

### 3. Discussion

Total heavy metals concentrations for sewage sludge and ash dusts are presented in Table 2.

**Table 2.** Chemical composition of sewage sludge from the “Bieławin” Wastewater Treatment Plant in Chełm and of ash dusts from the “Bełchatów” power plant

**Tabela 2.** Skład chemiczny osadów ściekowych z oczyszczalni ścieków „Bieławin” w Chełmie oraz pyłów dymnicowych z Elektrowni „Bełchatów”

Component	Sewage sludge			Ash dusts
	IV 2003	X 2003	IV 2004	
Lead	21.20	20.123	18.43	30.69
Cadmium	1.64	2.52	2.40	0.97
Nickel	27.20	25.62	30.35	22.77
Zinc	284.00	293.20	272.45	79.20
Copper	40.40	44.02	41.63	23.20
Chromium	78.20	68.14	74.52	136.00

Based on my own test results and on the results documented by other authors [11, 12], it can be stated that the determination of the total content of particular metals is insufficient for proper assessment of their toxicity, assimilability, accumulation and migration, as these properties depend on the chemical and physical forms in which they occur.

One of the techniques applied in the extraction of particular phases and the forms in which they occur was the procedure of sequential extraction. It consists of multiple extraction of the analyzed samples with varied leaching potential reagents. Taking into account my own research and the researches carried out by other authors [13, 14, 15, 16, 17] particular attention should be paid to the problem of re-adsorption.

For the purpose of potential risk assessment that may be the result of the introduction of the mixture of sludge and dusts into the environment speciation analysis was carried out directly after and 28 days after the solidification process. The results of those analyses are presented in Tables 3 and 4.

**Table 3.** Speciation analysis of heavy metals content in sewage sludge and in the mixture of sludge and dusts

**Tabela 3.** Analiza specyjacyjna metali ciężkich w osadach ściekowych i mieszance osadowo pyłowej

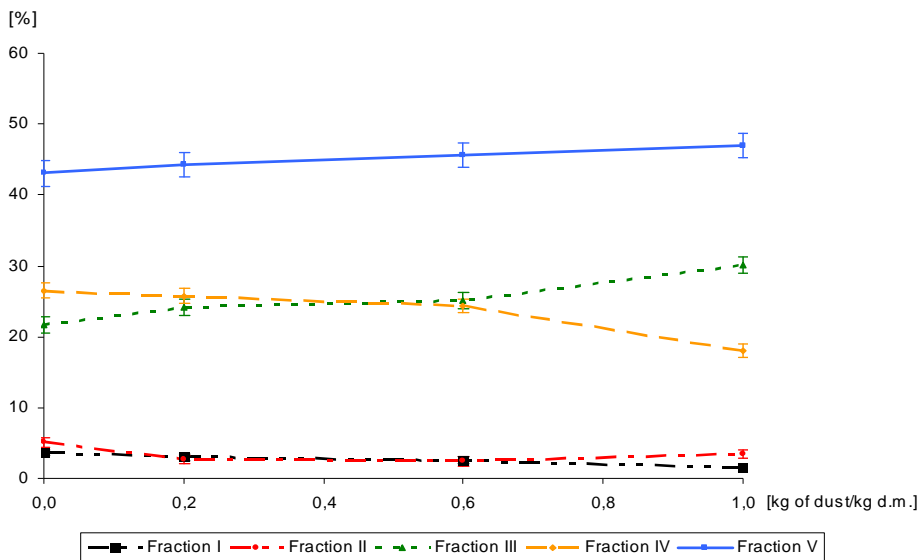
Fraction	Content of particular heavy metals [%]						Dose of dust [kg/kg d.m.]
	Pb	Cd	Ni	Zn	Cu	Cr	
I	3.66	12.00	10.72	5.43	0.91	1.67	sewage sludge
II	5.14	11.28	10.61	19.70	0.82	1.58	
III	21.60	22.61	36.64	51.21	0.87	20.52	
IV	26.53	16.09	22.13	7.20	85.98	52.10	
V	43.07	38.02	19.90	16.46	11.42	24.13	
I	3.01	13.12	13.60	8.12	4.79	9.98	0.2
II	2.69	12.83	23.88	23.15	3.97	8.93	
III	24.23	23.65	15.56	52.00	2.35	31.73	
IV	25.78	14.94	16.48	4.05	80.23	37.34	
V	44.29	35.46	30.48	12.68	8.66	12.02	
I	2.52	13.68	10.32	4.32	8.63	5.27	0.6
II	2.40	13.87	10.99	22.68	3.97	3.62	
III	25.20	26.22	32.44	53.33	1.91	30.78	
IV	24.31	12.31	15.63	3.40	74.67	35.44	
V	45.57	33.92	30.62	16.27	10.82	24.89	
I	1.44	14.69	8.63	8.22	10.55	2.02	1.0
II	3.45	14.47	8.61	22.68	3.01	2.37	
III	30.09	29.64	23.00	53.33	2.19	32.62	
IV	18.08	10.49	14.13	2.55	21.09	31.55	
V	46.94	30.71	45.63	13.22	23.16	31.44	



**Table 4.** Speciation analysis of heavy metals content in sewage sludge and in the mixture of wastewater sludge and dusts after 28 days of solidification**Tabela 4.** Analiza specjacyjna metali ciężkich w osadach ściekowych i mieszance osadowo pyłowej po 28 dniach solidyfikacji

Fraction	Content of particular heavy metals [%]						Dose of dust [kg/kg d.m.]
	Pb	Cd	Ni	Zn	Cu	Cr	
I	7.58	15.98	14.72	2.15	2.08	1.42	sewage sludge
II	5.03	14.07	14.37	6.07	1.19	1.47	
III	23.52	15.62	30.72	27.68	1.06	19.77	
IV	23.23	5.29	18.07	4.40	45.60	41.97	
V	40.64	49.04	22.12	59.70	50.07	35.37	
I	1.46	4.59	18.09	11.08	5.81	13.03	0.2
II	1.95	4.27	17.04	15.23	4.90	12.27	
III	18.98	22.22	14.12	50.31	1.93	11.53	
IV	18.32	4.10	8.14	1.82	10.74	17.92	
V	59.29	64.82	42.61	21.56	76.62	45.25	
I	1.27	5.04	13.73	11.15	10.10	8.46	0.6
II	1.56	5.57	5.87	13.53	4.84	6.66	
III	22.42	24.41	30.77	51.60	2.17	19.14	
IV	15.55	3.80	6.11	1.21	10.05	15.24	
V	59.20	61.18	43.52	22.51	72.84	50.50	
I	0.51	6.13	12.24	11.29	12.11	5.15	1.0
II	2.29	5.61	3.94	12.92	5.68	5.93	
III	23.97	29.08	21.52	51.12	1.87	13.99	
IV	14.00	2.52	5.55	0.68	6.63	12.28	
V	59.23	56.66	56.75	23.99	73.71	62.65	

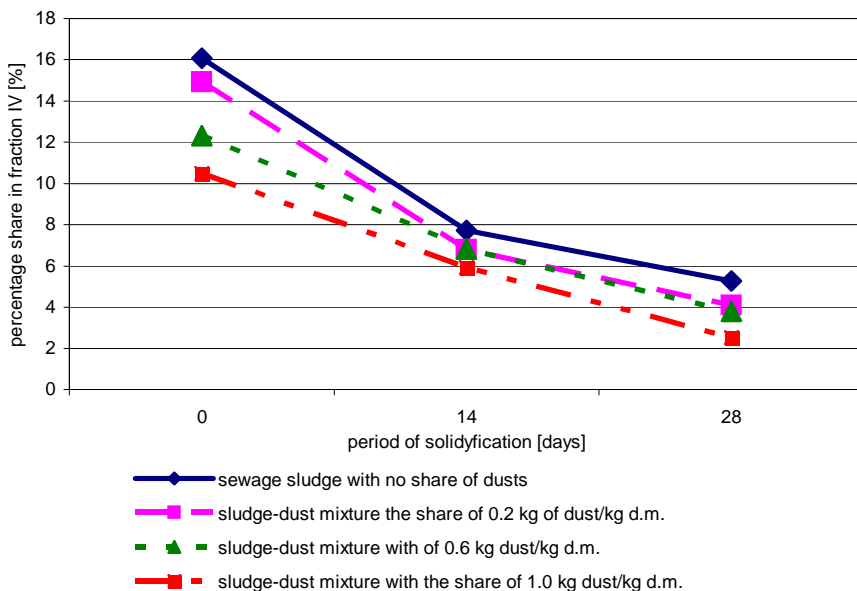
Fraction IV is the second largest fraction. In the case of lead this fraction is bound mainly to protein complexes of the metalothionein character and constitutes on average 26,53% of sewage sludge. The fraction gets reduced by approximately 8,5% at the highest dose of ash dusts. It can be justified by denaturation and/or hydrolysis of the proteins forming complex systems, which makes lead more available accessible and further on causes an increase of the percentage share of lead in fraction V with the increasing dose of dust. This last fraction is the largest of all the fractions and constitutes more than 40% of lead contained in sewage sludge. The addition of dusts to sludges results in the increased percentage of this metal in the remaining fraction by approximately 4%, and then after 28 days of solidification the percentage of this fraction reaches approximately 60% forming, most probably as a result of lime application, slow-soluble compounds with phosphorus, e.g.  $Pb_5Cl(PO_4)_3$  [18].



**Fig. 1.** Characteristics of the percentage share of particular fractions directly after mixing for Pb depending on the dose of dusts for sludge-dust mixtures in sewage sludge samples from Chełm

**Rys. 1.** Charakterystyka udziałów poszczególnych frakcji bezpośrednio po zmieszaniu dla Pb w zależności od dawki pyłów dla mieszanek osadowo-pyłowych z wykorzystaniem osadów z Chełma

In the case of **cadmium** the highest percentage share was determined in two fractions: fraction III and fraction V with a relatively high share in fraction IV bound to organic matter, mainly to proteins constituting “protection” for living organisms against toxic properties of this metal. It was observed that when ash dusts were added the fraction bound to organic matter got reduced (Fig. 2) in favor of fraction III and V respectively bound to Fe/Mn oxides and to the residue soluble in the mixture of HF and HNO<sub>3</sub>.



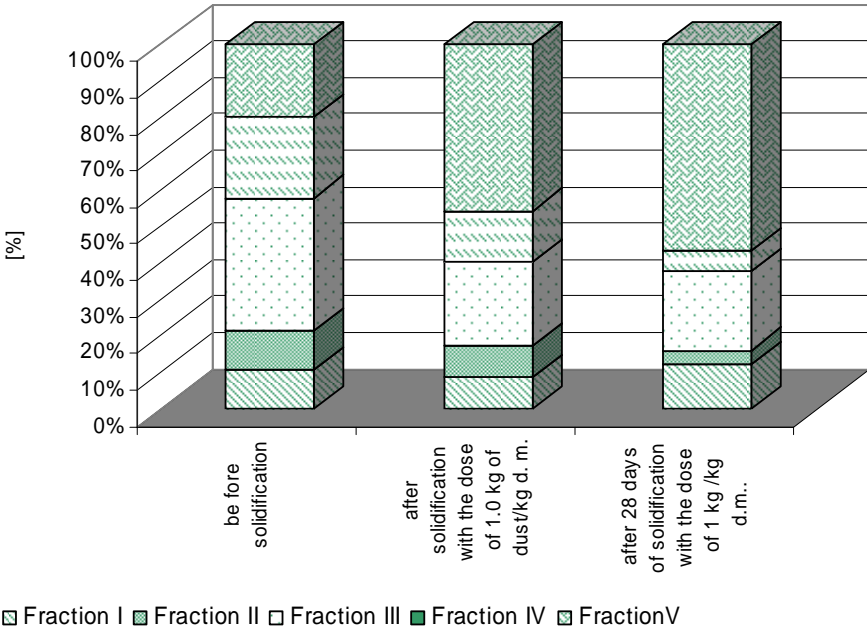
**Fig. 2.** Dependence of the percentage share of cadmium in fraction IV on the dose of ash dusts and time of solidification for sewage sludge from Chełm and its mixtures

**Rys. 2.** Zależność udziału kadmu we frakcji IV od dawki pyłów dymnicowych i czasu zestalania dla osadów z Chełma i ich mieszanek

Together with the increased dose of dusts a slight, a few percent increase of the percentage share in fraction I with the correlation coefficient  $R^2_1 = 0,945$  was observed. It can be justified by the fact that cadmium occurs in ash dust in the form adsorbed on the surface of dust particles and as a result it can be relatively easily released. After 28 days of solidification we observed that the percentage share of cadmium in fraction I was reduced to approximately 5-6%. In fraction II bound to carbonates we observed a slight increase of the share of this metal when dusts are applied which can be justified by the fact that it is absorbed on the surface of dust particles. In the case of fraction III bound to Fe/Mn oxides a few percent increase was observed when dusts were applied. A relatively high percentage in fraction III does not limit the possibility of mixtures application as this fraction is not mobile and stable in environmental conditions. Fraction V, similarly to fractions I, II and III, increased the percentage share proportionally to the dose of dusts applied. It has to be stressed here that at the highest applied dose of dusts reduction of this fraction was observed to-

gether with an increase of the share in fraction III bound to Fe/Mn oxides. It implies that occlusion in oxides is the most competitive one.

**Nickel** seems to be the easiest metal to be immobilized. Even in sludge itself its percentage share in the bio-available fractions I and II oscillates around the level of approximately 10%, in more than 35% it is bound to the oxides fraction and in more than 22% to the organic fraction.



**Fig. 3.** Percentage share of nickel for particular fractions in wastewater sludge before and after process of solidification with the dose of dust in the amount of 1 kg dust/kg dry mass

**Rys. 3.** Procentowy udział niklu dla poszczególnych frakcji w osadach ściekowych przed i po procesie solidyfikacji dawką 1 kg pyłu/kg s.m.

When ash dusts are added fraction V increases by more than 25%. However, the fastest changes are observed in the percentage share in fraction IV – the organic fraction – where nickel is most probably bound in the form of simple bio-complexes. Similar changes are observed in the function of the time of solidification.

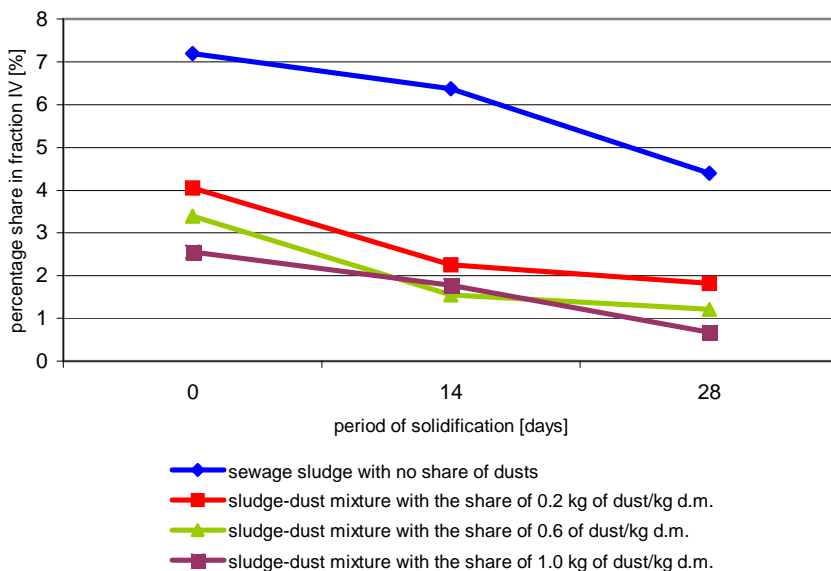
Fraction III occurs on the level of 36% and its percentage share after ash dusts are added is reduced to the level of 23%, after 28 days of solidification, where in fact the balance is already established, the share of nickel in the

oxides fraction drops down to 21% at the maximum dose of dust. Low correlation coefficients for fraction III  $r_{III} = 0,08$ , with the determination coefficient  $R^2_{III} = 0,007$  indicate that the volume of Fe/Mn oxides-bound fraction III does not depend on the dose of dusts.

Nickel's behavior indicates that it occurs in sludge in the form of simple ions or labile complexes with humic or fulvic acids. Ease with which this metal gets immobilized indicates at the fact that even considerable content of nickel in sewage sludge cannot constitute a serious problem when it comes to its use for natural purposes.

**Zinc** is a metal, whose percentage share in particular fractions oscillates around the level of 5% in fraction I and approximately 20% in fraction II, and these are the two forms which are the most available ones. With the increase of the dose of dusts and the resulting increase of pH factor of the mixtures we observe its increased percentage in fractions I and II. In alkaline environment intensified mobility of zinc is observed in the process of complex anion or oxo-anion e.g. tinites formation. In the case of zinc particular attention should be paid to its increase in the percentage share in fraction V, in which a 10% growth at the maximum dose of 1 kg dust/kg d.m. after 28 days of solidification was observed. This phenomenon is beneficial and indicates that zinc immobilization time is a rather significant parameter. Fraction III bound to iron and manganese oxides constitutes approximately 27% of shares in sewage sludge. This fraction increases its share proportionally to the dose of dusts reaching over 50% of zinc content at the highest applied dose. As a result of adding dusts to sewage sludge the percentage share of zinc decreases in fraction IV bound to organic matter. For sludge with no dusts added the percentage reaches the level of approximately 4% while in the sludge with the maximum dose of dusts it drops down to 0.6% (Fig. 4).

The lowest bio-available fraction V occurs on the level of 60% before solidification. Dusts added in the maximum dose to the sludge-dust mixture result in the reduction of this fraction to about 13%. This type of zinc's behavior can be justified by the fact that this metal occurs in all the elements of the environment as a result of which active places which could cause its sorption or deactivation get in fact saturated.



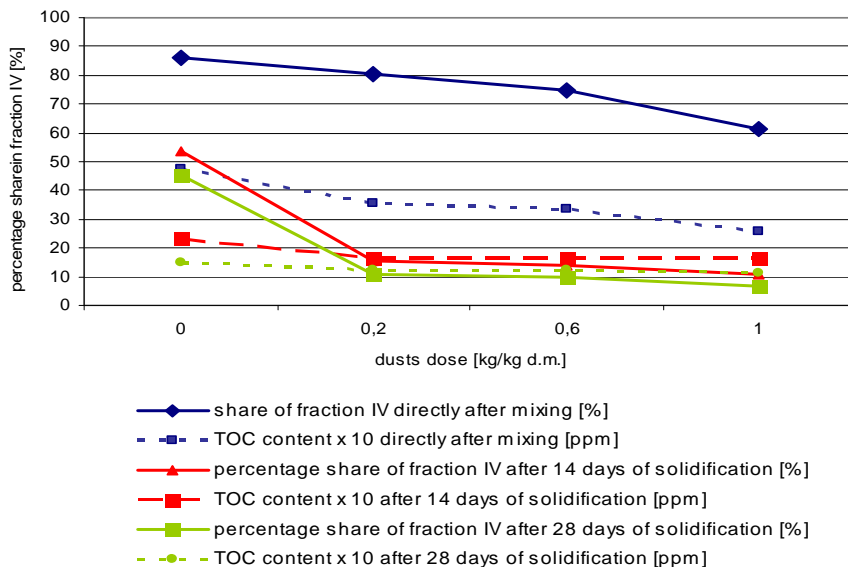
**Fig. 4.** Dependence of average percentage share of zinc in fraction IV on the dose of dusts and solidification time for sewage sludge samples from Chełm and its mixtures.

**Rys. 4.** Zależność średnich udziałów cynku we frakcji IV od dawki pyłów i czasu zestalania dla osadów z Chełma i ich mieszanek

In the case of **copper**, the situation is slightly different than in the case of cadmium, as we are dealing with an element which in more than 80% is bound to the organic fraction. Copper in fraction IV is not bound in a homogeneous way and it occurs in the form of protein complexes – susceptible to pH changes – and also complexes with porphyrine rings – less susceptible to the pH balance alterations - which can release copper ions based on the ionic exchange process. Copper may be replaced with ions of similar diameters e.g.  $Mg^{2+}$ . A similar exchange may take place in the case of  $Fe^{2+}$  and  $Ca^{2+}$  ions. Rather large residues of the organic fraction even after a longer period of solidification prove that a considerable part of copper occurs in the form of porphyrine complexes (6-10% after 28 days of solidification).

Prolonged solidification time and an increased dose of dusts cause the growth of the percentage share in fraction V at a significant participation of fraction IV (Fig. 5), which proves intensive correlation with the dose of dusts  $R^2_{IV} = 0,97$ . With time copper contained in the sludge-dust mixture transforms into slow-soluble ions bound to fraction V (approximately 23% at the dose of

dust 1 kg dust/kg DSM). Slow speed of these transformations confirms that what we observe is rather an ion exchange process.



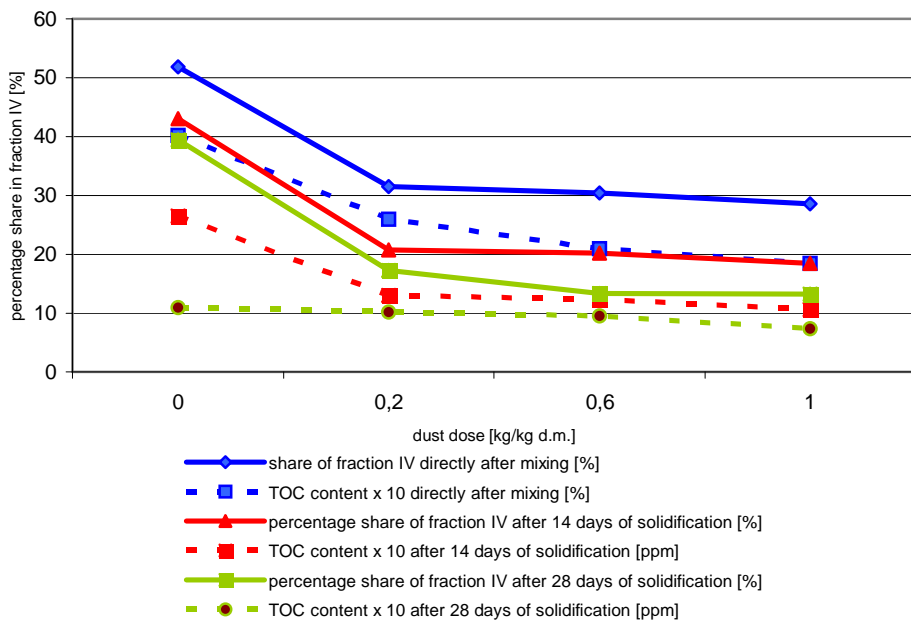
**Fig. 5.** Changes in the percentage share of fraction IV and TOC for copper depending on the dose of dusts for sewage sludge and its mixtures formed with the sludge from Chełm with regard to the time of solidification.

**Rys. 5.** Zmiany udziałów frakcji IV i TOC dla miedzi w zależności od dawki pyłów dla osadów i ich mieszanek wytworzonych na bazie osadów z Chełma z uwzględnieniem czasu zestalania.

In the case of **chromium** we have observed a similar behavior in fractions I and II. The percentage in fraction I oscillates around the level of 1.6% for sewage sludge itself up to 5-9% for sludge-dust mixtures while at the highest dose of dust after 28 days of solidification it reaches the level of 2%. Increased share of chromium in these fractions may be the result of  $\text{Cr}^{3+}$  presence on the surface of dust particles. However, the growth is not a significant one and does not limit the safety of the mixtures applied.

Fraction IV (fig. 6), constituting over 52%, is the fraction the volume of which decreases both with the application of dusts and with the time of solidification. The fact that initially fraction mineralization undergoes very fast and then gradually slows down proves that there exist many forms of organic chromium.

Fraction V shows a reverse tendency when compared to fraction IV which when the dusts are applied increases its share from 24% up to more than 60% after 8 days of solidification at the maximum dose of dusts.



**Fig. 6.** Changes in the percentage share of fraction IV and TOC for chromium depending on the dose of dusts for sewage sludge and its mixtures formed with the sludge from Chełm with respect to the time of solidification.

**Rys. 6.** Zmiany zależności frakcji IV i TOC dla chromu w zależności od dawki pyłów dla osadów i ich mieszanek wytworzonych na bazie osadów z Chełma z uwzględnieniem czasu zestalania

## 4. Conclusions

Analyses carried out on raw sewage sludge and on sludge solidified with ash dusts prove that:

1. Ash dusts-hygenised sewage sludge from the “Bielawin” Wastewater Treatment Plant does not pose any chemical threat and may be used for any natural purposes in any possible way.
2. Together with the alkaline reaction increases the concentration of copper and zinc in the ion-exchange fraction.



3. Tests of the fractionated leaching show that bio-available fractions get reduced for each of the analyzed metals. Zinc constitutes an exception but it is widely available in the environment while in the case of nickel and chromium the share of the bio-available fractions does not exclude the possibility of their use for natural purposes.
4. Low content of heavy metals in the sludge-dust mixtures creates a possibility for multiple soil fertilization without the threat of introduction of excess heavy metals.
5. The component applied for solidification is an ecologically arduous waste material and its application instead of burnt lime has a strong economic justification.
6. The applied technology of sludge solidification with ash dusts is a simple and easy method and the obtained product is not arduous when its odor is concerned.

## References

1. **Bień J.:** *Osady ściekowe – teoria i praktyka*. Wyd. Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2002.
2. **Siuta J.:** *Sposoby przyrodniczego użytkowania osadów ściekowych*. III Konferencja Nauk.-Tech., Wyd. Ekoinżynieria, Lublin 1999.
3. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 1 sierpnia 2002 r., w sprawie komunalnych osadów ściekowych, Dz. U. 02.134.1140. z dn. 27 sierpnia 2002.
4. **Sobczynski T., Siepak J.:** *Aspekty metodyczne ekstrakcji sekwencyjnej metali z osadów dennych*. Mat. VII Konf. Nauk.-Tech. nt. Gospodarka odpadami komunalnymi, Kołobrzeg 2001.
5. *Analiza specjacyjna metali w próbkach wód i osadów dennych*. pod red. J. Siepaka, UAM, Poznań 1998.
6. **Połeć K., Jarosz M.:** *Zastosowanie technik sprzężonych w analizie specjacyjnej*. Analityka, Nauka i Praktyka, nr 4, 2000.
7. **Szymański K., Janowska B.:** *Analiza specjacyjna osadów ściekowych jako kryterium oceny ich jakości*. XII Konferencja Nauk.-Tech. nt. Osady ściekowe. Problem aktualny, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2001.
8. **Al-Mohamd M.:** *Możliwości zestalania przefermentowanych osadów ścieków miejskich*. II Międzynarodowa Konferencja Naukowo Techniczna: Osady ściekowe odpad czy surowiec?, Wyd. Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 1997.
9. **Czechowska-Kosacka A.:** *Solidyfikacja osadów ściekowych mineralnymi surowcami odpadowymi a formy specjacyjne metali*. II Kongres Inżynierii Środowiska, materiały t. I, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, vol. 32, 2005. 1071÷1079.
10. **Tessier A. Campbell P.G. C., Bisson M.:** *Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals*. Analytical Chemistry, vol. 51, 1997. 844÷851.

11. **Piotrowska M., Dutka S.:** *Fracje metali śladowych w osadach ściekowych jako kryterium ich przydatności w rolnictwie (Trace metals fractions is wastewater sludge as criterion of its applicability for agricultural purposes)*. Arch. Ochr. Środ., 1-2, 1997. 65÷72.
12. **Rosik-Dulewska Cz.:** *Ocena ilościowa i jakościowa metali ciężkich w osadach ściekowych w aspekcie ich przyrodniczego wykorzystania (Qualitative and quantitative analysis of heavy metals in wastewater sludge in the aspect of its natural use)*. Materiały Konferencji Naukowej, Bioremediacja gruntów, Gliwice – Wisła 1998. 213÷222.
13. **Kheboian C., Bauer C.F.:** *Accuracy of selective extraction procedures for metal speciation in model aquatic sediments*. Anal. Chem., 59, 1987, 1417÷1423.
14. **Shan X. Q., Chen B.:** *Evaluation of sequential extraction for speciation of trace metals in model oil containing natural minerals and humic acid*. Anal. Chem., 65, 1993. 802÷807.
15. **Tu Q., Shan X.Q., Qian J.:** *Trace metal redistribution during extraction of model soils by acetic acid/sodium acetate*. Anal. Chem., 66, 1994. 3562÷3598.
16. **Raksasataja M., Langdom A.G., Kim N.D.:** *Assessment of the extent of Pb redistribution during sequential extraction by two different methods*. Anal. Chem. Acta 332, 1996. 1÷14.
17. **Lo I.M.C., Yang X.Y.:** *Removal and redistribution of metals from contaminated soils by sequential extraction method*. Waste Manage., 18, 1998. 1÷7.
18. **Kabata-Pendias A, Pendias H.:** *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. PWN Warszawa 1999.

## **Wpływ dodatku materiałów zestalających na immobilizację metali ciężkich w osadach ściekowych**

### **Streszczenie**

Metodą utylizacji osadów ściekowych zasługującą na szczególną uwagę jest solidyfikacja. Odpady o różnym uwodnieniu mogą być zestalane zarówno poprzez usuwanie z nich cieczy jak również przez dodanie do nich specjalnych substancji powodujących zmianę właściwości fizycznych i chemicznych. Obniżenie kosztów solidyfikacji stało się możliwe przy zastosowaniu pyłów dymnicowych zawierających w swoim składzie duże ilości tlenu wapnia.

W pracy przedstawiono wyniki badań dotyczące określenia wpływu solidyfikacji osadów ściekowych na immobilizację metali ciężkich.

Badania solidyfikacji osadów ściekowych za pomocą pyłów dymnicowych z Elektrowni „Bełchatów” wykonano dla próbek osadów ściekowych pochodzących z oczyszczalni ścieków „Bieławin” z Chełma, stosując dawki 0,2; 0,6; 1,0 kg pyłu/kg s.m.o.

Całkowite stężenia metali ciężkich w osadach ściekowych i pyłach oznaczono po mineralizacji w mineralizatorze mikrofalowym CEM-2100. Stężenia metali ciężkich oznaczono przy zastosowaniu aparatu ICP JY 238 ULTRACE.

W celu ilościowej analizy pięciu form występowania metali ciężkich przeprowadzono sekwencyjną ekstrakcję w oparciu o schemat przedstawiony w tabeli 1.

Na podstawie badań własnych oraz badań przedstawionych przez innych autorów [11, 12], można stwierdzić, że oznaczanie całkowitej zawartości konkretnych metali jest niewystarczające do właściwej oceny ich toksyczności, możliwości asymilacji, akumulacji oraz migracji, ponieważ te własności zależą od chemicznych i fizycznych form, w których występują.

Jedną z technik stosowanych w ekstrakcji poszczególnych faz i form, w których one występują jest procedura ekstrakcji sekwencyjnej. Polega ona na wielokrotnej ekstrakcji analizowanych próbek różnymi reagentami. Biorąc pod uwagę badania własne oraz badania innych autorów [13, 14, 15, 16, 17] szczególną uwagę należy zwrócić na problem ponownej adsorpcji.

W celu oceny potencjalnego ryzyka, które może być wynikiem wprowadzenia mieszanki osadu i pyłów do środowiska przeprowadzono analizę specyjalną bezpośrednio po oraz po 28 dniach procesu solidyfikacji. Wyniki analiz przedstawiono w tabelach 3 i 4.

W celu określenia poziomu immobilizacji metali ciężkich przeprowadzono frakcjonowanie osadów, przed i po procesie solidyfikacji stosując procedurę ekstrakcji sekwencyjnej. Składa się ona z wielokrotnej ekstrakcji poddanych analizie próbek odczynnikami o zróżnicowanym potencjale ługowania.

Z przeprowadzonych analiz surowych osadów ściekowych i solidyfikowanych pyłami dymnicowymi wynika, że:

1. Osady ściekowe zhigienizowane pyłami dymnicowymi pochodzące z oczyszczalni ścieków „Bieławin” nie stwarzają zagrożenia chemicznego i mogą być wykorzystywane w każdym sposobie przyrodniczego wykorzystania.
2. Wraz ze wzrostem pH wzrasta stężenie miedzi i cynku we frakcji jonowymiennej.
3. Testy frakcjonowanego wymywania pokazują, że dla każdego z analizowanych metali zmniejszeniu ulegają frakcje biodostępne. Wyjątek stanowi cynk, ale jest on pierwiastkiem powszechnie dostępnym w środowisku, natomiast w przypadku niklu i chromu wielkości frakcji biodostępnych nie przekreśla ich przyrodniczego wykorzystania.
4. Niskie zawartości metali ciężkich w mieszkankach osadowo-pyłowych stwarzają możliwość wielokrotnego naważenia gleby bez obawy wprowadzenia nadmiaru metali ciężkich.
5. Zastosowany komponent do solidyfikacji stanowi materiał odpadowy uciążliwy ekologicznie, a zastosowanie go zamiast wapna palonego ma mocne uzasadnienie ekonomiczne.
6. Zastosowana technologia solidyfikacji osadów pyłami dymnicowymi jest prosta i łatwa w realizacji, a otrzymany produkt nie jest uciążliwy zapachowo.

# Evaluation of Measurement Methods and Estimation of Biogas Emission from Landfills

*Magdalena Biszek, Małgorzata Pawłowska, Jacek Czerwiński  
Lublin University of Technology*

## 1. Introduction

The biogas coming into existence on landfills on account of its composition isn't indifferent to the environment; therefore one should strain for reconstruction in the controlled way. The migrating biogas states a considerable risk for surrounding, because can gather in vacancies such as foundations, basements, creating threatening with the explosion, can be a reason of fires on landfills, threaten with poisoning people and animals by acting of the hydrogen sulphide content and other poisoning compounds. Moreover a methane and carbon dioxide emission influences to global character phenomena as the greenhouse effect. These threats are causing that monitoring of landfill gas emission becomes necessary. It is necessary to conduct monitoring while the landfill, but also after its exploitation is finished. Carrying the monitoring on requires adopting some measurement method of the biogas emission. However, the selection of the right method depends on many factors, e.g. on the kind of the landfill, its size, financial and other availabilities of means. The continuous monitoring of the landfill at an angle of amount and quality of the emitted biogas permits for following up the transformations and taking up the right decisions as for the way of conducting with the biogas, like also to the evaluation of security system effectiveness as well as estimating the threaten scale to surrounding, which is created by the landfill. The need of the continuous inspection of landfill gas emission is resulting not only from desires for expanding knowledge about the threatening, which is connected with the waste disposal. This control is required and established by the Government Order of Environments on 2002 year [7]. The directive defining what parameters on what temporal distances must be examined. However it isn't specifying, what method should be applied for emission examinations. The duty of conducting the emission measurement concerns

all organised waste landfills, irrespective of the exploitation phase. However it doesn't announce what are acceptable values of the biogas emission from landfill. British standard allow for emission from active landfills (under the exploitation) on the level of  $0.1 \text{ mg/m}^2\cdot\text{sec}$ , and from closed landfills on the level of  $0.001 \text{ mg/m}^2\cdot\text{sec}$  [Internet 3].

## **2. Characteristics of the landfill biogas and its process of coming into existence.**

The biogas is coming into existence as a result of the biodegradable fraction decay, which contained in waste. This decay is a long-term and multi-stage process. In natural processes of the organic matter decay running in conditions of the limited oxygen access, the oxygen and oxygen-free phase can be distinguished. In the initial phase of biochemical transformations organic components of waste are surrendering to the hydrolysis, and in the more distant stage are decayed to organic acids in order to undergo a transformation to methane and carbon dioxide at the final phase.

The oxygen phase lasts from 3 to 12 weeks all the way to run reserves of oxygen out in the structure. At that time half of biodegradable substance is being transformed into the carbon dioxide, whereas the rest part is undergoing to the exchange into the biomass of micro-organisms. The oxygen decay is supplying to waste self-overheating, what increase the anaerobic fermentation process by creating good conditions of the development for the anaerobe bacteria, which are mesophile micro-organisms. An anaerobic phase is a complex biological process. During the process about the 95% of decayed organic substances is catabolism decayed to methane and carbon dioxide.

In the first phase of an enzymatic hydrolysis of biopolymers decay is taking place, which means that in the present canailles, proteins, cellulose are undergoing to the decay with the help of enzymes which are being produced by fermentation bacteria. The products of this process are simple sugars, amino acids, aliphatic acids and other compounds as well.

In the further stage higher replaced bacteria are catabolically transforming the hydrolysis products decay to volatile fatty acids (mainly to acetic, butyric and propionic acid) ethanol and gaseous products (of hydrogen and carbon dioxide).

The acetate fermentation is next phase of the degradation, during this process octane bacteria are transforming gaseous aliphatic acids decay to hydrogen, carbon dioxide and acetic acid.

The development of the octane bacteria is depending on the fragmentary pressure of hydrogen in the bacterial culture. They are capable to the development when forming hydrogen is absorbed by bacteria from the methane groups [8].

After all the organic waste decay in the landfill corpus is causing their exchange to:

- ✓ gaseous products, i.e. landfill gas,
- ✓ micro-organisms mass,
- ✓ non-gaseous products remaining in reflux or in waste mass.

In the result of prescribed transformations of organic substances on the landfill a quality of the biogas is changing what permits the chemical evolution of the landfill for singling out a few phases (Fig. 1):

Phase I – aerobic; lasting quite briefly, to the time of reducing oxygen. The organic matter decomposition is taking place with the participation of aero micro-organisms.

Phase II – acid phase; begins in the moment of oxygen depletion. In this phase anaerobic micro-organisms are decomposing hydrocarbons above all, creating organic acids, CO<sub>2</sub> and H<sub>2</sub>.

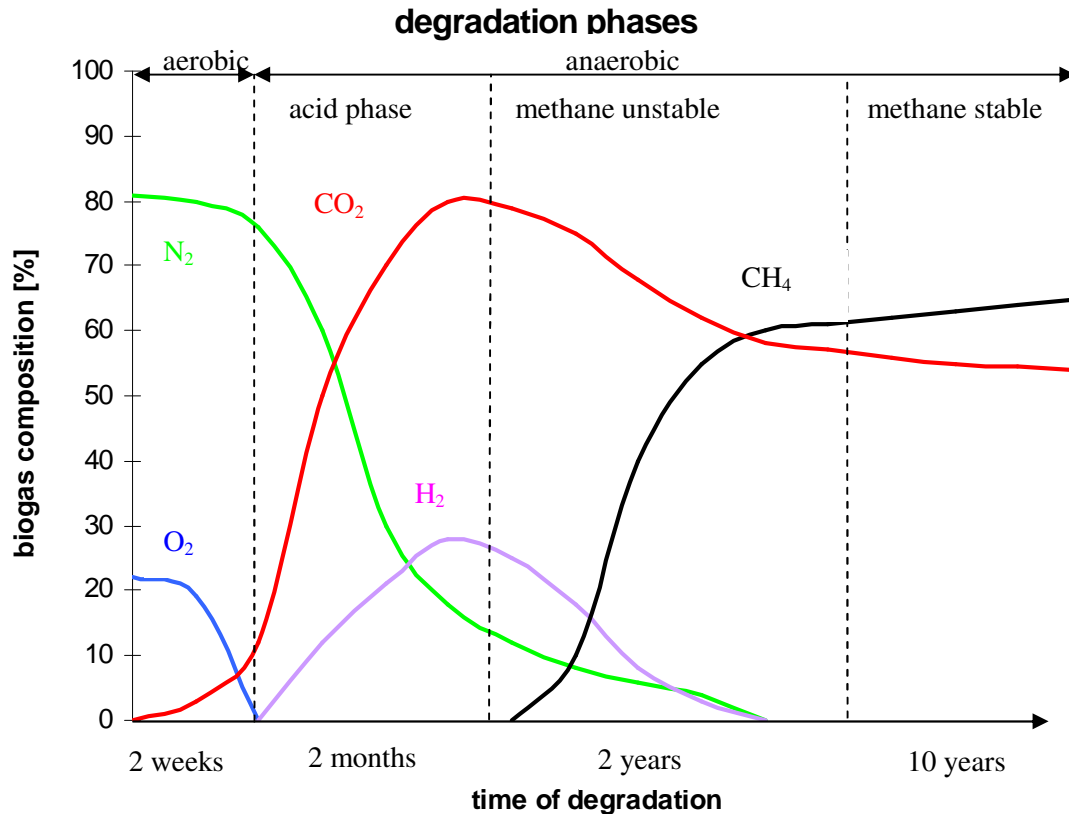
Phase III – anaerobic, methanogenic – unstable; ensues in the moment when CH<sub>4</sub> begins to appear at transformation products.

Phase IV – anaerobic, methanogenic – stable; the methane production velocity is taking the constant comparatively value, what is leading to the percentage composition stabilization of the landfill gas.

Phase V – so-called the "calm" phase (not-emphasized in Fig.1), is characterized by a gradual methane production decrease, all the way to complete of its disappearance which is ensuing after the very long period, lasting for even over 100 years.

The amount and the quality of the biogas transmitted from the landfill are depending on the landfill type (organised, unorganized), on existing of the biogas receipt system and its character, on the landfill magnitude, the kind of stored waste (decides about biodegraded faction contents and the biodegradation pace) and from the time which passed from the waste depositing moment (determines the chemical evolution phase).

The fate of the ensuing biogas is depending mainly on character (the kind of stored waste, the type of isolation) and landfill magnitude. The ensued biogas can be captured by the degassing system and next purified in rehabilitation overlap or on the bio-filter, exploited e.g. in the destination of the electric or thermal production of the energy as well as burnt in torches. However the biogas often migrates directly to the atmosphere, whether these are from the entire landfills surface area or from the passive degassing system, becoming the factor threatening to the purity and the safety of the environment.



**Fig.1.** Composition of landfill gas (in % volume) presented in time as a function according to [3]

**Rys. 1.** Skład gazu składowiskowego (w % objętościowych) w funkcji czasu wg [3]

### 3. Estimation methods of biogas emission

Estimation of landfill gas emission is not a method of its measurement, but it permits for theoretical estimating the stream of biogas emission from landfills. Biogas emission is being estimated taking the advantage of the standard IPCC method (it concerns to methane) or the triangle method. Then it can be compared with results obtained on the way of direct measurements.

#### 3.1. Standard method

The developed countries are obliged for the stabilization of greenhouse gases emission with the General Convention of United Nations. Among other things this agreement requires conducting the all-year-round register of the greenhouse gases emission according to guidelines of the Intergovernmental Panel on Climate Changes – IPCC.

The standard method gives the reliable annual assessment to potential emission, when mass of deposited waste is keeping steady or is changing slightly during a several decades of years. The other permitting condition for applying this way of calculations relies in so that the morphology of deposited waste have been changed slightly in the period of several dozen years. If a notable reduction of bio-degradable carbon in waste appeared, with the standard method the methane emission will be determined as too high potential. However appearing of notable reduction of bio-degradable carbon in the investigated duration is possible only in the situation of the radical change in the waste disposal in the scale of the country.

Potential methane emission according to the standard method is being calculating from the following equation:

$$Emission_{CH_4} = [(MSW_T \cdot MSW_F \cdot L_0) - R] \cdot (1 - OX) \text{ [Gg/yr]} \quad (1)$$

$$L_0 = MCF \cdot DOC \cdot DOC_F \cdot F \cdot \frac{16}{12} \text{ [GgC/Gg waste]} \quad (2)$$

where:

- MSW<sub>T</sub> – total mass of council waste coming into existence within the year, [Gg],
- MSW<sub>F</sub> – the part of council waste happening upon landfills, the absolute fraction,
- L<sub>0</sub> – productivity of generating methane, [GgC/Gg of waste],
- MCF – corrective factor for methane, the absolute fraction,
- DOC – content of carbon in organic compounds undergoing to decay, [GgC/Gg of waste],



- DOC<sub>F</sub> – weights fraction of carbon undergoing to the methane transformation, the absolute fraction,  
F – voluminal fraction of methane in the biogas, the absolute fraction,  
R – amount of extracted methane, [Gg/year],  
OX – factor considering oxidizing methane in soil or other materials, which covered waste is, the absolute fraction.

Data about total mass of council waste produced on the given landfill within the year (MSW<sub>T</sub>), they are getting thanks to statistical data. Mass of council waste taken away to landfills (MSW<sub>F</sub>) is calculating deducting from total mass of produced waste within the year, mass of selected or subjected to neutralizing harmless in the different way.

In accordance with the applying law the amount and kinds of stored waste should be registered. The IPCC method is recommending in order facilitating getting of data concerning waste participation are succumbing the methane genesis process and of participation of waste decayed in oxygen processes; one should divide landfills into four groups and to assign the factor determining the methane genesis participation to each of it in decomposition processes. In accordance with IPCC the waste landfills are being divided into the following groups:

- ✓ organized - the value of the corrective factor equal 1,
- ✓ disorganized deep-seated, about the larger than 5 m depth - the value of the corrective factor equal 0.8,
- ✓ disorganized shallow, about the smaller than 5 m depth the value of the corrective factor equal 0.4,
- ✓ not-classified, the value of the corrective factor equal 0.6.

Accordingly one of two solutions can be accepted: to take an assumption of data deficiency and to judge landfill or landfills as not-classified or else to classify it on the basis of the possessed information.

Solid wastes are making council wastes up from households and the social infrastructure, e.g. hospitals, enterprises, offices. The composition of waste is diversified and depending on the living level and style. In accordance with guiding principles of the IPCC, carbon contained in degradable organic compounds is being appointed for the following of four waste groups:

- A – waste fraction constituting paper and textiles,
- B – waste fraction of parks, gardens and other organic waste except for food,
- C – waste fraction of food,
- D – waste fraction of waste constituting wood or straw.

On the basis of the masses of individual fractions knowledge, the carbon value is being calculated in organic compounds undergoing to decomposition:

$$DOC = 0,4 \cdot A + 0,17 \cdot B + 0,15 \cdot C + 0,3 \cdot D \text{ [GgC/Gg waste]} \quad [3]$$

where:

A, B, C, D – content of individual fractions [weight %].

The  $DOC_F$  factor is an assessment of the carbon amount, which is ultimately biodegraded and liberated from landfills. IPCC guidelines are recommending default factor value of  $DOC_F$  equal 0.77. It is necessary to accept this value on account of literature data deficiency concerning the problem.

Fraction of amount of the methane contained in landfill gas can assume values from 0.4 to 0.6. According to IPCC recommendations the molar fraction (F) is entertaining one another as value equal 0.5.

Determining the value of extracted methane one should know the volume of the biogas used at energy purposes, next with the help of the minor methane fraction in landfill gas a value of extracted methane is being determined.

Methane can become oxidized to  $CO_2$ , during its migration through the oxygen-rich layers, which are situated closely to the surface area. The exothermic course of oxidizing the methane is undergoing thanks to the presence of methanotrophs bacteria. The oxygenation process is causing that the value of molar ratio of methane to carbon dioxide is decreasing, in the biogas migrating beyond the landfill area. Researches are proving that on organised landfills the rank of oxygenation is higher than on disorganized landfills. Default value of this factor according to IPCC guidelines amounts at zero. This method was described in detail by both: [1] and [4, 5].

### 3.2. Triangular method

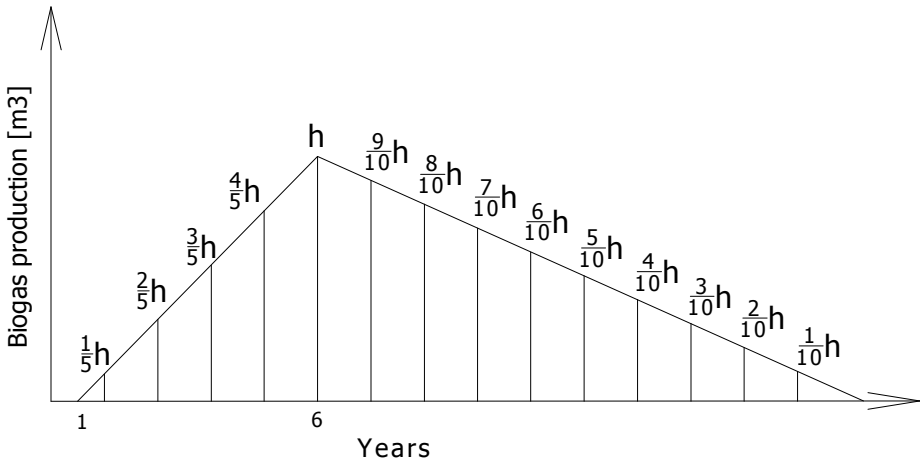
This method confirms that assessing emission dependent on time, matches true model of degradation process in the time. Be going to define biogas emission on the basis of this method one should have data concerning waste amount and its composition, as well as storing techniques applied on the given landfill of around a few decades.

Biogas emission is presented in the triangle's form (Fig. 1), where the surface area of the triangle is equivalent to amount of biogas being liberated from each ton of deposited wastes in the entire period of the chemical activity.

The assumption is taken in this method, which says that degradation process is running for two stages. The first stage is divided also in two phases.

The first stage is starting after the year from the beginning of deposition, since then the scale of gas production of is increasing and the increase is staying to the 6th year. Next, the second stage is being begun, in the time period when the gas production is going down and fading out after several dozen years.

The "h" point is the emission peak value. In each case the biogas emission is being calculated, knowing the volume of gas and the time, which passed since starting depositing [4, 5].



**Fig. 2.** Triangular graph showing the biogas production scale in particular years of the biochemical evolution of the landfill [4, 5]

**Rys. 2.** Trójkątny wykres przedstawiający wielkość produkcji biogazu w poszczególnych latach ewolucji biochemicznej składowiska [4, 5]

#### 4. Review measurement methods of biogas emission.

One perfect method which allows determining biogas emission from waste landfills precisely does not exist. However a few methods exist, which were probed in the different conditions. Some of them are being used for assessing biogas emission from small areas, while other permits to judge the emission from large surface area, e.g. from the entire landfill. The first group of methods represents: chamber method, method of subsurface vertical gradient of the concentration; counts among the second group of methods: micrometeorological methods, the isotope ratio technique, the tracer method and the IR spectroscopy. In the further part of the paper above methods are presented and characterised.

##### 4.1. Chamber technique

The measurement method using chambers is based on an acquaintance of air volume, where the increase of the landfill gas concentration passing across the familiar surface area of soil pile is being observed in the definite time [2]. The surface area over which the chamber is being placed, isn't usually larger than  $1\text{m}^2$ , however the minimum time for the sample collection is taking the less than 1 hour out [Internet 1].

The chambers applied for measuring biogas emission from landfills are divided to static and dynamic chambers. The static chambers are filled up with familiar air volume, in which the change of the examined gas concentration is being measured from 4 till 6 times in the short duration, usually from 30 min. till a few hours (Fig. 3a). The gas flow is caused mainly by diffusion, therefore when a steady-state is setting between the gas concentration in a chamber and concentration in pores of material covering the landfill, the net emission is going down to zero.

The quantity of gas flow in static chambers can be defined applying the formula:

$$Q = \frac{V}{A} \cdot \left( \frac{dc}{dt} \right) \quad [\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{s}] \quad (4)$$

where:

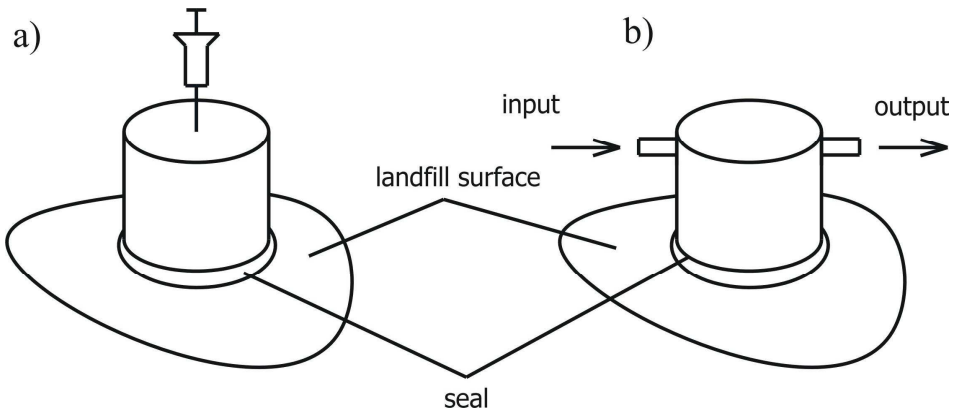
- Q – gas flow [ $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$ ],
- V – chamber volume [ $\text{m}^3$ ],
- A – field of chamber base [ $\text{m}^2$ ],
- $dc/dt$  – gas concentration flux over time [ $\text{mg}/\text{m}^3 \cdot \text{s}$ ].

In dynamic chambers a familiar air volume is flowing through the chamber (Fig.3b). The concentration of gas in the air is being measured up before and behind the chamber, however the emission value is being calculated from the difference of the concentration and the flow. The gas flow assures that air is mixing up inside the chamber. The quantity of the gas flow on the entrance and on the exit should be defined precisely. Differences of the pressure in different parts of the chamber system can have the influence on the flow magnitude of the gas being researched.

The chamber technique has noteworthy advantages, in particular its low cost, the possibility of using for assessing emission of many gasses and the option of applying chambers in the different conditions by the right adapting their volume [2]. Chambers are being exploiting for the measurement of the biogas emission from council waste landfills as well as for the measurement of emission from boggy lands, contaminated areas or from perilous waste landfills. The

chamber technique of biogas emission measurement is permitting to get the information concerning factors having the influence on the gas flow; the information of among others humidity of soil pile and landfill structure.

The main fault of this method constitutes its labour intensity and the results strong dependence on the temperature fluxes. Deficiency in right isolation in the coincidence of static chambers is causing significant temperature fluxes of chamber interior. The temperature flux at range of 10 °C can lead for decreasing the gas volume for 3 - 4%, what in a row is influencing for concentration of individual compounds of the biogas. The labour intensity of the method is resulting from necessity of performing series of measurements in many points of the landfill in the little temporary compartment [Internet 1].



**Fig. 3.** Chamber methods: a) static chamber b) dynamic chamber

**Rys. 3.** Metody komór pomiarowych: a) komora statyczna b) komora dynamiczna

#### 4.2. Sub-surface vertical gradient method

This method was described by Rolston in 1986, and is based on the Fick's Law of Diffusion. In order to apply this method at defining the landfill gas emission magnitude, one should know the value of gas diffusion rate in the soil and the gas concentration gradient in soil air. The gas emission is calculated using formula:

$$F = -D_s \cdot \left( \frac{dc}{dx} \right) \quad [\text{g/m}^2 \cdot \text{s}] \quad (5)$$

where:

- $D_s$  – gas diffusion coefficient in soil [ $m^2/s$ ],
- $dc$  – gas concentration difference within vertical distance  $x$  [ $g/m^3$ ],
- $dx$  – depth difference [ $m$ ],
- $F$  – gas emission velocity [ $g/m^2 \cdot s$ ].

The gas concentration gradient is measured by dipping in soil the measurement probes containing one or a few holes, by which gaseous samples are being taken up on different depths of probed profile.

The subsurface vertical gradient method, even that is an easy and cheap method, wasn't extensively described in any literature. Compared with the chamber method, permits to estimate the spot emission only, as it is main disadvantage of this method. Application of this method gives larger values of gas emission than in case of applying other methods. It can be caused by oxygen diffusion into soil top-layers covering waste. Flows can be also over measured, if analysed gas was partly oxidized, during its migration through soil pile, which concerns methane in the particular. The next disadvantage of this method is fact, that only diffusion is accounted to consideration. Differences of the pressure and temperatures which are also provoking the gas flow aren't being taken into consideration.

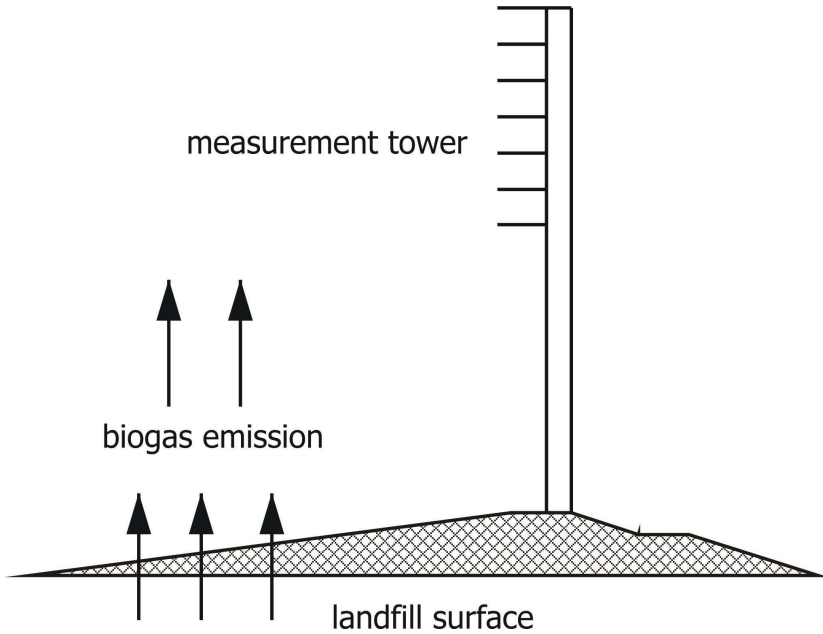
#### 4.3. Micrometeorological methods

These methods are being applied for indicating gas flows above the surface area of researched object. They are based on the assumption, that gas emission is being measured in the low-lying layer of the atmosphere named planetary boundary layer - PLB. These methods are being applied, when soil pile is homogeneous and biogas flow is steady in time. The PLB thickness differs in time, it is caused by heating and cooling processes, topographical survey, winds and other atmospheric factors (Fig. 4).

Different variants of this method are known:

##### Above – ground gradient technique

The vertical flow of landfill gas in atmospheric air is being calculated with the aid of data concerning the gas gradient in the atmosphere and its diffusion rate. Main disadvantage of this technique is difficulty of estimating rate diffusion, various for individual biogas component. The limitation of applying this method is also fact, that the topography of a land, where the measurements are being taken should be homogeneous.



**Fig. 4.** Scheme of the micrometeorological measurement method research stand  
**Rys. 4.** Schemat stanowiska badań metodą mikrometeorologiczną

### Eddy Correlation technique

A dominating mechanism in gas transport above the soil surface area is a turbulent wind movement. Deliberating to use this method for biogas emission measurement from landfills one should know two parameters. First from them is the vertical wind velocity and the other is trace gas concentration above appropriately large area.

Gas emission is calculated in accordance with the equation below:

$$F = W_v \cdot C_g \text{ [m}^3\text{/m}^2\cdot\text{s]} \quad (6)$$

where:

$W_v$  – vertical wind velocity [m/s],

$C_g$  – concentration of trace gas above the landfill surface area [m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>],

$F$  – magnitude of biogas emission [m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>·s].

The main advantage of this technique is that emission from large area can be estimated, e.g. from the entire landfill. The method is automated process; therefore it is also used for research on emission differences in time (periodic emission). The disadvantage of the rotary correlation technique is that it re-

quires very complicated and expensive equipment. Moreover the lay of the land that research is carried out should be flat [2].

#### 4.4. Isotopic fractionation

This technique is a variety of the model addition technique. It is based on the measurement of isotope ratio. A substance being added is known amount of compound, which is different from analysed in isotopic composition only. During the organic compounds contents are indicated, as it is in the case of methane; the appropriately isotope marked analogues are applied, concluding very often deuterium (heavy hydrogen) atoms instead of hydrogen or  $^{13}\text{C}$  instead of  $^{12}\text{C}$ .

The isotopic composition of methane is variable and dependent on its origin. Methane originating from the microbiological decay of organic matter in anaerobic conditions is enriched with  $^{12}\text{C}$ , however contains low amounts of  $^{13}\text{C}$ . It was also proven that bacteria are oxidizing  $^{12}\text{C}$  faster than  $^{13}\text{C}$ , what in consequence is causing that methane migrating from waste landfills is enriched in  $^{13}\text{C}$ , while the oxidation processes occurs in top-layer.

The measurement of isotopic methane composition isn't a measurement alone in just of its emission. It can be a base for emission calculations, although attempts to apply this technique for estimating emission of methane emission were conducted using carbon stable isotopes in order to estimate participation of different methane sources in its annual global emission into the atmosphere. This technique of indicating methane emission as the principal biogas component can be helpful in explaining methanotrophs processes of methanogenesis as well as in the estimation of global emission of this relation from all sorts' sources. However it is not distributed and applied to the broad scale.

The advantage is a great precision of this technique. The issues such as high expense, the limited availability of isotopic marked models and high exploitation of apparatus being used, are related among disadvantages.

#### 4.5. Tracer method

Tracer measurement method of biogas emission relies on releasing neutral gas, most often in SF<sub>6</sub>, from points placed along one line in direction against the wind. When released neutral gas is well mixed up with the emitted biogas creating the so-called cloud, value of the landfill gas emission can be traced. The emission of individual biogas compounds is calculated from gasses proportion in the cloud, knowing the volume of integrated gas:



$$Q_G = Q_{SF_6} \cdot \left( \frac{C_G}{C_{SF_6}} \right) \quad [m^3/h] \quad (7)$$

where:

$Q_G$  – magnitude of trace gas flow [ $m^3/h$ ],

$Q_{SF_6}$  – magnitude of  $SF_6$  flow [ $m^3/h$ ],

$C_G$  – measured concentration of trace gas [ $m^3/m^3$ ],

$C_{SF_6}$  – measured concentration of sulphur fluoride hexane ( $SF_6$ ) [ $m^3/m^3$ ].

Concentration of trace gas and sulphur fluoride hexane are being measured with the aid of the gaseous chromatography, e.g. the methane concentration can be determined by the flame-ionizing detector (FID), however the sulphur fluoride hexane concentration can be determined by the electron capture detector (ECD).

The alternative in using  $SF_6$  is applying  $N_2O$  as neutral gas. Nitrous oxide was applied as gas for indicating methane emission from landfills in Sweden by Galle in 1999 [2].

The advantage is less expensive of tracer method than micrometeorological method. It permits to estimate emission from local sources e.g. lagoons. The main disadvantage is that  $SF_6$  has influence on deepening the greenhouse effect.

#### 4.6. Infrared spectroscopy - IR

*Infrared spectroscopy (IR)* is a simple and easy in applying measurement method of the gas flow. Spectral methods permit to indicate the concentration of different gasses, e.g.  $CH_4$ ,  $CO_2$ ,  $CO$ , they are the methods based on the infrared adsorption. Certain value of the infrared bundle is emitted from the source to the detector. The detector is measuring the infrared light intensity and then is calculating radiation losses and differences. The measuring procedure is repeated several times in different distances in order to get more precise results. The infrared spectroscopy method is not a very credible method. In order to estimate the gas flow one should relate the measurement results to results obtained in laboratory conditions and juxtapose in special tables. In these tables is presented indicated bundle intensity for known  $CH_4$  concentrations (e.g. the 50%, the 55%, the 60%, the 65%) measured with the aid of the same spectrometer, as well as for atmospheric air measured in different distances from the emission source [2].

Then results obtained directly from landfill measurements are being compared with results obtained in laboratory conditions. The infrared spectroscopy method can be used as the verification of the results obtained with the aid of applying other methods. The disadvantage is strong dependence of obtained results on atmospheric factors such as humidity of air, atmospheric falls and wind.

The variety of IR spectroscopy is FTIR spectroscopy which improves its selectivity. The principle for using the FTIR spectroscopy requires decomposition of infrared light on to two light beams with the use of Michelson's diaphragm interferometer. When the light beams are integrated in the infrared detector, interference is causing the modulated signal which among these beams is a function of the optical way difference. In the FTIR spectroscopy the adsorption in the infrared of individual gasses permits to determine their concentration.

The FTIR spectroscopy is coming to spacious diversity problem by fusing entire flow area. This method is frequently chosen for determining methane emission from the entire landfill. However this technique is limited by costs.

## **5. Conclusions**

Analysing the mixed blessing, of each characterised measurements method of landfill gas emission, considering economic factors and the availability of given technique, a chamber method is an optimal method. It is cheap and can be applied on large surface areas e.g. on the entire landfill. Thanks to the availability of chambers about the different volume, this method can be conducted in the different conditions. Uneven lie of the land, changeability of atmosphere conditions does not exclude the option for using this method, however this factors permits for getting the information concerning its influence on the emission magnitude. The static and dynamic chamber technique is used universally. The chamber technique was applied by inter alia Jager and Petersen in 1985 in order to determine biogas emission from landfills in Germany as well as Börjessonaka and Svensson in 1999 in Sweden [Internet 2].

The FTIR spectroscopy is the second of recommended methods. In spite of this method is much more expensive than the chamber method, gives more credible results.

## **References**

1. **Barański A.:** *Methane emission from landfills*. Protection of environment and natural resources, no. 25/26, 2003.
2. **Fisher C., Maurice C., Lagerkvist A.:** *Gas Emission from Landfills – An overview of issues and research needs*. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, 1999.

3. **Hoeks J.:** *Significance of biogas production in waste tips.* Waste Management & Research, 1, 1983. 323÷335.
4. **Kumar S., Gaikwad S.A., Shekdar A.V., Kshirsagar P.S., Singh R.N.:** *Estimation method for national methane emission from solid waste landfills.* Atmospheric Environment 38, 2004. 3481÷3487.
5. **Kumar S., Mondal A.N., Gaikwad S.A., Sukumar Devotta, Singh N.R.:** *Qualitative assessment of methane emission inventory from municipal solid waste disposal sites: a case study.* Atmospheric Environment 38, 2004, 4921÷4929.
6. **Smith K.A., Bogner J.:** *Measurement and Modeling of Methane Fluxes from Landfills.* IGA Civites, Newsletter No. 10, 1997.
7. The order established by the Minister of Environments on 9<sup>th</sup> December 2002 in the matter of the scope / time / way / and the conditions for monitoring on waste landfills; Journal of Law, no. 220, position 1858.
8. **Żygadło M.:** *Municipal waste management.* Publication of Kielce University of Technology, 2002.

#### Internet

1. <http://www.ima.kth.se/lm/3c1350/Text/Grp9.doc> - *Investigation of standard methods for analysis of methane emission from landfills;*
2. <http://www.tema.liu.se/people/gunbo/Waste2000> - Börjesson G., Galle B., Samuelsson J., Svensson B.H., *Methane emissions from landfills: options for measurement and control;*
3. [http://environment-agency.gov.uk/commondata/acrobat/lfg\\_surface\\_emissions\\_0303.pdf](http://environment-agency.gov.uk/commondata/acrobat/lfg_surface_emissions_0303.pdf) - *Guidance on monitoring landfill gas surface emissions.*

## Ocena metod pomiaru i szacowania emisji biogazu ze składowisk odpadów

### Streszczenie

Ocena ładunku zanieczyszczeń gazowych dostających się do atmosfery ze składowisk odpadów zawierających frakcję organiczną dokonywana być może na podstawie rzeczywistych pomiarów szybkości emisji lub na podstawie oszacowań teoretycznych, przy przyjęciu pewnych założeń. Obie metody nie są niezawodne. Przyjęcie uśrednionych wartości parametrów stosowanych w oszacowaniach teoretycznych pociąga za sobą błędy. Zmienność emisji biogazu w czasie i w przestrzeni oraz niedoskonałość metod jej pomiaru, sprawia, że wyniki mają charakter chwilowy lub są niedokładne, a obliczenia ilości biogazu dostającego się do atmosfery w długim czasie są również obciążone błędem. Dokładność pomiaru, choć nie eliminuje błędów to jednak znacząco je redukuje. Przyjęta metoda nie pozostaje więc bez wpływu na uzyskany wynik końcowy obliczeń. Wybór właściwej pod względem dokładności metody jest ważnym krokiem w ocenie oddziaływania składowiska na atmosferę. Nie zawsze jed-

nak dokładności jest najważniejszym kryterium wyboru metody. Często przewagę nad nim mają względy ekonomiczne. W pracy przedstawiono przegląd i ocenę najważniejszych metod pomiaru emisji biogazu (lub tylko metanu) ze składowisk odpadów.

Estymacja emisji gazu składowiskowego nie jest metodą jego pomiaru, ale pozwala na teoretyczne oszacowanie strumienia emisji biogazu z składowisk odpadów. Emisja biogazu jest szacowana przy wykorzystaniu standardowej metody IPCC (dotyczy metanu) albo metodą trójkątą. Później może to być porównane z rezultatami uzyskanymi na drodze bezpośrednich pomiarów.

Kraje rozwinięte są zobowiązane do stabilizacji emisji gazów cieplarnianych za Konwencją Generalną Narodów Zjednoczonych. Między innymi ta umowa wymaga prowadzenie całorocznego rejestru emisji gazów cieplarnianych zgodnie z zaleceniami Międzypaństwowego Panelu nt. Zmian Klimatu – IPCC.

Metoda standardowa daje niezawodną coroczną ocenę potencjalnej emisji gdy masa zdeponowanych odpadów jest stała lub zmienia się nieznacznie podczas kilku dziesięcioleci.

Trójkątna metoda potwierdza, że oceniając emisję zależną od czasu, pasuje do prawdziwego model procesu degradacji w czasie. Zamierzając definiować emisję biogazu na podstawie z tej metody, powinno się dysponować danymi dotyczącymi ilości odpadów i ich składu, jak również metody składowania na danym składowisku odpadów z około kilku dziesięcioleci.

Jedna doskonała metoda, która pozwala dokładnie określić emisję biogazu ze składowiska odpadów nie istnieje. Jakkolwiek, istnieje kilka metod, które zostały przetestowane w różnych warunkach. Niektóre z nich są używane do oceny emisji biogazu z małych obszarów, podczas gdy inne pozwalają określić emisję z dużych powierzchni, np. z całego składowiska odpadów. Pierwsza grupa metod to: metoda komór, metoda podpowierzchniowego pionowego gradientu stężenia; wśród drugiej grupy metod są: metody mikro-meteorologiczne, metoda izotopowa, metoda wskaźnikowa i spektroskopia IR.

Metoda pomiaru korzystająca z komór opiera się na znajomości objętości powietrza, gdzie wzrost stężenia gazu składowiskowego przechodzącego przez znajome pole powierzchni gleby jest obserwowane przez określony czas.

Metoda podpowierzchniowego pionowego gradientu została opisana przez Rolstona w 1986 i opiera się na prawie dyfuzji Ficka. Aby stosować tę metodę przy określaniu rozmiar emisji gazu składowiskowego, trzeba znać wartość prędkości dyfuzji gazu w glebie i gradient stężenia gazu w powietrzu w glebie. Emisja gazu jest obliczona na podstawie wzoru.

Metody mikro-meteorologiczne są stosowane dla oznaczania przepływów gazów nad powierzchnią badanego obiektu.

Izotopowe frakcjonowanie jest odmiana metody modelu addytywnego. Opiera się ona na pomiarze stosunku izotopu.

Spektroskopia w podczerwieni (IR) to prosty i łatwy w stosowaniu sposób pomiaru przepływu gazu. Metody widmowe pozwalają oznaczyć stężenie różnych gazów, np. CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, CO. Są metodami opartymi na adsorpcji podczerwieni.

# Microbiological Purity of Tea and its Antimicrobial Activity

*Ewa Czerwińska, Wojciech Piotrowski*  
*Koszalin University of Technology*

## 1. Introduction

Tea is produced from leaves and non-developed buds of a tea shrub *Camelia sp. (thea)*, which occur in two botanical varieties: *Camelia assamica* (L) and *Camelia sinensis* (L). Tea is cultivated and manufactured in many countries of the world [9], but the best conditions for its cultivation take place on mountain regions or close to tropical jungles, on acid soils at mean day temperature of 19°C. The leading producers of tea in the world are India (black tea), Japan (green tea) and China (different sorts of tea). Depending on tea manufacturing methods tea is divided mainly on: the green and the black one. The process itself of the receiving of a dried tea material has many similar stages for both tea sorts but the black tea is additionally exposed to a process of fermentation [16].

Consuming of tea, which contains compounds with broad action spectrum, has according to many authors [4] a positive influence on a human organism. The mineral compounds, for example fluorine and manganese are responsible for a good functioning of a bone system. The organic compounds, such as vitamins A, B, F, K, P influence positively a functioning of sight and skin, are helpful in organism immunity and regeneration of nervous system, have an anti-bleeding effect and hold the right functioning of blood vessels [13]. Among alkaloids, theine has a stimulating action, theobromine – a diuretic action, and theophylline stimulates a heart activity [19]. Polyphenols, and especially flavonoids belonged to catechins (EGCG, ECG, EC and C) strengthen the defensive mechanism of an organism, have an anti-microbial, anti-carcinogenic and antioxidant action [1, 2, 10, 14] as well as reduce a risk of heart diseases [11]. Quercetin and flavonome reduce a lipids number in a blood [12]. The black tea contains moreover L-teanin, from which in a liver an ethylamine is formed. This

compound plays in an organism a role of antigen, a recognition of which prepare the organism to defence against infections [15].

The aim of the research was an evaluation of microbial purity as well as a bacteria- and fungistatistical activity of several sorts of tea.

## 2. Material and methods

The following material was investigated:

- vacuum-packed tea, containing 25 g of material in PE foil. There were a green and black tea of two manufacturers (“X” and “Y”);
- selected bacteria species inhabited or seasonally colonized alimentary canal, a namely: *Escherichia coli* (Escherich) – coliform bacteria (G-) isolated from water and *Bacillus subtilis* (Prażmowski) and *Bacillus cereus* (Fischer) – rod shaped bacteria (G+) isolated from food material, as well as commonly occurred fungus from genus *Penicillium sp.*

Evaluation of the tea microbial purity was made with a method of 10-fold dilution and using for a transfer a Koch’s method with a dilution of  $10^{-2}$ . As a substratum for bacteria an agar and for fungi a Czapek’s nutrient medium was used. As an evaluation criterion a number of vegetative and sporulative forms of bacteria and fungi was taken. The experiment was arranged in six replications for each sort of tea. An identification of the cultivated bacteria was made under microscope and by help of mini-analyser of the firm bio Merieux and using the tests API 50 CHB and API ID 32 GN. A fungi identification was made on a basis of macro- and microscopic features.

The activity evaluation of tea in relation to *E. coli*, *B. subtilis*, *B. cereus* was performed with a disc-diffusion method on an agar nutrition medium and in relation to *Penicillium sp.* on Czapek’s nutrition medium. For this purpose from a dried tea material 5, 10 and 15% – water extracts (macerations and infusions) were prepared which were then used for soaking the filter discs with a diameter of 9 mm. A suspension of bacteria as well as spores and particles of mycelium of fungi with a density of 0,5° McFarland’s in sterile deionised water was prepared. The activity of the extracts in relation to bacteria was read out after 24 hours and in relation to *Penicillium sp.* after 5-th day culture taking as a criterion a size of an inhibition zone in mm. These values were expressed on diagrams as a deviation from an absolute control ( $H_2O = 0\%$ ). The experiment was established in six replications for each bacteria species, tea sort and the method of an extract preparation. The results obtained were statistically analysed with a single analysis of variance. When compared the obtained results, a linear correlation was applied.

### 3. Results

The researches have shown that the investigated tea sorts were contaminated with vegetative and sporulative forms of *Bacillus subtilis* and *B. pumilis* as well as of *Pantoea spp.* (table 1). Occurrence of *Rhizopus sp* was also observed. The largest number of vegetative forms of bacteria and their endospores were isolated from tea manufactured by “X”. The general bacteria number in black tea amounted about  $2,8 \times 10^3$ , and in the green one  $3 \times 10^3$  / 1g. The number of endospores in black tea amounted  $5,0 \times 10^2$ , and in the green one  $1,0 \times 10^2$  /1g. The number of bacteria reared on tea manufactured by “Y” amounted respectively: for black tea  $3 \times 10^2$ , and for green one  $2 \times 10^2$  /1 g.

**Table 1.** Microbiological contamination of tea

**Tabela 1.** Zanieczyszczenie mikrobiologiczne herbat

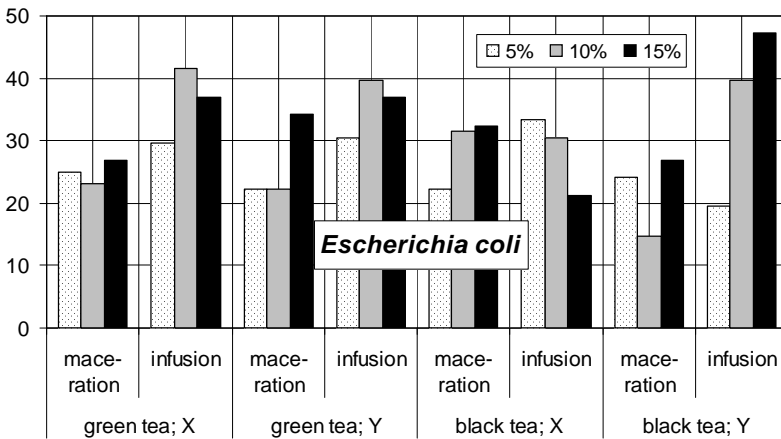
Tea sort and manufacturer	Number / 1g		Species / genus
	bacteria	endospores	
Black tea “X”	$2,8 \times 10^3$	$5,0 \times 10^2$	<i>Bacillus pumilis</i> , <i>B.subtilis</i> , <i>Pantoea sp.</i>
Green tea “X”	$3,0 \times 10^3$	$1,0 \times 10^2$	<i>Bacillus pumilis</i> , <i>Pantoea sp.</i> , <i>Rhizopus sp.</i>
Black tea “Y”	$3,0 \times 10^2$	$1,0 \times 10^2$	<i>Bacillus pumilis</i> , <i>Rhizopus sp.</i>
Green tea “Y”	$2,0 \times 10^2$	$2,0 \times 10^2$	<i>Bacillus pumilis</i> , <i>Rhizopus sp.</i>

The analysis of biological activity of water extracts made from tea being under examination has shown that it depended on a sort of tea, mode of an extract preparation and its concentration as well as on the tested microorganism.

The mean activity of the tested tea sorts was greatest in relation to *Escherichia coli* and amounted about +29,7% in relation to control. Regardless of the remaining factors a greater efficacy have shown:

- extracts from green sorts of tea (+30,8%) in relation to the black ones (+28,3%);
- infusions (+27,1%) in relation to macerations (+20,4%);
- extracts in a highest concentration (+32,9%) than in a lowest one (+25,8%).

Taking into account all the tested factors (Fig. 1) it was proved the strongest bacteriostatic activity on *E. coli* of 15% infusions from black tea “Y” (+47,0%) and of 10% infusions from green tea “X” (+41,6%). The lowest efficacy in relation to *E. coli* proved 10% of macerations and 5% of infusions from black tea “Y” (respectively: +14,8% and +19,4%).



**Fig. 1.** Activity of several sorts of tea in relation to *Escherichia coli* depending on an extract preparation mode and its concentration (deviation from control)

**Rys. 1.** Aktywność herbat w stosunku do *Escherichia coli* w zależności od sposobu przygotowania wyciągu i koncentracji (odchylenie od kontroli)

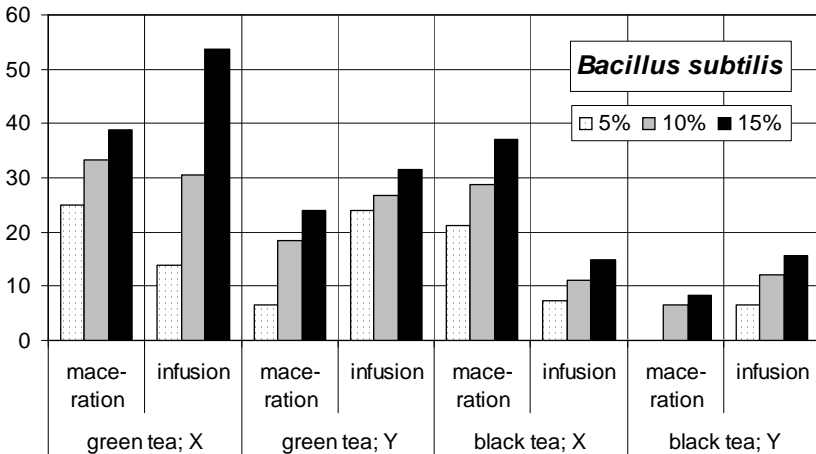
The response variability (V%) of *Escherichia coli* on the tested tea extracts amounted 27,1% and was lower from those of *Bacillus subtilis* (V = 62,6%). No response similarity for these bacteria species on the factors investigated (an origin, sort of tea and an extract preparation mode) has been stated ( $r=0,376 < r_{crit.}$ ). Also the mean activity of the tested tea in relation to *Bacillus subtilis* was lower than in the case of *Escherichia coli* and amounted about +20,6%.

The investigations of tea activity in relation to *Bacillus subtilis* have shown that:

- the extracts made from green tea were more active (+27,3%) than from the black one (+14,1%);
- the mean efficacy of macerations and infusions has been established on the same level and amounted 16,5%,
- water extracts in a concentration of 15% were more active (+27,9%) than those in lower concentrations (10% – +20,9%; 5% – +13,1%).

Taking into account all the analysed factors it turned out that the most active in relation to *B. subtilis* were the highest concentrations of infusion and maceration from the green tea “X” (+53,7%; +38,5%) and 15% of maceration from black tea “X” (+37%). The lowest activity have proved however: 5% of maceration from green tea “Y” and 10% of maceration from black tea “Y” (+6,4%).





**Fig. 2.** Activity of several tea sorts in relation to *Bacillus subtilis* depending on an extract preparation mode and its concentration (deviation from control)

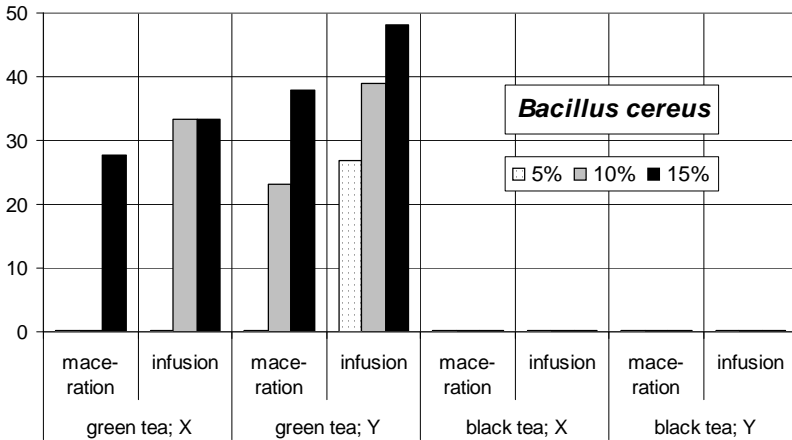
**Rys. 2.** Aktywność herbat w stosunku do *Bacillus subtilis* w zależności od sposobu przygotowania wyciągu i koncentracji (odchylenie od kontroli)

Although the response of *Bacillus cereus* was significantly consistent with those of *B. subtilis* ( $r = 0,573^{**} > r_{crit.}$ , nevertheless the mean activity of the sorts of tea in relation to this species was the lowest (+11,3%). This species has shown the highest response variability to the tested factors ( $V = 148,4\%$ ). Independently of remaining factors the highest efficacy have shown:

- extracts from green tea (+22,1%), while the green ones have shown no activity in relation to this species;
- infusions (+12,1%) were more active than macerations (+5,9%);
- activity of extracts increased along with a growth of concentration.

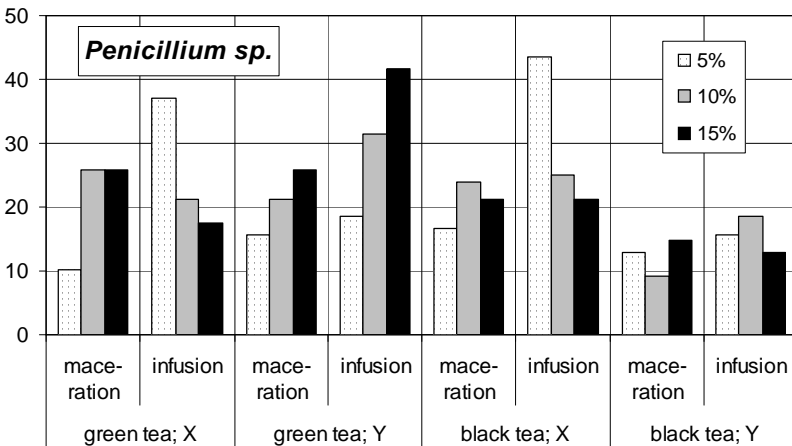
Taking into account all the analysed factors the most strong action on *B. cereus* have shown the 15% and 10% infusions from green tea „Y” (+48,1% and +39,0%) and 10% and 15% infusions of green tea „X” (both +33,3%). The black tea has shown no activity in relation to *B. cereus*.

The response of *Penicillium sp.* has shown no correlation with the response of the tested bacteria species. The values of correlation coefficients, varied between  $r = 0,325$  and  $0,400 < r_{crit.}$  point out on merely a tendency to a positive dependence. The variability of response of *Penicillium sp.* ( $V = 41,3\%$ ) was lower than those of both species of *Bacillus* and lower than the response variability of *E. coli*. The mean activity of the tested tea sorts in relation to *Penicillium* amounted 22% and was similar to its activity on *B. subtilis*.



**Fig. 3.** Activity of several sorts of tea in relation to *Bacillus cereus* depending on an extract preparation mode and its concentration (deviation from control)

**Rys. 3.** Aktywność herbat w stosunku do *Bacillus cereus* w zależności od sposobu przygotowania wyciągu i koncentracji (odchylenie od kontroli)



**Fig. 4.** Activity of several sorts of tea in relation to *Penicillium sp.* depending on an extract preparation mode and its concentration (deviation from control)

**Rys. 4.** Aktywność herbat w stosunku do *Penicillium sp.* w zależności od sposobu przygotowania wyciągu i koncentracji (odchylenie od kontroli)

The experiments have shown independently of other factors that:

- green tea (+24,3%) were more active than the black one (+19,6 %);

- infusions (+20,2%) demonstrated a higher efficacy than the macerations (+14,8%);
- extracts used in various concentrations have shown a similar action (+21,2 – +22,6%).

Taking into account the tested factors the highest activity in relation to *Penicillium* has shown an 5% infusion from a black tea „X” (+43,4%) and an 15% infusion from a green tea „Y” (+41,6%). The lowest activity has shown a 10% maceration from a black tea „Y” and a 5% maceration from green tea „X”(10,2%).

#### 4. Discussion

A tea is a medium where different microorganisms can exist. Number and kind of the microorganisms in a final product depend to a large degree on a way of a raw material receiving, its processing and maintain of hygiene in manufacturing. A rich microflora is found on a surface and in plant tissues, what depends mainly on the environmental factors [5].

A soil is a primary factor that influences the microflora composition on a plant. Numerous microorganisms determining a soil fertility and its phytosanitary potential as well as a proper plant growth are found in a rhizosphere. It is estimated that a 15 cm deep soil layer on an area of 1 ha comprises about 4,5 tons of microorganisms biomass, and their number varies from several thousands to a several billions per 1g of a dry matter. To the soil dominants which can contaminate a plant raw material may be mentioned following representatives of the families: *Enterobacteriaceae*, *Flavobacteriaceae* and *Micrococcaceae* and bacteria from genera: *Bacillus*, *Pseudomonas*, yeasts *Rhodotorula sp.*, *Torulopsis sp.* and mould fungi *Aspergillus sp.*, *Penicillium sp.*, *Fusarium sp.*, *Rhizopus sp.* [8].

A second factor influencing the microflora composition on plants are aerotransmitted micro-organisms as well as permanent inhabitants of a plant phyllosphera. Among these micro-organisms may be mentioned following genera: *Bacillus*, *Micrococcacoccus*, *Staphylococcus*, yeast from the genera: *Rhodotorula*, *Candida*, *Torulopsis*, and spores of fungi *Penicillium*, *Aspergillus*, *Rhizopus*, *Mucor*, *Alternaria*. Their number is unstable and depends on a year season, place of dwelling and a plant development phase [21].

The third extremely important factor influencing the microflora composition of plant material are man-made pollutions occurring in a processing stage. A processing of tea leaves comprises several stages: withering (at a temperature about 50°C, 3÷12 hours), rolling (34÷36°C, 3÷5 times, 30 minutes each time), drying (85÷88°C, 20÷30 min), sorting, packaging. The green tea leaves after a

withering stage are roasted in high temperature and only then they are rolled. The black tea leaves are after withering stage subjected to a process of fermentation at a temperature about 100°C during 4 hours [16]. The number of contaminating microflora on a tea should be due to this processing reduced. The only danger may be resulted from bacteria spores. No observing of a production hygiene in particular processing stages is a most often reason of a secondary product contamination [21].

The contaminating microflora inhabiting the tested dried tea material belong mainly to a mesophilous organisms, which have an optimal temperature range between 25 and 45°C. In a process of drying and fermentation of tea leaves what occur in elevated temperatures, the number of microflora should be reduced. However the identified in the researches bacteria are mostly representatives of an organisms which form endospores (*Bacillus sp.*) and thus sustain many hours of heating [17]. The residues of this microflora in a tested material, can testify to a contamination of the plants already in a stage of harvesting. In the contrary to these organisms, bacteria from a genus *Pantoea ssp.* (syn. *Enterobacter agglomerans*) are rod-bacteria G(-) which do not form an endospores. Their presence in the tested material shows a secondary contamination, what may be occurred in a final stage of production. The contamination of tea with *Rhizopus sp.* can have also a secondary character especially when a storing of tea was not proper.

On the other hand it should be underlined that active substances occurred in tea may reduce growth and development of microorganisms. The researches of other authors have shown that the highest antimicrobial activity reveal catechins of a green tea: EGCG and ECG as well as theaflavin in a black tea [20]. These substances were active in relation to *E. coli*, *Staphylococcus aureus*, bacteria from genus *Salmonella*, *Shigella*, *Clostridium* and *Bordetella*. In the same time it was proved [3, 18] that a higher resistance on polyphenols damaging cell-membranes show bacteria G(-) than G(+).

The conducted own research has shown that the activity of tested tea sorts depended on their kind, mode of extract preparation, its concentration and used species tested. The effect of active substances occurred in dried tea material is revealed only after preparing of extracts. It may be explained with a presence of some antimicrobial organisms in a tea material. The tea contaminating bacteria were probably in significant degree reduced by polyphenols already in a stage of an extract preparation. The changes of their number and especially of *E. coli* may be also resulted from a presence of other competitive microorganisms producing antibiotic substances (*Bacillus* and *Penicillium*). As a consequence of this effect a modification of a microorganisms response on these substance may occur.

The green sorts of tea have shown in the research a higher antimicrobial activity than the black ones. These differences result probably from a different content of active substances in these tea sorts. For example polyphenols contained in green tea make up 15÷35% of a dry matter, while their content is reduced during a process of fermentation in a case of black tea (as result of chemical changes leading to an arise of theaflavin) and amounts 3÷10% [7].

The research also shown that activity of extracts and included substances in relation to microorganisms depends on a mode of its preparation. The infusions were more effective than macerations and this effectiveness increased in general along with a concentration increase. Similarly a prophylactic effect of tea and efficacy of active substances depend on a boiling mode. The recommended methods of a tea preparation mention about a water temperature what varying about 100°C positively influence the taste and healthy virtues of this beverage [20].

The results of the research point out that some organic compounds (for example catechins) contained in tea could be utilized as an alternative in relation to a chemical preservation of food [6]. The conducted investigations are concentrated on an evaluation of an effect of different plant extracts with anti-oxidizing properties as additives for meat, potatoes and poultry in order to reduce the negative chemical and biological reaction occurred during a food storing [10]. Of course there are long-term investigations since an utilizing of these substances is connected with an assessment of effective doses and their impact on organoleptic and healthy properties of the preserved food.

## 5. Conclusions

- The investigated tea sorts were contaminated with vegetative (from  $2 \times 10^2$  to  $3 \times 10^3$  per 1 gram) and sporulative forms of bacteria (from  $1,0 \times 10^2$  to  $5,0 \times 10^2$  per 1 gram) *Bacillus subtilis*, *B. pumilis* and rod-shaped bacteria from genus *Pantoea*. There were identified a presence of the fungus *Rhizopus* as well.
- The activity of tea sorts in relation to microorganisms depended mainly on:
  - a kind of tea and a mode of extract preparation and its concentration. The green sorts of tea were characterized with a higher activity in relation to microorganisms than the black ones; the infusions were more active than macerations and the biological activity increased along with an extract concentration;
  - a microorganism tested – tea extracts reduced most strongly growth and development of *Escherichia coli* but their activity on *B. cereus* was most weak.

## References

1. **Clifford M. N., Bruschi L., Copeland E.L.:** *Unexpected hyperchromic interactions during the chromatography of theaflavins and simple flavonoids.* Food Chemistry, Volume: 67, Issue 2, November 1999. 143÷146.
2. **Clifford M. N., Copeland E.L., Williams C.M.:** *Preparation of epigallo-catechin gallate from commercial green tea by caffeine precipitation and solvent partition.* Food Chemistry, Volume: 61, Issue 1-2, January 1998. 81÷87.
3. **Chosa H.:** *Antibacterial and microbicidal activities of tea and catechins against J.* Jpn. Assoc. Inf. Dis., Volume: 66, 1992. 606÷610.
4. **Dreosti I.E.:** *Bioactive ingredients: antioxidants and polyphenols in tea.* Nutrition Rev., Volume 54, November 1996. 51÷58.
5. **Gottlieb M.:** *Czynniki determinujące zdolność bakterii z rodzaju Pseudomonas do kolonizacji systemu korzeniowego roślin.* Postępy Mikrobiologii, 41, 3, 2002. 277÷297.
6. **Horubała A.:** *Nowoczesne metody utrwalania żywności – tendencje rozwojowe.* Materiały Konferencji Naukowej, Warszawa 1997. 7÷11.
7. **Keith, Wang, Huafu, Provan, Gordon:** *Tea flavonoids: their functions, utilisation and analysis.* Trends in Food Science and Technology. Volume 11, Issue 4-5, April 5, 2000. 152÷160.
8. **Kozdrój J.:** *Różnorodność mikroorganizmów glebowych w świetle badań molekularnych.* Postępy Mikrobiologii, 43, 4, 2004. 375÷398.
9. **Lucińska A.:** *Ekstrakt z zielonej herbaty. Lecznicza siła polifenoli.* Wydawnictwo Remedium, Wrocław 2002. 91÷95.
10. **Luo M., Kannar K., Wahlqvist M.L., O'Brien R.C.:** *Inhibition of LDL oxidation by green tea extract.* The Lancet, Volume 349, Issue 9048, February 1, 1997. 360÷361.
11. **Mukamal K. Maclure M., Muller J.E., Sherwood J.B., Mittleman M.A.:** *Caffeinated coffee consumption and mortality after acute myocardial infarction.* ACC Current Journal Review, Volume 13, Issue 9, September 2004. 10÷11.
12. **Rice-Evans C.A., Catherine A., Miller Nicholas J., Paganga, George:** *Structure-antioxidant activity relationships of flavonoids and phenolic acids.* Free Radical Biology and Medicine, Volume 20, Issue 7, 1996. 933÷956.
13. **Różański H.S.:** *Witaminy i prowitaminy.* Ośrodek Badawczo-Rozwojowy LNB Polska, Poznań – Kiszkowo, <http://www.luskiewnik.gower.pl/cit> (dostęp 31.03.2005).
14. **Ostrowska J., Stankiewicz A., Skrzydlewska E.:** *Antyoksydacyjne właściwości zielonej herbaty.* Brom. Chem. Toksykol., 34, 2, 2001. 131÷140.
15. **Stanisławska J., Interewicz B., Olszewski W.L.:** *Odpowiedź leukocytów gospodarza na antygeny bakteryjne,* Postępy Mikrobiologii, 42 (3), 2003. 301÷317.
16. **Świdorski F.:** *Towaroznawstwo żywności przetworzonej.* SGGW Warszawa 1999.
17. **Schlegel H.:** *Mikrobiologia ogólna.* Wyd. Naukowe PWN Warszawa 2000.
18. **Xu, Yong, Chen, Cao, Jin:** *Chemopreventive Effects of Green and Black Tea on Pulmonary and Hepatic Carcinogenesis.* Fundamental and Applied Toxicology, Volume 29, Issue 2, February 1996. 244÷250.
19. **Wu C., Christine D., Wei, Guo-Xian:** *Tea as a functional food for oral health.* Nutrition, Volume 18, Issue 5, May 2002. 443÷444.

20. **Waszkiewicz-Robak B.:** Porównanie zawartości kofeiny i garbników w herbatach zielonych i czarnych. Żywnie C człowieka 29, Metabolizm - supl. 451, 2002.
21. **Żakowska Z, Oberman H., Pietkiewicz A.:** Surowce żywnościowe pochodzenia roślinnego jako źródło zakażeń mikrobiologicznych. Mat. Konferencji Naukowej, „Bezpieczeństwo mikrobiologiczne produkcji żywności”, Warszawa 1997.

## Czystość mikrobiologiczna herbat i ich aktywność przeciwdrobnoustrojowa

### Streszczenie

W badaniach oceniono czystość mikrobiologiczną suszu wybranych herbat zielonych i czarnych oraz określono ich działanie na bakterie *Escherichia coli*, *Bacillus subtilis*, *Bacillus cereus*, a także grzyb z rodzaju *Penicillium*.

Ocenę czystości mikrobiologicznej herbat wykonano metodą kolejnych 10-krotnych rozcieńczeń i posiewu metodą zalewową Kocha. Jako podłoże dla bakterii użyto agar odżywczy, a dla grzybów podłoże Czapka. Kryterium oceny była ogólna liczba mikroorganizmów oraz liczba endospor. Identyfikację wyhodowanych bakterii wykonano za pomocą analizatora mini API firmy bio MERIEUX stosując testy API 50 CHB i API ID 32 GN, a identyfikację grzybów na podstawie cech makro- i mikroskopowych.

Ocenę aktywności wyciągów wodnych herbat (maceratów i naparów), zastosowanych w koncentracji 5%, 10%, 15%, w stosunku do *E. coli*, *B. subtilis*, *B. cereus* i *Penicillium* określano metodą dyfuzyjno – krążkową. Gęstość zawiesiny bakterii wynosiła 0,5° Mc Farlanda. Aktywność wyciągów odczytano po 24 godzinach hodowli (w przypadku bakterii) i 5 dniach (w przypadku grzybów) przyjmując jako kryterium wielkość strefy zahamowania wzrostu. Na wykresach wartości przedstawiono w % skuteczności kombinacji kontrolnej.

Badania wykazały, że herbaty były zanieczyszczone formami wegetatywnymi i endosporami bakterii *Bacillus subtilis*, *B. pumilis* i przez pałeczki *Pantoea spp.* Zaobserwowano także obecność *Rhizopus* sp. Poziom skażenia herbat dwóch producentów był odmienny. Największą liczbę bakterii izolowano z herbat firmy „X”. Ogólna liczba bakterii w herbacie czarnej wynosiła  $2,8 \times 10^3$ , a w herbacie zielonej  $3 \times 10^3$  w 1 g. Endospory występowały najliczniej w herbacie czarnej ( $5,0 \times 10^2$  /1 g). Liczba drobnoustrojów w herbacie czarnej firmy „y” wynosiła  $3 \times 10^2$ , a w zielonej -  $2 \times 10^2$ .

Aktywność herbat w stosunku do drobnoustrojów zależała od rodzaju herbaty, sposobu przygotowania wyciągu i jego koncentracji. Wykazano, że: herbaty zielone miały wyższą aktywność w stosunku do drobnoustrojów (26,1%) niż herbaty czarne (15,5%); napary (18,9%) były skuteczniejsze od maceratów (14,4%); wyciągi w koncentracji 15% działały najsilniej (25,5%). Spośród badanych mikroorganizmów najwyższą wrażliwość na zastosowane wyciągi wykazywał gatunek *E.coli* (29,5%), a najniższą *B.cereus* (11,3%).

# Association of Ground Beetles (*Carabidae*) Occurrence with Sandy and Loam Sandy Soils

Tadeusz Pałosz  
Koszalin University of Technology

## 1. Introduction

Great majority of ground beetles (*Carabidae*) species is a desirable element of agricultural ecosystems in view of the useful function of these insects in control of many phytophagous organisms. The occurrence of *Carabidae* on agricultural fields is since at least of 50 years a research subject of many authors. In these researches predominated such problems as number of individuals and species composition of these insects in different agricultural crops as well as in different agricultural management systems regarding the intensity of chemical plant protection, soil management, crop rotation etc. [1, 5, 6]. Occurrence of *Carabidae* depending on soil texture is dealt in a literature in a small degree besides of some publications of Kirchner (1960), Scherney (1960), Tischler (1955) and Heydemann (1964) [8, 12, 14, 15].

The problem of *Carabidae* association with different soil habitats is so much important that its recognition could define the possibility of a potential immigration or even introduction of some beneficial species on new areas of agricultural ecosystems. The impact of the soil factor on the *Carabidae* occurrence in some agricultural habitats was in our earlier publication defined as dominant [10].

The material presented in this publication was partly already employed for evaluation of an influence of soil management, intensity of chemical plant protection and other factors on the *Carabidae* occurrence [9, 10].



## 2. Material and methods

The investigations were carried out during 10 years (1995÷2005) on 11 agrosystems in Middle Pomerania in Poland (districts: Człuchów, Debrzno and Koszalin in Pomeranian and West Pomeranian provinces). There were 25 sites on agricultural fields and on allotment gardens. The sites no 8, 9 and 10 were situated on the allotment gardens and the remaining on agricultural fields (no 1, 2, 3, 4, 5, 6 and 7) or on reclaimed area (no 11). The number of sites was greater than that of the investigated agrosystems because on some fields the investigations were carried out during several years. The sites were covered with normally cultivated vegetation under practicable agricultural measures with an exception of site no 11 being in a process of reclamation after waste disposal site.

The analysis of soil texture was made with a densimetric method of Cassagrande'a in a modification of Prószyński [3] and with an organoleptic method according to Soil Science Education Standards (USA-2004).

The soils being under investigation were divided into two groups:

I – soils containing until 10.0% of <0.02 mm particles (sandy soils),

II – soils containing 11.0÷18.0% of <0.02 mm particles (loam sandy soils).

The trapping of *Carabidae* was made using Barber's pitfall traps consisted of plastic containers with a diameter of 120 mm and a volume of 600 ml with a solution of ethylene glycol, positioned at ground level. On each site, the randomly placed 10 traps were emptied once a week and the revealed ground beetles were identified to species, whenever possible. The material adopted in this paper include results comprised solely the period of June-July of each year of investigations. Mean number of *Carabidae* individuals trapped per one trap during one week was the standard value assumed in this work.

Statistical assessment of the differences in trapping numbers of *Carabidae* on two examined soil groups was made with a sign test of Dixon and Mood [7] which doesn't require an obligatory material uniformity regarding a place and time. A species diversity indices of Cieślak (1993) and that of Shannon-Wiener and a similarity index of Sorensen were implemented in this work [2, 4, 13].

## 3. Results

The results of *Carabidae* trapping (table 1) are compiled of five sites and of ten years of investigation on sandy soils and gave a mean number of 19.2 individuals (with confidence limits of 13.8÷24.6) per one trap and during one week. On loam sandy soils six sites were examined during 10 years of investigation what resulted with the mean number of 77.7 individuals respectively (with confidence limits of 46.0÷109.4).

Since the differences between mean numbers of *Carabidae* on loam sandy and sandy soils were in all years to the advantage of the first soil group and had in all cases a positive signs (+), so according to the sign test it could be consider these numbers as belonged to different populations and the difference (77.7÷19.2) as statistically significant at 0.01 level.

In each of the examined soil texture groups at least 17 *Carabidae* species were found with some essential differences in a community composition (table 2). On sandy soils as dominant species (>5%): *Amara* sp. (20.8%), *Poecilus cupreus* (19.8%), *Pseudoophonus rufipes* (17.6%), *Calathus fuscipes* (7.8%), *Pterostichus melanarius* (7.6%) and *Harpalus affinis* (6.8%) can be considered. On loam sandy soils dominated: *Pterostichus melanarius* (22.9%), *Poecilus cupreus* (20.9%), *Carabus auratus* (17.8%), *Pseudoophonus rufipes* (12.8%) and *Amara* sp. (5.8%).

From among of the revealed carabids for typical phytophagous species: *Amara* sp. and *Harpalus affinis* and for typical carnivorous ones: *Carabus auratus*, *Pterostichus lepidus*, *Calatus fuscipes*, *C. erratus*, *Bembidion* sp. and *Brosicus cephalotes* may be numbered [14]. The remaining revealed species feed, as it is supposed on mixed food. So the first species group (phytophagous) made up on sandy soils 27.3% and on loam sandy soils only 10.1%. The second species group (carnivorous) made up on sandy soils 24.8% and on loam sandy soils 28.3%.

On the other hand a typical zoophagous carabid *Brosicus cephalotes* was inherent only for sandy soils (0.6%) and *Nebria brevicollis* only for loam sandy soils (1.2%).

As regards the carabids species diversity expressed by generally accepted indices, no significant differences between the two soil types were found. It was clearly proved with the diversity indices of Shannon-Wiener, of Cieślak and with the similarity index of Sorensen (table 2).



**Table 2.** Number (individuals per trap and week) and percentage species composition of *Carabidae* on two soil groups

**Tabela 2.** Liczebność (szt/pułapkę/tydzień) i skład procentowy gatunków *Carabidae* na dwóch rodzajach gleb

<i>Carabidae</i> species Gatunki <i>Carabidae</i>	<i>Sandy soils</i> Gleby piaszczyste		<i>Loam sandy soils</i> Gleby glin.- piaszczyste	
	<i>number</i> liczebność	<i>%</i>	<i>number</i> liczebność	<i>%</i>
1. <i>Poecilus cupreus</i> L.	3.80	19.8	16.20	20.9
2. <i>Pterostichus melanarius</i> Ill.	1.45	7.6	17.80	22.9
3. <i>Poecilus lepidus</i> Les.	0.94	4.9	0.54	0.7
4. <i>Pseudoophonus rufipes</i> De Geer	3.38	17.6	9.94	12.8
5. <i>Semiophonus signaticornis</i> Duft.	0.03	0.2	0.23	0.3
6. <i>Carabus auratus</i> L.	0.53	2.8	13.83	17.8
7. <i>Amara</i> sp.	3.99	20.8	4.50	5.8
8. <i>Calathus fuscipes</i> (Goeze)	1.49	7.8	1.16	1.5
9. <i>Calathus erratus</i> (Sahl.)	0.86	4.5	0.70	0.9
10. <i>Calathus melanocephalus</i> L.	0.25	1.3	1.24	1.6
11. <i>Harpalus affinis</i> (Schrank)	1.24	6.5	3.36	4.3
12. <i>Broscus cephalotes</i> L.	0.11	0.6	-	-
13. <i>Clivina fossor</i> L.	0.05	0.3	0.54	0.7
14. <i>Loricera pilicornis</i> Fabr.	0.13	0.7	0.78	1.0
15. <i>Nebria brevicollis</i> Fabr.	-	-	0.93	1.2
16. <i>Bembidion</i> sp.	0.17	0.9	3.73	4.8
17. <i>Agonum dorsale</i> Pont.	0.63	3.3	2.02	2.6
18. <i>Asaphidion flavipes</i> L.	0.07	0.4	0.15	0.2
Similarity index of Sorensen	94.1%			
Diversity index of Cieślak	4.81		4.36	
Diversity index of Shannon-Wiener	1.99		2.17	

#### 4. Discussion

As Thiele [14] has already pointed out, the qualitative and quantitative differences between heavy and light soils are larger than that between the fauna of various crops. Kirchner (after Thiele [14]) has for example observed fivefold more numerous carabid fauna on clay soil than on sandy one, with a species ratio of 17:11. Similar results were mentioned as well by Tischler [15], Scherney [12] and Heydemann [8]. As it was emphasized both water content and better plant cover and consequently the favorable microclimate on heavy soils may be the good explanation of this phenomenon.

The results presented in this work are very consistent with the mentioned data from literature with reference to the number of carabids on both soil types but not for the species diversity expressed by adequate indices of biodi-

versity. This may be however resulting from a inadequacy in applying of these indices especially in reference to ground beetles where the differences in sample size may be large [11].

On the basis of the mentioned results it may be suggested that the number ratio of phytophagous carabids to the zoophagous ones may be a better index pointing out the differences between the examined agricultural habitats especially from the economic point of view.

## 5. Conclusions

1. The number of carabids trapped on loam sandy soils was about four times higher than on the sandy ones.
2. No differences in species number of *Carabidae* between the two soil types were observed.
3. The percent composition of the *Carabidae* species on examined soil types differed especially with reference to the amount of typical phytophagous species which was significantly higher on the sandy soils than on loam sandy ones.

## References

1. **Armstrong G., McKinlay R.G.:** *Undersowing brassicas with clover to increase the activity of carabid beetles.* Proc. of the Brighton Crop Prot. Conf. Pest and diseases, 3, 1994. 1175÷1180.
2. **Banaszak J., Wiśniewski H.:** *Podstawy ekologii.* Wyd. A.Marszałek, Toruń 2003.
3. **Brogowski Z., Czerwiński Z.:** *Materiały do ćwiczeń z gleboznawstwa. Cz.II.* SGGW Warszawa 1997.
4. **Cieślak M.:** *Koncepcja prostego wskaźnika różnorodności gatunkowej.* Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, 5, 1993. 69÷74.
5. **Clark M.S., Gage S.H., Spence J.R.:** *Habitats and management associated with common ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in a Michigan agriculture landscape.* Environmental Entomol. 26, 3, 1997, 519÷527.
6. **Dritschilo W., Wanner D.:** *Ground beetle abundance in organic and conventional corn fields.* Environmental Entomol. 9, 1980. 629÷631.
7. **Elandt R.:** *Statystyka matematyczna w zastosowaniu do doświadczeń rolniczego.* PWN, Warszawa 1964.
8. **Heydemann B.:** *Die Carabiden der Kulturbiotope von Binnenland und Nordseeküste – ein ökologischer Vergleich.* Zool. Anz. 172, 1964. 49÷86.
9. **Pałosz T.:** *Analiza różnic w populacji stawonogów naziemnych w latach 1995-1997 na polach o różnej intensywności uprawy.* Postępy w Ochronie Roślin, 38, 2, 1998. 565÷567.
10. **Pałosz T.:** *Evaluation of the impact of agroclimatic elements on ground beetles (Carabidae) occurrence in agroecosystems with a method of correlation.* Journal of Plant Protection Research. 42, 1, 2002. 5÷9.

11. **Teodorescu I., Cogalniceanu D.:** *Rapid assessment of species diversity changes after pesticide application in agricultural landscapes.* Applied Ecol. and Environmental Research 4, 1, 2005. 55÷62.
12. **Scherney F.:** *Beiträge zur Biologie und ökonomischen Bedeutung räuberisch lebender Käferarten.* Z. Angew. Entomol. 47, 1960. 231÷55.
13. **Schubert R.(red.):** *Biodykation in terrestrischen Ökosystemen.* VEB Gustav Fischer Verlag Jena, 1985.
14. **Thiele H-U.:** *Carabid beetles in their environments.* Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York, 1977.
15. **Tischler W.:** *Synökologie der Landtiere.* Fischer Verlag, 1955.

## Występowanie owadów biegaczowatych (*Carabidae*) na glebach piaszczystych i gliniasto-piaszczystych

### Streszczenie

Zgodnie z powszechną opinią, owady biegaczowate (*Carabidae*) są w większości pożądanym elementem ekosystemów ze względu na ich rolę w ograniczaniu populacji wielu szkodliwych fitofagów. Występowanie tych owadów w agrocenozach jest co najmniej od 50 lat przedmiotem badań wielu autorów. Większość tych badań dotyczy jednak wpływu różnych systemów rolniczych czy poszczególnych zabiegów agrotechnicznych i agrochemikaliów na liczebność i strukturę gatunkową *Carabidae*. Wpływ składu mechanicznego gleby na występowanie tych owadów jest rozpoznany w mniejszym stopniu szczególnie dla warunków naszego kraju, chociaż istnieje zgodna opinia że czynnik glebowy ma tu decydujące znaczenie.

W niniejszej pracy przedstawiono dziesięcioletnie wyniki badań wykonane na polach uprawnych i kilku ogrodach działkowych Pomorza Środkowego (ogółem 11 stanowisk). Celem tych badań było porównanie liczebności i struktury gatunkowej *Carabidae* na dwóch rodzajach gleb pod względem ich składu mechanicznego: na glebach piaszczystych (do 10% części spławialnych) i na glebach gliniasto-piaszczystych (11÷18% części spławialnych).

Na obu rodzajach gleb stwierdzono jednakową liczbę gatunków owadów biegaczowatych (17 gatunków) lecz istotne różnice co do ogólnej liczebności odłowów wykonanych metodą pułapek Barbera oraz struktury gatunkowej. Na glebach gliniasto-piaszczystych średnia liczebność odłowionych *Carabidae* była czterokrotnie większa niż na glebach piaszczystych (77,7:19,2). Na tych ostatnich udział typowych gatunków fitofagicznych był jednak istotnie większy niż na glebach gliniasto-piaszczystych (odpowiednio: 27,3% i 10,1%). Taki gatunek drapieżny jak biegacz złocisty (*Carabus auratus*) występował na glebach piaszczystych jedynie sporadycznie, a na glebach gliniasto-piaszczystych stanowił 17,8% udziału. Zastosowane współczynniki różnorodności Shannona-Wienera i Cieślaka oraz współczynnik podobieństwa Sorensena nie wykazały jednak istnienia różnic między zgrupowaniami *Carabidae* na badanych rodzajach gleb. Wskazuje to na ich małą przydatność do oceny wyników tego typu badań.

# Experiences with Utilisation of Sewage Sludge in Reed Beds

*Hanna Obarska-Pempkowiak, Katarzyna Kołeczka  
Gdansk University of Technology*

## 1. Introduction

Sewage sludge present a serious problem. High-effective methods of sewage treatment caused the significant increase of sewage sludge amount. In 2003 amount of sewage sludge in municipal sewage treatment plants was 446.5 thousands tons of dry matter and it was almost two times higher than amount of sludge in the year 1994.

There are many methods which are used for utilisation of sewage sludge. Unfortunately most of them are very expensive. According to Wielgoński et al. (2003) the costs of agricultural usage were estimated at 70÷200 EUR/t d.m. whereas burning in incinerators is assessed in range: 220÷400 EUR/t d.m.

In the last years there have been made attempts to use new, ecological technologies in the utilisation of sewage sludge. These methods can complement or even replace traditional methods of the utilisation such as: burning, storage or agricultural usage.

New methods are useful especially in the country areas or housing estate where so far sludge was treated only in the traditional sludge drying beds. Relatively new methods are technologies which used hydrophytes i.e. water and water-like plants such as: *Phragmites* (reed), *Scirpus* (bulrush), *Typha* (cattails), *Salix* (willow). Hydrophytes grow on the mineral subsoil with delivered layers of sludge. The most common is reed.

Reed bed drying systems can be established in any areas. Reed beds are simple in the build and service. Sludge dewatering in reed beds offers a lot of advantages. First of all this method is low-tech but effective in obtaining a high dry matter content. Due to economical reasons, it is generally cheap compared to traditional technologies. Ecological reasons caused that reed beds may provide an interesting habitat for waterfowl and a green belt in urban areas [10].

Lienard et al. [5] reported that the first experiences with sludge drying reed beds were conducted by Seidel and Kickuth in Karsruhe (Germany) in the sixties. This method was used in other systems in Germany in the seventies. More interest in sludge drying reed beds appeared only in the eighties. Since the method was introduced it has spread to many country, especially to Denmark ([8, 9]), France ([5]) and east states of USA (Kim i Cardenas, 1990). In Denmark during the period from 1988 to 1996, 27 systems were established, while from 1997 to 2000 next 56 systems were established. Currently approximately 105 systems are expected to be in operation.

In Poland sludge drying reed beds were established in local treatment plants in Darzlubie and Swarzewo near Puck as well as in Zambrow near Suwałki [13].

## 2. Theoretical aspects

In hydrophyte methods dewatering of sewage sludge is caused by the gravitational flow off of water as well as its evapotranspiration. The fastest draining off occurs directly after loading, next it decreases vehemently and it stops when content of the dry matter approaches to 20% [5, 7]. The movement of rhizomes and roots causes that pores arise which helps in dewatering. In next layers new ways of drainig off water form caused by penetration of rhizomes and roots (Fig.1). Further dewatering (above 20%) takes place by evapotranspiration. Presence of reed increases this process in remaining sludge and it causes further dewatering. This process counteracts colmatation of beds [11].

*Phragmites australis* has the porous tissue called arenechyma which transports water from sludge and then frees it to the atmosphere by evapotranspiration. An air transport by plants from the atmosphere to the soil causes formation of oxygen microzones in the soil. Roots produce substances which cause flocculation and polymerisation of colloidal organic acids. These processes significantly facilitate dewatering of sludge.

In reed beds sludge is also stabilised. The stabilisation is caused by biochemical transformations in the vicinity of reed roots. Near the reed roots there are aerobic, anoxic (with  $\text{NO}_3^-$  and without  $\text{O}_2$ ) anaerobic (without  $\text{NO}_3^-$  and  $\text{O}_2$ ) microzones. Microzones with different degree of oxygenation enable the development of different type of microorganisms (aerobic and anaerobic) which are responsible for decomposition of the organic matter in sludge. In the vicinity of reed roots different conditions are created. For those reasons the organic matter and nitrogen compounds are removed (as a result of ammonification, nitrification and denitrification).





**Fig. 1.** The sludge drying reed bed

**Rys. 1.** Złoże trzcinowe odwadniająca osady ściekowe

### **3. The construction of facilities**

In the hydrophyte method sludge (content of the dry solid DS is approximately 0.5÷1.0%) is supplied to reed beds. Objects can be ground-based (beds) or underground (basins). These objects are planted first and foremost by reed. Sludge isn't removed during long period: 10 and even 15 years (Fig. 2).

Reed beds are often established as concrete constructions or as tight ground lagoons. There are also trials to adapt existing sludge drying beds [6]. The difference between reed and traditional drying beds consists in the fact that in the first case occurs reject water and aeration system (on the top of bed) and there are high walls which assure long-term operation. Reed drying systems can have walls about 1.0÷1.5 m high or they can form underground lagoon about right depth [10÷12].

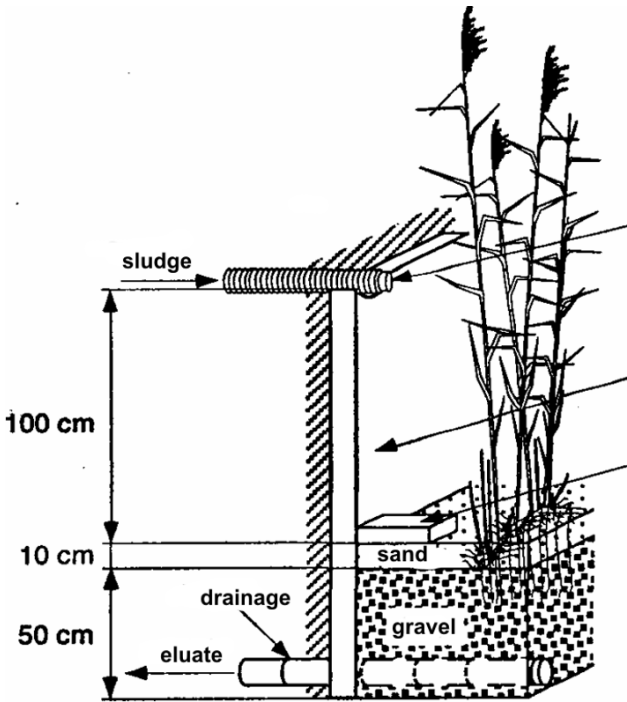


Fig. 2. Scheme of the reed bed for sludge utilisation

Rys. 2. Schemat złoża trzcinowego do utylizacji osadów ściekowych

#### 4. Sludge loading

Proper work of reed beds is determined by correct way of the raw sludge supply. The loading rate, the frequency of sludge supply and the period of rest between next flooding depend on age of plants, type and quality of sludge. The most important is content of the dry matter in sludge [3].

The characteristic of pilot sludge drying reed bed systems in Europe reported in papers shows Table 1.

In the first period of the operation low sludge loading is recommended. In this period roots spread very quickly and it is followed by development of reed. Sludge can be supplied to beds when reed is developed. The area loading rate is determined in relation to the sludge type, climate and in connection with emptying following basins. Doses of sludge as well as frequency of flooding is reported in Table 2.

**Table 1.** The characteristic of pilot sludge drying reed bed systems

**Tabela 1.** Charakterystyka pilotowych obiektów trzcinowych do utylizacji osadów ściekowych

Municipality	Number of people [PE]	Annual unit sludge loading [m <sup>3</sup> /PE year]	Number of basins	Unit area [m <sup>2</sup> /PE]	Paper
Regstrup	2 000	0.234	4	0.21	Nielsen, 1993
Allerslev	1 000	0.102	2	0.21	Nielsen, 1993
Nakskov	30 000		10	0.39	Nielsen, 1993
Galten	10 000	0.413	6	0.28	Nielsen, 1993
Rudkobing	15 000	1.400	8	0.27	Nielsen, 2002
Heiligenkreuz	4 000	0.175	2	0.04	Reinhoffer, 1998
Weinitzen	800	0.150	2	0.10	Hoffman, 1992
Grosshart	350	0.200	3	0.31	Hoffman, 1992
Muehien	160	0.200	2	0.27	Hoffman, 1992
Darżlubie	900	0.290	2	0.30	Zwara i Obarska-Pempkowiak, 2000
Swarzewo	35 000	0.200	1	0.71	Cytawa, 1996
Zambrów	25 000	1.400	1	0.22	Alachamowicz i Gałkowski, 2001
Helsingø	40 000		10		Nielsen, 2003
Skive	123 000		18		Nielsen, 2003
Greve	60 000		10		Nielsen, 2003
Kolding	125 000		13		Nielsen, 2003

**Table 2.** Doses of sludge and frequency of flooding in pilot objects in Europe  
**Tabela 2.** Stosowane dawki osadów oraz częstotliwość zasilania w pilotowych obiektach

City/town (country)	Type of sludge	Dose of sludge m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> rok	Frequency of flooding	Loading kg d.m./ m <sup>2</sup> year
Ulm (Germany)	Sludge after aerobic stabilization and digested sludge	1.6	1 x week – activated sludge 1x 2 weeks – aerobic digested sludge 1x2 weeks – digested sludge	20÷30
Bourg-Argental (France)	Unstabilised sludge	1.22	Every 7 days in summer and every 1 month in winter	15
Heiligenkreuz (Austria)	Sludge after aerobic stabilization	4.0	1x week from May to November	68
Grosshart (Austria)	Sludge after aerobic stabilization	1.4	variously from April to November	23
Rudkobing (Denmark)	Activated sludge and chemical sludge	5.2	1 x week	60
Helsingø (Denmark)	Activated sludge	1.67	–	60
Regstrup i Allerslev (Denmark)	Sludge after aerobic stabilization	6.53	variously from May to November	49
	Digested sludge	1.56		55
Darżlubie (Poland)	Digested sludge	1.2	8-times in the year	–
Swarzewo (Poland)	Sludge after aerobic stabilization	3.2	In commissioning period - 10m <sup>3</sup> /d; then variousely from April to November	–
Zambrów (Poland)	Sludge after aerobic stabilization	2.7	variously in vegetative period	34

## 5. Periods of operation.

A sludge reed bed system operation cycle lasts for an average of 10 years. The first part of the cycle includes a commissioning period of two years. After commissioning, the system runs at full capacity for subsequent 10 year cycles of operation, including periods of emptying. Normally, emptying is planned to start

in year 8 and is completed in year 12 of each operation cycle (Table 3). Sludge from emptying of basin has form of humus and it can be used in agriculture [8]. In this period content of heavy metals in the sludge should be supervised. In Denmark tests of the sludge are made once a month in every basin. Results are averaged once a year or two years for all basins.

**Table 3.** A simplified schedule of long term operation for one basin [8]

**Tabela 3.** Etapy długookresowej eksploatacji złóż hydrofitowych, wg Nielsena [8]

Year	Phase	Operation
1	Commissioning	
2		
3		
4	1st full operation	Basic operation
5		
6		Long term operation
7		
8		
9	Emptying	Rest
10		
11	Re-establishment	1st growing season
12		
13	2nd full operation	Basic operation

After the sludge removal a new cutting of reed are planted. In new beds 4 cuttings of reed on 1 m<sup>2</sup> are planted. Danish Hedelskabet Company recommends that cuttings should be planted in special pots from horticultural plants. Reed grows already in first period after planting. Reed shouldn't be removed. Stems and leaves decay in natural way like in the nature.

An average period of operation is 10 years but there are objects which are operated without emptying longer that 10 years. The period of their operation can exceed even to 15 years.

## **6. Quality and quantity of dewatering sludge and reject water**

The efficiency of dewatering in reed beds are evident in comparison to mechanical equipment. Table 4 shows the efficiency of dewatering of sludge in reed beds and in mechanical equipment.

**Table 4.** The efficiency of dewatering in reed beds and mechanical facilities [16]

**Tabela 4.** Skuteczność odwadniania osadów w złożach trzcinowych i urządzeniach mechanicznych [16]

Dewatering method	Centrifuge	Filter Belt Press	Filter Press	Traditional Sludge Bed	Sludge Reed Bed Systems
DS, %	23 (15÷20*)	24(15÷20*)	32	10**	30÷40

\* Average values of operation.

\*\*Variable, depending upon the duration of the treatment period.

Reed beds assure effective dewatering in time. During utilisation of sludge in pilot reed beds the volume of supplied sludge decreased in range 80.3÷98.0% (Table 5).

**Table 5.** The efficiency of sludge dewatering in pilot objects.

**Tabela 5.** Skuteczność odwadniania osadów w analizowanych obiektach pilotowych

City/Town (Country)	Sludge loading, m <sup>3</sup> /a		Height of supplied sludge, m	Height of sludge after dewatering m	Decrease of vol. *) %	Content of dry solid %
	Supplied	Residual				
Heiligenkreuz (Germany)	812.0	120.0	5.50	0.80	84.9	10.0
Regstrup (Denmark)	1821.0	62.0	4.40	0.15	98.0	–
Allerslev (Denmark)	260.0	21.0	1.20	0.10	91.0	–
Rudkobing (Denmark)	21000.0	4150.0	5.25	0.97	80.3	–
Helsingø (Denmark)	1700.0	210.0	8.20	0.79	91.0	–
Darżlubie (Poland)	3.2	0.1	3.15	0.18	94.3	46.2
Swarzewo (Poland)	11.0	1.0	10.50	1.50	85.7	62.0
Zambrów (Poland)	18.3	0.5	5.90	0.50	91.5	–

\*) Decrease of volume was calculated as the difference between annual loading of supplied and residual sludge divided by annual loading of supplied sludge

In Poland there are no objects which are in operation for a long time. So thanks to Hedelskabet Company samples collected in Denmark. Investigations concerning changes of content of dry solid was carried out in 4 reed bed systems: Rudkobing, Naskov, Vallo and Helsingø. Period of operation in those

objects was 13, 15, 7, 8 years, respectively. The basin in Rudkobing wasn't supplied with raw sludge since 2 years. However the basin in Helsinge was supplied with raw sludge 2 weeks before sample collections. In all objects the samples were collected along the longitudinal profile which was divided on equal 10 cm segments. The content of the dry matter in samples from each object is presented in Table 6.

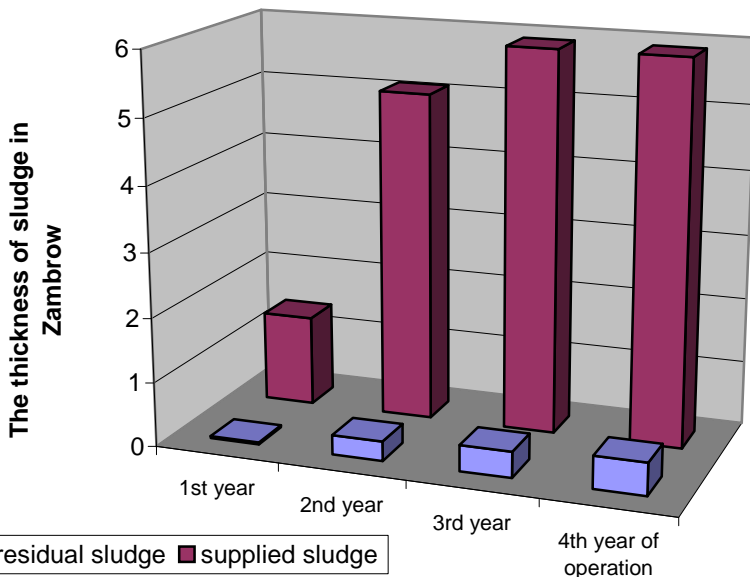
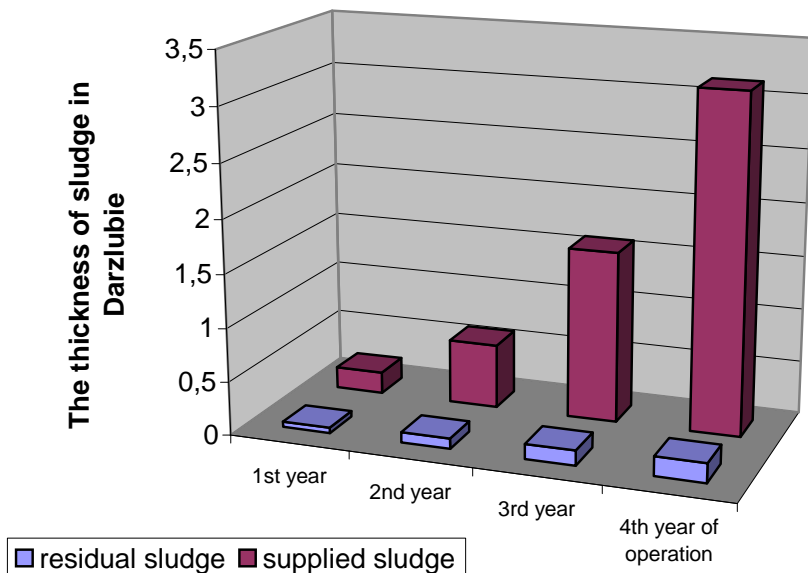
**Table 6.** Content of DS along the profile from four Danish objects [%].

**Tabela 6.** Zawartość suchej masy w rdzeniu pionowym z czterech obiektów z Danii [%]

Depth of layer, m	Object			
	Rudkobing	Naskov	Vallo	Helsinge
Superficial layer (0÷10)	26.39±0.36	20.22±0.40	21.58±0.71	14.94±0.37
10÷20	26.54±1.01	21.44±0.57	24.14±0.30	19.59±0.49
20÷30	27.77±1.31	22.50±0.36	25.21±0.48	19.87±0.25
30÷40	28.20±0.36	23.64±0.73	26.86±0.34	19.92±0.25
40÷50	27.69±0.33	23.46±0.43	27.19±0.17	20.54±0.20
50÷60	29.50±0.28	22.72±0.43	29.40±1.64	22.01±0.40
60÷70	31.69±0.89	25.40±0.55	71.52±1.69	21.72±0.36
70÷80	36.95±1.71	29.65±0.53	–	21.57±0.33
80÷90	–	–	–	21.91±0.20
90÷100	–	–	–	25.40±1.87

On the basis of investigations it was indicated that content of the dry solid increase with depth. It means that layers which were deposited earlier have got the lowest moisture content. The moisture content depends on period of dewatering. Sludge from Rudkobing has the lowest moisture content. However sludge from Helsinge (where the basin was supplied 2 weeks before collection of samples) has the highest moisture content. Supply of raw sludge caused decrease of content of the dry solid in all layers along the profile.

Figure 3 shows thickness of supplied and residual sludge in time. In Darzłubie thickness of supplied sludge was 3.15 m while residual sludge was only 0.18 m in period of investigation [13]. In Zambrow after 4 years of the operation the thickness of sludge was 5.9 and 0.5 respectively [1].



**Fig. 3.** The thickness of supplied and residual sludge in reed beds  
a) in Darzłubie b) in Zambrow

**Rys. 3.** Miąższość osadów doprowadzonych i pozostałych w złożu trzcinowym  
a) w Darzłubiu b) w Zambrowie



Fig. 4 shows the relationship between the intensity of gravity outflow of reject water and time of dewatering for tested reed beds in Regstrup and Allerslev [7].

It was found that after 24 hours of dewatering 17.2 m<sup>3</sup> of water flowed out in reed beds in Regstrup. It is 80% of the volume of supplied sludge. In case of reed beds in Allerslev the quantity was 5m<sup>3</sup> and 28%, respectively. After 144 hours 98% for Regstrup and 55% for Allerslev of water flowed out. Nielsen [7] proved that after 6 days sludge contained 15% of dry solids.

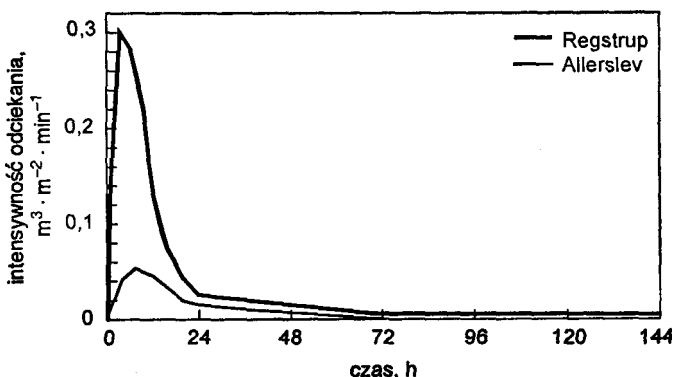


Fig. 4. The intensity of outflow of reject water from reed beds in w Regstrup and Allerslev [7]

Rys. 4. Intensywność odpływu wód ociekowych ze złoż trzcinowych w oczyszczalni w Regstrup i Allerslev, wg Nielsena [7]

Investigations conducted in sludge drying reed beds in Darzłubie show that the greatest intensity of reject water flow out was noticed 1.5 hour after flooding and its quantity was 0.081 l/min·m<sup>2</sup>. The volume of reject water was 10% of supplied sludge volume. Average loading of organic substances as COD, N<sub>tot</sub>, P<sub>tot</sub> was similar to loadings of contaminants in waste water supplied to sewage treatment plant in Dazrżlubie (Table 7) [16].

Sludge dewatering in reed beds undergo partial stabilisation. Its composition is similar to humus and it can be used in the agriculture. The problem can pose the present of heavy metals.

Average content of heavy metals for three Polish and one Danish object was presented in Table 8. According to Oleszkiewicz [14] decomposition of the organic substances causes increase of heavy metals content. In conducted investigations concerning the utilisation of sludge in reed beds an amount of heavy metals doesn't exceed acceptable values for the agricultural usage.

**Table 7.** The comparison of the quality of raw sewage from the sewage treatment plant in Darżlubie and the quality of reject water from reed bed

**Tabela 7.** Porównanie jakości ścieków doprowadzanych do oczyszczalni w Darżlubiu z jakością wód ociekowych odprowadzanych ze złoża osadowego

Parametr	Raw sewage	Reject water from reed bed
Flow	100 m <sup>3</sup> /d	4 m <sup>3</sup> /d
COD <sub>Cr</sub>	1000 mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	250 mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>
N <sub>tot</sub>	100÷150 mg/dm <sup>3</sup>	12 mg/dm <sup>3</sup>
P <sub>tot</sub>	10÷20 mg/dm <sup>3</sup>	1 mg/dm <sup>3</sup>

**Table 8.** Content of heavy metals in sludge dewatered in reed beds

**Tabela 8.** Zawartości metali ciężkich w osadach odwadnianych w złożach trzcinowych

Object	Heavy metals µg/g						
	Cu	Pb	Ni	Co	Zn	Cr	Cd
Darżlubie	28.20	31.39	16.68	4.08	869.32	22.46	1.69
Swarzewo	21.96	16.44	5.44	1.28	649.32	7.04	0.92
Zambrów	150.00	38.70	11.80	3.10	1258.00	29.70	1.95
Rudkobing	260.00	–	–	–	410.00	39.00	–
Legal limit values for agriculture use in Poland <sup>*)</sup>							
	800	500	100	–	–	500	10

\*)According to the order of Ministry of Environment (Dz. U. 2002/134/1140)

## 7. Conclusions

Sludge drying reed beds are natural and very effective method of the sludge utilisation. In many cases this method can be used instead of traditional methods of sludge treatment. Reed beds are recommended especially in the country areas. Basing on results of many investigations (in pilot and technical scale) we can formulate following conclusions:

1. The important factor of correct work of systems is their proper operation allowed for right frequency of flooding and hydraulic loading.
2. An advantage of sludge drying reed bed systems is possibility of their long-term operation without necessity of emptying.
3. The volume of sludge in analysed reed beds decreased in average about 89%.
4. Sludge drying reed beds assure high degree of dewatering. After end of operation average content of dry solid is even 60% and it is lower than in mechanical equipment or in traditional sludge drying beds.
5. In conducted investigations concerning the utilisation of sludge in reed beds an amount of heavy metals doesn't exceed acceptable values for the agricultural usage.

## References

1. **Alachamowicz J., Gawkowski W.:** *The sludge handling in waste-water treatment plant in Zambrow*. Engineering and Protection of Environment, vol. 4, no 2, Częstochowa, 2001. 263÷272.
2. **Cytawa S.:** *Dewatering of sludge in reed beds*. Proceedings of the seminar of the training program "Basin of River Rawka", (Edit.) Schlößler, "Treatment, use and utilisation of sludge" Warszawa 1996. 62÷65.
3. **De Maeseneer J.L.:** *Sludge dewatering by means of constructed wetlands*. In: Proceedings of 5<sup>th</sup> International Conference on Wetland System for Water Pollution Control, Universitaet fur Bodenkultur Wien and International Association on Water Quality, XIU/2, Vienna 1996. 1÷8.
4. **Hofmann K.:** *Entwässerung und Vererdnung von Klarschlamm in Schilfbeeten*. Stuttgart 1992.
5. **Lienard A., Esser D., Deguin A., Virloget F.:** *Sludge dewatering and drying in reed beds: an interesting solution? General investigation and first trials in France*. Proceedings of the conference, "Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control". Cambridge 1990. 257÷267.
6. **Nicoll E.H.:** *Sludge treatment and disposal. Small water pollution control works*. John Wiley & Sons, New York 1998. 411÷431.
7. **Nielsen S.M.:** *Biological sludge drying in constructed wetlands*. "Constructed wetlands for water quality improvement" (Ed.) Moshihiri G.A., Lewis Publishers, Boca Raton, Florida 1993. 549÷558.
8. **Nielsen S.:** *Sludge drying reed beds*. 8<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control vol. I. Arusha International Conference Centre (AICC), University of dear Salaam 2002. 24÷39.
9. **Nielsen S.:** *Sludge Treatment in Wetland Systems*. 1<sup>st</sup> International Seminar on the use Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands. Lisboa, Portugal, 2003. 151÷185.
10. **Obarska-Pempkowiak H.:** *Constructed wetlands*. Utilisation of sewage sludge in reed beds, 2002. 199÷220.
11. **Obarska-Pempkowiak H., Tuszyńska A.:** *Utilisation of sewage sludge in reed beds*. I Congress of Environmental Engineering. Monographs of Environmental Engineering Committee PAN 33, vol. 12, Lublin 2002. 341÷360.
12. **Obarska-Pempkowiak H., Zwara W.:** *Examples of the operation of sewage sludge utilization with the application of wetlands systems in gdansk region*. Scientific Books Agricultural Academy in Wrocławiu, 293, 2. 47÷56.
13. **Obarska-Pempkowiak H., Tuszyńska A., Sobociński:** *Polish experience with sewage sludge dewatering in reed systems*. Water Science and Technology, vol. 48, no 5, 2003. 111÷117.
14. **Oleszkiewicz J.:** *The sewage sludge handling. The handbook of decider*. LEM, Kraków 1998. 284.
15. **Reinhoffer M.:** *Klarschlammvererdnung mit Schilf*. Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft. Graz 1998.
16. **Zwara W., Obarska-Pempkowiak H.:** *Polish experience with sewage sludge utilization in reed beds*. Water Science and Technology, 41(1), 2000. 65÷68.

## Doświadczenia z utylizacją osadów ściekowych w złożach trzcinowych

### Streszczenie

W ciągu ostatnich kilku lat podejmowane są próby wykorzystywania nowych, ekologicznych technologii unieszkodliwiania osadów ściekowych. Stanowią one uzupełnienie, a niekiedy mogą być stosowane zamiennie w miejsce tradycyjnych metod unieszkodliwiania takich jak: spalanie, składowanie, czy przyrodnicze zagospodarowanie.

Stosunkowo nowym rozwiązaniem są technologie wykorzystujące hydrofity (tzn. rośliny wodne i wodolubne, takie jak np.: trzcina pospolita, pałka wodna, sit, tatarak, czy wiklina) do wzrostu na mineralnym podłożu z naniesionymi warstwami osadów ściekowych. Najczęściej stosowana jest trzcina pospolita.

Hydrofitowa metoda utylizacji osadów polega na stosowaniu wielowarstwowych nawodnień osadami o niskiej zawartości suchej masy  $0,5 \div 1,0\%$  w złożach trzcinowych. Są to obiekty nadziemne (złoża) lub podziemne (baseny) zasiedlone przede wszystkim trzcina pospolita, w których nie usuwa się doprowadzonych osadów w długim okresie czasu, wynoszącym nawet  $10 \div 15$  lat

W metodzie hydrofitowej odwodnienie osadów ściekowych jest spowodowane grawitacyjnym odciekaniem wody oraz ewapotranspiracją. Odwodnione osady w złożach trzcinowych ulegają również stabilizacji. Stabilizacja jest rezultatem przemian biochemicznych osadów zachodzących w sąsiedztwie korzeni trzcin.

Osady ściekowe odwadniane w złożach trzcinowych ulegają częściowej stabilizacji i higienizacji. Otrzymywany materiał charakteryzuje się składem chemicznym zbliżonym do substancji humusowej, a więc nadaje się do rolniczego wykorzystania.

Prawidłowa eksploatacja złóż trzcinowych wymaga określenia optymalnych dawek osadów: ich ilości oraz częstotliwości doprowadzania w celu zapewnienia odpowiedniego okresu spoczynku pomiędzy kolejnymi zalewami. Ilość doprowadzanych osadów w czasie musi być dostosowana do wieku trzciny oraz zależy od rodzaju osadów i zawartości w nich suchej masy. Objętość osadów w analizowanych dotychczas złożach trzcinowych ulegała zmniejszeniu średnio o 89%.

Objętość odprowadzanych wód ociekowych ze złóż trzcinowych malała wraz ze wzrostem miąższości warstwy zgromadzonych osadów i wzrostem ich pojemności retencyjnej.

Obiekty hydrofitowe zapewniają wysoki stopień odwodnienia osadów. Po zakończeniu eksploatacji, średnia wilgotność osadów wynosi nawet około 60% i jest niższa niż w przypadku odwadniania w urządzeniach mechanicznych lub w tradycyjnych poletkach odciekowych.

Na podstawie przeprowadzonych badań wykazano, że wilgotność maleje wraz z głębokością. Oznacza to, że najmniejszą wilgotność mają warstwy najgłębsze, a więc zdeponowane najwcześniej.

Na podstawie badań przeprowadzonych w obiektach polskich i jednym duńskim wykazano, że ilości metali ciężkich w osadach odwadnianych w złożach trzcinowych nie przekraczały wartości dopuszczalnych przy rolniczym wykorzystaniu.

# Some Sediment Characteristics and Sedimentation Rates in an Arctic Fjord (Kongsfjorden, Svalbard)

*Agata Zaborska, Janusz Pempkowiak  
Institute of Oceanology, Sopot, Poland*

*Carlo Papucci  
Marine Environment Research Center, ENEA-CRAM La Spezia, Italy*

## 1. Introduction

Polar regions are thought to be susceptible to environmental perturbations resulting from global climate change [6]. Intensive reduction of the ice pack is expected to result in important changes to the structure and function of the Arctic marine environment. Recent climate changes cause glaciers to retreat, increases in meltwater outflow and intensive input of fine-grained mineral material to the coastal marine environment [39]. Significant increases of sediment flux to glacio-marine environments was also predicted by Syvitski and Andrews [41]. The understanding of recent sedimentary processes for glacier margins is therefore important to assess future changes in these systems.

Glaciomarine systems are characterised by a very complex and variable depositional setting [40]. Sedimentation in glaciated fjords is dominated by meltwater processes, effects of icebergs calving in proximal and distal basins, high sedimentation rates, seasonally stratified water masses, glacially-controlled water currents (in the vicinity of the glacier), the presence of katabatic winds (driving upwelling of water at the glacier front and changes in iceberg paths) [20, 34, 40]. Sedimentation of the material discharged by glaciers is considered to be an important factor influencing the fjord environment. It not only limits primary production, but changes physical and chemical properties of the water column and sea bottom [13, 14, 23]. The rates of sedimentation in glacial fjords (Svalbard fjords would be classified a s subpolar are usually high and can reach  $10 \text{ cm}\cdot\text{year}^{-1}$

Sedimentation rates in tidewater glacial fjords is affected by the rate of sediment production from the glacier front, the rate of sediment production from fjord walls and side streams, the topographic influence on glacier retreat causing sediment trapping and hydrological conditions as tides, currents.

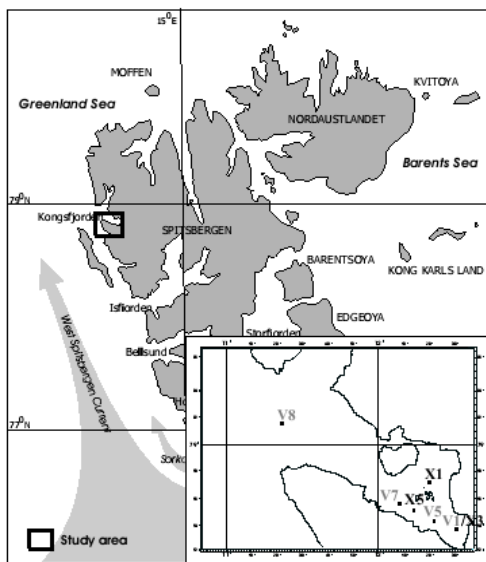
Spitsbergen is the largest of the Svalbard archipelago islands. Fjords of Svalbard provide good examples of meltwater-dominated glaciomarine processes and sediments [12]. Kongsfjorden is a flagship site of European Arctic research (mainly ecological, Hop et al. 2002). Sediment accumulation there represents glaciomarine sedimentation conditions characterised by rapid deposition of terrigenous material [39]. Sediments characteristics in Kongsfjorden have previously been evaluated using acoustic records and sediment core analysis [13, 14, 37]. These studies found high input of fine-grained sediments transported in suspension from the glacier front. Calculations of suspended matter loads in fjord waters lead to a conclusion that it might take some 500 years for the inner part of the fjord to fill up [13]. This conclusion was based on the assumption that monosulphide layers in sediments are markers of annual sediment accumulation. The sedimentation rate was estimated to be in the range of  $5\div 10$   $\text{cm}\cdot\text{year}^{-1}$ . Since then the sedimentation regime has shifted to increased loads of suspended matter in the fjord. Therefore the rates reported by Elverhøi [13] may be underestimated.

Interesting features in the Kongsfjorden sedimentation regime were recently summed up by Svendsen et al. [39]. The environment of this fjord is very complex, characterised by large spatial, seasonal and inter-annual differences in sedimentation rate. Sediment accumulation rates close to the glacier margin were estimated to be  $20\ 000\ \text{g}\ \text{m}^{-2}\cdot\text{year}^{-1}$  and  $1800\div 3800\ \text{g}\ \text{m}^{-2}\cdot\text{year}^{-1}$  in the central part of the fjord. Sedimentation rates increase even order of magnitude in few kilometres, in transect from mouth of the fjord to the glacier. Recent climate changes, increase of meltwater input, causing shifts in loads of suspended matter entering the fjord, call for continuous investigation of sedimentation processes in Kongsfjorden. Of special interest is the inner part of the fjord where huge amounts of mineral material are deposited [39]. In this paper we report results of research on sedimentation in the entire fjord. Four sediment cores were collected along a transect from the glacier to the fjord mouth in 2000. Three additional cores were collected in 2001. The collected samples have been analysed in order to:

1. describe sediment properties and changes through the fjord,
2. estimate sedimentation rate in the vicinity of the glacier (inner Kongsfjorden),
3. assess major processes influencing sediment quality and the sedimentation regime.

## 2. Study area

Kongsfjorden is a 26.1 km long and 4 to 10 km wide fjord in the north-west part of Spitsbergen (Svalbard archipelago, Fig. 1). The fjord consists of two sub-basins. The inner part of the fjord, with maximum depth of 94 m, is strongly influenced by glacier outflow. The outer basin, with depth of some 350 m, communicates with the Greenland Sea through the Kongsfjordrenna. Between the sub-basins there is a shallow (20 m deep) sill [13]. Hydrological conditions are changing seasonally. During winter water masses are homogeneous. In summer fresh water outflow from the glaciers and warmer surface water layer causes a thermal-salinity stratification [39]. Circulation of water masses differs between the two layers. During summer, winds are unable to breakdown the stable pycnocline so surface water circulates independently of the deep-water masses. Moreover, Kelvin waves generated by tides and coastal winds enter the fjord along the southern coast forcing the outflow of water along the northern side [39]. Water mass characteristics influence the position of the glacier outflow within the water column, plume integrity and sediment settling characteristics and velocities [39].



**Fig. 1.** Svalbard Archipelago and localization of sediment cores sampling stations. X – cores analysed for sedimentation rate, V – cores analysed for moisture, grain size and organic matter content

**Rys. 1.** Archipelag Svalbard oraz lokalizacja stacji poboru prób. X – rdzenie, w których badano prędkość sedymentacji, V – rdzenie, w których badano wilgoć, rozmiar ziaren i zawartość substancji organicznych

Kongsfjorden's main sources of freshwater are glacier ablation, snow-melt, summer rainfalls and melting of icebergs originating from ice calving. Kongsfjorden is influenced by three tidewater glaciers: Kongsbreen, Conwaybreen and Blomstrandbreen. Kongsbreen is one of the most active glaciers on Svalbard, retreating at a rate of  $0.20 \div 0.25 \text{ km}^3 \text{ year}^{-1}$  [33]. Glaciers supply the fjord with freshwater by both calving and melting. During melting, glacier outflow transports  $2.6 \cdot 10^5 \text{ m}^3 \text{ tons} \cdot \text{year}^{-1}$  of mineral material into the fjord [13].

Most of the discharged solid material is deposited to the fjord bottom. Sedimentation rates depend on physical properties of suspension components and on gradients of temperature and salinity, they are segregated according to sinking rate. The coarser grains are deposited close to the glacier front. However, fine particles, due to aggregation, can undergo sedimentation in the neighbourhood of glacier outflow [23]; the rest is transported with surface waters away from the glacier front and deposited in the central and outer part of the fjord.

**Table 1.** Station information and core description

**Table 1.** Informacje o stacjach i opis rdzenia

Station	Longitude °N	Latitude °E	Depth (m)	Core length (cm)	Sediment colour	Other remarks
V5	78°90	12°34	26	36	Reddish brown, lower parts brown	High water content at first 4 cm
V7	78°91	12°10	143	22	Brown	Some polychets penetrating sediment till 10 cm
V8	79°01	11°32	320	18	Dark grey	Many polychets penetrating sediment till 10 cm
V1/X3	78°89	12°47	72	30	Reddish brown	Very high water content at first 4 cm
X1	78°57	12°21	68	40	Reddish brown	Bright grey layers in the upper part
X5	78°55	12°14	127	40	Reddish brown	Bright grey layers in the upper part

The highest concentrations of suspended matter (more than  $300 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ) were found in the surface water layer between 0 and 10 m depth, close to the glacier front. Similar suspended matter concentrations were measured at 10 m depth at a distance of, 5 km from the glacier [45].



### **3. Materials and methods**

#### **3.1. Sample collection**

Sediment cores were collected in July 2000 and July 2001 from the r/v "Oceania" by Niemistö corer (Niemistö, 1974). Four stations were selected for examination of sediment properties, while three additional cores were used to quantify sediment accumulation rates (fig. 1). Cores were 80 mm diameter with lengths ranging from 18 to 36 cm. Cores were sliced onboard the ship into 10 mm thick layers, transferred to plastic bags, and deep-frozen until analysis on shore.

#### **3.2. Laboratory analysis**

##### *3.2.1. Moisture, Grain size, organic matter, POC, PON*

Moisture contents were calculated based on loss on drying at 60°C. Based on information of sediment grain size it's possible to study trends in surface processes related to the dynamic conditions of transportation and deposition [35]. Grain size measurements were determined using a combination of sieving and the hydrometer method. Sediment samples were first sieved using 2 mm and 0,63 mm mesh sieves. For finer fractions evaluation of the hydrometer method was used [4]. The arithmetic mean, sorting, modal frequencies were calculated using logarithmic method of moments [17, 31]. Organic matter content was measured as loss on ignition at temperature 450°C for 4h. Organic carbon ( $C_{org}$ ) and organic nitrogen ( $N_{org}$ ) concentrations were measured in a CHN elemental analyser Perkin Elmer 2400.

##### *3.2.2. Radioisotope analysis*

Samples were analysed for  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in the ENEA, La Spezia laboratory. Before analyses samples were dried in temperature 45°C and homogenised. Activities of  $^{210}\text{Pb}$  (46.5 KeV), and  $^{137}\text{Cs}$  (661.7 KeV) were measured in HPGe detectors for 80000 seconds. The calibration was performed using a certified IAEA source with the same geometry.

The  $^{210}\text{Pb}$  method was used to estimate sediment accumulation rates. The  $^{210}\text{Pb}$  dating method can be applied to the measurement of sedimentation rate in lakes, estuaries and coastal marine sediments [22, 30].  $^{210}\text{Pb}$  (half-life=22.3 y) is ascribed to its precursor  $^{222}\text{Rn}$ . Radon, a daughter product of  $^{238}\text{U}$ , is a noble gas. Part of it is released from rocks. In the atmosphere  $^{222}\text{Rn}$  undergoes radioactive decay. Through a few short-lived products this leads to  $^{210}\text{Pb}$ .  $^{210}\text{Pb}$  is removed from the atmosphere by dry and wet precipitation. It is assumed that the supply of this isotope is constant at given locality.  $^{210}\text{Pb}$  is

highly particle reactive and is sorbed from the dissolved phase onto sinking particles [29]. Experiments have shown that  $^{210}\text{Pb}$  is sorbed mainly by finer particles [26]. An association with organic carbon [1] and absorption by biota [3] has also been observed. This natural removal from the water column results in an excess of  $^{210}\text{Pb}$  in sediments. Apart from the amount of  $^{210}\text{Pb}$  brought to sediments from the atmosphere (excess  $^{210}\text{Pb}$ ), a fraction of  $^{210}\text{Pb}$  is produced in the course of the  $^{222}\text{Rn}$  decay in the sediments. The activity of supported  $^{210}\text{Pb}$  was estimated from activities of  $^{214}\text{Pb}$  and  $^{214}\text{Bi}$  assuming isotopic equilibrium between nuclides. Sediment depths in profiles were corrected for porosity (calculated from moisture and sediment density) of sediments. The constant rate of supply model [2] was used to calculate sedimentation rates from the excess  $^{210}\text{Pb}$  vs depth profiles.  $^{137}\text{Cs}$  activity profiles were utilised to validate the  $^{210}\text{Pb}$  dating results. The history of  $^{137}\text{Cs}$  inputs to the environment from atmospheric thermonuclear tests (1952, 1961÷62), major accidents (for instance Chernobyl 1986), and routine discharges are well-established [36].

## 4. Results and discussion

### 4.1. Moisture

Moisture content of fine-grained and coarse-grained sediments differs substantially. It is influenced by sediment compaction and composition. In the inner part of Kongsfjorden, in the vicinity of the glacier, water contents in sediments ranges between 56.5% – in upper layers, and 28.5% – in lower layers of the core. Since pressure from overlying sediment layers results in water displacement and leads to decreased moisture of subsurface sediments, high moisture and weak compaction of surface sediments indicates large and recent sedimentation of inorganic particles [20, 40].

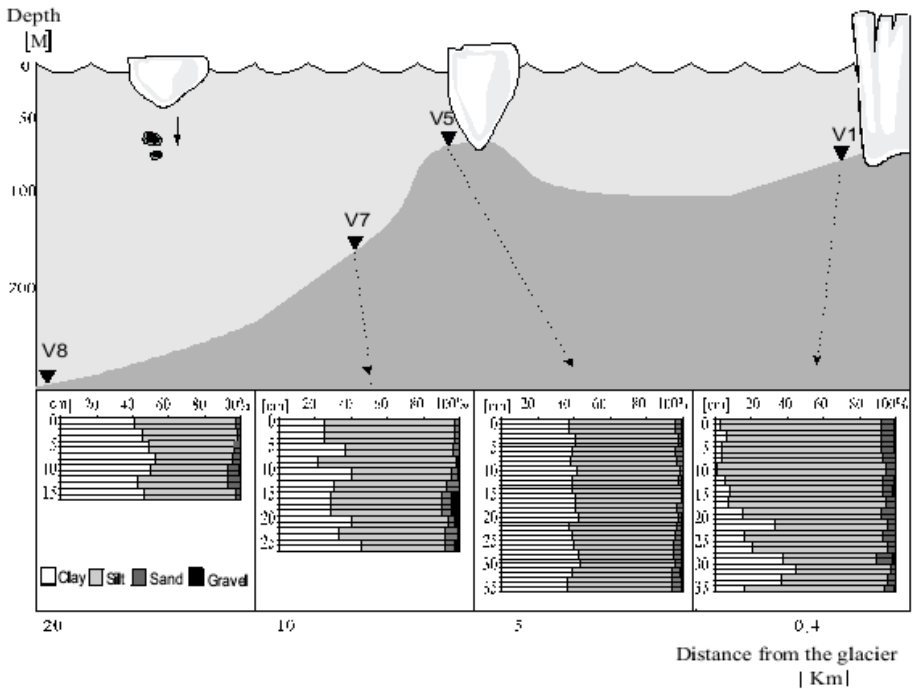
There is also high (42.1% to 56.7%), relatively more constant, water contents in sediments collected from the outer part of the fjord. This is probably due to the large proportion of fine-grained material: clay minerals with organic matter admixtures capable of water retention.

### 4.2. Grain size

Kongsfjorden's sediment grain size distributions vary with distance from the glacier and local sedimentation conditions (Fig. 2). Generally, sediments are fine-grained indicating deposition from water column suspensions or turbidity currents. It is worth noting that the contribution of the clay fraction (1.0%÷8.4%) in the uppermost segment of the station V1, collected close to the glacier, is much smaller than in the subsurface segment (15.6%÷45%). This difference could have been caused by a change in a) the glacier outflow, b)

temperature-salinity stratification (aggregation of fine particles), and/or c) the hydrodynamic conditions, which lead to the offshore transport of fine-grained material. The increase of fine fractions in both V7 and V8 cores would support the conclusions.

On the sill, close to Lovenoyane, small difference between granulometry of surface and subsurface layers was found (silt 52.1% to 60.5%, clay 36.1% to 43.3%). The uniform granulometric profile is attributed to surface mechanical mixing, confirmed by  $^{210}\text{Pb}$  profiles. Most likely the phenomenon is caused by anchoring icebergs that scour the sea bottom in shallow areas of the fjord (Station V5 was situated at the depth of 26m). Larger icebergs (up to 10 m high) often anchor in the Lovenoyanne archipelago [11]. Simultaneously this sill acts as a trap for the finest material.



**Fig. 2.** Cross section along the fjord depicting: A – Water depth and iceberg friction against the bottom, B – Grain size distribution in sediments

**Fig. 2.** Przekrój przez fjord opisujący: A – głębokość wody i tarcie gór lodowej o dno, B – rozkład rozmiaru ziaren w osadzie

Variations in the grain size profile were found in core V7 collected from the steep slope (silt 71.6% in the upper layers to 46.5% in the deepest layer).

This might be attributed to redeposition and resuspension. Beds and laminae that exhibit a range of particle sizes can be produced by turbidity currents (sediment slumping on the slopes) [34]. Sediments from the outer part of the fjord (station V8) were exhibited a homogenous distribution of silty clays. This suggests stable sedimentation conditions at the site.

The relatively high proportion of coarse material (sand+gravel, up to 10.4%) in Kongsfjorden sediments is, most likely, caused by material deposited to the bottom from icebergs, which melt in this area, releasing material [11]. Icebergs are the main mechanism by which coarse-grained material can be transported to the deep ocean [12]. The sedimentation rate of debris content from icebergs has been estimated to range from  $0.1\div 0.8$  cm·year<sup>-1</sup> based on two Spitsbergen fjords [10].

Sediment grain sizes in Kongsfjorden was previously measured on three stations by Fetzer et al. [16]. These authors noticed that silt and clay fractions dominate in the fjord, an increase in the sand fraction from the inner to outer part of Kongsfjorden and a significant proportion of pebbles (1.6%) in the inner part of the fjord. This situation was not observed in our study. Pebbles were found along the whole fjord in similar proportions (averages for cores: V1-1.5%, V5-0.9%, V7-1.7%, V8-1.0%). No variation in concentration of ice-rafted debris within several kilometres of a glacier front (Muir Inlet, Alaska) was also noticed by Mackiewicz et al. [34].

Grain size of glaciomarine sediments was described by Gilbert et al. [19] in two Greenland fjords (Akulliit and Kangerluk). Generally the silty fraction dominated in the Akulliit fjord, but close to the fjord head (mouth), and further from the glacier front, a higher proportion of the sandy-silt fraction was found, while the clay class component was stable at 5%. In the mouth of the fjord the clay content increased to an average of 13%. Fine-grained sediments were found in Kangerluk. Close to the fjord head the clay content was 40%, while it reached 78% at the distal part of the fjord. Fine-grained sediments occur also in three Greenland fjords studied by Smith and Andrews [38]. Also in other fjords of Svalbard fine-grained deposits originating from surface overflow were measured [13].

#### 4.3. Statistical description

The arithmetic mean (in phi scale) of all sediment samples was higher than 2 phi (what could suggest that the sediments were transported as suspension). Arithmetic mean calculated for the core V1 was a bit lower than for the other cores (tab. 2)

All sediments of Kongsfjorden were very poorly sorted (table 2). Such sorting ( $\sigma_\phi$ ) values are characteristic for sediments originated from glacier material.

From mode frequencies calculation we can conclude that as for all cores, sediments had two modes, there is a stabile process (with two “active periods”) influencing sedimentation. We would suggest tides to be this factor.

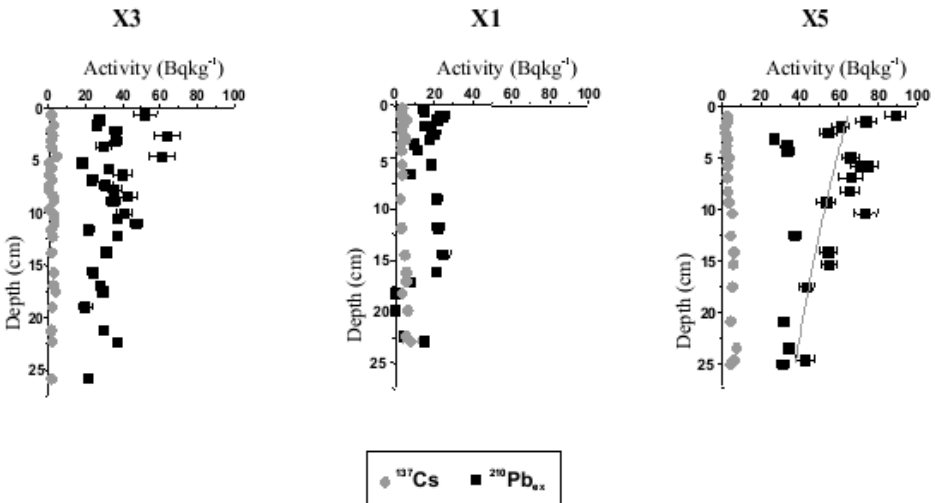
**Table 2.** Statistical description of sediment samples

**Table 2.** Statystyczny opis próbek osadów

Station	Arithmetic mean ( $\phi$ )	Sorting ( $\sigma_\phi$ )
V1	5.8÷7.1.	2.0÷2.9
V5	7.1÷8.4	2.0÷3.4
V7	7.0÷8.3	2.3÷3.4
V8	7.7÷8,7	2.6÷3.6

#### 4.4. $^{210}\text{Pb}$ dating

Profiles of  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{137}\text{Cs}$  activities are presented in Fig. 3. Supported  $^{210}\text{Pb}$  values ranged from  $32.3 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  for sediments taken from the sill (core X5) to  $32.9 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  for sediments taken close to the glacier outflow. The cores were not long enough to reach the “ $^{210}\text{Pb}$  supported” layers.



**Fig. 3.** Activity of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  in sediment cores collected in transect from Kongsbreen to the mouth of Kongsfjorden

**Fig. 3.** Aktywność  $^{137}\text{Cs}$  i  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  w rdzeniach osadów pobranych w przekroju od Kongsbreen do ujścia Kongsfjorden

In the core X3, collected close to the glacier,  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  was present in whole core and ranged from  $63.5 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  to  $18.0 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . The  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  profile in this core was disturbed and the secular equilibrium between  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{226}\text{Ra}$  was not reached, therefore sedimentation rate can't be derived from the profile [2, 36]. A very high sedimentation rate in the vicinity of the glacier is assumed, with sediment flux up to  $20000 \text{ g m}^{-2} \text{ y}^{-1}$  [39].

$^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  activity varies from  $24.9 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  to  $4.3 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  in core X1. The profile (to approximately 35 cm) is typical of sediment with surface mixing [36]. That mixing can be caused by bioturbation processes but benthic organisms found in this region reached just 12 cm depth. Therefore mixing of sediments is more likely the result of scouring by icebergs. Station X1 was situated close to the Lovenoyane Archipelago where icebergs are frequently observed anchored [11]. Because of discontinuity of  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  profile and the absence of exponential decrease, sedimentation rate can not be evaluated at this station.

$^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  activity varies from  $89,1 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  to  $31,6 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  in core X5. This profile is very disturbed too, and the exact sediment accumulation rate cannot be calculated. Estimation of accumulation rate can be mathematically forced considering an exponential decrease of  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  activity observed in subsurface part of the profile. Discontinuity in the surface layers may be caused by sediment mixing due to physical and biological phenomena or change in mineral composition of sediments. The sediment accumulation rate estimation was performed without surface mixed layer and using  $^{210}\text{Pb}$  supported (known from  $^{214}\text{Bi}$  and  $^{214}\text{Pb}$  data). It was estimated (as lower limit) to be  $2 \text{ cm}\cdot\text{y}^{-1}$ .

$^{137}\text{Cs}$  activity was detected in all sediment samples. This indicates that sediments were deposited after the massive  $^{137}\text{Cs}$  introduction to the environment (late 50`s) and supports the conclusions derived based on the  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  profiles.

The sediment in glaciomarine environments can be derived from glacier meltwater and/or drifting icebergs [12, 20, 38]. Alaskan fjords are typical examples of areas with high sedimentation from glacier meltwater [8]. In most Alaskan and Canadian fjords sedimentation rates are very high near the glacier front, decreasing exponentially away from the source [18, 42]. Layers with just  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  were observed in several cores from the Glacier Bay fjord, Alaska [9] too. The author attributed the feature to very high sedimentation rate in the ice-proximal basins. Activities of supported  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  were measured to a depth of 60 cm in a core collected 50 km from the glacier. The estimated sediment accumulation rate ranged from  $82 \text{ cm}\cdot\text{year}^{-1}$  (near the Muir Glacier) to  $16 \text{ cm}\cdot\text{year}^{-1}$  (in the distal part of Glacier Bay). In another study, Cowan [7] reported sedimentation rates in

the Alaskan fjords ranging from 200 to 2000 cm·year<sup>-1</sup>. By contrast sediments in Greenland fjords are derived from melting icebergs and sedimentation rates are thus much lower [43]. A sedimentation rate of 5.3 cm·year<sup>-1</sup> was measured in the glacier head in Kangerdlugssuaq Fjord (East Greenland) by Syvitski et al. [43].

Fjords containing glaciers (Alaskan, Greenland fjords and Kongsfjorden) were chosen for comparison (Table 3). Although these fjords have similar physical settings (length, width, depth), we should remember that glacier erosion rates in Alaskan fjords are two orders of magnitude higher then reported for Svalbard glaciers [25]. Sedimentation rates measured for station X5, several kilometres from the glacier in this study (2 cm·year<sup>-1</sup>), seems to be low compared to sedimentation rates found in Alaskan fjords.

**Table 3.** The comparison of sedimentation rates between similar arctic fjords with temperate glaciers

**Table 3.** Porównanie prędkości sedymentacji w podobnych fiordach arktycznych z umiarkowanymi lodowcami

Arctic fjords with temperate glaciers	Distance from the glacier	Accumulation rate [cm/year]
Alaskan glaciers (Powell, 1991)	Glacier head	Up to 500
Alaskan fjords [7]	1km	200÷2000
Tarr Inlet, Glacier Bay, Alaska [5]	1.5km	82
	7km	40
	9km	19
	12km	6
	15km	3.2
Muir Glacier, Alaska [9]	2km	82
	5km	33
	6km	20
	7km	16
Kangerdlugssuaq Fjord, Greenland [43]	Gracier head	5.3
	50km	1.4
Kongsbreen Glacier, Kongsfjorden, Svalbard (this study)	4km	2.5

#### 4.5. Organic matter

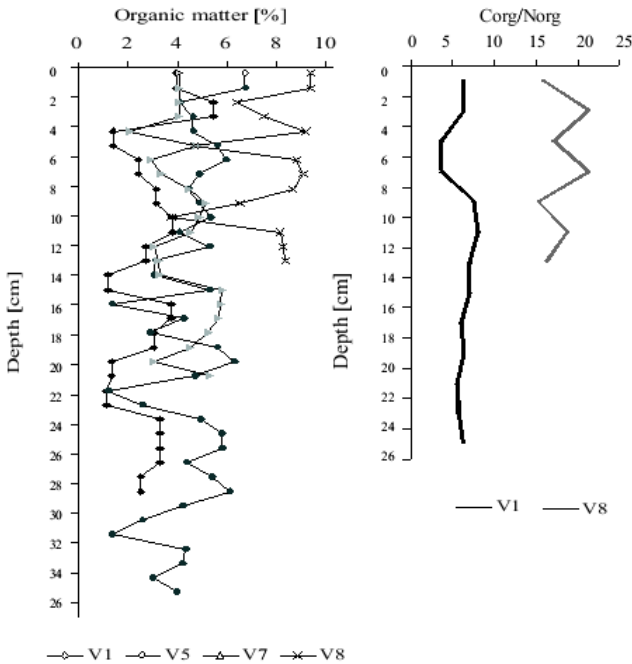
Organic matter concentrations in sediments vary along the investigated transect (Fig. 4). Low concentrations of organic matter (average 2.7%) close to the glacier are related to limited primary production and is most likely due to limited transparency of water caused by suspended matter. Corf for sediments

collected at station V1 (close to the glacier) ranged from 0.10% to 0.21%. Results for station V8 (situated in the outer part of the fjord) were much higher and ranged from 2.59% to 3.42%.



This is accompanied by low benthic biomass due to sediment dynamics and low food supply [44]. Moreover high sediment accumulation rates cause "dilution" of organic matter by mineral particles [24]. Low organic production in fjords was also reported by Smith and Andrews [38] and is attributed to high terrigenous sediment accumulation associated with large drainage areas.

In the outer part of the fjord, sediments are highly bioturbated indicating a dense benthic community. The high content of organic matter (up to 9.4%) in sediments supports this conclusion. It may be attributed to suitable environmental conditions including a thicker euphotic zone due to decreased turbidity.



**Fig. 4.** Profiles of organic matter (loss on ignition) and  $C_{org}/N_{org}$  ratio in two selected sediment cores

**Fig. 4.** Profile zawartości substancji organicznych (strata po prażeniu) oraz stosunku  $C_{org}/N_{org}$  w dwóch wybranych rdzeniach osadów

Similar values of organic matter concentration were found in other Arctic fjords. Fine-grained and strongly bioturbated sediments were found in the mouth of the Kangerdluk fjord, Greenland. The organic mater content there ranged from 6 to 8% [21]. In other fjords organic matter content ranged from 5.5% in the inner Akullit fjord to 7% near the mouth of the fjord, reaching up to 9% in the distal part of Kuanersuit fjord [19].

#### 4.6. $C_{org}/N_{org}$

Small  $C_{org}/N_{org}$  ratios (3.7÷7.4) in sediments of the inner part of the fjord (Fig. 4) indicate sedimentation of fresh organic matter. Similar  $C_{org}/N_{org}$  ratios in inner Kongsfjorden sediments (3.8) were reported by Fetzer et al. [16]. This feature may be attributed to zooplankton removal in the contact zone of saline and freshwater, from glacier outflow, reported for Kongsfjorden by Zajczkowski and Legezynska [46].

In sediments collected at the fjord mouth the  $C_{org}/N_{org}$  ratio ranged from to 15.3÷21.4. The  $C_{org}/N_{org}$  profile in the core collected from the outer fjord shows variability exceeding the precision of the determinations. High degradation of organic matter was tentatively attributed to longer sedimentation time caused by the increased water depth (more than 300 m). Other explanations of the phenomena may be also a change in the organic matter source (e.g. a terrestrial source) and quality.  $C_{org}/N_{org}$  ratios of 9.9 were found out of Kongsfjorden by Hulh et al. [27]. Based on high  $C_{org}/N_{org}$  ratios and high concentrations of organic carbon they also suggested the possibility of a terrestrial source of organic matter.

### 5. Summary and conclusions

Here we present a summary of some sedimentation features in Kongsfjorden (table 4). All investigated sediments of the Kongsfjorden were classified as mud, but the proportion of clay increased with distance from the glacier. Sediment granulometry was affected by local conditions of sedimentation. High moisture content of sediment surface layers close to the glacier is due to intensive, recent sedimentation of material brought with the glacier. This study of glacial marine sediment in Kongsfjorden indicates high and varying sedimentation rates in the inner fjord. Accurate determination of the sediment accumulation rates was difficult since the  $^{210}\text{Pb}$  dating method proved to be unsuitable for measuring exceptionally high sedimentation rates in the glacier proximal zone. The organic matter concentration in sediments increases with distance from the glacier.

**Table 4.** Summary of sedimentation characteristic features in the Kongsfjorden**Table 4.** Podsumowanie charakterystycznych cech sedymentacji w Kongsfjorden

Property	Inner fjord	Central fjord	Outer fjord
Concentration of suspended matter in surface water			
Inorganic matter	up to 340 gm <sup>-3</sup> [45]	25-30 gm <sup>-3</sup> [45]	<20 gm <sup>-3</sup> [45]
Organic matter	20 000 gm <sup>-3</sup> [45]	1800÷3800 gm <sup>-3</sup> [45]	200 gm <sup>-3</sup> [45]
Sedimentation rate	800 gm <sup>-2</sup> day	200 gm <sup>-2</sup> day	25 gm <sup>-2</sup> day
Accumulation rate	Very high 5÷10 cm/year (lamination [13]) 6÷8 cm/year (acoustic records [14]) 20,000 gm <sup>-2</sup> year <sup>-1</sup> (sediment traps [39])	High 5÷10 cm/year (lamination [13]) 0.1÷0.2 cm/year (acoustic records [14]) 1,800÷3,800 gm <sup>-2</sup> year <sup>-1</sup> (sediment traps [39]) 2.5 cm year <sup>-1</sup> or 56,000 gm <sup>-2</sup> year <sup>-1</sup> (by <sup>210</sup> Pb method, this study)	Lower  0.04 cm/year (acoustic records [14]) 200 gm <sup>-2</sup> year <sup>-1</sup> (sediment traps [39])
Sediment type	Sandy silts [13] Sandy silts (this study)	Silts [13, 14] Silts (this study)	Silts [14] Silty clays (this study)
Dropstone fraction	Present [13] Present (this study)	Present [13, 14] Present (this study)	Present [14] Present (this study)
Bentic biomass	Low [44]		High [44]
Posibility of icebergs scraching	Absent	Present [14]	Absent
Bioturbation tracks	Absent (this study)	Present ([14], this study)	Present ([14], this study)

## 6. Acknowledgements

We thank the crew of r/v Oceania for their help during the cruises. Part of this study was a master thesis for the first author supervised by prof. Halina Piekarek-Jankowska, whom we would like to thank. We thank also dr Dorota Burska for help with C<sub>org</sub> and N<sub>org</sub> analyses. We also thank prof. Jan Marcin Weslawski for making facilities and equipment in the Ecology Department available for the study. Part of the laboratory work was carried out at ENEA through an ENEA fellowship. The project was supported by grant no. 3P04E 02525 from the Polish National Committee for Scientific Research.

## References

1. **Ab Razak, I. A., Li A., Christensen E.R.:** *Association of PAHs, PCBs, Cs-137 and Pb-210 with clay, silt and organic carbon in sediments.* Wt. Sci. Tech. 34 (7-8), 1996. 29÷35.
2. **Appleby P. G., Oldfield F.:** *The calculation of Lead-210 dates assuming a constant rate of supply of unsupported <sup>210</sup>Pb to the sediment.* Catena 5, 1978. 1÷8.
3. **Boisson F., Cotret O., Fowler S.W.:** *Bioaccumulation and retention of lead in the mussel Mytilus galloprovincialis following uptake from seawater.* The Science of the Total Environment 222, 1998. 55÷61.
4. **Bouyoucos G.J.:** *Hydrometer Method Improved For Making Particle Size Analyses of Soils.* Agron. Jour. 54, 1962. 464÷465.
5. **Cai J., Powell R.D., Cowan E.A., Carlson P.R.:** *Litofacies and seismic-reflection interpretation of temperate glaciomarine sedimentation in Tarr Inlet, Glacier Bay, Alaska.* Marine Geology, 143, 1997. 5÷37.
6. **Clarke A. And Harris C.M.:** *Polar marine ecosystems: major threats and future change.* Environmental Conservation 30 (1), 2003. 1÷25.
7. **Cowan E.A., Powell R.D.:** *Ice-proximal sediment accumulation rate in a temperate glacial fjord, southeastern Alaska.* In: Anderson J. B., Ashley G. M.(eds.), *Glacial Marine Sedimentation: Paleoclimate Significance*, Special Paper 261, 1991. 61÷73.
8. **Cowan E. A., Cai J., Powell R.D., Clark J. D., Pitcher J.N.:** *Temperate glaciomarine varves: and example from Disenchantment Bay, Southern Alaska.* J. Sediment. Res. 67 (3), 1997. 536÷549.
9. **Cowan E.A., Seramur K.C., Cai J., Powell R.D.:** *Cyclic sedimentation produced by fluctuations in meltwater discharge, tides and marine productivity in an Alaskan fjord.* Sedimentology 46, 1999. 1109÷1126.
10. **Dowdeswell J.A., Dowdeswell E.K.:** *Debris in icebergs and rates of glaciomarine sedimentation: observations from Spitsbergen and a simple model.* Journal of Geology, 97, 1989. 221÷231.
11. **Dowdeswell J.A, Forsberg C.F.:** *The size and frequency of icebergs and bergy bits derived from tidewater glaciers in Kongsfjorden, Northwest Spitsbergen.* Polar Research 11, 1992. 81÷91.

12. **Dowdeswell J.A., Elverhøi A., Spielhagen R.:** *Glaciomarine sedimentary processes on the polar north Atlantic margins.* Quaternary Science Reviews 17, 1998. 243÷272.
13. **Elverhøi A., Liestol O., Nagy J.:** *Glacial erosion, sedimentation and mikrofauna in the inner part of Kongsfjorden, Spitsbergen.* Norsk Polarinstitutt Skrifter 172, 1980. 33÷61.
14. **Elverhøi A., Lonne O., Seland R.:** *Glaciomarine sedimentation in a modern fjord environment, Spitsbergen.* Polar Research 1, 1983. 127÷149.
15. **Elverhøi A.:** *Glacigenic and associated marine sediments in the Weddell Sea, fjords of Spitsbergen and the Barents Sea: A review.* Marine Geology 57, 1994. 53÷88.
16. **Fetzer I., Lonne O.J., Pearson T.:** *The distribution of juvenile benthic invertebrates in an arctic glacial fjord.* Polar Biology 25, 2002. 303÷315.
17. **Folk R.L.:** *A review of grain-size parameters.* Sedimentology 6, 1956. 77÷93.
18. **Gilbert R., Aitken A.E., Lemmen D.S.:** *The glaciomarine sedimentary environment of Expedition Fiord. Canadian High Arctic.* Marine Geology 110, 1993. 257÷273.
19. **Gilbert R., Nielsen N., Desloges J.R., Rasch M.:** *Contrasting glaciomarine sedimentary environments of two arctic fjords on Disko, West Greenland.* Marine Geology 147, 1998. 63÷83.
20. **Gilbert R.:** *Environmental assessment from the sedimentary record of high-latitude fjords.* Geomorphology 32, 2000. 295÷314.
21. **Gilbert R., Nielsen N., Möller H., Desloges J.R., Rasch M.:** *Glaciomarine sedimentation in Kangerdluk (Disco Fjord), West Greenland, in response to a surging glacier.* Marine Geology 191, 2002. 1÷18.
22. **Goldberg E.D.:** *Radioactive dating.* IAEA Symp., 1963. 121÷131.
23. **Gorlich K.:** *Glacimarine sedimentation of muds in Hornsund fjord, Spitsbergen.* Ann. Soc. Geol. Polniae 56, 1986. 433÷477.
24. **Gorlich K., Węśławski J.M., Zajączkowski M.:** *Suspension settling effect on macrobenthos biomass distribution in the Hornsund fjord, Spitsbergen.* Polar Research 5, 1987. 175÷180.
25. **Hallet B., Hunter L., Bogen J.:** *Rates of erosion and sediment evacuation by glaciers: A review of field data and their implications.* Global and Planetary Change 12, 1996. 213÷235.
26. **He Q., Walling D.E.:** *Interpreting Particle Size Effects in the Adsorption of Cs-137 and Unsupported Pb-210 by Mineral Soils and Sediments.* J. Environ. Radioactivity 30 (2), 1996. 117÷137.
27. **Hulth S., Hall P.O.J., Blackburn H., Landén A.:** *Arctic sediments (Svalbard): pore water and solid phase distributions of C, N, P and Si.* Polar Biology 16, 1996. 447÷462.
28. **Inderbitzen A.L.:** *Empirical relationships between physical properties for recent marine sediments off southern California.* Marine Geology 9, 1970. 311÷329.
29. **Ivanovich M., Harmon R.S.:** *Uranium Series Disequilibrium, Applications to Environmental Problems.* Oxford Science Publications, 1982. pp. 571.
30. **Koide M., Bruland K.W., Goldberg E. D.:** *Th-228/Th-232 and <sup>210</sup>Pb geochronologies in Marine and Lake Sediments.* Gochim. et Cosmochimica Acta 37, 1973. 1171÷1187.

31. **Krumbein W.C.:** *Size frequency distribution of sediments.* Journal of Sedimentary Petrology 4, 1934. 65÷77.
32. **Lønne I.:** *Sedimentary facies and depositional architecture of ice-contact glaciomarine systems.* Sedimentary Geology 98, 1995. 13÷43.
33. **Lefauconnier B., Hagen J.O., Rudant J.P.:** *Flow speed and calving rate of Kongsbreen glacier, Svalbard, using SPOT images.* Polar Research 13 (1), 1994. 59÷65.
34. **Mackiewicz N.E., Powell R.D., Carlson P.R., Molnia B.F.:** *Interlaminated ice-proximal glaciomarine sediments in Muir Inlet, Alaska.* Marine Geology 57, 1984. 113÷147.
35. **McCave I.N., Syvitski J.P.M.:** *Principles and methods of particle size analysis.* In J.P.M. Syvitski (ed.) *Principles, Methods, and Applications of Particle Size Analysis.* New York, Cambridge University Press, 1991. 3÷21.
36. **Pempkowiak J.:** *Enrichment factors of heavy metals in the southern Baltic surface sediments date with Pb-210 and Cs-137.* Environ. Int. 17, 1991. 421÷428.
37. **Sexton D.J., Dowdeswell J.A., Solheim A., Elverhøi A.:** *Seismic architecture and sedimentation in northwest Spitsbergen fjords.* Marine Geology 103, 1992. 53÷68.
38. **Smith L.M., Andrews J.T.:** *Sediment characteristics in iceberg dominated fjords, Kangerlussuaq region, East Greenland.* Sedimentary Geology 130, 2000. 11÷25.
39. **Svendsen H., Beszczynska A., Lafauconnier B., Tverberg V., Gerland S., Hagen J., Orbeak O., Bischof J.B., Papucci C., Zajaczkowski M., Azzolini R., Bruland O., Wiencke C., Whinther J.G., Hodson A., Mumford P.:** *The physical environment of Kongsfjorden-Krossfjorden: – an Arctic fjord system in Svalbard.* Polar Research 21, 2002. 133÷166.
40. **Syvitski J.P.M., Burell C.D., Skei J.M.:** *Fjords. Processes and Products.* Springer-Verlag. New York, 1987. pp.379.
41. **Syvitski J.P.M., Andrews J.T.:** *Climate change: numerical modelling of sedimentation and coastal processes, eastern Canadian Arctic.* Arct. Alp. Research 26, 1994. 199÷212.
42. **Syvitski J.P.M., Shaw J.:** *Sedimentology and Geomorphology of fjords.* In: Perill G.M.E. (ed) *Geomorphology and Sedimentology of Estuaries.* Developments in Sedimentology 53, 1995. 113÷178.
43. **Syvitski J. P.M., Andrews J.T., Dowdeswell J.A.:** *Sediments deposition in an iceberg-dominated glaciomarine environment, East Greenland: basin fill implications.* Global and Planetary Change 12, 1996. 251÷270.
44. **Wlodarska-Kowalczyk M., Pearson T.H.:** *Soft-bottom macrobenthic faunal associations and factors affecting species in an Arctic glacial fjord (Kongsfjord, Spitsbergen).* Polar Biol. 27, 2004. 155÷167.
45. **Zajaczkowski M.:** *Dopływ i sedymentacja zawiesiny w wybranych fiordach zachodniego Spitsbergenu.* Doctor thesis, in polish, 2000.
46. **Zajaczkowski M., Legezynska J.:** *Estimation of zooplankton mortality caused by an Arctic glacier outflow.* Oceanologia 43 (3), 2001. 341÷351.

## **Wybrane własności osadów oraz prędkości sedymentacji w arktycznym fiordzie (Kongsfjorden, Svalbard)**

### **Streszczenie**

Uważa się, że regiony podbiegunowe są wrażliwe na zaburzenia środowiskowe wynikające ze zmian klimatu. Ostatnie zmiany klimatu powodują wycofanie się lodowce, wzrost odpływu wód roztopowych i intensywne wprowadzanie materiału drobnoziarnistego nadbrzeżnego środowiska morskiego. Zrozumienie niedawnych procesów sedymentacyjnych w pobliżu lodowców jest więc ważne, aby ocenić przyszłe zmiany w tych systemach.

W artykule przedstawiono wyniki badań osadów oraz prędkości sedymentacji w Kongsfjorden (Svalbard). Rdzenie osadu zostały pobrane wzdłuż przekroju od lodowca Kongsbreen do ujścia Kongsfjorden. Rdzenie datowano za pomocą  $^{210}\text{Pb}$  i analizowano w nich zmienność, wzdłuż całego rdzenia, wielkości ziaren, zawartości wilgoci, zawartości substancji organicznych (strata po prażeniu) oraz  $C_{\text{org}}$  i  $N_{\text{org}}$ .

Prędkość gromadzenia się osadów wynosząca  $2 \text{ cm-rok}^{-1}$  (oznaczona za pomocą  $^{210}\text{Pb}$ ) była oszacowana w jednym rdzeniu (pobrany 4 km od wylotu lodowca). Wysoka prędkość gromadzenia się osadu zgadzała się z profilem  $^{137}\text{Cs}$ . W sąsiedztwie lodowca metoda  $^{210}\text{Pb}$  okazała się nieodpowiednia do datowania osadów.

Analizy wielkości ziaren pokazały zróżnicowanie osadów w Kongsfjorden. Jest to spowodowane przez różne warunki sedymentacji w regionach graniczących z fiordem. W rdzeniu pobranym obok lodowca wzdłuż jego długości stwierdzono zmiany w wielkości ziaren (zawartość gliny: górna część  $1,0\% \div 6,5\%$ , głębsza część  $15,6\% \div 45,0\%$ ). Osady w rdzeniu pobranym w płytkiej wodzie były homogeniczne. Najdrobniejsze osady osadziły się w zewnętrznej części Kongsfjorden. Pomimo faktu, że góry lodowe zazwyczaj nie dopływają po zewnętrznej części fiordu, to w osadach stwierdzono duży procentowy udział rumoszu pochodzenia lodowcowego (piasek + kamyki do 8%).

W obrębie regionu frontu lodowca stwierdzono niskie stężenia substancji organicznych, jako wynik małej produkcji pierwotnej, małej biomasy i rozcieńczenia materii organicznej w ogromnych ładunkach materiału nieorganicznego. Natomiast w zewnętrznej części fiordu stężenie substancji organicznych sięgało 9,4%. Wysoka zawartość wody w powierzchniowych warstwach osadów w pobliżu lodowca wynika z intensywnej niedawnej sedymentacji materiału naniesionego przez lodowiec.

Badania pokazały, że system wewnątrz Kongsfjorden jest systemem o szybkiej sedymentacji i zmiennym rozkładem własności osadu, co wynika z procesów lodowcowych, które wpływają na cząstki zawiesiny i prędkości opadania, pierwotną i wtórną produkcję. Ekstensywne przetwarzanie osadów powierzchniowych w zewnętrznej części fiordu spowodowane bioturbacją i procesami fizycznymi, ma wpływ na własności osadu dna morskiego.

# Persistent Organic Pollutants in Plankton from the Gulf of Gdańsk

*Ksenia Pazdro, Maria Łotocka*

*Institute of Oceanology, Polish Academy of Sciences, Sopot*

## 1. Introduction

Persistent organic pollutants (POPs) are widespread, ubiquitous compounds, which can be found in all types of environmental compartments [7, 15]. They include a wide range of compounds like dioxins, polychlorinated biphenyls (PCBs), and several organochlorine pesticides [32]. PCBs and organochlorine pesticides like lindane, HCB, DDT and its derivatives have been produced and used for several decades. Despite a ban in many countries, on their use, these compounds persist in various abiotic and biotic compartments resulting in bioaccumulation and biomagnification in the food chain [20]. Polycyclic aromatic hydrocarbons are a group of common environmental contaminants, originating from anthropogenic sources as well as from natural processes [22]. They exhibit properties similar to those of persistent chloroorganic pollutants. Occurrence of PAHs in the environment is of great interest due to their carcinogenic properties [33, 34]. A large variety of POPs are transported into estuarine environments through different input pathways, such as riverine and municipal sewage discharges, run-off from nonpoint sources and atmospheric deposition [10, 16]. It is well established that organic contaminants present in water, air and sediments migrate into organisms such as invertebrates, fish, plants, mammals and birds and may then undergo subsequent transport from organism to organism in food [28]. Thus, POPs are the group of contaminants remaining a cause for concern.

Gulf of Gdańsk, due to the geographical layout and as a catchment area of an industrialized region, is obviously exposed to large and changing loads of environmental pollutants. At the same time this area is characterized by high biomass of organisms from different trophic levels. Existing papers on POPs concentrations in the food web in the Baltic Sea deal mainly with animal organ-



isms from higher trophic levels (fish, molluscs and birds) [12, 14, 25]. Relatively few data on the POPs levels in plankton organisms are available [18, 27]. Except the paper of Falandysz et al. [13], no published data on organochlorine contaminants and PAHs concentrations in plankton from the Gulf of Gdańsk ecosystem are available. However, phytoplankton plays a central role in the biogeochemical cycles of POPs in aquatic environments [8]. Several potential pathways exist for the introduction of POPs into food webs, but since phytoplankton is the first step of the food web, plankton uptake is thought to be a key process in the transfer of pollutants from the water to fish. Second, plankton uptake of pollutants influences the transport, occurrence and distribution of POPs in aquatic environments. POPs associated with phytoplankton may be transfer to successively higher trophic levels through interactions between predators and their preys [26].

## **2. Aim of the study**

The aim of this work was to establish the level of pollution by persistent organic contaminants in plankton communities from the Gulf of Gdańsk. Concentrations of 12 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), 7 polychlorinated biphenyls (PCBs) and selected organochlorine pesticides (HCB, lindane) were determined in plankton collected from 4 stations. The sampling stations were chosen along the expected pollution gradient. The POPs distribution has been correlated with lipid content in organisms.

## **3. Materials and methods**

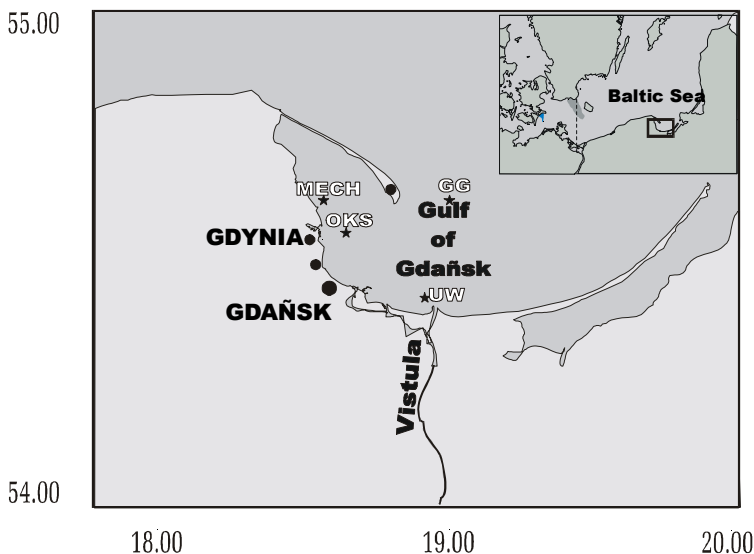
### **3.1. Samples collection**

Samples of plankton were collected using a plankton net (60  $\mu\text{m}$  mesh) during r/v "Oceania" cruises in 2004 and 2005. The distribution of sampling stations is shown in Fig.1, while characteristics of sampling stations and collected material are given in Table 1. The plankton samples were retrieved, frozen ( $-18^{\circ}\text{C}$ ) in precleaned glass jars and transported to the laboratory. The subsamples were preserved for plankton species identification.

**Table 1.** Location of sampling stations and material characteristics

**Tabela 1.** Lokalizacja punktów pobierania próbek i charakterystyka próbek planktonu

Station	Date of sampling	Coordinates		Depth (m)	Predominant species	Lipid content (% d.w.)
		Latitude	Longitude			
UW 1	Aug. 2004	54°22,3' N	19°00,6' E	16	Rotatoria ( <i>Keratella cruciformis</i> ) Cladocera ( <i>Bosmina coregoni maritima</i> )	1.36
UW 2	May 2005	54°22,3' N	19°00,6' E	17	Rotatoria ( <i>Synchaeta</i> sp.) Cladocera ( <i>Bosmina coregoni maritima</i> ) Copepoda (nauplius, copepodit)	5.59
UW 3	May 2005	54°22,3' N	19°00,6' E	17	Bacillariophyceae ( <i>Cyclotella meneghiniana</i> ) Dinophyceae ( <i>Peridiniella catenata</i> )	5.15
MECH 1	Aug. 2004	54°39,6' N	18°32,3' E	11	Rotatoria ( <i>Keratella cruciformis</i> ; <i>Keratella quadrata</i> )	3.23
MECH 2	May 2005	54°39,6' N	18°32,0' E	11	Rotatoria ( <i>Synchaeta</i> sp.) Copepoda (nauplius)	5.42
OKS 1	Aug. 2004	54°33,5' N	18°36,2' E	20	Cyanobacteria ( <i>Aphanizomenon flos-aque</i> ; <i>Nodularia spumigena</i> )	4.54
OKS 2	Aug. 2004	54°33,5' N	18°36,2' E	20	Rotatoria ( <i>Keratella cruciformis</i> ; <i>Keratella quadrata</i> )	10.61
OKS 3	May 2005	54°33,5' N	18°36,2' E	20	Rotatoria ( <i>Synchaeta</i> sp.)	9.25
GG	Aug. 2004	54°39,1' N	19°10,2' E	89	Copepoda ( <i>Acartia</i> sp., nauplius, copepodit)	6.96



**Fig. 1.** Location of sampling stations

**Rys. 1.** Lokalizacja punktów pobierania próbek

### 3.2. Sample preparation

The analyses were based on procedures described by Deshpande [9], Mazeas and Budziński [19], Behar 1989. In brief, a frozen sample was freeze-dried in the laboratory and then 10-15 g of dry material was subjected to extraction with methylene chloride ( $3 \times 30 \text{ cm}^3$ ) in an ultrasonic bath. The internal standards were added to all samples in order to establish the recoveries. After filtration, the solvent was partly evaporated under vacuum. Further concentration was carried out under gentle nitrogen stream. The extracts were concentrated and subjected to clean-up procedures. Silica/alumina columns and solvent mixtures increasing in polarity were used (F1: 100% hexane, extracting HCB and PCBs, F2: 90% hexane: 10% methylene chloride extracting PAHs and F3: 75% hexane:25% methylene chloride, extracting HCHs). Elemental sulphur and sulphur containing compounds were removed from fraction 1 using powdered elemental cooper. The fractions were evaporated and prior to final analysis, dissolved in isoctane.

### 3.3. Quantitative and qualitative determination

Extracts were analysed by gas capillary chromatography. A Shimadzu 17A GC equipped with a split/splitless injector at a 280°C and DB 5 column (60m x 0,25 mm inner diameter x 0,25 µm film thickness) were used. FID de-

tector, helium as a carrier gas and following oven temperature were used for PAH analyses: 50°C held for 1 min, followed by 15°C/min increase to 150°C, followed by 30°C/min increase to 310°C, hold for 10 min. PCBs and organochlorine hydrocarbons (HCB and lindane) were analyzed applying ECD detector, helium as carrier gas and the following oven temperature program: 100°C - 1 min; 60C/min do 140°C; 10°C/min do 310°C, hold for 20 min. Identification and quantification were performed by means of internal and external standards. Recoveries in the range of 70-99% and relative standard deviation in the range of 10÷20% characterized the method in respect to individual compounds. The limit of detection of organochlorines using the method was 10 - 60 pg g<sup>-1</sup> dry weight, and of PAHs – 5÷50 ng g<sup>-1</sup> dry weight. The laboratory blanks were analysed in parallel with the samples. Procedural blanks were at least 5 times below measured concentrations.

### 3.4. Supporting sample characterization

Lipid content in each of analysed samples was determined gravimetrically. Major groups of phyto- and zoo-plankton were determined by using the inverted microscope (Axiovert M40) and Utermöhl's sedimentation technique [11].

## 3. Results and discussion

The PAHs concentrations in the analyzed plankton samples are presented in Table 2. The results are expressed in ng g<sup>-1</sup> wet weight. The concentrations of individual PAHs ranged from 0.19 to 5.98 ng g<sup>-1</sup> w.w. The highest contents of PAHs were observed, irrespectively of season and identified plankton species, at the station located in the neighbourhood of Navy harbour in Gdynia and shipping channel. These findings are in good agreement with data obtained for sediment, identifying this area as the most polluted one inside the Gulf of Gdańsk [23]. Relatively high concentrations were found in spring 2005 at station UW, situated in the coastal area at the Vistula mouth.

The group of PCBs consists of 209 different possible congeners. Since different PCB congeners have been determined in a number of studies, often data are not comparable. In recent papers standard monitoring mixture of 7 congeners have been used, e.g. PCBs nos. 28, 52, 101, 118, 138, 153 and 180 were selected as the most abundant in the environment and covering a wide degree of biphenyl molecule chlorination [17]. Individual concentrations and the sum of concentrations levels of 7 congeners in the studied sediments are presented in Table 3. The concentrations of individual chlorobiphenyls ranged between 0.033 to 0.597 ng g<sup>-1</sup> w.w. The lowest values were observed at the station situated in the open sea, at the Gdańsk Deep. Highest concentrations were detected in the plankton samples collected at the Oksywie station. High values were also

found in plankton collected at the station situated close to the Vistula river mouth (UW). The obtained data are in good agreement with results obtained by Falandysz et al. [13]. However the detailed comparison of individual compounds concentration obtained in this study with published data is impeded, due to differences in sampling techniques, extractive and analytical procedures, and finally - different compounds sets normalisation, reported in the literature. As a consequence, different proportions of individual compound could be determined and reported.

**Table 2.** The concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons in the plankton samples ( $\text{ng g}^{-1}$  w.w.)

**Tabela 2.** Stężenia wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w próbkach planktonu ( $\text{ng g}^{-1}$  w.w.)

Compound	Sampling station								
	UW 1	UW 2	UW 3	Mech 1	Mech 2	OKS 1	OKS 2	OKS 3	GG
Fluorene (F)	1.66	2.08	1.11	—*	0.62	4.55	1.24	3.05	0.36
Phenathrene (P)	4.32	3.93	3.75	—*	3.05	5.91	1.66	6.85	1.59
Anthracene (A)	0.19	0.94	0.26	—*	0.15	0.63	0.10	0.52	0.09
Fluoranthene (Fl)	2.34	5.98	1.31	—*	1.99	4.52	4.79	4.39	1.69
Pyrene (Py)	0.62	2.41	0.96	—*	1.10	1.06	4.53	1.89	0.60
Benzo(a)anthracene (BaA)	0.37	1.48	0.41	—*	0.23	1.90	0.94	2.16	0.40
Chrysene (Ch)	1.16	1.84	0.96	—*	0.91	2.18	2.06	0.69	1.17
Benzo(k)fluoranthene (BkFl)	0.41	1.40	0.75	—*	1.26	2.22	1.68	1.42	1.90
Benzo(a)pyrene (BaPy)	1.42	1.10	0.99	—*	1.13	1.05	5.24	1.95	1.97
Dibenzo(ah)anthracene (DBA)	0.15	1.18	0.82	—*	2.06	0.99	1.42	0.66	1.50
Benzo(ghi)perylene (Bper)	0.09	0.92	0.19	—*	0.00	1.44	1.09	0.12	1.87
Indeno(1.2.3 – cd)pyrene IPy	0.17	2.26	1.46	—*	2.06	0.15	0.21	0.61	3.24
$\Sigma$ PAHs	12.92	25.52	12.97	—*	14.56	26.60	24.96	24.32	16.34

\* not determined

**Table 3.** The concentrations of organochlorine contaminants in the plankton samples (ng g<sup>-1</sup> w.w.)

**Tabela 3.** Stężenia związków chloroorganicznych w próbkach planktonu (ng g<sup>-1</sup> w.w.)

Compound	Sampling station								
	UW 1	UW 2	UW 3	Mech 1	Mec h 2	OKS 1	OKS 2	OKS 3	GG
2,4,4'-trichlorobiphenyl (CB 28)	0.393	0.076	0.121	0.172	0.064	0.074	0.115	0.597	0.033
2,2',5,5'-tetrachlorobiphenyl (CB 52)	0.059	0.040	0.047	0.112	—*	0.156	0.274	0.116	0.018
2,2',4,5,5'-pentachlorobiphenyl (CB 101)	0.039	0.023	0.057	0.104	0.027	0.139	0.329	0.125	0.020
2,3',4,4',5-pentachlorobiphenyl (CB 118)	—*	0.004	0.007	0.026	0.017	0.061	0.152	0.024	—*
2,2',4,4',5,5'-hexachlorobiphenyl (CB 153)	0.030	0.050	0.055	0.086	0.031	0.183	0.355	0.079	0.034
2,2',3,4,4',5'-hexachlorobiphenyl (CB 138)	0.018	0.000	0.048	0.082	0.031	0.135	0.309	0.079	0.044
2,2',3,4,4',5,5'-heptachlorobiphenyl (CB 180)	—*	—*	0.020	0.001	0.000	0.029	0.069	0.018	—*
Σ PCB (7 congeners)	0.538	0.193	0.355	0.583	0.170	0.777	1.605	1.038	0.149
lindane (γ-HCH)	0.015	0.018	0.014	—**	0,121	—**	—**	0.117	—**
HCB	0.038	—*	0.489	0.053	0.016	0.070	0.031	0.041	0.007

\* – below the detection limit,

\*\* – not determined

The presence of HCB and lindane was detected in the analyzed samples. Concentrations of heksachlorobenzene were found to be within a range between 0.007 ng g<sup>-1</sup> w.w in the open sea to 0.489 ng g<sup>-1</sup> w.w. near Oksywie. Concentrations of γ-HCH (lindane) were low as compared to other POPs. They ranged from 0.015 ng g<sup>-1</sup> w.w. in plankton organisms living in open sea waters (GG) to about 0.121 ng g<sup>-1</sup> w.w. in plankton collected near Mechelinki (Mech).

The percentage distribution of individual PAHs in the analysed sediment samples is presented in Fig. 2. It follows from the results that the low molecular PAHs (tri- and tetra-aromatics) prevailed over high molecular ones at all

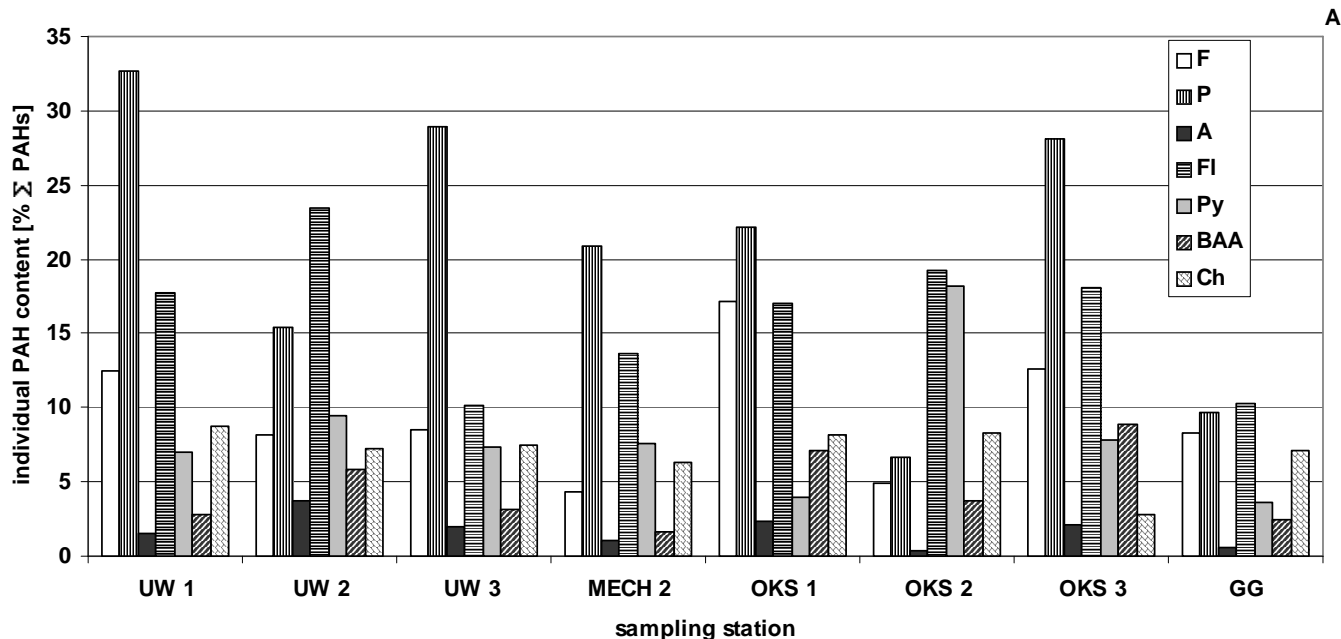
stations in the inner part of the Gulf of Gdańsk (Table 4). The opposite trend was noted at deep water station (GG). Among the low molecular compounds tri-aromatic compound – phenanthrene was dominant in all samples (up to 32% at the UW station). The other low molecular PAHs were in the range from 4% (benzo(a)anthracene) to 19% (fluoranthene) of the total content. Among the high molecular weight PAHs, hexa-aromatics benzo(ghi)perylene (Bper) and indeno(1,2,3-,c,d)perylene (IP) were the dominant ones in the samples from the Gdańsk Deep (GG). The other plankton samples were characterized by penta-aromatics dominance.

**Table 4.** Selected ratios of POPs determined in the plankton samples from the Gulf of Gdańsk

**Tabela 4.** Wybrane stosunki związków z grupy TZO wyznaczone w próbkach planktonu z Zatoki Gdańskiej

Ratio	Sampling station								
	UW 1	UW 2	UW 3	Mech 1	Mech 2	OKS 1	OKS 2	OKS 3	GG
low molecular PAHs/ total PAHs [%]	82.95	73.12	67.56	—*	55.28	78.00	61.36	80.43	42.11
high molecular- PAHs/ total PAHs [%]	17.05	26.88	32.44	—*	44.72	22.00	38.64	19.57	57.89
Phenanthrene/ Anthracene	22.30	4.18	14.66	—*	20.32	9.38	16.58	13.17	17.18
Fluoranthene/Pyrene	2.54	2.48	1.37	—*	1.80	4.27	1.06	2.32	2.83
Low chlorinated PCBs(3+4 Cl atoms/ total PCBs [%])	84.02	49.45	47.16	48.66	37.57	29.68	24.29	68.71	34.23
Higher chlorinated PCBs(5+6+ 7Cl atoms/ total PCBs [%])	15.98	50.55	52.84	51.34	62.43	70.32	75.71	31.29	65.77
Total PAH/ Total PCBs content	25	167	37	—*	86	34	16	23	110

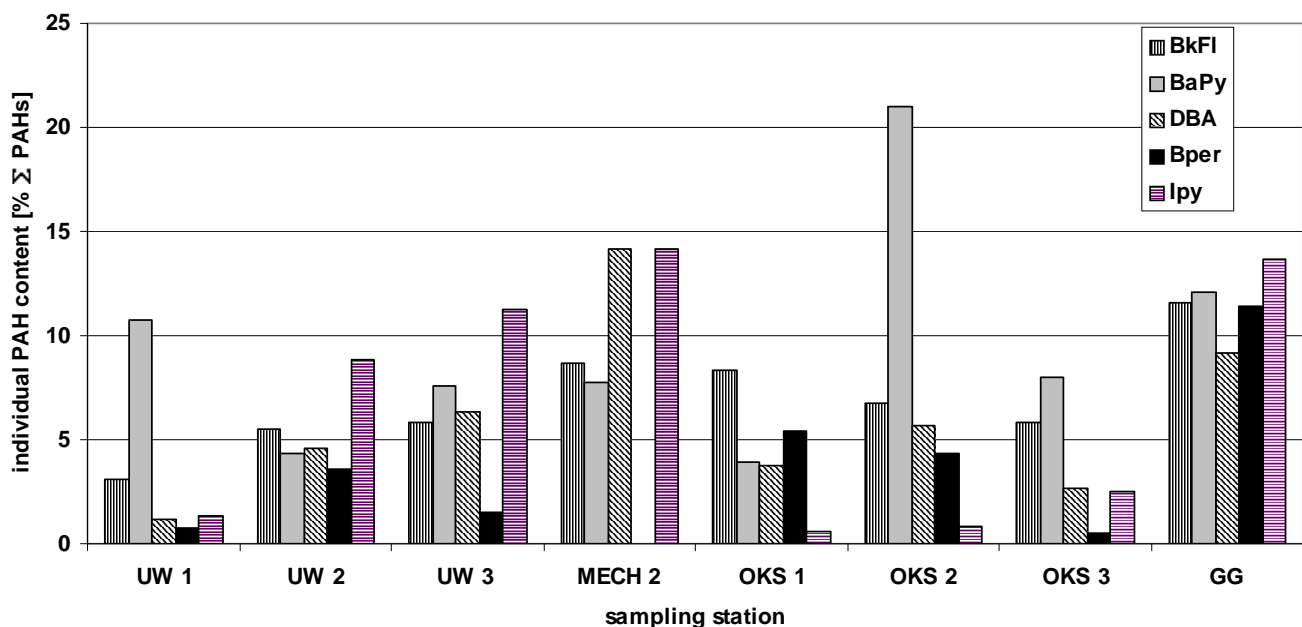
\* – not determined



**Fig. 2A.** Polycyclic aromatic hydrocarbons content [% of  $\Sigma$  PAHs] in the plankton samples from the Gulf of Gdańsk; low molecular PAHs fraction; F – fluorene, P – phenanthrene, A – anthracene, Fl – fluoranthene, Py – pyrene, BAA – anthracene, Ch – chrysene

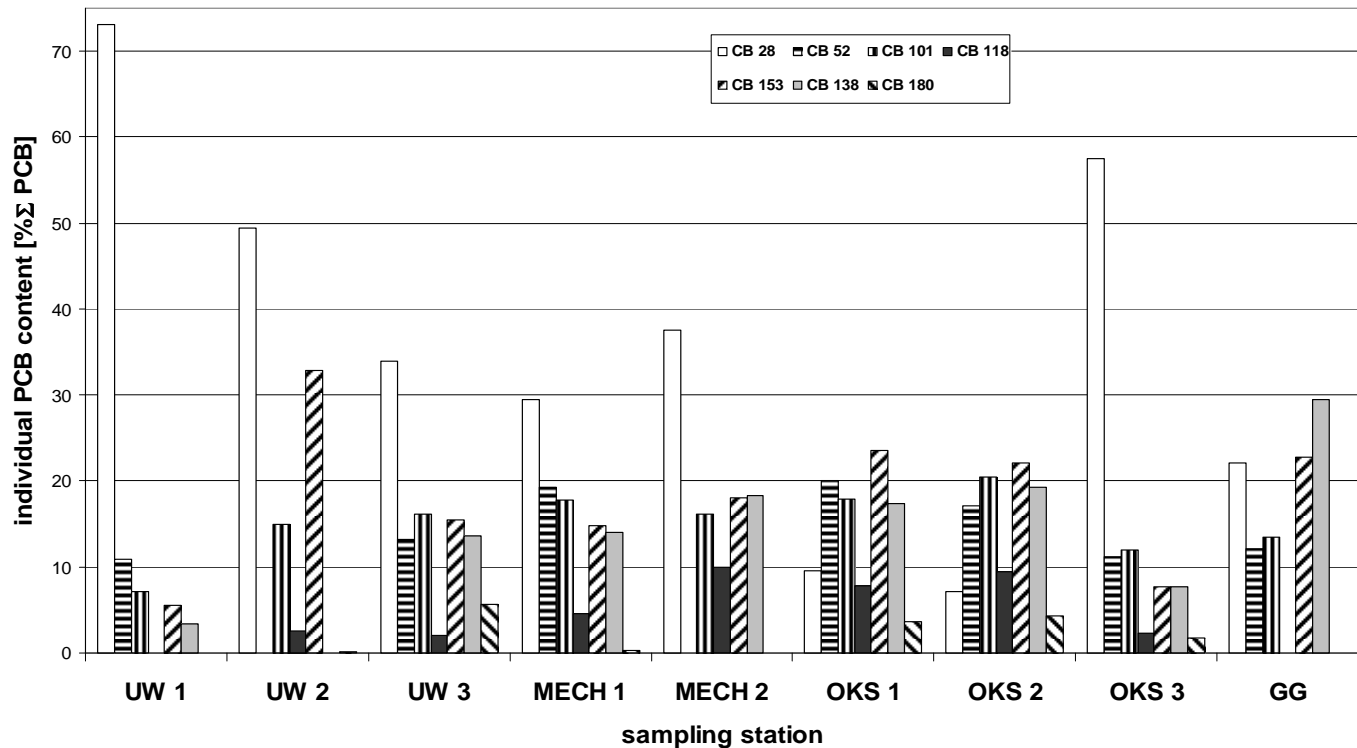
**Rys. 2A.** Zawartość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w próbkach planktonu z Zatoki Gdańskiej [%  $\Sigma$  WWA]; frakcja WWA niskocząsteczkowych; F – fluoren, P – fenantren, A – antracen, Fl – fluoranten, Py – piren, BAA – antracen, Ch – chryzen





**Fig. 2B.** Polycyclic aromatic hydrocarbons content [% of  $\Sigma$  PAHs] in the plankton samples from the Gulf of Gdańsk; high molecular PAHs fraction; BkF – benzo(k)fluoranthene, BaPy – benzo(a)pyrene, DBA – dibenzo(ah)anthracene, Bper – benzo(ghi)perylene, Ipy – indeno(1,2,3-c,d)pyrene

**Rys. 2B.** Zawartość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w próbkach planktonu z Zatoki Gdańskiej [%  $\Sigma$  WWA]; frakcja WWA wysokocząsteczkowych; BkF – benzo(k)fluoranten, BaPy – benzo(a)piren, DBA – dibenzo(ah)antracen, Bper – benzo(ghi)perylen, Ipy – indeno(1,2,3-c,d)piren.



**Fig. 3.** PCBs content [% of  $\Sigma$  PCBs] in the plankton samples from the Gulf of Gdańsk

**Rys. 3.** Zawartość polichlorowanych bifenyli [%  $\Sigma$  PCBs] w próbkach planktonu z Zatoki Gdańskiej

The differences in PAHs pattern could be related to different sources of the particular compounds and their fate in the environment, resulting from their physico-chemical properties (Kowalewska and Konat, 1997). The occurrence of PAHs in the environment is mainly due to combustion and pyrolysis of fossil fuels and to release into the environment of petroleum products (Law and Andruliewicz, 1983). PAH production resulting from natural processes is generally very low compared to PAHs originating from anthropogenic sources (Readman et al., 1982). Some indicators based on molecular ratios of specific hydrocarbons were developed to distinguish between PAHs originating from various origins [3]. Phenanthrene is the most thermodynamically stable triaromatic isomer. As shown by thermodynamical calculations, the ratio of phenanthrene concentration to anthracene concentration (P/A) is temperature dependent [2]. Thus, high temperature processes such as combustion of organic matter generate PAHs characterized by a low P/A ratio (<10), whereas the slow maturation of organic matter during catagenesis leads to much higher P/A values (>25). The same considerations can be applied to the isomeric ratio of 4 rings compounds- fluoranthene to pyrene concentrations (Fluo/Py). Values greater than 1 are characteristic of pyrolytic origin [29], whereas values lower than 1 are related to petroleum hydrocarbons. P/A and FL/Py ratios, calculated for the analysed plankton samples (Table 4) indicate that situated near the shipping channel, the contaminants originated rather from pyrolytic sources. They can be derived mainly from industry and fuel combustion [25].

The percentage distribution of individual PCBs in the sediment from the Gulf of Gdańsk is shown in Fig. 3. Among the detected PCB congeners low chlorinated CB 28 was the dominant one in almost all investigated plankton samples. Input of the most hydrophobic congener (CB 180) seems to be low. Most reasonably, it seems that better solubility of lower chlorinated in water are responsible for the observed PCB distribution [4, 26].

The distributions of organic contaminants in biota tissue are related to their physico-chemical properties (mainly hydrophobicity) and therefore to the lipid content in organism [21, 22]. However, in the course of this study no statistically significant correlation was observed between analyzed POPs contents in plankton samples and the lipid content. Similar findings were reported by Quental et al. [26] studying the distribution of PCBs and DDTs in seston and plankton along the Portuguese coast and Skoglund and Swackhamer 1999, discussing bioaccumulation factors normalisation.

The interspecies differences have been also investigated. Samples composed predominantly of zooplankton (Rotatoria, naupliar stages of Copepoda and/or Cladocera). Only two samples composed predominantly of phytoplankton species (UW 3 collected in May 2005 and OKS 1 collected in August 2004). No clear trend in distribution of POPs was observed among the species. It could be related to phenomena that in coastal waters the composition of contaminants

in plankton biomass may vary with several factors, namely surface/volume ratio of cells, physiological and biochemical status of plankton, composition of suspended matter and diet [1, 4, 21].

Uptake of hydrophobic organic contaminants in algal and small zooplankton organisms occurs by passive diffusion [30, 31]. Thus, the correlation between PAH, PCB and organochlorine pesticides content in plankton and water concentrations was investigated. Generally, the analyzed data set yielded a positive correlation between POPs levels in plankton and those dissolved in water ( $r > 0.65$ ). It seems that the differences in individual compounds distribution in plankton are driven rather by water concentrations than the interspecies differences. These findings could be confirmed by comparison of two data sets from heavily contaminated station Oksywie. The individual contaminants percentage distribution seems to be uniform both for phytoplankton (OKS 1) and zooplankton (OKS 2) samples. Concentration in both communities correlates with water concentration ( $r = 0.78$ ).

## 5. Conclusions

The content of persistent organic pollutants in the analyzed plankton samples collected from the Gulf of Gdańsk followed the order PAHs > PCBs > HCB  $\approx$  lindane.

Dominance of lower chlorinated polychlorinated biphenyls and lower aromatic PAH was stated in plankton from the Gulf of Gdańsk.

Accordingly to the obtained results the most polluted station in the Gulf of Gdansk located near Navy harbour in Gdynia and in the vicinity of the shipping channel could be distinguish from the other locations. These findings coincide well with the results for sediment samples collected at the same stations as plankton samples.

No statistically significant correlation between POPs concentrations and lipid content in plankton organisms was observed.

The observed differences in POPs contents and pattern could be attributed rather to levels of contaminants in surrounding water than to inter-species and inter-seasonal differences. It makes natural plankton communities useful tool for monitoring contamination levels in ecosystem.

## References

1. **Axelman J., Broman D., Naf C.:** *Field measurements of PCB partitioning between water and planktonic organisms: influence of growth, particle size and solute-solvent interactions.* Environ.Sci.Technol., 1997. 665÷669.
2. **Baumard P., Budziński H., P.Garrigues:** *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments and Mussels of the Western Mediterranean Sea.* Environ. Toxicol.Chemistry, 17(5), 1998. 765÷776.

3. **Baumard P., Budziński H., Garrigues P., Dizer H., Hansen P.D.:** *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Recent Sediments and Mussels (Mytilus edulis) from Western Baltic Sea: Occurrence, Bioavailability and Seasonal variations.* Mar. Environ.Res., 47, 1999. 17÷47.
4. **Borga K., Fisk A., Hargrave B., Hoekstra P., Swackhamer D., Muir D.:** *Bioaccumulation factor for PCBs revisited.* Environ.Sci.Technol., 39, 2005. 4523÷4532.
5. **Behar F., Leblond C., Saint-Paul C.:** *Analyse quantitative des effluents de pyrolyse en milieu ouvert et ferme.* Revue de l'Institut Français du Pétrole, 44, 1989. 387÷411.
6. **Borga K., Gabrielsen G.W., Skaare J.U.,** Differences in contamination load between pelagic and sympagic invertebrates in the Arctic marginal ice zone: influence of habit, diet and geography, Mar.Ecol.Prog.ser., 235. 157÷169.
7. **Dachs J., Bayona J.M., Albaiges J.:** *Spatial distribution, vertical profiles and budget of organochlorine compounds in Western Mediterranean seawater.* Mar.Chem., 57, 1997. 313÷324.
8. **Del Vento S., Dachs J.:** *Prediction of uptake dynamics of persistent organic pollutants by bacteria and phytoplankton.* Environ. Toxicol. Chem., 21(10), 2002. 2099÷2107.
9. **Deshpande A., Draxler A., Zdanowicz V., Schrock M., Paulsen A.J.:** *Contaminant levels in the muscle of four species of fish important to the recreational fishery of the New York Bight Apex.* Mar. Poll. Bull., 44, 2002. 162÷177.
10. **Doong R-A., Peng C., Sun Y., Liao P.:** *Composition and Distribution of Organochlorine Pesticide Residues in Surface Sediments from the WU-Shi River Estuary, Taiwan.* Mar.Poll.Bull., 45, 2002. 246÷253.
11. **Dybern B.I., Ackefors H., Elmgren R.:** *Recommendations on methods for marine biological studies in the Baltic Sea.* Baltic Mar.Biol.Publ., 1, 1976. 11÷98.
12. **Falandysz J.:** *Polichlorowane bifenylo (PCBs) w środowisku: chemia, analiza, toksyczność, stężenia i ocena ryzyka.* Fundacja Rozwoju Uniwersytetu Gdańskiego. Gdańsk, 5-143, 1999. 173÷221.
13. **Falandysz J., Wyrzykowska B., Puzyn T., Strandberg B., Rappe C.:** *Pelagic multivariate analysis of the bioaccumulation of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the food marine web from the southern part of Baltic Sea, Poland.* J.Environ.Monit., 4, 2002. 929÷941.
14. **HELCOM:** *Environment of the Baltic Sea Area 1994-1998.* Balt. Sea Environ. Proc. No 82B, 2002. 119÷140.
15. **Iwata H., Tanabe S., Sakal N., Tatsukawa R.:** *Distribution for persistent organochlorine in the oceanic air and surface seawater and the role of ocean on their global transport and fate.* Environ.Sci.Technol., 27, 1993. 1080÷1098.
16. **Jeffrey T.F.A., Baker J.E.:** *Hydrophobic Organic Contaminants in Surficial Sediments of Baltimore Harbor: Inventories and Sources.* Environ.Toxicol.Chem., 18, 1999. 838÷849.
17. **Konat J., Kowalewska G.:** *Polychlorinated Biphenyls(PCBs) in Sediments of the Southern Baltic Sea.* Sci.Tot.Environ., 280, 2001. 1÷15.
18. **Konat-Stepowicz J, Kowalewska G.:** *PCBs in phytoplankton in the Odra Estuary.* Oceanologia, 45(3), 2003. 491÷506.

19. **Mazeas L., Budziński H.:** *Improved accuracy of GC-MS quantification of aliphatic and aromatic hydrocarbons in marine sediments and petroleum validation on reference matrices and application to the Erika oil spill.* Intern. J. Environ. Anal. Chem., 82, 2002. 157÷173.
20. **Meador J.P., Adams N.G., Cassilas E., Bolton J.:** *Comparative Bioaccumulation of Chlorinated hydrocarbons from sediment by Two Infaunal Invertebrates.* Arch.Environ.Toxicol., 33, 1999. 388÷400.
21. **Muir D., Savinova T., Savinov V., Alexeeva L., Potelov V., Svetochev V.:** *Bioaccumulation of PCBs and chlorinated pesticides in seals, fish and invertebrates from the White Sea, Russia.* Sci. Total Environ., 306, 2003. 111÷131.
22. **Neff J.M.:** *Bioaccumulation in marine organisms.* Effect of contaminants from oil well produces water, Elsevier, Amsterdam, 37-53, 2004. 241÷314.
23. **Pazdro K.:** *Persistent organic pollutants in the Gulf of Gdańsk.* Ann. Set The Environ.Prot, 6, 2004. 63÷76.
24. **Peters L.D., Porte C., Livingstone D.R.:** *Variation of antioxidant enzyme activities of sprat (*sprattus sprattus*) larvae and organic contaminant levels in mixed zooplankton from the southern North Sea.* Mar.Poll.Bull., 42, 2001. 1087÷1091.
25. **Potrykus J., Albalat A., Pempkowiak J., Porte C.:** *Content and pattern of organic pollutants (PAHs, PCBs and DDT) in blue mussels (*Mytilus trossulus*) from the southern Baltic Sea.* Oceanologia, 45(2), 2003. 337÷ 355.
26. **Quental T., Ferreira A., Vale C.:** *The distribution of PCBs and DDTs in seston and plankton along the Portuguese coast.* Acta Oecologica, 24, 2003. 33÷339.
27. **Schulz-Bull D.E., Petrick G., Kannan N., Duinker J.C.:** *Distribution of individual chlorobiphenyls (PCB) in solution and suspension in the Baltic Sea.* Mar.Chem., 48, 1995. 245÷270.
28. **Sharpe S., MacKay D.:** *A framework for evaluating bioaccumulation in food webs.* Environ.Sci.Technol., 34, 2000. 2373÷2379.
29. **Sicre M.A., Marty J., Saliot A.:** *Aliphatic and Aromatic Hydrocarbons in Different Sized Aerosols over the Mediterranean Sea: Occurrence and Origin.* Atmos.Environ. 21, 1987. 2247÷2259.
30. **Skoglund R., Stange K., Swackhamer D.:** *A kinetics model for predicting the accumulation of PCBs in phytoplankton.* Environ.Sci.Technol., 30, 1996. 2113÷2121.
31. **Swackhamer D.L., Skoglund R.S.:** *Bioaccumulation of PCBs by alga: kinetics versus equilibrium.* Environ. Toxicol. Chem., 12, 1993. 831÷838.
32. **UNEP (United Nations Environment Program):** *Final act of the conference of plenipotentiaries on the Stockholm Convention on persistent organic pollutants.* UNEP, Geneva 2001. 44 p.
33. **Vethaak A., Jol J., Meijboom A., Eggens M., Rheinalt T., Wester P., Van de Zande, Bergman A., Dankers N., Ariese F., Baan R., Everts J., Opperhuizen A., Marquenie J.:** *Skin and liver diseases induced in flounder (*Platichthys flesus*) after long-term exposure to contaminated sediments in large-scale mesocosms.* Environ. Health Perspect., 104, 1996. 1218÷1229.
34. **White K.L.:** *An overview of immunotoxicology and carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons.* Environ. Carcinogen Res., 2, 1986. 163÷202.

## Trwałe zanieczyszczenia organiczne w planktonie Zatoki Gdańskiej

### Streszczenie

Zanieczyszczenia antropogeniczne, w tym trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO) wnoszone są do środowiska morskiego z wodami rzek i ścieków oraz w wyniku procesów transportu atmosferycznego. W środowisku morskim podlegają procesom transportu i transformacji w biotopie i w biocenozie, zależnym od warunków panujących w danym ekosystemie oraz właściwości fizykochemicznych samych związków. Pomimo wielu badań, cykl biogeochemiczny związków z grupy TZO w strefach przybrzeżnych pozostaje rozpoznany w niewystarczającym stopniu. W szczególności określenie ekologicznych i ekotoksykologicznych zagrożeń, jakie niesie dla środowiska morskiego wprowadzanie doń hydrofobowych mikrozanieczyszczeń organicznych wymaga rekonstrukcji dróg ich migracji oraz rozpoznania zależności determinujących ich rozmieszczenie w środowisku. Jedną z właściwości związków pochodzenia antropogenicznego jest ich zdolność do kumulacji w tkankach organizmów żywych. Podstawowym zagadnieniem jest zatem określenie stopnia kumulacji badanych związków w poszczególnych ogniwach łańcucha troficznego, którego końcowymi elementami są ryby i człowiek. Organizmy planktonowe stanowią początkowe ogniwa łańcucha troficznego i odgrywają istotną rolę w przenoszeniu zanieczyszczeń pomiędzy składowymi abiotycznymi i biotycznymi ekosystemu.

Celem prezentowanej pracy było określenie stężeń związków z grupy wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA), polichlorowanych bifenyli (PCB) oraz wybranych pestycydów chloroorganicznych (lindan, heksachlorobenzen - HCB) w naturalnych zespołach planktonowych ekosystemu Zatoki Gdańskiej. Próbkę planktonu pobierano przy użyciu siatki planktonowej o średnicy oczek 60  $\mu\text{m}$ . W próbkach wykonano oznaczenia składu gatunkowego. Analizowane zanieczyszczenia izolowano z liofilizowanych próbek planktonu stosując ekstrakcję chlorkiem metylenu. Po zastosowaniu procedur oczyszczania ekstraktów, WWA oznaczano stosując kapilarną chromatografię gazową z detektorem płomieniowo-jonizacyjnym FID. Zanieczyszczenia chloroorganiczne oznaczano stosując detektor wychwyty elektronów ECD.

W wyniku przeprowadzonych analiz stwierdzono, że organizmy planktonowe są najbardziej zanieczyszczone związkami z grupy wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA > PCB > HCB  $\square$   $\square$ -HCH). Najwyższe stężenia analizowanych związków obserwowano w materiale pobieranym na stacji zlokalizowanej w pobliżu Portu Wojennego w Gdyni i toru wodnego. W wyniku przeprowadzonych badań nie stwierdzono istnienia korelacji pomiędzy zawartością trwałych zanieczyszczeń organicznych a zawartością lipidów w organizmach planktonowych. Analiza zbioru wyników nie wykazała zmienności międzygatunkowej i sezonowej. Stwierdzono natomiast istnienie statystycznie istotnej korelacji pomiędzy poziomem TZO w planktonie i TZO rozpuszczonych w wodzie w miejscu pobierania próbek. Wskazuje to na możliwość wykorzystania planktonu do monitorowania poziomu zanieczyszczeń organicznych w danym akwenu.

# Założenia wspomaganego komputerowo obliczania przydomowych oczyszczalni ścieków

*Stanisław Biedugnis, Mariusz Smolarkiewicz,  
Sebastian Zieliński, Tadeusz Byczot  
Politechnika Warszawska*

## 1. Wstęp

Komputerowe wspomaganie projektowania (ang. CAD – Computer Aided Design), czyli projektowanie przy pomocy komputera od dawna już znajduje coraz szersze zastosowanie niemalże w każdej z dziedzin nauk inżynierskich. Wszędzie tam, gdzie potrzebne jest szybkie i przede wszystkim dokładne wykonanie projektu, programy typu CAD zaczynają stanowić najczęściej niezastąpioną, „komputerową deskę kreślarską”. Po programy takie jak *AutoCAD*, *ArchiCAD* czy *CATIA* coraz częściej sięgają nie tylko inżynierowie z wieloletnim stażem, ale także młodszy przedstawiciele tej grupy zawodowej. O sukcesie tych narzędzi przeważają ich profesjonalizm, niezawodność i mnogość funkcji, które pomimo, że z początku mogą przytłoczyć swoją ilością to po pewnym czasie pracy okazują się niezbędne. Komputerowe wspomaganie projektowania zapewnia również wyjątkowo dużą dokładność i szybkość wykonywanych zadań czy obliczeń. To możliwość przetestowania wielu wariantów, bez konieczności ciągłej korekty rysunków lub powtarzania tych samych żmudnych obliczeń. To także dodatkowa pewność niemalże niezawodnej poprawności wykonanych zadań, bez ryzyka popełnienia błędów, które czasami zdarzają się nawet najlepszym specjalistom (wszakże mylić się jest rzeczą ludzką). Oczywiście programy te, pomijając czynnik ludzki, czyli obsługujących je inżynierów, byłyby jedynie bezradnymi aplikacjami, a komputery mogłyby być tylko liczydłami o dużej mocy obliczeniowej. Tak więc słowo „wspomaganie” jest tu jak najbardziej na miejscu.

Oczywiście pojęcie komputerowego wspomaganie projektowania nie należy zawężać tylko i wyłącznie do programów umożliwiających stworzenie wirtualnych modeli obiektów dwu czy trójwymiarowych. Wydaje się nawet



zasadne stwierdzenie, iż każda aplikacja pozwalająca na szybsze oraz dokładniejsze zrealizowanie danego projektu może być sklasyfikowana jako komputerowe wspomaganie projektowania.

Taki rodzaj projektowania znajduje również zastosowanie w Inżynierii Środowiska. Oprócz wspomnianych wcześniej programów typu CAD, służących przede wszystkim do wizualizacji projektu, jest wiele programów znacznie bardziej specjalistycznych o zawężonych, ale zarazem skonkretyzowanych zastosowaniach. W inżynierii sanitarno-wodnej z dużym powodzeniem istnieją takie programy jak *EPANet*, *MikeNet*, *NET* czy *Kanalialia* służące do modelowania oraz monitoringu sieci wodociągowych i kanalizacyjnych. Inną grupą narzędzi są programy służące do wyliczania parametrów pracy i wymiarowania obiektów wodno-kanalizacyjnych jak na przykład *Ekspert Osadu Czynnego*, pozwalające zaprojektować część biologiczną oczyszczalni ścieków. Pomimo różnego zastosowania czy przeznaczenia, aplikacje te łączy jedna cecha, a mianowicie funkcjonalność. Wariantowe rozwiązywanie danego zagadnienia wymaga wielokrotnego powtórzenia tych samych obliczeń dla różnych parametrów wejściowych. Wykonanie tak znacznej ilości pracy metodą „ręczną” wiąże się z dużymi nakładami czasowymi, a dodatkowo może być obciążone błędem. Tymczasem wykorzystanie programów komputerowych pozwoli wykonać te same obliczenia przy niepomiarze mniejszym nakładzie pracy, krótszym czasie oraz większej niezawodności otrzymanych wyników.

Uwidać to, jak trudno jest w czasach współczesnych nie używać komputera jako codziennego narzędzia pracy inżyniera lub przynajmniej, od czasu do czasu, nie skorzystać z jego możliwości, czy pomocy zaawansowanych programów. Pomimo dużej ilości dostępnych aplikacji z dziedziny inżynierii środowiska, są również takie zagadnienia, w których wciąż nie stosuje się wyspecjalizowanego oprogramowania, choć jego użycie mogłoby okazać się niezwykle użyteczne. Do takiej dziedziny należy projektowanie przydomowych oczyszczalni ścieków. Programy związane z tą tematyką istnieją tylko jako zamknięte aplikacje służące do doboru układu działającego na komponentach jednego producenta. Ich zadaniem jest znalezienie optymalnego układu, jednakże bez wyświetlenia bardziej szczegółowych parametrów jego funkcjonowania czy bezpośredniego ingerowania w dane wejściowe. Programy te opierają się na narzuconych z góry założeniach, jak również są mało fleksyjne, jeśli chodzi o możliwość przetestowania i sprawdzenia działania różnorodnych wariantów czy komponentów dla danego urządzenia oraz umieszczenia go w konkretnych warunkach zewnętrznych. Dlatego niezbędne jest podjęcie prac w celu napisania oprogramowania mającego na celu usprawnienie, a przede wszystkim skrócenie czasu potrzebnego na zaprojektowanie i modelowanie funkcjonowania przydomowych oczyszczalni ścieków.

Przedmiotem opracowania są założenia wspomaganego komputerowo obliczanie przydomowych oczyszczalni ścieków, czyli:

- zaproponowanie odpowiedniego rodzaju przydomowej oczyszczalni ścieków dla zadanych warunków wejściowych,
- obliczenie parametrów poszczególnych urządzeń wchodzących w skład przyjętego układu technologicznego,
- dobór możliwie jak najodpowiedniejszych podzespołów spośród komponentów dostępnych na polskim rynku.

Ponadto aplikacja ma dać dużą swobodę przy wprowadzaniu danych wejściowych w zależności od zapotrzebowania użytkownika, co pozwoli w znacznym stopniu modelować i wariantować rozwiązanie. Program taki skróci również czas potrzebny na wykonanie projektu.

Aplikacja ma dotyczyć przydomowych oczyszczalni ścieków, jako sposobu na osiągnięcie wymaganego stopnia oczyszczenia ścieków wraz z ich odprowadzeniem do wody lub do gruntu, na terenach nie objętych systemem kanalizacyjnym. Unieszkodliwiane ścieki mogą być odprowadzane zarówno z pojedynczych domów, ich skupisk oraz niewielkich obiektów użyteczności publicznej. Program pozwala na obliczenie parametrów pracy, jak również zwymiarowanie urządzeń wchodzących w skład pięciu najczęściej stosowanych w tej tematyce układów technologicznych.

Do prawidłowego funkcjonowania aplikacja wymagać ma od użytkownika podania szeregu zmiennych wejściowych na podstawie, których będzie mógł obliczyć parametry poszczególnych urządzeń. Wartości te są wyliczane na podstawie wzorów, zależności i danych tabelarycznych znajdujących się w literaturze, jak i normach zamieszczonych na końcu opracowania w bibliografii.

Dodatkowo aby podnieść funkcjonalność programu powinna zostać dodana do niego możliwość doboru rzeczywistych urządzeń oferowanych na polskim rynku. Są one wybierane na podstawie obliczonych teoretycznych parametrów tego urządzenia ze wcześniej sporządzonej bazy danych. Zależne to będzie od informacji przedstawianych przez producentów na oficjalnych stronach internetowych.

Językiem programowania, w którym powstanie aplikacja jest Delphi. Jest to zintegrowane środowisko programistyczne typu RAD (ang. Rapid Application Development – Szybkie Tworzenie Aplikacji) przeznaczone do pracy pod kontrolą systemu Windows, charakteryzujące się szerokim zestawem gotowych komponentów i prostą składnią. Także sam program przeznaczony ma być do pracy pod kontrolą systemów operacyjnych z rodziny Microsoft Windows (98, Me, 2000, 2003, XP) i nawet użytkownikom mało obeznanym z programami komputerowymi nie powinien przysporzyć trudności w użytkowaniu.

Grupą docelową użytkowników tego programu mają być inżynierowie środowiska oraz osoby obeznane z tematyką inżynierii sanitarno-wodnej, a dokładnie oczyszczania ścieków w wiejskich oczyszczalniach. Program nie jest przeznaczony dla osób nie znających się na tej tematyce. Spowodowane jest to faktem, że aplikacja ta nie daje jednoznacznej i definitywnej odpowiedzi na pytanie typu: „Jaki układ pasuje najlepiej na moją działkę”, które prawdopodobnie zadałaby osoba chcąca zainwestować w taki sposób oczyszczania ścieków na swojej posesji, a jedynie udziela „wskazówek”, podaje parametry urządzeń i dobiera niektóre z nich w odpowiedzi na zapytanie użytkownika jakimi są dane wejściowe. Program nie analizuje poprawności niektórych danych, a jedynie, jako układ dynamiczny, reaguje na ich zmienność i w zależności od nich, przy pomocy określonych algorytmów, wyprowadza wyniki, które inżynier musi przeanalizować przed podjęciem decyzji co do realizacji konkretnego modelu.

## 2. Środowisko programistyczne Borland Delphi

Opracowany przez firmę Borland pakiet Delphi jest zintegrowanym środowiskiem programistycznym (ang. *Integrated Development Environment, IDE*) będącym następcą popularnego niegdyś Turbo Pascal'a (stanowiącego z kolei rozwinięcie Pascal'a), połączonego ze środowiskiem edycyjnym. Delphi to aplikacja służąca do tworzenia, modyfikowania, testowania i konserwowania oprogramowania. Jest jednym z pierwszych narzędzi typu RAD (ang. *Rapid Application Development* – Szybkie Tworzenie Aplikacji). Poprzez określenie RAD należy rozumieć ideologię i technologię polegające na udostępnieniu programiście dużych możliwości prototypowania oraz mnogiego zestawu gotowych komponentów. Umożliwia to uzyskanie pewnego efektu już w przypadku pierwszych kroków programistycznych [19, 22]. W rzeczywistości pozwala to programiście na skupienie się przede wszystkim na rozwijaniu strony użytkowej aplikacji, gdyż elementy, z których będzie stworzony interfejs są już zaprogramowane jako standardowe elementy systemu. W efekcie wygląd i składowe aplikacji projektuje się ustawiając obiekty (pola tekstowe, etykiety, przyciski, pola wybory itp.) w obszarze okna projektowanego programu. Wszystko działa na zasadzie „*Drag and Drop*” („Przeciągnij i Upuść”), gdzie z palety dostępnych komponentów wybieramy za pomocą myszy nam potrzebne i przeciągamy je na obszar projektowy. Przy tym projektant nie musi już programować samego obiektu, jego wyglądu, a jedynie wpisać kod programu jako odpowiedź na konkretne zdarzenie z nim związane, na przykład wciśnięcie umieszczonego przycisku. Eliminuje to wiele żmudnych czynności jak projektowanie samego wyglądu programu, a pozwala skupić się na dopracowywaniu sposobu jego działania. Ogólnie Delphi zalicza się do środowisk programistycznych, w których

szczególny nacisk położono na ułatwienie i przyspieszenie procesu tworzenia programu.

Dużą popularność wśród programistów Delphi zawdzięcza klarownej i logicznej składni, a także relatywnej prostocie zaczerpniętej z języka Pascal stworzonego przez Niklausa Wirtha w roku 1970. Większość poleceń i instrukcji stanowi dosłowne tłumaczenie z języka angielskiego, co pozytywnie wpływa na „naturalność” zapisu kodu programu.

Należy zaznaczyć, że Delphi nie oferuje tak zaawansowanych możliwości jak najbardziej popularny wśród profesjonalnych programistów język C++. Jednak do wykonania tej pracy nie wymagano bardzo zaawansowanych metod numerycznych, tak więc wybór środowiska programistycznego padł na język łatwiejszy do opanowania i pozwalający na pisanie programów prostszych i znacznie czytelniejszych.

Trzeba również dodać, że Delphi zaliczane jest do języków programowania czwartej generacji (ang. *4th. Generation Language*). Oznacza to, że przy użyciu krótkich instrukcji pozwala na stworzenie programu, którego napisanie w językach niższej generacji wymagałoby wielokrotnie większej liczby wierszy kodu. Zatem programowanie w tym języku nie tylko skraca czas jego realizacji, ale także sprawia, iż jest on czytelniejszy i mniej skomplikowany w swoim kodzie, nie tracąc na funkcjonalności.

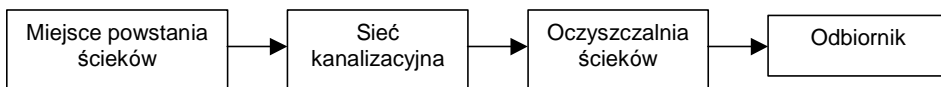
Do opisywanych założeń stworzenia w tej pracy programu wykorzystane ma być środowisko Borland Delphi w wersji 7.0 Personal, działające na typowym komputerze klasy PC, pod systemem Microsoft Windows XP Professional.

### **3. Podstawowe pojęcia z dziedziny projektowania przydomowych oczyszczalni ścieków**

Zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 8 lipca 2004 r. w sprawie warunków jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego, wszelkie ścieki pochodzenia bytowo-gospodarczego przed wprowadzeniem ich do wyżej wymienionych odbiorników nie mogą przekraczać najwyższych dopuszczalnych wartości wskaźników zanieczyszczeń podanych w załączniku nr 1 do tego rozporządzenia. Ścieki to mieszanina zużytej wody oraz różnego rodzaju substancji płynnych, stałych, gazowych, radioaktywnych oraz ciepła usuwanych z terenów miast i zakładów przemysłowych. Ścieki w ogólnej swej masie zawierają przede wszystkim wodę, której ilość dochodzi nawet do 99,9%. W celu ograniczenia substancji szkodliwych i wyeliminowania ich ze ścieków stosuje się szereg metod nazywanych oczyszczaniem. Rozróżniamy cztery rodzaje ścieków:

- bytowo-gospodarcze – pochodzą z bezpośredniego otoczenia człowieka, czyli z mieszkań i domów, miejsc pracy, miejsc użyteczności publicznej, budynków gospodarczych, a dokładnie z zainstalowanych w nich przyborów sanitarnych (wanien, umywalk, zlewozmywaków, misek ustępowych). Powstają one w wyniku zaspokajania potrzeb gospodarczych oraz higieniczno-sanitarnych. Ścieki te zazwyczaj mają podobny skład biologiczno-chemiczny niezależnie od miejsca powstawania. Najczęściej spotykany skład ścieków to resztki pożywienia, brudy z prania, odchody ludzkie, zawiesina mineralna, detergenty. Zawierają one również znaczne ilości zawieszin, związków organicznych i nieorganicznych, czasem także wirusy, bakterie chorobotwórcze i jaja pasożytów
- przemysłowe – powstają w zakładach produkcyjnych i usługowych podczas różnych procesów technologicznych, przy otrzymywaniu oraz przeróbce surowców. Ilość i skład tych ścieków jest różna i zależna od miejsca ich powstania, jak również procesów w wyniku, których powstały
- opadowe – część opadu atmosferycznego, która spadła na powierzchnię utwardzoną i spłynęła do kanalizacji
- wody infiltracyjne – wody gruntowe, które w wyniku infiltracji przedostały się do sieci kanalizacyjnej.

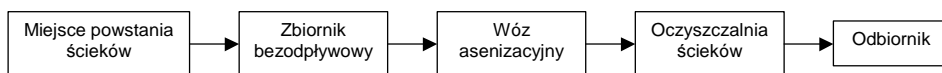
Jak wynika z przytoczonego na początku opracowania rozporządzenia, ścieki zanim zostaną odprowadzone do wody lub gruntu muszą w znacznym stopniu zostać pozbawione większości zanieczyszczeń, przynajmniej do wartości podanych jako dopuszczalne. W tym celu stosuje się szereg procesów oraz operacji jednostkowych z zakresu fizyki, chemii i biologii z wykorzystaniem odpowiednich urządzeń i reagentów, całościowo określanych jako oczyszczanie ścieków. Zadanie to wykonywane jest w szeregu obiektów ogólnie nazywanych oczyszczalnią ścieków. Ścieki dostarczane są systemem kanalizacyjnym (ciśnieniowym, podciśnieniowym lub grawitacyjnym). Następujący układ:



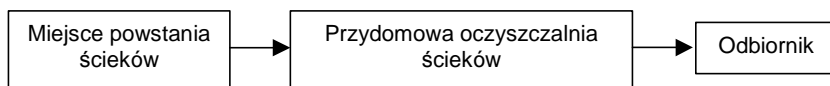
charakterystyczny jest dla większych aglomeracji i skupisk ludzkich, gdzie wszyscy mieszkańcy objęci są systemem sieci kanalizacyjnej.

Odmienny sposób oczyszczania ścieków ma miejsce na terenach zasiedlonych przez pojedyncze domy lub niewielkie ich zgrupowania, które dodatkowo znajdują się poza zasięgiem sieci kanalizacyjnej. W takim przypadku istnieją dwa rozwiązania:

1. Gromadzenie ścieków w zbiornikach bezodpływowych i okresowe ich wybieranie oraz wywożenie przez wóz asenizacyjny do najbliższej oczyszczalni ścieków:



2. Wybudowanie na działce przyległej do danego domostwa lub ich grupy tzw. przydomowej oczyszczalni ścieków i tam odprowadzanie, a następnie oczyszczanie ścieków powstających na danym terenie:



Oczywiście każde z przedstawionych rozwiązań ma swoje wady i zalety. W przypadku wariantu pierwszego niewątpliwą jego zaletą są niskie koszty inwestycyjne związane jedynie z zakupem, bądź wybudowaniem zbiornika o odpowiedniej objętości i posadowieniem go na działce. Natomiast koszty eksploatacyjne, czyli opłaty za wywóz nieczystości, bardzo szybko przekroczą wartość samego zbiornika i nigdy nie znikną z domowego budżetu. Odwrotnie sprawa ma się w przypadku przydomowych oczyszczalni ścieków. Tutaj nakłady inwestycyjne są znaczne, czasami nawet kilkanaście razy większe niż w przypadku wariantu 1, natomiast eksploatacja wiąże się (w przypadku prostszych rozwiązań jak drenaż filtracyjny czy filtr piaskowy) jedynie z koniecznością wywozu osadu raz lub dwa razy w roku. Przy projektowaniu przydomowej oczyszczalni ścieków należy wziąć pod uwagę następujące czynniki jako dane wejściowe:

- charakterystyka ilościowa ścieków,
- charakterystyka jakościowa ścieków.

#### **4. Charakterystyka ilościowa ścieków**

Ilość powstających ścieków w pojedynczym domostwie lub ich zgrupowaniu jest nierozzerwalnie powiązana z ilością zużywanej wody. Ta wartość jest z kolei uzależniona od standardu wyposażenia domu w urządzenia sanitarne, ceny wody, sposobu rozliczania, sposobu przygotowywania wody ciepłej, przyzwyczajień domowników w zakresie oszczędności wody. Woda przeznaczona na cele bytowo-gospodarcze zużywana jest do picia, przygotowywania posiłków, utrzymywania higieny osobistej mieszkańców, mycia naczyń, prania pościeli i bielizny, utrzymywania czystości pomieszczeń, splukiwania ustępów

[4÷15]. Ilość ścieków odprowadzanych można przyjmować jako równą ilości zużywanej wody. Aczkolwiek, ze względu na, podlewanie trawników, ogrodów, mycie samochodów (czyli wody zużyte bezpowrotnie), wartość ta może przyjmować nawet 90% ilości pobieranej wody. Ogólnie jako charakterystyczną jednostkową dobową ilość ścieków w Polsce przyjmuje się wartość z zakresu:

$q_{dsr} = 0,12 \div 0,15 \left[ \frac{m^3}{M \cdot d} \right]$  w przeliczeniu na jednego mieszkańca dla terenów wyposażonych w standardowe urządzenia sanitarne. Jednak na obszarach wiejskich, gdzie woda czerpana jest ze studni jej zużycie maleje nawet do  $q_{dsr} = 0,050 \left[ \frac{m^3}{M \cdot d} \right]$ . Z kolei w miejscach z centralnym systemem wodociągowo-kanalizacyjnym i wysokim standardem wyposażenia mieszkań wartość ta może sięgać nawet  $q_{dsr} = 0,250 \left[ \frac{m^3}{M \cdot d} \right]$  [5, 9].

Do projektowania zbiorników bezodpływowych i poszczególnych urządzeń wchodzących w skład oczyszczalni ścieków, ze względu na dużą zmienność ich odpływu z pojedynczego domu, w poszczególnych godzinach doby, niezbędna jest znajomość przepływów charakterystycznych i ekstremalnych. W przypadku ścieków bytowo-gospodarczych wyróżniamy:

➤ **Przepływ dobowy średni**, jako iloczyn jednostkowej ilości ścieków i liczby mieszkańców je produkujących:

$$Q_{dsr} = q_{dsr} \cdot LM \left[ \frac{m^3}{d} \right], \quad (1)$$

gdzie:

$q_{dsr} \left[ \frac{m^3}{M \cdot d} \right]$  – jednostkowa ilość ścieków

$LM [M]$  – liczba jednostek odniesienia w grupie użytkowników (na przykład mieszkańców).

Zapis wzoru na  $Q_{dsr}$  można wzbogacić o jeszcze jeden mnożnik, a mianowicie jednostkową liczbę równoważnych mieszkańców w stosunku do jednej jednostki odniesienia  $RLM$ . Wzór ten będzie miał wtedy następującą postać:

$$Q_{dsr} = q_{dsr} \cdot RLM \cdot LM \left[ \frac{m^3}{d} \right] \quad (2)$$

W tym przypadku możliwe będzie obliczanie dobowej ilości ścieków pochodzących nie tylko z budynków mieszkalnych (w tym przypadku  $RLM=1$ ), a także z obiektów użyteczności publicznej jak szkoły, przedszkole

la, kawiarnie, hotele, szpitale. W takim wypadku wartość  $q_{dsr}$  pozostaje niezmienną, natomiast wartość  $RLM$  wyraża stosunek zużycia wody jednostki odniesienia (stanowiącej podstawę obliczania ilości ścieków powstających w danym obiekcie, na przykład jedno łóżko w szpitalu, jedno dziecko w żłobku) do ilości ścieków bytowo-gospodarczych produkowanych przez jednego mieszkańca w gospodarstwie domowym.

- **Przepływ dobowy maksymalny** jako iloczyn przepływu średniego dobowego i współczynnika nierównomierności dobowej:

$$Q_{d \max} = Q_{dsr} \cdot N_{d \max} \left[ \frac{m^3}{d} \right], \quad (3)$$

gdzie:

$Q_{dsr} \left[ \frac{m^3}{d} \right]$  – średnia dobowa ilość ścieków

$N_{d \max}$  – współczynnik maksymalnego dobowego przepływu, charakteryzujący wahania dopływu ścieków do oczyszczalni, wyrażający stosunek maksymalnego dobowego do średniego przepływu ścieków. Wartość tego współczynnika w osiedlach wiejskich waha się w granicach  $N_{d \max} = 1,5 \div 3,0$  [26].

- **Przepływ dobowy minimalny** jako iloczyn przepływu średniego dobowego i współczynnika nierównomierności dobowej:

$$Q_{d \min} = Q_{dsr} \cdot N_{d \min} \left[ \frac{m^3}{d} \right], \quad (4)$$

gdzie:

$Q_{dsr} \left[ \frac{m^3}{d} \right]$  – średnia dobowa ilość ścieków

$N_{d \min}$  – współczynnik minimalnego dobowego przepływu, charakteryzujący wahania dopływu ścieków do oczyszczalni, wyrażający stosunek maksymalnego dobowego do średniego przepływu ścieków. Dla domów jednorodzinnych wartość tego współczynnika jest bliska zeru.

- **Przepływ godzinowy maksymalny** podczas doby o największym zrzućcie ścieków:

$$Q_{h \max} = \frac{Q_{d \max}}{24} \cdot N_h, \quad (5)$$

gdzie:

$Q_{d \max} \left[ \frac{m^3}{d} \right]$  – dobowy maksymalny przepływ ścieków



$N_h$  – godzinowy współczynnik nierównomierności. Wartość tego współczynnika w osiedlach wiejskich waha się w granicach  $N_h = 3,0 \div 6,0$  [26].

## 5. Stężenia i ładunki zanieczyszczeń

Ponieważ długotrwałe i systematyczne badania ilości oraz składu ścieków nie zawsze są możliwe, przyjęto posługiwać się wartością jednostkowego ładunku zanieczyszczeń jako ich ilością w stosunku do jednostki odniesienia, na przykład mieszkańca domu, w określonym czasie (najczęściej w ciągu doby). W projektowaniu przydomowych oczyszczalni ścieków podstawowymi wskaźnikami zanieczyszczeń są: azot ogólny (azot amonowy + organiczny), fosfor ogólny, zawiesiny ogólne, biochemiczne zapotrzebowanie na tlen ( $BZT_5$ ). Ponieważ jak wcześniej zaznaczono, ścieki bytowo-gospodarcze mają zazwyczaj podobny skład, można wyznaczyć zakresy w jakich wahają się wartości występujących w nich zanieczyszczeń:

**Tabela 1.** Przeciętne jednostkowe ładunki zanieczyszczeń w ściekach bytowo-gospodarczych

**Table 1.** Mean unit loads of contaminants in household sewage

Wskaźnik	Symbol	Jednostka	Zakres wartości	Wartość charakterystyczna
BZT <sub>5</sub>	$t_{BZT_5}$	$\left[ \frac{kg O_2}{M \cdot d} \right]$	0,045 – 0,085	0,060
Zawiesina ogólna	$t_{Z_{og}}$	$\left[ \frac{kg}{M \cdot d} \right]$	0,065 - 0,090	0,070
Azot ogólny	$t_{N_{og}}$	$\left[ \frac{kg N}{M \cdot d} \right]$	0,010 - 0,018	0,012
Fosfor ogólny	$t_{P_{og}}$	$\left[ \frac{kg P}{M \cdot d} \right]$	0,002 - 0,007	0,002

Na podstawie podanych wartości jednostkowych ilości zanieczyszczeń można obliczyć **ładunki zanieczyszczeń** w odpływających ściekach jako następujący iloczyn:

$$L_x = RLM \cdot LM \cdot t_x \left[ \frac{kg}{d} \right], \quad (6)$$

gdzie:

$RLM$  – jednostkowa liczba równoważnych mieszkańców odniesienia do jednej jednostki odniesienia

$LM [M]$  – liczba jednostek odniesienia (np. mieszkańców)

$t_x \left[ \frac{kg}{M \cdot d} \right]$  – jednostkowy ładunek zanieczyszczeń, gdzie „X” jest wymaganym zanieczyszczeniem: BZT<sub>5</sub>, Z<sub>og</sub>, N<sub>og</sub>, P<sub>og</sub>.

Znając ładunki zanieczyszczeń niesione w ściekach można określić ich **stężenia** jako iloraz ładunku danego zanieczyszczenia i średniego dobowego spływu ścieków:

$$S_x = \frac{L_x}{Q_{dsr}} \left[ \frac{kg}{m^3} \right], \quad (7)$$

gdzie:

$L_x \left[ \frac{kg}{d} \right]$  – ładunek zanieczyszczenia „X”,

$Q_{dsr} \left[ \frac{m^3}{d} \right]$  – średnia dobowa ilość ścieków.

Korzystając z powyższego wzoru można wyznaczyć stężenia zanieczyszczeń w ściekach bytowo-gospodarczych z jednostki wiejskiej lub grupy budynków przyjmując zużycie wody na poziomie  $q_{dsr} = 0,150 \left[ \frac{m^3}{M \cdot d} \right]$  i wyżej opisane wartości jednostkowych ładunków zanieczyszczeń. Otrzymamy następujące zakresy wartości:

**Tabela 2.** Przeciętne stężenia zanieczyszczeń w ściekach bytowo-gospodarczych  
**Table 2.** Mean concentrations of contaminants in household sewage

Wskaźnik	Symbol	Jednostka	Zakres wartości	Wartość charakterystyczna
BZT <sub>5</sub>	$s_{BZT_5}$	$\left[ \frac{kg O_2}{m^3} \right]$	0,30 – 0,57	0,40
Zawiesina ogólna	$s_{Z_{og}}$	$\left[ \frac{kg}{m^3} \right]$	0,43 - 0,60	0,47
Azot ogólny	$s_{N_{og}}$	$\left[ \frac{kg N}{m^3} \right]$	0,07 - 0,12	0,08
Fosfor ogólny	$s_{P_{og}}$	$\left[ \frac{kg P}{m^3} \right]$	0,013 - 0,047	0,013

## 6. Oczyszczanie ścieków

### 6.1. Wymagania jakości ścieków oczyszczonych

Ścieki bytowo-gospodarcze pochodzące z gospodarstw domowych lub obiektów użyteczności publicznej zanieczyszczone są różnymi substancjami rozpuszczalnymi i nierozpuszczalnymi, pochodzenia mineralnego lub organicznego. Są to: papier, łupiny warzyw i owoców, rozdrobnione fekalia, resztki pokarmów, ziarna piasku, popiół, detergenty. W ściekach i osadach ściekowych występują także bakterie i wirusy chorobotwórcze oraz jaja pasożytów. Dlatego też ścieki te zaliczane są pod względem sanitarnym do niebezpiecznych. Stąd wynika konieczność ich właściwego unieszkodliwiania.

**Tabela 3.** Najwyższe wartości wskaźników zanieczyszczeń dla oczyszczonych ścieków wprowadzanych do wód i do ziemi, dla RLM poniżej 2000 i wymagane stopnie redukcji dla przeciętnych stężeń zanieczyszczeń [32]

**Table 3.** The most important values of contamination factors for treated sewage inflowing to water and ground, for less than 2000 inhabitants and required reduction degrees for mean concentrations of contaminants [32]

Wskaźnik	Symbol	Jednostka	Wartość średnia stężenia	Najwyższa dopuszczalna wartość wskaźnika	Wymagany stopień redukcji
BZT <sub>5</sub>	$s_{BZT_5}$	$\left[ \frac{\text{kg } O_2}{\text{m}^3} \right]$	0,40	0,04	90%
Zawiesina ogólna	$s_{Z_{og}}$	$\left[ \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \right]$	0,47	0,05	89%
Azot ogólny	$s_{N_{og}}$	$\left[ \frac{\text{kg } N}{\text{m}^3} \right]$	0,08	0,03 *)	63%
Fosfor ogólny	$s_{P_{og}}$	$\left[ \frac{\text{kg } P}{\text{m}^3} \right]$	0,013	0,005 *)	62%

\*) Wartości wymagane wyłącznie w ściekach wprowadzanych do jezior i ich dopływów oraz bezpośrednio do sztucznych zbiorników wodnych usytuowanych na wodach płynących

Ponadto Ustawa Prawo Wodne z dnia 18 lipca 2001 roku [29], w części dotyczącej rodzaju korzystania z wód, oznaczonego jako szczególny, wyraźnie zaznacza konieczność oczyszczenia ścieków przed ich wprowadzeniem do odbiornika, rozumianego jako środowisko wodne lub gruntowe, do którego odprowadza się oczyszczone ścieki.

Z kolei rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 8 lipca 2004 r. [28] w sprawie warunków jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód

lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego, wyznacza najwyższe dopuszczalne wartości wskaźników zanieczyszczeń dla oczyszczonych ścieków komunalnych wprowadzanych do wód i ziemi. I tak w przypadku ścieków oczyszczanych w przydomowych oczyszczalniach ścieków, a zatem można przyjąć, że obsługujących równoważną liczbę mieszkańców poniżej 2000, dla przeciętnych stężeń zanieczyszczeń w ściekach bytowo-gospodarczych, wartości tych wskaźników i wymagane stopnie redukcji będą następujące:

## **6.2. Odbiorniki ścieków**

Odbiornikiem ścieków oczyszczonych może być środowisko wodne lub gruntowe. Zaliczają się do nich: wody płynące (rzeki i inne cieki), stojące (jeziora, stawy) oraz grunt (jego górna warstwa o głębokości do 3 m). Wybór odbiornika zależy od położenia działki z oczyszczalnią. Zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 8 lipca 2004 r. [28] ścieki komunalne będące ściekami bytowymi wprowadzane do wód nie powinny zawierać substancji zanieczyszczających w ilościach przekraczających najwyższe dopuszczalne wartości wskaźników zanieczyszczeń, które są określone w załączniku nr 1 do rozporządzenia lub powinny spełniać minimalny procent redukcji zanieczyszczeń określony w tym załączniku.

Zgodnie z Ustawą Prawo Wodne z dnia 18 lipca 2001 roku [29], wprowadzanie ścieków do jezior oraz ich dopływów jest zabronione, jeżeli czas dopływu ścieków do jeziora jest krótszy niż jedna doba.

Ścieki mogą być także wprowadzane do ziemi za pomocą podpowierzchniowych urządzeń infiltracyjnych zwanych studniami chłonnymi, spełniając jednocześnie następujące warunki:

- ścieki pochodzą z wolnostojących budynków mieszkalnych nie podłączonych do systemu kanalizacyjnego i zlokalizowanych poza obszarami stref ochronnych ujęć wody podziemnej,
- ilość ścieków nie przekracza  $1 \left[ \frac{m^3}{d} \right]$ ,
- ścieki są oczyszczone wstępnie za pomocą procesów, w których BZT<sub>5</sub> dopływających ścieków jest zredukowane co najmniej o 20%, a zawartość zawiesin ogólnych co najmniej o 50%,
- najwyższy poziom wód podziemnych znajduje się co najmniej 1,0 m pod dnem urządzenia rozsączającego.

## 7. Metody oczyszczania ścieków w przydomowych oczyszczalniach

Konieczność unieszkodliwiania ścieków powstających w pojedynczych domach lub ich zgrupowaniach (na wsiach czy małych osiedlach) może być realizowana w trojaki sposób:

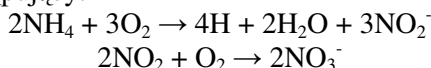
- a) Ścieki odprowadzane są do zbiorczego systemu kanalizacyjnego, a stamtąd przesyłane na oczyszczalnię ścieków obsługującą daną jednostkę osadniczą. Wadą tego rozwiązania jest fakt, że większość wsi ze względu na rozproszoną zabudowę nie posiada zbiorczego systemu kanalizacji, gdyż jej budowa jest zupełnie nieuprawniona pod względem ekonomicznym,
- b) Ścieki gromadzone są w bezodpływowym zbiorniku (nazywanym potocznie szambem), z którego są okresowo wybierane i przewożone do najbliższej oczyszczalni ścieków taborem asenizacyjnym. Rozwiązanie to pomimo małych nakładów inwestycyjnych wiąże się z wysokimi opłatami za częste wywozy nieczystości,
- c) Ścieki pochodzące z jednego domu lub ich zgrupowania przesyłane są bezpośrednio do przydomowej oczyszczalni ścieków, a tam oczyszczane w wymaganym stopniu i odprowadzane do środowiska wodnego lub gruntowego. Budowa takiego obiektu wiąże się z dużymi nakładami inwestycyjnymi, a niekiedy z koniecznością nadzoru technicznego. Jednakże w większości przypadków użytkowanie takiej oczyszczalni nie jest trudne, a dodatkowo obniżają koszty eksploatacyjne w porównaniu ze zbiornikiem bezodpływowym.

Ze względu na strukturę oraz rodzaj zabudowy wsi lub małych osiedli, ilość i jakość powstających tam ścieków oraz położenie poza zasięgiem systemu kanalizacyjnego, najlepszym rozwiązaniem unieszkodliwiania powstających na tych terenach ścieków są przydomowe oczyszczalnie.

W celu oczyszczenia ścieków odprowadzanych z pojedynczych domów lub ich zgrupowań stosowane są następujące metody [16÷18, 23÷34]:

- a) **Mechaniczne:** realizowane za pomocą takich urządzeń jak osadniki. Metody te polegają na cedzeniu, sedymentacji, rozdrabnianiu i flotacji zanieczyszczeń. Szczególnie ważna w przypadku przydomowych oczyszczalni jest sedymentacja, która pozwala na oddzielenie od ścieków zawieszonych w nich cząstek (zawiesin) pod wpływem sił grawitacji. Obok sedymentacji w osadnikach gnilnych ma także miejsce flotacja czyli wynoszenie na powierzchnię zwierciadła cieczy cząstek o gęstości mniejszej niż ścieki. W ten sposób następuje wydzielenie tłuszczu i olei.
- b) **Biologiczno-chemiczne:** polegają na rozkładzie zanieczyszczeń organicznych zawartych w ściekach w wyniku działania określonych grup mikroorganizmów w warunkach sztucznych lub naturalnych. W warunkach

sztucznych (złoża biologiczne, komory osadu czynnego) naturalne procesy samooczyszczania są wielokrotnie zintensyfikowane, co w efekcie pozwala osiągnąć wymagane stężenia zanieczyszczeń w znacznie krótszym czasie, ale wymaga to odpowiednich środków technicznych. Z półnaturalnymi warunkami (stawy hydrobotaniczne) realizacji biologicznego oczyszczania ścieków mamy do czynienia wówczas, gdy naturalne środowisko wodne jest za pomocą środków technicznych przystosowane do przyjęcia strumieni ścieków [9]. Aby mikroorganizmy mogły istnieć konieczne jest wytworzenie warunków tlenowych, gdyż większość procesów ma charakter aerobowy. Bakterie i pierwotniaki w wyniku funkcji życiowych wykorzystują rozpuszczony tlen i rozkładają związki organiczne. Działania te mogą być realizowane na polach nawadnianych, filtrach gruntowych, w drenażach rozsączających, złożach biologicznych, komorach osadu czynnego. Oprócz rozkładu zanieczyszczeń organicznych w oczyszczalniach wiejskich może mieć także miejsce proces nityfikacji, czyli utlenienie azotu w postaci amonowej, poprzez azot azotynowy do azotu azotanowego, za pomocą bakterii *Nitrosomonas*. Przebieg procesów jest następujący:



Tak jak w przypadku dużych oczyszczalni, proces usuwania zanieczyszczeń w przydomowych oczyszczalniach można podzielić na dwa etapy:

- a) **Oczyszczanie mechaniczne:** procesy sedymentacji i flotacji realizowane są w tym przypadku w osadnikach gnilnych, będących obowiązkowym elementem każdego schematu technologicznego,
- b) **Oczyszczanie biologiczne:** procesy biochemicznego rozkładu zanieczyszczeń przez mikroorganizmy realizowane mogą być przez jedno z następujących urządzeń: drenaż rozsączający, filtr piaskowy, złożo biologiczne, niskoobciążona komora osadu czynnego, oczyszczalnia hydrobotaniczna.

Do oczyszczania ścieków na terenach wiejskich stosuje się podobne procesy jednostkowe co w średnich i dużych oczyszczalniach. Jednak rozwiązania techniczne muszą być dostosowane do specyfiki tych terenów, a mianowicie do dużej zmienności odpływu i składu ścieków, niedostatku wysoko wykwalifikowanej obsługi i braku laboratoriów umożliwiających ciągłą kontrolę i ewentualne korekty parametrów procesów oczyszczania [5]. Właśnie ze względu na te czynniki przydomowe oczyszczalnie ścieków powinny być w swojej budowie i działaniu maksymalnie nieskomplikowane.

Dodatkowym elementem układu, w przypadku gdy odbiornikiem ścieków jest grunt, staje się **studnia chłonna** (za wyjątkiem drenażu rozsączającego). W przypadku zastosowania jako części biologicznej złoża lub komory osadu czynnego konieczne jest także zainstalowanie **osadnika wtórnego**, w celu zatrzymywania powstającego osadu wtórnego.

W wyniku procesu oczyszczania ścieków dochodzi do powstawania osadów. Można je podzielić na:

- **Osady wstępne** – zatrzymywane podczas pierwszego etapu oczyszczania ścieków w osadniku gnilnym,
- **Osady wtórne** – zatrzymywane w osadnikach wtórnych, a powstające w wyniku biologicznego oczyszczania na złożach biologicznych lub w komorach osadu czynnego.

Zarówno osad wstępny jak i wtórny ostatecznie zbierane są w osadniku gnilnym, a tam poddawane procesowi stabilizacji beztlenowej.

Pod względem wielkości wyróżnia się przydomowe (o przepustowości do  $5 \left[ \frac{m^3}{d} \right]$ ) oraz małe oczyszczalnie ścieków (o przepustowości do  $200 \left[ \frac{m^3}{d} \right]$ ). Oczyszczalnie tego typu mogą być budowane lub prefabrykowane i montowane na miejscu przeznaczenia.

Problem unieszkodliwiania ścieków w przydomowych oczyszczalniach ścieków może być realizowany w następujących wariantach (opisane zostaną tu jedynie układy i urządzenia, które będą uwzględnione w programie „Kalkulator przydomowych oczyszczalni ścieków”):

1. **Osadnik gnilny + drenaż rozsączający,**
2. **Osadnik gnilny + filtr piaskowy (+ studnia chłonna),**
3. **Osadnik gnilny + złożo biologiczne + osadnik wtórny (+ studnia chłonna),**
4. **Osadnik gnilny + komora osadu czynnego + osadnik wtórny (+ studnia chłonna),**
5. **Osadnik gnilny + oczyszczalnia hydrobotaniczna (+ studnia chłonna).**

Wybór wariantu oczyszczania ścieków zależeć będzie od:

- rodzaju odbiornika ścieków oczyszczonych, gdyż nie wszystkie schematy technologiczne pozwalają na odprowadzanie ścieków do wód (drenaż rozsączający),
- ilości odprowadzanych ścieków,
- jakości odprowadzanych ścieków,
- warunków gruntowo-wodnych w miejscu budowy oczyszczalni,
- powierzchni dostępnej działki, na której zostanie umiejscowiona oczyszczalnia,
- kosztu budowy i eksploatacji oczyszczalni.

## 8. Podsumowanie

Celem opracowania było przedstawienie założeń techniczno – technologicznych do opracowania programu komputerowego pozwalającego na obliczanie przydomowych oczyszczalni ścieków. Aplikacja ma pozwolić na dużą swobodę związaną z wprowadzaniem danych wejściowych opisujących pracę urządzeń i charakterystyką oczyszczanych ścieków. Dodatkowo program ma zaproponować najbardziej odpowiednie rozwiązanie dla zadanej działki, aczkolwiek ostateczny wybór co do przyjętego schematu technologicznego leżeć miał w gestii użytkownika. Program ma zostać tak zaprojektowany, aby jego interfejs był „przyjazny użytkownikowi”, czyli ograniczał w znacznym stopniu popełnienie błędu w jego obsłudze, a także udzielał wskazówek odnośnie uzyskanych wyników. Należy jednak raz jeszcze zaznaczyć, że nie ma to być aplikacja przeznaczona dla laików, a dla inżynierów środowiska, względnie dla osób, które wykonane przez program obliczenia będą w stanie przeanalizować i odpowiednio się do nich odnieść.

Opracowywany program nazwany „*Kalkulatorem przydomowych oczyszczalni ścieków*”, ma pozwalać na obliczenie parametrów technicznych pięciu najczęściej stosowanych rozwiązań w oczyszczalniach wiejskich:

- Drenażu rozsączającego,
- Filtru piaskowego,
- Złoża biologicznego,
- Urządzeń osadu czynnego,
- Oczyszczalni hydrobotanicznej,

a dodatkowo urządzeń wchodzących obowiązkowo lub opcjonalnie w skład każdego układu:

- Osadnika gnilnego,
- Osadnika wtórnego,
- Studni chłonnej.

## Literatura

1. **Bergier T., Czech A., Czupryński P., Łopata A., Wachniew P., Wojtal J.:** *Roślinne oczyszczalnie ścieków – Przewodnik dla gmin*. Natura Systems, Kraków 2004.
2. **Biedugnis S.:** *Metody informatyczne w wodociągach i kanalizacji*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Wyd. II, Warszawa 1998.
3. **Binikowski T., Mołoniewicz W., Sędzikowski T.:** *Małe oczyszczalnie ścieków. Projektowanie i wykonawstwo*. Arkady, Warszawa 1979.
4. **Błażejowski R.:** *Przegląd indywidualnych systemów oczyszczania ścieków stosowanych w kraju i na świecie*. Ogólnopolskie Seminarium Szkoleniowe, Poznań 1994.
5. **Błażejowski R.:** *Kanalizacja wsi*. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych Oddział Wielkopolski, Poznań 2003.



6. **Gajkowska-Stefańska L., Guberski S., Gutowski W., Mamak Z., Szperliński Z.:** *Laboratoryjne badania wody, ścieków i osadów ściekowych. Część I.* Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 1997.
7. **Heidrich Z., Roman M., Tabernacki J.:** *Obliczanie urządzeń do oczyszczania ścieków.* Wydawnictwo Politechniki Warszawskiej, Wyd. I, Warszawa 1981.
8. **Heidrich Z., Sikorski M., Tabernacki J.:** *Wiejskie oczyszczalnie ścieków.* Arkady, Wyd. I, Warszawa 1984.
9. **Heidrich Z.:** *Przydomowe oczyszczalnie ścieków – poradnik.* Centralny Ośrodek Informacji Budownictwa P.P., Warszawa 1998.
10. **Heidrich Z.:** *Projektowanie przydomowych oczyszczalni ścieków.* Rynek instalacyjny nr 11, 2004. 20÷27.
11. **Heidrich Z.:** *Zasady projektowania przydomowych oczyszczalni ścieków.* Gaz, woda i technika sanitarna nr 6, 2004. 209÷214.
12. **Heidrich Z., Tichończuk P.:** *Wstępne zasady projektowania przydomowych oczyszczalni ścieków.* PZITS, Warszawa – Poznań 1995.
13. **Imhoff K. i K.:** *Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków. Poradnik.* Projprzem-EKO, Bydgoszcz 1996.
14. **Królikowski A.J.:** *Gospodarka wodno-ściekowa na obszarach niezurbanizowanych.* BBiWE, Białystok 1994.
15. **Łomotowski J., Szpindor A.:** *Nowoczesne systemy oczyszczania ścieków.* Arkady, Warszawa 1999.
16. *Oczyszczalnie hydrobotaniczne. Materiały II Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej.* Red. R. Błażejowski, M. Kraska. Poznań, 2÷3 Września 1996.
17. **Osmulska-Mróż B.:** *Lokalne systemy oczyszczania ścieków. Poradnik.* Wydawnictwa Instytutu Ochrony Środowiska, Warszawa 1995.
18. **Roman M.:** *Kanalizacja. Tom 2 – Oczyszczanie ścieków.* Arkady, Warszawa 1986.
19. **Roman M.:** *Roślinne oczyszczanie ścieków.* Ministerstwo Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa – Departament Gospodarki Wodnej, Warszawa 1995.
20. **Sadowski T.:** *Praktyczny kurs Delphi.* Helion, Gliwice 2003.
21. **Sawicki W., Sikorski M., Simoni J.:** *Podstawy gospodarki wodnej i ściekowej w uspołecznionych gospodarstwach rolnych. Poradnik.* Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa 1977.
22. **Sikorski M., Simoni J.:** *Urządzenia i instalacje kanalizacyjne w nowoczesnej zagrodzie.* Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Wyd. I, Warszawa 1986.
23. **Sikorski M.:** *Gospodarka ściekami bytowymi na wsi jako czynnik ochrony środowiska.* IMUZ, Falenty 1998.
24. **Szpidor A., Wierzbiński J.:** *Zaopatrzenie w wodę i kanalizacja osiedli wiejskich.* Arkady, Warszawa 1978.
25. **Szpidor A.:** *Zagrodowe oczyszczalnie ścieków jako istotny czynnik rozwoju wiejskiej gospodarki wodno-ściekowej.* Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie nr 4, 1994.
26. **Szpidor A.:** *Zaopatrzenie w wodę i kanalizacja wsi.* Arkady, Wyd. II popr., Warszawa 1998.
27. **Wybrańczyk M.:** *Delphi 7 i bazy danych.* Helion, Gliwice 2004.

28. *Wytyczne do programowania zapotrzebowania wody i ilości ścieków w miejskich jednostkach osadniczych.* Ministerstwo Administracji, Gospodarki Terenowej i Ochrony Środowiska, Warszawa 1983.
29. **Zieliński S.:** *Wspomagane komputerowo obliczanie przydomowych oczyszczalni ścieków.* praca magisterska, promotor prof. dr hab. inż. Stanisław Biedugnis, PW, Warszawa, 2005.

### **Przepisy prawne:**

1. DIN 4261. Kleinklaranlagen. Teil 1. Juni 1994.
2. DIN 4261. Kleinklaranlagen. Teil 2. Juni 1994.
3. Norme NF XP P16-603, Aout 1998, DTU 64.1. Mise en oeuvre des dispositifs d'assainissement autonome – Maisons d'habitation individuelle.
4. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 8 lipca 2004 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. z 28 lipca 2004 r., Nr 168, poz. 1763).
5. Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. – Prawo wodne (Dz. U. z 11 października 2001 r., Nr 115, poz. 1229 oraz Dz. U. Nr 154, poz. 1803).
6. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 12 IV 2002 r. w sprawie warunków jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie (Dz. U. z 15 czerwca 2002 r., Nr 75 poz. 690).
7. Szwedzki Urząd Ochrony Przyrody. Ogólne zalecenia 87.6. Małe oczyszczalnie ścieków, 1990.

### **Strony internetowe i publikacje elektroniczne:**

1. Budujemy Dom – Portal budowlany. Dostępny w Internecie: <http://www.budujemydom.pl/>
2. E-Instalacje.pl – Internetowy serwis o instalacjach. Dostępny w Internecie: <http://www.e-instalacje.pl/>
3. Hartfil Andrzej. *Indywidualna oczyszczalnia ścieków – mało teorii, dużo praktyki.* InstalSystem.pl – Portal Budowlano-Instalacyjny, 23 maj 2005. Dostępne w Internecie: <http://www.instalsystem.pl/document,,id,16606.html>
4. Heidrich Zbigniew. *Projektowanie przydomowych oczyszczalni ścieków.* Rynek Instalacyjny, listopad 2004. Dostępne w Internecie: [http://www.medium.media.pl/rynekinstalacyjny/archiwum/ri\\_2004\\_11/ri\\_s20\\_11\\_2004.html](http://www.medium.media.pl/rynekinstalacyjny/archiwum/ri_2004_11/ri_s20_11_2004.html)

## **Premises for Computer Aided Calculation of Household Sewage Treatment Plants**

### **Abstract**

A preliminary information describing application for calculation of household sewage treatment plants is presented in this paper. It is a set of tools allowing to streamline the whole of preparatory actions, essential to carry out the planned task, which is to calculate working parameters and dimensioning of such an object. The paper presents the application called "Calculator of household sewage treatment plants".

The application has following tasks:

- suggesting the right type of household sewage treatment plant for given input conditions,
- calculating parameters of individual devices which are used in the selected technological system,
- selection of possibly most suitable sub-assemblies from components accessible on the Polish market.

Moreover this application gives the wide freedom when introducing input data depending on the demand of the user. This allows to model and change solution in a considerable degree. Such application will also shorten the needed time for designing. It allows to calculate technical parameters of five, most often used systems in rural sewage treatment plants:

- sewage distributing drainage,
- sand filter,
- biological deposit,
- devices of activated sludge,
- hydrobotanic sewage treatment plant,

And additionally devices being a obligatorily or optionally part of each system: putrefactive settler, secondary settler, soakaway.

Algorithms allowing to calculate parameters of these devices were created basing on literature and standards data, frequently in the effect of their synthesis and modification.

This part describes programming environment Borland Delphi. Delphi is counted into 4th generation programming language group. For the creation of computer application solving presented problems of household sewage treatment Borland Delphi Environment In version 7.0 Personal is used. The paper also presents basic ideas in the range of designing household sewage treatment plants, quantitative characteristics of household sewage, concentrations and loads of contaminants in household sewage, requirement for quality of treated sewage, treated sewage receivers as well as methods for sewage treatment in household sewage treatment plants.

# Program do obliczania przydomowych oczyszczalni ścieków – wstęp

*Stanisław Biedugnis, Mariusz Smolarkiewicz, Sebastian Zieliński  
Politechnika Warszawska*

## 1. Wstęp

Przedmiotem opracowania są informacje wstępne opisujące program do obliczania przydomowych oczyszczalni ścieków. Jest to zbiór narzędzi umożliwiających usprawnienie ogółu działań przygotowawczych, niezbędnych do wykonania zamierzonego zadania, jakim jest wyliczenie parametrów pracy i zwymiarowanie takiego obiektu. Opracowanie ma za zadanie przedstawienie programu zwanego „*Kalkulatorem przydomowych oczyszczalni ścieków*”.

Program ma za zadanie:

- zaproponowanie odpowiedniego rodzaju przydomowej oczyszczalni ścieków dla zadanych warunków wejściowych,
- obliczenie parametrów poszczególnych urządzeń wchodzących w skład przyjętego układu technologicznego,
- dobór możliwie jak najodpowiedniejszych podzespołów spośród komponentów dostępnych na polskim rynku.

Ponadto aplikacja ta da dużą swobodę przy wprowadzaniu danych wejściowych w zależności od zapotrzebowania użytkownika, co pozwoli w znacznym stopniu modelować i wariantować rozwiązanie. Program taki skróci również czas potrzebny na wykonanie projektu.

## 2. Opis wstępny działania programu „Kalkulator przydomowych oczyszczalni ścieków”

Program **Kalkulator przydomowych oczyszczalni ścieków** służy do rozwiązywania następujących zadań:

- analiza jakościowa i ilościowa ścieków odprowadzanych z pojedynczych domów lub ich zgrupować,
- zaproponowanie sposobu oczyszczania ścieków pochodzących z tych źródeł,
- projektowanie parametrów technologicznych jednej z pięciu najbardziej popularnych oczyszczalni wiejskich,
- dobór (dla zadanych warunków) osadnika gnilnego spośród dostępnych urządzeń tego typu na rynku polskim.

Program „Kalkulator przydomowych oczyszczalni ścieków” jest aplikacją 32-bitową działającą w środowisku systemów operacyjnych Windows.

Do poprawnego funkcjonowania programu potrzebne jest wprowadzenie odpowiednich danych wejściowych charakteryzujących ilościowo i jakościowo dopływające do oczyszczalni ścieki, a także pracę poszczególnych urządzeń wchodzących w skład przyjętego układu technologicznego. Należy zaznaczyć, że przy uruchomieniu programu we wszystkich rubrykach, z których czytane są zmienne wejściowe od razu będą wpisane tzw. wartości początkowe, zaproponowane przez autora programu na podstawie wiedzy literaturowej. Pozwolą one na obliczenie dowolnego układu. Zaleca się jednak przeanalizowanie danych wejściowych w celu dokładnego scharakteryzowania oczyszczanych ścieków jak i pracy urządzeń, tak aby odzwierciedlały rzeczywisty problem zagadnienia. Szczegółowy opis wszystkich zmiennych, ich grup i zastosowanie znajduje się w kolejnych rozdziałach poświęconych poszczególnym modułom programu.

## 2.1. Instalacja i wymagania systemowe

Program „Kalkulator przydomowych oczyszczalni ścieków” stanowią dwa pliki: *kpos.exe* oraz *osadniki.csv* (przy pewnych ustawieniach systemu pliki te mogą być widziane jako *kpos* oraz *osadniki*). Pierwszy jest plikiem wykonywalnym stanowiącym program wraz ze wszystkimi jego komponentami. Drugi plik stanowi bazę danych osadników dostępnych na polskim rynku, zapisanych w formacie *.csv*. Do poprawnego działania programu wymagane są oba pliki, dodatkowo umieszczone w tym samym katalogu. Należy zauważyć, że jakiegokolwiek zmiany dokonywane w dokumencie *osadniki.csv* mogą spowodować nieprawidłowe działanie programu lub błędy w wyświetlaniu wyników z przeszukiwania bazy.

Instalacja programu polega na przekopiowaniu obu plików do tego samego katalogu o dowolnej nazwie, znajdującego się w dowolnym miejscu na dysku komputera. Uruchomienie aplikacji odbywa się poprzez dwukrotne kliknięcie ikony pliku *kpos.exe*.

Do uruchomienia programu wymagany jest komputer klasy PC działający pod systemem operacyjnym z rodziny Microsoft Windows (98, Me, 2000, 2003,XP). Odnośnie wymagań sprzętowych, „Kalkulator...” jest na tyle nieskomplikowaną aplikacją, iż powinien zadziałać na każdej konfiguracji sprzętowej, na której działa (bezproblemowo) dowolny z wyżej wymienionych systemów.

Aplikacja składa się z zestawu sześciu modułów przedstawionych jako formatki z elementami interfejsu programu. Pierwszy moduł (**Dane wejściowe**) pojawiający się zaraz po uruchomieniu programu pozwala użytkownikowi na wprowadzanie koniecznych danych wejściowych potrzebnych do wykonania dalszych obliczeń. Dane wejściowe podzielone zostały na dwie grupy (znajdujące się na osobnych zakładkach). Grupa **Parametry ścieków** zawiera charakterystykę wpływających ścieków, przeznaczonych do oczyszczania, a także działkę, na której ma być posadowiona oczyszczalnia. Odnośnie ścieków jest to charakterystyka ilościowa i jakościowa, natomiast działka opisywana jest charakterystyką gruntu znajdującego się na niej oraz jej wymiarami. Druga grupa **Urządzenia** pozwala scharakteryzować parametry pracy poszczególnych urządzeń wchodzących w skład przyjętego układu technologicznego. Poza tym w tej części programu możliwe jest wykonanie obliczeń parametrów technicznych wybranego układu. Po wybraniu odpowiedniej komendy (przyciski **Obliczaj...**) nastąpi wyświetlenie jednego z pozostałych pięciu modułów zawierającego pełną charakterystykę układu.

Pozostałych pięć modułów służy, jak już zaznaczono powyżej do wprowadzenia obliczonych parametrów urządzeń wchodzących w skład wybranego układu. Wyprowadzane wartości wyświetlane są w odpowiednich polach tekstowych opisanych nazwami zmiennych, którym odpowiadają. Dodatkowo moduły te pozwalają na dobór (z dołączonej bazy danych), zbiorników gnilnych dla wyliczonego schematu. Zbiorniki, które będą odpowiadały wyliczonej przez program charakterystyce zostaną wyświetlone w sposób tabelaryczny, co ułatwi dokładniejsze zapoznanie się z ich parametrami. Moduły są wyposażone w okno tekstowe służące do komunikowania się z użytkownikiem. W przypadku niepowodzenia w wykonywaniu obliczeń, zostanie tam wyświetlony komentarz wyjaśniający przyczynę zaniechania obliczeń lub ewentualnie inne wskazówki. Ostatnią główną cechą tych modułów jest możliwość zapisania wyników pracy programu do zewnętrznego pliku tekstowego, w celu późniejszego ich wydrukowania i/lub przeanalizowania.

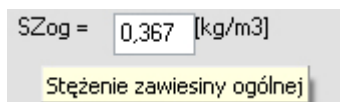
W celu poprawnego działania programu należy upewnić się, że wszystkie dane wejściowe (moduł **Dane wejściowe**) w grupie **Parametry ścieków** są odpowiednio (zgodnie ze stanem rzeczywistym) wypełnione. Natomiast konieczność podania odpowiednich danych w grupie **Urządzenia** odnosi się jedy-

nie do tych urządzeń, które będą wchodziły w skład obliczanego układu (charakterystyka pozostałych urządzeń nie będzie w tym przypadku wpływała na wyniki końcowe). Program został wyposażony w system zabezpieczający przed wprowadzaniem błędnych danych wejściowych. Oznacza to, że przy próbie wpisania wartości ujemnej lub spoza dopuszczalnego zakresu (np. 101 dla stopnia recyrkulacji, gdzie dopuszczalne są wartości z zakresu  $(0;100]$ ), zostanie wyświetlony odpowiedni komunikat (rys.1) a następnie wartość zmiennej zostanie przywrócona do tej z momentu uruchomienia programu.



**Rys. 1.** Zgłoszenie błędnego wprowadzenia danych wejściowych  
**Fig. 1.** Message of incorrect data

Wszystkie zmienne w programie zostały opisane (w celu poprawienia czytelności) w sposób symboliczny. Ponieważ nie zawsze można być pewnym, jaki parametr dany symbol oznacza aplikacja została wyposażona w system podpowiedzi. W przypadku niepewności co funkcji danej zmiennej, należy umieścić kursor myszy nad danym symbolem przez ok. 1 s. W efekcie zostanie wyświetlony komentarz (rys. 2) opisujący zmienną. Ten sposób szybkiej podpowiedzi (ang. *Hints*) został zastosowany we wszystkich modułach programu.



**Rys. 2.** System szybkiej podpowiedzi (hints)  
**Rys. 2.** Quick help system (hints)

Ponieważ program samoistnie nie przeprowadza archiwizacji wyliczonych parametrów urządzeń, dlatego też jak zaznaczono w poprzednim podrozdziale, istnieje możliwość wyprowadzenia otrzymanych wyników obliczeniowych do pliku tekstowego. Opis zawarty w pliku obejmuje dane wejściowe charakterystyki ścieków, działki i urządzeń wchodzących w skład przyjętego układu oraz wyliczone parametry tych urządzeń, a także (jeżeli były dobierane) spis znalezionych osadników gnilnych pasujących do układu.

### 3. Obsługa programu

#### 3.1. Moduł: Dane wejściowe

W tym module użytkownik może wprowadzać wszelkie parametry wejściowe dotyczące charakterystyki ścieków i urządzeń, na których będą one oczyszczane. Moduł został podzielony na dwie części: jedna dotyczy parametrów ścieków i obiektu, na którym powstają. Będzie to charakterystyka ilościowa i jakościowa ścieków oraz parametry działki, na której zostanie umieszczona przydomowa oczyszczalnia ścieków. Druga część modułu odnosi się do wykorzystanych w przyjętym schemacie technologicznym urządzeń i parametrów ich pracy.

#### 3.2. Zakładka: Parametry ścieków

The screenshot shows the 'Kalkulator przydomowych oczyszczalni ścieków' application window. The 'Parametry ścieków' tab is active. The interface is organized into several input sections:

- Dane Wejściowe (Input Data):**
  - Char. spływu ścieków (Wastewater flow characteristics):** qdsr = 0,150 [m<sup>3</sup>/i.o.\*d], RLM = 1, LM = 5 [M], Nd = 1,5, Nh = 4,0.
  - Jed. ład. zanieczyszczeń (Unit load of pollutants):** łBZT5 = 0,060 [kgO<sub>2</sub>/i.o.\*d], łZog = 0,055 [kg/i.o.\*d], łNog = 0,012 [kgN/i.o.\*d], łPog = 0,002 [kgP/i.o.\*d].
  - Wymiary działki (Plot dimensions):** D = 30 [m], S = 20 [m].
  - Param. gruntu (Soil parameters):** Grunt: tws = 30 [min], zwir\_pospółka (dropdown).
  - Odbiornik (Receiver):**  Woda,  Grunt.
  - Wykonaj obliczenia (Calculate)** button.
- Parametry ścieków dla rozpatrywanej działki (Parameters for the considered plot):**
  - Doptywy (Loads):** Qdsr = 0 [m<sup>3</sup>/d], Qdmax = 0 [m<sup>3</sup>/d], Qhmax = 0 [m<sup>3</sup>/h].
  - Ładunki zanieczyszczeń (Pollutant loads):** łBZT5 = 0 [kgO<sub>2</sub>/d], łZog = 0 [kg/d], łNog = 0 [kgN/d], łPog = 0 [kgP/d].
  - Stężenia zanieczyszczeń (Pollutant concentrations):** SBZT5 = 0 [kgO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>], SZog = 0 [kg/m<sup>3</sup>], SNog = 0 [kgN/m<sup>3</sup>], SPog = 0 [kgP/m<sup>3</sup>].
- Proponowana technologia oczyszczania z wykorzystaniem:** (Empty text area for proposed technology).

Rys. 3. Główne okno programu. Moduł Dane wejściowe

Rys. 3. Main application window. Input data module

#### 3.2.1. Charakterystyka ilości ścieków



Char. spływu ścieków

qdsr = 0,150 [m<sup>3</sup>/j.o.\*d]

RLM = 1

LM = 5 [M]

Nd = 1,5

Nh = 4,0

**Rys. 4.** Moduł: Dane wejściowe, Zakładka: Parametry ścieków,  
Charakterystyka ilości ścieków

**Fig. 4.** Module: Input data, Tab: Sewage parameters,  
Characteristics of sewage quantity

a)  $q_{dsr} \left[ \frac{m^3}{j.o. \cdot d} \right]$  – ilość ścieków odprowadzana od jednego mieszkańca (jednostki odniesienia) w ciągu doby.

- Zalecane wartości:  $q_{dsr} = 0,12 \div 0,15 \left[ \frac{m^3}{M \cdot d} \right]$  (ścieki bytowo-gospodarcze odprowadzane z pojedynczego domu wyposażonego w standardowe urządzenia sanitarne)
- Wartość początkowa:  $q_{dsr} = 0,15 \left[ \frac{m^3}{M \cdot d} \right]$

b)  $RLM$  – jednostkowa liczba równoważnych mieszkańców w stosunku do pojedynczej jednostki odniesienia, stosowana do obliczania przydomowej oczyszczalni ścieków dla obiektów innych niż budynki mieszkalne (np. obiektów użytkowania publicznego).

- Zalecane wartości (przykładowe):
  - budynek mieszkalny:  $RLM = 1$
  - szkoła (ze stołówką, bez internatu):  $RLM = 0,17 \div 0,4$
  - hotel z restauracją:  $RLM = 2,13$
  - szpital:  $RLM = 3,33 \div 4,67$
- Wartość początkowa:  $RLM = 1$

c)  $LM [j.o. | M]$  – liczba mieszkańców (jednostek odniesienia) obsługiwanych przez przydomową oczyszczalnię ścieków

- Wartość początkowa:  $LM = 5 [j.o. | M]$

- d)  $N_d$  – współczynnik dobowej nierównomierności spływu ścieków
- Zalecane wartości:  $N_d = 1,5 \div 3,0$  (zabudowa mieszkaniowa niska)
  - Wartość początkowa:  $N_d = 1,5$
- e)  $N_h$  – współczynnik godzinowej nierównomierności spływu ścieków
- Zalecane wartości:  $N_h = 3,0 \div 6,0$  (zabudowa mieszkaniowa niska)
  - Wartość początkowa:  $N_h = 4,0$

### 3.2.2. Jednostkowe ładunki zanieczyszczeń

Jed. ład. zanieczyszczeń

tBZT5 = 0,060 [kgO2/i.o.\*d]

tZog = 0,055 [kg/i.o.\*d]

tNog = 0,012 [kgN/i.o.\*d]

tPog = 0,002 [kgP/i.o.\*d]

**Rys. 5.** Moduł: Dane wejściowe, Zakładka: Parametry ścieków, Jednostkowe ładunki zanieczyszczeń

**Fig. 5.** Module: Input data, Tab: Sewage parameters, Unit contaminants loads

a)  $t_x \left[ \frac{kg}{M \cdot d} \right]$  – ładunki zanieczyszczeń odniesione do jednego mieszkańca (jednostki odniesienia), przyjęto cztery podstawowe wskaźniki zanieczyszczeń:

- biologiczno-chemiczne zapotrzebowanie na tlen –  $BZT_5$
- zawiesiny ogólne –  $Z_{og}$
- azot ogólny (azot Kjeldahla, suma azotu organicznego i amonowego) –  $N_{og}$
- fosfor ogólny –  $P_{og}$
- Zalecane (początkowe) wartości:

- $t_{BZT_5} = 0,060 \left[ \frac{kgO_2}{M \cdot d} \right]$
- $t_{Z_{og}} = 0,055 \left[ \frac{kg}{M \cdot d} \right]$
- $t_{N_{og}} = 0,012 \left[ \frac{kgN}{M \cdot d} \right]$
- $t_{P_{og}} = 0,002 \left[ \frac{kgP}{M \cdot d} \right]$

### 3.2.3. Wymiary działki

**Rys. 6.** Dane wejściowe, Zakładka: Parametry ścieków, Wymiary działki

**Fig. 6.** Input data, Tab: Sewage parameters, Plot dimensions

Parametry te charakteryzują powierzchnię oraz wymiary, takie jak długość i szerokość, działki udostępnionej pod budowę przydomowej oczyszczalni ścieków (wymiary te nie mogą uwzględniać wymaganych minimalnych odległości elementów oczyszczalni od budynku, studni czy granicy posesji). Aby zobrazować to zagadnienie w uproszczeniu dostępny teren przyjmowany jest w kształcie prostokąta o zadanej długości oraz szerokości. Dane te są szczególnie konieczne przy obliczaniu parametrów takich systemów jak: drenaż rozsączający, filtr piaskowy, czy oczyszczalnia hydrobotaniczna.

a)  $D [m]$  – długość działki

b)  $S [m]$  – szerokość działki

- Wartość początkowa:  $D = 30m$ ,  $S = 20m$

### 3.2.4. Odbiornik

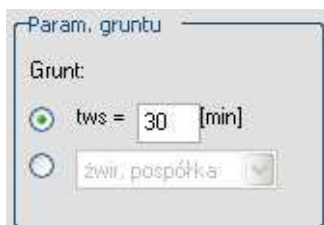
**Rys. 7.** Dane wejściowe, Zakładka: Parametry ścieków, Odbiornik

**Fig. 7.** Input data, Tab: Sewage parameters, Receiver

Parametr (przycisk typu radio-button pozwalający na wybór tylko jednej opcji) określający odbiornik oczyszczonych ścieków:

- a) Woda – ścieki oczyszczone odprowadzane będą do wód płynących, w przypadku wyboru tej opcji, niemożliwe będzie obliczanie drenażu rozsączającego
- b) Grunt – ścieki oczyszczone odprowadzane będą do gruntu (jeśli to konieczne za pomocą studni chłonnej).

### 3.2.5. Parametry gruntu



Rys. 8. Dane wejściowe, Zakładka: Parametry ścieków, Parametry gruntu

Fig. 8. Input data, Tab: Sewage parameters, Soil parameters

Grunt – określenie rodzaju gruntu w jakim ewentualnie będą oczyszczane i/lub rozprowadzane ścieki. Charakterystykę gruntu można określić za pomocą jednej z dwóch metod (przycisk typu radio buton pozwalający na wybór tylko jednej opcji):

- a) lista rozwijana rodzajów gruntu: żwir, pospółka, piasek grubo, piasek średni, piasek drobny, piasek gliniasty, gliny piaszczyste, glina, ił
- b)  $t_{ws}$  – czas wsiąkania wody w teście perkolacyjnym, z Tabeli 4 można odczytać rodzaj gruntu odpowiadający danemu przedziałowi czasowemu i maksymalne obciążenie hydrauliczne.

### 3.2.6. Procedura: Wykonaj obliczenia

Wywołanie tej procedury spowoduje wykonanie obliczeń charakterystycznych przepływów ścieków, ładunków i stężeń zanieczyszczeń w nich zawartych oraz wyprowadzenie wyników w odpowiednie miejsca (pola tekstowe) umieszczone na zakładce **Parametry ścieków** w grupie **Parametry ścieków dla rozpatrywanej działki**. Procedura do obliczeń wykorzystuje dane wejściowe podane wcześniej przez użytkownika lub w przypadku ich nie podania dane początkowe wpisywane w odpowiednie pola tekstowe przy uruchomieniu programu. Wywoływanie tej procedury nie jest konieczne, gdyż zostanie ona samoczynnie wykonana za każdym razem gdy użytkownik zleci wykonanie obliczeń dowolnego schematu oczyszczalni ścieków. Wciśnięcie przycisku **Wykonaj obliczenia** spowoduje obliczenie następujących parametrów:

a) Dopływy:

- $Q_{dsr} = RLM \cdot LM \cdot q_{dsr} \left[ \frac{m^3}{d} \right]$  – dopływ dobowy średni
- $Q_{d\max} = Q_{dsr} \cdot N_d \left[ \frac{m^3}{d} \right]$  – dopływ dobowy maksymalny
- $Q_{h\max} = \frac{Q_{d\max} \cdot N_h}{24} \left[ \frac{m^3}{h} \right]$  – dopływ godzinowy maksymalny

Dodatkowo program po wyliczeniu tych wartości zaproponuje któryś z opisywanych w tej pracy schematów technologicznych jako rozwiązanie najbardziej odpowiednie dla rozpatrywanego modelu. Decyzja będzie podejmowana jedynie na podstawie średniej dobowej ilości ścieków odpływającej z budynku lub ich zgrupowań. Informacja ta (wyświetlana w ramce znajdującej się w dolnej części okna programu) ma jedynie charakter wskazówki, do której użytkownik może się zastosować lub nie, gdyż to tylko od niego zależy, który schemat będzie dalej obliczany i analizowany.

b) Ładunki zanieczyszczeń:

- $L_x = RLM \cdot LM \cdot t_x \left[ \frac{kg}{d} \right]$  – sumaryczne ładunki zanieczyszczeń odniesione do rodzaju zanieczyszczeń:
  - $L_{BZT_5} = RLM \cdot LM \cdot t_{BZT_5} \left[ \frac{kgO_2}{d} \right]$  – ładunek biologiczno-chemicznego zapotrzebowania na tlen
  - $L_{Z_{og}} = RLM \cdot LM \cdot t_{Z_{og}} \left[ \frac{kg}{d} \right]$  – ładunek zawiesiny ogólnej
  - $L_{N_{og}} = RLM \cdot LM \cdot t_{N_{og}} \left[ \frac{kgN}{d} \right]$  – ładunek azotu ogólnego
  - $L_{P_{og}} = RLM \cdot LM \cdot t_{P_{og}} \left[ \frac{kgP}{d} \right]$  – ładunek fosforu ogólnego

c) Stężenia zanieczyszczeń:

- $S_x = \frac{L_x}{Q_{dsr}} \left[ \frac{kg}{m^3} \right]$  – średnie stężenia podstawowych zanieczyszczeń:
  - $S_{BZT_5} = \frac{L_{BZT_5}}{Q_{dsr}} \left[ \frac{kgO_2}{m^3} \right]$  – stężenie biologiczno-chemicznego zapotrzebowania na tlen

- $S_{Z_{og}} = \frac{L_{Z_{og}}}{Q_{dsr}} \left[ \frac{kg}{m^3} \right]$  – stężenie zawiesiny ogólnej
- $S_{N_{og}} = \frac{L_{N_{og}}}{Q_{dsr}} \left[ \frac{kgN}{m^3} \right]$  – stężenie azotu ogólnego
- $S_{P_{og}} = \frac{L_{P_{og}}}{Q_{dsr}} \left[ \frac{kgP}{m^3} \right]$  – stężenie fosforu ogólnego

### 3.2.7. Dopytywy

The image shows a software window titled "Dopytywy" with a light gray background and a blue border. Inside the window, there are three input fields, each with a label and a value in a white box. The first field is labeled "Qdśr =" and contains the value "1,500" with the unit "[m3/d]". The second field is labeled "Qdmax =" and contains the value "2,250" with the unit "[m3/d]". The third field is labeled "Qhmax =" and contains the value "0,375" with the unit "[m3/h]".

**Rys. 9.** Dane wejściowe, Zakładka: Parametry ścieków, Dopytywy  
**Fig. 9.** Input data, Tab: Sewage parameters, Inflows

Ta grupa parametrów zawiera wartości charakterystycznych przepływów wyliczone za pomocą procedury **Wykonaj obliczenia**.

- a)  $Q_{dsr} \left[ \frac{m^3}{d} \right]$  – dopływ dobowy średni
- b)  $Q_{dmax} \left[ \frac{m^3}{d} \right]$  – dopływ dobowy maksymalny
- c)  $Q_{hmax} \left[ \frac{m^3}{h} \right]$  – dopływ godzinowy maksymalny

## 3.2.8. Ładunki zanieczyszczeń

Ładunki zanieczyszczeń	
ŁBZT5 =	0,600 [kgO2/d]
ŁZog =	0,550 [kg/d]
ŁNog =	0,120 [kgN/d]
ŁPog =	0,020 [kgP/d]

Rys. 10. Dane wejściowe, Zakładka: Parametry ścieków, Ładunki zanieczyszczeń

Fig. 10. Input data, Tab: Sewage parameters, Contaminants loads

Ta grupa parametrów zawiera wartości ładunków zanieczyszczeń zawartych w ściekach wyliczone za pomocą procedury **Wykonaj obliczenia**.

- a)  $L_{BZT_5} \left[ \frac{kgO_2}{d} \right]$  – ładunek biologiczno-chemicznego zapotrzebowania na tlen
- b)  $L_{Z_{og}} \left[ \frac{kg}{d} \right]$  – ładunek zawiesiny ogólnej
- c)  $L_{N_{og}} \left[ \frac{kgN}{d} \right]$  – ładunek azotu ogólnego
- d)  $L_{P_{og}} \left[ \frac{kgP}{d} \right]$  – ładunek fosforu ogólnego

## 3.2.9. Stężenia zanieczyszczeń

Stężenia zanieczyszczeń	
SBZT5 =	0,400 [kgO2/m3]
SZog =	0,367 [kg/m3]
SNog =	0,080 [kgN/m3]
SPog =	0,013 [kgP/m3]

Rys. 11. Dane wejściowe, Zakładka: Parametry ścieków, Stężenia zanieczyszczeń

Fig. 11. Input data, Tab: Sewage parameters, Contaminants concentrations

Ta grupa parametrów zawiera wartości stężeń zanieczyszczeń zawartych w ściekach wyliczone za pomocą procedury **Wykonaj obliczenia**.

- a)  $S_{BZT_5} \left[ \frac{kgO_2}{m^3} \right]$  – stężenie biologiczno-chemicznego zapotrzebowania na tlen
- b)  $S_{Z_{og}} \left[ \frac{kgO_2}{m^3} \right]$  – stężenie zawiesiny ogólnej
- c)  $S_{N_{og}} \left[ \frac{kgN}{m^3} \right]$  – stężenie azotu ogólnego
- d)  $S_{P_{og}} = \frac{L_{P_{og}}}{Q_{dsr}} \left[ \frac{kgP}{m^3} \right]$  – stężenie fosforu ogólnego.

#### 4. Podsumowanie

Celem publikacji było przedstawienie informacji wstępnych dotyczących programu komputerowego pozwalającego na obliczanie przydomowych oczyszczalni ścieków. Należy jednak raz jeszcze zaznaczyć, że nie jest to aplikacja przeznaczony dla laików, a dla inżynierów środowiska, względnie dla osób, które wykonane przez program obliczenia będą w stanie przeanalizować i odpowiednio się do nich odnieść.

Opracowywany program nazwany „Kalkulatorem przydomowych oczyszczalni ścieków”, umożliwi obliczenie parametrów technicznych pięciu najczęściej stosowanych rozwiązań w oczyszczalniach wiejskich:

- drenażu rozsączającego,
- filtru piaskowego,
- złoża biologicznego,
- urządzeń osadu czynnego,
- oczyszczalni hydrobotanicznej.

Oraz dodatkowo urządzeń wchodzących obowiązkowo lub opcjonalnie w skład każdego układu:

- osadnika gnilnego,
- osadnika wtórnego,
- studni chłonnej.

Algorytmy pozwalające na wyliczenie parametrów tych urządzeń powstały w oparciu o dane literaturowe i normy, niestety w efekcie ich syntezy i modyfikacji.



## Literatura

1. **Bergier T., Czech A., Czupryński P., Łopata A., Wachniew P., Wojtal J.:** *Roślinne oczyszczalnie ścieków – Przewodnik dla gmin*. Natura Systems, Kraków 2004.
2. **Biedugnis S.:** *Metody informatyczne w wodociągach i kanalizacji*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Wyd. II, Warszawa 1998.
3. **Binikowski T., Mołoniewicz W., Sędzikowski T.:** *Małe oczyszczalnie ścieków. Projektowanie i wykonawstwo*. Arkady, Warszawa 1979.
4. **Błażejowski R.:** *Przegląd indywidualnych systemów oczyszczania ścieków stosowanych w kraju i na świecie*. Ogólnopolskie Seminarium Szkoleniowe, Poznań 1994.
5. **Błażejowski R.:** *Kanalizacja wsi*. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych Oddział Wielkopolski, Poznań 2003.
6. **Gajkowska-Stefańska L., Guberski S., Gutowski W., Mamak Z., Szperliński Z.:** *Laboratoryjne badania wody, ścieków i osadów ściekowych. Część I*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 1997.
7. **Heidrich Z., Roman M., Tabernacki J.:** *Obliczanie urządzeń do oczyszczania ścieków*. Wydawnictwo Politechniki Warszawskiej, Wyd. I, Warszawa 1981.
8. **Heidrich Z., Sikorski M., Tabernacki J.:** *Wiejskie oczyszczalnie ścieków*. Arkady, Wyd. I, Warszawa 1984.
9. **Heidrich Z.:** *Przydomowe oczyszczalnie ścieków – poradnik*. Centralny Ośrodek Informacji Budownictwa P.P., Warszawa 1998.
10. **Heidrich Z.:** *Projektowanie przydomowych oczyszczalni ścieków*. Rynek instalacyjny nr 11, 2004. 20÷27.
11. **Heidrich Z.:** *Zasady projektowania przydomowych oczyszczalni ścieków*. Gaz, woda i technika sanitarna nr 6, 2004. 209÷214.
12. **Heidrich Z., Tichończuk P.:** *Wstępne zasady projektowania przydomowych oczyszczalni ścieków*. PZITS, Warszawa – Poznań 1995.
13. **Imhoff K. i K.:** *Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków. Poradnik*. Projprzem-EKO, Bydgoszcz 1996.
14. **Królikowski A.J.:** *Gospodarka wodno-ściekowa na obszarach niezurbanizowanych*. BBiWE, Białystok 1994.
15. **Łomotowski J., Szpindor A.:** *Nowoczesne systemy oczyszczania ścieków*. Arkady, Warszawa 1999.
16. *Oczyszczalnie hydrobotaniczne. Materiały II Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej*. Red. R. Błażejowski, M. Kraska. Poznań, 2÷3 Września 1996.
17. **Osmulska-Mróz B.:** *Lokalne systemy oczyszczania ścieków. Poradnik*. Wydawnictwa Instytutu Ochrony Środowiska, Warszawa 1995.
18. **Roman M.:** *Kanalizacja. Tom 2 – Oczyszczanie ścieków*. Arkady, Warszawa 1986.
19. **Roman M.:** *Roślinne oczyszczanie ścieków*. Ministerstwo Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa – Departament Gospodarki Wodnej, Warszawa 1995.
20. **Sadowski T.:** *Praktyczny kurs Delphi*. Helion, Gliwice 2003.
21. **Sawicki W., Sikorski M., Simoni J.:** *Podstawy gospodarki wodnej i ściekowej w uspołecznionych gospodarstwach rolnych. Poradnik*. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa 1977.

22. **Sikorski M., Simoni J.:** *Urządzenia i instalacje kanalizacyjne w nowoczesnej zagrodzie*. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Wyd. I, Warszawa 1986.
23. **Sikorski M.:** *Gospodarka ściekami bytowymi na wsi jako czynnik ochrony środowiska*. IMUZ, Falenty 1998.
24. **Szpidor A., Wierzbicki J.:** *Zaopatrzenie w wodę i kanalizacja osiedli wiejskich*. Arkady, Warszawa 1978.
25. **Szpidor A.:** *Zagrodowe oczyszczalnie ścieków jako istotny czynnik rozwoju wiejskiej gospodarki wodno-ściekowej*. Wiadomości Melioracyjne i Łąkarские nr 4, 1994.
26. **Szpidor A.:** *Zaopatrzenie w wodę i kanalizacja wsi*. Arkady, Wyd. II popr., Warszawa 1998.
27. **Wybrańczyk M.:** *Delphi 7 i bazy danych*. Helion, Gliwice 2004.
28. *Wytyczne do programowania zapotrzebowania wody i ilości ścieków w miejskich jednostkach osadniczych*. Ministerstwo Administracji, Gospodarki Terenowej i Ochrony Środowiska, Warszawa 1983.
29. **Zieliński S.:** *Wspomagane komputerowo obliczanie przydomowych oczyszczalni ścieków*. praca magisterska, promotor prof. dr hab. inż. Stanisław Biedugnis, PW, Warszawa, 2005.

### **Przepisy prawne:**

1. DIN 4261. Kleinklaranlagen. Teil 1. Juni 1994.
2. DIN 4261. Kleinklaranlagen. Teil 2. Juni 1994.
3. Norme NF XP P16-603, Aout 1998, DTU 64.1. Mise en oeuvre des dispositifs d'assainissement autonome – Maisons d'habitation individuelle.
4. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 8 lipca 2004 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. z 28 lipca 2004 r., Nr 168, poz. 1763).
5. Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. – Prawo wodne (Dz. U. z 11 października 2001 r., Nr 115, poz. 1229 oraz Dz. U. Nr 154, poz. 1803).
6. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 12 IV 2002 r. w sprawie warunków jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie (Dz. U. z 15 czerwca 2002 r., Nr 75 poz. 690).
7. Szwedzki Urząd Ochrony Przyrody. Ogólne zalecenia 87.6. Małe oczyszczalnie ścieków, 1990.

### **Strony internetowe i publikacje elektroniczne:**

1. Budujemy Dom – Portal budowlany. Dostępny w Internecie: <http://www.budujemydom.pl/>
2. E-Instalacje.pl – Internetowy serwis o instalacjach. Dostępny w Internecie: <http://www.e-instalacje.pl/>
3. Hartfil Andrzej. *Indywidualna oczyszczalnia ścieków – mało teorii, dużo praktyki*. Instalsystem.pl – Portal Budowlano-Instalacyjny, 23 maj 2005. Dostępne w Internecie: <http://www.instalsystem.pl/document,,id,16606.html>

4. Heidrich Zbigniew. *Projektowanie przydomowych oczyszczalni ścieków*. Rynek Instalacyjny, listopad 2004. Dostępne w Internecie:  
[http://www.medium.media.pl/rynekinstalacyjny/archiwum/ri\\_2004\\_11/ri\\_s20\\_11\\_2004.html](http://www.medium.media.pl/rynekinstalacyjny/archiwum/ri_2004_11/ri_s20_11_2004.html)

## Application for Calculation of Household Sewage Treatment Plants – Introduction

### Abstract

A preliminary information describing application for calculation of household sewage treatment plants is presented in this paper. It is a set of tools allowing to streamline the whole of preparatory actions, essential to carry out the planned task, which is to calculate working parameters and dimensioning of such an object. The paper presents the application called “Calculator of household sewage treatment plants”.

The application has following tasks:

- suggesting the right type of household sewage treatment plant for given input conditions,
- calculating parameters of individual devices which are used in the selected technological system,
- selection of possibly most suitable sub-assemblies from components accessible on the Polish market.

Moreover this application gives the wide freedom when introducing input data depending on the demand of the user. This allows to model and change solution in a considerable degree. Such application will also shorten the needed time for designing. It allows to calculate technical parameters of five, most often used systems in rural sewage treatment plants:

- sewage distributing drainage,
- sand filter,
- biological deposit,
- devices of activated sludge,
- hydrobotanic sewage treatment plant,

And additionally devices being a obligatorily or optionally part of each system: putrefactive settler, secondary settler, soakaway.

Algorithms allowing to calculate parameters of these devices were created basing on literature and standards data, frequently in the effect of their synthesis and modification.

In this part installation and system requirements as well as module: input data are described.

## Dobór urządzeń w programie obliczania przydomowych oczyszczalni ścieków

*Stanisław Biedugnis, Mariusz Smolarkiewicz,  
Sebastian Zieliński, Tadeusz Byczot  
Politechnika Warszawska*

### 1. Wstęp

Przedmiotem pracy jest program komputerowy do obliczania przydomowych oczyszczalni ścieków, głównie w zakresie doboru urządzeń. Opracowanie ma za zadanie przedstawienie programu zwanego „*Kalkulatorem przydomowych oczyszczalni ścieków*”.

Program ma za zadanie:

- zaproponowanie odpowiedniego rodzaju przydomowej oczyszczalni ścieków dla zadanych warunków wejściowych,
- obliczenie parametrów poszczególnych urządzeń wchodzących w skład przyjętego układu technologicznego,
- dobór możliwie jak najodpowiedniejszych podzespołów spośród urządzeń dostępnych na polskim rynku.

Ponadto aplikacja ta da dużą swobodę przy wprowadzaniu danych wejściowych w zależności od zapotrzebowania użytkownika, co pozwoli w znacznym stopniu modelować i wariantować rozwiązanie. Program taki skróci również czas potrzebny na wykonanie projektu.

Program **Kalkulator przydomowych oczyszczalni ścieków** służy do rozwiązywania zadań, takich jak:

- analiza jakościowa i ilościowa ścieków odprowadzanych z pojedynczych domów lub ich zgrupowań,
- zaproponowanie sposobu oczyszczania ścieków pochodzących z tych źródeł,
- projektowanie parametrów technologicznych jednej z pięciu najbardziej popularnych wiejskich oczyszczalni ścieków,

- dobór dla zadanych warunków osadnika gnilnego spośród dostępnych urządzeń tego typu na polskim rynku.

## 2. Moduł: Dane wejściowe

### 2.1. Urządzenia

The screenshot shows the 'Kalkulator przydomowych oczyszczalni ścieków' (Domestic Wastewater Treatment Calculator) software. The 'Urządzenia' (Equipment) tab is active, displaying various input fields for different treatment stages:

- Osadnik Gnilny (Sewage Sludge Tank):**  $t_z = 6$  [h],  $w = 97$  [%],  $T_f = 180$  [d],  $R = 20$  [%].
- Osadnik wtórny (Secondary Sludge Tank):**  $t_p = 3,5$  [h],  $q_o = 0,3$  [m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>·h].
- Studnia chłonna (Absorption Pit):**  $l_p = 1,0$  [m].
- Drenaż rozsączający (Drip Drainage):** Includes a button 'Obliczaj drenaż'.
- Filtr płaskowy (Flat Filter):**  $q_f = 40,0$  [dm<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>·d],  $A_f = 5,0$  [gBZT5/m<sup>2</sup>·d]. Includes a button 'Obliczaj filtr'.
- Złoże biologiczne (Biological Sludge Bed):**  $F_w = 200$  [m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>],  $H_{max} = 2$  [m],  $d_m = 0,4$  [g s.m.o./gBZT5],  $w = 98$  [%],  $R = 1$ . Includes a button 'Obliczaj złoże'.
- Urządzenia osadu czynnego (Active Sludge Equipment):**  $Z = 3,5$  [kg s.m./m<sup>3</sup>],  $k = 2,5$  [kg O<sub>2</sub>/kg BZT5],  $W/O = 7$  [d],  $T_n = 24$  [h/d],  $w = 99$  [%],  $dm = 0,70$  [g s.m.o./gBZT5],  $\alpha = 0,85$ . Includes a button 'Obliczaj U.O.C.'.
- Oczyszczalnia hydrobotaniczna (Hydrobotanic Treatment Plant):**  $t = 3$  [C],  $p = 0,4$ ,  $h = 0,45$  [m],  $k_s = 350$  [m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>·d],  $s = 0,02$ . Includes a button 'Obliczaj O.H.'.

Rys. 1. Moduł: Dane wejściowe, Zakładka: Urządzenia

Fig. 1. Moduł: Dane wejściowe, Zakładka: Urządzenia

#### 2.1.1. Osadnik gnilny

This close-up shows the input fields for the 'Osadnik Gnilny' (Sewage Sludge Tank) section:

- $t_z = 6$  [h]
- $w = 97$  [%]
- $T_f = 180$  [d]
- $R = 20$  [%]

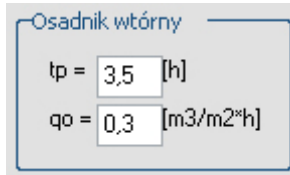
Rys. 2. Moduł: Dane wejściowe, Zakładka: Urządzenia, Osadnik gnilny

Fig. 2. Moduł: Dane wejściowe, Zakładka: Urządzenia, Osadnik gnilny

- $t_z$  [h] – czas zatrzymania ścieków w osadniku gnilnym,
- $T_f$  [d] – czas fermentacji osadu w osadniku gnilnym (odstęp czasowy pomiędzy dwoma kolejnymi wybieraniami osadu z osadnika),

- $w$  [%] – uwodnienie osadu wstępnego,
- $R$  [%] - rezerwa pojemności (na części flotujące) jako procent sumarycznej objętości osadnika gnilnego.

### 2.1.2. Osadnik wtórny



Osadnik wtórny

$t_p = 3,5$  [h]

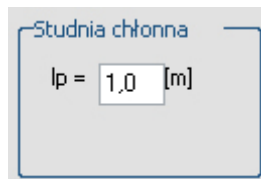
$q_o = 0,3$  [m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>·h]

**Rys. 3.** Moduł: Dane wejściowe, Zakładka: Urządzenia, Osadnik wtórny

**Fig. 3.** Moduł: Dane wejściowe, Zakładka: Urządzenia, Osadnik wtórny

- $t_p$  [h] – czas przepływu ścieków przez część przepływową osadnika,
- $q_o$  [m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>·h] – obciążenie hydrauliczne powierzchni osadnika.

### 2.1.3. Studnia chłonna



Studnia chłonna

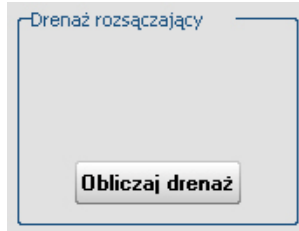
$l_p = 1,0$  [m]

**Rys. 4.** Moduł: Dane wejściowe, Zakładka: Urządzenia, Studnia chłonna

**Fig. 4.** Moduł: Dane wejściowe, Zakładka: Urządzenia, Studnia chłonna

- $l_p$  [m] – wysokość perforacji w ścianach studni.

### 2.1.4. Drenaż rozsączający



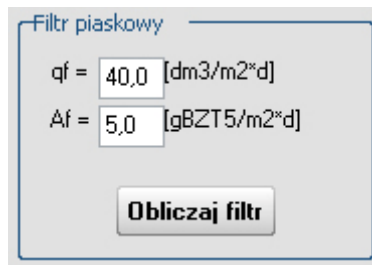
Rys. 5. Moduł: Dane wejściowe, Zakładka: Urządzenia, Drenaż rozsączający

Fig. 5. Moduł: Dane wejściowe, Zakładka: Urządzenia, Drenaż rozsączający

#### Obliczaj drenaż

Wywołanie tej procedury spowoduje wykonanie obliczeń dla następującego układu oczyszczania ścieków: **Osadnik gnilny + Drenaż rozsączający**. Zrealizowane zostaną obliczenia i operacje mające na celu ustalenie potrzebnych parametrów tych urządzeń a następnie wyświetlone zostaną w następnym module (**Drenaż rozsączający**) programu w odpowiednich polach tekstowych.

### 2.1.5. Filtr piaskowy



Rys. 6. Moduł: Dane wejściowe, Zakładka: Urządzenia, Filtr piaskowy

Fig. 6. Moduł: Dane wejściowe, Zakładka: Urządzenia, Filtr piaskowy

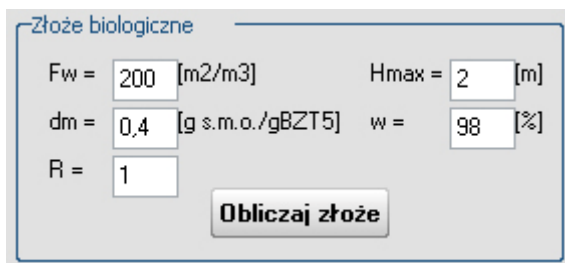
#### Parametry wejściowe

- $q_f \left[ \frac{\text{dm}^3}{\text{m}^2 \cdot \text{d}} \right]$  – obciążenie hydrauliczne powierzchni filtra,
- $A_f \left[ \frac{\text{gBZT}_5}{\text{m}^2 \cdot \text{d}} \right]$  – obciążenie powierzchni filtra ładunkiem zanieczyszczeń organicznych.

## Obliczaj filtr piaskowy

Wywołanie tej procedury spowoduje wykonanie obliczeń dla następującego układu oczyszczania ścieków: **Osadnik gnilny + Filtr piaskowy (+ studnia chłonna** – jeżeli zadeklarowanym przez użytkownika odbiornikiem oczyszczonych ścieków ma być grunt). Zrealizowane zostaną obliczenia i operacje mające na celu ustalenie potrzebnych parametrów tych urządzeń, a następnie wyświetlone zostaną w module **Filtr piaskowy** w odpowiednich polach tekstowych.

### *2.1.6. Złoże biologiczne*



Złoże biologiczne

Fw = 200 [m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>]      Hmax = 2 [m]

dm = 0,4 [g s.m.o./gBZT5]      w = 98 [%]

R = 1

**Obliczaj złoże**

**Rys. 7.** Moduł: Dane wejściowe, Zakładka: Urządzenia, Złoże biologiczne

**Fig. 7.** Moduł: Dane wejściowe, Zakładka: Urządzenia, Złoże biologiczne

### Parametry wejściowe

- $F_w \left[ \frac{m^2}{m^3} \right]$  – powierzchnia właściwa wypełnienia złoża,
- $R$  – stopień recyrkulacji, wyrażający stosunek ilości ścieków recyrkulowanych, do ilości ścieków dopływających z osadnika wstępnego,
- $d_m \left[ \frac{g \text{ s.m.o.}}{M \cdot d} \right]$  – jednostkowy przyrost suchej masy osadu nadmiernego,
- $H_{\max} [m]$  – maksymalna wysokość złoża,
- $w [\%]$  – uwodnienie osadu po biologicznym oczyszczeniu.

### Procedura: Obliczaj złoże

Wywołanie tej procedury spowoduje wykonanie obliczeń dla następującego układu oczyszczania ścieków: **Osadnik gnilny + Złoże biologiczne + Osadnik wtórny (+ studnia chłonna** – jeżeli zadeklarowanym przez użytkownika odbiornikiem oczyszczonych ścieków ma być grunt). Zrealizowane zostaną obliczenia i operacje mające na celu ustalenie potrzebnych parametrów tych urządzeń, a następnie wyświetlone zostaną w module **Złoże biologiczne** w odpowiednich polach tekstowych.



### 2.1.7. Urządzenia osadu czynnego

Urządzenia osadu czynnego

Z = 3,5 [kg s.m./m<sup>3</sup>]      k = 2,5 [kg O<sub>2</sub>/kg BZT<sub>5</sub>]

WO = 7 [d]      Tn = 24 [h/d]

w = 99 [%]      alfa = 0,85

dm = 0,70 [g s.m.o./gBZT<sub>5</sub>]

**Obliczaj U.O.C.**

**Rys. 8.** Moduł: Dane wejściowe, Zakładka: Urządzenia, Urządzenia osadu czynnego

**Fig. 8.** Moduł: Dane wejściowe, Zakładka: Urządzenia, Urządzenia osadu czynnego

#### Parametry wejściowe

- $Z \left[ \frac{\text{kg s.m.}}{\text{m}^3} \right]$  – stężenie suchej masy osadu czynnego w komorze napowietrzania,
- $WO [d]$  – wiek osadu w komorze napowietrzania,
- $R$  – stopień recyrkulacji, wyrażający stosunek ilości osadu recyrkulowanego, do ilości osadu nadmiernego,
- $w [%]$  – uwodnienie osadu po biologicznym oczyszczaniu,
- $d_m \left[ \frac{\text{g s.m.o.}}{\text{g BZT}_5} \right]$  – jednostkowy przyrost suchej masy osadu nadmiernego,
- $k \left[ \frac{\text{kg O}_2}{\text{kg BZT}_5} \right]$  – współczynnik natlenienia,
- $T_n \left[ \frac{\text{h}}{\text{d}} \right]$  – czas pracy urządzeń napowietrzających w ciągu doby,
- $\alpha$  – współczynnik zmniejszający, uwzględniający zmniejszoną adsorpcję tlenu w zanieczyszczonych ściekach z biomasą, w stosunku do wody wodociągowej.

#### Procedura: Obliczaj urządzenia osadu czynnego

Wywołanie tej procedury spowoduje wykonanie obliczeń dla następującego układu oczyszczania ścieków: **Osadnik gnilny + Komora osadu czynnego + Osadnik wtórny (+ studnia chłonna** – jeżeli zadeklarowanym przez użytkownika odbiornikiem oczyszczonych ścieków ma być grunt). Zrealizowane zostaną obliczenia i operacje mające na celu ustalenie potrzebnych param-

trów tych urządzeń a następnie wyświetlone w module **Urządzenia osadu czynnego** w odpowiednich polach tekstowych.

### 2.1.8. Oczyszczalnia hydrobotaniczna

Oczyszczalnia hydrobotaniczna

Przepływ: Powierzchniowy

t = 3 [C]      p = 0,4

h = 0,45 [m]      ks = 350 [m3/m2\*d]

s = 0,02

**Obliczaj O.H.**

**Rys. 9.** Moduł: Dane wejściowe, Zakładka: Urządzenia, Oczyszczalnia hydrobotaniczna  
**Fig. 9.** Moduł: Dane wejściowe, Zakładka: Urządzenia, Oczyszczalnia hydrobotaniczna

#### Parametry wejściowe

- Przepływ – pozwala zdecydować użytkownikowi jakiego rodzaju oczyszczalnie hydrobotaniczna będzie obliczana, a dokładnie przepływ ścieków w niej wytworzony: podpowierzchniowy lub też powierzchniowy. W zależności od wyboru będzie to rzutowało na dalsze obliczenia, a w konsekwencji na wartości parametrów obiektu,
- $t$  [°C] – temperatura ścieków, dla jakiej będzie projektowana oczyszczalnia,
- $h$  [m] – wysokość ścieków,
- $s$  – nachylenie złoża,
- $p$  – porowatość wypełnienia złoża,
- $k_s \left[ \frac{m^3}{m^2 \cdot d} \right]$  – przewodność hydrauliczna wypełnienia złoża.

#### Obliczaj O.H.

Wywołanie tej procedury spowoduje wykonanie obliczeń dla następującego układu oczyszczania ścieków: **Osadnik gnilny + Oczyszczalnia hydrobotaniczna (+ studnia chłonna** – jeżeli zadeklarowanym przez użytkownika odbiornikiem oczyszczonych ścieków ma być grunt). Zrealizowane zostaną obliczenia i operacje mające na celu ustalenie potrzebnych parametrów tych urządzeń a następnie wyświetlone zostaną w module **Oczyszczania hydrobotaniczna** programu w odpowiednich polach tekstowych.

### 3. Moduł: Drenaż rozsączający

Rys. 10. Moduł: Drenaż rozsączający

Fig. 10. Moduł: Drenaż rozsączający

#### 3.1. Parametry obliczeniowe osadnika gnilnego

Rys. 11. Moduł: Drenaż rozsączający, Parametry obliczeniowe osadnika gnilnego

Fig. 11. Moduł: Drenaż rozsączający, Parametry obliczeniowe osadnika gnilnego

W grupie tej znajdują się parametry techniczne osadnika gnilnego obliczone na podstawie wcześniej przedstawionych wzorów. Parametry te obejmują takie wartości jak:

- $V_p$  [ $m^3$ ] – objętość części przepływowej osadnika gnilnego,
- $V_f$  [ $m^3$ ] – objętość osadowa osadnika gnilnego,
- $V_{cal}$  [ $m^3$ ] – objętość całkowita osadnika gnilnego,
- $G_{os}$  [ $kg\ s.m.o./d$ ] – sucha masa osadu wstępnego,

- $V_{os} [m^3/d]$  – objętość osadu wstępnego.

### 3.2. Parametry obliczeniowe drenażu rozsączającego

Parametry obl. drenażu rozsączającego					
Ld =	56,250 [m]	Ldren =	3,000 [szt]	Kat. gr.	B
Ldj =	18,750 [m]	B =	1,500 [m]	qhmax =	20,000 [dm3/m*d]

**Rys. 12.** Moduł: Drenaż rozsączający, Parametry obliczeniowe drenażu rozsączającego  
**Fig. 12.** Moduł: Drenaż rozsączający, Parametry obliczeniowe drenażu rozsączającego

W grupie tej znajdują się parametry techniczne drenażu rozsączającego obliczone na podstawie wcześniej przedstawionych wzorów. Parametry te obejmują takie wartości jak:

- $L_d [m]$  – sumaryczna długość drenażu,
- $L_{dren} [szt.]$  – liczba ciągów drenażowych,
- $L_{dj} [m]$  – długość pojedynczego ciągu drenażowego,
- *Kat. gr.* – kategoria gruntu, w którym zostanie umiejscowiony drenaż,
- $q_{hmax} [m^3/m \cdot d]$  – dopuszczalne odciążenie hydrauliczne drenów.

### 3.3. Pole tekstowe Uwagi

Uwagi:

**Rys. 13.** Moduł: Drenaż rozsączający, Pole tekstowe Uwagi  
**Fig. 13.** Moduł: Drenaż rozsączający, Pole tekstowe Uwagi

Do komunikowania się z użytkownikiem program wykorzystuje pole tekstowe *Uwagi*. Komunikaty wyświetlane są w nim w przypadku niepomyślności w wykonywaniu obliczeń, w celu wskazania źródła niepowodzenia. Dodatkowo wyświetlane zostają wskazówki odnośnie zmiany konkretnych parametrów wejściowych.

## 3.4. Procedura Znajdź osadnik

Dobór osadnika z dokładnością p = 20 [%] wartości V<sub>cal</sub>

L.p.	Firma	Model	Kształt	Materiał	Waga [kg]	Śr. wlot/wył [mm]	Dł. [m]	Szer. [m]	Wys. do wł. [m]	Wys. do wył. [m]	Wys. całkow. [m]	Obj. [m <sup>3</sup> ]	L. wżaz.

**Rys. 14.** Moduł: Drenaż rozsączający, Procedura: Znajdź osadnik

**Fig. 14.** Moduł: Drenaż rozsączający, Procedura: Znajdź osadnik

Wywołanie tej procedury spowoduje wyszukanie „odpowiednich” osadników znajdujących się w wewnętrznej bazie danych programu. Poprzez stwierdzenie „odpowiednich” należy rozumieć takie osadniki, których objętość robocza będzie spełniała następujący warunek:

$$V_{OG} \in \langle V_{cal}; V_{cal} \cdot (1 + p) \rangle,$$

gdzie:

$p$  [%] – zakres tolerancji doboru osadnika, jako procentowa wartość jego całkowitej objętości roboczej

Konieczność określenia przez użytkownika tolerancji doboru jest podyktowana faktem, iż rzadko kiedy można znaleźć osadnik o objętości równej tej przez nas wyliczonej. W efekcie po ustaleniu przedziału objętości dla jakiego dobierane będą zbiorniki, program przeszukuje wewnętrzną bazę danych wybierając do przedstawienia jedynie te, których objętość mieści się w zakresie:  $\langle V_{cal}; V_{cal} \cdot (1 + p) \rangle$ . Tak wybrane urządzenia wyświetlane są kolejno w tabeli umieszczonej w dolnej części modułu.

Pierwszy rząd tabeli jest wierszem nagłówkowym, natomiast w kolejnych wpisywane są wszystkie urządzenia wybrane z bazy danych. W kolumnach tabeli wypisywane są parametry zbiorników, do których należą:

- **Firma** (produkująca dane urządzenie),
- **Model** (charakterystyczne oznaczenia danego urządzenia),
- **Kształt** (zbiornik cylindryczny lub prostopadłościenny),
- **Materiał** (z jakiego jest wykonany zbiornik),
- **Waga** [kg],
- **Średnica wlotu/wyłotu** [mm],

- **Długość** [m],
- **Szerokość** [m],
- **Wysokość do wlotu** [m],
- **Wysokość do wylotu** [m],
- **Wysokość całkowita** [m],
- **Objętość całkowita** [m<sup>3</sup>],
- **Liczba włączów** [szt].

W przypadku naciśnięcia nagłówka dowolnej kolumny wszystkie elementy w danej kolumnie zostaną posortowane rosnąco (zarówno elementy liczbowe jak i literowe). Pozwoli to na szybsze wyszukanie najodpowiedniejszego urządzenia do zadanego układu.

### 3.5. Procedura *Powrót*

Komenda ***Powrót*** spowoduje zamknięcie modułu **Drenaż rozsączający** i ponowne wyświetlenie modułu **Dane wejściowe**. Pozwoli to na ewentualną korektę parametrów wejściowych w przypadku niepowodzenia obliczeń, obliczenie tego samego schematu technologicznego dla innych warunków lub znalezienie parametrów zupełnie innego układu.

### 3.6. Procedura *Zapisz*

Dane obliczone przez aplikację i wyświetlone w modułach jako parametry obliczeniowe nie są w żaden sposób samoistnie archiwizowane przez program. Wyniki obliczeń po zamknięciu modułu **Drenaż rozsączający** są automatycznie czyszczone i tym samym bezpowrotnie tracone (odzyskanie ich może jedynie nastąpić po wykonaniu obliczeń dla dokładnie takich samych parametrów wejściowych jak poprzednio). Dlatego też w celu późniejszego wykorzystania uzyskanych wyników wprowadzono możliwość ich zapisu do zewnętrznego pliku.

W wyniku uruchomienia procedury ***Zapisz*** wartości wyświetlone w odpowiednich polach tekstowych zostają czytane i zapisane do wskazanego przez użytkownika (systemowe okno dialogowe) pliku tekstowego zgodnego ze standardem ASCII. W dokumencie zapisane zostają dane dotyczące:

- parametrów wejściowych takich jak: charakterystyka ilościowa i jakościowa oczyszczanych ścieków oraz wymiary działki i stosunki gruntowe na niej panujące,
- parametrów obliczeniowych urządzeń wchodzących w skład przyjętego układu technologicznego,
- dobranych przez program urządzeń z pełną ich charakterystyką (jeżeli wywołana została procedura ***Znajdź osadnik***).

Wszystkie dane zapisywane do pliku tekstowego są odpowiednio formatowane i opisywane aby mogły być przedstawione w prosty i czytelny sposób.

## 4. Moduł: Filtr piaskowy

Rys. 15. Moduł: Filtr piaskowy

Fig. 15. Moduł: Filtr piaskowy

### 4.1. Parametry obliczeniowe osadnika gnilnego

Parametry i ich wartości są identyczne z opisanymi dla osadnika gnilnego w module **Drenaż rozsączający** [29].

### 4.2. Parametry obliczeniowe filtra piaskowego

Rys. 16. Parametry obliczeniowe filtra piaskowego

Fig. 16. Parametry obliczeniowe filtra piaskowego

W grupie tej znajdują się parametry techniczne filtra piaskowego obliczone na podstawie wcześniej przedstawionych wzorów. Parametry te obejmują takie wartości jak:

- $F_f [m^2]$  – wymagana powierzchnia filtra piaskowego,
- $L_f [m]$  – długość działki zajmowanej przez filtr piaskowy,
- $S_d [m]$  – szerokość działki zajmowanej przez filtr piaskowy,
- $l_{dren} [szt]$  – liczba ciągów drenażowych rozprowadzających,
- $l_{drzb} [szt]$  – liczba ciągów drenażowych zbierających,
- $B [m]$  – rozstaw pomiędzy drenami.

### 4.3. Parametry obliczeniowe studni chłonnej

W grupie tej znajdują się parametry techniczne studni chłonnej (jeżeli jako odbiornik oczyszczonych ścieków został wybrany grunt), obliczone na podstawie wcześniej przedstawionych wzorów. Parametry te obejmują takie wartości jak:

- $F_s [m^2]$  – wymagana powierzchnia studni chłonnej,
- $d_s [m]$  – średnica studni chłonnej.

## 5. Moduł: Złoże biologiczne

**Rys. 17.** Moduł: Złoże biologiczne

**Fig. 17.** Moduł: Złoże biologiczne



## 5.1. Parametry obliczeniowe osadnika gnilnego

Parametry obl. osadnika gnilnego					
$V_p =$	0,375	[m <sup>3</sup> ]	$G_{os} =$	0,440	[kg s.m.o./d]
$V_f =$	3,936	[m <sup>3</sup> ]	$G_{wt} =$	0,144	[kg s.m.o./d]
$V_{cal} =$	5,173	[m <sup>3</sup> ]	$V_{os} =$	0,015	[m <sup>3</sup> /d]
			$V_{wt} =$	0,007	[m <sup>3</sup> /d]

**Rys. 18.** Moduł: Złoże biologiczne, Parametry obliczeniowe osadnika gnilnego

**Fig. 18.** Moduł: Złoże biologiczne, Parametry obliczeniowe osadnika gnilnego

W grupie tej znajdują się parametry techniczne osadnika gnilnego obliczone na podstawie wcześniej przedstawionych wzorów. Parametry te obejmują takie wartości jak:

- $V_p$  [m<sup>3</sup>] – objętość części przepływowej osadnika gnilnego,
- $V_f$  [m<sup>3</sup>] – objętość osadowa osadnika gnilnego,
- $V_{cal}$  [m<sup>3</sup>] – objętość całkowita osadnika gnilnego,
- $G_{os}$  [kg s.m.o./d] – sucha masa osadu wstępnego,
- $G_{wt}$  [kg s.m.o./d] – sucha masa osadu wtórnego,
- $V_{os}$  [m<sup>3</sup>/d] – objętość osadu wstępnego,
- $V_{wt}$  [m<sup>3</sup>/d] – objętość osadu wtórnego.

## 5.2. Parametry obliczeniowe złoża biologicznego

Parametry obl. złoża biologicznego					
$F_w =$	200	[m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> ]	$V_z =$	2,00	[m <sup>3</sup> ]
$A =$	0,400	[kgBZT5/m <sup>3</sup> *d]	$F_z =$	1,00	[m <sup>2</sup> ]
$A' =$	1,2	[gBZT5/m <sup>2</sup> *d]	$H_z =$	2,00	[m]
$q =$	0,214	[m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> *d]			

**Rys. 19.** Moduł: Złoże biologiczne, Parametry obliczeniowe złoża biologicznego

**Fig. 19.** Moduł: Złoże biologiczne, Parametry obliczeniowe złoża biologicznego

W grupie tej znajdują się parametry techniczne złoza biologicznego obliczone na podstawie wcześniej przedstawionych wzorów. Parametry te obejmują takie wartości jak:

- $F_w \left[ \frac{m^2}{m^3} \right]$  – powierzchnia właściwa wypełnienia złoza,
- $A \left[ \frac{kg \text{ BZT}_5}{m^3 \cdot d} \right]$  – obciążenie złoza ładunkiem zanieczyszczeń,
- $A' \left[ \frac{g \text{ BZT}_5}{m^2 \cdot d} \right]$  – obciążenie powierzchni właściwej wypełnienia ładunkiem zanieczyszczeń,
- $q \left[ \frac{m^3}{m^2 \cdot d} \right]$  – obciążenie hydrauliczne wypełnienia złoza,
- $V_z [m^3]$  – objętość wypełnienia złoza,
- $F_z [m^3]$  – powierzchnia złoza,
- $H_z [m^3]$  – wysokość złoza.

### 5.3. Parametry obliczeniowe osadnika wtórnego

Osadnik wtórny

Vp = 0,750 [m3]

hp = 1,05 [m]

Fo = 0,71 [m2]

**Rys. 20.** Moduł: Złoże biologiczne, Parametry obliczeniowe osadnika wtórnego

**Fig. 20.** Moduł: Złoże biologiczne, Parametry obliczeniowe osadnika wtórnego

W grupie tej znajdują się parametry techniczne osadnika wtórnego obliczone na podstawie wcześniej przedstawionych wzorów. Parametry te obejmują takie wartości jak:

- $V_p [m^3]$  – objętość przepływowa osadnika wtórnego,
- $h_p [m]$  – wysokość osadnika wtórnego,
- $F_o [m^2]$  – pole powierzchni osadnika wtórnego.

## 5.4. Parametry obliczeniowe studni chłonnej

Parametry i ich wartości są identyczne z opisanymi dla filtra piaskowego w module **Filtr piaskowy** [29].

## 6. Moduł: Urządzenia osadu czynnego

Rys. 21. Moduł: Urządzenia osadu czynnego

Fig. 21. Moduł: Urządzenia osadu czynnego

### 6.1. Parametry obliczeniowe osadnika gnilnego

Parametry i ich wartości są identyczne z opisanymi dla złoża biologicznego w module **Złoże biologiczne** [29].

### 6.2. Parametry obliczeniowe komory osadu czynnego

Rys. 22. Moduł: Urządzenia osadu czynnego, Parametry obliczeniowe komory osadu czynnego

Fig. 22. Moduł: Urządzenia osadu czynnego, Parametry obliczeniowe komory osadu czynnego

W grupie tej znajdują się parametry techniczne złoża biologicznego obliczone na podstawie wcześniej przedstawionych wzorów. Parametry te obejmują takie wartości jak:

- $V_{kn} [m^3]$  – objętość komory napowietrzania,
- $G \left[ \frac{kg \text{ s.m.o.}}{m^3} \right]$  – sucha masa osadu czynnego w komorze napowietrzania,
- $A \left[ \frac{kg \text{ BZT}_5}{m^3 \cdot d} \right]$  – obciążenie komory napowietrzania ładunkiem zanieczyszczeń organicznych,
- $A' \left[ \frac{kg \text{ BZT}_5}{kg \text{ s.m.o.} \cdot d} \right]$  – obciążenie osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń organicznych,
- $OC_d \left[ \frac{kg \text{ O}_2}{d} \right]$  – dobowe zapotrzebowanie na tlen,
- $OC_h \left[ \frac{kg \text{ O}_2}{h} \right]$  – rzeczywiste godzinowe zapotrzebowanie na tlen.

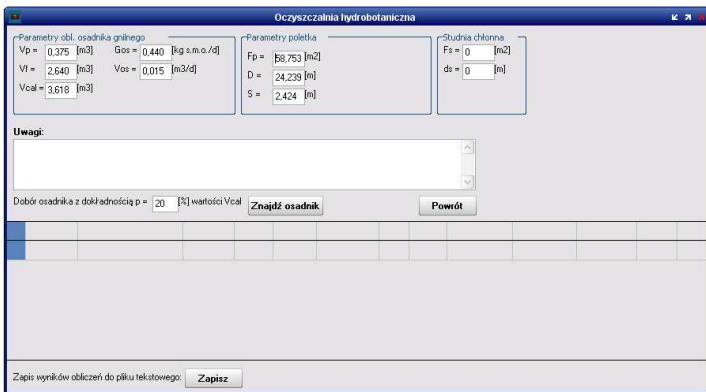
### 6.3. Parametry obliczeniowe osadnika wtórnego

Parametry i ich wartości są identyczne z opisanymi dla złoża biologicznego w module **Złoże biologiczne** [29].

### 6.4. Parametry obliczeniowe studni chłonnej

Parametry i ich wartości są identyczne z opisanymi dla filtra piaskowego w module **Filtr piaskowy**.

## 7. Moduł: Oczyszczalnia hydrobotaniczna



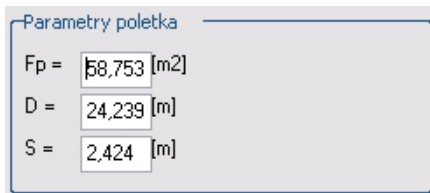
**Rys. 23.** Moduł: Oczyszczalnia hydrobotaniczna

**Fig. 23.** Moduł: Oczyszczalnia hydrobotaniczna

### 7.1. Parametry obliczeniowe osadnika gnilnego

Parametry i ich wartości są identyczne z opisanymi dla złoza biologicznego w module **Osadnik gnilny** [29].

### 7.2. Parametry obliczeniowe poletka hydrofitowego



Parametry poletka	
F <sub>p</sub> =	58,753 [m <sup>2</sup> ]
D =	24,239 [m]
S =	2,424 [m]

**Rys. 24.** Moduł: Oczyszczalnia hydrobotaniczna, Parametry obliczeniowe poletka hydrofitowego

**Fig. 24.** Moduł: Oczyszczalnia hydrobotaniczna, Parametry obliczeniowe poletka hydrofitowego

W grupie tej znajdują się parametry techniczne poletka obliczone na podstawie wcześniej przedstawionych wzorów. Parametry te obejmują takie wartości jak:

- $F_p [m^2]$  – powierzchnia złoza,
- $D [m]$  – długość złoza,
- $S [m]$  – szerokość złoza.

### 7.3. Parametry obliczeniowe studni chłonnej

Parametry i ich wartości są identyczne z opisanymi dla filtra piaskowego w module **Filtr piaskowy** [29].

## 8. Podsumowanie

Celem opracowania było przedstawienie programu komputerowego pozwalającego na obliczanie przydomowych oczyszczalni ścieków. Aplikacja miała pozwolić na dużą swobodę związaną z wprowadzaniem danych wejściowych opisujących pracę urządzeń i charakterystyką oczyszczanych ścieków. Dodatkowo program ma zaproponować najbardziej odpowiednie rozwiązanie dla zadanej działki (w tym dobrać urządzenia) przy założeniu, że ostateczny wybór co do przyjętego schematu technologicznego leży w gestii użytkownika. Program został tak zaprojektowany, aby jego interfejs była „przyjazny użytkownikowi”, czyli ograniczał w znacznym stopniu popełnienie błędu w jego obsłudze, a także udzielał wskazówek odnośnie uzyskanych wyników. Należy jednak raz jeszcze zazna-

czyć, że nie jest to aplikacja przeznaczona dla laików, a dla inżynierów środowiska, względnie dla osób, które wykonane przez program obliczenia będą w stanie przeanalizować i odpowiednio się do nich odnieść.

Opracowany program nazwany „*Kalkulatorem przydomowych oczyszczalni ścieków*”, pozwala na obliczenie parametrów technicznych pięciu najczęściej stosowanych rozwiązań w wiejskich oczyszczalniach ścieków:

- Drenażu rozsączającego,
- Filtra piaskowego,
- Złoża biologicznego,
- Urządzeń osadu czynnego,
- Oczyszczalni hydrobotanicznej, a dodatkowo urządzeń wchodzących obowiązkowo lub opcjonalnie w skład każdego układu:
- Osadnika gnilnego,
- Osadnika wtórnego,
- Studni chłonnej.

Algorytmy pozwalające na wyliczenie parametrów tych urządzeń powstały w oparciu o dane literaturowe i normy, nierzadko w efekcie ich syntezy i modyfikacji.

Możliwość dość swobodnego operowania parametrami wejściowymi ścieków i ich charakterystyki pozwala na dostosowanie opisu do rzeczywistych warunków w jakich ma pracować projektowana oczyszczalnia ścieków.

„*Kalkulator...*” dając możliwość wykonania w krótkim czasie wielu obliczeń, pozwoli projektantowi na rozwiązanie zagadnienia na wiele sposobów, a następnie porównanie otrzymanych wyników i wybór rozwiązania jego zdaniem najkorzystniejszego.

Kolejną dużą zaletą programu jest automatyczne dopasowywanie projektowanych obiektów do wymiarów zadanej działki, na której mają być posadowione, co pomoże w podjęciu decyzji o lokalizacji takiego obiektu.

Dodatkowym praktycznym rozwiązaniem zastosowanym w programie jest możliwość doboru urządzeń dostępnych na rynku krajowym odpowiadających wyliczonym parametrom. Pomimo, iż opcja ta dotyczy jedynie osadników gnilnych, w przyszłości istnieje możliwość rozszerzenia jej o bazy danych zawierające także inne urządzenia.

## Literatura

1. **Bergier T., Czech A., Czupryński P., Łopata A., Wachniew P., Wojtal J.:** *Roślinne oczyszczalnie ścieków – Przewodnik dla gmin*. Natura Systems, Kraków 2004.
2. **Biedugnis S.:** *Metody informatyczne w wodociągach i kanalizacji*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Wyd. II, Warszawa 1998.
3. **Binikowski T., Mołoniewicz W., Sędzikowski T.:** *Małe oczyszczalnie ścieków. Projektowanie i wykonawstwo*. Arkady, Warszawa 1979.
4. **Błażejowski R.:** *Przegląd indywidualnych systemów oczyszczania ścieków stosowanych w kraju i na świecie*. Ogólnopolskie Seminarium Szkoleniowe, Poznań 1994.
5. **Błażejowski R.:** *Kanalizacja wsi*. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych Oddział Wielkopolski, Poznań 2003.
6. **Gajkowska-Stefańska L., Guberski S., Gutowski W., Mamak Z., Szperliński Z.:** *Laboratoryjne badania wody, ścieków i osadów ściekowych. Część I*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 1997.
7. **Heidrich Z., Roman M., Tabernacki J.:** *Obliczanie urządzeń do oczyszczania ścieków*. Wydawnictwo Politechniki Warszawskiej, Wyd. I, Warszawa 1981.
8. **Heidrich Z., Sikorski M., Tabernacki J.:** *Wiejskie oczyszczalnie ścieków*. Arkady, Wyd. I, Warszawa 1984.
9. **Heidrich Z.:** *Przydomowe oczyszczalnie ścieków – poradnik*. Centralny Ośrodek Informacji Budownictwa P.P., Warszawa 1998.
10. **Heidrich Z.:** *Projektowanie przydomowych oczyszczalni ścieków*. Rynek instalacyjny nr 11, 2004. 20÷27.
11. **Heidrich Z.:** *Zasady projektowania przydomowych oczyszczalni ścieków*. Gaz, woda i technika sanitarna nr 6, 2004. 209÷214.
12. **Heidrich Z., Tichończuk P.:** *Wstępne zasady projektowania przydomowych oczyszczalni ścieków*. PZITS, Warszawa – Poznań 1995.
13. **Imhoff K. i K.:** *Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków. Poradnik*. Projprzem-EKO, Bydgoszcz 1996.
14. **Królikowski A.J.:** *Gospodarka wodno-ściekowa na obszarach niezurbanizowanych*. BBiWE, Białystok 1994.
15. **Łomotowski J., Szpindor A.:** *Nowoczesne systemy oczyszczania ścieków*. Arkady, Warszawa 1999.
16. *Oczyszczalnie hydrobotaniczne. Materiały II Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej*. Red. R. Błażejowski, M. Kraska. Poznań, 2÷3 Września 1996.
17. **Osmulska-Mróż B.:** *Lokalne systemy oczyszczania ścieków. Poradnik*. Wydawnictwa Instytutu Ochrony Środowiska, Warszawa 1995.
18. **Roman M.:** *Kanalizacja. Tom 2 – Oczyszczanie ścieków*. Arkady, Warszawa 1986.
19. **Roman M.:** *Roślinne oczyszczanie ścieków*. Ministerstwo Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa – Departament Gospodarki Wodnej, Warszawa 1995.
20. **Sadowski T.:** *Praktyczny kurs Delphi*. Helion, Gliwice 2003.
21. **Sawicki W., Sikorski M., Simoni J.:** *Podstawy gospodarki wodnej i ściekowej w uspołecznionych gospodarstwach rolnych. Poradnik*. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa 1977.

22. **Sikorski M., Simoni J.:** *Urządzenia i instalacje kanalizacyjne w nowoczesnej zagrodzie*. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Wyd. I, Warszawa 1986.
23. **Sikorski M.:** *Gospodarka ściekami bytowymi na wsi jako czynnik ochrony środowiska*. IMUZ, Falenty 1998.
24. **Szpidor A., Wierzbicki J.:** *Zaopatrzenie w wodę i kanalizacja osiedli wiejskich*. Arkady, Warszawa 1978.
25. **Szpidor A.:** *Zagrodowe oczyszczalnie ścieków jako istotny czynnik rozwoju wiejskiej gospodarki wodno-ściekowej*. Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie nr 4, 1994.
26. **Szpidor A.:** *Zaopatrzenie w wodę i kanalizacja wsi*. Arkady, Wyd. II popr., Warszawa 1998.
27. **Wybrańczyk M.:** *Delphi 7 i bazy danych*. Helion, Gliwice 2004.
28. *Wytyczne do programowania zapotrzebowania wody i ilości ścieków w miejskich jednostkach osadniczych*. Ministerstwo Administracji, Gospodarki Terenowej i Ochrony Środowiska, Warszawa 1983.
29. **Zieliński S.:** *Wspomagane komputerowo obliczanie przydomowych oczyszczalni ścieków*. praca magisterska, promotor prof. dr hab. inż. Stanisław Biedugnis, PW, Warszawa, 2005.

### **Przepisy prawne:**

1. DIN 4261. Kleinklaranlagen. Teil 1. Juni 1994.
2. DIN 4261. Kleinklaranlagen. Teil 2. Juni 1994.
3. Norme NF XP P16-603, Aout 1998, DTU 64.1. Mise en oeuvre des dispositifs d'assainissement autonome – Maisons d'habitation individuelle.
4. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 8 lipca 2004 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. z 28 lipca 2004 r., Nr 168, poz. 1763).
5. Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. – Prawo wodne (Dz. U. z 11 października 2001 r., Nr 115, poz. 1229 oraz Dz. U. Nr 154, poz. 1803).
6. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 12 IV 2002 r. w sprawie warunków jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie (Dz. U. z 15 czerwca 2002 r., Nr 75 poz. 690).
7. Szwedzki Urząd Ochrony Przyrody. Ogólne zalecenia 87.6. Małe oczyszczalnie ścieków, 1990.

### **Strony internetowe i publikacje elektroniczne:**

1. Budujemy Dom – Portal budowlany. Dostępny w Internecie: <http://www.budujemydom.pl/>
2. E-Instalacje.pl – Internetowy serwis o instalacjach. Dostępny w Internecie: <http://www.e-instalacje.pl/>
3. Hartfil Andrzej. *Indywidualna oczyszczalnia ścieków – mało teorii, dużo praktyki*. Instalsystem.pl – Portal Budowlano-Instalacyjny, 23 maj 2005. Dostępne w Internecie: <http://www.instalsystem.pl/document,,id,16606.html>



4. Heidrich Zbigniew. *Projektowanie przydomowych oczyszczalni ścieków*. Rynek Instalacyjny, listopad 2004. Dostępne w Internecie:  
[http://www.medium.media.pl/rynekinstalacyjny/archiwum/ri\\_2004\\_11/ri\\_s20\\_11\\_2004.html](http://www.medium.media.pl/rynekinstalacyjny/archiwum/ri_2004_11/ri_s20_11_2004.html)

## **Selection of Devices in the Program for Calculation of Household Sewage Treatment Plants**

### **Abstract**

A preliminary information describing application for calculation of household sewage treatment plants is presented in this paper. It is a set of tools allowing to streamline the whole of preparatory actions, essential to carry out the planned task, which is to calculate working parameters and dimensioning of such an object. The paper presents the application called "Calculator of household sewage treatment plants".

The application has following tasks:

- suggesting the right type of household sewage treatment plant for given input conditions,
- calculating parameters of individual devices which are used in the selected technological system,
- selection of possibly most suitable sub-assemblies from components accessible on the Polish market.

Moreover this application gives the wide freedom when introducing input data depending on the demand of the user. This allows to model and change solution in a considerable degree. Such application will also shorten the needed time for designing. It allows to calculate technical parameters of five, most often used systems in rural sewage treatment plants:

- sewage distributing drainage,
- sand filter,
- biological deposit,
- devices of activated sludge,
- hydrobotanic sewage treatment plant,

And additionally devices being a obligatorily or optionally part of each system: putrefactive settler, secondary settler, soakaway.

Algorithms allowing to calculate parameters of these devices were created basing on literature and standards data, frequently in the effect of their synthesis and modification.

In this part module: input data concerning calculation of devices used in household sewage treatment plants is presented.

# Weryfikacja programu służącego do obliczania przydomowych oczyszczalni ścieków

*Stanisław Biedugnis, Mariusz Smolarkiewicz  
Sebastian Zieliński  
Politechnika Warszawska*

## 1. Wstęp

Komputerowe wspomaganie projektowania (ang. CAD – Computer Aided Design), czyli projektowanie przy pomocy komputera jest aktualnie standardem niemalże w każdej z dziedzin nauk inżynierskich. Wszędzie tam, gdzie potrzebne jest szybkie i przede wszystkim dokładne wykonanie projektu, programy typu CAD zaczynają stanowić najczęściej niezastąpioną, „komputerową deskę kreślarską”. Po programy takie jak *AutoCAD*, *ArchiCAD* czy *CATIA* coraz częściej sięgają inżynierowie. Słowo „wspomaganie” jest tu jak najbardziej na miejscu. Pojęcie komputerowego wspomaganie projektowania nie należy zawężać tylko i wyłącznie do programów umożliwiających stworzenie wirtualnych modeli obiektów dwu czy trójwymiarowych. Można zaryzykować stwierdzenie, iż każda aplikacja pozwalająca na szybsze oraz dokładniejsze zrealizowanie danego projektu może być sklasyfikowana jako komputerowe wspomaganie projektowania.

Taki rodzaj projektowania znajduje coraz szersze zastosowanie w Inżynierii Środowiska. Oprócz wspomnianych wcześniej programów typu CAD, służących przede wszystkim do wizualizacji projektu, jest wiele programów znacznie bardziej specjalistycznych o zawężonych, ale zarazem skonkretyzowanych zastosowaniach. W inżynierii sanitarnej i wodnej z dużym powodzeniem mają zastosowanie takie programy jak *EPANet*, *MikeNet*, *NET* czy *Kanalia* służące do modelowania oraz analizy czy projektowania sieci wodociągowych i kanalizacyjnych. Inną grupą narzędzi są programy służące do wyliczania parametrów pracy i wymiarowania obiektów oczyszczania ścieków jak na przykład *Ekspert Osadu Czynnego*, pozwalające zaprojektować część biologiczną oczyszczalni ścieków. Pomimo różnego zastosowania czy przeznaczenia, apli-

kacje te łączy jedna cecha, a mianowicie funkcjonalność. Wariantowe rozwiązywanie danego zagadnienia wymaga wielokrotnego powtórzenia tych samych obliczeń dla różnych parametrów wejściowych. Tymczasem wykorzystanie programów komputerowych w zakresie np. projektowania przydomowych oczyszczalni ścieków pozwoli wykonać te same obliczenia przy niepomniernie mniejszym nakładzie pracy, krótszym czasie oraz większej niezawodności otrzymywanych wyników. Programy związane z tą tematyką istnieją tylko jako zamknięte aplikacje służące do doboru układu działającego na komponentach jednego producenta. Ich zadaniem jest znalezienie racjonalnego układu, jednakże bez wyświetlenia bardziej szczegółowych parametrów jego funkcjonowania czy bezpośredniego ingerowania w dane wejściowe. Programy te opierają się na narzuconych z góry założeniach, jak również są mało fleksyjne, jeśli chodzi o możliwość przetestowania i sprawdzenia działania różnorodnych wariantów czy komponentów dla danego urządzenia oraz umieszczenia go w konkretnych warunkach zewnętrznych. Z tego względu podjęto opracowanie oprogramowania mającego na celu usprawnienie, a przede wszystkim skrócenie czasu potrzebnego na zaprojektowanie i modelowanie funkcjonowania przydomowych oczyszczalni ścieków.

Program ma za zadanie:

- zaproponowanie odpowiedniego rodzaju przydomowej oczyszczalni ścieków dla zadanych warunków wejściowych,
- obliczenie parametrów poszczególnych urządzeń wchodzących w skład przyjętego układu technologicznego,
- dobór możliwie jak najodpowiedniejszych podzespołów spośród komponentów dostępnych na polskim rynku.

Aplikacja ta dotyczy przydomowych oczyszczalni ścieków, jako sposobu na osiągnięcie wymaganego stopnia oczyszczenia ścieków wraz z ich odprowadzeniem do wody lub do gruntu, na terenach nie objętych systemem kanalizacyjnym. Unieszkodliwiane ścieki mogą być odprowadzane zarówno z pojedynczych domów, ich skupisk oraz niewielkich obiektów użyteczności publicznej. Program pozwala na obliczenie parametrów pracy, jak również zwymiarowanie urządzeń wchodzących w skład pięciu najczęściej stosowanych w tej tematyce układów technologicznych.

Do prawidłowego funkcjonowania aplikacja wymaga od użytkownika podania szeregu zmiennych wejściowych na podstawie, których będzie mógł obliczyć parametry poszczególnych urządzeń. Wartości te są wyliczane na podstawie wzorów, zależności i danych tabelarycznych znajdujących się w literaturze, jak i normach zamieszczonych na końcu opracowania w bibliografii.

Dodatkowo aby podnieść funkcjonalność programu dodana została do niego możliwość doboru rzeczywistych urządzeń oferowanych na polskim rynku. Są one wybierane na podstawie obliczonych teoretycznych parametrów tego urządzenia ze wcześniej sporządzonej bazy danych. Niestety informacje przedstawiane przez producentów na oficjalnych stronach internetowych są na tyle ubogie, iż w efekcie jedynym urządzeniem na jakiego dobór pozwala program jest osadnik gnilny. W przypadku pozostałych urządzeń (przede wszystkim złóż biologicznych i komór osadu czynnego) dane zamieszczane przez producentów są na tyle niekompletne (lub czasem w ogóle ich nie ma), że stworzenie konkretnej bazy produktów było niemożliwe dla pełnej weryfikacji programu.

## 2. Weryfikacja obliczeń wykonywanych przez program

W tym punkcie zostanie przedstawione porównanie wyników wyrowadzanych przez program z dostępnymi normami i danymi literaturowymi. Zostanie rozwiązanych kilka przypadków przydomowych oczyszczalni ścieków, a otrzymane parametry techniczne poszczególnych urządzeń zostaną porównane z zaleceniami opisanymi w części teoretycznej pracy.

W porównaniach nie zostały zawarte wzory i metody obliczeniowe, które posłużyły za podstawę przy tworzeniu algorytmów programu [29], gdyż dawałyby takie same wyniki jak aplikacja, co z kolei byłoby jedynie dublowaniem tych samych wartości.

### 2.1. Dane wejściowe

Przy wykonywaniu weryfikacji modelu przyjęto następujące wielkości jako początkowe:

- jednostkowa ilość ścieków:  $q_{dsr} = 150 \left[ \frac{dm^3}{RLM \cdot d} \right]$ ,
- równoważna liczba mieszkańców:  $RLM = 1$ ,
- liczba mieszkańców:  $LM = 5, 10, 20, 30, 40$  [M],
- współczynniki nierównomierności spływu ścieków:  $N_d = 1,5$ ,  $N_h = 4,0$ ,
- jednostkowe ładunki zanieczyszczeń:  
 $t_{BZT_5} = 0,060 \left[ \frac{kgO_2}{M \cdot d} \right]$ ,  $t_{Z_{og}} = 0,055 \left[ \frac{kg}{M \cdot d} \right]$ ,  
 $t_{N_{og}} = 0,012 \left[ \frac{kgN}{M \cdot d} \right]$ ,  $t_{P_{og}} = 0,002 \left[ \frac{kgP}{M \cdot d} \right]$ ,
- wymiary działki:  $D = 30 m$ ,  $S = 20 m$ .

## 2.2. Osadnik gnilny

Przyjęto następujące parametry pracy osadnika gnilnego:

- czas fermentacji osadu w osadniku:  $T_f = 180 [d]$ ,
- czas zatrzymania ścieków w osadniku:  $t_z = 6 [h]$ ,
- uwodnienie osadu wstępno:  $w = 97 [\%]$ ,
- rezerwa pojemności na części flotujące:  $R = 20 [\%]$ .

### 2.2.1. Otrzymane wyniki

**Tabela 1.** Porównanie sposobów obliczania objętości osadnika gnilnego

**Table 1.** Comparison of putrid settler volume calculation methods

LM [M]	Qdsr [m <sup>3</sup> /d]	Objętość całkowita osadnika Vos [m <sup>3</sup> ]					
		„KPOŚ”	DIN 4261 [29]	Norma Szwedzka [35]	Sotlarentz [9]	A. Szpindor [26]	Z. Heidrich [9]
5	0,75	3,00	3 (1,5)	1,55	2,25	1,88	2,0÷2,5
10	1,5	3,62	3	3,10	4,50	3,75	4,0÷5,0
20	3,0	7,24	6	6,20	9,00	7,50	8,0÷10,0

### 2.2.2. Dyskusja wyników i wnioski

W przypadku małej ilości mieszkańców obsługiwanych przez oczyszczalnię (np. 5 M), a co za tym idzie i małej ilości ścieków, wszelka dyskusja na temat objętości osadnika gnilnego jest bezpodstawna, gdyż na rynku najmniejsze dostępne pojemności tych urządzeń to 2 m<sup>3</sup>, a w większości przypadków 3 m<sup>3</sup>. W związku z tym niezależnie od wyliczonej objętości użytkownik zmuszony jest do zastosowania najmniejszego dostępnego urządzenia. Program „Kalkulator...” kierując się wytycznymi normy niemieckiej DIN 4261, wszystkie wyliczone objętości osadnika poniżej 3 m<sup>3</sup> zaokrąglą właśnie do tej wartości jako minimalnej.

Jeżeli oczyszczalnia obsługuje większą ilość mieszkańców, tak, że objętość osadnika przekracza 3 m<sup>3</sup>, mamy do czynienia z pewnymi zależnościami i podobieństwami. Oczywiście trudno o całkowitą zbieżność otrzymanych wyników, gdyż poszczególne normy i zalecenia firmowe, dają różne efekty. Z zamieszczonej tabeli z wynikami wyraźnie widać, że wyliczone przez pro-

gram objętości najbardziej są zbliżone z tymi proponowanymi przez Szpindora (zaledwie 3,5% różnicy). Z kolei wartości proponowane przez normy niemiecką i szwedzką są o 21 i 15% mniejsze od tych wg programu. Z drugiej strony zakres objętości osadnika proponowany przez Heidricha i mieszczące się w ich środku zalecenia firmy Solralentz są średnio o 20% większe od wyliczonych.

Po analizie powyższych wyników nasuwa się spostrzeżenia, iż objętości wyliczane przez program znajdują się mniej więcej po środku wartości proponowanych przez literaturę. Odmienne wyniki mogą być rezultatem różnie przyjmowanych jednostkowych ilości ścieków, ilości powstającego osadu jak i rezerwy objętości na części flotujące. W tym przypadku „Kalkulator...” wydaje się być rozwiązaniem o tyle fleksyjnym, gdyż daje duży zakres możliwości zmiany parametrów wejściowych mających wpływ na wykonywane obliczenia jak ilość i jakość ścieków oraz parametry osadu. Da to w efekcie możliwość skalibrowania programu w ten sposób, że otrzymywane wyniki będą identyczne z dowolnym modelem.

## 2.3. Drenaż rozsączający

### 2.3.1. Otrzymane wyniki

**Tabela 2.** Porównanie sposobów obliczania parametrów drenażu rozsączającego  
**Table 2.** Comparison of dribble drainage parameters calculation methods

LM [M]	Q <sub>dsr</sub> [m <sup>3</sup> /d]	„KPOŚ”			DIN 4261 [29]			NF XP P16-603		
		D [m]	S [m]	F [m <sup>2</sup> ]	D [m]	S [m]	F [m <sup>2</sup> ]	D [m]	S [m]	F [m <sup>2</sup> ]
5	0,75	18,75	4,50	84,3	50,00	2,00	100,0	46,88	1,50	70,31
10	1,50	22,50	7,50	168,7	100,00	2,00	200,0	93,75	1,50	140,63
20	3,00	28,13	12,00	337,5	200,00	2,00	400,0	187,50	1,50	281,25

### 2.3.2. Dyskusja wyników i wnioski

Wyliczona przez program wymagana powierzchnia pod drenaż jest o 16% mniejsza od tej wg niemieckiej normy DIN 4261 i o 17% większa od obliczonej wg zaleceń normy francuskiej. Ponownie wyniki wygenerowane przez program znajdują się pośrodku danych proponowanych w literaturze. Również tak jak poprzednio dyskusyjna pozostaje jednostkowa ilość ścieków jak i inne parametry wejściowe. Odpowiednia zmiana tych wartości mogłaby spowodować przybliżenie uzyskiwanych wartości w stronę jednej z norm.

Dodatkową zaletą korzystania z programu jest sposób w jaki przedstawiane są wyniki jego pracy. „Kalkulator” samoczynnie dopasowuje drenaż i jego wymiary do możliwej do wykorzystania powierzchni działki, a także

uniemożliwia przekroczenie maksymalnej długości pojedynczego drenu (30 m). Poza tym w oknie dialogowym pojawia się ewentualna informacja z propozycją odstąpienia od tego sposobu oczyszczania ścieków, w przypadku gdy łączna długość drenów > 150 m.

## 2.4. Filtr piaskowy

Przyjęto następujące parametry pracy filtru piaskowego:

- obciążenie hydrauliczne powierzchni filtru:  $q_f = 40 \left[ \frac{dm^3}{m^2 \cdot d} \right]$ ,
- obciążenie powierzchni filtru ładunkiem zanieczyszczeń organicznych:  $A_f = 7,5 \left[ \frac{gBZT_5}{m^2 \cdot d} \right]$ .

### 2.4.1. Otrzymane wyniki

**Tabela 3.** Porównanie sposobów obliczania parametrów filtru piaskowego

**Tabela 3.** Comparison of sand filter parameters calculation methods

LM [M]	Vos [m <sup>3</sup> ]	Powierzchnia filtru [m <sup>2</sup> ]			
		„KPOŚ”	NF XP P16-603	Z. Heidrich [9]	Purflo [9]
5	3,00	28,1	30,0	44,0	36,0
10	3,62	56,3	60,0	55,0	43,4
15	5,43	84,4	90,0	(71,5)	65,2

### 2.4.2. Dyskusja wyników i wnioski

W przypadku filtru piaskowego wartości wymaganej powierzchni filtru zaproponowanej przez program są jednymi z większych. Większe wartości (o 6%) otrzymano jedynie kierując się wytycznymi francuskiej normy. W przypadku powierzchni wyznaczonych za pomocą pozostałych metod były one mniejsze, ale dla większej liczby użytkowników. W przypadku wartości zaproponowanych przez Heidricha, a także firmę Purflo jedynie dla 5 mieszkańców powierzchnie były znacznie większe od wyliczonej za pomocą programu. W przypadku metodyki stosowanej przez firmę Purflo spowodowane jest to faktem dobierania powierzchni filtra na objętość osadnika gnilnego, a w przypadku małej ilości mieszkańców wartość ta nie jest dokładnym wyznacznikiem ilości ścieków (minimalna zalecana objętość osadnika to 3 m<sup>3</sup>, często ponad dwa razy więcej niż wynikałoby to z obliczeń). Natomiast w przypadku większej ilości obsługiwanych mieszkańców, powierzchnie filtrów piaskowych były większe w przypadku wyliczonych przez aplikację zarówno dla metody proponowanej przez Heidricha (o 2 i 15%, z tym, że ostatnia wartość

71,5 m<sup>2</sup> była jedynie ekstrapolowana na podstawie poprzednich wartości) jak i Purflo (o 23%). Ogólnie jednak program podaje powierzchnie filtrów zbieżne z tymi proponowanymi przez literaturę, a ewentualne odchylenia można korelować zmianą wartości parametrów wejściowych, a przede wszystkim dopuszczalnym obciążeniem złoża (w zależności od materiału stanowiącego wypełnienie).

## 2.5. Złoże biologiczne

Przyjęto następujące parametry pracy złoża biologicznego:

- powierzchnia właściwa wypełnienia złoża:  $F_w = 200 \left[ \frac{m^2}{m^3} \right]$ ,
- stopień recyrkulacji:  $R = 1$ ,
- jednostkowy przyrost suchej masy osadu nadmiernego:  
 $d_m = 0,4 \left[ \frac{g \text{ s.m.o.}}{M \cdot d} \right]$ ,
- maksymalna wysokość złoża:  $H_{\max} = 2,0 [m]$ ,
- uwodnienie osadu po biologicznym oczyszczaniu:  $w = 98 [\%]$ .

### 2.5.1. Otrzymane wyniki

**Tabela 4.** Parametry złoża biologicznego dla różnej liczby mieszkańców  
**Table 4.** Parameters of biological bed for different number of inhabitants

LM [M]	10	20	30
$F_w \left[ \frac{m^2}{m^3} \right]$	200	200	200
$A \left[ \frac{kg \text{ BZT}_5}{m^3 \cdot d} \right]$	0,4	0,4	0,4
$A' \left[ \frac{g \text{ BZT}_5}{m^2 \cdot d} \right]$	1,2	2,29	2,29
$q \left[ \frac{m^3}{m^2 \cdot d} \right]$	0,214	0,408	0,408
$V_Z [m^3]$	2,00	2,10	3,15
$F_Z [m^2]$	1,00	1,05	1,57
$H_Z [m]$	2,00	2,00	2,00



### 2.5.2. Dyskusja wyników i wnioski

Otrzymane parametry złoża biologicznego pozwalają stwierdzić, że projektowanie tych urządzeń przez program przeprowadzane jest z zachowaniem zaleceń podanych w literaturze (a dokładnie w opracowaniu Z. Heidricha [9], na podstawie, których opracowano algorytmy). Obciążenie powierzchni właściwej wypełnienia ładunkiem zanieczyszczeń nie przekracza wartości  $2 \text{ g BZT}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ , co oznacza dodatkowy proces nityfikacji zachodzący na złożu dla 10 obsługiwanych mieszkańców oraz nie przekraczanie wartości 4 (tym razem już bez nityfikacji) 20 i 30 mieszkańców.

Wysokość złoża jest zredukowana do maksymalnej dopuszczalnej wysokości narzuconej przez użytkownika, co w efekcie zwiększa powierzchnię złoża i powoduje niskie obciążenie hydrauliczne obciążenie złoża.

### 2.6. Urządzenia osadu czynnego

Przyjęto następujące parametry pracy złoża biologicznego:

- stężenie suchej masy osadu czynnego w komorze napowietrzania:

$$Z = 3,5 \left[ \frac{\text{kg s.m.}}{\text{m}^3} \right],$$

- wiek osadu w komorze napowietrzania:  $WO = 7 [d]$ ,
- stopień recyrkulacji, wyrażający stosunek ilości osadu recyrkulowanego, do ilości osadu nadmiernego:  $R = 1$ ,
- uwodnienie osadu po biologicznym oczyszczaniu:  $w = 99 [\%]$ ,
- jednostkowy przyrost suchej masy osadu nadmiernego:

$$d_m = 0,65 \left[ \frac{\text{g s.m.o.}}{\text{g BZT}_5} \right].$$

#### 2.6.1. Otrzymane wyniki

**Tabela 5.** Parametry komory osadu czynnego dla różnej liczby mieszkańców

**Table 5.** Parameters of activated sludge chamber for different number of inhabitants

LM [M]	10	20	30
$G \left[ \frac{\text{kg s.m.o.}}{\text{m}^3} \right]$	2,06	4,12	6,17
$A \left[ \frac{\text{kg BZT}_5}{\text{m}^3 \cdot \text{d}} \right]$	0,714	0,714	0,714
$A' \left[ \frac{\text{kg BZT}_5}{\text{kg s.m.o.} \cdot \text{d}} \right]$	0,20	0,20	0,20
$V_{kn} [\text{m}^3]$	0,59	1,18	1,76

### 2.6.2. Dyskusja wyników i wnioski

Otrzymane parametry pracy komory osadu czynnego (wyliczone wg zależności Z. Heidricha [9]) nie przekraczają dopuszczalnych wartości. I tak wartość obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń uzyskuje zawsze graniczną wartość 2 co pozwala na oczyszczanie ścieków bez nityfikacji (zgodnie z zakładanym wiekiem osadu) przy zachowaniu minimalnej objętości komory.

## 3. Podsumowanie i wnioski końcowe

Celem opracowania była weryfikacja opracowanego programu komputerowego pozwalającego na projektowanie przydomowych oczyszczalni ścieków. Aplikacja pozwoliła na dużą swobodę związaną z wprowadzaniem danych wejściowych opisujących pracę urządzeń i charakterystyką oczyszczanych ścieków. Dodatkowo program dobiera najbardziej odpowiednie rozwiązanie dla zadanej działki, aczkolwiek ostateczny wybór co do przyjętego schematu technologicznego leży w gestii użytkownika. Program został tak zaprojektowany, aby jego interfejs była „przyjazny użytkownikowi”, czyli ograniczał w znacznym stopniu popełnienie błędu w jego obsłudze, a także udzielał wskazówek odnośnie uzyskanych wyników. Należy jednak raz jeszcze zaznaczyć, że nie jest to aplikacja przeznaczony dla laików, a dla inżynierów środowiska, względnie dla osób, które wykonane przez program obliczenia będą w stanie przeanalizować i odpowiednio się do nich odnieść.

Opracowany program nazwany „*Kalkulatorem przydomowych oczyszczalni ścieków*”, pozwala na obliczenie parametrów technicznych pięciu najczęściej stosowanych rozwiązań w oczyszczalniach wiejskich: drenażu rozsączającego, filtru piaskowego, złoża biologicznego, urządzeń osadu czynnego, oczyszczalni hydrobotanicznej, a dodatkowo urządzeń wchodzących obowiązkowo lub opcjonalnie w skład każdego układu: osadnika gnilnego, osadnika wtórny, studni chłonnej.

Algorytmy pozwalające na wyliczenie parametrów tych urządzeń powstały w oparciu o dane literaturowe i normy, nierzadko w efekcie ich syntezy i modyfikacji.

Możliwość dość swobodnego operowania parametrami wejściowymi ścieków i ich charakterystyki pozwala na dostosowanie opisu do rzeczywistych warunków w jakich ma pracować projektowana oczyszczalnia.

Także możliwość opisu pracy urządzeń daje okazję do skalibrowania programu tak aby stanowił model działający zgodnie z założoną normą, czy też wytycznymi literaturowymi, jeżeli zachodzi taka potrzeba.

„*Kalkulator...*” dając możliwość wykonania, w krótkim czasie wielu obliczeń, pozwoli projektantowi na rozwiązanie zagadnienia na wiele sposo-

bów, a następnie porównanie otrzymanych wyników i wybór rozwiązania jego zdaniem najkorzystniejszego.

Kolejną dużą zaletą programu jest automatyczne dopasowywanie projektowanych obiektów do wymiarów zadanej działki, na której mają być posadowione, co pomoże w podjęciu decyzji o lokalizacji takiego obiektu.

Dodatkowym praktycznym rozwiązaniem zastosowanym w programie jest możliwość doboru urządzeń dostępnych na krajowym rynku odpowiadających wyliczonym parametrom. Pomimo, iż opcja ta dotyczy jedynie osadników gnilnych, w przyszłości jak najbardziej istnieje możliwość rozszerzenia jej o bazy danych zawierające także inne urządzenia.

Przedstawione powyżej badania i analizy wykazały poprawność programu w odniesieniu do dostępnej literatury, norm i opracowań odpowiednich firm.

## Literatura

1. **Bergier T., Czech A., Czupryński P., Łopata A., Wachniew P., Wojtal J.:** *Roślinne oczyszczalnie ścieków – Przewodnik dla gmin*. Natura Systems, Kraków 2004.
2. **Biedugnis S.:** *Metody informatyczne w wodociągach i kanalizacji*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Wyd. II, Warszawa 1998.
3. **Binikowski T., Mołoniewicz W., Sędzikowski T.:** *Małe oczyszczalnie ścieków. Projektowanie i wykonawstwo*. Arkady, Warszawa 1979.
4. **Błażejowski R.:** *Przegląd indywidualnych systemów oczyszczania ścieków stosowanych w kraju i na świecie*. Ogólnopolskie Seminarium Szkoleniowe, Poznań 1994.
5. **Błażejowski R.:** *Kanalizacja wsi*. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych Oddział Wielkopolski, Poznań 2003.
6. **Gajkowska-Stefańska L., Guberski S., Gutowski W., Mamak Z., Sziperliński Z.:** *Laboratoryjne badania wody, ścieków i osadów ściekowych. Część I*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 1997.
7. **Heidrich Z., Roman M., Tabernacki J.:** *Obliczanie urządzeń do oczyszczania ścieków*. Wydawnictwo Politechniki Warszawskiej, Wyd. I, Warszawa 1981.
8. **Heidrich Z., Sikorski M., Tabernacki J.:** *Wiejskie oczyszczalnie ścieków*. Arkady, Wyd. I, Warszawa 1984.
9. **Heidrich Z.:** *Przydomowe oczyszczalnie ścieków – poradnik*. Centralny Ośrodek Informacji Budownictwa P.P., Warszawa 1998.
10. **Heidrich Z.:** *Projektowanie przydomowych oczyszczalni ścieków*. Rynek instalacyjny nr 11, 2004. 20÷27.
11. **Heidrich Z.:** *Zasady projektowania przydomowych oczyszczalni ścieków*. Gaz, woda i technika sanitarna nr 6, 2004. 209÷214.
12. **Heidrich Z., Tichończuk P.:** *Wstępne zasady projektowania przydomowych oczyszczalni ścieków*. PZITS, Warszawa – Poznań 1995.
13. **Imhoff K. i K.:** *Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków. Poradnik*. Projprzem-EKO, Bydgoszcz 1996.
14. **Królikowski A.J.:** *Gospodarka wodno-ściekowa na obszarach niezurbanizowanych*. BBiWE, Białystok 1994.

15. **Łomotowski J., Szpindor A.:** *Nowoczesne systemy oczyszczania ścieków*. Arkady, Warszawa 1999.
16. *Oczyszczalnie hydrobotaniczne. Materiały II Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej*. Red. R. Błażejowski, M. Kraska. Poznań, 2÷3 Września 1996.
17. **Osmulska-Mróz B.:** *Lokalne systemy oczyszczania ścieków. Poradnik*. Wydawnictwa Instytutu Ochrony Środowiska, Warszawa 1995.
18. **Roman M.:** *Kanalizacja. Tom 2 – Oczyszczanie ścieków*. Arkady, Warszawa 1986.
19. **Roman M.:** *Roślinne oczyszczanie ścieków*. Ministerstwo Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa – Departament Gospodarki Wodnej, Warszawa 1995.
20. **Sadowski T.:** *Praktyczny kurs Delphi*. Helion, Gliwice 2003.
21. **Sawicki W., Sikorski M., Simoni J.:** *Podstawy gospodarki wodnej i ściekowej w uspołecznionych gospodarstwach rolnych. Poradnik*. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa 1977.
22. **Sikorski M., Simoni J.:** *Urządzenia i instalacje kanalizacyjne w nowoczesnej zagrodzie*. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Wyd. I, Warszawa 1986.
23. **Sikorski M.:** *Gospodarka ściekami bytowymi na wsi jako czynnik ochrony środowiska*. IMUZ, Falenty 1998.
24. **Szpindor A., Wierzbicki J.:** *Zaopatrzenie w wodę i kanalizacja osiedli wiejskich*. Arkady, Warszawa 1978.
25. **Szpindor A.:** *Zagrodowe oczyszczalnie ścieków jako istotny czynnik rozwoju wiejskiej gospodarki wodno-ściekowej*. Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie nr 4, 1994.
26. **Szpindor A.:** *Zaopatrzenie w wodę i kanalizacja wsi*. Arkady, Wyd. II popr., Warszawa 1998.
27. **Wybrańczyk M.:** *Delphi 7 i bazy danych*. Helion, Gliwice 2004.
28. *Wytyczne do programowania zapotrzebowania wody i ilości ścieków w miejskich jednostkach osadniczych*. Ministerstwo Administracji, Gospodarki Terenowej i Ochrony Środowiska, Warszawa 1983.
29. **Zieliński S.:** *Wspomagane komputerowo obliczanie przydomowych oczyszczalni ścieków*. praca magisterska, promotor prof. dr hab. inż. Stanisław Biedugnis, PW, Warszawa, 2005.

## Przepisy prawne:

1. DIN 4261. Kleinklaranlagen. Teil 1. Juni 1994.
2. DIN 4261. Kleinklaranlagen. Teil 2. Juni 1994.
3. Norme NF XP P16-603, Aout 1998, DTU 64.1. Mise en oeuvre des dispositifs d'assainissement autonome – Maisons d'habitation individuelle.
4. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 8 lipca 2004 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. z 28 lipca 2004 r., Nr 168, poz. 1763).
5. Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. – Prawo wodne (Dz. U. z 11 października 2001 r., Nr 115, poz. 1229 oraz Dz. U. Nr 154, poz. 1803).

6. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 12 IV 2002 r. w sprawie warunków jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie (Dz. U. z 15 czerwca 2002 r., Nr 75 poz. 690).
7. Szwedzki Urząd Ochrony Przyrody. Ogólne zalecenia 87.6. Małe oczyszczalnie ścieków, 1990.

### **Strony internetowe i publikacje elektroniczne:**

1. Budujemy Dom – Portal budowlany. Dostępny w Internecie: <http://www.budujemydom.pl/>
2. E-Instalacje.pl – Internetowy serwis o instalacjach. Dostępny w Internecie: <http://www.e-instalacje.pl/>
3. Hartfil Andrzej. *Indywidualna oczyszczalnia ścieków – mało teorii, dużo praktyki*. InstalSystem.pl – Portal Budowlano-Instalacyjny, 23 maj 2005. Dostępne w Internecie: <http://www.instalsystem.pl/document,,id,16606.html>
4. Heidrich Zbigniew. *Projektowanie przydomowych oczyszczalni ścieków*. Rynek Instalacyjny, listopad 2004. Dostępne w Internecie: [http://www.medium.media.pl/rynekinstalacyjny/archiwum/ri\\_2004\\_11/ri\\_s20\\_11\\_2004.html](http://www.medium.media.pl/rynekinstalacyjny/archiwum/ri_2004_11/ri_s20_11_2004.html)

## **Verification of Computer Application for Calculation of Household Sewage Treatment Plants**

### **Abstract**

A preliminary information describing application for calculation of household sewage treatment plants is presented in this paper. It is a set of tools allowing to streamline the whole of preparatory actions, essential to carry out the planned task, which is to calculate working parameters and dimensioning of such an object. The paper presents the application called “Calculator of household sewage treatment plants”.

Moreover this application gives the wide freedom when introducing input data depending on the demand of the user. This allows to model and change solution in a considerable degree. Such application will also shorten the needed time for designing. It allows to calculate technical parameters of five, most often used systems in rural sewage treatment plants.

Algorithms allowing to calculate parameters of these devices were created basing on literature and standards data, frequently in the effect of their synthesis and modification.

In his part comparison of results obtained from the application with available standards and literature data. A few cases of household sewage treatment plants are calculated, and obtained technical parameters of individual devices are compared with recommendations.

# Regeneracja olejów hydraulicznych metodą filtracji przez specjalistyczne materiały polimerowe

*A.V. Klimov, S.B. Panov, V.V. Serdiuk, L.A. Ashkinazi  
Akademia Badań Stosowanych, Sankt-Petersburg, Rosja*

## 1. Wstęp

Trwałość i niezawodność pracy systemów hydraulicznych, jak również mechanizmów, w których one działają, w znacznej mierze zależy od jakości stosowanego oleju hydraulicznego. Występowanie w oleju wody, domieszek mechanicznych, kwasów, zanieczyszczeń biologicznych itp. powoduje przyspieszone zużycie mechaniczne, korozję mechanizmów, zakłócenia w funkcjonowaniu systemu hydraulicznego.

Powstający na skutek tego zły stan wyposażenia stwarza problemy zarówno organizacyjne, jak i finansowe, wynikające nie tylko z konieczności naprawy sprzętu, ale również ze straty czasu na usunięcie awarii, w którym nie uzyskuje się produkcji.

Z drugiej strony, utylizacja i unieszkodliwianie zużytych olejów hydraulicznych stanowi poważny problem ekologiczny, z uwagi na oddziaływanie na środowisko naturalne, jak i ogromne ilości tych płynów stosowanych w różnych dziedzinach współczesnej techniki. Nawet oleje uznane za ulegające biodegradacji nierzadko stanowią poważny problem dla oczyszczalni ścieków. Dlatego regeneracja olejów hydraulicznych jest obecnie ważnym kierunkiem badań naukowych, również w spokrewnionych dziedzinach: technice maszyn hydraulicznych i ekologii stosowanej.

## 2. Filtracja olejów przez złoża polimerowe

Występujące w olejach hydraulicznych zanieczyszczenia działają kompleksowo i mogą wzajemnie nasilać swoje oddziaływanie, pogarszając jakość oleju w procesie jego transportowania, przechowywania i eksploatacji. Na przykład, istnienie wody sprzyja utlenianiu oleju, a także rozwojowi w nim mikroorganizmów, które aktywnie powstają właśnie na granicy faz olej-woda. Domieszki mechaniczne, w skład których w większości przypadków wchodzi tlenki metali będące produktami korozji, katalizują proces utleniania. Z kolei w trakcie utleniania powstają kwasy i różnego rodzaju związki smolisto-asfaltowe.

W wyniku zanieczyszczeń biologicznych (grzybów i bakterii) zachodzi nie tylko gromadzenie szkodliwej biomasy, powodującej zakłócenia w pracy systemu hydraulicznego, ale także biodegradacja oleju, powstawanie kwasów organicznych, co przyspiesza korozję metali.

Oleje hydrauliczne można skutecznie regenerować filtrując je przez złoża z porowatych kompozytów polimerowych [1,2].

Duża ilość przeprowadzonych eksperymentów i szerokie zastosowanie filtrów marek TPVF-2, TPVF-3, TPVF-3BF w flocie rzecznej wykazała dobrą zdolność tego materiału do usuwania wody i zanieczyszczeń stałych z różnych olejów. Jednak wadą tego złoża filtrującego jest nierównomierność porowatej struktury oraz zniekształcenie i utrata wymiarów wkładów filtrujących po regeneracji z następnym suszeniem.

Tych wad pozbawione jest, opracowane przez autorów, nowe złożo filtrujące otrzymywane metodą wymycia rozpuszczalnych w wodzie strukturotwórczych dodatków z ogólnej masy podłoża. Taki materiał charakteryzuje się wysoką równomiernością porowatej struktury, możliwością formowania z niego wkładów filtrujących o dowolnym kształcie i rozmiarach. Na etapie wytworzenia wkładów możliwe jest optymalizowanie wartości wskaźników, takich jak: wodochłonność, wielkość porów, ogólna porowatość, wytrzymałość, sprężystość itp.

Materiał „APRISORB” nie tylko efektywnie sorbuje z oleju wodę i zatrzymuje zanieczyszczenia stałe, ale również zdolny jest do ciągłej desorpcji wody. Ideowy schemat funkcjonowania filtru pokazano na rysunku 1.

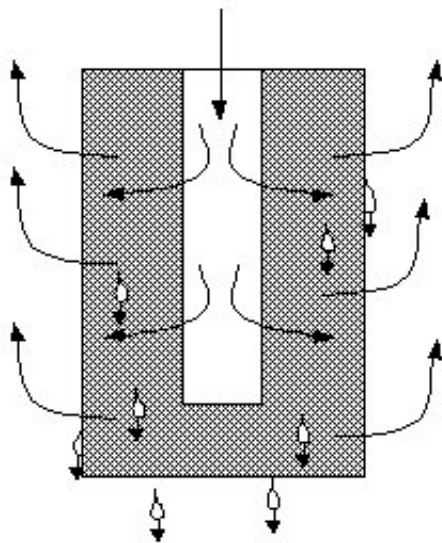
Wchodzące w skład filtrów serii APRIS wkłady filtrujące wykonane z porowatego materiału polimerowego APRISORB zostały poddane testom na bezsilnikowym stanowisku hydraulicznym, atestowanym przez Ośrodek Testów i Certyfikacji „Test - Sankt-Petersburg”. Badania zostały wykonane według metodyki zgodnej ze standardem międzynarodowym ISO 4548/1/3.

### 3. Warunki i wyniki badań

W celu dokonania oceny skuteczności usuwania zanieczyszczeń stałych zastosowano pył kwarcowy o powierzchni właściwej  $5600 \text{ cm}^2/\text{g}$ . Ze względu na różnicę ciśnienia niepowodującą destrukcji materiału filtrującego wkłady filtrujące uznane zostały za zgodne z kategorią 4 GOST 14146-88 (Standard Państwowy Federacji Rosyjskiej), a mianowicie:  $\Delta P_d > 400 \text{ kPa}$ .

W zależności od konkretnej odmiany badanych wkładów filtrujących różnica ciśnienia, przy nominalnym natężeniu przepływu, wynosiła od 10,6 do 17,6 kPa, natomiast skuteczność zatrzymania fazy stałej wyniosła  $81 \div 90\%$ .

W trakcie badań ustalono, że wraz z wodą i zanieczyszczeniami mechanicznymi za pomocą materiału APRISORB z oleju skutecznie były separowane pewne cząstki koloidalne. Cząstki te adsorbują się na granicy faz woda-olej i tworzą z czasem dość gęstą warstwę.



Rys. 1. Wkład filtrujący – separator wody  
Fig. 1. Filtering element – water separator

Na podstawie badania stwierdzono, że są to cząstki koloidalne zawierające duże ilości mikroorganizmów oraz ich produkty przemiany materii. Zostało zidentyfikowanych 17 rodzajów mikroorganizmów, w tym 12 odmian grzybow-pierwotniaków i 5 szczepów bakterii, między innymi *Gladosporium resinae*, *Aspergillus versicolor*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Bacillus subtilis* i inne, czyli tradycyjne mikroorganizmy, biorące udział w biodegradacji olejów.

Filtracja próbek oleju zanieczyszczonych przez mikroorganizmy za pomocą filtru APRIS, ze złożem APRISORB zapewnia oczyszczanie olejów z efektywnością  $99,4 \div 99,9\%$ .



Filtry APRIS ze złożem APRISORB przetestowano także w przemysłowych warunkach eksploatacyjnych na oleju hydraulicznym Univis N32 wykorzystywanym w technice ładunkowej Sankt-Petersburskiego portu morskiego. W czasie jednego cyklu obróbki oleju w filtrze APRIS zawartość w nim wody zmniejszyła się z 150 do 20 ppm, natomiast klasa czystości (według ISO 4406) została podwyższona z 15 do 10.

Jedną z negatywnych cech olejów hydraulicznych zawierających zagęszczające substancje jest skłonność do tworzenia trwałych emulsji wodno-olejowych. Materiał filtrujący APRISORB wykazał dobrą zdolność do niszczenia takich emulsji. Na rysunku 2 przedstawiono zdjęcia uwodnionego oleju I20A wykorzystywanego w systemie hydraulicznym prasy do tłoczenia złomu metalowego: przed i po oczyszczeniu.



**Rys. 2.** Wizualne porównanie próbek oleju I20A przed (po prawej), a po oczyszczeniu (po lewej)

**Fig. 2.** Visual comparison of oil I20A samples before (on the right) and after cleaning (on the left)

Zdjęcie wyraźnie pokazuje, że filtracja zemulgowanego oleju przez materiał APRISORB w całości niszczy strukturę emulsji i regeneruje olej do jego pierwotnego stanu.

Zdolność wkładów filtrujących do usuwania z paliwa zanieczyszczeń biologicznych została zbadana metodą liczenia komórek mikroorganizmów zawartych w paliwie przed oczyszczaniem i po procesie filtracji. Paliwo zostało sztucznie skażone kulturami *Pseudomonas aeruginosa*, *Cladosporium reinae* i *Candida*.

Charakterystyka testowanego oleju napędowego była następująca:

- olej napędowy – 96,05%,
- mikroorganizmy – 1,95%,
- woda – 2,0%.

Skażone paliwo zawiera kultury bakterii ( $4 \cdot 10^4$  KOE/ml) i grzybów micelarnych ( $2,5 \cdot 10^4$  KOE/ml). Poza żywymi komórkami mikrobów w próbkach zanieczyszczonego paliwa, przez metodę bezpośredniej mikroskopii (x1250), ujawniono dużą ilość martwych komórek bakterii i grzybów. Osad po filtrowaniu i suszeniu przy 25°C wyniósł 16 mg/l.

Ilość mikroorganizmów (bakterii i grzybów) określono metodą posiewu (Kocha) na następujących pożywkach:

- mięsny agar (MPA),
- suchy agar (SPA) zawierający 2% mas. glukozy,
- substancja Capeka zawierająca 2% mas. glukozy,
- substancja Saburo.

W czasie filtracji paliwa i wody przez wkład filtrujący woda gromadziła się w dolnej jego części, odrywała się od powierzchni w postaci grubych kropli i osadzała się na dnie korpusu filtra. Paliwo po filtracji było czyste i przezroczyste. Wypływania wody z paliwem nie obserwowano. Zawartość wody w oczyszczonym paliwie wynosiła 0,0035%.

Filtrat paliwa jest przezroczysty, ilość zanieczyszczeń mikrobiologicznych zmalała: do 12 KOE/ml i 25 KOE/ml (odpowiednio bakterie i grzyby micelarne). Filtrowanie zanieczyszczonego paliwa przez filtry „APRIS” zapewnia usunięcie mikroorganizmów z efektywnością 99,97÷99,99%.

Oddzielona w filtrze woda cechuje się wysoką zawartością komórek bakterii –  $12 \cdot 10^5$  KOE/ml, jednak micelarnych grzybów w próbce brakuje. Na powierzchni próbki występuje warstwa w kolorze białym. Przy badaniu warstwy pod mikroskopem stwierdzono występowanie w niej cząstek bezpostaciowych o naturze nie biologicznej i zespołów komórek bakterii. Z tego wynika, że oddzielana w filtrze woda wymywa mikroorganizmy i inne zawiesiny. Posiew osadu na podłożu organicznym wykazał, że zawiera kultury bakterii, natomiast grzyby w nim nie występują. Zależność ta koreluje z rozmiarami bakterii (0,5÷10 μm), drożdży (długość 2÷50 μm, szerokość 1,5÷10 μm) i grzybów (5÷30 μm). Rozmiar porów w filtrze jest taki, aby zatrzymywały się stosunkowo duże grzyby i drożdże, ale częściowo przepuszczane były małe bakterie.

Sprawność usuwania z produktów naftowych zanieczyszczeń biologicznych została potwierdzona doświadczalną eksploatacją urządzenia serii „APRIS-800” ze specjalnie dobranymi wkładami filtrującymi „APRIS”. Oczyszczaniu

ulegało gazo-kondensatowe paliwo spirytusowe do silników gaźnikowych, zawierające do 20% wody i mające na granicy faz dwucentymetrową ciemną warstwę z zanieczyszczeniami bakteryjnymi. W procesie filtracji nastąpiło rozdzielenie paliwa i wody, przy czym na wewnętrznej powierzchni filtra powstał ciemny osad, który łatwo się usuwał podczas regeneracji wkładu filtrującego.

#### 4. Wnioski

Wyniki wykonanych badań i testów filtrów APRIS z kompozytu polimerowego APRISORB wskazują na możliwość ich zastosowania do oczyszczania płynów technologicznych stosowanych w systemach hydraulicznych, jak i do regeneracji olejów stosowanych w procesie eksploatacji maszyn i mechanizmów.

Zastosowanie przedstawionych filtrów zapewni zakładom znaczne wydłużenie czasu pracy olejów hydraulicznych, podwyższenie sprawności i niezawodności eksploatacji sprzętu. Wynikiem zastosowania filtrów będzie również zmniejszenie nakładów eksploatacyjnych i wydatków na unieszkodliwianie zużytych olejów.

#### Literatura

1. *Kraking frakcji naftowych na katalizatorach zawierających zeolity*. Pod red. S.N.Hadżyjewa. Wyd. Himija. Moskwa 1982.
2. **Haschimoto K. et al.**: Journ. Jap. Petrol. Inst., v. 39, N 2. 1996. 166÷169.
3. **Braslawski M.I., Ivanov I.A.**: *Perspektywiczne środki oczyszczania paliwa*. Transport rzeczny. Moskwa 1986, nr 4.
4. **Jonson R.T., Stoffer J.O.**: Soc. Automot. Eng. (Spec. publ.), 1983, S.P. 542. 91÷104.
5. **Selivestrov V.M., Braslawski M.I.**: *Oszczędzanie paliwa na flocie rzecznej*. Wyd. Transport. Moskwa 1983.
6. **Mathur H.B., Babu M.K.**: Indian Inst. Techn. Journ. Therm. Eng., 1988, N 2(3). 63÷72.

## Improvement in the Quality of Hydraulic Oils by the Filtration Through the Special Polymeric Materials

#### Abstract

Longevity and reliability of the work of hydraulic mechanisms in many aspects are determined by the quality of the used hydraulic oil. The presence of water, mechanical impurities, acids and biological pollution in oil leads to the increased mechanical

and corrosion wear, to the failures of the hydraulic system. At the same time recycling and neutralization of the used hydraulic oil is a serious environmental problem. This is caused both by possible environmental pollution, and with huge quantity of these liquids used in technology.

The problem of the complex cleaning of oils can be solved most effectively by the use of porous polymeric compositions as the filtering material. Disadvantages of this material are non-uniformity of porous structure, and also infringement of the form and the sizes of a filtering element after regeneration with the subsequent drying.

The new kind of a filtering material has none of those disadvantages. It is obtained in technology of washing away water-soluble structural additives from reactionary mass. This material is characterized by stable porous structure, possibility of obtaining the filtering elements of any forms and sizes. It gives the possibility to operate such characteristics as water absorption, size of pores, general porosity, strength, elasticity, etc.

The material "APRISORB", created in this technology, not only effectively absorbs water and mechanical impurities, but also continuously cleans itself from the accumulated water (Fig. 1).

For determining the completeness of sifting quartz dust with the specific surface area of  $5600 \text{ g/sm}^2$  was used. Depending on the type of the filtering element a pressure differential with the nominal charge varied from 10,6 to 17,6 kPa, and the completeness of sifting from 81 to 90%.

Research showed that on the border water-oil the steady colloidal structures are formed. These systems contain plenty of microorganisms and products of their activity. There were isolated 17 cultures of microorganisms, including 12 cultures of the simplest fungi and 5 cultures of bacteria. Among them are *Gladosporium Resinae*, *Aspergillus Versicolor*, *Pseudomonas Aeruginosa* and *Bacillus Subtilis*. Specifically, these microorganisms participate in worsening of the quality of oils. The filtration of oils polluted by microorganisms through the filter bed made of APRISORB material ensures effective cleaning at level of  $99,4 \div 99,9\%$ .

Filters were used also for cleaning Univis N32 hydraulic oil used in the loading technology of the St. Petersburg trade port. Per cycle of cleaning the water content in oil was reduced from 150 to 20 ppm, and the oil class of cleanliness changed from 15 to 10 (ISO 4406).

Tendency toward the formation of steadfast emulsions is one of the special features of the hydraulic oils, which contain the thickening additives. The filtering material APRISORB actively destroys such emulsions. Fig. 2 presents the photographs of water-contained oil used in the hydraulic press before and after cleaning. These photographs show that the filtration completely destroys emulsion and restores oil.

The results of the tests of new filters convincingly prove the perspectives of their use for cleaning of hydraulic oils in the technological hydraulic systems.

## Reputacja biznesowa w działalności z zakresu ochrony środowiska

*Arkadiy Ivanov*

*Moskiewski Państwowy Uniwersytet Informatyki*

*Yuliya Bykova*

*Rosyjski Państwowy Uniwersytet Socjalny, Moskwa*

### 1. Wstęp

Ochrona oraz inżynieria środowiska łączy się w sposób ścisły i nierozdzielny z istotą tzw. rozwoju zrównoważonego i trwałego. Rozwój zrównoważony i trwały polega na trwałej poprawie jakości życia współczesnych i przyszłych pokoleń poprzez kształtowanie właściwych proporcji między następującymi rodzajami kapitału: ekonomicznym, ludzkim i przyrodniczym [4÷6] przy czym obok tych trzech parametrów występuje jeszcze czwarty, który można nazwać rozwojem technologii i to sprowadza się do pojęcia tzw. mnożnika cztery, o którym pisze w swych pracach prof. Franciszek Piontek i dr Barbara Piontek (między innymi [4÷6]).

Mając powyższe na uwadze nie można także rozpatrywać w oderwaniu od tej reguły tzw. reputacji biznesowej w działalności ochrony środowiska.

Obecnie szeroko stosuje się rozmaite procesy reorganizacji spółek akcyjnych: fuzja, pochłanianie, nabycie jednych firm przez drugie. Przy tym wyraźnie obserwuje się stałą tendencję do tego, że wartość dowolnej firmy rozpatrywanej jako spójny kompleks majątkowo-gospodarczy odróżnia się od łącznej wartości jej aktywów i zobowiązań. Innymi słowy, pomiędzy wartością rynkową przedsiębiorstwa i wartością jego majątku, aktywów i pasywów, zawsze istnieje różnica, często bardzo istotna. Wartość tej różnicy może być zarówno dodatnia (+) jak i ujemna (-) i jest określana mianem „reputacja biznesowa”, a w literaturze anglojęzycznej – „goodwill”.

Kategorię „reputacja biznesowa” szeroko wykorzystuje się w różnych dziedzinach: prawie cywilnym, rachunkowości, teorii ekonomii, środkach ma-

sowego przekazu. Ta kategoria posiada dużo podobnych do siebie definicji, takich jak goodwill, autorytet, popularność, wiarygodność, image, brand (marka) itd. Wyjaśnia się to tym, że zaufanie w biznesie zależy od dużej ilości wskaźników i wyników działalności przedsiębiorstwa, począwszy od stanu podstawowej działalności, jakości zarządzania i kończąc na położeniu firmy na rynkach oraz na jej orientacji na rozwój strategiczny.

Kształtowanie pozytywnej reputacji – niezbędny warunek osiągnięcia ciągłego i stabilnego rozwoju firmy. W dziedzinie ochrony środowiska, gdzie konkurencja stale się zwiększa, dla pomyślnej działalności przedsiębiorstwa reputacja biznesowa przybiera szczególną wagę.

Reputacja staje się ważnym narzędziem wzmocnienia pozycji firmy, ponieważ pozwala na otrzymanie dodatkowej konkurencyjnej przewagi na rynku pracy, kapitału, zasobów, papierów wartościowych i w innych strefach biznesu. Wysoka reputacja nie tylko ułatwia przedsiębiorstwu dostęp do różnych zasobów (kredytowych, materialnych, finansowych), a także zabezpiecza trwałą ochronę interesów firmy w środowisku biznesowym, wpływa na uzasadnienie podjęcia decyzji w zarządzaniu.

W literaturze naukowej i specjalistycznej oraz w praktyce biznesu występują różne wy tłumaczenia terminu „reputacja biznesowa”. Najczęściej pojęcie reputacji uznaje się za synonim pojęcia „goodwill”, ponieważ odzwierciedla bliskie w swojej istocie właściwości. Według autorów, pojęcia „reputacja biznesowa” i „goodwill” mają zarówno podobieństwa jak i różnice, od czego zależy ich prawidłowe wykorzystanie.

Podobieństwo polega na tym, że treść tych kategorii oparta jest na wspólnym szeregu wskaźników, których interpretacja jest podobna, mimo, że ilościowa wycena niektórych z nich często bywa utrudniona i zależy od warunków rozpatrywanych zjawisk i procesów.

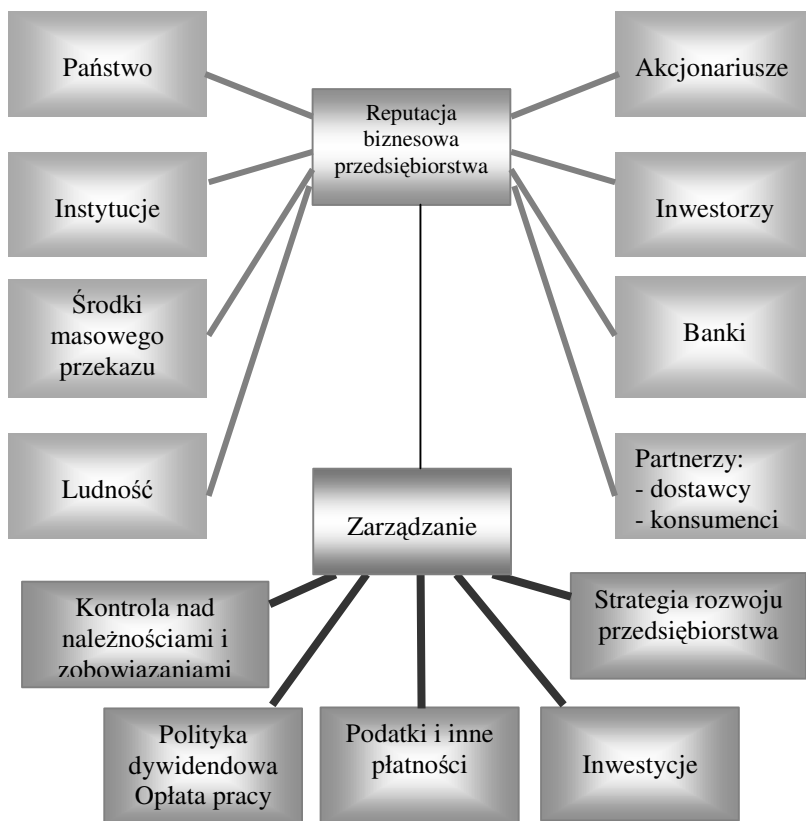
Różnice rozpatrywanych pojęć uwarunkowane są szczegółami podejścia do wyceny ich ilościowych i jakościowych wartości. Gdy nie jest założona dokładna wycena reputacji, wykorzystywane są metody jakościowej analizy. Wynika to z faktu, że reputacja jest to wizerunek firmy, który często poddaje się ilościowej wycenie i można mówić tylko o kierunku jego zmiany (polepszeniu lub pogorszeniu). W tym przypadku można wykorzystywać rankingową skalę zmiany reputacji biznesowej. Takie podejście z reguły oparte jest na pewnym uśrednieniu zbioru zdań ekspertów lub danych badań socjologicznych.

A zatem, reputacja biznesowa jest to spójny wizerunek firmy jako podmiotu o określonym rodzaju działalności, który składa się z postrzegania i oceny wyników i skutków tej działalności przez różne grupy kontaktowe (patrz rysunek). Przy tym wycena reputacji biznesowej łączy w sobie dwie składowe:

- jakościową ocenę stanu firmy lub jej pozycji na rynku,
- ilościową wycenę wartości firmy jako subiekty stosunków gospodarczych.

## 2. Reputacja biznesowa w środowisku gospodarczym

Składniki reputacji biznesowej mogą wywoływać różne reakcje w środowisku zewnętrznym, związane z ich akceptowaniem lub nie. Uwarunkowane to jest tym, że różne grupy kontaktowe biorą pod uwagę różne czynniki mające wpływ na reputację (patrz rysunek). Dla partnerów reputacja biznesowa kojarzy się z rzetelnością przedsiębiorstwa przy wykonaniu warunków kontraktów, z przestrzeganiem etycznych norm biznesu, z aktywnością biznesową firmy itd. Z punktu widzenia konsumentów kryterium reputacji jest jakość produkcji, jej cena, dostępność i strategia cenowa przedsiębiorstwa. Dla kredytodawców i inwestorów reputacja biznesowa przedsiębiorstwa polega na jego historii kredytowej, możliwości zapewnienia wymaganej normy zyskowności na ulokowane środki itd.



**Rys. 1.** Postrzeganie grup reputacji biznesowej przez różne grupy kontaktowe  
**Fig. 1.** Perception of business reputation groups by different contact groups

*Źródło: Opracowanie własne*

Zatem, reputacja firmy, będąc obiektem oceny przez wiele zainteresowanych stron (stakeholderów) stanowi różną wartość dla określonych grup kontaktowych (tabela 1). W związku z tym reputacja biznesowa ma wyraźny charakter adresowy.

Przy tym zestaw czynników mających istotne znaczenie dla wyceny reputacji różni się dla różnych grup kontaktowych. Nawet te same właściwości mogą odgrywać różną rolę. Na przykład, dla zachodnich przedsiębiorstw bardzo ważny jest aspekt ekologiczny, a w Polsce czynnik ten jest mniej znaczący. Duże są różnice w etycznych normach przedsiębiorczości za granicą i w polskich warunkach.

**Tabela 1.** Dyferencjacja reputacji biznesowej dla różnych grup kontaktowych  
**Table 1.** Differentiation of business reputation for different contact groups

Grupy kontaktowe	Współdziałanie z przedsiębiorstwem	Wartościowe cechy reputacji biznesowej
Inwestorzy Akcjonariusze	Inwestowane kapitału w celu otrzymania zysku	Norma rentowności na ulokowane środki Historia dywidendowa
Kredytodawcy	Udzielanie pożyczek i kredytów	Przestrzeganie terminów bieżących spłat kredytów Finansowy stan przedsiębiorstwa
Personel	Stosunki w pracy	Zdolność firmy do rozliczania się z pracownikami we właściwym czasie
Dostawcy Odbiorcy	Kontrakty na dostawę zasobów Sprzedaż produkcji	Stabilność dostaw Stan zobowiązań i należności
Konsumenci	Konsumowanie produkowanych wyrobów	Stabilność ceny i jakości produkcji Polityka cenowa
Państwo Samorządy terytorialne	Administracyjne Terytorialne	Terminowość i całość wpłaty podatków i innych płatności Społeczna odpowiedzialność
Zarząd przedsiębiorstwa	Przyjęcie i realizacja decyzji kierowania	Finansowy stan przedsiębiorstwa Strategia rozwoju Wzrost wartości kapitału

*Źródło: opracowanie własne*



Jednym z warunków kształtowania i zarządzania reputacją firmy jest prawidłowe nawiązanie kontaktów z wieloma zainteresowanymi stronami: nabywcami, partnerami, organami władzy, środkami masowego przekazu i społeczeństwem w całości. Problem polega na tym, że reputacja jako kategoria z trudem się weryfikuje. To oznacza, że dość ciężko jest ją doprowadzić do postaci listy określanych i kontrolowanych komponentów dla każdej grupy kontaktowej. Agencje ratingowe zazwyczaj rozpatrują następujące składowe reputacji:

- jakość towarów i usług,
- kwalifikację kierownictwa,
- sukces na rynku,
- liderstwo w swojej branży,
- inwestowanie w rozwój produkcji.

Kwalifikowanie i właściwości reputacji biznesowej (jako aktywów niematerialnych) cechuje się trudnością wyceny obiektu ewidencji i koniecznością dokładnego uzasadnienia kryteriów zaliczenia danych aktywów do niematerialnych. Międzynarodowa praktyka ustalenia niematerialnych aktywów bazuje na szeregu kryteriów identyfikacji aktywów, wychodząc z ich formy (niepieniężnej, niemającej podstawy fizycznej itd.) i celów wykorzystania. Według Międzynarodowego Standardu Rachunkowości (MSR 38) „Aktywa niematerialne”, aktywa zalicza się do niematerialnych, jeśli są to identyfikowane aktywa niepieniężne, niemające formy fizycznej, które służą do produkcji towarów lub usług, bądź wydzierżawienia innym instytucjom.

Ten standard definiuje również kategorie „aktywa”. Aktywa są to zasoby kontrolowane przez firmę w wyniku minionych wydarzeń, od których oczekuje się uzyskanie przyszłych korzyści gospodarczych. Żeby uznać obiekt ewidencji za aktywa niematerialne firma powinna udowodnić, że ten obiekt odpowiada definicji aktywów niematerialnych i kryteriom ich przyznawania ustalonym w MSR. Aktywa niematerialne powinny być uznawane tylko wtedy, gdy przyszłe korzyści gospodarcze odnoszone do tych aktywów będą napływać do firmy, a wartość aktywów może być dokładnie wyceniona.

Ustalenie zdolności przynoszenia zysku jako kryterium odniesienia aktywów do niematerialnych, związane jest ze znaczącymi trudnościami przy jego praktycznym zastosowaniu. Na zachodzie jest to główne kryterium przy odniesieniu obiektu ewidencji do kategorii aktywów. Utrata tej zdolności doprowadza do wykluczenia tego lub innego obiektu ewidencji z listy aktywów niematerialnych. Wprowadzenie w kraju podobnej praktyki może stać się przyczyną wymagań ze strony organów kontrolujących przedstawienia dodatkowych dowodów zdolności aktywów do przynoszenia zysku. Przy braku takich dowodów

powstają wątpliwości co do słuszności zaliczenia tych obiektów do aktywów niematerialnych. To może spowodować pewne podatkowe skutki, np. w opodatkowaniu zysku. Aktywa niematerialne są amortyzowane w wypadku ich wykorzystania w celach produkcyjnych. Jeśli obiekt nie będzie zaliczony do aktywów niematerialnych, jego amortyzacja będzie uważana za próbę zawyżenia kosztów własnych i zaniżenia podstawy opodatkowania.

W określonych warunkach reputację biznesową firmy można rozpatrywać jako wynik intelektualnej działalności, a także jako środek utożsamiania firmy jako podmiotu gospodarczego. Z tego wynika, że reputacja może być zaliczona do aktywów niematerialnych i powinna być uwzględniana przy opodatkowaniu zysku, a przeniesienie części wartości na wydatki powinno dokonywać się w postaci odpisów amortyzacyjnych.

Unikatową cechą reputacji biznesowej jest to, że nie istnieje ona bez powiązania z konkretnym obiektem, na przykład z firmą lub innym podmiotem gospodarczym. Nie można jej wyłączać, rozporządzać nią bądź rozpatrywać osobno od firmy. Ta właściwość reputacji odróżnia dany rodzaj aktywów od innych rodzajów aktywów niematerialnych jako obiektów rachunkowości.

Mimo, że reputacja jest majątkiem niewyłączalnym, jej wartość w znacznym stopniu ma warunkowy charakter. Nie może ona być samodzielnym podmiotem transakcji, nie może być także sprzedana lub przekazana, jak na przykład znak towarowy (brand). Dlatego reputacja staje się obiektem ewidencji tylko podczas nabycia, sprzedaży, połączenia czy pochłaniania całego przedsiębiorstwa jako kompleksu majątkowego. Wycena reputacji (goodwill'a) w tym przypadku wymaga specjalnego rozpatrzenia.

### 3. Szczegóły procesu wyceny reputacji

Reputację biznesową postrzega się jako „dobre imię” firmy. Podlega ona wpływowi wielu czynników, począwszy od nomenklatury i jakości produkcji, stosunków rynkowych w branży i regionie i kończąc stanem zarządzania i kulturą korporacyjną. W poszczególnych okresach „życia” firmy działanie tych czynników może nasilać się lub słabnąć. To znaczy, że reputacja biznesowa narażona jest na wahania, czasami bardzo istotne. Lista czynników i ich waga określająca reputację mogą zmieniać się w zależności od stanu otoczenia gospodarczego (wskaźników makroekonomicznych), koniunktury rynku, celów oceny biznesu.

Korporacyjne zarządzanie i reputacja biznesowa są ściśle powiązane. Zarządzanie powinno zapewnić przestrzeganie i niezawodną ochronę interesów wszystkich finansowo zainteresowanych stron, do których należą akcjonariusze, kredytodawcy, menadżerowie, klienci. Gdy korporacyjne zarządzanie sprawnie funkcjonuje w firmie tworzy się niezbędny system „powstrzymywania i prze-

ciwwag”. Ten system sprawia, że nikt nie może podjąć się jednostronnych działań, na skutek których ucierpiałaby któraś z zainteresowanych stron. Na przykład, rada dyrektorów powinna efektywnie kontrolować działania zarządu, ale podlega ona kontroli akcjonariuszy i musi przedstawiać im pełną informację o swojej działalności. Obniżony stopień ryzyka w firmie z dobrym korporacyjnym zarządzaniem sprawia, że jej reputacja biznesowa istotnie się polepsza.

Z reguły analitycy wyróżniają następujące grupy komponentów formujących reputację biznesową: finansową, rynkową, korporacyjną i społeczną. Wskaźniki poszczególnych grup interesują: finansowe – inwestorów, rynkowe – klientów i partnerów, korporacyjne – pracowników, społeczne – społeczeństwo (tabela 2).

Kształtowanie dodatkowo reputacji jest to wieloznaczne zagadnienie, rozwiązywane w długim okresie czasu. Sukces zależy w dużym stopniu od chęci i gotowości zarządu firmy do postępowego i kompleksowego rozwiązywania tego zagadnienia.

**Tabela 2.** Składniki reputacji biznesowej przedsiębiorstwa w sektorze realnym

**Table 2.** Components of business reputation of company in real sector

Nr	Nazwa grupy	Treść składników
1	Finansowa	- skala działalności - tempo wzrostu - stabilność finansowa - atrakcyjność dla inwestorów
2	Rynkowa	- klienci i partnerzy przedsiębiorstwa - jakość produkcji i serwis - pozycjonowanie firmy na rynku - konkurencyjność - długotrwałość funkcjonowania
3	Korporacyjna	- reputacja osoby pierwszej - prestiż pracy w firmie - kwalifikacja pracowników - stan menadżmentu - współdziałanie z ŚMP
4	Społeczna	- uczestnictwo w społecznych programach społeczeństwa, branży, regionu, przedsiębiorstwa - poparcie socjalnie wrażliwych warstw społeczeństwa

*Źródło: opracowanie własne*

Podstawą kształtowania reputacji firmy jest jej informacyjna otwartość, ujawnienie informacji o wynikach działalności w okresie sprawozdawczym, o kierunkach i planach rozwoju. Nie mniej ważne są także środki podtrzymywania reputacji – korporacyjna kultura, społeczna odpowiedzialność itd.

Przykłady realnej ekspertowej wyceny elementów reputacji biznesowej słynnych firm przedstawiono w tabeli 3.

**Tabela 3.** Analiza pozycji Goodwill'u rosyjskich przedsiębiorstw o najwyższej reputacji biznesowej (w skali 10-punktowej)

**Table 3.** Analysis Goodwill position of Russian companies with highest business reputation (in 10 point scale)

Firma	Wycena ekspertowa elementów reputacji biznesowej					
	Etyka w stosunkach z partnerami	Etyka wewnątrz zespołu	Efektywność zarządzania	Jakość produkcji (usług)	Reputacja czółówki zarządu	Ogólny poziom reputacji biznesowej
Komercyjny Bank „Alfa-Bank”	8,8	7,0	9,0	9,3	8,7	8,7
Międzynarodowy Moskiewski Bank	9,3	9,0	8,0	8,5	8,0	8,5
Kompania Inwestycyjna „Trojka-Dialog”	9,2	8,5	8,6	9,2	8,8	9,2
NIKoil	8,2	8,6	7,8	8,0	8,2	8,2
Ingosstrah	10,0	5,0	10,0	9,0	10,0	9,0
Ernst&Yang	6,6	5,8	7,6	8,4	6,6	7,0
MTS	8,4	8,4	8,6	8,0	8,2	8,6
Aeroflot	6,8	6,0	6,4	6,8	7,4	7,0
Yukos	9,2	9,4	9,4	8,8	8,5	9,0
Baltika	8,0	8,0	8,0	5,6	8,0	7,8

*Źródło: opracowanie własne*

Dzisiaj w świecie biznesu znacząco wzrosły wymagania dotyczące otwartości prowadzenia interesu, powstało pojęcie: korporacyjna społecznie odpowiedzialna sprawozdawczość. Wiele firm dostrzegło, że dalsza działalność, przy funkcjonowaniu tylko w swojej izolowanej przestrzeni, jest niemożliwa. Dla rozwoju otwartości w stosunku do zainteresowanych osób i kluczowych partnerów został utworzony kierunek społecznej sprawozdawczości.

Społeczna sprawozdawczość w szerokim ujęciu – to sprawozdania kompanii, gdzie została umieszczona informacja nie tylko o wynikach ich produkcyjnej, gospodarczej i finansowej działalności, ale także i społeczno-ekologicznych wskaźnikach. Korporacyjne społeczne sprawozdanie jest publicznym instrumentem informowania akcjonariuszy, pracowników, partnerów, klientów i całego społeczeństwa o tym, jak i w jakim tempie kompania realizuje swoje cele, założone w strategicznych planach jej rozwoju, ze względu na stateczność gospodarczą, dobrobyt społeczny i bezpieczeństwo ekologiczne. Społeczna sprawozdawczość pozwala:

- kompleksowo informować społeczeństwo o gospodarczych, ekologicznych i socjalnych wynikach działalności firm;
- przeprowadzać samoocenę według wymienionych kierunków;
- przeprowadzać dialog ze wszystkimi zainteresowanymi stronami, wyjawiać ich oceny i oczekiwania;
- zapobiegać możliwym zarzutom;
- uzyskiwać dodatkową przewagę konkurencyjną;
- umacniać zaufanie pracowników, akcjonariuszy, klientów, miejscowych organizacji, organów władzy, środków masowego przekazu;
- stwarzać podstawę dla rozpracowania strategii rozwoju kompanii.

Ważnym elementem społecznie etycznej sprawozdawczości jest współdziałanie (dialog) z zainteresowanymi stronami i społeczeństwem (stakeholder'ami). Pod pojęciem „osoby zainteresowane” rozumiemy szeroki krąg grup społecznych, organizacji, kompanii, instytucji państwowych i po prostu ludność, na które kompania ma wpływ i na odwrót. Sposoby oddziaływania są rozmaite: podstawowa działalność; produkty lub usługi, które produkuje lub świadczy firma; wykorzystywane technologie; decyzje i strategie biznesowe podejmowane przez kierownictwo firmy; udział w działalności politycznej, lobbing ustawodawstwa itd. Z kolei „zainteresowane strony” również mogą mieć wpływ na rozwój biznesu firmy. Stopień tego odwrotnego wpływu zależy od systemu stosunków społecznych i gospodarczych w każdym konkretnym państwie.

Obecnie w sferze biznesu wzrosła uwaga na opracowania sprawozdawczości potwierdzającej stały rozwój. W znaczącym stopniu ten proces odzwierciedla zainteresowanie oddzielnych osób i organizacji społecznych gospodarczymi i ekologicznymi wskaźnikami działalności przedsiębiorstw. Szczególnie należy podkreślić zainteresowania inwestorów, którzy rozpatrują możliwe ryzyko dla ulokowanych środków w tych sferach. Opracowane zostały poradniki z zakresu przygotowywania sprawozdań mające zapewnić ich wysoką jakość, porównawczość z antologicznymi sprawozdaniami a także, co jest szczególnie ważne dla inwestorów, możliwość porównania finansowych i nie finansowych

wskaźników działalności firm. W większości takie standardy mają obowiązkowy charakter, chociaż na przykład Globalna Sprawozdawcza Inicjatywa (*The Global Reporting Initiative – GRI*) jest dobrowolna.

#### 4. Uwagi końcowe

Na razie wyniki działalności polskich przedsiębiorstw w tej dziedzinie wyglądają dość skromnie. Zaufanie do korporacji pozostaje niskie jak w stosunku do wykazywanej przez nie odpowiedzialności przed społeczeństwem tak i do wyników ich bezpośredniej działalności. Faktycznie informacja mieszcząca się w sprawozdaniach stałego rozwoju, rzadko wpływa na wnioski i podjęcie decyzji nie tylko przez osoby zainteresowane (w tym przez inwestorów), ale i przez kierownictwo samych przedsiębiorstw. Nie mniej właśnie takie zastosowanie sprawozdawczej informacji jest głównym kryterium jej wiarygodności i przydatności.

Wysoki poziom wiarygodności jest to niezbędny warunek efektywnej sprawozdawczości stałego rozwoju. Zasada wiarygodności informacji jest podstawą licznych metod i podejść, które wykorzystuje świat biznesu kształtując zaufanie do swojej działalności. Należy zauważyć, że brak ogólnie przyjętego profesjonalnego standardu weryfikacji sprawozdawczości znacznie obniża wyniki wykorzystania indywidualnych podejść, a w niektórych przypadkach efekt może być odwrotny do oczekiwanego. Właśnie dlatego organizacje przedstawiające sprawozdania i zainteresowane strony dochodzą do wniosku, że niezawodna zewnętrzna (niezależna) weryfikacja sprawozdawczości – to klucz do podwyższenia nie tylko jej wiarygodności i efektywności, ale i ulepszenia wizerunku przedsiębiorstwa.

#### Literatura

1. **Iwanow A.:** *Analiza inwestycyjna*. Wyd. „Sojusz”. Moskwa 2000.
2. **Iwanow A. Ziolkowski Z.:** *Inwestycyjna atrakcyjność akcji*. Koszalin 2004.
3. **Lamin Jean-Jacques.:** *Strategiczne zarządzanie marketingiem*. PWN, Warszawa 2001. 75.
4. **Piontek F.:** *Ekonomia a rozwój zrównoważony – teoria i kształcenie*. Tom 1. Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok 2001.
5. **Piontek F.:** *Ekonomia a rozwój zrównoważony – wdrażanie*. Tom 2. Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok 2001.
6. **Piontek F., Piontek B.:** *Najlepsze dostępne techniki (BAT) i Mnożnik Cztery dla zapewnienia ochrony środowiska*. Rocznik Ochrona Środowiska Tom 4. Rok 2002, Wydawnictwo Środkowo-Pomorskiego Towarzystwa Naukowego Ochrony Środowiska, Koszalin 2002.

## **Goodwill (Business Reputation) in Environment Protection Business**

### **Abstract**

Preservation and environmental engineering is connected tightly and inseparably with essence of so-called sustainable and permanent development. The sustainable and permanent development relies on the permanent improvement of life quality of contemporary and future generations by shaping proper proportion between following kinds of capital: economic, human and environmental [4÷6] in addition beside these three parameters there is fourth which may be called development of technology and it comes down to comprehending the so-called multiplier four, about which Prof. Franciszek Piontek and Dr Barbara Piontek are writing in their works (among others [4÷6]).

Taking into consideration mentioned before, it isn't possible to examine apart from this rule so-called business reputation in the environment protection activity.

Various processes of the reorganization of joint-stock companies are being taken widely at present: fusion, take control, purchasing companies by others. In addition a constant tendency is being observed clearly, that value of any company examined as cohesive complex of property – economy is distinguishing from the combined value of its assets and obligations. In other words, there is always difference, often very essential, between the market value of company and with value of its possessions, assets and liabilities. Value of this difference can be both positive (+) as well as negative (-) and is being called “business reputation” or “goodwill”.

So far the results of Polish companies activity in this field are quite modest. The confidence in corporation is remaining low like in relation to demonstrated by it responsibility to the society and to results of their direct activity. Indeed the information being located in reports of the permanent development is rarely influencing conclusions and decision making not only by interested people (including investors), but also by the management of very companies. Nevertheless such application of reporting information is the main criterion of its credibility and usefulness.

A high level of the credibility is an essential condition of the effective reporting of the permanent development. The principle of credibility of information is a base of numerous methods and approaches which world of business is using for shaping the confidence in its activity. One should notice that lack of generally accepted professional standard for verification of reporting is lowering considerably results of using individual approaches and in some cases the effect may be opposite to expected. Therefore organizations presenting reports and interested sides are reaching a conclusion, that reliable outside (independent) verification of the reporting is a key not only to making its credibility and effectiveness higher but also improving image of the company.

# Analiza wybranych pierwiastków w odpadach zwierzęcych i pożywieniu, ze zwróceniem szczególnej uwagi na cynk

*Joanna Dworaczyk, Wojciech Zaremba  
Politechnika Koszalińska*

## 1. Wstęp

Jednym z bardzo trudnych problemów oczekujących na dobre techniczne oraz ekonomiczno-organizacyjne rozwiązanie jest kwestia utylizacji odpadów głównie pochodzenia zwierzęcego w tym także drobiowego i rybnego. Problem ten w skali szeroko rozumianego regionu Pomorza Środkowego, który można odnieść w przybliżeniu do byłych województw, gdzie dominuje przemysł spożywczy obok przemysłu drzewnego miast Koszalina, Słupska, Piły, jest szczególnie ważny ze względu na dominację przemysłu przetwórstwa zwierzęcego co skutkuje niestety powstawaniem tego typu odpadów.

Dlatego też podejmowane są próby budowy kompleksowego zakładu przetwórstwa odpadów zwierzęcych na przykład w skali województwa zachodniopomorskiego [1, 3]. Natomiast w byłym województwie piłskim obecnie wielkopolskim nakładem ogromnych środków, został wybudowany Zakład Utylizacji Odpadów Szczególnego i Wysokiego Ryzyka EKOUTIL w Śmiłowie koło Piły.

Technologia utylizacji odpadów zwierzęcych zastosowana w tym zakładzie determinuje wydzielenie z odpadów m.in. tłuszczu, w których zawarte są metale ciężkie w tym także cynk.

Niezależnie od powyższych spostrzeżeń, warto zauważyć, że nasz kraj dysponuje złożami rud cynku i ołowiu (blendy cynkowa oraz gołena – siarczki tych metali) ulokowanych na południu Polski między Bytomiem a Olkuszem (kombinat górniczo-hutniczy w Piekarach Śląskich oraz kopalnia Pomorzany pod Olkuszem, huta cynku i ołowiu „Miasteczko Śląskie” w Miasteczku Śląskim i zamknięta przed kilku laty huta cynku i ołowiu Szopienice w Katowiu-



cach). Praktycznie przemysł cynku i ołowiu pracował intensywnie począwszy od okresu po II Wojnie Światowej, a jego progresywny rozwój, a więc i największa produkcja przypadająca na lata 70. Przemysł ten, a w szczególności huta Szopienice i huta Miasteczko Śląskie doprowadziły do degradacji środowiska naturalnego, a ziemia (gleba) na południu Polski w tych rejonach została przesiąknięta metalami ciężkimi głównie cynkiem i ołowiem. Dopiero jednak w sposób intensywny od końca lat 70 zaczęto zwracać uwagę na to skażenie, które stało się katastrofą ekologiczną, a w ślad za tym zakazano uprawy warzyw w tych rejonach w ogródkach działkowych, aż wreszcie zamknięto hutę Szopienice. Nie mniej jednak, gromadzony przez lata m.in. cynk w glebach wchodził do obiegu przyrodniczego. Zapewne ma to związek w konsekwencji wielu lat z tym, że ilość cynku w naszych warunkach w tym obiegu jest znacząca w porównaniu do innych metali ciężkich.

Cynk, (Zn) jest to biały metal przejściowy z XII grupy pobocznej o lekkim niebieskawym odcieniu. Posiada 23 izotopy z przedziału mas: 57÷78. Temperatura topnienia cynku wynosi 419,53°C, natomiast wrzenia 906°C.

## **2. Zarys technologii przeróbki i neutralizacji odpadów zwierzęcych prowadzonej w przedsiębiorstwie EKOUTIL**

Zakład EKOUTIL został wybudowany przez hiszpańską firmę TRE-MESA RENDERING dla utylizacji odpadów wysokiego i szczególnego ryzyka, a więc dla najgorszych odpadów zwierzęcych. Wydajność dobową tego zakładu przy założeniu 20 godzin pracy, to rząd 200 ton, dla przerobu tzw. zwierzęcych produktów ubocznych oraz bydła padłego.

Ciąg technologiczny zakładu można podzielić na sekcje odpowiadające określonym procesom utylizacji odpadów:

- sekcja surowca (m.in.: zbiorniki, transportery ślimakowe, łamacze, wykrywacze metali, itp.),
- sekcja destruktoru pracy ciągłej (dotyczy stałego podgrzewania i osuszania z wyłączeniem piór i krwi),
- sekcja warnika okresowego i sterylizatora pracy ciągłej (m. in.: zbiorniki składowania tłuszczu wraz z mieszałem, zbiornik pośredni, pompy, transportery ślimakowe itp.),
- sekcja kondensacji pary (m.in.: cyklony – dla destruktoru pracy ciągłej i destruktoru pracy okresowej tzw. sterylizatora),
- sekcja prasy (prasy tłuszczu do pracy ciągłej, zbiorniki zasilające, transportery),
- sekcja tłuszczowa (m.in.: separator tłuszczu typu bębnowego, pompa tłuszczu, zbiorniki tłuszczu, transportery ślimakowe),

- sekcja mączki (m.in.: urządzenia rozdrabniające, transportery ślimakowe, zbiorniki, wentylatory powietrza, cyklony),
- system rekuperacji – odzysku ciepła typu SARC (m. in.: zbiornik ciśnieniowy, pompy, wentylatory),
- sekcja panelu elektrycznego (układ automatyczny do obsługi i kontroli całej technologii),
- sekcja termooksydatora – system OXIDOR (urządzenie spalające – palnik obrotowy typu miskowego, komora oksydacji, wymienniki ciepła i osuszania dla komory, wentylatory, itd.).

Poglądowy schemat operacyjny tej technologii, która pracuje w zakładzie EKOUTIL przedstawiono na rysunku 1 [2, 4].

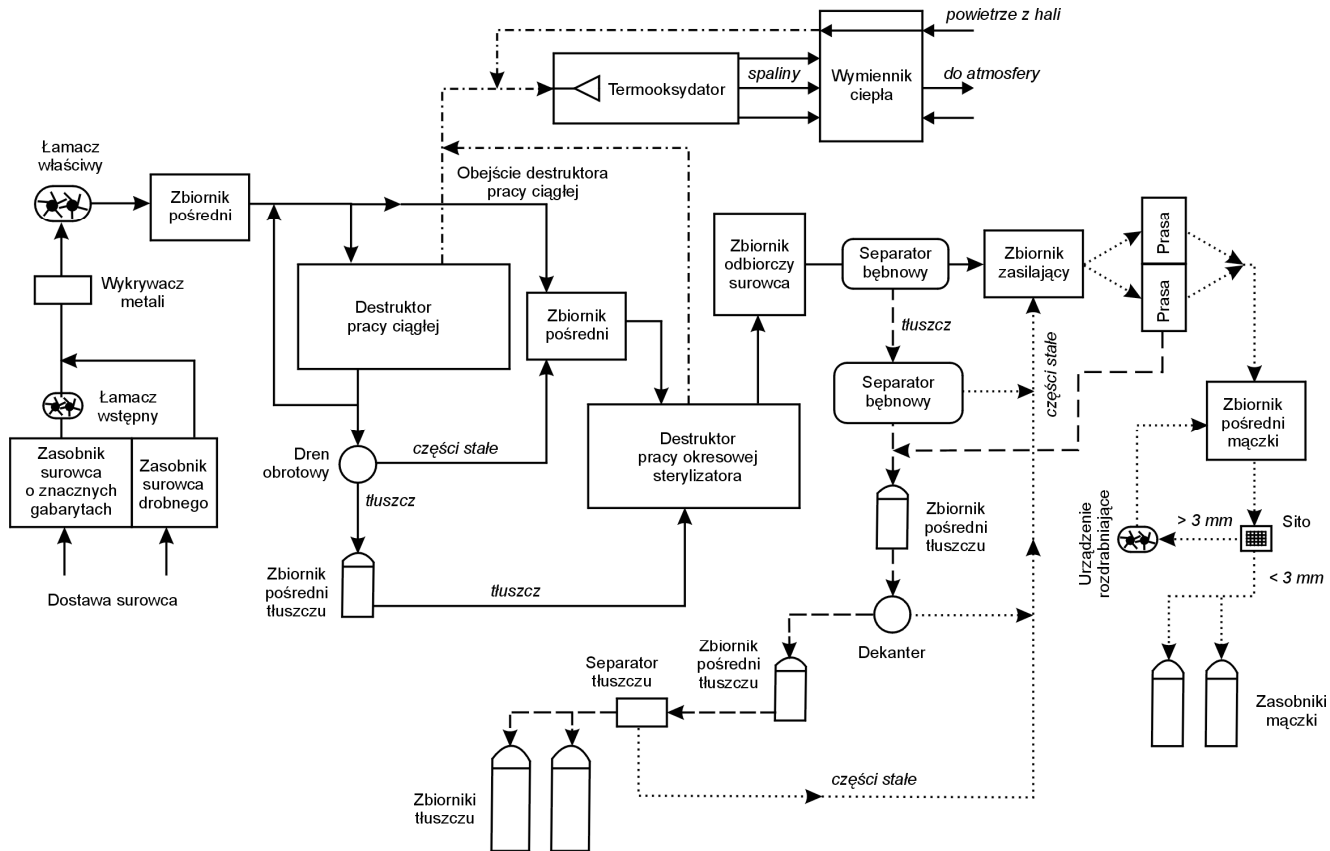
Zgodnie z powyższą technologią przedstawioną na rysunku 1, w sekcji tłuszczowej wydzielony zostaje tłuszcz zwierzęcy, który następnie służy jako paliwo do palnika komory termooksydacyjnej.

Tłuszcz ten bowiem ze względu na swoje pochodzenie (z materiałów odpadowych zagrażających zdrowiu i życiu ludzi oraz zwierząt), nie może być stosowany do produkcji pasz tj. nie może być stosowany w żywieniu trzody chlewnej, bydła oraz drobiu.

Tłuszcz ten charakteryzuje się dużą kalorycznością i dlatego wykorzystywany jest jako nośnik energii.

Oczywiście w wyniku procesu spalania tłuszczu, powstają spaliny będące mieszaniną różnych gazów. Spaliny te zawierają także części metali ciężkich odłożonych w tych tłuszczach. Nie jest więc obojętne dla środowiska, a w szczególności dla ochrony atmosfery czy ilość poszczególnych metali ciężkich zawartych w tłuszczach nie jest zbyt wysoka.

W związku z powyższym zostały przeprowadzone badania na określenie losowo wybranych metali ciężkich zawartych w tych tłuszczach i okazało się iż w dużej ilości występuje w nich cynk. Dlatego też problem zawartości cynku stanowi przede wszystkim podmiot niniejszej publikacji.



**Rys. 1.** Schemat technologiczny utylizacji odpadów wysokiego i szczególnego ryzyka [2]

**Fig. 1.** Technological diagram of utilization of waste of the high and special risk [2]

### **3. Badania własne**

Badania własne wykonano w laboratorium Katedry Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji Odpadów Politechniki Koszalińskiej. W pierwszym etapie badań wykonano analizę chemiczną tłuszczu na zawartość losowo wybranych metali ciężkich, były to:

- cynk,
- chrom,
- kadm,
- ołów.

Dla określenia wyżej wymienionych metali ciężkich pobrane zostały w różnych dniach losowo próbki tłuszczu w zakładzie EKOUTIL w Śmiłowie w dniach: 17 grudnia 2005 r. oraz 16 stycznia 2006 r. W każdej z tych próbek wykonano pięć niezależnych oznaczeń. Na podstawie uzyskanych wyników obliczono średnią arytmetyczną oraz odchylenie standardowe.

Badania wykonano w ten sposób, że dostarczone do laboratorium próbki tłuszczu o objętości około 0,5 dm<sup>3</sup> zhomogenizowano, a następnie przeprowadzono mineralizację w temperaturze 440°C w mineralizatorze firmy HACH w obecności stężonego kwasu siarkowego H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> o objętości 5 cm<sup>3</sup> oraz 30%-wego nadtlenu wodoru H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> o objętości 10 cm<sup>3</sup>. Do mineralizacji pobrano naważkę 0,3 g tłuszczu. Następnie mineralizat rozcieńczono wodą destylowaną do objętości 100 cm<sup>3</sup> i przeprowadzono badania na obecność wybranych metali ciężkich. Do oznaczeń użyto spektrofotometru DR/2010 firmy HACH. Wyniki badań ujęto w tabeli 1.

W drugim etapie badań mających związek bezpośredni z wynikami badań pierwszego etapu, przeprowadzono w dniu 12 stycznia 2006 r. oznaczenia zawartości wyżej wymienionych metali ciężkich, a dodatkowo glinu, fosforu oraz azotu ogólnego w typowej porcji obiadowej stołówki akademickiej Politechniki Koszalińskiej wobec tzw. suchej masy. Wszystkie oznaczenia zawartości metali ciężkich, fosforu oraz azotu ogólnego wykonano według metod zaproponowanych przez Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska, wobec gotowych odczynników firmy HACH.

Porcja obiadowa została w całości zhomogenizowana, a następnie pobrano z niej próbkę o masie ok. 9 g i poddano procesowi suszenia w temperaturze 105°C. Po wysuszeniu do stałej masy i zważeniu obliczono, że zawartość wody w porcji obiadowej wyniosła 80,89 %, a suchej masy 19,11 %.

**Tabela 1.** Zawartość metali ciężkich w odpadzie zwierzęcym typu tłuszcz z zakładu EKOUTIL w Śmiłowie

**Table 1.** Content of heavy metals in animal waste of the fat type from EKOUTIL Plant in Śmiłowo

Lp.	Data	Materiał	Wskaźnik	Jednostka	Wartość średnia oznaczenia	Odchylenie standardowe z 5 prób
1.	17 grudz. 2005	Tłuszcz jasnozielony	Kadm, Cd	µg/kg	*ns	-
			Ołów, Pb	µg/kg	*ns	-
			Chrom, Cr <sup>6+</sup>	mg/kg	*ns	-
			Cynk, Zn	mg/kg	400	100,0
2.	16 stycz. 2006	Tłuszcz jasnozielony	Kadm, Cd	µg/kg	*ns	-
			Ołów, Pb	µg/kg	*ns	-
			Chrom, Cr <sup>6+</sup>	mg/kg	*ns	-
			Cynk, Zn	mg/kg	700	70,71
3.	16 stycz. 2006	Tłuszcz ciemnozielony	Kadm, Cd	µg/kg	*ns	-
			Ołów, Pb	µg/kg	*ns	-
			Chrom, Cr <sup>6+</sup>	mg/kg	*ns	-
			Cynk, Zn	mg/kg	1067	40,83

\*ns – nie stwierdzono na poziomie wykrywalności spektrofotometru DR/2010 firmy HACH

W kolejnym trzecim etapie badań przeprowadzono mineralizację w identyczny sposób jak opisana wcześniej mineralizacja próbki tłuszczu. Do mineralizacji pobrano naważkę 0,5 g suchej masy porcji obiadowej. Wyniki badań oznaczeń zostały zawarte w tabeli 2.

Masy poszczególnych składników typowego posiłku obiadowego wybranego z menu stołówki akademickiej Politechniki Koszalińskiej są następujące:

- zupa ziemniaczana – 450,1 g,
- ziemniaki – 192,3 g,
- kotlet schabowy – 121,3 g,
- surówka z buraków – 130,0 g,
- surówka warzywna (konserwowa) – 85,7 g.

Na podstawie znanych mas przy pomocy programu komputerowego Alpha – Net Software, LK Avalon oszacowano wartości odżywcze tegoż posiłku, tj.: zawartość białka, tłuszczu, węglowodanów oraz jego wartość energetyczną. Uzyskane wyniki zestawiono w tabeli 3.

**Tabela 2.** Zestawienie wyników na obecność metali, fosforu i azotu ogólnego w porcji obiadowej

**Table 2.** Breakdown of content of metals, phosphorus and total nitrogen in the dinner portion

Wskaźnik	Jednostka	Wynik
Kadm, <i>Cd</i>	µg/kg	*ns
Ołów, <i>Pb</i>	µg/kg	*ns
Chrom, <i>Cr</i> <sup>6+</sup>	mg/kg	*ns
Glin, <i>Al</i> <sup>3+</sup>	mg/kg	*ns
Cynk, <i>Zn</i>	mg/kg	15
Fosfor, <i>P</i>	mg/kg	547,5
Azot ogólny	mg/kg	39 600

\* ns – nie stwierdzono na poziomie wykrywalności spektrofotometru DR/2010 firmy HACH

**Tabela 3.** Teoretyczna zawartość składników pokarmowych i wartości energetycznej w badanej porcji obiadowej

**Table 3.** Theoretical content of nutritional elements and energy value in the examined dinner portion

Składnik pokarmowy	Białko [g]	Tłuszcz [g]	Węglowodany [g]	Wartość energetyczna [kcal]
Zupa ziemniaczana	6,3	5,0	29,7	175,5
Kotlet schabowy	23,0	29,2	19,3	425,6
Ziemniaki z tłuszczem	3,8	6,0	36,0	203,9
Surówka z ogórków	2,0	4,3	13,4	89,7
Salatka z buraków	0,9	1,5	3,1	27,4

Wreszcie w ostatnim czwartym etapie badań przeprowadzono mineralizację w identyczny sposób jak wcześniej opisano dla tłuszczu i porcji obiadowej - ale wyłącznie dla naważki suchej masy kotleta schabowego z tej porcji obiadowej - wykonując już tylko analizę chemiczną na zawartość cynku. Wyniki analizy wykazano w tabeli 4.

**Tabela 4.** Zawartość cynku w kotlecie schabowym

**Table 4.** Content of zinc in the pork cutlet

Składnik pokarmowy	Nr próby	Zawartość cynku [mg/kg]	Wartość średniej arytmetycznej [mg/kg]
Kotlet schabowy	1	20	25
	2	30	

#### 4. Opis i analiza wyników

Analiza wyników badań próbek tłuszczu pobranych w zakładzie EKO-UTIL w Śmiłowie wskazuje, że w jednym jedynym przypadku został wykryty nadmiar ilości metalu ciężkiego jakim jest cynk. Zależnie od daty poboru próby, a także od oceny organoleptycznej tłuszczu (od odcienia jasnozielonego do ciemnozielonego) zawartość cynku waha się od 400 mg/kg (tłuszcz jasnozielony) do 1067 mg/kg (tłuszcz ciemnozielony).

Zachodziło więc pytanie, skąd tak znaczne ilości cynku pojawiają się w odpadach zwierzęcych, a tu w wydzielonym produkcie odpadu zwierzęcego jakim jest tłuszcz.

Właśnie dlatego postanowiono zbadać zawartość tych samych metali ciężkich, a także przy okazji zawartość glinu, fosforu oraz azotu ogólnego dla typowego obiadu w stołówce akademickiej Politechniki Koszalińskiej.

Analiza zawartości tych samych metali ciężkich w badanym posiłku wykazała, że podobnie jak w odpadowym tłuszczu zwierzęcym przy danym poziomie oznaczalności nie wykryto zawartości kadmu, ołowiu, chromu oraz glinu z wyjątkiem właśnie cynku, którego zawartość mieściła się w graniach 15 mg/kg.

Celem ustalenia w jakim składniku pokarmowym ewentualnie dominuje cynk, wykonano dodatkowe badania na określenie zawartości cynku w mięsie – tu w kotlecie schabowym. Wyniki badań przedstawione w tabeli 4 wykazują, że zawartość cynku w kotlecie schabowym waha się w granicach 20÷30 mg/kg, czyli przeciętnie ok. 25 mg/kg, a więc jest nieco większa niż przeciętna zawartość cynku w całej porcji obiadowej wynosząca ok. 15 mg/kg. (tablica 2). Jest to więc informacja wynikająca z tych badań rozpoznawczych, że cynk jest powszechnie obecny w naszych posiłkach niezależnie od tego czy są to dania mięsne czy też dania roślinne, a jego zawartość mimo, że waha się w określonych, na przykład wynikających z tych badań granicach – jest jednak zawsze wyraźna, znacząca i analitycznie uchwytana.

Obecnie obowiązujące przepisy polskie ograniczają zawartość cynku jedynie w sokach i nektarach, w których dopuszcza się nie więcej niż  $5 \text{ mg Zn/dm}^3$  (Dz. U. 2003). Komitet ekspertów FAO/WHO zaleca natomiast aby PTWI tego metalu nie przekraczało  $7000 \text{ } \mu\text{g/kg}$  ( $= 7 \text{ mg/kg}$ ) masy ciała (WHO 1989) [6].

Zawartość cynku praktycznie w ilości do  $50 \text{ mg/kg}$  według jednych źródeł, a według innych aż nawet do  $420 \text{ mg/kg}$  jest dopuszczalna [7], to jednak może świadczyć o tym, że cynk w pewnym określonym cyklu zamkniętym pokarmu pojawia się w organizmach bydła (tu frakcji tłuszczowej), która o ile jest traktowana jako odpad i likwidowana oraz neutralizowana termicznie powoduje jednak przesyłanie do atmosfery jonów tego metalu ciężkiego. Oczywiście o ile instalacja spalarni posiada stosowny system usuwania gazów i metali ciężkich (tzw. dwustopniowe skrubery z ingerencją NaOH na pierwszym stopniu oraz  $\text{Ca(OH)}_2$  na drugim stopniu) to zagrożenie atmosfery zmniejsza się, aczkolwiek nigdy skuteczność usuwania zanieczyszczeń nie jest 100%.

Dlatego też zwrócenie uwagi na problem cynku wydają się być ważne.

Analiza jakości składników pokarmowych wskazuje na to, że można przyjąć, iż danie obiadowe jest typowe i może stanowić w takim odniesieniu bazę do rozważań dotyczących migracji metali ciężkich – tu, w tym przypadku cynku. Ważnym czynnikiem jest to, iż obiad jako zestaw dań scharakteryzowanych wynikami zawartymi w tabeli 3 nie jest obiadem pojedynczej rodziny, lecz jest to próbka pożywienia typowa dla populacji rzędu około 2000 osób.

Analizując problem szerzej rozumianego obiegu metali ciężkich tu na przykładzie cynku można zauważyć, że odpady z tego typu jadalni jak studencka stołówka, którymi są resztki żywności, a więc odpady typu BIO są obecnie w zakładach utylizacji odpadów wydzielane i przeznaczone do procesu kompostowania.

Powstały w wyniku tego kompost, wprowadza się do gleby, co powoduje uwolnienie się w pierwszej kolejności jak podaje Rosik-Dulewska [8] chromu, ołowiu, miedzi i właśnie cynku.

Analiza wyników tych badań wskazuje, że zawartość cynku w kompoście waha się w bardzo szerokich granicach od ułamka  $\text{mg/kg}$  suchej masy, aż do wartości w granicach  $1530 \text{ mg/kg}$  suchej masy. Jest to więc przedział zawartości cynku w kompostach, w którym porównawczo mieści się także zawartość cynku zarówno w tłuszczu z EKOUTIL w Śmiłowie, jak i też w posiłkach typowych jakimi są obiady w stołówce studenckiej.

Łatwo więc zauważyć, że cynk krąży w określonym obiegu w przyrodzie pomiędzy ludźmi, zwierzętami i roślinami w granicach zawartości  $\text{mg/kg}$  suchej masy jak to wyżej podano.



**Tabela 5.** Wyniki analizy jakościowej metali ciężkich w kompostach z 4-ch sezonów 1994 r. (wg biotechnologii MUT – Dano) [8]

**Table 5.** Results of qualitative analysis of heavy metals in compost from 4 seasons of 1994 (according to MUT biotechnology – Dano) [8]

Pierwiastek	Wiosna					Lato				
	Frakcja [mg/kg s.m]					Frakcja [mg/kg s.m]				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Cd	3,2	2,0	7,0	1,0	3,5	0,8	1,0	8,6	2,1	3,1
Cr	19,2	2,0	22,5	0,5	33,0	33,8	23,4	51,1	18,9	33,8
Cu	2,7	2,5	125,0	84,5	86,5	0,8	1,6	118,6	209,9	65,2
Ni	6,7	6,5	23,5	5,5	38,5	3,1	6,3	18,3	16,5	25,9
Pb	15,7	8,0	338,0	124,5	123,9	7,1	13,0	597,5	456,0	283,0
Zn	1,2	2,0	1250	87,0	425,0	3,1	1,6	556,0	395,4	558,5

Pierwiastek	Wiosna					Lato				
	Frakcja [mg/kg s.m]					Frakcja [mg/kg s.m]				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Cd	0,7	0,7	6,3	0,7	2,1	3,0	1,5	13,0	2,0	3,0
Cr	21,1	22,5	36,5	17,6	47,7	13,7	0,5	22,5	2,5	34,0
Cu	0,7	2,1	106,7	237,4	96,9	2,2	2,2	1240	1010	770,0
Ni	0,7	6,3	21,1	10,5	40,0	5,7	5,2	27,0	9,0	47,5
Pb	0,7	2,1	522,5	376,4	251,4	13,7	10,2	363,5	153,0	111,5
Zn	2,1	0,7	502,1	344,1	358,1	1,7	1,0	1530	160,0	310,0

## 5. Wnioski

Z przeprowadzonych badań można przedstawić dwa ogólne wnioski, a mianowicie:

1. Zawartość Zn w produktach pokarmowych odniesionych zarówno do pożywienia jak i odpadu, na przykład tłuszczu zwierzęcego jest relatywnie bardzo duża w porównaniu do zawartości innych metali ciężkich.
2. Zawartość Zn w badanych materiałach waha się w szerokich granicach od 15 mg/kg w porcji obiadowej, do około 1067 mg/kg suchej masy w zwierzęcym tłuszczu odpadowym – co porównawczo mieści się w przedziale udziału tegoż metalu w kompoście stanowiącego materiał do produkcji roślinnej (nawóz).

## Literatura

1. **Kozakiewicz H.:** *Etapowy raport doradcy do spraw gospodarki odpadami zwierzęcymi w województwie zachodniopomorskim Etap 1.* ENERTEC – PROJEKT Sp. z o.o. Warszawa.

2. **Oelke A.:** *Ocena studialna projektowanego Zakładu Utylizacji odpadów szczególnego i wysokiego ryzyka – Zakład Rolniczo-Przemysłowy FARMUTIL HS w Śmiłowie*. Praca dyplomowa magisterska Katedra Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji Odpadów. Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, promotor prof. dr hab. inż. Tadeusz Piecuch, Politechnika Koszalińska, Koszalin 2005.
3. **Piecuch T.:** *Opinia wstępna dotycząca możliwości termicznego unieszkodliwiania odpadów zwierzęcych przez zastosowanie urządzeń typu Fire box w ZUO i ZP w Nowym Dworze BZ 501. 01/07*. Politechnika Koszalińska, Koszalin 2004.
4. **Piecuch T.:** *Zarys metod termicznej utylizacji odpadów*. Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 2006.
5. **Piecuch T., Dąbek L., Juraszka B.:** *Spalanie i piroliza odpadów oraz ochrona powietrza przed szkodliwymi składnikami spalin*. Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 2002.
6. **Protasowicki M.:** *Heavy Metals. in: Toxins in Ford* (ed. Dąbrowski W., Sikorski E.Z.), CRC Press. Boca Roca – London – New York, 2005. 237÷249.
7. **Rejmer P.:** *Podstawy ekotoksykologii*. Wydawnictwo Ekoinżynieria, Lublin 1999.
8. **Rosik-Dulewska Cz.:** *Podstawy gospodarki odpadami* Wydawnictwo Ekoinżynieria, Lublin 1999.

## **Analysis of Selected Elements in Animal Waste and in the Food, with Paying Special Attention to Zinc**

### **Abstract**

The paper presents results of chemical analysis of fat on content of randomly selected heavy metals: zinc, chromium, cadmium and lead. Samples of fat were taken randomly in different days in the EKOUTIL factory in Śmiłowo.

One of very difficult problems waiting for good technical and economical and organizational solution is issue of utilization of waste of animal origin including poultry and fish.

Therefore attempts of construction of the comprehensive plant for animal waste processing are being taken for example in scale of the zachodniopomorskie province [1, 3]. However in the former Piła province at present wielkopolska province at a cost of huge resources, plant for utilization of the special and high risk EKOUTIL was built in Śmiłowo near Piła.

The EKOUTIL plant was built by Spanish company TREMESA Rendering for utilization of waste of the high and special risk, that is for worst animal waste. Twenty-four hour productivity of this plant at established 20 working hours, is about 200 tons, for the processing of so-called animal by-products and dead cattle.

It is possible to divide the technological line of the plant into sections in which individual processes of waste utilization take place:

- section of the raw material (containers, voluted conveyors, crackers, metal detectors),
- section of the destructor working continuously (concerns permanent heating and drying excluding feather and blood),
- section of periodic heat boiler and sterilizer of continuous work (containers for storing fat together with agitator, indirect container, pumps, voluted conveyors),
- section of the condensation of steam (cyclones – for the destructor of the continuous work and the periodic destructor, so-called sterilizer),
- section of the press (fat presses of the continuous work, feeding containers, conveyors),
- fat section (type fat separator, fat pump, fat containers, voluted conveyors),
- flour section (grinding devices, voluted conveyors, containers, air fans, cyclones),
- system of heat recovery of SARC type (pressure container, pumps, fans),
- section of the electric panel (automatic system for the service and the control of entire technology),
- section of thermooxidator – OXIDOR system (burning device – rotary burner of bowl type, oxidation chamber, heat exchangers and dryers chamber, fans, etc.).

The visual operating outline of this technology which is working at the EKOUTIL plant is presented in figure 1 [2, 4].

The second stage of research consisted in determination of mentioned heavy metals and additionally aluminium, phosphorus and total nitrogen in the typical dinner portion from canteen in Koszalin Technical University.

Analysing the problem of understood more widely circulation of heavy metals on the example of zinc, it is possible to notice, that waste from canteens such as student canteen, which are remains of the food, that is waste of the BIO type are at present in the waste processing plants selected and assigned to the process of composting.

Obtained compost is applied into the soil, what causes releasing firstly, after Rosik-Dulewska [8], of chromium, lead, copper and zinc.

So it is easy to notice that zinc is circulating in the determined circulation in the environment between people, animals and plants, in the range of the mg/kg of dry mass as it was mentioned before.

It is possible to present two general conclusions from examinations carried out, that is:

- Zn content in nutritional products taken back both to food as well as waste, for example animal fats is relatively very big in comparison to the content of other heavy metals.
- Zn content in studied materials is fluctuating in wide borders from 15 mg/kg in the dinner portion, to the about 1067 mg/kg in animal waste fat – which comparatively is located in a compartment of the content of this metal in compost which is used for plant production (fertilizer).

# Modelowanie rozdziału flotokonzentratu węgla kamiennego na bazie parametrów filtracyjnych

*Michał Palica, Jacek Kocurek, Sylwia Szymczyk  
Politechnika Śląska, Gliwice*

## 1. Wstęp

Racjonalizacja odwadniania w zakładach przeróbczych węgla kamiennego przyczynia się do obniżenia kosztów tej operacji. Odwodnienie prowadzi się zwykle przy użyciu filtrów próżniowych, ze względu jednak na wymagania odbiorców osad pofiltracyjny dosusza się w suszarniach bębnowych obrotowych, przy czym proces suszenia prowadzony z użyciem gazów spalinowych wiąże się z emisją zanieczyszczeń gazowych (w tym gazów cieplarnianych) i pyłów. Z tego też tytułu na zakłady przeróbcze, w których znajdują się węzły suszenia, nakładane są ograniczenia emisji wynikające z obowiązujących przepisów dotyczących ochrony środowiska. Drugim argumentem skłaniającym do ograniczenia tego węzła jest jego duża energo-, a co za tym idzie także kosztochłonność. Dlatego atrakcyjne wydają się takie zamierzenia, które pozwalają możliwie głęboko odvodnić osad mechanicznie. Są one niestety często związane z wysokimi kosztami inwestycyjnymi (np. w przypadku zastąpienia filtrów próżniowych przez filtry ciśnieniowe, wirówki filtracyjne czy dekantery wirowe). Dlatego w każdym wypadku wskazana jest analiza czy nawet optymalizacja techniczno-ekonomiczna proponowanego rozwiązania, a uzasadnienia takiego poglądu znajduje się w [1]. Zależnie od zakładu przeróbczego ilości odwadnianych flotokonzentratów mogą sięgać kilku tysięcy Mg/dobę, stąd nawet niewielkie obniżenie wilgotności osadów może skutkować znacznymi oszczędnościami w zużyciu paliwa czy energii. Jak podano w [2] wśród licznych wskaźników wpływających na ocenę poprawności rozwiązania węzła odwodnienia jako główne kryterium przyjmuje się końcową wilgotność produktu pofiltracyjnego, co wynika z przesłanek ekonomicznych i ekologicznych. Na wil-

gotność osadów wpływają nie tylko rodzaj urządzenia separującego i parametry procesowe, przy jakich prowadzi się ruch, ale też uziarnienie, a nawet, jak podano w przypisku Redakcji do artykułu [3], stopień uwęglenia flotokonzentratu. Stąd można oczekiwać, że dla takich samych parametrów procesowych, ale dla flotokonzentratów pochodzących z różnych kopalń czy nawet pokładów z tej samej kopalni, wilgotności produktów po odwodnieniu będą się znacząco różnić. Na  $w_k$  może wpływać ponadto użycie flokulantów, sposób przygotowania flotokonzentratu, np. przez dodanie środków spieniających, a po flotacji redukujących pianę, czas stabilizacji (do podania na filtry) itp. Zatem wiarygodne dane dotyczące  $w_k$  osadów uzyskiwanych po odwadnianiu zawiesin mogą pochodzić jedynie z badań doświadczalnych dla każdego rodzaju separacji fazowej danej zawiesiny, przy czym można oczekiwać, że periodyczna filtracja wirowa pozwoli na znacznie głębsze odwodnienie, niż próżniowa czy ciśnieniowa. Taką tezę dla mułowych produktów węglowych udowodniono m.in. w [4-10], a badania odnosiły się do wybranych osadów (w tym flotokonzentratów) pochodzący m.in. z takich kopalń jak: „Śląsk”, „Chwałowice”, „Jankowice”, „Szczygłowice”, „1-go Maja” czy „Sońnica”. Nadawo te odwadniano w skali laboratoryjnej poprzez filtracje próżniową, ciśnieniową i wirową stwierdzając dla wszystkich, że dobrze opisuje proces tzw. model filtracji osadowej z tworzeniem osadu ściśliwego [11]. Dopiero jednak w ostatnich pracach własnych ([9], [10]) dla flotokonzentratu pochodzącego z jednej z kopalń rudzkiej spółki węglowej wykorzystany został model zaproponowany przez Sørensen i wsp. [12], rozwinięty w pracy [13], który pozwala opisać proces odwodnienia na drodze filtracji, obejmujący zarówno właściwą filtrację jak i kompresję tworzonego osadu.

Celem niniejszej pracy jest przedstawienie przydatności modelu zamieszczonego w [14] do opisu odwodnienia flotokonzentratu węgla kamiennego pochodzącego z jednej z kopalń rybnickiej spółki węglowej i analiza głębokości odwodnienia podczas filtracji ciśnieniowej. Dane z modelowania mogą też posłużyć do porównania przebiegu procesu filtracji ciśnieniowej flotokonzentratów pochodzących z dwóch różnych spółek węglowych (rudzkiej i rybnickiej), dla których dysponowano odpowiednimi parametrami filtracyjnymi.

## 2. Parametry filtracyjne wyznaczone doświadczalnie

Jak podano w [14] odwadnianie zawiesin na drodze filtracji z tworzeniem osadu ściśliwego (tzw. filtracji osadowej) opisują równania różniczkowe na opór przepływu przez złożę porowate oraz równanie ciągłości. Warunki brzegowe dane są równaniem przepływu przez porowatą przegrodę oraz bilansu cieczy przechodzącej z zawiesiny o przestrzeni swobodnej  $e_z$  do osadu o prze-

strzeni swobodnej  $e_0$ . Właściwości osadu opisują równania na zależność oporu właściwego osadu  $\alpha$  oraz porowatości osadu  $\varepsilon$  od ciśnienia [12].

Celem modelowania jest wyznaczenie profili przestrzeni swobodnej  $e$  i prędkości przepływu cieczy względem ciała stałego  $v$  w osadzie w funkcji odległości od przegrody i czasu procesu [13]. Dane te wystarczają do wyliczenia ilości filtratu  $V_f$  otrzymanego przy danym ciśnieniu procesowym  $\Delta P$  w określonym czasie  $\tau$  zarówno w czasie właściwej filtracji, jak i następującej po niej mechanicznej kompresji osadu. Model, opisany szczegółowo m.in. w [13], bazuje na równaniu Darcy'ego szybkości  $v$  przepływu przez złożę porowate:

$$v = \frac{1}{\alpha\eta} \frac{dP}{dx} \quad (1)$$

oraz równaniu ciągłości:

$$\frac{\partial e}{\partial \tau} = \frac{\partial v}{\partial \omega} \quad (2)$$

Przestrzeń swobodną  $e$  i porowatość  $\varepsilon$  wiąże zależność:

$$e = \frac{\varepsilon}{1 - \varepsilon} \quad (3)$$

zaś  $\omega$ , to współrzędna materiałowa, określająca położenie ciała stałego w filtrze na podstawie objętości ciała stałego znajdującego się między rozpatrywanym elementem a przegrodą, odniesionej do powierzchni przegrody:

$$\omega = \frac{V_{st}}{F} \quad (4)$$

Wspomniane równania na zależność oporu osadu i porowatości osadu od ciśnienia zaproponowali Tiller i Leu [15]:

$$\alpha = \alpha_0 \left( 1 + \frac{P_{kt}}{P_a} \right)^s \quad (5)$$

$$(1 - \varepsilon) = (1 - \varepsilon_0) \left( 1 + \frac{P_{kt}}{P_a} \right)^\beta = \frac{1}{1 + e} \quad (6)$$

Aby użyć ich do rozwiązywania wspomnianego układu równań należy określić doświadczalnie ich parametry: współczynnik ściśliwości osadu  $s$ , porowatość graniczną  $\varepsilon_0$  i współczynnik podatności porowatości osadu na ciśnienie

nie  $\beta$ . W pracach [9] i [10] zaprezentowano dla osadu po filtracji flotokonzentratu z rudzkiej spółki węglowej m.in. wykres  $\varepsilon = f(\Delta P)$ , na podstawie którego można wyznaczyć  $\varepsilon_0$  i  $\beta$ , natomiast w pracach tych nie ma doświadczalnie uzyskanego wykresu zależności (5), pozwalającego wyznaczyć  $s$  wg Tillera i Leu. Podobnie w pracach [9] i [10] nie przedstawiono rezultatów modelowania odwodnienia flotokonzentratu z rudzkiej spółki węglowej w postaci przykładowych wykresów funkcji:

$$e = e(\omega, \tau) \quad (7)$$

$$v = v(\omega, \tau) \quad (8)$$

a jedynie w [10] ostateczny wykres uzyskany z modelowania:

$$\frac{V_f}{F} = f(\tau) \text{ dla } \Delta P = \text{idem} \quad (9)$$

obejmujący strefę filtracji i kompresji osadu, na którym naniesiono dane doświadczalne zależności (9) w postaci punktów oraz wyniki modelowania jako linie ciągłe.

Parametrami, które uzyskuje się z odpowiednich badań i testów są:

- udział masowy ciała stałego w zawieszinie i filtracie  $u_z$  i  $u_f$
- udział masowy cieczy w osadzie (wilgotność osadu)  $w_k$
- gęstość ciała stałego, zawiesziny i filtratu  $\rho_{st}$ ,  $\rho_z$ ,  $\rho_f$
- dynamiczny współczynnik lepkości filtratu  $\eta$
- objętość filtratu i ciała stałego  $V_f$ ,  $V_{st}$

Na podstawie tych parametrów można wyznaczyć dla danego  $\Delta P$  m.in. opór właściwy osadu  $\alpha$ , graniczny opór osadu  $a_0$ , współczynnik ściśliwości osadu  $s$ , opór przegrody  $R_p$ , porowatość osadu  $\varepsilon$ , porowatość graniczną osadu  $\varepsilon_0$ , współczynnik podatności osadu na ciśnienie  $\beta$ , a więc wielkości wykorzystywane do modelowania filtracji.

Punktem wyjściowym w badaniach jest przeprowadzenie testów filtracyjnych dla różnych ciśnień, na podstawie których można wyznaczyć stałe klasycznego liniowego równania filtracji przy stałym  $\Delta P$ :

$$\frac{\tau}{V_f / F} = K \frac{V_f}{F} + C \quad (10)$$

gdzie:

$$K = \frac{\alpha \eta c_A}{2 \Delta P} \quad (11)$$

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

(uwaga: równanie (10) stanowi przekształconą postać spotykanego we wcześniejszych pracach własnych równania:  $\frac{V_f}{F} = K_1 \frac{\tau}{V_f / F} + C_1$ ).

Procedura numerycznego rozwiązania modelu filtracji i kompresji osadu opartego na wyżej wymienionych równaniach różniczkowych i opisujących właściwości osadu szczegółowo zaprezentowano m.in. w pracy [13]. Wynikiem działania procedur numerycznych są zbiory zawierające wartości przestrzeni swobodnej  $e$  i względnej prędkości cieczy  $v$  dla kolejnych kroków czasu i przestrzeni. Ze względu na to, że tzw. klasyczna teoria filtracji traktuje placek w sposób uśredniony, otrzymane w oparciu o równania (10)-(12) parametry filtracyjne mogą stanowić jedynie punkt startowy do modelowania. Ścisłe wartości  $\alpha_0$  oraz  $s$  wyznacza się estymując modelem dane doświadczalne otrzymane dla dwóch możliwie różnych ciśnień procesowych.

Warto w tym miejscu wspomnieć, że metody laboratoryjne wyznaczania parametrów filtracyjnych są proste, tanie i relatywnie dokładne (np. piknometryczne wyznaczanie gęstości, wagowe wyznaczanie wilgotności itp.), podobnie proste są testy filtracji ciśnieniowej prowadzone zgodnie ze sposobem podanym w [16] na urządzeniu opisanym w [17].

### 3. Zakres badań

Zasadniczo przewidziano testy filtracyjne zawiesiny poflotacyjnej pochodzącej z jednej z kopalń rybnickiej spółki węglowej w zakresie  $\Delta P = 0,12-1,61\text{MPa}$  oraz niezbędne do wyznaczenia parametrów filtracyjnych badania pomocnicze. Celem lepszego zrozumienia mechanizmu odwodnienia wykonano również pewne badania dodatkowe, w tym analizy ziarnowe, zdjęcia mikroskopowe i testy sedymentacyjne. Ponieważ próbkę do badań (dostawa I) pobrano w sposób losowy (autorzy nie mieli wpływu na miejsce, sposób i czas pobrania próbki do pojemnika) zdecydowano się sprawdzić rezultaty analizy ziarnowej dla innej próbki z tej samej kopalni. Okazało się, że nowa próbka różniła się znacząco składem ziarnowym od pierwszej stąd powtórzono cały zakres badań dla próbki drugiej (dostawa II). Dodatkową trudnością okazała się zmiana własności filtracyjnych wskutek ich deponowania, co wykazano w [18]. W związku z tym starano się przeprowadzić testy filtracyjne w możliwie krótkim czasie. Jako ilustrację przedstawiono tabelę 1, sporządzoną podobnie jak w [10].

Dostawa I świeża charakteryzowała się rozkładem dwumodalnym i zawierała znaczącą ilość ziaren drobnych (52,77% obj. < 5 $\mu\text{m}$ ). Dostawa I deponowana miała znacznie mniej drobnych ziaren (15,8% obj. < 5 $\mu\text{m}$ ) a rozkład



zirnowy miał kształt zbliżony do rozkładu normalnego. Dostawa II zawierała jedynie 9,8% obj. ziaren  $<5\mu\text{m}$ , a występowały w tej zawiesinie również ziarna do  $1000\mu\text{m}$ . Dane te w świetle [18] wskazują na możliwość innego przebiegu filtracji ciśnieniowej.

**Tabela 1.** Parametry zawiesin flotokonzentratów uzyskane na podstawie analizy ziarnowej

**Table 1.** Parameters of flotation concentrates obtained on the base of particle size distribution analysis

Wielkość Rodzaj flotokonzentratu	$d_{\text{arytm}}$ $\mu\text{m}$	$d_{\text{geom}}$ $\mu\text{m}$	$d_{\text{harm}}$ $\mu\text{m}$	mediana $\mu\text{m}$	powierzchnia właściwa $\text{m}^2/\text{cm}^3$
Dostawa I świeża	8,112	3,563	1,500	2,187	1,00
Dostawa I depono- wana przez okres 1 miesiąca	16,461	12,228	6,219	16,137	0,96
Dostawa II świeża	73,991	34,703	8,004	31,745	0,75

Wg informacji służb technologicznych zawiesiny flotokonzentratu po flotacji zawierają ok.  $330 \text{ kg/m}^3$  ciała stałego (o zawartości 7,8%) popiołu i kierowane są po flotacji na próżniowe filtry tarczowe FTB-6. Przed flotacją do zawiesiny dodaje się sól jako środek spieniający (w ilości do 5%), natomiast do „zbijania piany” służy olej napędowy. Dodatki te powodują duże utrudnienia w opisie procesu odwodnienia, jako że zamiast układu dwufazowego (ciało stałe-ciecz) mogą występować dodatkowe fazy (powietrze, olej), podczas gdy opis filtracji zakłada istnienie tylko dwóch faz. Obecność rozpuszczonych w filtracie soli wymaga ich uwzględnienia podczas obliczania zawartości ciała stałego w zawiesinie czy osadzie filtracyjnym za pomocą metod wagowych (z suszeniem próbek). W związku z tym w danych pomiarowych zamieszczono wilgotność osadów wraz zawartą w nich solą  $w_k^*$  oraz skorygowaną o sole rozpuszczone w fazie ciekłej  $w_k$ . Związek między tymi wielkościami ma postać:

$$w_k = \frac{w_k^*}{1 - u_s} \quad (13)$$

Natomiast dla zawiesiny, w której wyznacza się zawartość ciała stałego wprowadzono w [19]:

$$u_z = \frac{u_z^* - u_s}{1 - u_s} \quad (14)$$

gdzie:

- $u_z^*$  – całkowity udział masowy ciała stałego otrzymany na drodze suszenia próbki zawiesiny (ciało stałe zawieszone i rozpuszczone)
- $u_s$  – udział masowy ciała stałego w klarownym filtracie (rozpuszczonych soli).

Przeliczenia  $w_k^*$  na  $w_k$  i  $u_z^*$  na  $u_z$  wymagają znajomości udziału masowego soli w filtracie dla danej dostawy. Przyjęto tę wartość jako niezmienną i wyznaczono dla pierwszej dostawy  $u_s = 0,0370$ , dla drugiej  $u_s = 0,0487$ .

W programie badań przewidziano również testy filtracyjne tkanin. Polegały one na wyznaczeniu stałej  $C$  równania filtracji (10), wizualnej ocenie mętności filtratu oraz łatwości zdejmowania placka z przegrody. Testy takie przeprowadzono dla 6 rodzajów przegród bez bibuły i tych samych z dodatkiem bibuły filtracyjnej (głównie tkanin typu ET i PT). Stwierdzono, że klarowny filtrat przy relatywnie niskich wartościach  $C$  (a więc małych oporach przepływu) uzyskuje się stosując tkaninę PT-911 i ET-2081. W badaniach zasadniczych zdecydowano się wykorzystać tkaninę PT-911, gdyż dodatkowym argumentem przemawiającym na jej korzyść było stosowanie jej w filtrach próżniowych tarczowych stosowanych w kopalni, w procesie odwadniania flotokonzentratu. Wszystkie testy tkanin prowadzono dla  $\Delta P \cong 0,7 - 0,8$  MPa, a wyniki tych testów zaczerpnięto z [19].

#### 4. Rezultaty badań i modelowanie

Wyniki badań filtracyjnych zebrano w tabelach 2 i 3, przy czym stałą  $K$  przeliczono na zmodyfikowaną stałą  $K'$  pozwalającą skompensować niewielkie różnice w koncentracji rozdzielanej zawiesiny:

$$K' = \frac{K}{u_z \rho_z} \quad (15)$$

Na podstawie zbioru zawierającego wartości  $K'$  dla różnych  $\Delta P$  sporządzono rys. 1, wyznaczając dla obydwu dostaw wartości  $s$  wykorzystując w równaniu (11) tzw. równanie Sperry'ego:

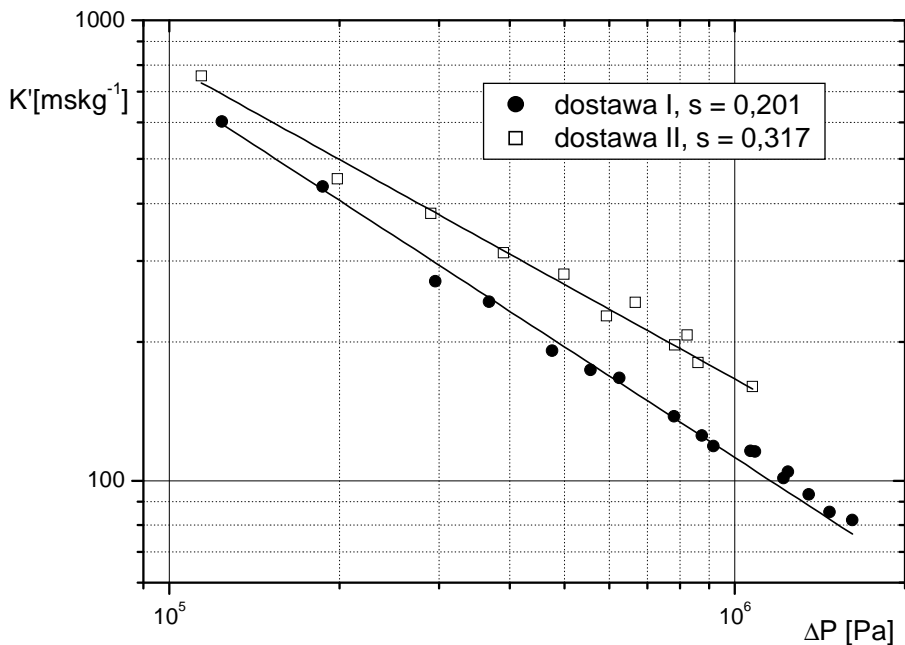
$$\alpha = \alpha_0 \Delta P^s \quad (16)$$

**Tabela 2.** Parametry filtracyjne zawiesiny flotokonzentratu z dostawy I**Table 2.** Filtration parameters of flotation concentrate, I delivery

Lp.	Ciśnienie filtracji $\Delta P$ [MPa]	Wilg. końcowa osadu bez uwzgl. soli rozp. $w_k^*$ [kg/kg]	Wilg. końcowa osadu z uwzgl. soli rozp. $w_k$ [kg/kg]	Grubość placzka filtracyjnego [m]	Stała filtracji $K \cdot 10^{-4}$ [s/m <sup>2</sup> ]	Stała filtracji zmodyf. $K'$ [ms/kg]	Stała filtracji $C \cdot 10^{-3}$ [s/m]
1	0,1239	0,2838	0,2948	0,0407	20,99	602,9	4,604
2	0,1867	0,2785	0,2892	0,0395	15,17	435,6	3,073
3	0,2954	0,2630	0,2731	0,0390	9,438	271,1	2,833
4	0,3677	0,2597	0,2697	0,0381	8,514	244,6	1,721
5	0,4755	0,2578	0,2677	0,0380	6,661	191,3	1,672
6	0,5561	0,2532	0,2629	0,0372	6,053	173,9	1,045
7	0,6245	0,2492	0,2588	0,0362	5,820	167,2	0,7906
8	0,7812	0,2486	0,2582	0,0358	4,805	138,0	0,8553
9	0,8748	0,2472	0,2567	0,0354	4,355	125,1	0,7468
10	0,9175	0,2438	0,2532	0,0353	4,134	118,8	0,4935
11	1,0652	0,2436	0,2530	0,0351	4,039	116,0	0,7233
12	1,0859	0,2373	0,2464	0,0350	4,024	115,6	0,8604
13	1,2187	0,2367	0,2458	0,0347	3,523	101,2	0,7630
14	1,2427	0,2353	0,2444	0,0342	3,635	104,4	0,8739
15	1,3524	0,2352	0,2443	0,0322	3,246	93,26	0,9246
16	1,4706	0,2316	0,2405	0,0311	2,974	85,44	0,7946
17	1,6128	0,2305	0,2394	0,0300	2,856	82,04	0,7448

**Tabela 3.** Parametry filtracyjne zawiesiny flotokonzentratu z dostawy II**Table 3.** Filtration parameters of flotation concentrate, II delivery

Lp.	Ciśnienie filtracji $\Delta P$ [MPa]	Wilg. końcowa osadu bez uwzgl. soli rozp. $w_k^*$ [kg/kg]	Wilg. końcowa osadu z uwzgl. soli rozp. $w_k$ [kg/kg]	Grubość placzka filtracyjnego [m]	Stała filtracji $K \cdot 10^{-3}$ [s/m <sup>2</sup> ]	Stała filtracji zmodyf. $K'$ [ms/kg]	Stała filtracji $C$ [s/m]
1	0,1140	0,3147	0,3320	0,0657	33,69	75,67	853,5
2	0,1985	0,3087	0,3257	0,0594	20,15	45,24	722,0
3	0,2901	0,3048	0,3216	0,0583	16,96	38,09	598,1
4	0,3901	0,2964	0,3128	0,0563	13,92	31,26	528,2
5	0,4985	0,2951	0,3113	0,0550	12,50	28,06	416,0
6	0,5931	0,2930	0,3092	0,0548	10,15	22,80	396,2
7	0,6674	0,2906	0,3066	0,0543	10,86	24,38	370,0
8	0,7833	0,2863	0,3020	0,0542	8,772	19,70	368,3
9	0,8234	0,2845	0,3001	0,0533	9,223	20,71	283,9
10	0,8606	0,2826	0,2981	0,0531	8,032	18,04	324,0
11	1,0749	0,2798	0,2952	0,0521	7,120	15,99	287,2



**Rys. 1.** Zależność zmodyfikowanej stałej filtracji od ciśnienia procesowego  
**Fig. 1.** Modified filtration constant vs. process pressure

W następnej kolejności sporządzono rys. 2. i dla obydwu dostaw wyznaczono po wyrównaniu danych doświadczalnych szczegółową postać równania (6):

- dla dostawy I

$$(1 - \varepsilon) = (1 - 0,4311) \left( 1 + \frac{\Delta P}{P_a} \right)^{0,0364} \quad (17)$$

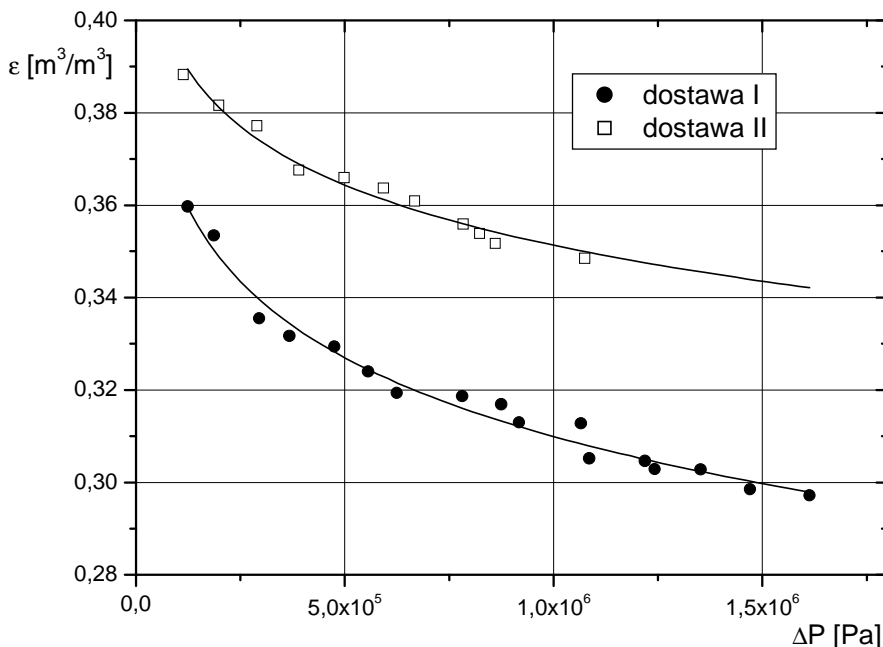
- dla dostawy II

$$(1 - \varepsilon) = (1 - 0,4453) \left( 1 + \frac{\Delta P}{P_a} \right)^{0,0295} \quad (18)$$

Wreszcie na rys. 3. zestawiono dla obydwu zawieszin zależność (5) podając wartość  $s$  oraz opór graniczny wg Tillera i Leu. Równanie te mają dla kolejnych dostaw I i II postać:

$$\alpha = 2,91 \cdot 10^{13} \left( 1 + \frac{\Delta P}{P_a} \right)^{0,319} \quad (19)$$

$$\alpha = 1,57 \cdot 10^{12} \left( 1 + \frac{\Delta P}{P_a} \right)^{0,421} \quad (20)$$



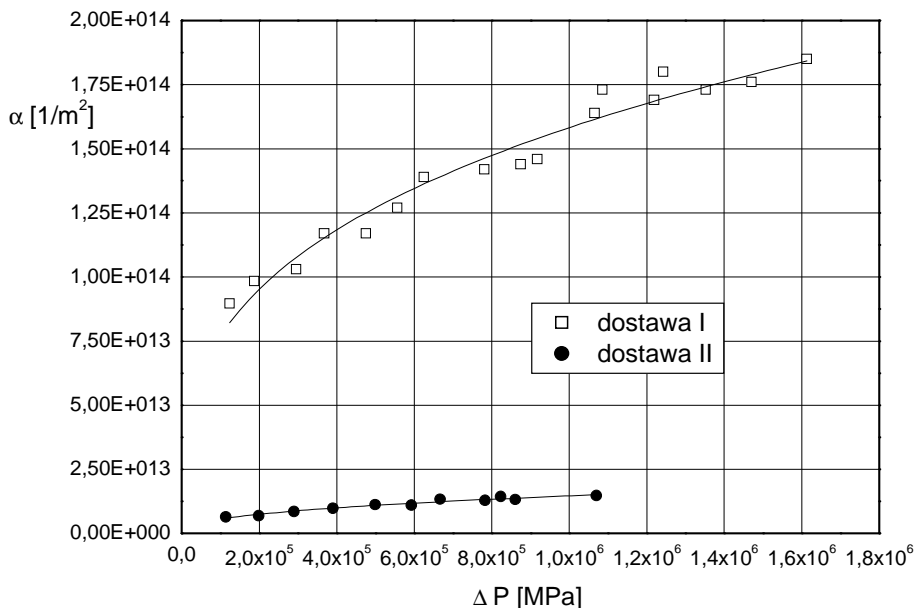
**Rys.2.** Zależność porowatości osadu od ciśnienia procesowego  
**Fig. 2.** Filter cake porosity vs. process pressure

Przedstawione powyżej wartości  $\alpha_0$  oraz  $s$  wykorzystano jako startowe przy estymacji danych doświadczalnych za pomocą modelu bazującego na równaniach (1) i (2). W obliczeniach estymacyjnych poszukiwano takich wartości  $\alpha_0$  i  $s$ , dla których suma kwadratów odchyłek pomiędzy danymi pochodzącymi z doświadczeń i modelu jest najmniejsza dla największego i najmniejszego zastosowanego ciśnienia. Procedura postępowania przy modelowaniu opisana jest w [20]. W wyniku obliczeń uzyskano parametry równania (5) dla dostawy pierwszej:

$$\alpha_0 = 4,89 \cdot 10^{13} [1/m^2] \text{ oraz } s = 0,303$$

dla dostawy drugiej:

$$\alpha_0 = 3,26 \cdot 10^{12} [1/m^2] \text{ oraz } s = 0,466$$

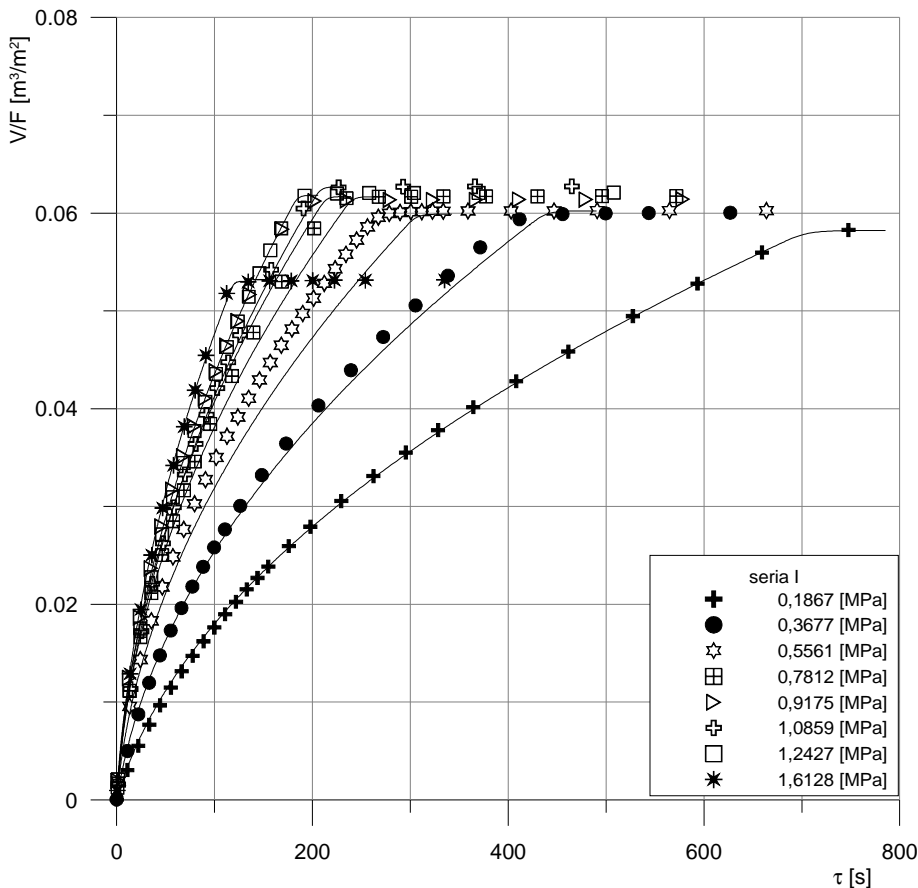


Rys. 3. Zależność oporu osadu od ciśnienia procesowego  
 Fig. 3. Filter cake resistance vs. process pressure

## 5. Analiza wyników badań i wnioski

Na rys. 4 i 5 podano wyniki modelowania dla obydwu dostaw zawiesiny flotokoncentratu. Liniami ciągłymi przedstawiono rezultaty obliczeń numerycznych, a punktami wyniki doświadczeń prowadzonych przy różnych ciśnieniach procesowych. Ponieważ dla dostawy I wykonano 17 testów, ze względu na czytelność wykresu wybrano do modelowania i pokazano tylko niektóre. Dla dostawy II przeprowadzono 11 testów (nie prowadzono ich dla najwyższych osiągalnych w instalacji laboratoryjnej ciśnień) i rezultaty modelowania obejmują cały materiał badawczy. Wreszcie na rys. 6 i 7 pokazano przykładowe profile przestrzeni swobodnej  $e$ , a na rys. 8 i 9 profile prędkości  $v$  w osadzie w funkcji czasu w zależności od odległości od przegrody wyrażonej we współrzędnych materiałowych otrzymane dla niskiego i wysokiego ciśnienia procesowego. Każda z krzywych przedstawia zmianę przestrzeni swobodnej bądź prędkości przepływu cieczy w odległości od przegrody  $\omega$ , będącej całkowitą wielokrotnością kroku  $\Delta\omega$ . Przerywana linia pionowa wskazuje moment rozpoczęcia mechanicznej kompresji osadu utworzonego podczas filtracji. Kolejne linie pojawiają się w miarę narastania osadu. Linia 1 najbliższa przegrodzie występuje od samego początku rozdziału, linia 8 pojawia się tuż przed rozpo-

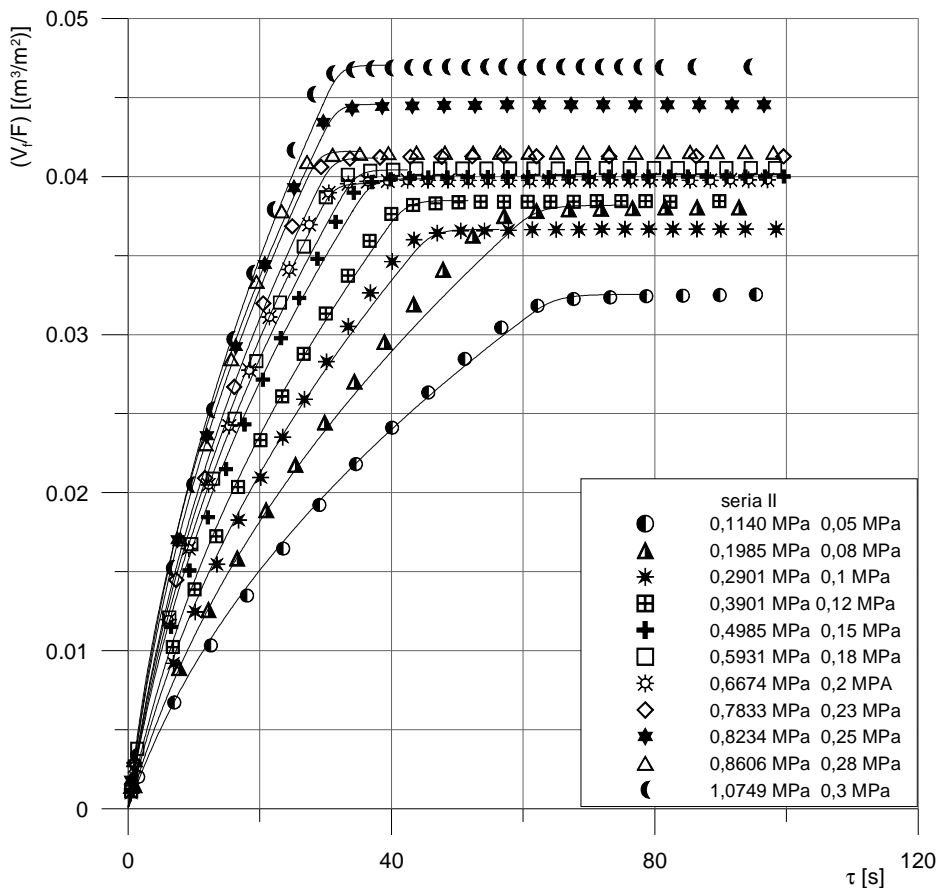
częciem kompresji. W każdym przypadku warstwa znajdująca się najbliżej przegrody bardzo szybko zmniejsza swoją porowatość osiągając jeszcze podczas trwania filtracji wartość zbliżoną do końcowej. Zjawisko to widać wyraźniej dla wyższych  $\Delta P$ .



**Rys. 4.** Porównanie danych doświadczalnych przebiegu filtracji (punkty) z danymi pochodzącymi z modelu (linie ciągłe) dla dostawy I flotokonzentratu

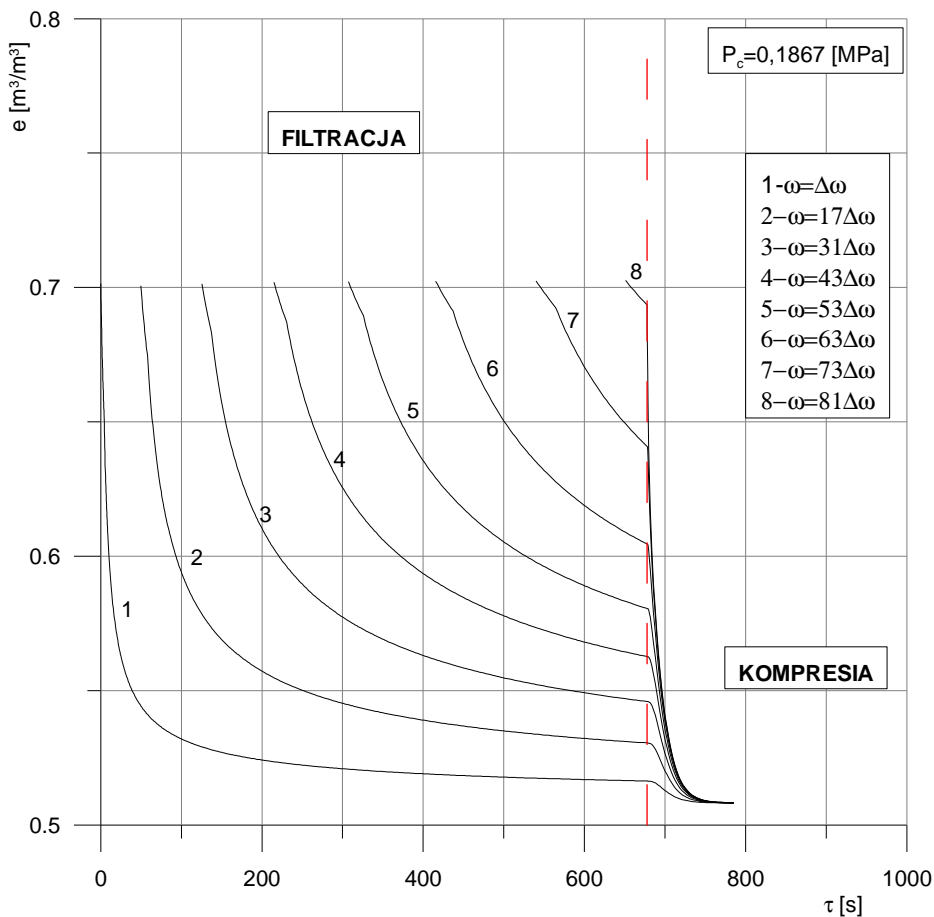
**Fig. 4.** Comparison of experimental (points) and model (solid lines) filtration data for the delivery I of flotation concentrate





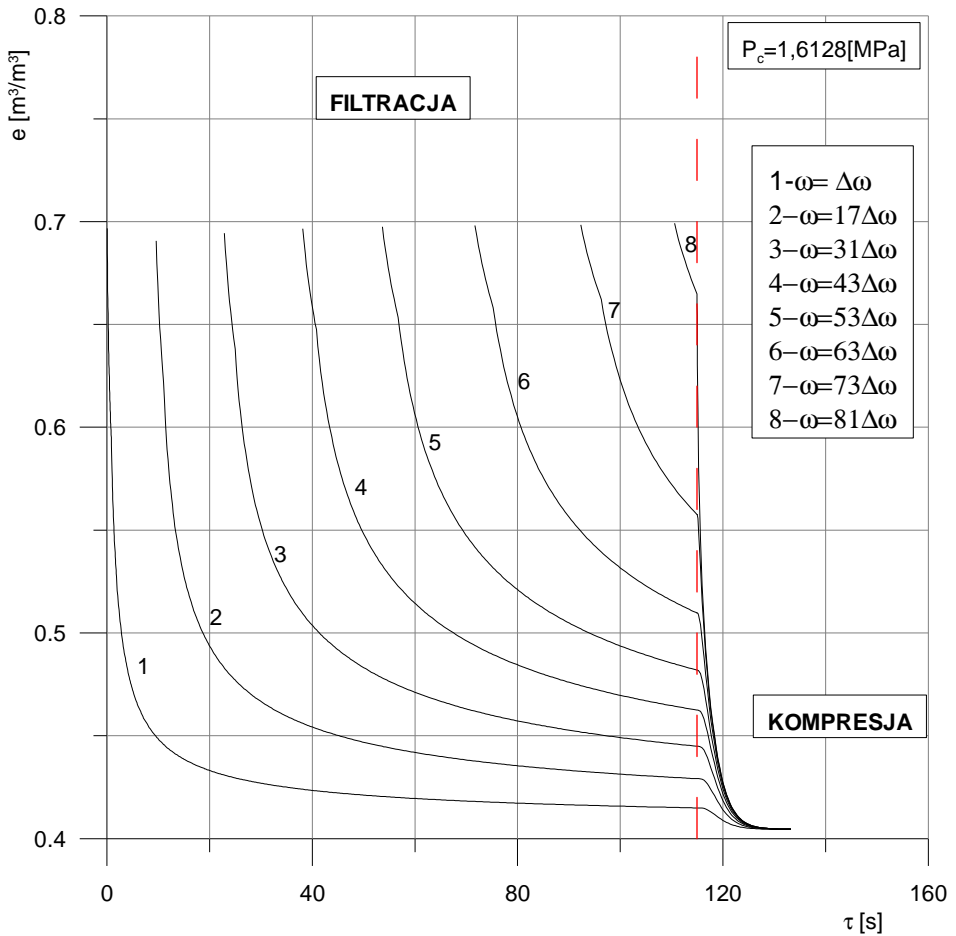
Rys. 5. Porównanie danych doświadczalnych przebiegu filtracji (punkty) z danymi pochodzącymi z modelu (linie ciągłe) dla dostawy II flotokonzentratu

Fig. 5. Comparison of experimental (points) and model (solid lines) filtration data for the delivery II of flotation concentrate



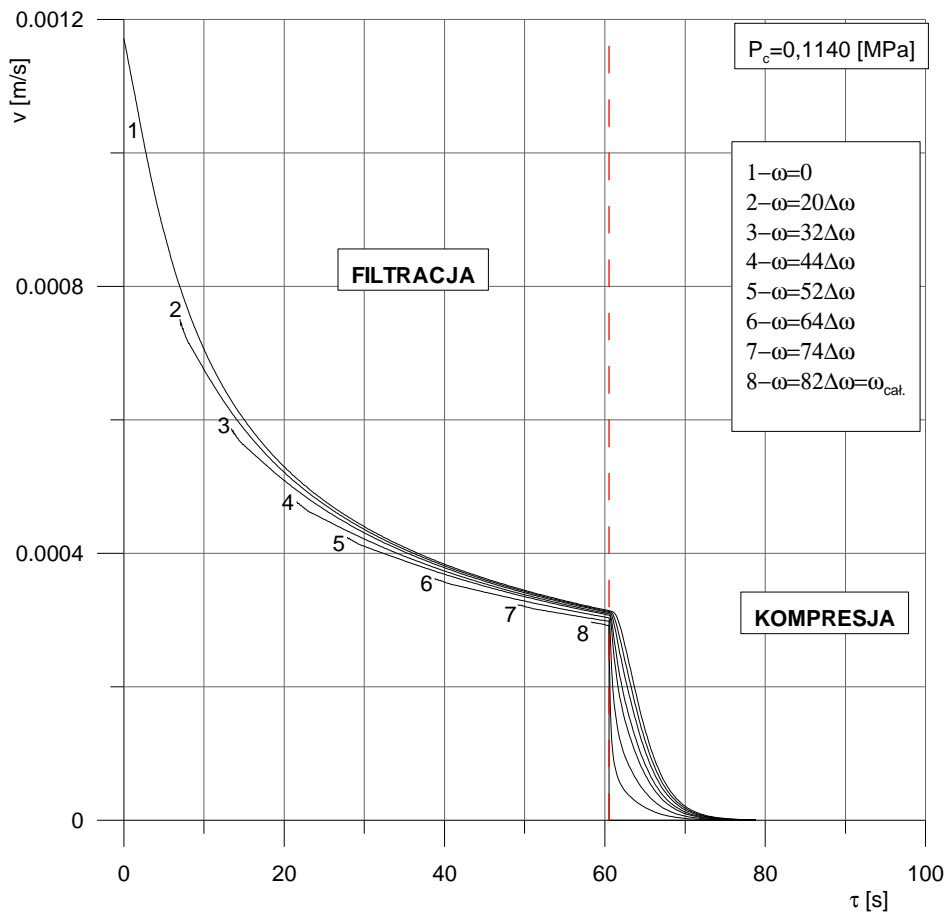
**Rys. 6.** Profile przestrzeni swobodnej flotokonzentratu z dostawy I uzyskane z modelowania przy niskim ciśnieniu procesowym

**Fig. 6.** Void ratio profiles for the delivery I of flotation concentrate obtained from the model at low process pressure



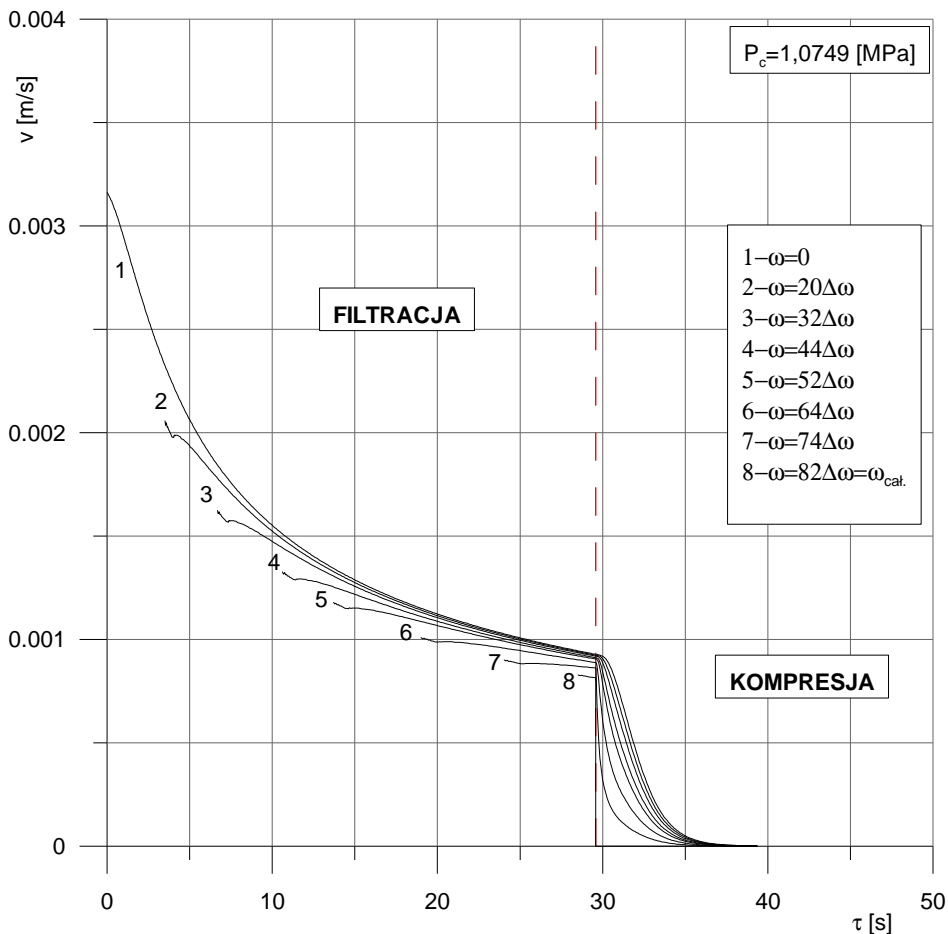
**Rys. 7.** Profile przestrzeni swobodnej flotokonzentratu z dostawy I uzyskane z modelowania przy wysokim ciśnieniu procesowym

**Fig. 7.** Void ratio profiles for the delivery I of flotation concentrate obtained from the model at high process pressure



**Rys. 8.** Profile względnej prędkości filtratu z dostawy II flotokonzentratu uzyskane z modelowania przy niskim ciśnieniu procesowym

**Fig. 8.** Relative velocity profiles for the delivery II of flotation concentrate obtained from the model at low process pressure



**Rys. 9.** Profile względnej prędkości filtratu z dostawy II uzyskane z modelowania przy wysokim ciśnieniu procesowym

**Fig. 9.** Relative velocity profiles for the delivery II of flotation concentrate obtained from the model at high process pressure

Rysunki powyższe wskazują, że filtracja zawiesin flotokonzentratu (dostawy I i II) jest dobrze opisywana modelem opartym na pracy Sørensen i wsp. [12, 13]. Model ten został dotychczas sprawdzony dla gipsów (dotlenionych i niedotlenionych) z odsiarczania gazów spalinowych, szlamów z produkcji sody, fluorku wapnia, tlenku tytanu, dla zawiesiny pogałwanicznej ([21], [22]) oraz flotokonzentratu pochodzącego z jednej z kopalń rudzkiej spółki węglowej ([9], [10]). Bardzo dobra zgodność danych doświadczalnych zaprezentowanych w niniejszej pracy z modelowymi (rys. 4 i 5) wskazuje, że sprawdza się ona także dla kolejnej zawiesiny (ściślej - dla dwu dostaw flotokonzentratu o istotnie różniących się składach ziarnowych) zawierających dodatki soli i oleju napędowego. Pozwala to sądzić, że model ten będzie obowiązywał także dla innych kopalnianych produktów mułowych. Oczywiście wartości parametrów filtracyjnych będą się różnić dla poszczególnych flotokonzentratów, ale idea opisu odwodnienia się nie zmieni, tzn. aby przewidzieć końcową wilgotność po filtracji i kompresji dla danej zawiesiny należy w pierwszej kolejności znać parametry filtracyjne oraz ciśnienie procesowe i czas odwodnienia. Dane takie są niezbędne przy doborze filtrów (próżniowych lub ciśnieniowych). Należy tu jednak zaznaczyć, że w przemysłowych filtrach próżniowych dodatkowe odwodnienie uzyskuje się w tzw. strefie przedmuchu, czego nie obejmuje model. Jeżeli więc po filtracji ciśnieniowej końcowa wilgotność osadów jest mniejsza niż po próżniowej, to użycie w takich filtrach ciśnieniowych przedmuchu osadu spowoduje jeszcze głębsze odwodnienie osadu. Dla badanych flotokonzentratów uzyskano informacje służb ruchowych, że końcowa wilgotność osadów wynosi ok. 27%, natomiast po filtracji ciśnieniowej przy wysokich  $\Delta P$  (ok. 1,0 MPa) i długich czasach (do 15min) wilgotność ta wynosiła ok. 24% (gdyby użyć przedmuchu osadu wilgotność ta byłaby jeszcze niższa). Jak podano w [21] dodatkowe odwodnienie w stosunku do suchej masy można obliczyć przyjmując  $(u_z)_{sr}$  z obydwu dostaw:  $(u_z)_I = 0,2911$ ,  $(u_z)_{II} = 0,3569$ , stąd  $(u_z)_{sr} = 0,3280$ . Oblicza się je z zależności:

$$\frac{G_f}{G_{st}} = \frac{1}{u_z} - \frac{1}{1 - w_k} \quad (21)$$

dla  $w_k=27\%$

$$\frac{G_f}{G_{st}} = 1,6789$$

dla  $w_k=24\%$

$$\frac{G_f}{G_{st}} = 1,7330$$

Dodatkowy odzysk filtratu wynosi 0,0541, a odnosząc tę wartość do odwodnienia na filtrach próżniowych wynosi on 3,22%. Choć efekt ten wydaje się być niewielki, to o taką wartość wzrośnie odzysk filtratu i zmniejszy się obciążenie suszarki.

Na zakończenie warto dodać, że prezentowana praca stanowi przeniesienie na realne warunki rozważań teoretycznych zamieszczonych w [23] a sprawdzonych w [24] i potwierdza poprawność przyjętych założeń modelu dla kolejnej grupy zawieszin poddanych rozdziałowi, a występujących w przemyśle wydobywczym w dużych ilościach.

## Spis oznaczeń / symbols

- $D$  – średnica, m  
diameter
- $e$  – przestrzeń swobodna, stosunek objętości cieczy do objętości ciała stałego,  $m^3/m^3$   
void ratio, volume of liquid per volume of solid,
- $s$  – współczynnik ściśliwości osadu  
cake compression coefficient
- $u$  – udział masowy ciała stałego, kg/kg  
solids mass fraction
- $w$  – wilgotność osadu, kg/kg  
cake moisture content
- $C$  – stała równania filtracji, s/m  
filtration equation constant,
- $c_A$  – stosunek objętości suchego ciała stałego w osadzie do objętości uzyskanego filtratu,  $kg/m^3$   
dry solid volume in filter cake to filtrate volume ratio
- $F$  – powierzchnia filtracyjna,  $m^2$   
filtration area
- $G$  – masa, kg  
mass
- $K$  – stała równania filtracji,  $s/m^2$   
filtration equation constant,
- $K'$  – zmodyfikowana stała filtracji, ms/kg  
modified filtration constant
- $P$  – ciśnienie, Pa  
pressure
- $P_{kt}$  – ciśnienie kontaktowe, naprężenia przenoszone przez ciało stałe, Pa  
contact pressure, compressive stress
- $P_a$  – współczynnik skali, Pa  
scaling factor
- $\Delta P$  – całkowite ciśnienie procesowe, Pa  
total process pressure
- $R_p$  – opór przegrody filtracyjnej, 1/m  
filter medium resistance

- $V$  – objętość,  $m^3$   
volume
- $x$  – rzeczywista odległość od przegrody w placku filtracyjnym  
real distance from medium in a filter cake
- $\alpha$  – opór właściwy osadu,  $1/m^2$   
specific filter cake resistance
- $\beta$  – współczynnik podatności porowatości osadu na ciśnienie  
form factor for compressibility with respect to porosity
- $\varepsilon$  – porowatość osadu,  $m^3/m^3$   
filter cake porosity
- $\eta$  – dynamiczny współczynnik lepkości, Pa s  
dynamic viscosity,
- $v$  – prędkość względna przepływu filtratu w stosunku do ciała stałego, m/s  
filtrate apparent velocity with respect to solid phase
- $\rho$  – gęstość,  $kg/m^3$   
density
- $\tau$  – czas, s  
time
- $\omega$  – odległość we współrzędnych materiałowych, m  
distance in material co-ordinates

### Indeksy / Indexes

- $f$  – dotyczy filtratu  
denotes filtrate
- $k$  – dotyczy wartości końcowej, po zakończeniu rozdziału  
denotes final value, after the end of separation
- $s$  – dotyczy soli rozpuszczonych  
denotes dissolved salts
- $st$  – dotyczy ciała stałego  
denotes solids
- $z$  – dotyczy zawiesiny  
denotes suspension
- \* – oznacza wielkość bez uwzględnienia zawartości soli rozpuszczonych w ośrodku  
denotes quantity not corrected for dissolved salt presence

### Literatura

1. **Palica M.:** Chem. Eng. Proc., 33, 1994. 141.
2. **Machej J., Trefler U.:** Chemik, 48, 1995. 165.
3. **Palica M.:** Karbo-Energochemia-Ekologia, 11, 1997. 355.
4. **Palica M., Dynda A.:** Karbo-Energochemia-Ekologia, 6, 1996. 209.
5. **Palica M., Dynda A.:** Karbo-Energochemia-Ekologia, 7, 1996. 233.
6. **Palica M., Dzido G.:** Karbo-Energochemia-Ekologia, 5, 1997. 187.
7. **Palica M., Smyczek H., Więclaw-Solny L., Zielińska I.,** Inż. Ap. Chem., 4, 1999. 18.



8. **Dzido G., Kocurek J., Palica M., Raczek J.:** Zesz. Nauk. Pol. Śl., Seria Górniczo, 245, 2000. 67.
9. **Palica M., Pudło W.:** Inż. Ap. Chem., 6, 2005, 22.
10. **Malirz D., Kocurek J., Palica M.:** Karbo-Energochemia-Ekologia, przyjęto do druku.
11. **Żużikow W.A.:** *Filtracja. Teoria i praktyka rozdzielania zawiesin*. WNT, Warszawa 1985.
12. **Sørensen P.B., Moldrup P., Hansen J.:** Chem. Eng. Sci., 51, 1996. 967.
13. **Palica M., Kocurek J.:** *Wybrane zagadnienia teorii filtracji i kompresji osadów*. Wyd. Pol. Śl., Gliwice 2001.
14. **Kocurek J., Palica M.:** Inż. Chem. Proc., 22, 3c, 2001. 735.
15. **Tiller F.M., Leu W.F.:** J. Chinese Int. Chem. Engrs, 11, 1980. 61.
16. **Mróz W., Palica M., Zabłocki J.:** Patent PL-298268.
17. **Mróz W., Palica M., Zabłocki J.:** Wzór Użytkowy, W-98256.
18. **Palica M., J. Waluś,** Inż. Ap. Chem., 2, 1998. 10.
19. **Niemiec M.:** *Odwadnianie suspensji po flotacji węgla na drodze filtracji ciśnieniowej*. praca dypl. mag., Kat. Inż. Chem. i Proc., Pol. Śl., Gliwice 2005 (praca niepublikowana).
20. **Szymczyk S.:** *Modelowanie filtracji flotokonzentratu węglowego*. praca dypl. mag., Kat. Inż. Chem. i Proc., Pol. Śl., Gliwice 2005 (praca niepublikowana).
21. **Palica M., Skiba P., Tatarczuk A.:** Inż. Ap. Chem., 6, 2002. 17.
22. **Palica M., Thullie J., Kocurek J., Zacharski G.:** Inż. Chem. Proc., 25, 2004. 3/3 1443.
23. **Palica M., Kocurek J.:** Roczn. Ochr. Środ., 4, 2002. 133.
24. **Palica M., Kocurek J.:** Roczn. Ochr. Środ., 5, 2003. 87.

## **Modelling of Separation of Coal Flotation Concentrate on the Basis of Filtration Parameters**

### **Abstract**

Application of vacuum filters in a dewatering unit of flotation concentrate seems to be irrational due to too high suspension flow and sediment moisture content. Therefore, dewatering of sediment obtained from those filters is necessary. Mechanical dewatering is performed by the use of pressure filters, however, a technical-economical analysis of the process taking into account the capital and running costs of dewatering unit is required in this case. The pressure difference, filtration time, PSD (particle size distribution), additives as flocculating, frothing and foam destruction agents influence a final moisture content of sediment. Selection of a type and working area of a dewatering device require the knowledge of filtration equation comprising the filtration and squeezing zones (in a case of pressure filtration). Therefore, suitability of modified Sørensen's et. al. model of filtration and filter cake compression used in the de-

scription of coal flotation concentrate separation taken from the Rudzka Spółka Węglowa mine is presented in the paper. Flotation concentrate comprised salt as a frothing agent and diesel oil as a foam destruction agent in the flotation process. It has been found that a final moisture content of filter cake can be predicted with a good accuracy from the filtration parameters. The modelling is based on easily measured data obtained in filtration tests and laboratory measurements carried out for suspension and filter cake. It has been proved that one of the decisive parameter in separation process is the solid phase PSD. It has been also stated that for flotation concentrate tested the filtration mechanism is typical for compressible cake formation in the filtration pressure range  $\Delta p = 0.12 - 0.61$  MPa. Tests have been carried out for two parts of flotation concentrate of the same origin, however, differing in the PSD. The first part characterised by a bimodal particle distribution with a large amount of tiny grains (52.77% vol.  $< 5 \mu\text{m}$  for fresh material and 15.8% vol.  $< 5 \mu\text{m}$  for material kept during 2 months and then tested). The second part contained only 9.8% vol.  $< 5 \mu\text{m}$  and exhibited the close to normal distribution. Two parts of suspension comprised about  $330 \text{ kg/m}^3$  of solid phase including 7.8% of ashes. Before flotation, 5% of salt was added as frothing agent whereas for foam destruction diesel oil was used. Such additives caused that the classic two-phase system changed into multi-phase one. Therefore the question arose if the description of dewatering process is valid also for such compound system. Moreover, buyers are interested in coal without salt, hence salt is considered in cake moisture content and in liquid phase. In the first stage, filter cloths were tested and their usability was estimated on the basis of the constant  $C$  in Eq.(10), filtrate turbidity and easiness of filter cake removing from the cloth. Such tests were carried out for six ET and PT cloths equipped or not with filter paper. It has been stated that relatively small pressure drop, clear filtrate and easy cake separation (without filter paper) was obtained for the PT-911 cloth. Experimental results for different filtration pressures enabled one to determine a limiting porosity  $\epsilon_0$ , porosity susceptibility to filtration pressure  $\beta$  (Eq.(17) and (18)), cake compression coefficient  $s$  and specific resistance  $\alpha_0$  (Eq.(19) and (20)). These parameters were the input data for the numerical calculations. The modelling results are graphically presented for two parts of flotation concentrate. In the classic co-ordination system  $V/F = f(\tau)$  for filtration and compression zones, the experimental data are shown as points and computational results as solid lines (Figs. 3 and 4). Filtrate velocity profiles in relation to solid phase versus time for both parts of flotation concentrate and low and high filtration pressure are shown in Figs. 6, 7, 8 and 9. It is visible from Figs. 3 and 4 that flotation concentrate filtration containing salt and oil additives is well described by the modified model of Sørensen, Moldrup and Hansen [13]. On the other hand, data comprised in [19, 20] proved that the use of pressure instead vacuum filtration enabled one to obtain the lower final moisture content values of the cake. Additionally, using an after-compression blow-off should lead to smaller moisture content values. In conclusion, based on the experimental dewatering results obtained for flotation concentrate produced in one of the Rudzka Spółka Węglowa coal mine one can stated that using the intensive flotation concentrate dewatering method enables the restriction of a drying unit of post-filtration cake.

# **Produkcja i rozpylanie roztworów neutralizujących przykre zapachy w hali podczyszczalni ścieków Przedsiębiorstwa SUPERFISH**

*Tadeusz Piecuch, Marek Sasinowski, Artur Nowak,  
Janusz Dąbrowski, Grażyna Kościerzyńska-Siekan,  
Joanna Dworaczyk, Wojciech Zaremba  
Politechnika Koszalińska*

## **1. Wstęp**

W Katedrze Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji Odpadów Politechniki Koszalińskiej opracowano i wdrożono technologie oczyszczania ścieków poprodukcyjnych, które to ścieki emitują nieprzyjemne zapachy (Przedsiębiorstwo SUPERFISH w Kukini koło Ustronia Morskiego, Przedsiębiorstwo „MK Cafe” Palarnia Kawy w Skibnie koło Koszalina), a jednocześnie nie uwzględniono likwidacji z tych ścieków nieprzyjemnych zapachów, to spowodowało, że w zespole prof. T. Piecucha postanowiono podjąć temat produkcji aromatów oraz likwidacji nieprzyjemnych zapachów przy wykorzystaniu olejków zapachowych.

Celem głównym prowadzonych prac badawczych było otrzymanie roztworów neutralizujących przykre zapachy pochodne ścieków i osadów technologicznych, budowane na wywarze z płatków róży, liści mięty, skórek pomarańczy. Przeprowadzono również wstępną ocenę skuteczności neutralizacji przykrych zapachów za pomocą otrzymanych roztworów neutralizujących z ww. roślin, opartą o doświadczenie neutralizacji zapachu w hali technologicznej Przedsiębiorstwa SUPERFISH w Kukini koło Ustronia Morskiego.

## 2. Metody otrzymywania olejków eterycznych

Olejkami eterycznymi nazywa się przeważnie ciekłe i wonne mieszaniny organicznych związków chemicznych, wydzielane z roślin lub części roślin głównie za pomocą destylacji z parą wodną.

W skład każdego olejku eterycznego wchodzi co najmniej kilkanaście składników – związków chemicznych, należących przeważnie do grupy terpenów, tj. połączeń hydroaromatycznych, i do grupy związków alifatycznych o długich łańcuchach węglowych, nazywanych również terpenami alifatycznymi. Właściwe terpeny nie odznaczają się zazwyczaj bardziej wybitnymi cechami organoleptycznymi. Najbardziej cennymi i charakterystycznymi składnikami większości olejków eterycznych są przeważnie połączenia tlenowe: estry, alkohole alifatyczne lub terpenowe, aldehydy, ketony, tlenki i laktony [7, 11].

Olejki eteryczne pozyskuje się z różnych fragmentów roślin głównie na trzy sposoby: przez destylację z parą wodną, która jest najbardziej popularną metodą otrzymywania olejków oraz ekstrakcję rozpuszczalnikami organicznymi i wytlączanie [4].

### 2.1. Destylacja z parą wodną

Olejki eteryczne otrzymywane są w większości za pomocą destylacji z parą wodną. Stosowana jest ona przy produkcji olejków słabo rozpuszczalnych w wodzie, których składniki w obecności pary wodnej nie ulegają praktycznie rozkładowi. Ważne jest również, aby w temperaturze około 100°C ubytek części składników rozpuszczalnych w wodzie, nie wpływał w zasadniczy sposób na jakość olejku. Zaletą metody destylacji z parą wodną jest stosunkowo mało skomplikowana aparatura, nie wymagająca wysoko kwalifikowanej obsługi i zachowywania specjalnych środków ostrożności [7].

Olejki eteryczne zawarte są w różnych fragmentach roślin: w kwiatach, liściach, łodygach, owocach, nasionach, korzeniach i kłączach. Surowce zawierające olejki eteryczne poddawane są przerobowi w stanie świeżym lub wysuszonym. Suszenie surowców prowadzi do pewnych strat w zawartości olejku, niemniej jednak przerób suchego surowca przynosi poważne korzyści, jak możliwość zapewnienia produkcji w sposób ciągły przez cały rok.

Otrzymanie odpowiedniej jakości olejku uwarunkowane jest jego czystością. W związku z tym, fragmenty roślin, z których otrzymuje się olejki, powinny być pozbawione wszelkich zanieczyszczeń (części zbutwiałych, spleśniałych), które powodują pozyskanie olejków gorszej jakości [1].

Destylację olejków eterycznych z parą wodną przeprowadza się w aparatach destylacyjnych. Zasadniczymi częściami aparatury destylacyjnej są: destylator, chłodnica i odbieralnik olejku.

W przemyśle stosowane są dwa zasadnicze sposoby prowadzenia destylacji z parą wodną: destylacja z parą wodną wytwarzaną w aparacie destylacyjnym przez ogrzewanie gazami spalinowymi lub węzownicą parową oraz destylacja z parą wodną wytwarzaną poza aparatem destylacyjnym. Źródłem pary jest wówczas kocioł parowy, a para wprowadzona jest do aparatu bezprzepornowo [5].

## 2.2. Ekstrakcja rozpuszczalnikami organicznymi

Pierwsze laboratoryjne próby ekstrakcji olejków za pomocą lotnych rozpuszczalników przeprowadził Robiquet w roku 1835. Użył do tego celu eteru. W ślad za nim zastosowano do ekstrakcji olejków szereg innych rozpuszczalników [7].

Mimo znacznej liczby rozpuszczalników, jakimi obecnie się dysponuje, tylko kilka z nich spełnia wymogi rozpuszczalników idealnych.

Rozpuszczalnik do ekstrakcji olejków powinien być tani, powinien wrzeć w możliwie niskiej temperaturze, (a więc ulegać łatwemu oddestylowaniu po ukończonej ekstrakcji i regenerowaniu), powinien łatwo rozpuszczać składniki wonne ekstrahowanego surowca, ale nie wchodzić z nimi w reakcje. Również nie powinien być trujący ani łatwopalny. Ciepło parowania rozpuszczalnika musi być możliwie niskie, ponieważ jednym z zasadniczych kryteriów otrzymania produktu wonnego wysokiej jakości jest skrócenie czasu ogrzewania do minimum.

W praktyce do otrzymywania olejków stosuje się takie rozpuszczalniki jak: eter naftowy, aceton, metanol i etanol.

## 2.3. Wytłaczanie

Metoda ta jest stosowana wyłącznie do otrzymywania olejków cytrusowych, tj. cytrynowego, pomarańczowego, grejpfrutowego, limetowego i bergamotowego. Olejki cytrusowe destylowane z parą wodną zawsze ustępują jakością olejkom wytłaczanym.

We Włoszech, Hiszpanii i w Afryce Północnej do wytwarzania olejków cytrusowych stosuje się nieskomplikowane urządzenia mechaniczne. Natomiast w Stanach Zjednoczonych – w Kalifornii i na Florydzie – są czynne duże, całkowicie zmechanizowane zakłady, przerabiające cytryny, pomarańcze i grejpferty równocześnie na sok pitny i olejek. Trzeba jednak stwierdzić, że olejki te pod względem jakości ustępują miejsca olejkom otrzymywanym metodami prostymi. Przyczyną tego jest to, że w niektórych urządzeniach olejek jest wydzielany wraz z sokiem, który rozpuszcza część najbardziej wartościowych składników olejku [7].

### 3. Zastosowanie olejków eterycznych

Olejki eteryczne mają bardzo skomplikowany skład chemiczny i w wielu przypadkach stanowią mieszaninę ponad 300 różnych substancji. Dlatego też ubogie składnikowo olejki syntetyczne nie mogą z nimi konkurować.

Olejki eteryczne mają szerokie zastosowanie w przemyśle perfumeryjno-kosmetycznym. Pomimo ogromnego rozwoju przemysłu chemicznego w produkcji olejków syntetycznych, to ze względu na jakość, naturalne produkty wciąż mają szersze zastosowanie.

Olejki eteryczne stosuje się również w przemyśle cukierniczym. Są one składnikami wielu wyrobów cukierniczych.

Olejki eteryczne znalazły także zastosowanie w lecznictwie. Odpowiednio dobrane i zastosowane olejki eteryczne wywierają korzystny wpływ na zdrowie fizyczne i psychiczne. Mogą być podstawowym środkiem leczniczym w stanach długotrwałego przygnębienia, rozdrażnienia, stresu i przemęczenia. Olejki eteryczne są stosowane jako podstawowy lub wspomagający środek w leczeniu wielu schorzeń. Zaletą stosowania olejków w lecznictwie jest to, że można je stosować w połączeniu z innymi środkami farmakologicznymi.

W związku z coraz większym zanieczyszczeniem środowiska przez ciągle rozwijający się przemysł, olejki eteryczne znalazły również zastosowanie do neutralizacji zapachów i zmniejszenia ich uciążliwości.

Techniki kompensacji zapachu są wykorzystywane od ponad czterdziestu lat w takich gałęziach gospodarki, jak oczyszczalnie ścieków, składowiska odpadów, papiernie, przetwórnictwo ryb i odpadów rybnych, zakłady mięsne i tłuszczowe. Obszar zastosowań stopniowo powiększa się, w miarę opracowywania nowych preparatów kompensujących zapach [6].

### 4. Dezodoryzacja

Ograniczanie emisji zapachowo uciążliwych zanieczyszczeń polega na:

- zapobieganiu emisji odorantów,
- dezodoryzacji gazów odlotowych [12].

Zapobieganie emisji powinno być uwzględniane już na etapie wyboru nowych technologii i projektowania urządzeń. W przypadku istniejących zakładów należy wykorzystać wszelkie możliwości modyfikacji technologii.

W wielu sytuacjach efektywne zmniejszenie emisji osiąga się przez przestrzeganie przepisów ogólnotechnicznych i sanitarnych.

Dezodoryzacja gazów może polegać m. in. na:

- usuwaniu zanieczyszczeń uciążliwych zapachowo (często występujących w ilościach śladowych obok dominujących zanieczyszczeń),

- przekształcaniu zanieczyszczeń zapachowo uciążliwych w substancje bezwonne lub substancje charakteryzujące się wysokimi progami węchowej wyczuwalności,
- wprowadzeniu domieszek, zmieniających charakter zapachu lub zmniejszających jego intensywność (środki maskujące i neutralizujące).

Metody dezodoryzacji gazów odlotowych różnią się od standardowych metod oczyszczania gazów. Ich celem nie musi być usunięcie wszystkich zanieczyszczeń (nie wszystkie są odorantami) [8].

Wśród metod dezodoryzacji wyróżniamy takie metody jak:

- absorpcja,
- adsorpcja,
- spalanie termiczne i katalityczne,
- biologiczne oczyszczanie gazów,
- neutralizacja zapachu.

Wybór najbardziej skutecznej metody dezodoryzacji jest trudny. Polega zwykle na przeglądzie piśmiennictwa dotyczącego efektywności różnych technik stosowanych w zakładach o podobnym profilu. W przypadku braku takich danych można poszukiwać odpowiednich rozwiązań, kierując się informacjami o natężeniu emisji zanieczyszczeń oraz o charakterze emitowanych gazów.

Określając przypuszczalny skład gazów, zakłada się zwykle, że podobieństwo zapachu jest związane z obecnością podobnych związków dominujących zapachowo. Dzięki temu podobne techniki dezodoryzacji mogą być wykorzystywane w różnych gałęziach przemysłu niezależnie od tego, jakie zanieczyszczenia dominują ilościowo.

Najczęściej przykry zapach gazów jest związany z obecnością takich związków, jak:

- związki nieorganiczne: siarkowodór, fluorowodór, arsenowodór, fosforowodór, amoniak, ditlenek siarki, tlenki azotu,
- związki organiczne: tole, sulfidy i disulfidy, aminy, kwasy karboksylowe, aldehydy i ketony.

## **5. Badania własne**

### **5.1. Wybór metody**

W niniejszej pracy zastosowano metodę destylacji z parą wodną w celu próby uzyskania olejków eterycznych z materiału roślinnego.

Wybór tej metody nie jest obojętny dla analizowanego materiału roślinnego. Stosowana jest ona przy uzyskiwaniu olejków słabo rozpuszczalnych

w wodzie, a ewentualna strata składników rozpuszczalnych nie wpływa w zasadniczy sposób na jakość olejku. Metoda ta charakteryzuje się nieskomplikowaną aparaturą, jak i stosunkowo niskimi kosztami prowadzenia procesu w porównaniu do innych sposobów pozyskiwania olejków.

## 5.2. Stosowane odczynniki

Woda destylowana podgrzewana do 100°C w celu uzyskania pary wodnej, która z kolei jest nośnikiem wydzielonego olejku eterycznego z materiału roślinnego.

## 5.3. Aparatura

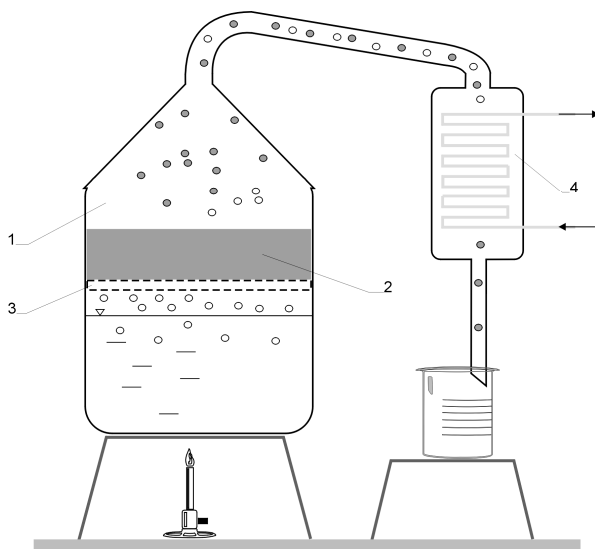
Aparat do produkcji olejków eterycznych otrzymywanych z płatków róży oraz liści mięty przedstawiono na rysunku 1. Składa się on z trzech podstawowych części; destylatora, chłodnicy i odbieralnika. Destylator jest ustawiony na źródle ciepła, wewnątrz którego znajduje się sito (3) służące do utrzymania materiału roślinnego (2) nad powierzchnią podgrzewanej cieczy. Przykryty jest stożkową pokrywą (1) z uszczelnieniem hydraulicznym. Górny króciec pokrywy połączony jest szlifem z chłodnicą (4), w której następuje chłodzenie i skraplanie mieszaniny pary wodnej i oparów olejków eterycznych (które są zazwyczaj nierozpuszczalne w wodzie i pływają po jej powierzchni).

Do produkcji olejków eterycznych otrzymywanych ze skórek pomarańczy posłużyła aparatura przedstawiona na rysunku 2. Kolba (1), służy do wytwarzania pary wodnej nasyconej. Następnie, przy pomocy szklanej rurki, para jest wprowadzana do naczynia (2), z właściwą mieszaniną destylowaną. W dalszym etapie, destylat skrapla się w chłodnicy z wodą (3) i odprowadzany jest do odbieralnika (4), w którym oddzielona od olejku woda, zlewana jest do naczynia (5).

W badaniach wykorzystano sprzęt niezbędny do analiz i pomiarów:

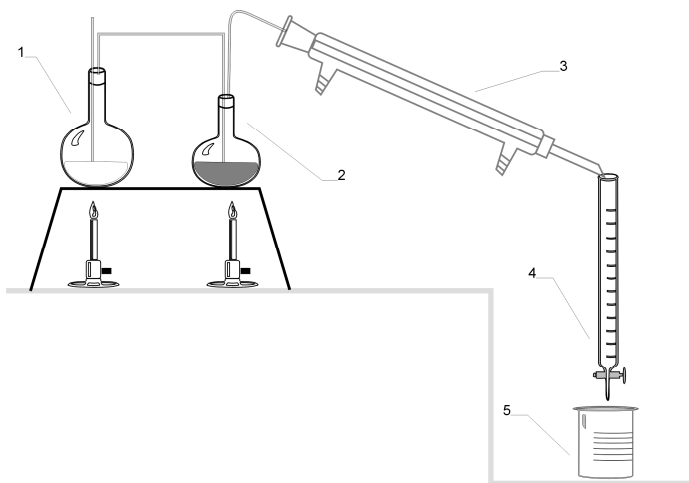
- pH-metr,
- termometr, do kontrolowania i utrzymywania odpowiedniej temperatury podczas procesu destylacji z parą wodną,
- łąźnię wodną, do uzyskania suchej pozostałości badanej próbki,
- wagę analityczną, do dokładnego odczytu wagi suchej pozostałości analizowanej próbki,
- wagę techniczną, do wykonania naważki surowca.





**Rys. 1.** Schemat stanowiska doświadczalnego do produkcji kondensatów zapachowych z róży i mięty (objaśnienia w tekście)

**Fig. 1.** Diagram of experimental stand for aromatic condensates from rose and mint production



**Rys. 2.** Schemat stanowiska doświadczalnego do produkcji kondensatów zapachowych z pomarańczy (objaśnienia w tekście)

**Fig. 2.** Diagram of experimental stand for aromatic condensates from orange production

#### 5.4. Badane substraty

Duży wpływ na wybór użytych roślin do badań miała ich dostępność.

*Mentha piperita* (mięta pieprzowa) jest to bylina z rodziny Labiatae (Wargowych), która powszechnie uprawiana jest w Europie i Ameryce Północnej. W Polsce hodowana jest od wielu lat. Rozmnaża się wegetatywnie po ścięciu, głównie z rozłogów. Materiał można zbierać w okresie wiosenno – jesiennym. Jednak najlepszą wydajność olejków otrzymuje się ze zbiorów po kwitnieniu, ponieważ w okresie kwitnienia zwiększa się zawartość jednego ze składników olejku eterycznego – mentofuranu, co pogarsza zapach surowca [10].

Drugim materiałem użytym do badań były płatki róż ogrodowych oraz róż dzikich. *Rosa canina* (róża dzika) jest kolczastym krzewem, występującym w Europie, na Syberii oraz w Ameryce Północnej i w Meksyku. W Polsce rośnie pospolicie w zaroślach, na brzegach lasów, w pobliżu domostw oraz na miedzach i nieużytkach. Materiał można zbierać w miesiącach lipcu i sierpniu.

Surowiec z mięty i róż na potrzeby badań został zebrany w miesiącach letnich: lipcu i sierpniu 2004 roku, z prywatnych ogrodów oraz prywatnego ogródka działkowego. Zarówno mięta, jak i krzewy róż rosną w dobrze nasłonecznionym miejscu. Ponadto surowiec pochodzi od zdrowych oraz zadbanych bylin i krzewów, pozbawionych wszelkich chorób. Dlatego też można powiedzieć, że materiał użyty do badań był prawdopodobnie dobrej jakości.

Trzecim, ostatnim materiałem wykorzystanym do badań był owoc z rodziny cytrusów - pomarańcza. Uprawiana jest ona głównie we Włoszech i Hiszpanii. Stanowi surowiec do produkcji dżemów, marmolad, likierów (curaçao, cointreau) i nalewek alkoholowych. Olejki eteryczne mogą być otrzymywane z kwiatów, liści oraz jaskrawopomarańczowej skórki. W Polsce, ze względu na warunki klimatyczne nie jest ona uprawiana. Dlatego też, do badań posłużyły skórki z pomarańczy zakupionych w sklepie.

Założeniem było wykonanie badań na świeżym substracie, bowiem suszenie według literatury fachowej, prowadzi do pewnych strat w zawartości olejków eterycznych [9].

#### 5.5. Metodyka badań

Badania wykonano według następującej procedury:

1. Posortowanie zebranych roślin w celu uzyskania jak najlepszego surowca roślinnego do badań – eliminacja suchych, zwiędniętych, zbutwiałych, spleśniałych i zaatakowanych przez szkodniki roślin.
2. Rozdrobnienie materiału roślinnego w celu zwiększenia powierzchni styku z parą wodną, jak również lepszej penetracji pary wodnej do wnętrza roślin. Czynność ta ułatwia również w znacznym stopniu przygotowanie odpowiedniej naważki, a także załadowanie i rozładowanie destylatora surowcem.

3. Sporządzenie odpowiedniej naważki surowca do wykonania próbki. Z uwagi na ograniczoną ilość posortowanego substratu, spełniającego założenia punktu pierwszego, objętość substratu, jak i małą objętość destylatora określono dla wszystkich analizowanych materiałów następujące naważki: 50, 100 i 200 g/dm<sup>3</sup>.
4. Dla płatków róży oraz liści mięty - zasypanie odważonego materiału roślinnego na sito destylatora, po wcześniejszym dodaniu 4 dm<sup>3</sup> wody destylowanej. Na podstawie przeprowadzonych kilku prób określono, że jest to niezbędna ilość wody potrzebna do wytworzenia pary wodnej podczas czterogodzinnej destylacji. Natomiast dla skórek pomarańczy – rozdrobnienie przy użyciu miksera odważonego surowca – w tym przypadku skórek, i umieszczenie ich w kolbie (2), dodaniu 1,5 dm<sup>3</sup> wody destylowanej do kolby (1). Na podstawie przeprowadzonych kilku prób określono, że jest to niezbędna ilość wody potrzebna do wytworzenia pary wodnej podczas dwugodzinnej destylacji (rysunek 2).
5. Szczelne skręcenie destylatora w celu utrzymania w jego wnętrzu żądanej temperatury i wyeliminowania strat mieszaniny pary wodnej z olejkim eterycznym.
6. Powolne podgrzewanie destylatora do temperatury 101°C (wywołanie wrzenia wody) w celu uzyskania pary wodnej.
7. Destylacja z parą wodną na odważonym materiale roślinnym w temperaturze 101°C w określonym w punkcie 4 czasie (w analizach wstępnych ustalono, optymalny czas ekstrakcji olejku z badanego materiału roślinnego).
8. Pozostawienie otrzymanego ekstraktu na 24 h w celu wyraźnego rozdzielania olejku z mieszaniny.
9. Usunięcie zbędnej wody zgromadzonej w dolnej części separatora w celu wyodrębnienia surowego olejku.
10. Filtracja surowego olejku na bibułowym sączku w celu wyeliminowania zanieczyszczeń (barwników, parafin, wosków roślinnych, żywic, tłuszczów, związków pektynowych).
11. Pomiar pH, ocena zapachu (metodą organoleptyczną przez pięć osób), suchej pozostałości.
12. Powtórzenie badania z dwukrotnie większą naważką surowca.
13. Wykonanie kolejnej serii badań z zastosowaniem materiału roślinnego innego surowca.

### 5.6. Intensywność zapachu

W celu określenia, czy otrzymana metodą destylacji z parą wodną substancja posiada właściwości aromatyczne, niezbędnym było stworzenie systemu sprawdzania i porównywania badanej substancji względem ustalonego wzorca. Jako punkt wyjściowy określono wzorzec, czyli substancję, która nie wydzielala żadnego zapachu podczas badań. Posłużono się tu wodą destylowaną. Określono umownie pięciostopniową skalę intensywności zapachu (tabela 1), gdzie

najniższy stopień skali „0” oznacza brak zapachu (w naszym wypadku jest to wzorzec), 1 stopień to słaby zapach, kolejne to; średnio wyczuwalny zapach, intensywny zapach i bardzo intensywny zapach.

Stopień skali	Skala intensywności zapachu
0	Bez zapachu
1	Słaby zapach
2	Średnio wyczuwalny zapach
3	Intensywny zapach
4	Bardzo intensywny zapach

**Tabela 1.** Pięciostopniowa skala intensywności zapachu określona przez zespół badawczy

**Table 1.** Five degree scale of fragrance intensity defined by experimental team

## 5.7. Opis i analiza wyników przeprowadzonych badań

### 5.7.1. Analiza organoleptyczna

Percepcja zapachu każdego człowieka jest inna. Dla zniwelowania subiektywnego odbioru intensywności zapachu poszczególnych próbek otrzymanych substancji powołano pięcioosobowy zespół i wykonano ocenę zapachu, gdzie wynikiem badań jest średnia arytmetyczna z wyników indywidualnych. Osoby biorące udział w ocenie intensywności zapachu badanych próbek otrzymały umownie numerację I, II, III, IV oraz V. Zadaniem każdego z pięciu oceniających było wydanie opinii według „skali zapachowej” o intensywności zapachu dla poszczególnych próbek. Wywiad został przeprowadzony pojedynczo z każdym badającym zapach w osobnym pomieszczeniu w celu wyeliminowania ewentualnej pomyłki związanej z zasugerowaniem stopnia intensywności zapachu przez inną osobę. Określono zapachy dla czterech próbek ekstraktów z płatków róży, liści mięty oraz skórek pomarańczy. Każdorazowo uwzględniono próbkę wzorcową. Badanie powtórzono trzykrotnie dla podniesienia wiarygodności ocen w piętnastominutowych odstępach czasu w celu wyeliminowania pomyłki związanej z możliwą chwilową utratą właściwej percepcji powonienia. Podczas doświadczenia temperatura otoczenia była stała i wynosiła 23°C. Wszystkie wyniki zestawiono w tabeli 2.

Badania organoleptyczne uzyskanych ekstraktów jednoznacznie wykazały ich właściwości aromatyczne. Zgodnie z przewidywaniami w zależności od wielkości naważki surowca uzyskano ekstrakty charakteryzujące się różną intensywnością zapachu.

**Tabela 2.** Ocena intensywności zapachu próbek ekstraktu z róży, mięty i pomarańczy– trzykrotne badanie przez 5 osób.

**Table 2.** Rose, mint and orange extract samples fragrance intensity assessment – three tests by each by all members of team

Osoba	Naważka	Róża					Mięta					Pomarańcza				
		0	1	2	3	4	0	1	2	3	4	0	1	2	3	4
Osoba 1	Naważka 0	x					x					x				
		x					x					x				
		x					x					x				
Osoba 2		x					x					x				
		x					x					x				
		x					x					x				
Osoba 3		x					x					x				
		x					x					x				
		x					x					x				
Osoba 4		x					x					x				
		x					x					x				
		x					x					x				
Osoba 5		x					x					x				
		x					x					x				
		x					x					x				
Osoba 1		x					x					x				
		x					x					x				
			x				x						x			
Osoba 2			x				x						x			
		x					x					x				
		x					x					x				
Osoba 3		x					x						x			
			x				x					x				
				x			x						x			
Osoba 4			x				x						x			
		x					x					x				
		x					x					x				
Osoba 5			x				x						x			
			x				x						x			
			x				x						x			

**Tabela 2. cd.**  
**Table 2. cont.**

Osoba	Naważka	Róża					Mięta					Pomarańcza				
		0	1	2	3	4	0	1	2	3	4	0	1	2	3	4
Osoba 1	Naważka 2			x				x					x			
				x					x				x			
				x					x					x		
Osoba 2				x				x						x		
			x						x					x		
Osoba 3					x				x						x	
					x					x				x		
Osoba 4			x					x							x	
				x					x					x		
Osoba 5				x					x						x	
			x						x					x		
Osoba 1	Naważka 3					x				x					x	
					x				x						x	
Osoba 2					x				x					x		
					x					x					x	
Osoba 3					x				x		x					x
						x				x						x
Osoba 4				x						x					x	
					x						x					x
Osoba 5					x						x					x
						x						x				
				x						x						

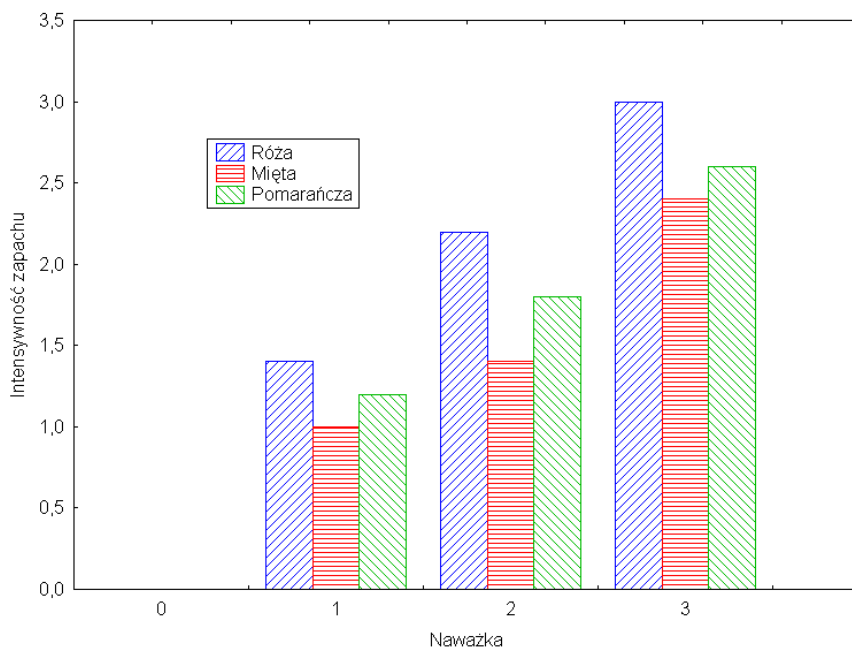
Ekstrakty ze wszystkich badanych materiałów roślinnych, wytworzone z najmniejszych naważek surowca wykazują według zespołu badawczego w pięciostopniowej skali „słaby zapach”, dwukrotne zwiększenie naważki surowca dało wyraźnie średnio wyczuwalny zapach wywaru z róży oraz pomarańczy. Natomiast w przypadku wywaru z mięty, wykazano raczej słabą intensywność zapachu. Trzykrotne zwiększenie naważki surowca spowodowało, że wszystkie uczestniczące w badaniu osoby, wskazały na „intensywny” zapach w odniesieniu do wywaru z róży. Dla wywaru z mięty, większość osób wskazała na „średnio wyczuwalny” zapach. Natomiast w przypadku pomarańczy większość wskazań była na „intensywny” zapach. Tak więc opinia osób biorących udział w ocenie intensywności zapachu z wywarów poszczególnych roślin, wskazuje że najbardziej intensywnym zapachem charakteryzuje się wywar z płatków róży, następnie pomarańcza, a na końcu sklasyfikowano wywar z liści mięty.

Na podstawie uzyskanych informacji o intensywności zapachu poszczególnych próbek ekstraktów (tabela 3) można wnioskować, że w zależności od wielkości naważki surowca użytego w doświadczeniu zmienia się stężenie substancji aromatycznych zawartych w otrzymanych próbkach. Krzywe intensywności zapachu (rysunek 3) jednoznacznie wykazują, że intensywność zapachowa ekstraktów wszystkich materiałów roślinnych wziętych do badań, zwiększa się wraz ze zwiększeniem naważek użytych do badań surowców.

**Tabela 3.** Intensywność zapachu poszczególnych próbek ekstraktu z róży, mięty i pomarańczy po uśrednieniu wyników badań

**Table 3.** Rose, mint and orange extract samples fragrance intensity after averaging of test results

Naważka	Intensywność zapachu w 5-stopniowej skali														
	Róża					Mięta					Pomarańcza				
	Os. I	Os. II	Os. III	Os. IV	Os. V	Os. I	Os. II	Os. III	Os. IV	Os. V	Os. I	Os. II	Os. III	Os. IV	Os. V
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	1	1	2	1	2	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1
2	2	2	3	2	2	2	1	2	1	1	1	2	2	2	2
3	3	3	3	3	3	3	2	2	2	3	3	2	3	2	3

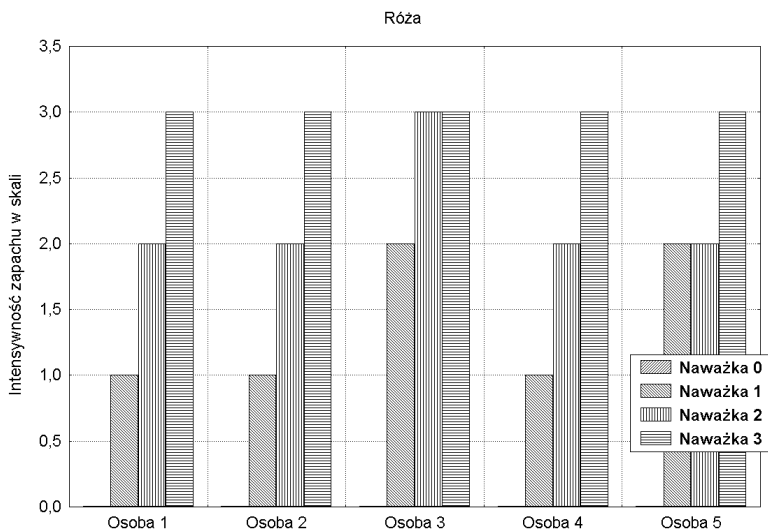


**Rys. 3.** Wykres intensywności zapachu po uśrednieniu wyników z tabeli 3

**Fig. 3.** Fragrance intensity plot after averaging results in table 3

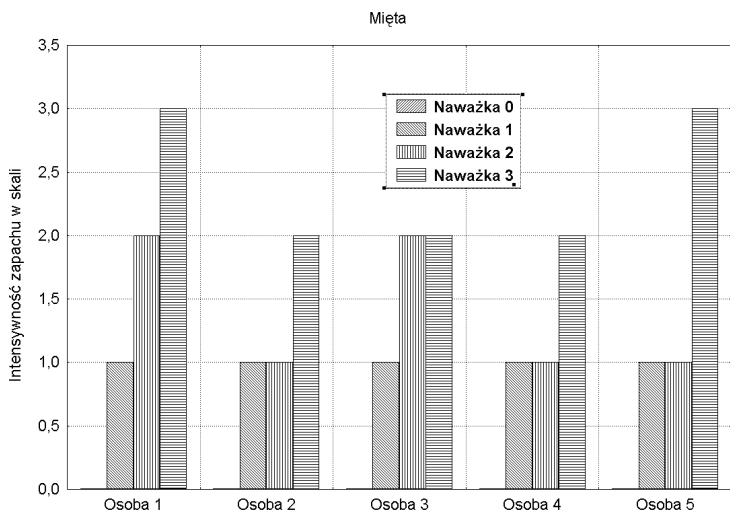
Na rys.3 przedstawiono zestawienie uśrednionych wyników trzykrotnych ocen intensywności zapachu z poszczególnych ekstraktów, wykonanych przez wszystkie biorące w doświadczeniu osoby. Oceniający bezbłędnie wskazywali próbki wzorcowe, jednoznacznie wskazano również intensywność zapachu ekstraktu z mięty jako próbki „1” oraz ekstraktu z róży jako próbki „3”. Dla pozostałych próbek wskazania były nieco rozbieżne. Zauważyć jednak należy, że dwie osoby (oznaczone numerami II i IV) z pośród całej pięcioosobowej grupy, dokonały identycznych wskazań intensywności zapachu dla wszystkich ekstraktów o różnych naważkach. Istnieje więc duże prawdopodobieństwo, że wskazania intensywności zapachu tych właśnie osób są najbardziej trafne. Na rysunkach 4 a, b, c przedstawiono wyniki percepcji zapachu wszystkich osób biorących udział w doświadczeniu, uwzględniając rodzaj badanego substratu..





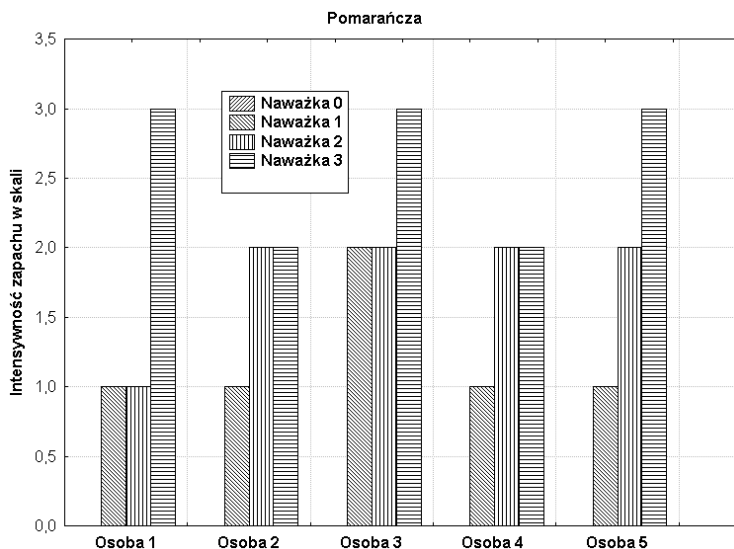
**Rys. 4a.** Wykres percepcji zapachu pięciu osób dla ekstraktów z róży

**Fig. 4a.** Plot of fragrance perception of five people for rose extracts



**Rys. 4b.** Wykres percepcji zapachu pięciu osób dla kolejno podanych ekstraktów z mięty

**Fig. 4b.** Plot of fragrance perception of five people for mint extracts



**Rys. 4c.** Wykres percepcji zapachu pięciu osób dla kolejno podanych ekstraktów z pomarańczy

**Fig. 4c.** Plot of fragrance perception of five people for orange extracts

### 5.7.2. Analiza chemiczna

Zespół badawczy uzależnił rodzaj wykonanych analiz chemicznych od wyposażenia laboratorium i dostępności sprzętu pomiarowego. Na podstawie obowiązującej metodyki opisanej w literaturze [3], dla otrzymanych ekstraktów wykonano następujące oznaczenia:

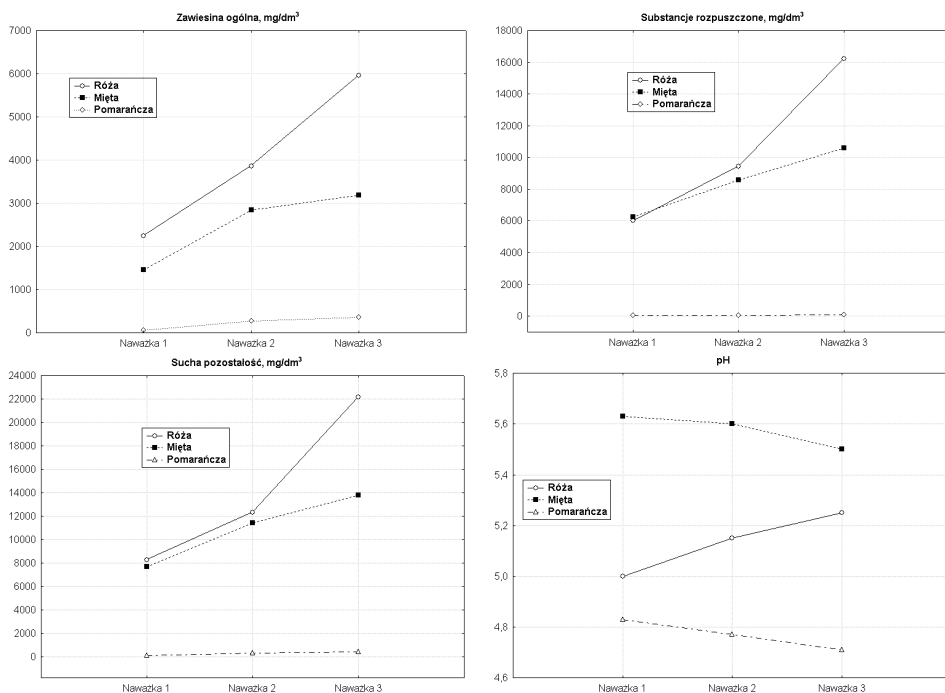
- zawiesin ogólnych metodą wagową bezpośrednią,
- substancji rozpuszczonych (przesączalnych),
- suchej pozostałości, jako sumy zawiesiny ogólnej i substancji rozpuszczonych ,
- pomiaru pH.

Uzyskane wyniki analizy chemicznej zestawiono w (tabeli 4) oraz przedstawiono graficznie na (rysunek 5).

**Tabela 4.** Wyniki analiz chemicznych wykonanych na wywarach z róży, mięty i pomarańczy

**Table 4.** Results of chemical analysis of rose, mint and orange decoctions

Naważka	Zawiesina ogólna (mg/dm <sup>3</sup> )	Substancje rozpuszczone (mg/dm <sup>3</sup> )	Sucha pozostałość (mg/dm <sup>3</sup> )	pH
<b>Róża</b>				
1	2248	6000	8248	5,00
2	3856	9442	12298	5,15
3	5962	16202	22164	5,25
<b>Mięta</b>				
1	1462	6236	7698	5,63
2	2844	8594	11438	5,60
3	3182	10612	13794	5,50
<b>Pomarańcza</b>				
1	52	32	84	4,83
2	268	52	320	4,77
3	352	72	424	4,71



**Rys. 5.** Wyniki analiz chemicznych wykonanych na wywarach z róży, mięty i pomarańczy  
**Fig. 5.** Chemical analysis results of rose, mint and orange decoctions

Analizując powyższe wyniki należy zaznaczyć, że niewielkie objętości kolb, zastosowane w aparaturze do wytwarzania wywaru z pomarańczy (rysunek 2), dały w efekcie niewielką ilość produktu końcowego destylacji. Ilość uzyskanego olejku eterycznego oszacowano na około  $4 \text{ cm}^3$  dla naważki  $50 \text{ g/dm}^3$  oraz około  $14 \text{ cm}^3$  dla naważki  $200 \text{ g/dm}^3$ . Z tego też względu do analizy chemicznej, posłużył cały uzyskany z destylacji wywar, tzn. nie oddzielono od niego wody.

## 6. Neutralizacja przykrego zapachu w hali zakładu przetwórstwa ryb SUPERFISH

### 6.1. Lokalizacja próby

Celem sprawdzenia efektywności działania otrzymanych roztworów zapachowych postanowiono rozpylić określoną dawkę każdego z nich na hali podczyszczania ścieków poprodukcyjnych z przetworni ryb SUPERFISH, zlokalizowanej w Kukini koło Ustronia Morskiego. Źródłem uciążliwych zapachów są więc zawieszinowe ścieki poprodukcyjne zebrane w zbiorniku buforowym oraz pochodzące z kolejnych procesach, takich jak flotacja, sedymentacja z koagulacją, sorpcja oraz sedymentacja w osadniku radialnym. [2] W związku z niewielką ilością uzyskanych ekstraktów zapachowych, tj. po  $100 \text{ cm}^3$ , postanowiono poddać badaniu wydzieloną część hali o kubaturze  $28 \text{ m}^3$  (o wymiarach  $2 \times 14 \times 2 \text{ m}$ ). Ustalono, że organoleptyczny pomiar intensywności zapachu poszczególnych próbek będzie prowadzony w dwóch strefach: w pierwszej – w odległości  $60 \text{ cm}$  od miejsca rozpylania substancji oraz w drugiej – usytuowanej  $120 \text{ cm}$  od odstojników Dorra nr III i V (rysunek 6).



**Rys. 6.** Osadniki typu Dorra nr III i V w hali podczyszczania ścieków firmy SUPERFISH – strefa prowadzonych badań

**Fig. 6.** Dorr type settlers no. III and V in wastewater pretreatment plant in SUPERFISH Company – experimental zone



**Rys. 7.** Zrasczac ręczny typu „KWAZAR”  
o pojemności 1 dm<sup>3</sup>

**Fig. 7.** Hand sprinkler “KWAZAR” – 1 dm<sup>3</sup>  
of capacity

## 6.2. Metodyka przeprowadzonej próby neutralizacji przykrego zapachu

Otrzymane ekstrakty zapachowe o poszczególnych stężeniach rozcieńczono spirytusem do objętości 250 cm<sup>3</sup> w celu zwiększenia objętości próbki niezbędnej do skutecznego użycia ręcznego zrasczacza typu KWAZAR o pojemności 1 dm<sup>3</sup> – rysunek 7.

Próbie realizowano wg następującego scenariusza:

- określenie miejsca i kubatury części hali poddanej neutralizacji,
- intensywne rozpylanie określonej ilości roztworu neutralizującego o najmniejszym stężeniu po wytyczonej powierzchni hali,
- badanie intensywności zapachu rozpylonego ekstraktu roślinnego oraz czasu neutralizacji przykrego zapachu ryb przez pięcioosobowy zespół,
- powtórzenie badania z roztworem o dwukrotnie większym stężeniu po piętnastominutowej przerwie w celu uzyskania właściwej percepcji zapachu przez zespół badawczy,
- powtórzenie badania z roztworem o trzykrotnym stężeniu po kolejnej piętnastominutowej przerwie,
- wykonanie drugiej serii badań z roztworami zapachowymi wykonanymi z innego materiału roślinnego przy zachowaniu tej samej metodyki.

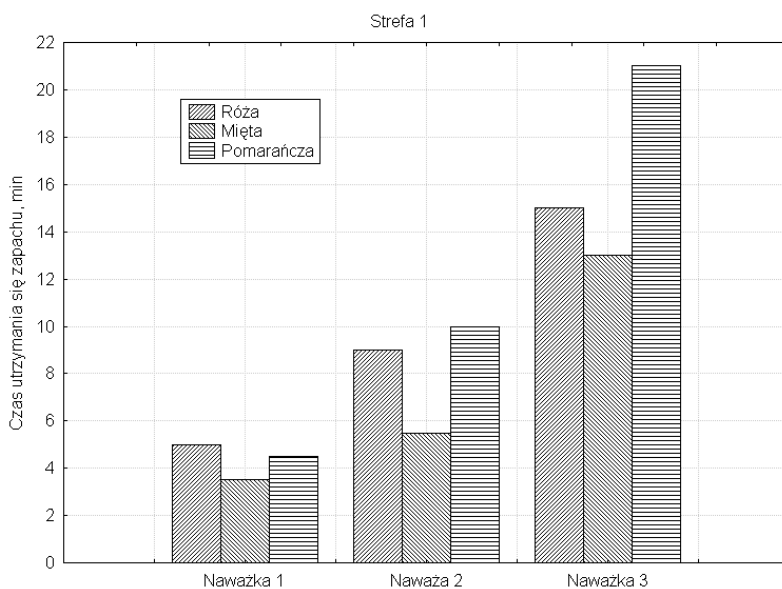
## 6.3. Analiza wyników przeprowadzonej dezodoryzacji

Badania polegały na zmierzeniu czasu utrzymującego się zapachu rozpylonej substancji przez zespół badawczy w dwóch strefach. Należy podkreślić, że czas rozpylania każdej z próbek zapachowych wynosił około 45 s. i nie był wliczony do czasu utrzymywania się zapachu. Zespół ustalił, że czas powrotu do pierwotnego przykrego zapachu stanowi dwukrotność czasu utrzymywania się rozpylonej substancji – tabela 5 oraz rysunki 8 i 9.

**Tabela 5.** Zestawienie czasów utrzymywania się zapachu w strefach w zależności od stężenia otrzymanego ekstraktu z róży i mięty

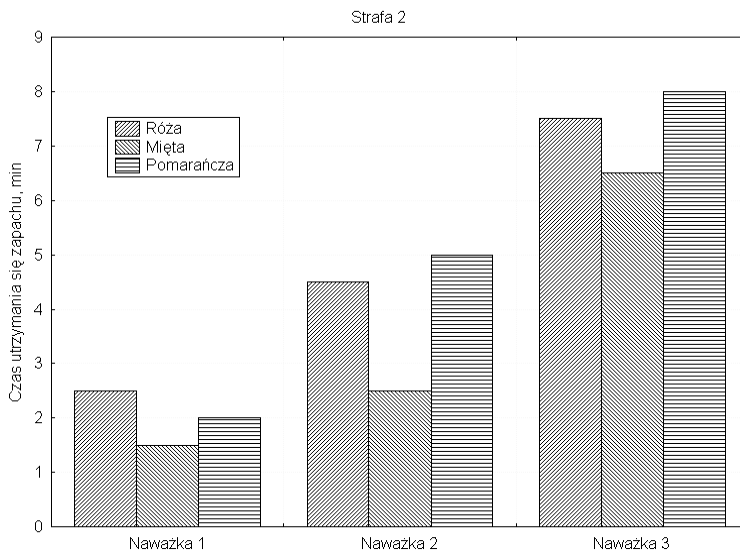
**Table 5.** Breakdown of fragrances duration in zones depending on concentration of gained extract from rose, mint and orange

Naważka	Ilość surowca (g/dm <sup>3</sup> )	Czas utrzymywania się zapachu [min]	
		Strefa 1	Strefa 2
Róża			
1	50	5	2,5
2	100	9	4,5
3	200	15	7,5
Mięta			
1	50	3,5	1,5
2	100	5,5	2,5
3	200	13	6,5
Pomarańcza			
1	50	4,5	2
2	100	10	5
3	200	21	8



**Rys. 8.** Czas utrzymywania się zapachu ekstraktu z róży, mięty oraz pomarańczy w strefie 60 cm od miejsca rozpylenia substancji zapachowej

**Fig. 8.** Fragrance of rose, mint and orange extract duration in zone 60 cm from spraying spot of aromatic substance



**Rys. 9.** Czas utrzymywania się zapachu ekstraktu z róży, mięty oraz pomarańczy w strefie 120 cm od miejsca rozpylenia substancji zapachowej

**Fig. 9.** Fragrance of rose, mint and orange extract duration in zone 120 cm from spraying spot of aromatic substance

## 8. Wnioski

- W wyniku przeprowadzonej destylacji z parą wodną substratów uzyskanych z róży, mięty i pomarańczy, powstały ekstrakty charakteryzujące się właściwościami aromatycznymi.
- Otrzymane ekstrakty, zależnie od wielkości naważki substratu użytego do destylacji, różniły się intensywnością zapachu.
- Największe stężenie substancji aromatycznych (intensywny zapach) w ekstrakcie, uzyskano dla największych naważek substratu użytego do procesu destylacji.
- Ekstrakty o największym stężeniu substancji rozpuszczonych charakteryzują się intensywnym zapachem.
- Badania przeprowadzone na hali podczyszczania ścieków firmy SUPER-FISH wykazały skuteczność otrzymanych substancji zapachowych w neutralizacji przykrych zapachów.
- Długość czasu neutralizacji jest uzależniona od wielkości naważki surowca użytego do otrzymania ekstraktu zapachowego.
- Wzrost stężenia ekstraktu wydłuża czas skutecznej dezodoryzacji.

- Najlepsze właściwości dezodoryzujące wykazał ekstrakt z pomarańczy, natomiast najgorsze - ekstrakt z mięty.
- Skuteczność dezodoryzacji maleje wraz ze wzrostem odległości od miejsca rozpylenia substancji neutralizujących przykry zapach.

## Literatura

1. **Bandrowski J., Troniewski L.:** *Destylacja i rektyfikacja*. Skrypty uczelniane nr 1954, Politechnika Śląska, Gliwice 1996.
2. **Dąbrowski T.:** *Oczyszczanie ścieków z zakładu przetwórstwa ryb* Praca doktorska. Promotor prof. dr hab. inż. Tadeusz Piecuch. Politechnika Warszawska, Wydział Inżynierii Środowiska. Warszawa 2004.
3. **Hermanowicz W., Dojlido J., Dożańska W., Koziarowski B., Zerbe J.:** *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków*. Wydawnictwo Arkady 1999.
4. <http://www.imm.org.pl/bird/prod.htm>: Pozyskiwanie olejków eterycznych.
5. <http://www.imm.org.pl/bird/prod.htm>: Produkcja olejków.
6. <http://www.wizaz.pl/aromaterapia.html>: Olejki eteryczne – co to jest?
7. **Kilimek R.:** *Olejki eteryczne*. Wydawnictwo Przemysłu Lekkiego i Spożywczego, Warszawa 1957.
8. **Kośmider J., Mazur-Chrzanowska B., Wyszyński B.:** *Odory*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2002.
9. **Kuropka J.:** *Oczyszczanie gazów – Laboratorium*. Politechnika Wroclawska.
10. **Ożarowski A., Jaroniewski W.:** *Rośliny lecznicze i ich praktyczne zastosowanie*.
11. *Swoiste substancje roślin uprawnych*. Wydawnictwo Arkady.
12. **Walus J., Tatoj P., Palica M., Chmiel K.:** *Zalety i wady ozonowania w fazie gazowej*. Rocznik Ochrony Środowiska Tom 3, Rok 2001.

## Production and Spraying Solutions Neutralizing Unpleasant Smells in the Wastewater Pretreatment Plant in SUPERFISH Company

### Abstract

Obtaining solutions neutralizing unpleasant smells from wastewater and technological deposits using rose petals, mint leaves, skins for orange was a main purpose of carried out research work. Also preliminary assessment of the effectiveness of neutralization of unpleasant smells using solutions obtained from given plants, based on experiments on smell in wastewater pretreatment plant in the SUPERFISH Company in Kukinia by Ustronie Morskie, Poland.

The method of distillation with steam was applied in this work for the purpose of obtaining essential oils from plant material.



Choice of this method is important to analysed plant material. It is applied at getting poorly water-soluble oils and the possible loss of soluble elements does not influence the quality of oil. This method is characterized by uncomplicated apparatus, as well as relatively low costs of carrying the process in comparing to other methods of obtaining oils.

Apparatus for production of essential oils obtained from rose petals and mint leaves is presented in fig. 1.

Apparatus for production of essential oils obtained from orange skins is presented in fig. 2.

In order to determine if substance obtained using method of distillation with steam has aromatic properties, it was essential to create the system of testing and comparing studied substance against established standard. As a starting point standard substance was established, i.e. substance which gave no smell off during examinations. Distilled water was used here as a standard. Next five degree scale of smell intensity was determined contractually (table 1), where lowest degree of the scale "0" means the lack of the smell (standard), 1 is a weak smell, next: average perceptible smell, intense smell and very intense smell.

In order to examine effectiveness of action of obtained aromatic solutions it was decided to spray the determined dose of each of them in the pretreatment plant of wastewater from a SUPERFISH fish- plant

Examinations consisted in measuring the time of the fragrance duration of sprayed substance by the research team in two zones.

It is possible to present the following conclusions on the base of analysis of examinations carried out:

- As a result of distillation with the steam of substrates from rose, mint and orange, extracts characterized by aromatic properties were obtained.
- Obtained extracts, depending on the amount of substrate used for distillation, differed in intensity of the fragrance.
- Biggest concentration of aromatic substances (intense fragrance) in extract, were obtained for biggest amount of substrate used for the process of distillation.
- Extracts with biggest concentration of dissolved substances are characterized by an intense fragrance.
- Examinations carried out in the SUPERFISH wastewater pretreatment plant showed the effectiveness of obtained aromatic substances in the neutralization of unpleasant smells.
- The neutralization duration depends on the amount of substrate used for obtaining aromatic extract.
- The increase of extract concentration is lengthening duration of effective dezodORIZATION.

Research carried out in the wastewater pretreatment plant of SUPERFISH company showed good effectiveness of used fragrance substances in neutralization of unpleasant smells.

# Oddziaływanie wyciągów roślinnych na żywotność i zdrowotność korzeni roślin strączkowych inokulowanych *Pythium debaryanum* (Hesse)

Bronisława Sas-Piotrowska, Wojciech Piotrowski  
Politechnika Koszalińska

## 1. Wstęp

Najbardziej zagrożone przez sprawców chorób są rośliny w okresie momentu kiełkowania do chwili, kiedy młoda siewka rozwijać się będzie jako samodzielny organizm. W tym okresie tkanki roślinne są bardzo wrażliwe na atak patogenów, zwłaszcza grzybów [12]. Choroby siewek wywołują najczęściej patogeny glebowe, do których należą między innymi grzyby z rodzajów *Pythium*, *Phytophthora*, *Fusarium* i *Rhizoctonia*.

Grzyby z rodzaju *Pythium* są bardzo rozpowszechnione. Należą do patogenów występujących w wierzchniej warstwie gleby, o nieprawidłowych stosunkach powietrzno-wodnych. Szkody powodują na ogół w warunkach sprzyjających ich rozwojowi i niekorzystnych dla rośliny. Są to: temperatura powyżej 15°C (przy temp. 30°C pasożyt działa zabójczo), nadmiar wilgoci i zbitość gleby.

*Pythium debaryanum* należy do pasożytów, którzy wydzielając różne enzymy i toksyny, wykazują dużą aktywność chemiczną. Powodują przez to szybkie niszczenie komórek gospodarza, co prowadzi do zgnilizny lub nekrozy tkanek. Jest patogenem o bardzo szerokim kręgu żywicieli z wielu grup taksonomicznych. Do roślin wrażliwych w stadium siewki zalicza się rośliny przemysłowe, zbożowe – szczególnie na glebach ubogich w wapń, motylkowe, dyniowate czy też korzeniowe, np. burak. Tak szeroki zakres żywicieli omawianego gatunku grzyba tłumaczony jest niską odpornością błon komórkowych młodych roślin na wnikanie sprawcy. Ponadto *Pythium debaryanum* może przez dłuższy czas żyć w glebie jako saprofit.

W celu ograniczenia szkodliwości sprawców zgorzeli siewek stosuje się zaprawianie nasion środkami grzybobójczymi [4]. Chemiczne zaprawianie nasion niszczy patogeny znajdujące się na powierzchni lub pod okrywą nasienną i chroni wschodzące rośliny przed sprawcami chorób infekującymi z gleby. Nie jest jednak obojętne dla mikroflory glebowej, kształtującej potencjał fitosanitarny gleby (jej zdrowotność), a zwłaszcza dla bakterii asymilujących azot atmosferyczny i żyjących w symbiozie z roślinami strączkowymi [8, 10, 19]

W poszukiwaniu alternatywnych metod zwalczania fitopatogenów coraz częściej zwraca się uwagę na stosowanie metod biologicznych, opartych na wykorzystaniu występujących w roślinach naturalnych metabolitów wtórnych. Ich zastosowanie w formie zapraw może wpływać niekorzystnie na rozwój i metabolizm patogena, ograniczając tym samym jego szkodliwość w stosunku do rozwijających się siewek.

Celem przeprowadzonych badań była laboratoryjna ocena wpływu wyciągów z roślin rdestowatych (*Polygonaceae*) na żywotność roślin oraz ich aktywności w stosunku do *Pythium debaryanum*, jednego ze sprawców zgorzeli siewek roślin strączkowych.

## 2. Materiał i metody badań

Materiał wykorzystany w badaniach stanowiły:

- Grzyb *Pythium debaryanum* (Hesse) powodujący choroby zgorzelowe korzeni. Jego hodowlę prowadzono na płytkach Petriego z rozlaną pożywką PDA. Jako materiał infekcyjny posłużyły krążki agarowe o średnicy 5 mm wycinane z 2-tygodniowych kultur *P. debaryanum*,
- Wyciągi sporządzone z następujących roślin rdestowatych (*Polygonaceae*): *Polygonum bistorta* L. (rdest wężownik), *P. hydropiper* L. (rdest ostrogorki), *P. convolvulus* L. (rdest powojowy), *P. persicaria* L. (rdest plamisty), *P. aviculare* L. (rdest ptasi) i *P. sachalinense* Schmidt (rdest sachaliński). Zastosowane w badaniach *in vivo* preparaty roślinne zostały przygotowane w formie wyciągów wodnych (macerat i napar) oraz alkoholowych i acetonowych. Sposób ich przygotowania podano we wcześniejszych opracowaniach [15, 16],
- Nasiona następujących gatunków roślin strączkowych: *Vicia faba* L.ssp. *minor* Harz (bobik), *Lupinus albus* L. (łubin biały), *Lupinus luteus* L. (łubin żółty).

Metoda przeprowadzania doświadczenia była następująca: odkażone i opłukane w sterylnej wodzie destylowanej nasiona zaprawiano poszczególnymi rodzajami wyciągów w zaprawiarce obrotowej (7 min), i pozostawiano na 20 godzin. Następnego dnia nasiona wykładano na umieszczone na dnie probówek

wilgotne korki z bibuły filtracyjnej, nakładano na nie krążki agarowe przerośnięte grzybnią *P. debaryanum* i zamykano korkami z waty. Po 2 tygodniach inkubacji w temperaturze otoczenia i warunkach naturalnego oświetlenia oceniano:

- żywotność wschodzących roślin – długość pędów i korzeni (cm) oraz ich masę (g),
- porażenie korzeni – oceniano je w skali od 1° – brak objawów do 9° – korzenie zbrunatniałe i zamarte. Analizę wariancji przeprowadzono na danych transformowanych wg wzoru Towsenda-Heubergera.

Doświadczenie przeprowadzono w dwóch terminach i w 4 powtórzeniach dla każdego z badanych czynników, dokonując łącznie 14400 obserwacji dla każdego z kryteriów oceny. Wyniki badań opracowano statystycznie za pomocą analizy wariancji z pojedynczą klasyfikacją i korelacji linowej.

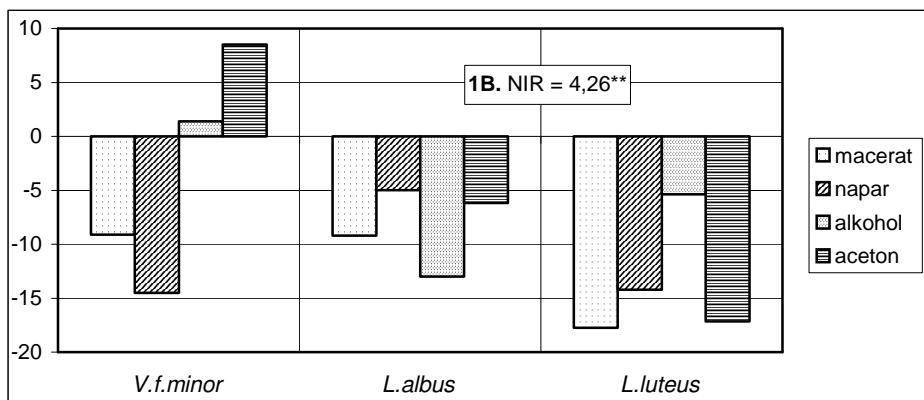
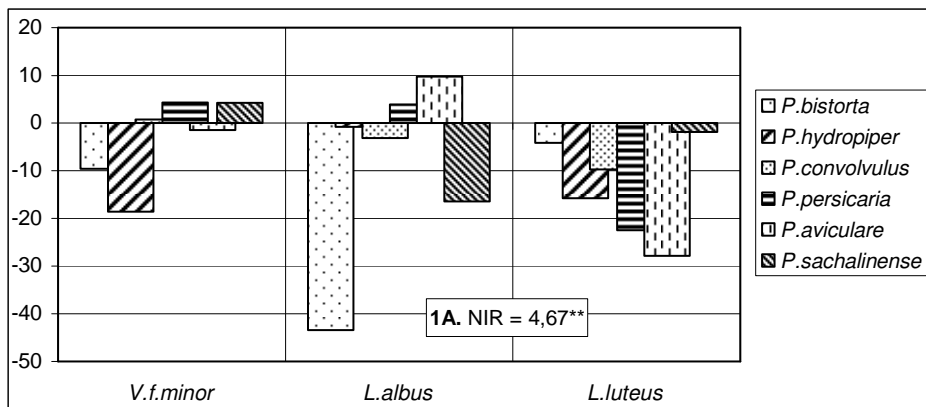
### 3. Wyniki badań

Analiza statystyczna uzyskanych wyników wykazała, że zdrowotność korzeni była istotnie zróżnicowana w zależności od pochodzenia wyciągów (roślin, z których je wykonano, rysunek 1A), sposobów ich przygotowania (rysunek 1B) oraz od współdziałania tych czynników (tabela 1÷3).

Dane zebrane na rysunku 1A wskazują, że niezależnie od sposobu przygotowania, porażenie korzeni *L. luteus* przez *P. debaryanum* ograniczały wyciągi sporządzone ze wszystkich roślin rdestowatych, a szczególnie silnie wyciąg z *P. aviculare* i *P. persicaria*. W przypadku *V.f. minor* był to wyciąg z *P. hydropiper* i *P. bistorta*, a *L. albus* - wyciąg z *P. bistorta* i *P. sachalinense*.

Znaczący wpływ na zdrowotność korzeni wywierał także sposób przygotowania wyciągów (rysunek 1B). Porażenie korzeni *L. albus* i *L. luteus* przez *P. debaryanum* ograniczały zarówno wyciągi wodne, jak też acetonowe i alkoholowe, podczas gdy porażenie korzeni *V.f. minor* ograniczały jedynie wyciągi wodne (maceraty i napary).

Odmienne było także działanie związków chemicznych zawartych w wyciągach z różnych roślin rdestowatych na określaną długością pędów i korzeni żywotność roślin strączkowych (rysunek 2A i B). Wzrost pędów i korzeni *L. luteus* stymulowały wyciągi z większości badanych roślin rdestowatych. Jedynie wyciąg z *P. bistorta* inhibował wzrost korzeni tej rośliny (rysunek 2A). Wzrost pędów i korzeni *V.f. minor* stymulowały wyciąg z *P. persicaria* oraz *P. sachalinense* (korzenie), a hamowały wyciągi z *P. bistorta*, *P. aviculare* i *P. convolvulus*. Żywotność *L. albus* ograniczał szczególnie silnie wyciąg z *P. aviculare*.



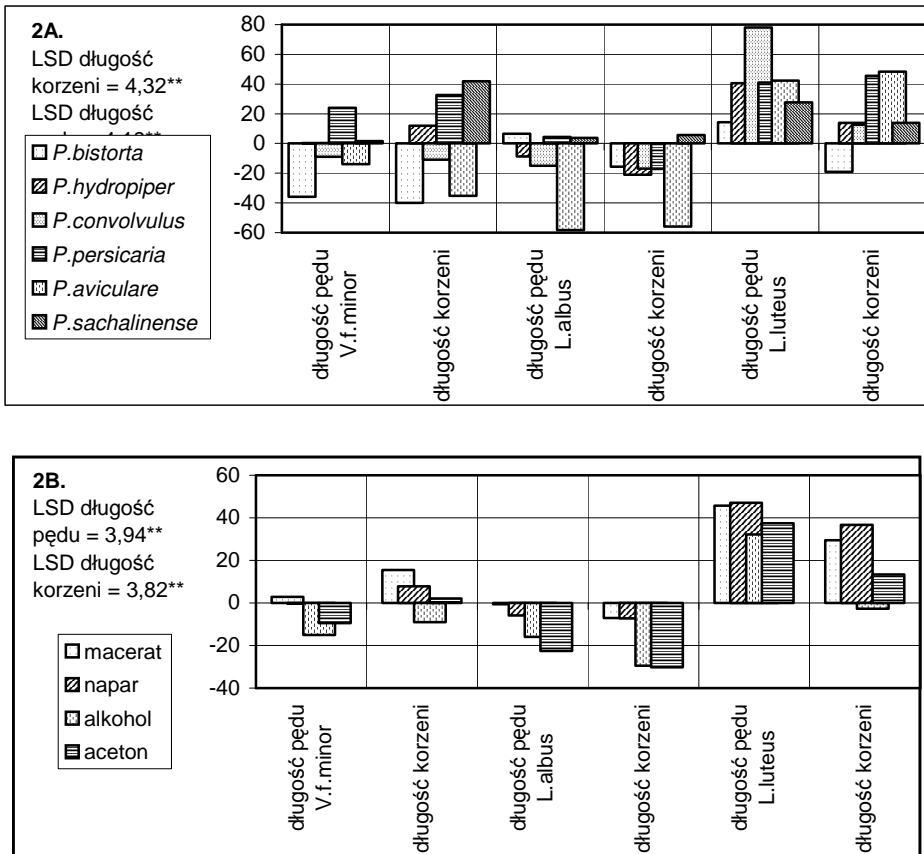
objaśnienia – explanations:

NIR – LSD

macerat – macerate; napar – brew; alkohol – alcohol; acetone – acetone

**Rys. 1.** Porażenie korzeni przez *P. debaryanum* w zależności od pochodzenia (A) i sposobu przygotowania (B) wyciągu (odchylenie od kontroli, %)

**Fig. 1.** The root infection by *P. debaryanum* depending on origin (A) and preparation method (B) of an extract (deviation from control, %)



objaśnienia – explanations:

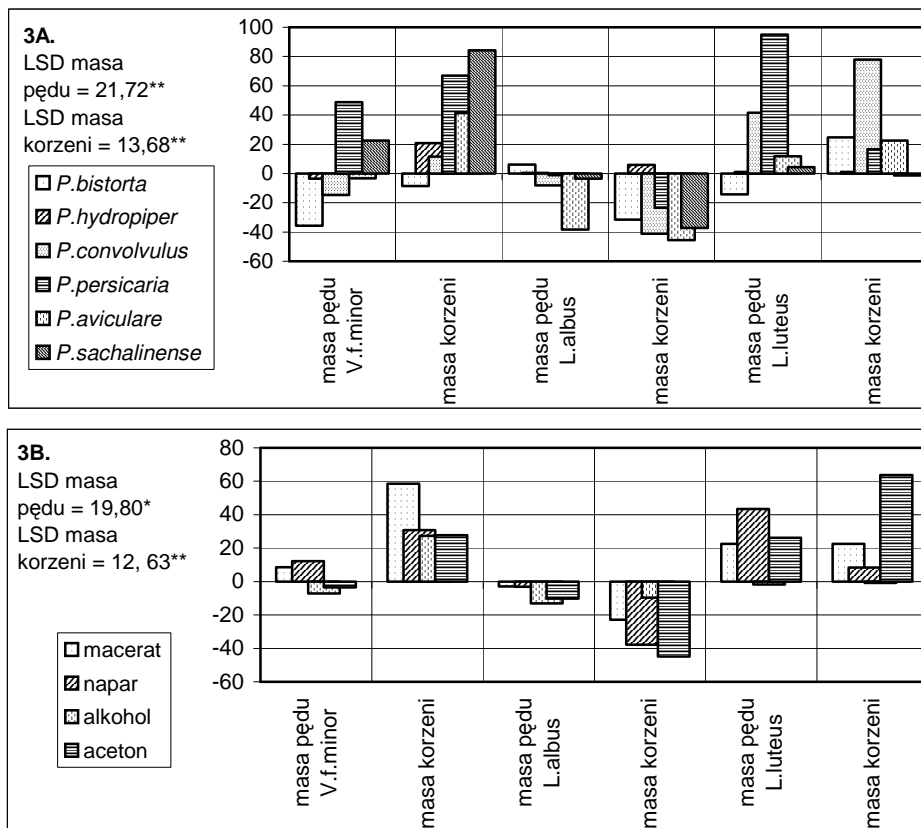
NIR - LSD

macerat – macerate; napar – brew; alkohol – alcohol; acetone - acetone

długość pędu – sprout length; długość korzeni – root length

**Rys. 2.** Długość pędu i korzeni roślin strączkowych w zależności od pochodzenia (A) i sposobu przygotowania (B) wyciągu (odchylenie od kontroli, %)

**Fig. 2.** The sprout and root length of leguminous plants depending on an extract origin (A) and preparation method (B) of an extract (deviation from control, %)



objaśnienia – explanations:

NIR – LSD

macerat – macerate; napar – brew; alkohol – alcohol; acetone – acetone

masa pędu – sprout mass; masa korzeni – root mass

**Rys. 3.** Masa pędu i korzeni roślin strączkowych w zależności od pochodzenia (A) i sposobu przygotowania (B) wyciągu (odchylenie od kontroli, %)

**Fig. 3.** The sprout and root mass of leguminous plants depending on an extract origin (A) and preparation method (B) of an extract (deviation from control, %)

**Tabela 1.** Zdrowotność i żywotność *Vicia faba ssp. minor* w zależności od wyciągu (odchylenie od kontroli, %)

**Table 1.** Healthiness and vitality of *Vicia faba ssp. minor* depending on an extract (deviation from control, %)

Średnio Mean	Zakres Range	Inhibowanie Inhibition	Stymulowanie Stimulation
Porażenie korzeni - Root Infection			
-3,4	-31,9 – 32,1	P.bistorta; alcohol (-31,9) P.aviculare; brew (-30,3) P.hydropiper; alcohol (-23,5)	P.aviculare; alcohol (32,1) P.persicaria; acetone (27,0) P.convolvulus; acetone (23,1)
Długość korzeni - Root Length			
-4,9	-65,7 – 64,7	P.bistorta; brew (-65,7) P.bistorta; macerate (-36,6) P.bistorta; acetone (-36,5)	P.sachalinense; alcohol (64,7) P.persicaria; brew (64,0) P.persicaria; acetone (51,6)
Masa korzeni - Root Mass			
35,6	-35,4 – 204,2	P.bistorta; brew (-35,4) P.persicaria; alcohol (-31,6) P.bistorta; macerate (-22,0)	P.persicaria; macerate (204,2) P.sachalinense; alcohol (121,3) P.sachalinense; macerate (88,2)
Długość pędu - Sprout Length			
-5,5	-48,6 – 54,2	P.bistorta; macerate (-48,6) P.bistorta; brew (-48,2) P.aviculare; alcohol (-43,1)	P.persicaria; macerate (54,2) P.persicaria; brew (22,4) P.persicaria; acetone (22,3)
Masa pędu - Sprout Mass			
2,4	-54,5 – 93,8	P.bistorta, brew (-54,5) P.bistorta; macerate (-47,7) P.convolvulus; acetone (-34,6)	P.persicaria; macerate (93,8) P.persicaria; brew (58,0) P.persicaria; acetone (48,3)



**Tabela 2.** Zdrowotność i żywotność *Lupinus albus* w zależności od wyciągu (odchylenie od kontroli, %)**Table 2.** Healthiness and vitality of *Lupinus albus* depending on an extract (deviation from control, %)

Średnio Mean	Zakres Range	Inhibowanie Inhibition	Stymulowanie Stimulation
Porażenie korzeni - Root Infection			
-8,3	-59,0 – 27,9	P. bistorta; acetone (-59,0) P. bistorta; alcohol (-56,7) P. sachalinense; alcohol (-44,7)	P. convolvulus; alcohol (27,9) P. hydropiper; acetone (22,1) P. persicaria; alcohol (15,4)
Długość korzeni - Root Length			
-18,6	-63,1 – 12,0	P. aviculare; acetone (-63,1) P. aviculare; macerate (-60,9) P. aviculare; alcohol (-56,8)	P. sachalinense; macerate (12,0) P. persicaria; macerate (11,2) P. sachalinense; alcohol (10,9)
Masa korzeni - Root Mass			
-29,5	-56,4 – 138,6	P. aviculare; macerate (-56,4) P. bistorta; brew (-55,6) P. convolvulus; alcohol (-55,6)	P. hydropiper; alcohol (138,6) P. persicaria; macerate (14,1) -
Długość pędu - Sprout Length			
-11,3	-75,0 – 24,8	P. aviculare; acetone (-75,0) P. aviculare; alcohol (-61,9) P. aviculare; macerate (-58,10)	P. persicaria; macerate (24,8) P. bistorta; brew (20,4) P. bistorta; macerate (16,2)
Masa pędu - Sprout Mass			
-7,5	-42,7 – 13,5	P. aviculare; alcohol (-42,7) P. aviculare; macerate (-41,0) P. aviculare; acetone (-40,2)	P. persicaria; macerate (13,5) P. bistorta; alcohol (13,4) P. hydropiper; acetone (13,4)

**Tabela 3.** Zdrowotność i żywotność *Lupinus luteus* w zależności od wyciągu (odchylenie od kontroli, %)

**Table 3.** Healthiness and vitality of *Lupinus luteus* depending on an extract (deviation from control, %)

Średnio Mean	Zakres Range	Inhibowanie Inhibition	Stymulowanie Stimulation
Porażenie korzeni - Root Infection			
-13,6	-39,3 – 10,6	P.aviculare; alcohol (-39,3) P.aviculare; brew (-38,6) P.persicaria; acetone (-36,0)	P.convolvulus; alcohol (10,6) P.sachalinense; alcohol (7,3) P.bistorta; brew (6,2)
Długość korzeni - Root Length			
19,2	-42,9 – 90,9	P.bistorta; brew (-42,9) P.persicaria; macerate (-27,3) P.aviculare; macerate (-26,2)	P.persicaria; brew (90,9) P.persicaria; macerate (84,5) P.aviculare; macerate (75,4)
Masa korzeni - Root Mass			
25,9	-21,3 – 334,6	P.persicaria; alcohol (-21,3) P.convolvulus; alcohol (-15,7) P.aviculare; acetone (-13,4)	P.convolvulus; acetone (334,6) P.aviculare; macerate (85,0) P.bistorta; alcohol (53,5)
Długość pędu - Sprout Length			
40,6	4,9 – 107,5	- - -	P.convolvulus; alcohol (107,5) P.convolvulus; acetone (70,5) P.convolvulus; macerate (70,1)
Masa pędu - Sprout Mass			
22,6	-33,9 – 235,4	P.sachalinense; macerate (-33,9) P.bistorta; brew (-23,3) P.bistorta; macerate (-15,9)	P.persicaria; brew (235,4) P.convolvulus; mecerate (121,1) P.persicaria; acetone (111,2)

Podobnie i sposób przygotowania wyciągów działał różnicująco na żywotność badanych roślin (rysunek 2B). Wzrost obu części morfologicznych *V.f.minor* i *L. albus* hamowały najsilniej wyciągi acetonowe i alkoholowe. W przypadku *L. luteus* większość przygotowanych według odmiennych procedur wyciągów stymulowała wzrost omawianych części roślin.

Analiza masy pędu i korzeni badanych roślin motylkowych (rysunek 3A i B) wskazuje, iż większość wyciągów z roślin rdestowatych hamowała przyrost masy wymienionych części morfologicznych *L. albus*. W odniesieniu do *V.f.minor* i *L. luteus* działanie takie wykazywał najsilniej wyciąg z *P. bistorta*, podczas gdy większość pozostałych wyciągów działała korzystnie (rysunek 3A). Były to przede wszystkim wyciągi z *P. persicaria* i *P. sachalinense* gdy analizowano reakcję *V.f.minor* oraz *P. convolvulus* i *P. persicaria* w przypadku *L. luteus*.

Podobne relacje obserwowano podczas analizy oddziaływania wyciągów w zależności od sposobu ich przygotowania (rysunek 3B). Związki zawarte w wyciągach hamowały przyrost masy obu części morfologicznych, zwłaszcza masy korzeni *L. albus*, podczas gdy w odniesieniu do *V.f.minor* i *L. luteus* działały na ogół stymulująco.

Przeprowadzona analiza statystyczna potwierdziła istotność współdziałania obu analizowanych czynników (pochodzenie x sposób przygotowania wyciągów) w kształtowaniu zdrowotności i żywotności badanych roślin uprawnych (tabela 1÷3). Wykazała ponadto różną zmienność reakcji badanych roślin strączkowych na zastosowane wyciągi.

Największą zmiennością reakcji określaną zdrowotnością korzeni, charakteryzował się *L. albus* ( $V=25,8\%$ ). W przypadku *V.f.minor* i *L. luteus* wartości współczynników zmienności ( $V$ ) były mniejsze i wynosiły 18,5 i 17,1%.

Najsukuteczniej porażenie korzeni *V.f.minor* ograniczały wyciągi alkoholowe z *P. bistorta* i *P. hydropiper* oraz napar z *P. aviculare* (tabela 1). W odniesieniu do *L. albus* działanie takie wykazał wyciąg acetonowy i alkoholowy z *P. bistorta* oraz alkoholowy z *P. sachalinense* (tabela 2), a w przypadku *L. luteus* był to wyciąg alkoholowy i napar z *P. aviculare* oraz wyciąg acetonowy z *P. persicaria* (tabela 3).

Wśród wyciągów były również i takie pod wpływem, których porażenie korzeni badanych roślin motylkowych wzrastało. Działanie takie na zdrowotność wszystkich badanych roślin wykazywał wyciąg alkoholowy lub acetonowy z *P. convolvulus*, a także:

- wyciąg alkoholowy z *P. aviculare* i acetonowy z *P. persicaria* w stosunku do *V.f. minor*,
- wyciąg acetonowy z *P. hydropiper* i alkoholowy z *P. persicaria* w stosunku *L. albus*,
- wyciąg alkoholowy z *P. sachalinense* i napar z *P. bistorta* w stosunku do *L. luteus*.

Porównując oddziaływanie wyciągów na porażanie korzeni badanych roślin strączkowych przez *P. debaryanum* z ich wpływem na żywotność wyrażoną długością oraz masą pędu i korzenia zauważono, że im silniej wyciągi z roślin rdestowatych ograniczały porażenie korzeni, tym wyższa była żywotność. Zależności takie ujawniły się najwyraźniej, gdy porównywano porażenie korzeni *L. albus* z długością pędu ( $r=-0,449^*$ ) oraz porażenie *L. luteus* z długością korzenia ( $r = -0,689^{**}$ ). W pozostałych przypadkach obserwowano tendencje do takiej zależności.

Również oddziaływanie wyciągów na poszczególne parametry żywotności *V.f.minor*, *L. albus* i *L. luteus* było zbliżone. Istotnie zgodne wyniki uzyskano w przypadku porównania:

- *V.f.minor* – długości i masy korzenia z długością pędu ( $r=0,772^{**}$ ;  $r=0,724^{**}$ ) oraz masy pędu z jego długością ( $r=0,900^{**}$ ). Najkorzystniej na żywotność tej rośliny oddziaływały: wyciągi (macerat, napar i wyciąg acetonowy) z *P. persicaria* oraz wyciąg alkoholowy i macerat z *P. sachalinense* (tab.1). Największą zmienność reakcji obserwowano w przypadku masy i długości korzeni ( $V=39,7\%$  i  $34,5\%$ ), a najniższą dla długości pędu ( $V=26,2\%$ );
- *L. albus* – długości pędu z długością korzenia ( $r=0,873^{**}$ ) i długości pędu z masą pędu ( $r= 0,854^{**}$ ). Żywotność tej rośliny stymulowały najsilniej macerat i wyciąg alkoholowy z *P. sachalinense*, maceraty z *P. persicaria*, wyciąg alkoholowy i acetonowy z *P. hydropiper*, a także macerat, napar i wyciąg alkoholowy z *P. bistorta* (tabela 2). Zmienność reakcji na zastosowane wyciągi była najwyższa w przypadku masy korzeni ( $V=55,2\%$ ), a najniższa dla ich długości ( $V=18,6\%$ );
- *L. luteus* – długości pędu z długością korzenia ( $r=0,452^{**}$ ). Najwyższą żywotnością charakteryzowały się rośliny po zastosowaniu maceratu, naparu i wyciągu alkoholowego z *P. persicaria*, maceratu, wyciągu acetonowego i alkoholowego z *P. convolvulus*, a także maceratu z *P. aviculare* i wyciągu alkoholowego z *P. bistorta* (tabela 3). Również i w przypadku tej rośliny najbardziej zróżnicowaną reakcję na zastosowane wyciągi obserwowano w przypadku masy korzeni ( $V=57,1\%$ ) i masy pędów ( $V=47,2\%$ ), a najniższą dla długości pędu ( $V=18,3\%$ ).

Niektóre z wyciągów wykazywały ponadto zbliżone oddziaływanie na poszczególne gatunki badanych roślin strączkowych. Na przykład wyciągi wodne (zwłaszcza macerat) i wyciąg acetonowy sporządzone z *P. persicaria* stymulowały wzrost korzeni i pędów zarówno *V.f.minor*, jak też *L. albus* i *L. luteus*. Z kolei macerat i wyciąg alkoholowy z *P. sachalinense* wpływały korzystnie na rozwój korzeni *V.f.minor* i *L. albus*.

## 4. Dyskusja

Postęp w technice badań biochemicznych umożliwia oznaczanie występujących w małych ilościach substancji syntetyzowanych przez rośliny lub też wytworzonych przez mikroorganizmy oraz podjęcia prób ich wykorzystania w biologicznej ochronie roślin przed szkodliwymi czynnikami biotycznymi. Etapem wstępnym jest ocena aktywności *in vitro* i *in vivo* mieszaniny różnych związków organicznych dyfundujących do wyciągów.

Obecność związków biologicznie czynnych w roślinach wiązana jest z ich odpornością na chorobotwórcze mikroorganizmy i szkodniki [20]. W warunkach naturalnych rośliny wyposażone w takie mechanizmy obronne same sobie radzą z chorobotwórczymi mikroorganizmami. Rośliny uprawne charakteryzujące się podwyższoną odpornością, rosnąc w sprzyjających warunkach środowiskowych, również nie wymagają dodatkowych zabiegów ochronnych prowadzonych przy użyciu syntetycznych pestycydów lub też ich liczbę można zmniejszyć do niezbędnego minimum. Ogranicza to możliwość kumulowania się substancji aktywnych w glebie, wodzie i w łańcuchu troficznym. Większość jednak roślin uprawnych, a zwłaszcza wysokowydajnych odmian wrażliwych na niesprzyjające abiotyczne i biotyczne czynniki środowiskowe takiej ochrony potrzebuje.

A zatem ze względu na ochronę środowiska przyrodniczego i zdrowia konsumentów oraz powszechność zabiegów chemizacyjnych istnieje potrzeba ograniczenia metod ochrony roślin opartych jedynie na stosowaniu syntetycznych fungicydów, na korzyść metod integrowanych, a w ich ramach metod agrotechnicznych i biologicznych [3, 11]. W ramach tych ostatnich pewne nadzieje budzą między innymi naturalne związki organiczne o działaniu allelopacyjnym syntetyzowane przez rośliny i mikroorganizmy [1, 2, 7].

We wcześniejszych badaniach *in vitro* określano oddziaływanie wyciągów roślinnych na wzrost i rozwój patogenów roślin uprawnych [13÷15, 17]. Wykazano w nich, że tylko nieliczne inhibowały kiełkowanie zarodników grzybów chorobotwórczych dla roślin [9]. Najwyższą aktywność wykazywał w tych badaniach wyciąg z *P. bistorta*. Potwierdzeniem skuteczności działania wymienionego wyciągu są prezentowane badania. Wyciągi sporządzone z kłączy *P. bistorta* obniżały porażenie korzeni *V.f.minor* i *L. albus* przez *P. debaryanum*.

Korzystne działanie wyciągu z *P. bistorta* tłumaczone jest obecnością związków garbnikowych. Są to tworzone w liściach tej rośliny metabolity wtórne, które następnie są przenoszone do kambium i transportowane do kory zewnętrznej, gdzie pełnią funkcje obronne przeciw agrofagom. Posiadają właściwości antybiotyczne i przeciwutleniające. Mogą występować zarówno w formie skondensowanej, jak i hydrolizującej [5]. Zaobserwowano jednak i niekorzystne działanie wyciągu z *P. bistorta*. Napar z niego sporządzony stymulował porażenie korzeni *L. luteus*.

Oprócz *P. bistorta* porażenie korzeni *V.f.minor* oraz *L. luteus* ograniczały związki organiczne zawarte w wyciągach z *P. aviculare*. Jak wynika z danych literaturowych również *P. aviculare* zawiera w swoim składzie związki garbnikowe oraz witaminy i kwas chlorogenowy. Na znaczenie kwasu chlorogenowego w kształtowaniu odporności roślin wskazuje Trzebiński [20]. Jako przykład podaje między innymi wyniki badań Fung Lee i współautorów, którzy wykazali zależność między jego stężeniem a odpornością ziemniaka na tracheomykozę powodowaną przez *Verticilium* sp.

Aktywność wyciągów z roślin rdestowatych w stosunku do sześciu gatunków grzybów zgorzelowych była prezentowana we wcześniejszych badaniach *in vitro* [17]. Stwierdzono w nich zróżnicowaną reakcję badanych patogenów na zastosowane wyciągi. Wzrost kolonii *P. debaryanum* ograniczał najsilniej wyciąg alkoholowy i acetonowy z *P. bistorta*. W prezentowanych badaniach *in vivo* porażenie korzeni roślin motylkowych przez wymienionego patogena oprócz wyciągu alkoholowego czy acetonowego z *P. bistorta* ograniczały także wyciąg alkoholowy i napar z rdestu ptasiego (*P. aviculare*).

Wyciągi z tych roślin ograniczały również znacząco porażenie *V.f.minor* przez innego sprawcę zgorzeli korzeni - *Fusarium oxysporum* [18]. Pomimo tego, oddziaływanie wyciągów z roślin rdestowatych na porażenie *V.f.minor*, *L. albus* i *L. luteus* przez *P.debaryanum* oraz przez *F. oxysporum* nie było ze sobą istotnie zgodne ( $r=-0,077$ ;  $r=0,003$ ;  $r=-0,362$ ). Wynikało to po części z mniej lub bardziej zróżnicowanej reakcji badanych roślin na infekcję *F. oxysporum* i *P. debaryanum*, której przebieg mógł być odmiennie modyfikowany przez użyte do zaprawienia nasion wyciągi z roślin rdestowatych. Na przykład zmienność reakcji (V%) roślin strączkowych wahała w się przypadku *F. oxysporum* od 15,5% (*V.f.minor*) do 44,0% (*L. albus*), podczas gdy dla *P.debaryanum* oscylowała między 17,7% (*L. luteus*) a 25,8% (*L. albus*). Pośrednio miało to także wpływ na odmiennie kształtowanie się żywotności pędów i korzeni roślin strączkowych inokulowanych tymi dwoma patogenami. Szczególnie wyraźne różnice obserwowano, gdy porównywano ze sobą masę pędu i korzeni *L. albus* inokulowanych tymi dwoma patogenami ( $r=-0,405^*$ ;  $r=-0,449^*$ ). W przypadku pozostałych kryteriów żywotności *L. albus* oraz *L. luteus* zarysowały się tendencje do negatywnej korelacji. Jedynie w obrębie *V.f.minor* zaobserwowano tendencje do korelacji pozytywnej.

Przedstawione wyniki badań wskazują na różny mechanizm działania ekstraktów na patogena, a także na żywotność roślin. Zależy to najprawdopodobniej od składu chemicznego stosowanego wyciągu, charakteru związku organicznego i jego rozpuszczalności w wodzie lub rozpuszczalnikach organicznych, cech komórki grzyba i właściwości chronionej rośliny. Duży wpływ wywierają także specyficzne warunki każdego okresu wegetacyjnego, wiek rośliny rdestowatej w momencie zbioru i jej części morfologicznej, które decydować mogą o gromadzeniu się w niej substancji biologicznie czynnych [6].

## Literatura

1. **Achremowicz J., Cież W.:** *Ekstrakty roślinne jako naturalne pestycydy do zwalczania mszyc*. Materiały XXXII Sesji Naukowej IOR, II, 1992. 242÷248.
2. **Bednarek A.:** *Ochrona roślin w rolnictwie ekologicznym*. Nowe Rolnictwo, 4, 1989. 20÷22.
3. **Duer I., Fotyma M., Madej A.:** *Kodeks Dobrej Praktyki Rolniczej*. Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi; Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2002.
4. **Jańczak C.:** *Zwalczanie chorób bobiku*. Ochrona Roślin, 4, 1992. 4÷6.
5. **Kączkowski J.:** *Biochemia roślin*. II Metabolizm wtórny. PWN Warszawa 1993.
6. **Łakota S., Kwiatkowski M., Czerwiński Z.:** *Możliwości wykorzystania związków pochodzenia roślinnego do zwalczania szkodliwych owadów i patogenów roślin*. Pestycydy, 1, 1993. 29÷33.
7. **Nawrot J.:** *Produkty naturalne w ochronie roślin*. Pestycydy 3/4, 1984. 1÷31.
8. **Piotrowski W., Ślizak W.:** *Oddziaływanie fungicydów i antybiotyków na przeżywalność *Rhizobium leguminosarum* i brodawkowanie *Pisum sativum* L. Reakcja *Rhizobium leguminosarum* (szczep G-308)*. Prace Kom. Nauk Roln. i Biolog. BTN, XXXI: 1995. 201÷206.
9. **Piotrowski W., Sas-Piotrowska B., Wyrostkiewicz K., Czajkowski P.:** *Wpływ wyciągów roślinnych na kiełkowanie zarodników niektórych gatunków grzybów patogennych dla roślin*. Zeszyty Naukowe ATR 190, Rolnictwo (36), 1995. 139÷145.
10. **Piotrowski W., Sas-Piotrowska B., Ślizak W.:** *Reakcja *Rhizobium leguminosarum* (szczep B-73B) na niektóre fungicydy i antybiotyki*. Progress in Plant Protection, 1999, Vol. 32 (2), 1999. 845÷849
11. **Pruszyński S., Wolny S.:** *Dobra praktyka ochrony roślin*. Wydanie II. Instytut Ochrony Roślin; Krajowe Centrum Doradztwa Rozwoju Rolnictwa i Obszarów Wiejskich, Poznań 2001.
12. **Sadowski S., Piątek M., Sowa:** *Wpływ zabiegów agrotechnicznych na zdrowotność korzeni bobiku*. Zesz. Nauk. ATR 160, Rolnictwo (29), 1989. 21÷31.
13. **Sas-Piotrowska B., Piotrowski W.:** *Oddziaływanie wyciągów roślinnych na zdrowotność wybranych roślin uprawnych*. Materiały XXXV Sesji Naukowej IOR, II, 1995a. 256÷259.
14. **Sas-Piotrowska B., Piotrowski W.:** *Ocena przeciwgrzybowej aktywności wyciągów roślinnych*. Biuletyn IPO – Pestycydy, 4, 1995b. 13÷20.
15. **Sas-Piotrowska B., Piotrowski W.:** *Activity of extracts from Polygonaceae plants toward *Fusarium* species*. VI Conf. of the Phytopathological Sc. "Biological control of Soil-Borne and Post-Harvest Pathogens", Skierniewice 1995c. 149÷153.
16. **Sas-Piotrowska B., Piotrowski W., Misiak M.:** *The growth and development of potato pathogens on the media with extracts from Polygonaceae plants*. Phytopathologia Polonica, 11, 1996. p. 103÷109.
17. **Sas-Piotrowska B., Piotrowski W.:** *Ocena fungicydalnego działania wyciągów roślinnych na grzyby powodujące zgorzel siewek buraka*. Biuletyn IHAR, 202, 1997. 253÷258.

18. **Sas-Piotrowska B, Piotrowski W.:** *Impact of plant extracts on vitality and root healthiness of leguminous plants inoculated by Fusarium oxysporum (Schl.)*. Rocznik Ochrony Środowiska Tom 5, Rok 2003. 191÷202.
19. **Stefaniak O., Śliza W., Piotrowski W.:** *Influence of seed dressing on rhizosphere microflora of legumes*. Zentralbl. Microbiol., 148, 4, 1993. p. 357÷373.
20. **Trzebiński J.:** *Biochemiczne podstawy odporności roślin na choroby*. Postępy Nauk Rolniczych, 6, 1970. 63÷80.

## **Influence of Plant Extracts on the Root Healthiness and Vitality of Leguminous Plants Inoculated by *Pythium debaryanum* (Hesse)**

### **Abstract**

According to the rules of a Good Agricultural Practice a modern understandable agriculture should meet two aims:

- the productive and economic aim – i.e. production of good yields from a quantitative and qualitative point of view with a guarantee of an adequate profitability for a farmer,
- the ecological aim – a sustainable use of nature resources and their preserving in a dynamic and stable balance,
- the social aim – a fulfilling of expectations of a non-agricultural section of a population.

The performing of these functions may be effective in a case of a proper organization of a farm i.e. by a maintenance of plant and animal production and by a proper managing of a production. In a range of a plant production it comprises a proper managing of agrochemicals and observing of the recommendations of a Good Plant Protection Practice. The fulfilling of these rules consists in an implementation of integrated plant protection, i.e. in combination of effective, economically justified and environmentally safe methods (biological, agricultural and chemical methods) maintaining the weeds and pests number below a threshold damage.

Within the confines of an biological method a harmfulness of the pests may be controlled with an use of biocides and other substances produced by bacteria, fungi and plants.

The aim of this work was an impact evaluation *in vivo* of water, alcohol and acetone extracts, made from *Polygonum bistorta*, *P. hydropiper*, *P. convolvulus*, *P. persicaria*, *P. aviculare*, *P. sachalinense* on a root infection by *Pythium debaryanum* and on vitality (length and weight of shoots and roots) of *Vicia faba ssp. minor*, *Lupinus albus*, *Lupinus luteus*. These experiments were carried out in two dates and in 4 replications for each investigated factor, performing altogether 14400 observations for each of 5 evaluation criteria.



In the experiments have shown that the extracts made from individual *Polygonaceae* plants and the extracts made according to different preparation methods have shown a differentiated root infection of *V.f. minor*, *L. albus* and *L. luteus* by *P. debaryanum* as well as a vitality of these plants. The greatest response variability expressed by root healthiness have shown *L. albus* ( $V = 25,8\%$ ). In a case of *V.f. minor* and *L. luteus* the variability coefficients ( $V$ ) were lower and amounted 18,5 and 17,1%. Most effective against root infection of *V.f. minor* were alcohol extracts from *P. bistorta* and *P. hydropiper* and an infusion from *P. aviculare*. In a case of *L. albus* such action have shown an alcohol and acetone extract from *P. bistorta* and the alcohol extract from *P. sachalinense* and in a case of *L. luteus* it were an alcohol and acetone extract from *P. aviculare* and the acetone extract from *P. persicaria*.

When comparing the influence of the extracts on a root infection of examined leguminous plants by *P. debaryanum* with their influence on a vitality of these plants it was observed that the stronger was the reduction of a root infection, the better was the vitality of the *Polygonaceae* plants. These relationships have been shown most strongly when comparing the roots infection of *L. luteus* with a shoot length ( $r = -0,449^*$ ) and the infection of *L. luteus* with a root length ( $-0,689^{**}$ ).

Also the influence of the extracts on particular vitality parameters of the examined plants was similar. The significantly consistent results were obtained for the following comparisons:

- *V.f. minor* – the length and root mass with the shoot length ( $r = 0,772^{**}$ ;  $r = 0,724^{**}$ ) and the shoot mass with its length ( $r = 0,900^{**}$ ). Most favourably on the vitality of this plant influenced extracts (maceration, infusion and acetone extract) from *P. persicaria* and alcohol extract and maceration from *P. sachalinense*;
- *L. albus* - the shoot length with the root length ( $r = 0,873^{**}$ ) and the shoot length with the shoot mass ( $r = 0,854^{**}$ ). The vitality of this plant was strongly stimulated by maceration and alcohol extract from *P. sachalinense*, macerations from *P. persicaria*, alcohol and acetone extracts from *P. hydropiper*, as well as maceration, infusion and alcohol extract from *P. bistorta*;
- *L. luteus* – the shoot length with the root length ( $r = 0,452^{**}$ ). The best vitality have shown plants treated with maceration, infusion and alcohol extract from *P. persicaria* with maceration, acetone and alcohol extract from *P. convolvulus* and with maceration from *P. aviculare* and alcohol extract from *P. bistorta*.

Some of the extracts have shown moreover a similar influence on individual species of examined leguminous plants. For instance the water extracts (especially maceration) and acetone extract made from *P. persicaria* have stimulated a root and shoot growth of both *V.f. minor* and *L. albus* and *L. luteus*. Next a maceration and alcohol extract from *P. sachalinense* influenced positively a root growth of *V.f. minor* and *L. albus*.

# Kształtowanie środowiska rolniczego na terenach pogórnicznych Kopalni Węgla Brunatnego „Konin”

*Piotr Stachowski*

*Akademia Rolnicza im. Augusta Cieszkowskiego  
w Poznaniu*

## 1. Wstęp

Działalność wydobywcza kopalń węgla brunatnego powoduje niewątpliwie czasowe lub trwałe naruszenie powierzchni terenu i wyłączenie z dotychczasowego użytkowania rolnego i leśnego stosunkowo dużych powierzchni pod działalność górnictwem [5]. Aktualnie powierzchnia zajmowana przez kopalnie węgla brunatnego wynosi około 14,5 tys. ha. Oznacza to, że na każdą tonę wydobycia węgla brunatnego trzeba okresowo zająć średnio 2,4 m<sup>2</sup> terenu. W wyniku działalności górnictwa powstaje wiele form ziemnych w postaci zwałowisk zewnętrznych i wewnętrznych, często wypiętrzonych ponad okoliczny teren oraz form o dużych powierzchniach będących wyrobiskami końcowymi. Włączenie ich do rolniczej lub leśnej przestrzeni produkcyjnej umożliwia rekultywacja. Obowiązująca obecnie Ustawa o ochronie gruntów rolnych i leśnych [8] rozdziela uproduktywnienie gruntów pogórnicznych na rekultywację i zagospodarowanie. Rekultywacja jest obowiązkiem sprawcy wyłączenia gruntu z produkcji rolniczej bądź leśnej i zgodnie z zapisem art. 20 pkt. 4 Ustawy powinna trwać w okresie 5 lat od zaprzestania działalności gospodarczej, a zagospodarowanie obowiązkiem nabywcy bądź użytkownika gruntów pogórnicznych. Ustawodawca nie precyzuje jednak kiedy kończy się rekultywacja a zaczyna zagospodarowanie, co wywołuje wiele nieporozumień, umożliwia stosowanie rozwiązań lokalnych, zazwyczaj korzystnych dla sprawców przekształceń i jest kwestionowany przez wielu badaczy [1, 2]. Według Gilewskiej [2] dotychczasowe osiągnięcia w rekultywacji terenów przemysłowych w rejonie Konina pozwalają na stwierdzenie, że proces rekultywacji powinien trwać około 10 lat od zakończenia działalności górnictwa.

## 2. Cel i zakres badań

Celem pracy była ocena kształtowania środowiska rolniczego na terenach pogórnich Konińskiego Zagłębia Węgla Brunatnego na przykładzie użytków pokopalnianych, to jest zwałowisk wewnętrznych odkrywek: „Pątnów i „Kazimierz Północ” Kopalni Węgla Brunatnego „Konin”, na których od 1992 roku prowadzone są badania przez Katedra Melioracji, Kształtowania Środowiska i Geodezji AR w Poznaniu. W pracy oprócz własnych badań i obserwacji terenowych wykorzystano dane uzyskane z Kopalni Węgla Brunatnego „Konin”, a także wyniki wieloletnich badań Zakładu Rekultywacji AR w Poznaniu z siedzibą w Koninie.

Badane zwałowiska położone są w Regionie Wielkopolskim, w zasięgu mezoregionu 315.57 Pojezierza Kujawskiego i zaliczane są do zwałowisk o wierzchowinie dostosowanej do poziomu terenów przyległych.

## 3. Omówienie wyników badań

### 3.1. Zakres ingerencji w środowisko przyrodnicze oraz jego rekultywacja

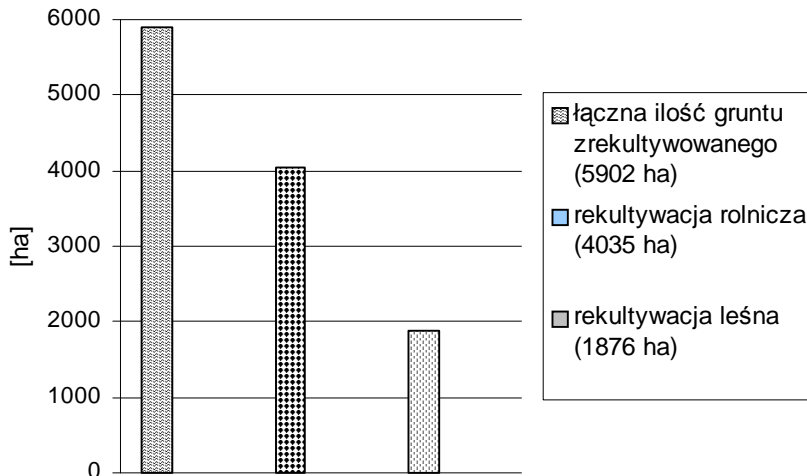
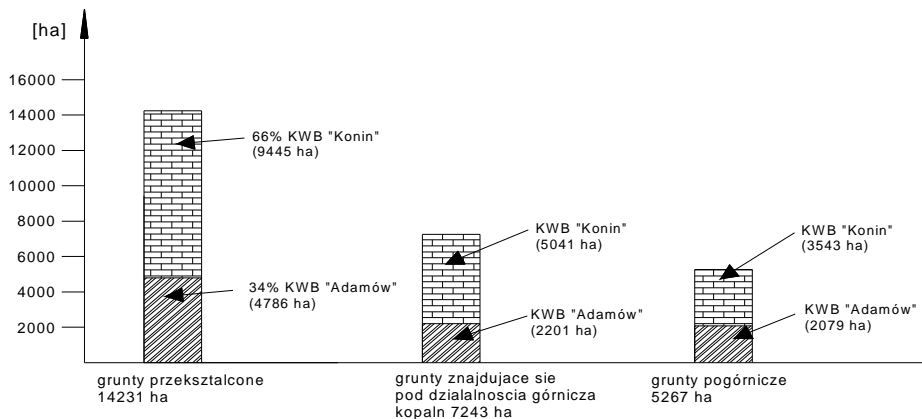
W Polsce powierzchnia gruntów zdewastowanych i zdegradowanych w 2004 wynosiła ogółem 67550 ha w tym gruntów zdewastowanych 62053 ha, a zdegradowanych 5497 ha. W roku 2004 w Polsce zrekultywowano 2342 ha, w tym na cele rolnicze 1165 ha, a w kierunku leśnym 692 ha. W tym czasie zagospodarowaniu poddano 1618 ha, w tym zagospodarowaniu rolniczemu 880 ha i leśnemu 570 ha.

W Wielkopolsce gruntów wymagających rekultywacji było ogółem 10852 ha, w tym zdewastowanych 10653 ha, a zdegradowanych 199 ha. W tym czasie zrekultywowano ogółem 407 (na cele rolnicze 152 ha, leśne 72 ha). Według danych GUS (2004) gruntów zajętych pod działalnością górnictwa węgla brunatnego było 16626 ha, zrekultywowano 431 ha, a zagospodarowano 261 ha i przekazano innym użytkownikom 103 ha.

Odkrywkowa eksploatacja węgla brunatnego w Konińsko-Tureckim Zagłębiu Węglowym spowodowała przekształcenie ponad 14 tys. ha (rysunek 1). Pod działalnością górnictwem znajduje się ponad połowa tej powierzchni (7243 ha). Dalsze 1362 ha to grunty nie odkształcone, lecz związane z działalnością kopalń. Powierzchnia gruntów pogórnich (odkształconych) wynosi 5627 ha. Grunty pogórnice zlokalizowane są na 20 zwałowiskach różniących się wysokością, powierzchnią i architekturą. Na wierzchowinach zwałowisk prowadzona jest przede wszystkim rekultywacja i zagospodarowanie rolnicze. Wiodącym kierunkiem rekultywacji jak wynika z rysunków 2 i 3 jest rekultywacja rolnicza, którą objęto 4035 ha gruntów pogórnich. Pod rekultywację leśną przekazano 1867 ha gruntów. Ogólna powierzchnia gruntów zrekultywowanych wynosi 5902 ha.

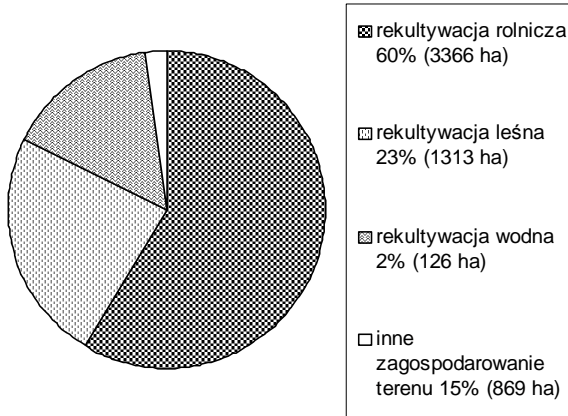
### 3.2. Zagospodarowanie terenów pogórnicznych w KWB Konin

Jak wynika z wieloletnich badań Gilewskiej [2], grunty pogórniczne Konińskiego Zagłębia Węgla Brunatnego zbudowane są ze zmieszanych w różnych ilościach i proporcjach skał, występujących w nadkładzie węgla brunatnego: glin zwałowych szarych i żółtych, piasków czwartorzędowych, iłów poznańskich oraz toksycznych piasków i mułków mioceńskich.



**Rys. 1,2.** Działalność górnictwa i rekultywacja terenów pogórnicznych w KWB Konin i Adamów do 2003 roku

**Fig. 1,2.** Current mining operation and reclamation of former opencast mine in Konin Quarry and Adamow Quarry as of 2003



**Rys. 3.** Rekultywacja terenów pogórnich w KWB „Konin” do roku 2003

**Fig. 3.** Reclamation of former opencast mine in Konin Quarry up to 2003

Litologia skał nadkładu stwarza możliwości selektywnego urabiania potencjalnie produktywnych skał i budowanie z nich wierzchniej warstwy zwałowisk, co jest jednym z podstawowych postulatów rekultywacyjnych.

Duży udział (od 40 do 60%) w nadkładzie konińskich złóż węgla, gliny zwałowej zlodowacenia środkowopolskiego i korzystny układ litologiczny stwarza możliwości selektywnej eksploatacji tej cennej dla rekultywacji skały glebotwórczej.

Zasoby gliny zwałowej szarej stwarzają możliwości pokrycia tym utworem wierzchniej warstwy zwałowisk o miąższości co najmniej 1 m, na powierzchni około 10 tys. ha. Wówczas powstałaby na terenach pogórnich gleby, przewyższające znacznie swą produktywnością gleby uprawne, znajdujące się na tym terenie przed eksploatacją węgla. Ta szansa nie jest w pełni wykorzystywana, co potwierdzają wieloletnie badania prowadzone na zwałowisku wewnętrznym odkrywki „Pałnów” przez Katedrę Melioracji, Kształtowania Środowiska i Geodezji AR w Poznaniu.

Zmieszanie i rozmieszczenie poszczególnych skał w masie ziemnej tego zwałowiska jest przypadkowe, co powoduje duże zróżnicowanie składu granulometrycznego i właściwości fizycznych oraz wodnych gruntów pogórnich tworzących wierzchnią warstwę zwałowiska [6]. Wynika to z stosowanej w latach 60-tych przy budowie zwałowiska nieselektywnej gospodarki nadkładem. Natomiast wprowadzona w latach 80-tych metoda podsieypnego zwałowania wierzchniej warstwy zwałowisk, udoskonaliła rekultywację techniczną oraz umożliwiła kształtowanie powierzchni zwałowisk dla potrzeb rekultywacji biologicznej, a także przyczyniła się do większej integracji zwałowisk z krajobrazem i ochrony ich skarp przed destrukcyjnym działaniem erozji wodnej i ruchami osuwiskowymi. W związku z zastosowaniem selektywnego zwało-

wania, w wyniku którego wierzchnią warstwę zwałowisk w większości stanowią gliny zwałowe, przeważającym kierunkiem rekultywacji i zagospodarowania stała się rekultywacja rolnicza, realizowana przede wszystkim na wierzchowinach zwałowisk. Natomiast skarpy zwałowisk poddawane są rekultywacji leśnej.

Rekultywacja biologiczna na terenach pogórnich Konińskiego Zagłębia realizowana była, podobnie jak w całej Polsce, według dwóch koncepcji. Roślinności pionierskiej, opracowanej przez Skawinę i gatunków docelowych, opracowanej przez Bendera. Koncepcja roślinności pionierskiej sprowadzała rekultywację do jednorazowej czynności inżyniersko-agrotechnicznej, wprowadzeniu na grunt pogórnich roślin (robinia akacja, olsza czarna i szara, nostryk biały, czy łubin trwały), powodując zaledwie inicjację procesu glebotwórczego i nie spełniając podstawowego warunku Ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych (1995), to jest nadania gruntom pogórnich wartości użytkowej. Od połowy lat 70-tych rekultywacja biologiczna gruntów pogórnich realizowana jest na terenach Konińskiego Zagłębia Węgla Brunatnego według koncepcji gatunków docelowych Bendera (model PAN). Koncepcja ta za podstawowy zabieg rekultywacyjny uznaje naprawę właściwości chemicznych gruntów pogórnich, realizowaną przez stosowanie w odpowiednich ilościach i proporcjach nawożenia mineralnego (NPK) oraz uprawę mechaniczną, przyspieszającą procesy wietrzeniowe i homogenizację masy ziemnej. Na podstawie założeń tej koncepcji, dla potrzeb rolniczej praktyki powstały 4 systemy użytkowania gruntów pogórnich:

- system zbożowy, polegający na uprawie zbóż, głównie ozimych,
- system rzepakowo-zbożowy, polegający na przemiennej uprawie rzepaku i zbóż ozimych,
- system paszowy, polegający na przemiennej uprawie lucerny z trawami przez 4 lata i następnie 2 lata pszenicy lub rzepaku,
- konserwacja gruntu pogórnich, polegający na wieloletniej uprawie lucerny.

Koncepcja umożliwia zdaniem Bendera [1] realizację dwóch ważnych celów gospodarczych jednocześnie: tworzenie „nowej” gleby i „normalną” produkcję rolniczą, z zastosowaniem ogólnie przyjętych zasad i metod gospodarowania oraz co jest nie mniej istotne pomniejsza tym samym koszty związane z przekształceniem gruntu pogórnich w produktywną glebę. Zgodnie z założeniem koncepcji jest to dopiero możliwe w ciągu 10÷20 lat rekultywacji, co koliduje z zapisem art. 20 pkt.4 Ustawy, który zakłada zakończenie rekultywacji w okresie 5 lat od zaprzestania działalności wydobywczej. W praktyce rekultywacyjnej sprawca przekształcenia – KWB „Konin” po zakończeniu rekultywacji technicznej wykonuje obudowę biologiczną, umożliwiającą realizację

paszowego systemu użytkowania gruntów pogórnich, która polega na obsiewie powierzchni pogórnich lucerną i trawami. Prawidłowa wykonana obudowa biologiczna stanowi podstawę uznania rekultywacji za zakończoną. Następnie w drodze przetargu sprzedają grunty pogórnice o powierzchni średnio 20 ha, w cenie w granicach od 470 do 800 zł za ha. Jednorazowy zabieg rekultywacyjny KWB „Konin” zwany obudową biologiczną jest zaledwie początkiem rekultywacji. Powoduje on jednak, przeniesienie na nowego nabywcę gruntów obowiązków rekultywacji i jej kosztów.

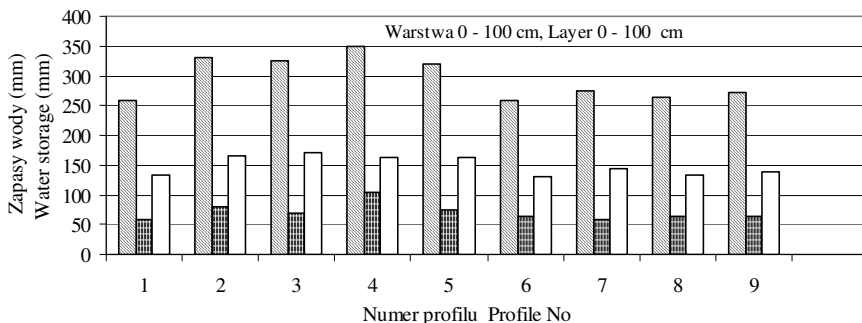
### 3.3. Właściwości gruntów pogórnich i gleb z nich wytworzonych

Modernizacja systemu formowania zwałowisk polegająca na likwidacji nadsięsypnego zwałowania na rzecz podsięsypnego zwałowania nie tylko znacznie ograniczyła zakres prac ziemnych na etapie rekultywacji technicznej, ale także umożliwiła przyspieszenie prac związanych z biologiczną rekultywacją. Różnice w systemach widoczne są analizując podstawowe właściwości gruntów pogórnich, tworzących wierzchnią warstwę zwałowisk wewnętrznych odkrywek: „Państwów” i „Kazimierz Północ” KWB „Konin”.

Jak wynika z danych zamieszczonych w tabeli 1, w wierzchniej jednometrowej warstwie gruntów pogórnich tworzących zwałowisko wewnętrzne odkrywki „Kazimierz Północ” dominują utwory o składzie granulometrycznym glin lekkich i średnich rzadziej ciężkich. W wierzchniej warstwie typowych profili od nr 2 do nr 5 przeważają gliny średnie, przechodzące w glinę lekką (profil nr 3) i glinę ciężką (profil nr 4). Pozostałe charakterystyczne profile zbudowane są z gliny lekkiej, przechodzącej w glinę średnią. W utworach zalegających poniżej jednometrowej warstwy dominują grunty o uziarnieniu glin średnich z wkładkami glin ciężkich (profile nr 2 i nr 4) oraz glin lekkich (profil nr 7 i nr 8). Gęstość stałej fazy wierzchnich warstw (0÷150 cm) badanych gruntów nie wykazywała istotnych zmian i osiągała wartość od 2,66 do 2,69 Mg·m<sup>-3</sup>. Gęstość objętościowa w warstwie 0÷60 cm wynosi średnio 1,90 Mg·m<sup>-3</sup>. Natomiast głębsze warstwy wykazują większe zagęszczenie, gdyż średnia gęstość objętościowa osiąga wartość 1,96 Mg·m<sup>-3</sup>.

Przeprowadzone badania wykazały, że zawartość próchnicy w warstwie 0÷60 cm była najmniejsza w profilach 1 i 4 i wahała się od 0,31% do 0,50%. W pozostałych profilach zawartość materii organicznej w wierzchniej warstwie była wyższa i wynosiła średnio 0,58%. Małe zróżnicowanie w uziarnieniu badanych powierzchni, wpłynęło także na niewielkie różnice we właściwościach wodnych analizowanych profili gruntów pogórnich (rysunek 4). Stan retencji odpowiadający połowej pojemności wodnej ( $R_{ppw}$ ), jest najmniejszy w profilach zbudowanych z glin lekkich i w warstwie 0÷100 cm osiąga wartość od 260 mm (profil 1) do 275 mm (profil 7). W profilach, zbudowanych z glin średnich,  $R_{ppw}$  jest większy i wynosi średnio 331 mm. W analizowanych profilach glebowych,

zawartość wody łatwo dostępnej (Rwłd) w warstwie 0÷100 cm waha się od 131 mm (profil 6) do 170 mm (profil 3). Podobne zróżnicowanie stwierdzono w stanie retencji przy wilgotności trwałego wędnięcia (Rwtw). Na podstawie szczegółowych wieloletnich badań gleboznawczych prowadzonych na zwałowisku wewnętrznym odkrywki „Kazimierz Północ” stwierdzono, że pokrywa gruntów pogórnicznych tworzących wierzchnią warstwę tego zwałowiska wykazuje niewielką zmienność w uziarnieniu, tak w układzie przestrzennym, jak i profilowym oraz podstawowych właściwościach fizycznych i wodnych.

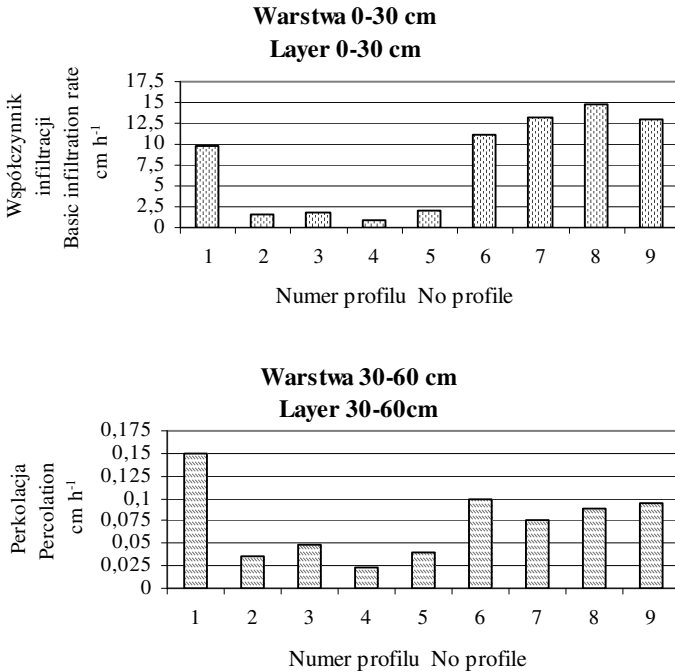


- Rppw**- stan retencji przy połowej pojemności wodnej, water retention a field water capacity,
- Rwtw**- stan retencji przy wilgotności trwałego wędnięcia, water retention a field water capacity of permanent wilting,
- Rwłd**- stan retencji odpowiadający wodzie łatwo dostępnej, water retention easy water accessible for plants,

**Rys. 4.** Wybrane właściwości wodne badanych profili gruntów pogórnicznych  
**Fig. 4.** Selected water properties of investigated postmining grounds' profiles

Przeprowadzone badania terenowe wykazały różnice w przepuszczalności wierzchnich warstw gruntów pogórnicznych. W profilach, w których wierzchnia warstwa (0÷30 cm) usypana jest z gliny średniej, współczynniki infiltracji ustalonej wahają się od 0,86 (profil nr 4) do 1,95  $\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$  (profil nr 5), średnio 1,57  $\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$  i były około 8-krotnie mniejsze niż w profilach zbudowanych z glin lekkich (średnio 12,4  $\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$ ). Kilkakrotnie mniejsze wielkości uzyskano w warstwie 30÷60 cm badanych gruntów pogórnicznych (rysunek 5). Szybkość przesiąkania wody w tej warstwie jest najmniejsza także w profilach zbudowanych z glin średnich i osiągają wartość od 0,024  $\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$  (profil nr 4) do 0,048  $\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$  (profil nr 3), średnio 0,038  $\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$ . Natomiast w profilach zbudowanych z glin lekkich, współczynnik perkolacji w tej warstwie był większy i wynosił średnio 0,10  $\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$ .





**Rys. 5.** Wartość współczynnika infiltracji w warstwie 0÷30 cm i perkolacji w warstwie 30÷60 cm w badanych profilach gruntów pogórnich

**Fig. 5.** Value of infiltration coefficient in layer 0÷30 cm and percolation coefficient in layer 30÷60 cm of investigated postmining grounds' profiles

Stosowane od pięciu lat zabiegi uprawowe, głównie orka, spowodowały powstanie warstwy ornej o ciemniejszej barwie i strukturze bardziej porowatej niż poziomów niżej zalegających. Potwierdziły to badania gęstości objętościowej gruntu suchego, która w wyniku pięcioletnich zabiegów uprawowych, zmniejszyła się o około  $0,21 \text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$  i osiągnęła średnią wartość  $1,76 \text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$ . Głębsze warstwy wykazywały większe zagęszczenie, spowodowane używaniem ciężkich maszyn przy zabiegach agrotechnicznych oraz naturalną stabilizacją i konsolidacją gruntu pogórniczego.

Szczegółowe badania terenowe przeprowadzone na 5 rolniczo użytkowanych powierzchniach gruntów pogórnich na zwałowisku wewnętrznym odkrywki „Pątnów” KWB „Konin” potwierdziły, że grunty te są mieszaniną wszystkich skał występujących w nadkładzie-glin zwałowych, piasków czwartorzędowych, sporadycznie piasków miocénskich. Wierzchnie warstwy badanych profili glebowych zbudowane są najczęściej z piasków gliniastych mocnych i glin lekkich. Jednak nawet w obrębie jednej powierzchni, o wymiarach

27 x 40 m, stwierdzono znaczne zróżnicowanie w składzie granulometrycznym poszczególnych profili glebowych. Prześledzić to można porównując profile nr 2 i nr 3. Profil nr 2 jest zbudowany z piasków średnich z przewarstwieniami piasków luźnych i piasków gliniastych lekkich. Natomiast profil nr 3 zbudowany jest z gliny średniej. Z analizy otrzymanych wyników badań można stwierdzić, że rozmieszczenie oraz zmieszanie skał nadkładowych jest bardzo przypadkowe. Wynika to z tego, że badane zwałowisko zbudowano metodą nieselektywnej gospodarki nadkładem. O tym, jakie skały nadkładowe i w jakim stopniu ilościowym były zmieszane, decydowało położenie poszczególnych poziomów wydobywczych oraz aktualna sytuacja w obrębie frontu eksploatacyjnego i transportowego [2].

Gęstość właściwa wierzchnich warstw nie wykazuje istotnych zmian i waha się od 2,53 do 2,71 g · cm<sup>-3</sup> (tabela 2). Większe zróżnicowanie występuje natomiast w gęstości objętościowej analizowanych profili gleb pogórnich. Najniższe wartości gęstości objętościowej występują w wierzchnim poziomie 0÷25 cm, który pokrywa się ze średnią głębokością wykonywania orek i wynosi od 1,68 do 1,87 g · cm<sup>-3</sup>, średnio 1,77 g · cm<sup>-3</sup>. Natomiast głębsze warstwy badanych profili glebowych wykazują większe zagęszczenie, gdyż średnia gęstość objętościowa osiąga wartość 1,92 g · cm<sup>-3</sup>. Podobne zróżnicowanie istnieje w zawartości materii organicznej. Najmniejsza zawartość materii organicznej istnieje na powierzchniach z sukcesją naturalną oraz z lucerną (profile nr 1 i nr 2). Natomiast na trzech pozostałych powierzchniach badawczych: z uprawą żyta ozimego, na ugorze zielonym i czarnym ugorze, zawartość materii organicznej w warstwie 0÷25 cm jest znacznie wyższa i wynosi od 0,96 do 1,59%.

Spowodowane jest to stosowaniem na tych powierzchniach różnych zabiegów rekultywacyjnych, które umożliwiają szybsze wytworzenie się poziomu próchnicznego. Największy przyrost materii organicznej w ciągu 20-letniego oddziaływania zabiegów rekultywacyjnych, stwierdzono na zielonym ugorze oraz życie ozimym. Zawartość części organicznych na tych powierzchniach zwiększyła się odpowiednio o 1,22 i 1,02%.

Na pozostałych badanych powierzchniach przyrost ten był o połowę mniejszy. Otrzymane wyniki badań własnych są zgodne z badaniami Gilewskiej [3], która stwierdziła, że wieloletnia przemienna uprawa zbóż połączona z nawożeniem mineralnym na gruntach pogórnich, spowodowała uformowanie 20÷25 centymetrowego poziomu próchnicznego, który wyraźnie odróżniał się ciemniejszą barwą od pozostałej części profilu glebowego. Zróżnicowane zabiegi rekultywacyjne umożliwiają dopływ odpowiedniej ilości substancji organicznej, a w konsekwencji lepszy rozwój procesu próchnicotwórczego i tworzenie się w stosunkowo krótkim czasie gleby uprawnej, ze wszelkimi atrybutami biogenności i produktywności.

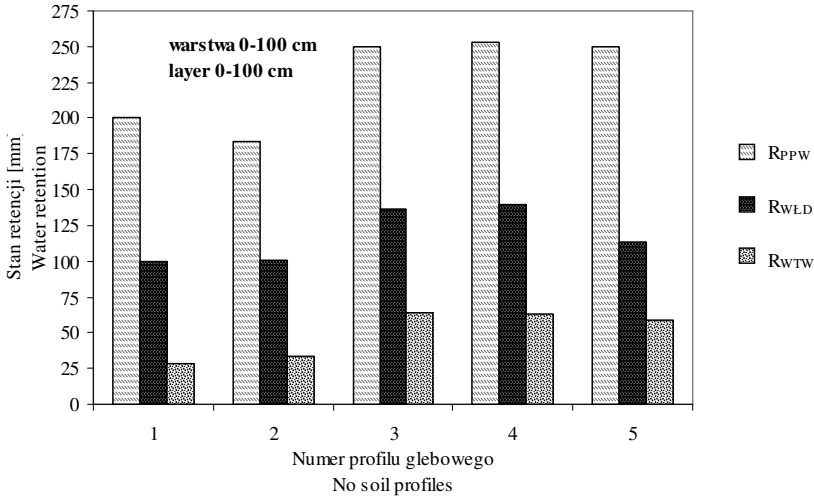
**Tabela 1.** Niektóre właściwości fizyczne i zawartość próchnicy w badanych profilach gruntów pogórnicznych na zwałowisku wewnętrznym „Kazimierz Północ”  
**Table 1.** Selected physical properties and humus content in investigated postmining ground profiles at internal site “Kazimierz Północ”

Nr profilu	Głębokość	Symbol składu	Gęstość fazy stałej	Gęstość objętościowa	Porowatość ogólna	Zawartość próchnicy
Profile No	Depth	Granulomet. texture	Specific gravity	Bulk density	Porosity	Organic matter
–	[cm]	–	[Mg·m <sup>3</sup> ]	[Mg·m <sup>3</sup> ]	[%]	[%]
1	0÷60	<b>gl</b>	2,68	1,89	29,48	0,31
	60÷100	<b>gs</b>	2,67	1,96	26,59	0,29
	100÷150	<b>gs</b>	2,66	1,98	25,56	0,41
2	0÷30	<b>gs</b>	2,67	1,87	29,96	0,76
	30÷60	<b>gs</b>	2,68	1,93	27,99	0,52
	60÷100	<b>gs</b>	2,68	1,95	27,24	0,64
	100÷150	<b>gc</b>	2,68	1,98	26,12	0,62
3	0÷60	<b>gs</b>	2,69	1,93	28,25	0,57
	60÷100	<b>gl</b>	2,68	1,97	26,49	0,52
	100÷150	<b>gs</b>	2,68	1,99	25,75	0,58
4	0÷30	<b>gs</b>	2,68	1,87	30,22	0,31
	30÷60	<b>gc</b>	2,67	1,95	26,97	0,69
	60÷150	<b>gc</b>	2,66	1,98	25,56	0,41
5	0÷60	<b>gs</b>	2,67	1,87	29,96	0,59
	60÷150	<b>gs</b>	2,67	1,92	28,09	0,53
6	0÷30	<b>gl</b>	2,68	1,86	30,60	0,60
	30÷60	<b>gl</b>	2,68	1,90	29,10	0,64
	60÷150	<b>gs</b>	2,67	1,94	27,34	0,52
7	0÷30	<b>gl</b>	2,68	1,89	29,48	0,53
	30÷60	<b>gl</b>	2,68	1,90	29,10	0,50
	60÷150	<b>gl</b>	2,67	1,96	26,59	0,67
8	0÷30	<b>gl</b>	2,67	1,90	28,84	0,53
	30÷60	<b>gs</b>	2,67	1,92	28,09	0,55
	60÷150	<b>gl</b>	2,67	1,96	26,59	0,60
9	0÷60	<b>gl</b>	2,67	1,89	26,67	0,52
	60÷150	<b>gs</b>	2,67	1,96	24,91	0,43

**Tabela 2.** Skład granulometryczny i niektóre właściwości fizyczne i chemiczne badanych profili gleb pogórnicznych na zwałowisku wewnętrznym „Pątnów”  
**Table 2.** Granulometric distribution and selected physical and chemical properties of investigated mining soil profiles at internal site “Pątnów”

Nr profilu	Warstwa	Symbol składu granulometrycznego	Gęstość objętościowa gleby suchej	Porowatość ogólna	Zawartość części organicznych
Profile No	Layer	Texture Symbol	Bulk density	Porosity	Organic mater content
–	[cm]	–	[g·cm <sup>-3</sup> ]	[%]	[%]
1	0÷25	<b>pgl</b>	1,87	30,48	0,59
	25÷40	<b>pgl</b>	1,99	26,30	0,53
	40÷70	<b>pgm</b>	1,88	25,28	0,41
	70÷100	<b>pgl</b>	1,86	24,90	0,42
	100÷120	<b>pgmp</b>	1,87	22,75	0,24
	120÷150	<b>gl</b>	1,98	20,80	0,30
2	0÷25	<b>ps</b>	1,68	35,38	0,34
	25÷40	<b>ps</b>	1,72	34,35	1,13
	40÷70	<b>pl</b>	1,58	39,46	0,22
	70÷100	<b>ps</b>	1,62	28,35	0,11
	100÷120	<b>pgl</b>	1,87	30,00	0,09
	120÷150	<b>ps</b>		30,00	0,10
3	0÷25	<b>gs</b>	1,81	31,18	1,59
	25÷40	<b>pgm</b>	1,88	26,94	1,85
	40÷70	<b>gs</b>	1,91	26,82	1,19
	70÷100	<b>gs</b>	1,97	23,77	0,78
	100÷120	<b>gs</b>	2,02	24,44	0,80
	120÷150	<b>gs</b>	2,01	24,44	0,75
4	0÷25	<b>pgmp</b>	1,72	31,58	1,02
	25÷40	<b>gl</b>	1,69	35,85	1,23
	40÷70	<b>gl</b>	1,90	31,82	1,02
	70÷100	<b>gs</b>	1,98	27,97	1,12
	100÷120	<b>gs</b>	1,98	30,11	0,88
	120÷150	<b>gsp</b>	1,90	30,66	0,70
5	0÷25	<b>pgmp</b>	1,79	33,95	0,96
	25÷40	<b>gl</b>	1,82	32,34	0,86
	40÷70	<b>gl</b>	1,92	28,89	0,80
	70÷100	<b>gl</b>	1,97	26,77	0,76
	100÷120	<b>gs</b>	1,98	26,67	0,67
	120÷150	<b>gs</b>	2,02	24,91	0,60

Odczyn analizowanych profili gruntów pogórnicznych jak i gleb z nich wytworzonych jest obojętny lub zasadowy. Wynika to z dużej zawartości  $\text{CaCO}_3$  w poszczególnych analizowanych warstwach. Stwierdzić można, że wieloletnie oddziaływanie różnych zabiegów rekultywacyjnych nie wpływa na zmianę odczynu oraz nie powoduje przemieszczeń  $\text{CaCO}_3$  w głębsze warstwy badanych profili.



**Rys. 6.** Wybrane właściwości wodne badanych profili gleb pogórnicznych  
**Fig. 6.** Selected water properties of investigated postmining soil profiles

Zmieszane w różnych ilościach i proporcjach gliny zwałowe i piaski czwarterzędowe, a także piaski miocenske powodują nie tylko zróżnicowanie składu granulometrycznego i właściwości fizycznych oraz chemicznych badanego zwałowiska, lecz również wpływają na duże zróżnicowanie właściwości wodnych badanych profili glebowych

Zapas wody przy połowej pojemności wodnej (PPW) warstwy 0÷100 cm waha się od 184 (profil nr 2) do 253 mm (profil nr 4). Najmniejsze wartości PPW występują w profilach o składzie granulometrycznym piasków (profil nr 1 i 2) i wynoszą od 184 do 200 mm (rysunek 6). W pozostałych badanych profilach gleb pogórnicznych PPW jest znacznie wyższa i w jednometrowej warstwie wynosi średnio 251 mm.

Wieloletnie badania wykazały również istotny wpływ użytkowania rolniczego na zdolności infiltracyjne wierzchnich warstw badanych profili gleb pogórnicznych na zwałowisku wewnętrznym odkrywki „Państwów”. Na powierzchni z sukcesją naturalną (profil nr1) i z lucerną siewną (profil nr 2) współczynnik infiltracji w warstwie 0÷30 cm waha się od 8,2 do 11,3  $\text{cm} \cdot \text{h}^{-1}$ .

W warstwie 30÷60 cm tych profili, perkolacja jest jeszcze mniejsza i wynosi od 1,2 do 1,6 cm·h<sup>-1</sup>. Znacznie lepszymi zdolnościami infiltracyjnymi charakteryzuje się profil nr 3, będący pod uprawą żyta ozimego. Współczynnik infiltracji w analizowanych warstwach jest prawie dwukrotnie wyższy, mimo występowania w składzie granulometrycznym glin średnich i wynosi odpowiednio 16,5 i 2,8 cm·h<sup>-1</sup>. Potwierdza to już wcześniej sformułowany wniosek, że uprawa żyta ozimego i zielonego ugoru umożliwiają nie tylko zwiększenie zawartości materii organicznej w wierzchnich warstwach gruntów pogórnich, lecz również wpływają na poprawę ich zdolności infiltracyjnych i retencyjnych. Ma to istotne znaczenie dla gospodarki opadowo-wodnej gleb terenów pogórnich, które kształtują swoją wilgotność i zapasy wody użytecznej tylko pod wpływem opadów atmosferycznych. Zwiększenie zdolności retencyjnych gleb pogórnich umożliwia większe magazynowanie wody w profilu glebowym w okresach o dużym uwilgotnieniu, co powoduje zmniejszenie niedoborów w okresach suchych. Jest to zgodne z oczekiwaniami rolnictwa oraz potrzebami ochrony tych terenów przed erozją wodną.

Badania potwierdziły istotny wpływ użytkowania rolniczego na zdolności infiltracyjne i retencyjne wierzchnich warstw. Współczynniki infiltracji na powierzchniach będących pod uprawą żyta ozimego są prawie dwukrotnie wyższe od otrzymanych na powierzchniach z sukcesją naturalną i z lucerną siewną. Ma to duże znaczenie dla gospodarki wodnej gruntów pogórnich z punktu widzenia potrzeb rolnictwa oraz konieczności ochrony tych terenów przed erozją wodną.

### **3.4. Efekty rekultywacji i zagospodarowania terenów pogórnich**

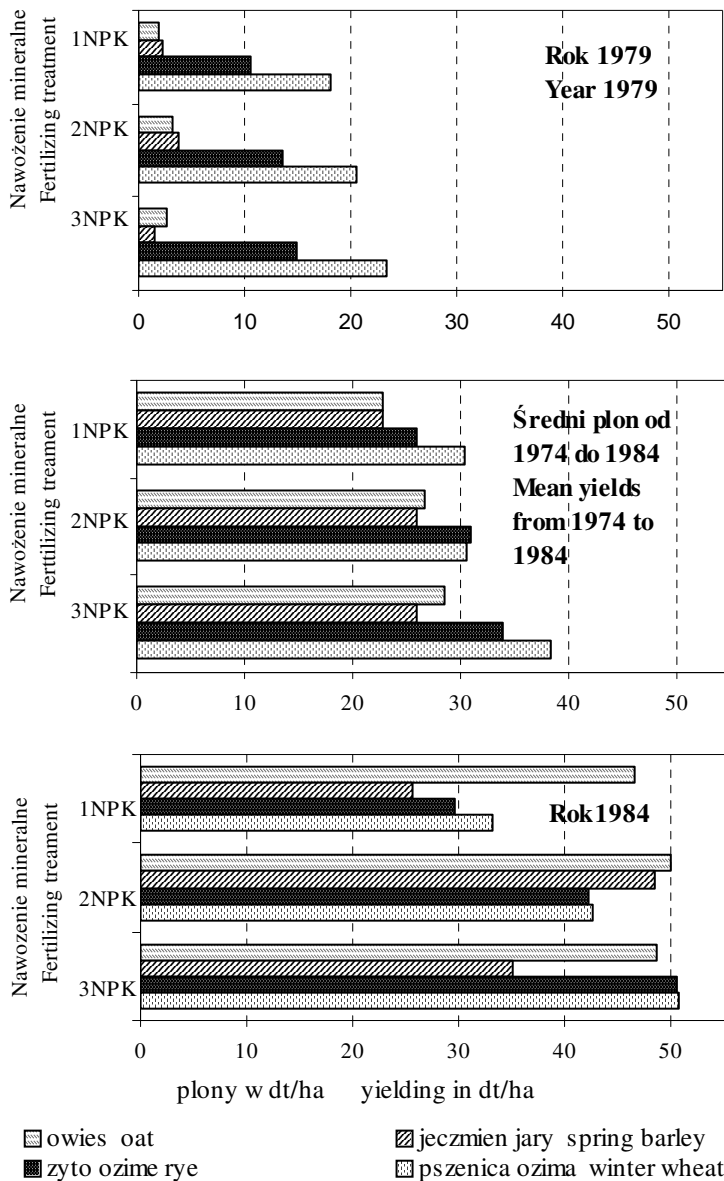
Przekształcenie gruntu pogórnich w glebę poprzez stosowanie nawożenia mineralnego umożliwia produkcję rolniczą na poziomie 3,5 t·ha<sup>-1</sup> zbóż [2]. Na gruntach zrehabilitowanych użytkowanych rolniczo uprawiane są głównie zboża ozime (jęczmień, pszenica, żyto) rzepak, lucerna oraz buraki cukrowe. Uzyskiwane plony, charakteryzują się jednak znacznymi wahaniami w poszczególnych latach rekultywacji. W okresie pierwszym 10 lat rekultywacji mieściły się w granicach 0,2÷6,2 t·ha<sup>-1</sup>, dotyczy to przede wszystkim zbóż jarych i okopowych. Ich przyczyną jest występujący w warunkach klimatycznych Wielkopolski, niekorzystny przebieg warunków meteorologicznych w postaci niedostatecznej ilości i rozkładu opadów atmosferycznych. Szczególnie widoczne jest to w glebach antropogenicznych o słabo wykształconym profilu, powstających z gruntów pogórnich, charakteryzujących się opadowo-retencyjną gospodarką wodną, o głęboko położonym zwierciadle wody gruntowej nie zasilającym strefy korzenia się roślin uprawnych, a wilgotność gleby zależna jest tylko i wyłącznie od ilości opadów atmosferycznych oraz jej zdolności retencyjnej.

Potwierdza te spostrzeżenia analiza dwóch okresów wegetacyjnych (lat 1979 i 1984), w czasie pierwszych 10 latach rekultywacji rolniczej, realizowanej na zwałowisku wewnętrznym odkrywki „Pątnów”, które pod względem sumy opadów można zaliczyć do średnio suchych, lecz o zupełnie różnym rozkładzie opadów w okresie wegetacyjnym.

Wysokość plonów ziarna 4 zbóż w obu analizowanych okresach wegetacji, na tle średnich z lat 1974÷1984, przedstawiono na rysunku 7. W roku 1979 plony zbóż jarych (owsa i jęczmienia) kształtowały się w granicach od 2 (kombinacja 1NPK) do 6 dt·ha<sup>-1</sup> na kombinacji 3NPK. Niedobór opadów w kwietniu, a szczególnie w maju spowodował takie obniżenie plonów zbóż jarych na analizowanych kombinacjach nawozowych, że stanowiły one tylko 10% średniego plonu uzyskiwanego na tych gruntach. Plony ziarna zbóż ozimych w tym okresie były wyższe i kształtowały się od 10 dt·ha<sup>-1</sup> do 15 dt·ha<sup>-1</sup> (żyto) oraz od 18 dt·ha<sup>-1</sup> do 23 dt·ha<sup>-1</sup> (pszenica). W roku 1984 plony wszystkich zbóż były wyższe od średnich, przy czym największy wzrost dotyczył zbóż jarych. Wzrost w stosunku do średniego plonu z lat 1974÷84 wahał się on w przypadku owsa od 20 dt·ha<sup>-1</sup> (3 NPK) do 24 dt·ha<sup>-1</sup> (1 NPK), a na jęczmieniu od 3 dt·ha<sup>-1</sup> (1NPK) do 23 dt·ha<sup>-1</sup> (2NPK).

Analiza otrzymanych wyników wykazała, duże wahania w plonowaniu, szczególnie zbóż jarych. Potrzeba uniezależnienia się od niekorzystnego przebiegu warunków meteorologicznych, wskazuje na potrzebę zastosowania nawodnień zwilżających gruntów pogórnicych, jako sposobu zwiększenia efektywności dotychczas stosowanych zabiegów rekultywacyjnych oraz uzupełnienia ich zasobów wodnych. Analizowany obszar jest położony w strefie najniższych i najniekorzystniej rozłożonych opadów atmosferycznych, co jest głównym czynnikiem przyrodniczym wpływający na celowość stosowania nawodnień zwilżających oraz określający potrzeby nawodnień roślin uprawnych w procesie rekultywacji i zagospodarowania rolniczego.

W kolejnych 10 latach użytkowania rolniczego (1985÷1995) tych terenów plony, roślin uprawnych były niskie bez naprawy chemizmu gruntu pogórnicych (0NPK) i w ciągu 10 lat kształtowały się na podobnym poziomie (tabela 3). Na kombinacjach 1 NPK plony zbóż kształtowały się w granicach 2,7÷3,2 t·ha<sup>-1</sup>, a na 2 NPK 3,5÷4,2 t·ha<sup>-1</sup>. Rzepak na kombinacji 1 NPK plonował na poziomie 1,4 t·ha<sup>-1</sup>, a na 2 NPK 2,7 t·ha<sup>-1</sup>. Podobnie kształtowały się plony w pierwszym roku, w którym zgodnie z koncepcją gatunków docelowych powstała z gruntu pogórnicych gleba uprawna z dobrze wykształconym poziomem próchnicznym, zasobna w azot, fosfor, potas. Na około 500 ha gruntów rekultywowanych rolniczo przeprowadzona została klasyfikacja bonitacyjna gleb gruntów rolnych. Są to pierwsze w Polsce gleby wytworzone z gruntów pogórnicych [4].



**Rys. 7.** Plony zbóż w roku 1979 i 1984 na tle średnich plonów z lat 1974÷1984

**Fig. 7.** Cereals' yields in the years 1979 and 1984 in comparison to mean cereals' yields in the years 1974÷1984



Prowadzone od 1992 roku w południowej części zwałowiska wewnętrznej odkrywkowej kopalni węgla kamiennego w Pałnów, badania potwierdziły, że gleby tych terenów charakteryzują się typowo opadowo-retencyjną gospodarką wodną, gdyż zwierciadło wody gruntowej na tych terenach występuje bardzo głęboko i nie wpływa na uwilgotnienie ich wierzchnich warstw, tak więc gleby te kształtują swoją wilgotność i zapasy wody użytecznej przede wszystkim pod wpływem warunków meteorologicznych [7].

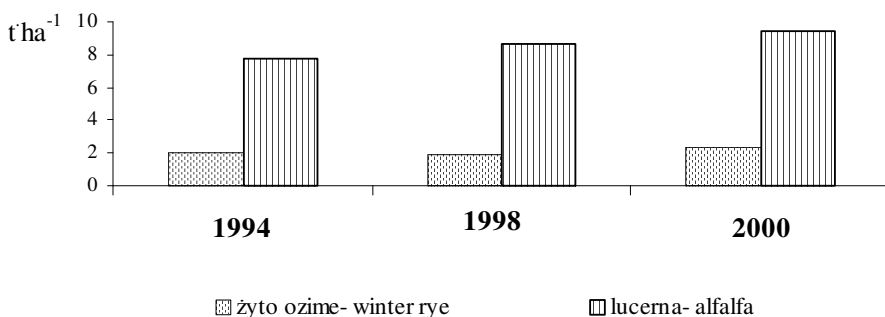
**Tabela 3.** Plonowanie w warunkach gleby wytworzonej z gruntów pogórnicych [4]

**Table 3.** Yielding on the soil developed on former mining areas [4]

	ONPK		1NPK		2NPK	
	1995	średnia za 10 lat	1995	średnia za 10 lat	1995	średnia za 10 lat
Rzepak ozimy	0	<b>0</b>	1,4	<b>1,4</b>	3,5	<b>2,7</b>
Pszenica ozima	0,5	<b>0,3</b>	3,6	<b>3,2</b>	4,5	<b>4,2</b>
Pszenica/ po lucernie	1,8	<b>1,8</b>	3,4	<b>3,9</b>	3,4	<b>3,6</b>
Żyto ozime	0,8	<b>0,3</b>	2,7	<b>2,7</b>	4,1	<b>3,5</b>
Lucerna z trawami	44,0	<b>42,0</b>	49,0	<b>51,0</b>	52,0	<b>60</b>

W okresie prowadzonych badań wystąpiły lata hydrologiczne, które można zaliczyć do mokrych i średnich. Niekorzystny rozkład opadów dobowych lub przebieg temperatur powietrza spowodował, że nawet w okresach wegetacyjnych (IV-IX) zaliczanych do średnich i mokrych, pod względem sumy opadów, wierzchnie warstwy analizowanych gleb wykazywały również okresowe niedobory wilgoci. Dotyczy to zwłaszcza profili zbudowanych z piasków, glin piaszczystych, mających małe zdolności magazynowania wody w półroczu zimowym oraz latem po opadach o większej wysokości. Potwierdzają to wyniki badań w okresie wegetacji 1998 i 2000 roku. W średnim pod względem sumy opadów okresie wegetacyjny 1998 roku, z sumą opadów 317 mm, pojawiły się niedobory wody. Spowodowane zostały dużym zapotrzebowaniem na wodę przez rośliny uprawiane na tych terenach, a przede wszystkim niższymi od średnich z wielolecia sumami opadów oraz wyższą średnią miesięczną temperaturą powietrza. Najdłużej trwające (48 dni) niedobory wilgoci w czerwcu i lipcu spowodowały, że uzyskane plony żyta, wyniosły  $1,9 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  i były niższe o 30% od uzyskanych w poprzednich latach. W okresie wegetacyjnym 2000 roku, który ze względu na sumę opadów (414 mm) można zaliczyć do mokrego, wystąpił bardzo niekorzystny ich rozkład, który spowodował wystąpienie zarówno niedoborów jak i nadmiaru wody w jednodobowej

warstwie gleby. Trwające 47 dni niedobory wilgoci w maju i czerwcu spowodowały, że uzyskane plony żyta, były niższe o 12% od średnich plonów z lat poprzednich. Niedobory wody trwające 46 dni wpłynęły także negatywnie na plony lucerny, które wyniosły  $9,4 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  suchej masy i były niższe o 8% od uzyskiwanych w latach wcześniejszych (rysunek 8). Wystąpienie w analizowanych okresach wegetacyjnych niedoborów wody spowodowało, że uzyskane plony były niższe od średnich otrzymanych w latach poprzednich. Plony lucerny w suchym okresie wegetacyjnym 1994 roku były niższe o 24%, a plony żyta o 20% od średnich plonów uzyskiwanych na gruntach pogórnicznych w latach poprzednich.



**Rys. 8.** Plony lucerny (s. m.) i żyta ozimego uzyskane z powierzchni doświadczalnych w (t z 1ha)

**Fig. 8.** Yields of alfalfa (d.m.) and winter rye from experimental fields (t per 1 ha)

#### 4. Podsumowanie

Wiodącym kierunkiem rekultywacji terenów pogórnicznych Kopalni Węgla Brunatnego „Konin” jest kwestionowana w latach 60-tych rekultywacja rolnicza. Wybór rolniczego kierunku rekultywacji był podyktowany głównie społecznym zapotrzebowaniem, a sprzyjało temu wdrożenie w KWB „Konin” podsięypnego i częściowo kierowanego systemu zwałowania nadkładu, co znacznie ograniczyło zakres prac ziemnych na etapie technicznym rekultywacji, a ponadto przyczyniło się do większej jednorodności utworów budujących górne piętro zwałowisk. Przy realizacji rolniczego kierunku rekultywacji KWB „Konin” ogranicza się w zasadzie do wykonania jej technicznego etapu, pozostawiając rekultywację rolniczą przyszłym użytkownikom, którymi są głównie rolnicy indywidualni.

Wieloletnie badania potwierdziły istotny wpływ użytkowania rolniczego na zdolności infiltracyjne i retencyjne wierzchnich warstw, co ma istotne znaczenie dla gospodarki opadowo-wodnej gleb tych terenów, które kształtują swoją wilgotność i zapasy wody użytecznej tylko pod wpływem opadów atmosferycznych. Zwiększenie zdolności retencyjnych gleb pogórnich umożliwia większe magazynowanie wody w profilu glebowym w okresach o dużym uwilgotnieniu, co powoduje zmniejszenie niedoborów w okresach suchych. Jest to zgodne z oczekiwaniami rolnictwa oraz potrzebami ochrony tych terenów przed erozją wodną.

Uzyskiwane plony, przede wszystkim zbóż jarych i okopowych, charakteryzują się znacznymi wahaniami w poszczególnych latach rekultywacji i zagospodarowania. Ich przyczyną jest występujący w warunkach klimatycznych Wielkopolski, niekorzystny przebieg warunków meteorologicznych, charakteryzujący się niedostateczną ilością i rozkładem opadów atmosferycznych. Potrzeba uniezależnienia się od niekorzystnego przebiegu warunków meteorologicznych, wskazuje na potrzebę zastosowania nawodnień zwilżających gruntów pogórnich, jako sposobu zwiększenia efektywności dotychczas stosowanych zabiegów rekultywacyjnych oraz uzupełnienia ich zasobów wodnych. Wyniki przeprowadzonych badań i obserwacji terenowych wskazują, że zagospodarowanie rolnicze na zwałowiskach o przewadze w budowie wierzchnich warstw gruntów piaszczystych, zwłaszcza w kontekście występujących często w rejonie Konina niedoborów opadów, nie rokuje nadziei na ekonomiczną opłacalność. Wydaje się rzeczą uzasadnioną przeprowadzenie szczegółowych badań gleboznawczych oraz sporządzenie na ich podstawie wydzieleń, z przeznaczeniem pod zalesienie. Tworzone w ten sposób zalesienia śródpolne wpływałyby korzystnie na mikroklimat, jak również zwiększyłyby niską lesistość tego terenu, jedną z najniższych w kraju.

## Literatura

1. **Bender J.:** *Rekultywacja terenów pogórnich w Polsce*. Zesz. Probl. Postęp. Nauk Rol. 418, 1995. 142÷152.
2. **Gilewska M.:** *Rekultywacja biologiczna gruntów pogórnich na przykładzie KWB „Konin”*. Roczn. AR Pozn. Zesz. 211. Poznań 1991.
3. **Gilewska M.:** *Rola podstawowych makroelementów w rekultywacji i zagospodarowaniu gruntów pogórnich*. Roczn. AR Pozn. CCCXVII, Rol. 56. 391÷400. Poznań 2000.
4. **Gilewska M., Kasztelewicz Z.:** *Kształtowanie rolniczej i leśnej przestrzeni produkcyjnej na gruntach pogórnich*. Mater. Konf. nt.: „Górnictwo odkrywkowe a ochrona środowiska – fakty i mity”. Kraków 1997. 197÷210.

5. **Owczarzak W., Mocek A.:** *Uwarunkowania prawne oraz rozwiązania metodyczne dotyczące ustalenia odszkodowań za degradację gleb wywołaną działalnością kopalnictwa odkrywkowego.* Mat. Konferencji Naukowo-Technicznej nt. „Zagospodarowanie gruntów zdegradowanych, badania, kryteria oceny, rekultywacja”. Mrągowo listopad 2002.
6. **Szafrański Cz., Stachowski P.:** *Skład granulometryczny i właściwości fizyko-wodne rekultywowanych gruntów pogórnich.* Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu – CCXCII. seria Melior. Inż. Środ., 18, Poznań 1997a. 91÷101.
7. **Szafrański Cz., Stachowski P.:** *Właściwości fizyczne, chemiczne i wodne gleb wytworzonych z gruntów pogórnich.* Roczn. AR Pozn. CCCXVII, Rol. 56. Poznań 2000. 377÷390.
8. Ustawa z dnia 3 lutego 1995 r. o ochronie gruntów rolnych i leśnych. Dz. U. Nr 16, poz. 78 z późniejszymi zmianami.

## **Agricultural Environment Development in Post Mining Grounds of Konin Quarry**

### **Abstract**

This paper presents an analysis of the development of an agricultural environment in the post mining grounds of the Konin quarry based on the examples of the internal site of “Pątnów” and “Kazimierz Północ”.

In the 80's the selective method of surface soil reclamation of the internal sites was introduced and caused the successful agricultural reclamation of those grounds based on the conception of farming the same final productive plants. This reclamation was realized by Konin Quarry on the internal sites and consisted of reintroduction of productive plants like alfalfa and grass. The start of reclamation of those grounds obliged the new owner to continue reclamation and be responsible for the associated costs.

The analysis of long term research confirmed the important influence of agricultural treatment on the infiltration and water retention in the surface layers of soil, which is important for the water capacity of those soils. The humidity and water stock are formed only due to the water precipitation.

The increase of the retention capacity of postmining grounds permits bigger water storage during precipitation period which is beneficial in dry period. This situation corresponds to general agriculture policy and needs to protect those grounds from water erosion. The cereal's yields obtained, especially from spring and root wheat, have different results according to the reclamation and farming period. It is due to the weather conditions in Wielkopolska region: insufficient quantity and distribution of precipitation. In order to become independent from meteorological conditions, it is necessary to introduce irrigation of the post mining grounds to increase the efficiency of agriculture reclamation and to fulfill the water requirements.

# Wpływ odczynnika Fentona na stopień higienizacji wstępnie przefermentowanych osadów ściekowych

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

## 1. Wstęp

Niebezpieczeństwo skażenia środowiska wynikające z obecności organizmów patogennych w osadach ściekowych jest jednym z istotnych elementów zagrożenia sanitarnego, który musi być brany pod uwagę przy rozważaniu sposobu dalszego postępowania z tym odpadem [12, 15, 22]. W pełni ustabilizowane osady mają korzystny skład chemiczny, doskonale własności glebotwórcze i na ogół dobrze oddają wodę. Jednak obok tych pożądanych właściwości, są one zwykle zasiedlone przez bakteryjną mikroflorę, w której skład wchodzi: bakterie, wirusy, robaki pasożytnicze, grzyby, pierwotniaki i inne. Wśród nich występują zarówno mikroorganizmy patogene groźne dla człowieka, jak i saprofityczne obojętne z punktu widzenia sanitarnego [12, 15, 27].

Najczęściej stosowane procesy przeróbki osadów ściekowych, w tym stabilizacja beztlenowa czy wapnowanie, nie dają produktu całkowicie bezpiecznego pod względem sanitarnym, a dostające się do gleb zanieczyszczenia biologiczne zakłócają równowagę biocenotyczną i stanowią potencjalne ryzyko dla innych organizmów [7, 12, 17, 29]. Najbogatszymi gatunkowo są osady pochodzące z oczyszczalni ścieków miejskich. Zawierają one organizmy patogene, pochodzące nie tylko od osób chorych lub nosicieli, ale również ze składowisk, rzeźni, i innych źródeł takich jak handel, przemysł i rolnictwo. Organizmy te docierają do oczyszczalni ścieków i są tam wydzielane podczas oczyszczania [15].

Istnieje zatem realna potrzeba modernizacji eksploatowanych obecnie technologii oraz poszukiwania nowych, skutecznych i tanich rozwiązań warunkujących usunięcie z osadu parametrów stanowiących o ich zagrożeniu dla śro-

dowiska. Prowadzić one powinny do poprawienia parametrów odwadniania, a co za tym idzie, ograniczenia objętości i masy osadów, pozwolić na usunięcie substancji organicznych podatnych na zagniwanie, a przede wszystkim powodować wydajne ograniczenie liczby organizmów patogennych i pasożytniczych [17, 21].

Alternatywą, dla obecnie stosowanych metod, mogą stać się nowatorskie techniki, wykorzystywane z powodzeniem w technologii oczyszczania wody i ścieków. Zaliczyć tu można wydajne metody chemiczne, oparte głównie na intensywnym utlenianiu [5, 16, 21]. Jedną z metod pogłębionego utleniania jest tzw. reakcja Fentona zachodząca przy wykorzystaniu  $\text{H}_2\text{O}_2$  i jonów  $\text{Fe}^{2+}$  jako katalizatora procesu. Mechanizm reakcji prowadzi do katalitycznego rozkładu  $\text{H}_2\text{O}_2$  w obecności jonów  $\text{Fe}^{2+}$ , w wyniku którego generowane są reaktywne rodniki hydroksylowe  $\text{OH}^\bullet$  o bardzo wysokim potencjale utleniającym wynoszącym 2,8 V [5].

Celem pracy było określenie możliwości wykorzystania reakcji pogłębionego utleniania z zastosowaniem odczynnika Fentona w procesie higienizacji wstępnie przefermentowanych osadów ściekowych oraz porównanie uzyskanych rezultatów z techniką wykorzystującą jedynie kondycjonowanie z zastosowaniem soli  $\text{Fe}^{2+}$  oraz  $\text{H}_2\text{O}_2$ .

## 2. Metodyka badań

W eksperymencie wykorzystano osad prefermentowany, pochodzący z ZKF oczyszczalni ścieków miejskich, którego charakterystyka fizykochemiczna oraz mikrobiologiczna przedstawiona została w tabeli 1.

Doświadczenia przebiegały w trzech etapach, przy zastosowaniu stanowisk badawczych odpowiadających skali laboratoryjnej. Przeprowadzono je w temperaturze otoczenia mieszczącej się w zakresie od 19°C do 22°C. Kolejne etapy badań różniły się rodzajem reagentów chemicznych wprowadzanych do układu technologicznego. W zależności od części doświadczenia do masy analizowanych osadów ściekowych dozowano:

- Etap I – jony żelaza II w postaci stałej  $\text{FeSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ,
- Etap II – nadtlenuk wodoru ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) w postaci 30% roztworu perhydroflu,
- Etap III – jony żelaza II w postaci stałej  $\text{FeSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  oraz nadtlenuk wodoru ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) w postaci 30% roztworu perhydroflu – odczynnik Fentona.

Dawki reagentów chemicznych wykorzystywanych w eksperymencie przedstawia tabela 2.

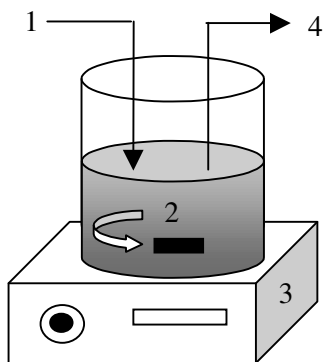
**Tabela 1.** Charakterystyka osadu ściekowego wykorzystywanego w doświadczeniu  
**Table 1.** Characteristics of sewage sludge used in experiment

Parametr	Jednostka	Wartość min.	Wartość max.	Średnia
Uwodnienie	[%]	98,6	97,3	97,95
Opór właściwy filtracji	[m/kg]	$1,597 \cdot 10^{15}$	$1,938 \cdot 10^{15}$	$1,768 \cdot 10^{15}$
CSK	[s]	917	1196	1056
Sucha masa	[g/dm <sup>3</sup> ]	14,080	27,030	20,555
Substancje mineralne	[g/dm <sup>3</sup> ]	5,800	12,260	8,915
Substancje lotne	[g/dm <sup>3</sup> ]	7,820	14,770	11,295
ChZT filtratu	[mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	408,7	621,2	514,9
P-PO <sub>4</sub> filtratu	[mg P-PO <sub>4</sub> /dm <sup>3</sup> ]	81,7	129,6	105,6
N og. filtratu	[mg N/dm <sup>3</sup> ]	484,4	675,1	579,7
N – NH <sub>4</sub> filtratu	[mg N– NH <sub>4</sub> /dm <sup>3</sup> ]	413,0	576,0	494,5
Odczyn	[pH]	7,43	8,62	8,02
Bakterie grupy coli	[NPL/g s.m.o.]	$6,2 \cdot 10^5$	$7,4 \cdot 10^5$	$6,8 \cdot 10^5$
Bakterie coli typu kałowego	[NPL/g s.m.o.]	$5,4 \cdot 10^5$	$5,8 \cdot 10^5$	$5,6 \cdot 10^5$
Clostridium perfringens	[JTK/g s.m.o.]	$0,8 \cdot 10^4$	$1,6 \cdot 10^4$	$1,2 \cdot 10^4$
Bakterie rodzaju Salmonella	-	obecne	obecne	obecne

**Tabela 2.** Dawki reagentów chemicznych wykorzystywanych podczas eksperymentu  
**Table 2.** Doses of chemical reagents used in experiment

Dawka	ETAP I	ETAP II	ETAP III	
	Fe <sup>2+</sup> [g/dm <sup>3</sup> ]	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> [g/dm <sup>3</sup> ]	odczynniki Fentona	
			Fe <sup>2+</sup> [g/dm <sup>3</sup> ]	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> [g/dm <sup>3</sup> ]
1	0,25	1,00	0,25	1,00
2	0,50	2,00	0,50	2,00
3	0,75	3,00	0,75	3,00
4	1,00	4,00	1,00	4,00
5	1,50	6,00	1,50	6,00
6	2,00	8,00	2,00	8,00

Każda seria badawcza tej części eksperymentu podzielona została na sześć wariantów technologicznych różniących się między sobą dawkami reagentów chemicznych wprowadzanych do układu. Dawki odczynników zostały dobrane w oparciu o badania wstępne oraz na podstawie danych literaturowych.



1. Reagenty chemiczne
2. Analizowane osady ściekowe
3. Mieszadło magnetyczne
4. Próby do analiz

**Rys. 1.** Schemat stanowiska badawczego

**Fig. 1.** Diagram of experimental stand

Badania przeprowadzono przy wykorzystaniu modelowych reaktorów laboratoryjnych o objętości czynnej 1,5 dm<sup>3</sup> wyposażonych w mieszadła magnetyczne (rysunek 1). Testowane osady ściekowe wprowadzano do reaktora w ilości 1,0 dm<sup>3</sup>, na początku cyklu doświadczalnego, a następnie dozowano reagenty chemiczne. W przypadku etapu trzeciego jako pierwsze do masy osadowej wprowadzano założone dawki Fe<sup>2+</sup>, a następnie po 10 minutach H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> w stałym stosunku wagowym Fe<sup>2+</sup>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> wynoszącym 1 : 4.

Przez pierwsze 30 minut trwania eksperymentu osady ściekowe mieszano z wydajnością 200 obrotów/min. przy wykorzystaniu mieszadeł magnetycznych, w celu równomiernego rozprowadzenia wykorzystanych reagentów chemicznych, a następnie pozostawiano nieruchomo do przereagowania.

Czas zatrzymania osadów ściekowych w reaktorach wynosił 24 h. Próby do analiz pobierano bezpośrednio z reaktorów na początku cyklu przed wprowadzeniem do układu technologicznego reagentów chemicznych oraz po 24 zatrzymania osadów ściekowych w układzie.

W trakcie badań kontrolowano:

- bakterie grupy *coli*,
- bakterie *coli* typu kałowego,
- bakterie z rodzaju *Salmonella*,
- przetrwalnikowe formy *Clostridium perfringens*.



Pod kątem obecności bakterii grupy *coli* oraz bakterii *coli* typu kałowego osady analizowano według Polskiej Normy PN-EN-ISO 9308-1:2002(U).

Bakterie z rodzaju *Salmonella* przemnażano na podłożu Mullera-Kauffmana, a następnie bakterie izolowano na stałym podłożu różnicująco-selektywnym S-S. Badania biochemiczne przeprowadzono na testach API 20E firmy BioMerieux. Jeżeli w analizowanych próbach stwierdzono obecność bakterii z rodzaju *Salmonella*, potwierdzano je serologicznie w celu wykrywania zdolności do aglutynacji metodą szkiełkową z użyciem surowicy HM firmy IMMUNOLAB.

W celu stwierdzenia obecności przetrwalnikowych form bakterii z gatunku *Clostridium perfringens* osady ściekowe przebadano według Polskiej Normy PN-EN-ISO 2646-1:2002.

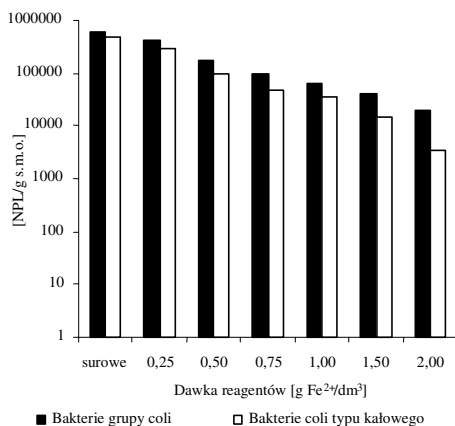
### 3. Omówienie wyników

Stwierdzono, iż w analizowanym osadzie nie poddanym obróbce chemicznej najbardziej prawdopodobna liczba bakterii z grupy *coli* wynosiła średnio  $6,8 \cdot 10^5$  NPL/g s.m.o., bakterii *coli* typu kałowego  $5,6 \cdot 10^5$  NPL/g s.m.o., natomiast form przetrwalnikowych bakterii beztlenowych *Clostridium perfringens*  $1,2 \cdot 10^4$  JTK/g s.m.o. W części prób zanotowano również obecność bakterii z rodzaju *Salmonella* (tabela 1).

W trakcie przebiegu eksperymentu najskuteczniejszą metodą higienizacji wstępnie przefermentowanego osadu ściekowego okazało się zastosowanie układu pogłębianego utleniania. Zanotowana liczebność bakterii typu *coli* oraz beztlenowców w III etapie badań zależała bezpośrednio od testowanych dawek odczynnika Fentona (rysunek 2). W wariacie pierwszym, gdy do masy osadowej wprowadzono dawkę reagentów chemicznych w ilości  $0,25 \text{ g Fe}^{2+}/\text{dm}^3$  oraz  $1,0 \text{ g H}_2\text{O}_2/\text{dm}^3$  zagęszczenie bakterii *coli* typu kałowego wyniosło  $0,5 \cdot 10^5$  NPL/g s.m.o., bakterii grupy *coli*  $1,7 \cdot 10^5$  NPL/g s.m.o., natomiast *Clostridium perfringens*  $7,1 \cdot 10^3$  JTK/g s.m.o. (rysunek 4 i 7). Przy zastosowaniu tej dawki odczynnika Fentona stwierdzono obecność bakterii z rodzaju *Salmonella*, która z układu technologicznego została wyeliminowana w wariantach stosujących dawki powyżej  $0,50 \text{ g Fe}^{2+}/\text{dm}^3$ ;  $2,0 \text{ g H}_2\text{O}_2/\text{dm}^3$  (tabela 3).

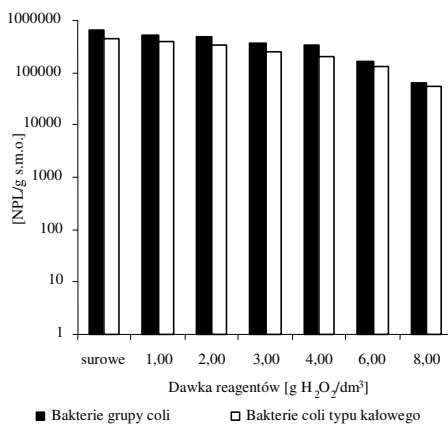
Najniższą liczbę komórek beztlenowców wynoszącą  $0,9 \cdot 10^1$  JTK/g s.m.o. zanotowano w przypadku gdy testowane dawki odczynnika Fentona wynosiły  $2,0 \text{ g Fe}^{2+}/\text{dm}^3$ ;  $8,0 \text{ g H}_2\text{O}_2/\text{dm}^3$  (rysunek 7). Wprowadzenie do masy wstępnie przefermentowanego osadu ściekowego najwyższej dawki odczynnika Fentona doprowadziło do całkowitego usunięcia z układu komórek bakterii grupy *coli* oraz bakterii *coli* typu kałowego (rysunek 4).

Znacznie gorsze rezultaty związane z higienizacją osadów ściekowych stwierdzono w przypadku gdy do masy osadu dozowano jedynie koagulant nieorganiczny oraz  $H_2O_2$  jako samodzielne środki higienizujące (rysunek 2). Zastosowanie jedynie jonów  $Fe^{2+}$  nie pozwoliło na uzyskanie wydajnych końcowych efektów technologicznych związanych z usunięciem zarówno bakterii grupy *coli*, jak i przetrwalnikowych form *Clostridium perfringens* (rysunek 2 i 5). Wariant najskuteczniejszy pozwolił na uzyskanie  $2,1 \cdot 10^4$  NPL/g s.m.o. bakterii grupy *coli* oraz  $5,9 \cdot 10^3$  NPL/g s.m.o. bakterii *coli* typu kałowego (rysunek 2). Uzyskane wartości znacznie odbiegają od stwierdzonych podczas stabilizacji osadów ściekowych metodami pogłębionego utleniania. Są jednak wyraźnie niższe w stosunku do wartości określonych w osadzie nie przerabianym chemicznie (tabela 1). Wprowadzenie do masy osadowej jedynie koagulantu nieorganicznego powodowało również jedynie nieznaczny wpływ na zmianę liczebności przetrwalnikowych form *Clostridium perfringens* (rysunek 5). Żaden z testowanych wariantów technologicznych wykorzystujących wpływ koagulantu nieorganicznego nie pozwolił na usunięcie z układu bakterii z rodzaju *Salmonella* (tabela 3).



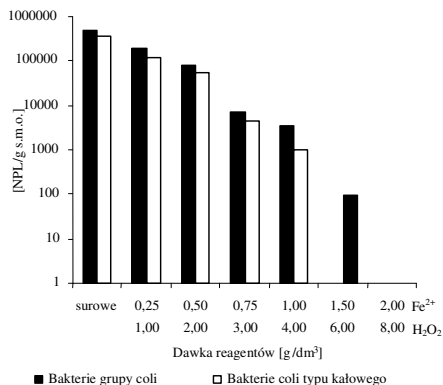
**Rys. 2.** Ograniczenie NPL bakterii grupy *coli* oraz bakterii *coli* typu kałowego we wstępnie przefermentowanym osadzie ściekowym w I etapie badań

**Fig. 2.** Reduction of MPN of *coli* group bacteria and *coli* bacteria of fecal type in initially digested sewage sludge in the 1<sup>st</sup> stage of research



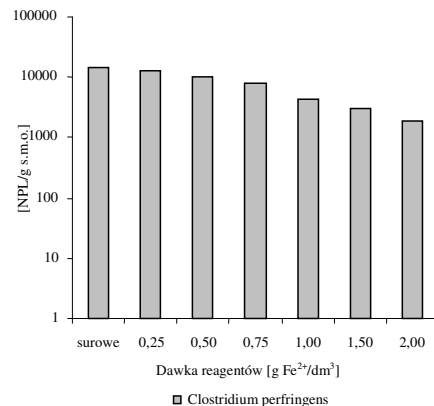
**Rys. 3.** Ograniczenie NPL bakterii grupy *coli* oraz bakterii *coli* typu kałowego we wstępnie przefermentowanym osadzie ściekowym w II etapie badań

**Fig. 3.** Reduction of MPN of *coli* group bacteria and *coli* bacteria of fecal type in initially digested sewage sludge in the 2<sup>nd</sup> stage of research



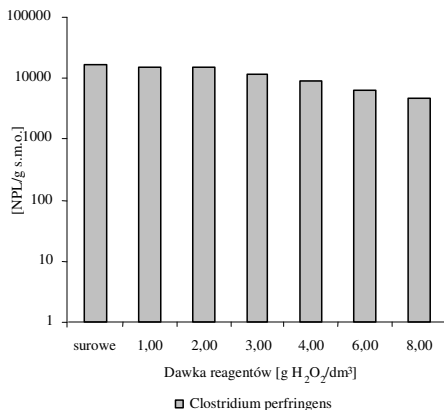
**Rys. 4.** Ograniczenie NPL bakterii grupy *coli* oraz bakterii *coli* typu kałowego we wstępnie przefermentowanym osadzie ściekowym w III etapie badań

**Fig. 4.** Reduction of MPN of *coli* group bacteria and *coli* bacteria of fecal type in initially digested sewage sludge in the 3<sup>rd</sup> stage of research



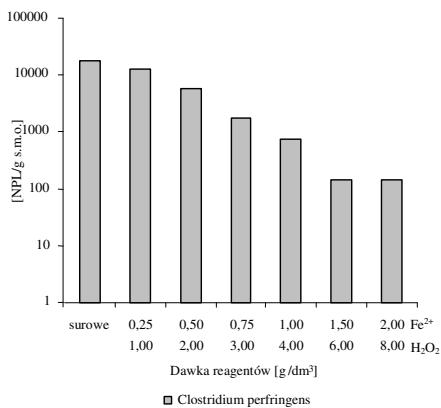
**Rys. 5.** Ograniczenie JTK *Clostridium perfringens* we wstępnie przefermentowanym osadzie ściekowym w I etapie badań

**Fig. 5.** Reduction of CFU of *Clostridium perfringens* in initially digested sewage sludge in the 1<sup>st</sup> stage of research



**Rys. 6.** Ograniczenie JTK *Clostridium perfringens* we wstępnie przefermentowanym osadzie ściekowym w II etapie badań

**Fig. 6.** Reduction of CFU of *Clostridium perfringens* in initially digested sewage sludge in the 2<sup>nd</sup> stage of research



**Rys. 7.** Ograniczenie JTK *Clostridium perfringens* we wstępnie przefermentowanym osadzie ściekowym w III etapie badań

**Fig. 7.** Reduction of CFU of *Clostridium perfringens* in initially digested sewage sludge in the 3<sup>rd</sup> stage of research

Siła utleniająca  $H_2O_2$  stosowanego w II etapie badań nie pozwoliła na uzyskanie efektów końcowych porównywalnych z wprowadzeniem do masy osadowej odczynnika Fentona (rysunek 3 i 6). Stopień higienizacji był również niższy od stwierdzonego w pierwszej części eksperymentu. Bakterie grupy *coli* zostały ograniczone do  $8,2 \cdot 10^4$  NPL/g s.m.o., natomiast beztlenowce do  $5,2 \cdot 10^3$  JTK/g s.m.o., w przypadku testowania najwyższej dawki utleniacza (rysunek 3 i 6). W wariantach, w których do osadu ściekowego dozowano nadtlenek wodoru w ilościach mieszczących się w zakresie od 6,0 g  $H_2O_2/dm^3$  do 8,0 g  $H_2O_2/dm^3$  nie stwierdzono obecności bakterii z rodzaju *Salmonella* (tabela 3).

**Tabela 3.** Obecność bakterii z rodzaju *Salmonella* w analizowanych w osadach ściekowych w zależności od etapu i stosowanej dawki reagentów chemicznych

**Table 3.** Presence of *Salmonella* type bacteria in analysed sewage sludge depending on the stage and applied dose of chemical reagents

ETAP I $Fe^{2+}$	Dawka [g $Fe^{2+}/dm^3$ ]	0,25	0,50	0,75	1,00	1,50	2,00
	obecność <i>Salmonella</i>	+	+	+	+	+	+
ETAP II $H_2O_2$	Dawka [g $H_2O_2/dm^3$ ]	1,00	2,00	3,00	4,00	6,00	8,00
	obecność <i>Salmonella</i>	+	+	+	+	-	-
ETAP III Odczynnik Fentona	Dawka [g $Fe^{2+}/dm^3$ ] [g $H_2O_2/dm^3$ ]	0,25; 1,00	0,50; 2,00	0,75; 3,00	1,00; 4,00	1,50; 6,00	2,00; 8,00
	obecność <i>Salmonella</i>	+	+	-	-	-	-

#### 4. Dyskusja

Powszechnie stosowane technologie oczyszczania ścieków prowadzą jedynie do nieznacznego ograniczenia organizmów patogennych. Większość z nich ulega adsorpcji na cząsteczkach fekaliów lub zostaje wewnątrz nich zamknięta i w ten sposób na różnych etapach procesu sedymentacji staje się częścią osadów ściekowych [7]. Tym samym osady stanowią koncentrat organizmów patogennych. Należy więc założyć, że osady opuszczające oczyszczalnię

po konwencjonalnych procesach oczyszczania, muszą być klasyfikowane jako potencjalnie niebezpieczne z higienicznego punktu widzenia. Istnieje również uzasadniona konieczność opracowania i wdrożenia nowych, skutecznych i zasadnych z ekonomicznego punktu widzenia technologii prowadzących do wydajnej higienizacji osadów ściekowych [12, 17].

Metodami wykorzystywanymi obecnie na szeroką skalę są stabilizacja beztlenowa przebiegającej w podwyższonej temperaturze oraz stabilizacja chemiczna z wykorzystaniem wapna [1, 2, 11]. Beztlenowe środowisko rozkładu osadów ściekowych działa destrukcyjnie na patogenne mikroorganizmy. Mechanizm ten nie jest do końca poznany. Prawdopodobnie jest to kompleksowa interakcja czynników fizycznych, chemicznych i biologicznych. Szczególną wagę przywiązuje się do antagonistycznego oddziaływania rodzimej mikroflory środowiska. Niewątpliwie ważnym czynnikiem jest wysoka temperatura niszcząca podstawowe funkcje życiowe mikroorganizmów chorobotwórczych [3, 22]. Niestety w warunkach mezofilnych niszczenie patogenów jest znacznie ograniczone. Zarówno wegetatywne, jak i przetrwalnikowe formy mikroorganizmów oraz wirusy są w znacznym stopniu odporne na ten sposób higienizacji [13, 17, 32].

Zwiększoną efektywność niszczenia patogenów w warunkach mezofilowych można osiągnąć w systemie dwufazowego procesu rozkładu osadów ściekowych. Stwierdzono istotnie skuteczniejszy efekt eliminacji wskaźników sanitarnych, takich jak: bakterie *coli* typu kałowego, *Escherichia coli*, paciorkowce kałowe oraz jaja *Ascaris* [22]. Jeszcze lepsze rezultaty uzyskano w dwufazowym procesie termofilowym, a szczególnie szybka redukcja ilości analizowanych patogenów następowała w kwaśnej fazie fermentacji [9, 22].

Wydaje się, iż na tle przedstawionych technologii zastosowanie nadtlenu wodoru, a przede wszystkim odczynnika Fentona gwarantować powinno uzyskanie znacznie wydajniejszych końcowych efektów higienizacji, przy uzasadnionych i znacznie niższych nakładach ekonomicznych. Badania wielu autorów potwierdzają przydatność nadtlenu wodoru do redukcji populacji bakterii w technologii oczyszczania ścieków, w przemyśle spożywczym czy medycynie [6, 10, 23, 31].

Udowodniono, iż dla większości typów uzdatnianych wód dawka  $0,2 \text{ g H}_2\text{O}_2/\text{dm}^3$  jest wystarczająca do przeprowadzenia odkażenia w czasie 30 minut. Dawka ta jest jednocześnie graniczna z powodów organoleptycznych. Udowodniono, iż woda uzdatniana z wykorzystaniem nadtlenu wodoru nabiera cech bakteriobójczych w czasie do 10 dni, a poza efektem sanitarnym uzyskuje się również redukcję barwy i zapachu [14].

Twierdzi się, iż dezynfekcyjne właściwości nadtlenu wodoru mogą być bezpośrednio związane z toksycznością tego związku chemicznego. Test dowodzący tej teorii przeprowadzono w wielu organizmach zasiedlających środowisko wodne. Stwierdzono, iż w stężeniach przekraczających  $40 \text{ mg H}_2\text{O}_2/\text{dm}^3$  jest on trujący dla pstrągów. W stosunku do organizmów niższych próg toksyczności kształtuje się następująco *Gammarus Pulex* –  $5500 \text{ mg H}_2\text{O}_2/\text{dm}^3$ ; *Epeorus Assimilis* –  $3000 \text{ mg H}_2\text{O}_2/\text{dm}^3$ , *Paramaecium Caudatum* –  $7000 \text{ mg H}_2\text{O}_2/\text{dm}^3$ , *Vorticella campanula* –  $2500 \text{ mg H}_2\text{O}_2/\text{dm}^3$ . Wiadomym jest przy tym, iż stężenie nadtlenu wodoru w wysokości do  $200 \text{ mg H}_2\text{O}_2/\text{dm}^3$  jest nieźle tolerowane przez osad czynny oczyszczalni biologicznych, jakkolwiek nawet w niskich stężeniach rzędu  $3\div 10 \text{ mg H}_2\text{O}_2/\text{dm}^3$  odnotowuje się bakteriobójcze działanie tego reagenta, przy wyjątkowo dużej stabilności resztkowych stężeń nadtlenu [14].

Uważa się również, że stężenie  $\text{H}_2\text{O}_2$  w wodzie pitnej nie powinno przekraczać  $1,0 \text{ mg H}_2\text{O}_2/\text{dm}^3$ . Wynika to z faktu, iż nadtlenek jest źródłem rodników ponadtlenujących mogących poprzez utlenianie tryptofanu i cysteiny, inaktywację enzymów oraz poprzez modyfikacje kwasów nukleinowych doprowadzić do mutacji lub śmierci komórki. Stwierdzono, iż nadtlenek wodoru wykazuje cechy mutagenne w stosunku do bakterii grupy *coli*, *Staphylococcus Avreus* i *Nevrospora* powodując anormalne zmiany w chromosomach oraz utratę aktywności replikacyjnej DNA [8, 26].

Inne eksperymenty wskazują jednak, iż bezpośredni wpływ nadtlenu wodoru na czyste gatunkowo i bogate w substancje pokarmowe hodowle drobnoustrojów jest raczej powolny i zróżnicowany [14, 18].

Porównanie skuteczności usunięcia sporów bakterii z rodzaju *Bacillus* przy zastosowaniu nadtlenu wodoru oraz ozonowania wskazuje na fakt, iż zdecydowanie bardziej skutecznym czynnikiem higienizacyjnym jest ozon. Stwierdzono, iż przy stężeniu  $0,001 \text{ g O}_3/\text{dm}^3$  usunięcie bakterii *Bacillus sp.* w wariancie najskuteczniejszym wynosiło  $6,1 \log_{10} \text{ JKT}/\text{dm}^3$ . Zastosowanie nadtlenu wodoru w ilości  $10 \text{ g H}_2\text{O}_2/\text{dm}^3$  pozwoliło na uzyskanie jedynie  $1,6 \log_{10} \text{ JKT}/\text{dm}^3$ . Wynika z tego, iż zastosowanie stężenia  $\text{H}_2\text{O}_2$  10000 razy wyższego od stężenia ozonu nie pozwoliło na uzyskanie równie wydajnego końcowego efektu technologicznego [18].

Z tego względu proponuje się stosowanie systemów opartych na jednoczesnym wykorzystaniu kilku czynników dezynfekcyjnych. Znacznie lepsze rezultaty uzyskiwano w trakcie jednoczesnego chlorowania oraz dozowania nadtlenu wodoru [14]. Podobnie wspólne ozonowanie i dozowanie nadtlenu wodoru (Peroxone) okazało się bardzo skutecznie dezynfekcyjnie, a przede wszystkim jest ekonomicznie korzystniejsze z punktu widzenia ekonomicznego,

w porównaniu z odrębnym ozonowaniem czy utlenianiem przez  $H_2O_2$  [4, 19, 28]. W celu intensyfikacji ostatecznego efektu technologicznego proponuje się łączenie nadtlenu wodoru z czynnikami fizycznymi takimi jak pole magnetyczne, pole elektromagnetyczne czy mikrofałe [20, 21].

W prezentowanym eksperymencie do usunięcia mikroorganizmów chorobotwórczych zastosowano technikę pogłębionego utleniania z wykorzystaniem reakcji Fentona. Skuteczność tej metody oparta jest na katalitycznym rozkładzie nadtlenu wodoru przy udziale jonów  $Fe^{2+}$ , z wytworzeniem wolnych rodników hydroksylowych [33]. Zdecydowanie wyższy ostateczny efekt higienizacji związany jest zapewne z faktem, iż wolne rodniki hydroksylowe mają znacznie wyższy potencjał utleniający w stosunku do samego nadtlenu wodoru. Dzięki temu skuteczniej oddziałują na struktury komórkowe mikroorganizmów i bezpośrednio prowadzi do ograniczenia ich ilości w osadach.

Stwierdzono, iż oddziaływanie wolnych rodników prowadzi do powstania uszkodzeń w strukturach biologicznych [8, 30]. Jest to efektem niespecyficzności takich reakcji z cząsteczkami budulcowymi komórki. Niespecyficzność oznacza, że każda napotkana cząsteczka jest potencjalnym celem dla wolnych rodników. Reakcja taka prowadzi najczęściej do utraty właściwości określanych jako aktywność biochemiczna lub biologiczna. Za doskonały przykład mogą posłużyć białka nadzorujące przemiany wewnątrzkomórkowe. Niewielkie modyfikacje struktury enzymów spowodowane przez wolne rodniki prowadzą do ich całkowitej dezaktywacji. Taka cząsteczka białka przestaje być użyteczna dla komórki. Na podobnej zasadzie tracą swoje właściwości także cukry, tłuszcze oraz kwasy nukleinowe [8, 29].

Z wolnymi rodnikami związane jest pojęcie stresu oksydacyjnego. W poprawnie funkcjonującym układzie żywym istnieje równowaga pomiędzy powstającymi cząsteczkami utleniającymi, a ich oponentami – przeciwutleniaczami, chroniącymi komórkę przed niszczącym działaniem wolnych rodników. Jednak czasami dochodzi do zaburzenia równowagi i wzmożenia produkcji wolnych rodników czy reaktywnych form tlenu. Taki stan określany jest jako stres oksydacyjny, a jego efektem jest powstawanie wcześniej wspomnianych uszkodzeń [30].

Nie jest jeszcze wiadome, do jakiego stopnia wyżej wymienione reakcji i reakcja Fentona wpływają na tworzenie się rodników hydroksylowych. Udowodniono, że reakcja Fentona odgrywa kluczową rolę w utlenianiu lipidów błony komórkowej, aminokwasów oraz w reakcjach, gdy są obecne biologiczne czynniki redukujące, takie jak kwas askorbinowy lub tiole [5].

Bardzo interesujące są odkrycia związane z tzw. Systemem MFO (Mixed Function Oxidation Systems), gdzie zachodzi katalityczna inaktywacja enzymów. Uważa się, że jony  $\text{Fe}^{2+}$  oraz  $\text{H}_2\text{O}_2$  produkowane przez systemy MFO podlegają lokalnie specyficznym reakcjom Fentona. Powstające rodniki hydroksylowe, atakują aminokwasy co prowadzi do miejscowych uszkodzeń białek. Podobne procesy są także brane pod uwagę przy próbach wyjaśnienia mechanizmów starzenia się organizmów, podczas stresu oksydacyjnego i przy rozpatrywaniu szeregu zjawisk patologicznych [25].

Dodatkowa zaletą wykorzystania reakcji Fentona w procesie stabilizacji osadów ściekowych jest fakt, iż technologia ta prócz wydajnej higienizacji pozwala na rozkład substancji organicznych podatnych na zagniwanie, usunięcie przykrych zapachów, poprawia podatność osadów na procesy odwadniania, a tym samym warunkuje ograniczenie ich objętości oraz masy [21, 24].

## 5. Wnioski

- higienizacja osadów ściekowych oparta na wykorzystaniu odczynnika Fentona pozwoliła na uzyskanie wydajnych efektów technologicznych w stosunku do wszystkich analizowanych w eksperymencie grup mikroorganizmów,
- sprawność metody pogłębionego utleniania zależała bezpośrednio od stosowanych dawek reagentów chemicznych. Skuteczność higienizacji rosła wraz z wyższymi dawkami odczynnika Fentona,
- zastosowanie metody pogłębionego utleniania było bardziej efektywne w stosunku do innych metod prezentowanych w eksperymencie. Ostateczne rezultaty były kilkukrotnie wyższe w odniesieniu do stosowania  $\text{H}_2\text{O}_2$  lub jonów  $\text{Fe}^{2+}$  oddzielnie,
- prezentowana metoda, z uwagi na aspekty technologiczne, ekonomiczne oraz uzyskane rezultaty może być brana pod uwagę jako alternatywna technika higienizacji osadów ściekowych.



## Literatura

1. **Adams C.E., Eckenfelder W.W., Stein R.M.:** *Modification to aerobic digester design.* Wat. Res., 8 4, 1974. 213÷218.
2. **Ahring B.K.:** *Perspectives for anaerobic digestion.* Advances in Biochemical Engineering, Biotechnology, 81, 2003. 1÷30.
3. **Angelidaki J., Ellegaard L., Ahring B.K.:** *Applications of the anaerobic digestion process.* Advances in Biochemical Engineering, Biotechnology, 82, 2003. 1÷33.
4. **Balcioglu I. – A., Arslan J.:** *Partial oxidation of reactive dyestuffs and synthetic textile dye – bath by the O<sub>3</sub> and O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> processes.* Wat. Sci. Tech., 43 2, 2001. 221÷228.
5. **Barbusiński K.:** *Intensyfikacja procesu oczyszczania ścieków i stabilizacji osadów nadmiernych z wykorzystaniem odczynnika Fentona.* Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej, Gliwice 2004.
6. **Bayliss C.E., Waites W.M.:** *The effect of hydrogen peroxide on spores of Clostridium bifermentans.* J. Gen. Microbiol., 96, 1976. 401÷407.
7. **Bień J.B.:** *Osady ściekowe teoria i praktyka.* Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2002.
8. **Bjelland S., Seeborg E.:** *Mutagenicity, toxicity and repair of DNA base damage induced by oxidation.* Mutation Res., 531, 2003. 37÷80.
9. **Buhr O.H., Andrews J.F.:** *The thermophilic anaerobic digestion process.* Wat. Res., 11, 1977. 129÷135.
10. **Cerf O., Metro F.:** *Tailing of survival curves of Bacilluslicheniformis spores treated with hydrogen peroxide.* J. Appl. Bacteriol., 42, 1977. 405÷415.
11. **Chang M. – C., Huang S. – H., Lin H. – L.:** *Effects of calcium ion on sludge conditioning.* Wat. Sci. Tech., 35 8, 1997. 217÷222.
12. **Gaspard P., Wiart J., Schwartzbrod J.:** *Parasitological contamination of urban sludge used for agricultural purposes.* Waste Managements & Research, 15, 1997. 429÷436.
13. **Gavala H.N., Yenal U., Skiadas I.V., Westermann P., Ahring B.K.:** *Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature.* Wat. Res. 37, 2003. 4561÷4572.
14. **Gierżatowicz R., Pawłowski L.:** *Nadtlenek wodoru w szosotechnice: perspektywy wykorzystania.* Wydawnictwo Politechniki Lubelskiej, Lublin 1996.
15. **Hu C.J., Gibbs R.A.:** *A comparison of culture methods for the detection of Salmonella in wastewater sludge.* Wat. Sci. Tech., 31, 1995. 5÷6, 303÷306.
16. **Janczukowicz W., Krzemieniewski M., Zielinski M., Pesta J.:** *Simultaneous use of Fentons reaction with activated sludge method in batch reactor type SBR.* Pol. J. Nat. Sc., 12 3, 2002. 285÷292.
17. **Jepsen S. – E., Krause M., Gruttner H.:** *Reduction of fecal streptococcus and salmonella by selected treatment methods for sludge and organic waste.* Wat. Sci. Tech., 36 11, 203÷210, 1997.
18. **Khadre M.A., Yousef A.E.:** *Sporicidal action of ozone and hydrogen peroxide: a comparative study.* Inter. J. Food. Microb., 71, 2001. 131÷138.

19. **Kosaka K., Yamada H., Shishida K., Echigo S.:** *Evaluation of the treatment performance of a multistage ozone/hydrogen peroxide process by decomposition by – products.* *Wat. Res.*, 35, 15, 2001. 3587÷3594.
20. **Koutchma T., Ramaswamy H.S.:** *Combined effects of microwave heating and hydrogen peroxide on the destruction of Escherichia coli.* *Lebensm. Wiss. Technol.*, 33, 2000. 30÷36.
21. **Krzemieniewski M., Dębowski M., Janczukowicz W., Pesta J.:** *Effect of sludge conditioning by chemical methods with magnetic field application.* *Pol. J. Environ. Stud.*, 12 5, 2003. 595÷605.
22. **Lee K.M., Brunner C.A., Farrell J.B., Aral E.E.:** *Destruction of enteric bacteria and viruses during two – phases digestion.* *J. Water. Pollut. Control Fed.*, 61 8, 1421÷1428, 1989.
23. **Leke N., Grenier D., Goldner M., Mayrand D.:** *Effects of hydrogen peroxide on growth and selected properties of Porphyromonas gingivalis.* *Microbiol. Letters*, 174, 1999. 347÷353.
24. **Lu M. – C., Lin C. – J., Liao C. – H., Ting W. – P., Huang R. – Y.:** *Influence of pH on the dewatering of activated sludge by Fenton's reagent.* *Wat. Sci. Technol.*, 44 10, 2001. 327÷332.
25. **Mattana J., Margiloff L., Singhal P.C.:** *Oxidation of mesangial matrix using a mixed function oxidase system augments adhesion of macrophages: possible role of macrophage scavenger receptors.* *Biochemical and Biophysical Research Communications*, 212 1, 1995. 63÷69.
26. **Raha S., Robinson B.H.:** *Mitochondria, oxygen free radicals, disease and ageing.* *TIBS*, 25, 2000. 502÷508.
27. **Scancar J., Milacic R., Strazar M., Burica O.:** *Total metal concentrations and partitioning of Cd, Cr, Cu, Fe, Ni and Zn in sewage sludge.* *The Science of the Total Environment*, 250, 2000. 9÷19.
28. **Sigge G.O., Britz T.J., Fourie P.C., Barnardt C.A., Strydom R.:** *Use of ozone and hydrogen peroxide in the post. – tretment of UASB treated alcaline fruit cannerly effluent.* *Wat. Sci. Tech.*, 44 5, 2001. 69÷74.
29. **Stadtman E.R.:** *Metal ion – catalyzed oxidation of proteins: biochemical mechanism and biological consequences.* *Free Radic. Biol. Med.*, 9, 1999. 315÷332.
30. **Storz G., Imlay J. A.:** *Oxidative stress, Current Opinion in Microbiology.* 2, 1999. 188÷194.
31. **Thibessard A., Fernandez A., Gintz B., Leblond-Bourget N., Decaris B.:** *Hydrogen peroxide effects on Streptococcus thermophilus CNRZ368 cell viability.* *Res. Microbiol.*, 152, 2001. 593÷596.
32. **Watanabe H., Kitamura T., Ochi S., Ozaki M.:** *Inactivation of pathogenic bacteria under mesophilic and thermophilic conditions.* *Wat. Sci. Tech.*, 36 6 – 7, 1997. 25÷32.
33. **Winterbourn C.C.:** *Toxicity of iron and hydrogen peroxide: the Fenton reaction.* *Toxicology Letters*, 82/83, 1995. 969÷974.

## The Influence of Fenton Reaction on the Sludge After Preliminary Anaerobic Digestion Sanitation

### Abstract

The most common methods of sludge management such as anaerobic or aerobic stabilization, liming do not let obtain completely safe products in the respect of sanitary effects. Biological pollutants leaching to the soil disturb biocenotic balance and are potentially hazardous for the other organisms. The composition of the sludge from municipal wastewater treatment plants is complex. The sludge consists of pathogens not only from sick or disease carrier but also from landfills, slaughterhouses and other sources such as trade, industry and agriculture. The pathogens reach wastewater treatment plants and get out during treatment process.

Needed most of all are modifications and changes to the currently practiced, moreover, search and study at new, effective and cheap solutions determining environmentally hazardous substances removal. The operations should effectively improve sludge dewatering parameters, decrease mass of the sludge, remove organic substances susceptible to putrefaction and diminish the number of pathogenic and parasitic organisms. In wastewater treatment alternative methods versus commonly applied in contaminant removal make use of chemical methods mainly advanced oxidation process (AOP). One of the methods of AOP is Fenton reaction that occurs while using hydrogen peroxide ( $H_2O_2$ ) and iron ions as a catalyst of the process. The reaction leads to catalysis break-down of hydrogen peroxide in presence of ferrous ions  $Fe^{2+}$ , what results in free radicals generation  $OH^*$ , with high oxidizing potential of 2,8 V.

The aim of the study was to assess of the AOP with Fenton's reagents on sanitary effect of the sludge after preliminary anaerobic digestion from domestic wastewater treatment plants. Moreover, the results were compared with methods using merely sludge conditioning with ferrous ions and hydrogen peroxide. The investigations were conducted in three phases, on laboratory-scale experimental stands. The importance of Fenton's reagents doses, ferrous sulphate and hydrogen peroxide doses as an independent agents influencing on the technological effects were determined. Microbial analysis concentrated on *coli* form bacteria, faecal *coli* form bacteria, anaerobic endosporous form of *Clostridium perfringens* and microorganisms from genus of *Salmonella*.

In activated sludge not exposing on chemical treatment, the number of coli form bacteria was approximately on the level of  $6,8 \cdot 10^5$  MPN/g d. m., faecal coli forms  $5,6 \cdot 10^5$  MPN/g d. m., however, anaerobic endosporous form of *Clostridium perfringens* was on the level of  $1,2 \cdot 10^4$  CFU/g d. m.. Microorganisms *Salmonella* were present.

The most effective method to improve the sanitary effects of the excess sludge was advanced oxidation process (AOP). The best results revealed that the number of coliforms was reduced to  $6,2 \cdot 10^1$  MPN/ g d.m. and anaerobic forms to  $4,9 \cdot 10^1$  CFU /g d. m. *Salmonella* did not appear in the sludge. The efficiency of presented method depended directly on chemical reagents doses.

# **Paliwa sektora energetycznego i odpady chemii organicznej jako paliwo alternatywne a ochrona środowiska w Polsce w świetle przepisów Unii Europejskiej**

## **Część I. Paliwa sektora energetycznego**

*Anna Weiner*  
*Politechnika Koszalińska*

### **1. Wstęp**

Polska należy w Europie do krajów średnio zasobnych w kopalne surowce energetyczne. Po II wojnie światowej, w wyniku prowadzonych na dużą skalę prac poszukiwawczych, odkryto duże zasoby węgla kamiennego, znaczne zasoby węgla brunatnego, umiarkowane zasoby gazu ziemnego i małe zasoby ropy naftowej. Część złóż odkryto w znanych już zagłębiach, jak np. węgiel kamienny w Górnośląskim Zagłębiu Węglowym, czy ropa naftowa i gaz ziemny we wschodniej części Karpat, ale zasadnicze przyrosty zasobów udokumentowano w nowych obszarach: węgiel energetyczny w Lubelskim Zagłębiu Węglowym, węgiel koksowy w rejonie Jastrzębia Zdroju, węgiel brunatny w Polsce Środkowej i Zachodniej, gaz ziemny i ropę naftową na Przedgórzu Karpat, na Monoklinie Przedsubdeckiej oraz w Zachodniej Polsce i na Pomorzu. Odkryto również złoża węglowodorów na Bałtyku w polskiej strefie ekonomicznej [1].

Węgiel kamienny jest bez wątpienia głównym bogactwem mineralnym naszego kraju i przez wiele lat po II światowej stanowił bazę dla polskiej gospodarki, głównie dla przemysłu ciężkiego (przemysłu hutniczego, przemysłu chemicznego, szeroko rozumianego energetycznego). Stanowił on o prawie pełnej niezależności Polski od dostaw gazu ziemnego i ropy naftowej, głównie ze wschodu, wówczas Związku Radzieckiego a dzisiejszej Rosji [2].

Od 1945 roku zapotrzebowanie na węgiel kamienny i brunatny jest pokrywane w pełni, natomiast na gaz ziemny tylko w części, a w zaledwie kilku procentach na ropę naftową. Importuje się niewielkie ilości (1÷2 mln ton) wysokogatunkowego węgla koksowego dla uszlachetnienia produkcji koksu.

Stan ten jest konsekwencją ilości udokumentowanych zasobów w odniesieniu do poszczególnych surowców energetycznych. Szczyt rozwoju górnictwa węglowego w Polsce przypada na lata 70., kiedy wydobyte węgla kamiennego sięgało rzędu miliona ton rocznie. Funkcjonowało około 80 kopalń węgla kamiennego, a w odniesieniu do ówczesnej struktury administracyjnej kraju w województwie wałbrzyskim, województwie krakowskim, a przede wszystkim w województwie katowickim a potem także w województwie lubelskim (kopalnia Bogdanka). Oczywiście potęgą górnictwa było województwo katowickie (Górny Śląsk), na którym w gęsto zaludnionym terenie śląskim, funkcjonowała większość kopalń węgla.

Do 1978 roku Polska miała saldo dodatnie w handlu zagranicznym w zakresie surowców energetycznych. W 1979 roku, pomimo eksportu 40 mln ton węgla kamiennego, po raz pierwszy saldo wymiany było ujemne ze względu na wzrost importu ropy naftowej wymuszony rozwojem motoryzacji. Polska praktycznie aż do 1989 r., była nastawiona na tzw. system odgórny, czyli planowania centralnego, co pejoratywnie było nazwane sterowaniem ręcznym.

Ceny węgla były wówczas opłacalne dla kopalń, a rangę górnictwa węglowego determinował fakt istnienia w tamtym okresie Ministerstwa Górnictwa i Energetyki. Co więcej, było to zasadniczo największe i najważniejsze ministerstwo w Polsce.

Węgiel kamienny wydobywany w Polsce można podzielić na dwie grupy:

- energetyczny,
- koksujący.

Zależnie od lokalizacji kopalni w kraju, węgiel koksujący [3], który według bardziej precyzyjnej systematyki, zapisywany jest w literaturze technicznej jako grupa C 34 i kolejno do grupy C 39 był wydobywany w kopalniach Dolnego Śląska, w kopalniach wałbrzyskich i na Górnym Śląsku.

Natomiast węgle energetyczne, a więc praktycznie przeznaczone na opał, to węgle według ścisłej klasyfikacji, podawanej w literaturze systematyki, oznaczone są liczbami C 31, C 33. Za ekonomię handlu węglem w scentralizowanej gospodarce odpowiedzialne, a mianowicie:

- Centrala Zbytu w Katowicach (obecny WĘGLOZBYT), poprzez który poszczególne kopalnie sprzedawały swój węgiel na rynki krajowe,
- WĘGLOKOKS Katowice, który był centralą zbytu polskich węgla na rynki zagraniczne.

Polskie kopalnie nie miały prawa zbywania swoich produktów w sposób bezpośredni i niezależny na rynki zewnętrzne. Mogły to robić wyłącznie poprzez zagraniczną centralę zbytu węgla (WĘGŁOKOKS).

WĘGŁOKOKS posiada własny pion do kontroli technicznej, a więc tam były kierowane ewentualne reklamacje kontrahentów zagranicznych.

W realiach gospodarki centralnie sterowanej, zbyt naszego węgla na rynki zagraniczne był utrudniony. Węgłe energetyczne nie były konkurencyjne na rynku międzynarodowym, co do łącznego kosztu ich wydobywania i kosztu przeróbki węgla [4, 5].

Aby wyjść na rynki zagraniczne (w tamtych latach dotyczyło to głównie Danii, Holandii, Szwecji, Norwegii, Finlandii oraz Czech a także Brazylii, Indii) [4, 5], resort górnictwa musiał sprzedawać ten węgiel po cenach zaniżonych. Trzeba jednak pamiętać, iż w czasach PRL miał miejsce ograniczony dostęp do tzw. „żywej” gotówki dolarowej, a eksport węgla na Zachód, pomimo zaniżonych cen, gwarantował dostęp do obcej waluty, za którą, można było kupować wybrane surowce, niezbędne do funkcjonowania polskiej gospodarki. Sytuacja ta, stwarzała również możliwości do zakupu nowych technologii (np. fabryka samochodów Fiat 125p i 126).

Mając powyższe fakty na uwadze, można odnieść się do cen węgla, które były permanentnie korygowane, w odniesieniu do kosztów własnych produkcji, oraz do możliwości zbytu węgla na rynek własny i na rynki zewnętrzne. Niezależnie od wyżej opisanej sytuacji, w obydwu wymienionych instytucjach (tzw. WĘGŁOZBYCIE i WĘGŁOKOKSIE), pracowały odrębnie zespoły, tworzące każdego roku cenniki węglowe, gdzie projektowano ceny zbytu 1 tony węgla w interakcji pomiędzy wartością opałową węgla, a zawartością popiołu po jego spalaniu, oczywiście także w odniesieniu do typu węgla, w grupie węgla energetycznego (czyli typu C 31 lub C 32) [4, 5].

W wyniku przemian społeczno-politycznych, a w ślad za nimi gospodarczych, po 1989 roku w polskich władzach (tj. rządzie i parlamencie), przewijał się coraz częściej pogląd, że skala wydobywania węgla w Polsce jest zbyt duża wobec potrzeb. Gdyby przyjąć rachunek kosztów eksploatacji i przeróbki węgla, przemysł węglowy w Polsce wobec międzynarodowych cen węgla jest nieefektywny i nieekonomiczny. Uznano więc, że większość kopalń nadaje się do zamknięcia lub częściowej likwidacji [4, 5].

W konsekwencji, wytworzyło się w Polsce dosyć silne i wpływowe lobby polityczno-gospodarcze (sieć zawitych powiązań klasy politycznej z establishmentem sektorowym), które wylansowało hasło: „Restrukturyzacja górnictwa węglowego”. Przełożyło się to w praktyce na likwidację kopalń lub likwidację poprzez łączenie (tzw. konsolidację) mniejszych i starszych kopalń w jedną kopalnię redukując przy okazji tego procesu zatrudnienie i globalne wydobywanie.

To parlamentarno-rządowe lobby, zmierzające ku likwidacji znacznej części górnictwa węglowego, wykorzystało jeszcze jeden argument w postaci dużego zasiarczenia znacznej części polskich węgla energetycznych rejonu Jaworznicko-Mikołowskiego [6÷10]. W skale węglowej, w pokładach występują drobne (od kilku do kilkunastu milimetrów) wprysnięcia pirytu, tzw. siarki pirytowej, czyli siarczku żelaza, co powoduje, że w procesie spalania, uwalniają się do atmosfery znaczne ilości  $\text{SO}_2$  [15].

Polska pod koniec lat 70. była rekordzistą świata w odniesieniu do emisji siarki do atmosfery, zarówno w skali globalnej, jak i w skali względnej. Łączna produkcja do atmosfery tego związku wynosiła około 4,0 mln ton/rok, przy czym w:

- energetyce – 1,6 mln ton/rok,
- hutnictwie – 0,18 mln ton/rok,
- chemii – 0,15 mln ton/rok,
- komunalce i transporcie ~ 2,0 mln ton/rok [12].

Ujemne saldo wymiany towarowej w zakresie surowców energetycznych wykazuje systematyczną tendencję wzrostową. W 1999 r. w cenach transakcyjnych saldo to wynosiło – 7,9 mld złotych. Jest to rezultat wzrastającego importu węglowodorów, a zwłaszcza ropy naftowej i zmniejszającego się w ostatnich latach eksportu węgla kamiennego. W 2000 roku eksport węgla kamiennego wyniósł 23,0 mln ton, a krajowe zużycie 78,0 mln ton. Należy wspomnieć, że w latach osiemdziesiątych krajowe zużycie węgla kamiennego wynosiło nieco poniżej 160 mln ton (w 1988 r. – 159,4 mln ton).

Lobby antywęgłowe, które lokowało się w polskim rządzie i parlamencie po 1989 roku, doprowadziło do zamknięcia wielu kopalń i ograniczeniu produkcji węgla w bardzo dużym stopniu. Produkcja węgla w Polsce wynosi obecnie około 100 mln ton. Po 1989 roku zaostrzono znacznie normy dotyczące jakości produkowanego węgla kamiennego dla celów energetycznych.

Normy te dotyczą wielkości emitowanych zanieczyszczeń:

- tlenku węgla ( $\text{CO}$ ), poniżej 1200 g/GJ,
- tlenku azotu poniżej ( $\text{NO}_x$ ), 200 g/GJ,
- dwutlenku siarki ( $\text{SO}_2$ ), poniżej 400 g/GJ,
- substancji organicznej smolistej poniżej 50 g/GJ,
- węglowodorów aromatycznych poniżej 0,08 g/GJ,
- benz(a)piranu, poniżej 0,05 g/GJ [13].

Oczywiście powyższe jeszcze bardziej utrudniło sprzedaż węgla na polskim rynku, bowiem powyższe normy wymusiły bardzo dokładne wzbogacanie urobku węglowego, wydobytego z podziemia kopalń, w zakładach przeróbki

węgla, wzrosły więc koszty wzbogacania, co spowodowało, że promowany został gaz ziemny i ropa naftowa, a to z kolei spowodowało spadek popytu na węgiel [11].

Lobby węglowe, które generalnie jest reprezentowane przez górników, w tym również ludzie związani od lat z polskim węglem, skupieni głównie na Górnym Śląsku oraz w Uczelniach na Wydziale Górniczym Politechniki Śląskiej oraz na Wydziale Górniczym Akademii Górniczo-Hutniczej w Krakowie, przeciwstawiali się gwałtownej redukcji polskiego sektora górniczego, głównie węglowego [11].

Po roku 1989, koronnym argumentem lobby węglowego jest fakt, że Polska może tracić samodzielność i bezpieczeństwo energetyczne w strategicznym dla kraju sektorze, będąc, w wyniku likwidacji górnictwa węgla kamiennego, uzależniona od dostaw gazu ziemnego i ropy naftowej z zagranicy, w tym głównie od Rosji (dotyczy głównie gazu ziemnego).

Dopiero wydarzenia ostatnich miesięcy między Rosją a Ukrainą (w tym także groźba odcięcia przez Rosję dostaw gazu dla Polski, wynikająca z niekorzystnych od dłuższego czasu, stosunków politycznych pomiędzy rządami Polski i Rosji, a także konflikt świata arabskiego z cywilizacją Zachodnią, przekładający się na chaos i liczne zakłócenia na światowym rynku ropy naftowej), spowodowały, że gwałtownie zaczyna powracać popyt na węgiel (co wynika ze statystyk ostatnich miesięcy). Rosną również ceny węgla kamiennego.

Oczywiście, ceny węgla są płynne, zależne od jakości koncentratu węglowego, typu węgla, a przede wszystkim od sytuacji na rynku paliw. Powyższa zależność pozwala odpowiedzieć na pytanie, czy taka sprzedaż węgla pokryła koszty utrzymania struktury resortu węgla, jaki musi być zbyt, po jakiej cenie węgiel powinien być zbywany, aby koszty produkcji zostały zbilansowane przynajmniej na zerowym poziomie bez doliczania zysku.

Aktualnie węgiel kamienny jest eksploatowany w dwóch zagłębiach w Polsce : Górnos Śląskim i Lubelskim. Jednakże Zagłębie Dolnośląskie zostało już praktycznie wyeksploatowane i aktualnie trwają tam prace likwidacji kopalń i restytucji obszaru. Proces likwidacji kopalń w tym zagłębiu wynika też z prowadzonej polityki państwa dostosowującej wielkość wydobywania węgla do jego popytu na rynku krajowym i z trudności konkurowania polskiego węgla na rynkach światowych [11].

Zagłębie Górnos Śląskie zostało dobrze rozpoznane, zarówno co do ilości i jakości znajdującego się tam węgla, jak i geologiczno-górnicznych warunków złożowych. Zasoby węgla w tym zagłębiu określone są na 38 458 mln ton zasobów bilansowych. Ponadto udokumentowano w polach czynnych kopalń 8002 mln ton zasobów przemysłowych. Znaczna część obszaru Górnos Śląskiego Zagłębia Węglowego (GZW) jest gęsto zabudowana z rozwiniętą infrastrukturą



przemysłową i komunikacyjną. Automatycznie ogranicza to możliwość eksploatacji węgla. W GZW są również strefy tektoniczne, w których eksploatacja węgla jest znacznie utrudniona albo wręcz niemożliwa. Zgodnie z przyjętymi obecnie kryteriami bilansowości eksploatację węgla kamiennego ograniczono do głębokości 1000 m. W południowej i zachodniej części GZW występują węgle koksujące, a na przeważającym obszarze zagłębia – węgle energetyczne. W niektórych kopalniach, głównie we wschodniej części zagłębia, węgle są silnie zasiarcone.

W GZW węgiel wydobywa obecnie 41 kopalń, ponadto 23 kopalnie znajdują się w różnej fazie likwidacji, zarówno ze względu na kończące się zasoby, jak i ze względu na złą jakość węgla i trudne warunki ekonomiczne jego eksploatacji.

Rozpoznanie geologiczno-złożowe GZW wskazuje, że udokumentowanie w nim nowych zasobów bilansowych będzie trudne, natomiast drogą uszczegółowienia prac geologicznych i robót górniczych można będzie przekwalifikować część zasobów bilansowych do zasobów przemysłowych.

Z załączonej tabeli I wynika, że w latach 1990÷2000, to znaczy w okresie trwającej transformacji polskiej gospodarki, maleje zużycie węgla, a zwłaszcza węgla kamiennego, natomiast umiarkowanie wzrasta zużycie bituminów, a zwłaszcza ropy naftowej.

**Tabela 1.** Zużycie kopalnych surowców energetycznych w Polsce w latach 1999÷2000 [1]

**Table 1.** Use of fossil fuels in Poland in the years 1999÷2000 [1]

Surowce	Jednostka	Lata		
		1990	1995	2000
Węgiel kamienny	mln ton	116,5	99,1	78,0
Węgiel brunatny	mln ton	67,4	63,2	59,3
Ropa naftowa	mln ton	15,4	15,3	18,6
Gaz ziemny	mln m <sup>3</sup>	9,93	9,99	12,0

Drugim czynnym obszarem wydobywczym jest Lubelskie Zagłębie Węglowe z udokumentowanymi zasobami bilansowymi w ilości 8 295 mln ton. W zagłębiu tym obecnie czynna jest tylko jedna kopalnia „Bogdanka”, w której udokumentowane zasoby przemysłowe wynoszą 348 mln ton.

Lubelskie Zagłębie Węglowe jest dotychczas stosunkowo słabo rozpoznane pod względem geologiczno-złożowym. Jest to zagłębie przyszłościowe dla górnictwa węgla kamiennego.

Należy podkreślić, że obszar Lubelskiego Zagłębia Węglowego jest stosunkowo słabo zabudowany. W zdecydowanej większości są to tereny rol-

nicze. Natomiast na części obszaru znajdują się tereny chronione o znaczeniu przyrodniczym.

Udokumentowane zasoby bilansowe w tych dwóch Zagłębiach wynoszą 46 846 mln ton. Ponad 2/3 zasobów to węgle energetyczne, nieco poniżej 1/3 to węgle koksowe. Inne typy węgla występują w ilości śladowej poniżej 0,8%.

Zasoby złóż zagospodarowanych stanowią blisko 40% zasobów bilansowych.

Straty węgla, który jest wydobywany w kopalniach głębinowych są znaczne, ponieważ nawet z zasobów przemysłowych zaliczanych do ekonomicznych po rozcięciu złoża i w czasie jego eksploatacji wyodrębnione są duże ilości zasobów, których wydobywanie uznaje się za nieopłacalne lub niemożliwe ekonomicznie [1].

Wpływają na to m.in.:

- mała grubość pokładów,
- skomplikowane warunki zalegania części złoża,
- duże zagrożenia naturalne,
- złożone warunki ekologiczne i szkody górnicze,
- zabudowa powierzchni przez budownictwo i infrastrukturę.

W sytuacji nie zrestrukturyzowanej lub źle zrestrukturyzowanej kopalni generowane są duże koszty eksploatacji pokładów cienkich i pokładów występujących w trudnych warunkach, dlatego wybiera się tylko pokłady łatwiejsze do eksploatacji.

**Tabela 2.** Projekcja transformacji zasobów bilansowych węgla kamiennego w Polsce [1]

**Table 2.** Transformation projection of hard coal resources balance in Poland [1]

46 846 mln ton	(Wsp. 0,45)	zasoby bilansowe
21 087 mln ton	(Wsp. 0,70)	zasoby przemysłowe
14 760 mln ton	(Wsp. 0,77)	zasoby operatywne
11 365 mln ton		wydobyty węgiel

Z tego też względu z 8 354 mln ton zasobów przemysłowych węgla kamiennego udokumentowanych obecnie w GZW do efektywnej eksploatacji może być przeznaczone jedynie około 70% to jest 5847 mln ton. W trakcie eksploatacji tych zasobów, zwanych operatywnymi, powstają jeszcze tak zwane starty eksploatacyjne rzędu 22÷25%, tak więc realnie mogą być wydobyte zasoby węgla rzędu 4 385 mln ton (Ney R., 2001). Natomiast z 46 mld ton stwierdzonych zasobów bilansowych w obydwu zagłębiach można będzie udokumen-

tować zasoby przemysłowe rzędu 14 mld ton. Możliwy do wydobycia urobek węgla wyniesie około 11 mld ton.

Główne ograniczenia zasobów w poszczególnych kategoriach:

- warunki złożowe,
- koszty wydobycia,
- ekologia,
- przestrzenne zagospodarowanie,
- szkody górnicze.

Według badań, które zostały przeprowadzone w Instytucie Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN, przy racjonalnej eksploatacji węgla z poszanowaniem jego zasobów można będzie pokryć krajowe potrzeby na ten surowiec przez około 70 lat, natomiast pokrycie potrzeb krajowych z czynnych obecnie poziomów kopalń przy obecnej, nie w pełni racjonalnej, gospodarce zasobami wystarczy na około 28 lat.

Po udostępnieniu nowych poziomów wydobywczych i nowych partii złóż w tych kopalniach okres ten można przedłużyć do około 50 lat.

Jeżeli potrzeby w zakresie węgla kamiennego utrzymają się na obecnym poziomie to już w roku 2025 wystąpi konieczność budowy nowych kopalń.

## 2. Węgiel brunatny

Istniejące w Polsce zasoby węgla brunatnego w zdecydowanej większości zostały udokumentowane w rezultacie prac geologiczno-poszukiwawczych po 1945 r. Złoża węgla brunatnych znajdują się w Polsce Zachodniej i Środkowej w kilku zagłębiach.

Kopalnie zlokalizowane są w Zagłębiu Turoszowskim, Konińskim i Bełchatowskim. Oprócz tego wydobywa się niewielkie ilości tego surowca w innych miejscach.

Duże złoża tego surowca zostały odkryte między innymi w rejonie Legnicy, Trzcianki, Złoczewa, a także cały zespół złóż w tak zwanym rowie poznańskim. Złoża te to Czempin, Krzywina i Gostyń o łącznych zasobach 3 690 mln ton nie będą mogły być eksploatowane ze względów ekologicznych. Leżą one w strefie wysokiej klasy gruntów rolnych i częściowo w obszarze chronionego krajobrazu.

Łączne zasoby geologiczne w złożach dotychczas udokumentowanych wynoszą 14 050 mln ton, w tym zasoby złóż obecnie eksploatowanych wynoszą 2 145 mln ton, z tego 1 877 mln ton to zasoby przemysłowe.

Z rozpoznania geologicznego Polski wynika, że w przyszłości można będzie udokumentować nowe złoża węgla brunatnego o zasobach około 15÷20 mld ton.

Węgiel brunatny wykorzystywany jest do wytwarzania energii elektrycznej. Udział energii elektrycznej wytwarzanej obecnie z węgla brunatnego w całej produkcji energii elektrycznej w elektrowniach zawodowych wynosi około 37%. Energia elektryczna wytwarzana z węgla brunatnego jest około 30% tańsza od energii produkowanej na bazie węgla kamiennego.

Ze względu na wyczerpywanie się zasobów węgla brunatnego w obecnie eksploatowanych złożach, po 2015 roku znacznie maleć jego wydobywanie. Aktualnie planowana jest budowa kopalni w nowym zagłębiu legnickim, z wykorzystaniem potencjału zanikającej w tym czasie eksploatacji złóż miedzi w rejonie Lubina.

Reasumując można przewidywać, że złoża węgla brunatnego, te już udokumentowane i te, które zostaną odkryte, będą stanowiły znaczącą część bazy dla wytwarzania energii elektrycznej w XXI wieku.

### **3. Gospodarka gazem ziemnym**

Gaz ziemny występuje w Karpatach, Zapadlisku Przedkarpackim, na Monoklinie Przesudeckiej oraz w Polsce Zachodniej i Północno-Zachodniej. Złoża gazu zostały również udokumentowane na Bałtyku.

Gaz ziemny występujący na Monoklinie Przesudeckiej i w niektórych obszarach Polski Zachodniej jest zaazotowany, a w strefie Gorzów - Zielona Góra ma nawet w swoim składzie siarkowodor.

W Polsce odkryto około 250 złóż gazu ziemnego. Ich łączne zasoby bilansowe wynoszą obecnie 148 mldm<sup>3</sup>, a zasoby przemysłowe 77mldm<sup>3</sup>. Są to więc złoża bardzo małe, jak na warunki światowe. Obecnie w Polsce mamy tylko 14 złóż o zasobach przemysłowych przekraczających 1 mld m<sup>3</sup> gazu. Największym złożem jest złożo Przemysł - Jaksmanice o zasobach przemysłowych wynoszących ponad 13 mld m<sup>3</sup>. Początkowe zasoby tego złoża wynosiły około 79 mld m<sup>3</sup> ale zostały w większości już wyczerpane.

Ostatnie lata nie przyniosły odkrycia i udokumentowania dużych złóż gazu, co w warunkach polskich oznacza złoża powyżej 25 mld m<sup>3</sup>.

Przewiduje się jednak możliwość odkrycia i udokumentowania nowych złóż o znaczących zasobach. Według ostatniej oceny geologicznej, perspektywiczne zasoby gazu ziemnego oceniane są w Polsce na około 600 mld m<sup>3</sup>. Według autora jest to wielkość zawyżona. Dotychczasowe wyniki prac poszukiwawczych nie potwierdzają tej prognozy.

W ostatnich latach udokumentowano metan w pokładach węgla w Górnośląskim Zagłębiu Węglowym w ilości 89 mld m<sup>3</sup>, jako zasoby bilansowe i 2,7 mld m<sup>3</sup> w kategorii przemysłowej. Jednakże poza stosunkowo niewielką ilością metanu pozyskiwanego z kopalni

Perspektywiczne zasoby metanu w GZW, oceniane są na 350 mld m<sup>3</sup>. Wymagania techniczne dotyczące paliw gazowych pochodzenia naturalnego i wytwarzanych sztucznie oraz ich mieszanin podaje norma PN-87/C-96001 „Paliwa gazowe rozprowadzane wspólną siecią i przeznaczone dla gospodarki komunalnej”.

W zależności od sposobu uzyskiwania, paliwa gazowe stosowane w gospodarce komunalnej dzieli się na następujące grupy:

- grupa I (GS) – gazy sztuczne z przetworzenia paliw stałych i ciekłych oraz ich mieszaniny z gazami ziemnymi i propanobutanowymi; grupa obejmuje trzy podgrupy: 25, 30 i 35,
- grupa II (GZ) – gazy ziemne pochodzenia naturalnego, których głównym składnikiem jest metan (gazy wysokometanowe, zaazotowane, kopalniane); grupa obejmuje pięć podgrup: 25, 30, 35, 41 i 50,
- grupa V (GPB) – propanobutan techniczny (gazy węglowodorowe płynne C<sub>3</sub>–C<sub>4</sub>, wg PN-82/C-9600),
- grupa IV (GP) – mieszaniny propanobutanu technicznego z powietrzem, będące w warunkach normalnych gazami, o symbolu 25.

Gazem ziemnym nazywa się mieszaninę gazów i par wydobywających się z ziemi, zawierającą głównie znaczne ilości metanu. Gaz ziemny może występować w złożach ropno-gazowych lub w złożach czysto gazowych będących naturalnymi zbiornikami. Zbiornik taki, zwany kolektorem, składa się z warstwy porowatej lub silnie spękanej (piaski, piaskowce, wapienie, dolomity), zalegającej między warstwami nieprzepuszczalnymi, jak łupki ilaste, anhydryt lub sole. Budowa złoża ropno-gazowego pokazana jest na rysunku 1, a złoża czysto gazowego na rysunku 2.

**Tabela 3.** Podział paliw gazowych w odniesieniu do liczby Wobbego (wg PN-89/ C-960001) [22]

**Table 3.** Division of gas fuels according to Woble number (PN-89/ C-960001) [22]

Podgrupa	Liczba Wobbego paliwa [MJ/m <sup>3</sup> ]	
	dopuszczalny zakres zmian	wartość nominalna
25	23,0÷27,0	25,0
30	27,0÷32,5	30,0
35	32,5÷37,5	35,0
41	37,5÷45,0	41,0
50	45,0÷54,0	50,0

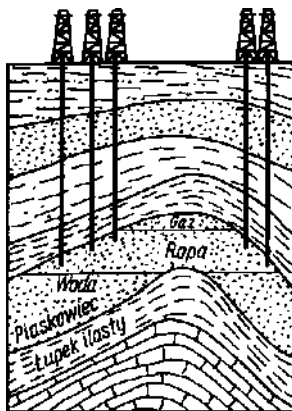
W złożu, według wartości ciężaru właściwego, układu się najpierw gaz, potem ropa, a najniżej woda wypełniająca resztę przestrzeni migracyjnej.

W celu pobierania ropy i gazu ze złóż ropno-gazowych oraz gazu ze złóż czysto gazowych wykonuje się odwierty eksploatacyjne. Gaz z odwiertu dostaje się do separatora, gdzie następuje oddzielenie kondensatów. Po stronie wylotowej separatorów zainstalowana jest, zwężka pomiarowa do kontroli ilości gazu pobieranego z odwiertu. Produkcję wszystkich odwiertów zbiera się do pierścieniowego kolektora. Gaz ziemny po oczyszczeniu, osuszeniu i zmierzeniu jest wprowadzany do gazociągu dalekosiężnego.

Gaz ziemny wysokometanowy GZ 50 może mieć następujący skład: metan  $\text{CH}_4$  – 90%, etan, propan, butan i wyższe – 3%, azot  $\text{N}_2$  – 6%, dwutlenek węgla  $\text{CO}_2$  – 1%.

Gaz ziemny zaazotowany jest gazem zawierającym znaczne ilości azotu: 30÷40%, a nawet 60%. Największe nagromadzenie tego gazu jest w okolicy Ostrowa Wielkopolskiego, zawiera on 42% azotu i 55% metanu. Pod względem użytkowym gaz ten ma odmienne cechy od gazów węglowych, gazów ziemnych typowych i gazów płynnych. Charakteryzuje się małą szybkością spalania, liczbą Wobbego podobną, jak dla gazów węglowych.

Urządzenia do spalania tych gazów muszą mieć odpowiednią konstrukcję. Gaz ziemny zaazotowany może służyć do zasilania odbiorców komunalnych, a także znajduje zastosowanie w przemyśle. Gaz płynny propanowy należy do grupy gazów płynnych węglowodorowych, których cechą charakterystyczną jest zdolność przechodzenia z fazy gazowej do płynnej pod ciśnieniem nie przekraczającym 2,5 MPa (25 bar) w temperaturze pokojowej.



**Rys. 1.** Gazy palne – właściwości i zagrożenia związane z ich stosowaniem [22]

**Fig. 1.** Fuel gases – properties and threats connected with their application [22]

Gaz propanowy otrzymuje się przy, przeróbce ropy naftowej, procesach uwodorniania i syntezy.

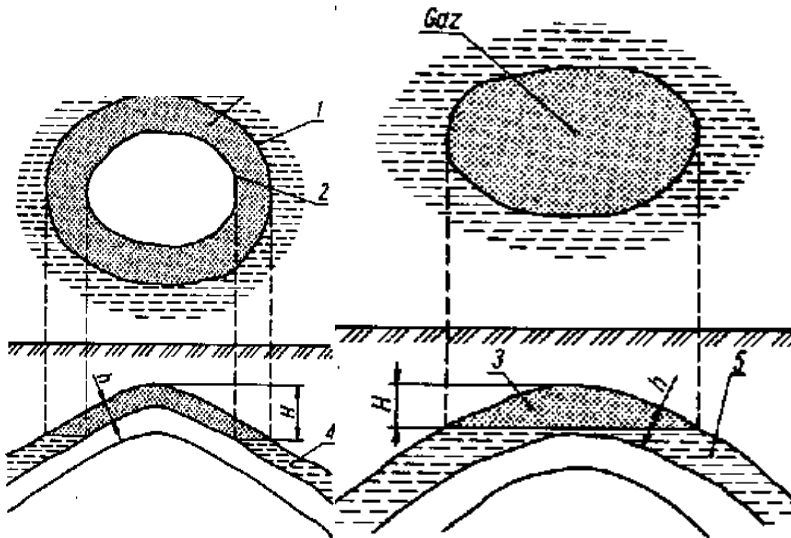
Według standardów europejskich, propan techniczny powinien zawierać co najmniej 95% propanu i propenu. Na pozostałość składają się etan, butan,

buten i izomery. Ze względu na stosunkowo wysoką prężność par (dla czystego propanu w temp. 20°C wynosi ona 8,3 bar (abs), a w temp. – 30°C odpowiednio 1,7 bar (abs)).

Gaz ten znajduje coraz szersze zastosowanie przy gazyfikacji odbiorców komunalnych i przemysłowych położonych poza zasięgiem sieci gazociągów gazu ziemnego.

Parametry gazu propanowego są następujące:

- wartość opałowa: faza gazowa – 93,56 MJ/m<sup>3</sup>, faza ciekła – 46,43 MJ/kg,
- ciepło spalania: faza gazowa – 101,80 MJ/m<sup>3</sup>, faza ciekła – 50,34 MJ/kg.



**Rys. 2.** Formy złóż gazowych [22]: a) pełnowarstwowe, b) niepełnowarstwowe;

1 – zewnętrzny kontur gazonośny, 2 – wewnętrzny kontur gazonośny,  
3 – warstwa gazonośna, kolektor gazu, 4 – woda okalająca, 5 – woda podchodząca, H – wysokość złoża, h – głębokość warstwy

**Fig. 2.** Gas deposits forms [22]: a) fully layered, b) not fully layered;

1 – outer contour of gas deposit, 2 – inner contour of gas deposit,  
3 – gas layer, gas collector, 4 – surrounding water, 5 – incoming water,  
H – deposit height, h – layer depth

Ciśnienie parowania gazu płynnego w danej temperaturze jest to ciśnienie, przy którym następuje zmiana fazy gazowej w ciekłą i odwrotnie, a zależy jedynie od temperatury, pod warunkiem istnienia w zbiorniku dostatecznej objętości umożliwiającej termiczne rozszerzanie się gazu płynnego.

Przy stałej temperaturze ciśnienie gazu jest niezmiennie, aż do wyczerpania zapasu gazu. Ciepło parowania jest to ilość ciepła jaką należy doprowa-

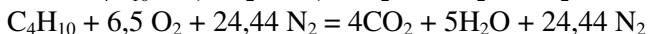
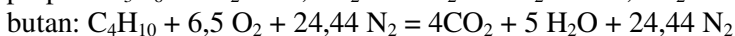
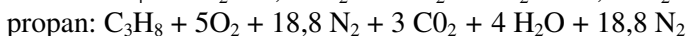
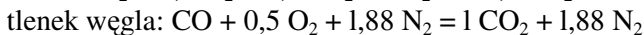
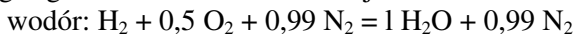
dzić w celu przejścia fazy ciekłej do fazy gazowej w danej temperaturze. Dla propanu w temp. 15°C wartość ta wynosi 355,5 kJ/kg. Chcąc odparować określoną ilość gazu trzeba doprowadzić ciepło z zewnątrz. Jeżeli nie spełni się tego warunku nastąpi obniżenie temperatury gazu płynnego, a co za tym idzie obniżenie ciśnienia parowania. Część potrzebnego ciepła jest pobierana od ścianek zbiornika.

Spalanie gazu jest złożonym procesem fizykochemicznym, w którym zachodzą jednocześnie egzotermiczne reakcje utlenienia składników paliwa, zjawiska wymiany ciepła, dyfuzji, mieszania i krążenia zarówno składników jak i produktów reakcji.

Spalanie ustabilizowane jest to spalanie ze stałą prędkością, przy czym ciśnienie gazów spalinowych utrzymuje się na stałym poziomie w wyniku przekazywania ciepła wskutek przewodnictwa i promieniowania od warstwy palącej się do warstwy nie objętej reakcją spalania. Tego rodzaju forma spalania występuje między innymi w palnikach gazowych.

Prędkość przesuwania się płomienia u wylotu palnika waha się zwykle w granicach 0,3÷5 m/s w zależności od właściwości gazu palnego, ilości powietrza w mieszaninie, powierzchni przekroju rury i innych czynników.

Spalanie składników gazów palnych w mieszaninie z powietrzem (m<sup>3</sup>) przebiega zgodnie z równaniami reakcji



Spalanie jest możliwe dopiero wtedy, gdy mieszanina gazu palnego z powietrzem zostanie podgrzana do temperatury zapłonu.

Głównymi składnikami spalin są: azot z powietrza, dwutlenek węgla i para wodna.

W spalinach, w zależności od konstrukcji palników i przebiegu procesu spalania, występują w mniejszym lub większym stopniu takie zanieczyszczenia, jak: tlenek węgla (CO), tlenki azotu (NO<sub>x</sub>) oraz nie spalone węglowodory (C<sub>x</sub>H<sub>x</sub>).

*Dwutlenek węgla* charakteryzuje się dużą zdolnością pochłaniania ciepła. Stąd stały wzrost ilości CO<sub>2</sub> w atmosferze ziemskiej jest jedną z przyczyn tzw. efektu cieplarnianego.

*Tlenek węgla* powstaje na skutek niecałkowitego spalania spowodowanego niedostatecznym dopływem powietrza, złym wymieszaniem gazu z powietrzem lub



wadliwą konstrukcją komory spalania. Przyczyną zwiększonej emisji CO, może być złe wyregulowanie palnika lub niedostateczna wentylacja kotłowni.

*Tlenki azotu* ( $\text{NO}_x$ ) występujące w spalinach to NO i  $\text{NO}_2$ . W procesie spalania w I fazie w strefie reakcji płomienia powstaje NO. W palenisku 5÷10% NO ulega utlenieniu do  $\text{NO}_2$ . Pozostała część NO ulega utlenieniu do  $\text{NO}_2$  już w atmosferze. Na powstawanie  $\text{NO}_x$  największy wpływ ma temperatura płomienia. W temperaturze do 1200°C powstają niewielkie ilości  $\text{NO}_x$ , które wzrastają do temp. 1400°C i osiągają maksimum w granicach 1800÷2000°C. Nowoczesne urządzenia gazowe (w szczególności kotły) są tak skonstruowane, aby temperatura płomienia była jak najniższa.

Dla osiągnięcia tego celu stosuje się następujące rozwiązania:

- właściwy kształt geometryczny i dużą pojemność komory spalania,
- bezpośrednie odprowadzenie wytwarzanego ciepła w postaci promieniowania podczerwonego,
- spalanie bezpłomieniowe dzięki całkowitemu wstępnemu mieszanemu z powietrzem,
- krótkie czasy przebywania produktów spalania w strefach wysokiej temperatury,
- zmniejszenie ciśnienia cząstkowego  $\text{O}_2$  dzięki niewielkiemu nadmiarowi powietrza,
- ochłodzenie płomienia dzięki wbudowaniu elementów odbierających ciepło w strefie gorącego płomienia, np. prętów kantalowych (system Renox),
- regulację mocy dla obciążenia częściowego przez stopniową lub modulowaną regulację spalania.

#### 4. Konsekwencje ekologiczne gospodarowania ropą naftową w Polsce

Górnictwo ropy naftowej ma w Polsce swoją tradycję, ale nie odkryto ani dawniej, ani obecnie złóż, liczących się w skali światowej czy nawet europejskiej.

Początek historii odkryć związanych z ropą naftową, przyjmuje się na rok 1853, kiedy to I. Łukasiewicz zastosował przedestylowaną ropę naftową jako paliwo do lampy naftowej. Organizowano wówczas prace poszukiwawcze w Karpatach, gdzie obserwowano od dawna wycieki ropy naftowej na powierzchnię. Tam dokonano pierwszych odkryć złóż opisanych przez Karnikowskiego, m.in. w okolicach Bóbrki, gdzie wydobywano ropę za pomocą studni kopanych.

Systematycznie zwiększająca się ilość ropy naftowej wydobywanej na obszarze polskich Karpat w 1909 r. przekroczyła 2 mln t, co stanowiło wówczas 5 procentowy udział w produkcji światowej i stawiało Polskę na trzecim miejscu pod względem wielkości wydobycia.

W okresie międzywojennym kontynuowano eksploatację znanych od dawna złóż ropy naftowej, z których decydujące znaczenie miało nadal złożo Borysław. Pod koniec lat trzydziestych rozszerzono front poszukiwań na obszar zapadliska przedkarpackiego.

Lata powojenne, okres 1945÷1955, były okresem odbudowy i organizacji polskiego przemysłu naftowego. Głównym obszarem poszukiwań były wówczas Karpaty fliszowe. Kontynuowane były prace w zapadlisku przedkarpackim.

Intensywny rozwój poszukiwań w Polsce nastąpił w drugiej połowie lat 60. i latach 70. W rezultacie, uzyskano sześciokrotny wzrost średniego przyrostu dokumentowanych zasobów ropy naftowej. W okresie tym przesunięto poszukiwania z Karpat na północ, obejmując intensywnym rozpoznaniem obszar zapadliska przedkarpackiego.

Momentem przełomowym było odkrycie w utworach miocenu na tym obszarze złoża gazu ziemnego Przemysł-Jaksmanice. Równoczesne odkrycie pierwszego złoża gazu ziemnego (Lubaczów) i ropy naftowej (Partynia-Podborze) w podłożu zapadliska otworzyło nowy kierunek poszukiwań w głębszym piętze strukturalnym tego regionu. W okresie tym, front poszukiwań przesunął się dalej na północny zachód, na obszar przedpola Sudetów, co przyniosło kilka lat później odkrycie złóż ropy naftowej (m. in. Rybaki) i gazu ziemnego (m. in. złożo Bogdaj-Uciechów). Odkrycia te potwierdziły słuszność strategii, opartej na poszukiwaniach w osadach piaszczystych czerwonego spągowca i w utworach węglanowych dolomitu głównego. Rozpoczęto poszukiwania na obszarze lubelskim, odkrywając kilka akumulacji gazu ziemnego w utworach dewonu i karbonu. Przeprowadzono także penetrację utworów kambryjskich starej platformy, odkrywając złoża ropy w piaskowcach, w okolicach Żarnowca, Dębek i Białogóry. Na obszarze szelfu bałtyckiego odkryto 6 złóż ropy naftowej i gazo-kondensatu. Intensywne poszukiwania prowadzono w synklinorium i antyklinorium pomorskim. Perspektywiczność tych obszarów, potwierdzona została odkryciem kilkunastu złóż w utworach piaszczystych karbonu i węglanowych cechsztynu.

Dynamika poszukiwań naftowych w Polsce uległa wyraźnemu zahamowaniu w latach 1981÷1989. Niedoinwestowanie materiałowo-techniczne, luka technologiczna i nierealne ceny nośników energii spowodowały spadek efektywności poszukiwań, który przyczynił się do drastycznego obniżenia się średniego rocznego przyrostu zasobów ropy naftowej.

Inny system rurociągów zaopatruje w produkty naftowe, będące podstawowym paliwem dla gospodarki, m.in. dla transportu, samochodowego, lotniczego, żeglugi, a uzupełniającym dla transportu kolejowego. Olej opałowy służy zaś do ogrzewania infrastruktury mieszkaniowej i jest paliwem w niektórych elektrociepłowniach. Wyróżniamy dwa rodzaje rurociągów naftowych:

- rurociągi do przesyłania surowej ropy naftowej z miejsc wydobycia lub wyładunku (portów) do rafinerii,
- rurociągi dystrybucyjne służące do ekspedycji gotowych rodzajów paliwa z rafinerii do ośrodków zbytu lub stacji przeładunkowych.

Rozróżnienie pomiędzy przesyłaniem, a dystrybucją paliw płynnych jest konsekwencją konieczności dokonywania zmian ich parametrów jakościowych na odcinku pomiędzy producentem a odbiorcą finalnym, a także uwarunkowane jest przesłankami natury organizacyjnej (wówczas gdy, funkcje w zakresie wytwarzania, przesyłania, przetwarzania oraz dostarczania paliw płynnych są rozdzielane między różnych przedsiębiorców).

Przesyłanie ropy naftowej rozpoczęło się w Polsce, w drugiej połowie XIX w., w Krośnieńsko – Jasielskim Zagłębiu Naftowym. Zbierano ropę z poszczególnych szybów i rurociągami doprowadzano do rafinerii, zbiorników lub stacji kolejowych, gdzie była przepompowywana do cystern kolejowych. Lokalne sieci rurociągów istnieją do dzisiaj, powstały one także w innych zagłębiach naftowych. Obecnie ropę naftową z poszczególnych szybów zabierają nieraz samochody – cysterny.

Kluczowe znaczenie dla zaopatrzenia Polski w ropę naftową, w latach 90 miał międzynarodowy rurociąg „Przyjaźń”, zbudowany w latach 60, biegnący z Zagłębia Nadwołżańskiego w Rosji i rozwidlający się, w Morzu na Białorusi na dwie odnogi: północna zaopatruje Polskę i wschodnie Niemcy, południowa – Czechy, Słowację i Węgry. Przez Polskę rurociąg „Przyjaźń” przebiega równoleżnikowo na długości 670 km – od okolic Siemiatycz, na północ od Warszawy, przez Płock, na północ od Poznania, do Schwedt nad Odrą w Niemczech. Na terenie Rosji, rurociąg ten uzyskał połączenie z bogatymi złożami ropoносnymi zachodniej Syberii.

W Płocku, gdzie rurociąg „Przyjaźń” przekracza Wisłę, zbudowano największą rafinerię naftową w Polsce o zdolności przetwórczej ok. 13 mln ton rocznie. Na odcinku polskim rurociąg jest wyposażony w 6 stacji pomp ze zbiornikami. Uruchomienie rurociągu i rafinerii płockiej nastąpiło w 1964 r.

Płock jest położony przy drugorzędnej, jednotorowej linii kolejowej Kutno – Sierpc, którą wywiezienie wielkiej ilości produktów naftowych było niemożliwe. Dlatego z rafinerii płockiej poprowadzono rurociągi dystrybucyjne w kilku kierunkach do baz paliw płynnych zlokalizowanych, w pobliżu wielkich ośrodków zbytu do Warszawy, Koluszek koło Łodzi, Bydgoszczy, Poznania i Boronowa. W Koluszkach znajduje się największa stacja przeładunkowa paliw z rurociągu. W fazach projektu jest także rurociąg do Blachowni Śląskiej, gdzie ma powstać następna rafineria naftowa.

W latach 1989÷1992 w wyniku zmiany ustroju politycznego i systemu ekonomicznego, Polska włączyła się w sieć światowych powiązań rynkowych. Przedsiębiorstwo Polskie Górnictwo Naftowe i Gazownictwo otrzymało kredyty na zakup nowoczesnego sprzętu, urządzeń, aparatury i technologii. Zakłady naftowe wyposażone zostały w centrale interpretacyjne, komputery i specjalistyczne oprogramowanie. Specjaliści z różnych dziedzin są intensywnie szkoleni w największych kompaniach naftowych świata. Doświadczonej kadrze inżynierów, korzystających z najnowszej generacji sprzętu do badań sejsmicznych i metodami geofizyki wiertniczej, z nowoczesnych urządzeń wiertniczych, próbników złożowych i aparatury laboratoryjnej stworzono warunki do efektywnego prowadzenia poszukiwań.

Głównym celem zachodzącej przebudowy organizacyjnej, ekonomicznej, technicznej i technologicznej Przedsiębiorstwa Polskie Górnictwo Naftowe i Gazownictwo jest zwiększenie wydobycia gazu ziemnego ze złóż krajowych do kilkunastu mld m<sup>3</sup> w 2010 r. Równocześnie istnieją realne szanse na udokumentowanie znaczących zasobów ropy naftowej.

Po 1945 r., liczące się złoża ropy pozostały w Karpatach za wschodnią granicą Polski. Od tego czasu, pomimo rozwoju poszukiwań naftowych, nie odkryto w Polsce złóż ropy o zasobach, które by pozwoliły wydatnie zwiększyć jej pozyskanie.

Złoża ropy naftowej poza Karpatami zostały odkryte w Zapadlisku Przedkarpackim, na Monoklinie Przesudeckiej, w Polsce Zachodniej, na Pomorzu oraz na Bałtyku.

Zasoby przemysłowe ropy naftowej w 2000 r. wynosiły zaledwie 10,9 mln ton, a zasoby bilansowe 14 mln ton. Zdecydowana większość zasobów ropy występuje na Niżu.

Polskie złoża ropy naftowej są złożami bardzo małymi o zasobach rzędu od kilkunastu do kilkudziesięciu tys. ton. Powyżej 1 mln ton ropy znajduje się tylko w trzech złożach, w tym w złożu na Bałtyku, które z niewiadomych przyczyn nie figuruje w Bilansie Zasobów. Wydobycie ropy naftowej w Polsce pokrywa nasze potrzeby na ten surowiec obecnie w około 3%.

Największe złożo BMB znajduje się w powiecie gorzowskim, którego zasoby oceniane są na ponad 10 mln ton. W świetle ostatnich badań zdają się być znacznie większe. Fakt ten rzuca nowe światło na możliwość perspektyw, poszukiwań ropy w Polsce. Przy racjonalnie prowadzonych poszukiwaniach naftowych można będzie odkryć następne złoża o zasobach ropy zbliżonych do złoża BMB, a wtedy wydobycie jej może przekroczyć nawet 1 mln ton rocznie. Jednak i tak podstawowa część zużywanej ropy będzie musiała pochodzić z importu.

Szansę na odkrycie w przyszłości znacznych zasobów ropy naftowej są w Polsce raczej małe. Najważniejszym zadaniem, jakie stawia przemysłowi współczesna ekologia, jest prowadzenie aktywnej polityki zapobiegania skażeniom środowiska. Prawo ekologiczne wymaga w związku z tym sporządzania ocen oddziaływania na środowisko dla wszystkich inwestycji, które traktowane są jako szczególnie szkodliwe, lub które mogą pogorszyć stan środowiska.

Poszukiwawcze prace wiertnicze, zaliczane są do działań antropogenicznych, które mogą pogorszyć stan środowiska. Rozważając ich wpływ na środowisko, trzeba brać głównie pod uwagę możliwość skażenia gleby i wód zanieczyszczeniami, zawartymi w odpadzie wiertniczym, co wiąże się z umiejętnością przewidywania potencjalnej szkodliwości odpadu dla środowiska w okresie, gdy nie ma możliwości przeprowadzenia badań, gdyż odpad nie został jeszcze wytworzony.

Proces głębiania otworów, podobnie jak każdy proces produkcyjny, posiada własną specyficzną technologię. Technologia wiercenia metodą obrotową, polega na doborze świdra, jego obrotów i nacisku na świder oraz hydrauliki otworowej. Jakkolwiek teoretyczne zasady doboru wyżej wymienionych elementów technologii, były już w latach 60. XX w. znane i lasowane przez polskich wiertników, w praktyce nie były one powszechnie w pełni stosowane.

Poziom technologii, określa zespół wskaźników techniczno-ekonomicznych, będących syntetycznym wyrazem takich elementów działalności, jak technika wiertnicza, organizacja pracy, kwalifikacje załóg, oddziaływanie bodźców ekonomicznych, itp.

Za podstawowe wskaźniki odzwierciedlające poziom procesu głębiania przyjęto:

- przemysłowy postęp wiercenia wyrażający się liczbą metrów odwierconych jednym urządzeniem w ciągu jednego miesiąca,
- prędkość mechaniczną wiercenia, wyrażającą się liczbą metrów odwierconych w czasie jednej godziny,
- prędkość marszową, tj. liczbę metrów odwierconych w czasie jednego marszu, tzn. w czasie liczonym od początku zapuszczania do momentu wyciągnięcia przewodu,
- średnią głębokość otworów,
- średni uwiert na świder,
- bilans czasu prac wiertniczych,
- koszt jednego metra otworu wierconego.

Zagadnienie oceny poziomu techniki i technologii wierceń w Polsce w porównaniu z innymi krajami było przedmiotem wielu opracowań i konferencji naukowo-technicznych. Omawiane i oceniane były zarówno kierunki

rozwoju wiertnictwa w kraju, jak też możliwości poprawy techniki wiertniczej i modernizacji wiertnictwa. Prace wiertnicze składają się z trzech cykli:

- prace budowlano-montażowe,
- głębienie otworu,
- opróbowanie skał zbiornikowych.

W trakcie tych prac na terenie wiertni magazynowane są środki chemiczne, niezbędne dla sporządzenia płuczki wiertniczej i regulacji jej właściwości, pobierana jest woda do celów technologicznych i tworzą się odpady wiertnicze, stanowiące głównie mieszaninę zwiercin i zużytej płuczki wiertniczej.

Prowadzenie działalności wiertniczej związanej z poszukiwaniem złóż ropy naftowej i gazu ziemnego może stwarzać zagrożenia dla elementów środowiska przyrodniczego głównie na skutek składowania wytwarzanych podczas wiercenia ścieków i odpadów o specyficznych właściwościach.

Odpady wiertnicze, nie są wymieniane bezpośrednio na liście odpadów niebezpiecznych. Ich szkodliwość dla środowiska określa się w sposób pośredni. Zgodnie z Rozporządzeniem Rady Ministrów w sprawie opłat za gospodarcze korzystanie ze środowiska, płuczka wiertnicza zaliczana jest do III grupy odpadów. Zaznaczyć jednak należy, że zasadniczą częścią odpadu wiertniczego są zwierciny; a płuczka wiertnicza stanowi tylko jego część (25÷50%).

Zarządzenie Ministra Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 5 listopada 1991r., w sprawie klasyfikacji wód oraz warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki wprowadzane do wód i do ziemi, trudno jest zastosować w sposób bezpośredni do odpadów wiertniczych, gdyż najwyższe dopuszczalne wskaźniki zanieczyszczeń wprowadzane do wód i do ziemi ustalono, przy świadomości, że w tym przypadku brak jest barier do migracji zanieczyszczeń w środowisku gleby i brak ograniczeń związanych z bliskością zalegania wód podziemnych od miejsca rzutu. Odpad wiertniczy składowany w dole urobkowym nie powinien być traktowany jak ściek wprowadzany do gleby, gdyż zawsze stosowany jest jakiś sposób izolacji od elementów środowiska uniemożliwiający swobodną migrację zanieczyszczeń, a ponadto dół lokalizowany jest w taki sposób, by uniemożliwić bezpośrednie przedostanie się czynników szkodliwych z odpadów do wód podziemnych.

Dokładne rozróżnienie między odpadem i ściekiem wiertniczym jest z reguły trudne, gdyż zużyta płuczka i zwierciny wprowadzane są wspólnie do dołu urobkowego lub zbiornika, gdzie stopniowo ulegają rozwarstwieniu na fazę pólstałą (odpad) oraz ciekłą (ściek wiertniczy).

Odpady wiertnicze pozostające w środowisku w formie skoncentrowanej stanowią mogą istotne źródło skażenia wód. Wiąże się to z zawartym w odpadach ładunkiem zanieczyszczeń chemicznych, takich jak:

- jony metali ciężkich (Pb, Cr, Cd, Cu, Zn, Mn, Fe) pochodzące z minerałów lub dodatków chemicznych stosowanych do sporządzania płuczki, z materiałów stosowanych do cementowania otworów, z elementów orurowania otworów lub zwierconych materiałów skalnych,
- sole pochodzące z przewiercanych interwałów oraz dodawane do płuczki, by zapobiec kawernowaniu ścian otworów wierconych w formacjach solnych,
- tłuszcze, oleje i smary, które muszą być stosowane w procesie wiercenia dla zapewnienia prawidłowej pracy urządzeń,
- substancje ropopochodne ze złóż,
- biocydy, czyli środki zapobiegające procesom fermentacyjnym, którym łatwo podlegają w wysokiej temperaturze niektóre składniki płuczki,
- silne alkalia,
- związki organiczne o dużym potencjale redukcyjnym,
- środki powierzchniowo czynne,
- trudne do zidentyfikowania produkty rozpadu licznych składników chemicznych płuczek.
- Ścieki wiertnicze odprowadzane często do wód powierzchniowych lub do ziemi:
  - mają silne właściwości redukcyjne,
  - charakteryzują się wysoką zawartością drobno zdyspergowanej zawiesiny.

Zawartość jonów chlorkowych w ścieku jest wysoka lub bardzo wysoka, ale na ogół nie przekracza wartości granicznej stanowiącej barierę dla zrzutu ścieków do płynących wód powierzchniowych; jedynie ścieki pochodzące z wierceń na obszarach Niżu Polskiego, gdzie przewiercane były interwały soli cechsztyńskich są ściekami tak wysoko zasolonymi, że w żadnym przypadku nie mogą być odprowadzane do wód, ani do ziemi. Przetrzymanywane są one na ogół w zbiorczych sekcyjnych składowiskach odpadów wiertniczych, wykładanych obecnie geomembranami.

Należy jednak pamiętać, że prowadzenie działalności wiertniczej związanej z poszukiwaniem złóż ropy naftowej i gazu ziemnego może stwarzać zagrożenia dla elementów środowiska przyrodniczego głównie na skutek składowania wytwarzanych podczas wiercenia ścieków i odpadów o specyficznych właściwościach.

# **Fuels of the Energy Sector and Organic Chemistry Waste as an Alternative Fuel and Environment Protection in Poland in the Light of Regulations of the European Union**

## **Part I. Fuels of the Energy Sector**

### **Abstract**

Poland belongs to countries in Europe on average rich in fossil fuels. After the 2<sup>nd</sup> world war, as a result of search works conducted in the big scale, large deposits of hard coal, considerable reserves of lignite coal, moderate reserves of natural gas and small reserves of petroleum were discovered. The part of deposits was discovered in mining regions already known, like e.g. hard coal in upper-Silesian coal basin, or petroleum and natural gas in the eastern part of Carpatian, but fundamental growth of resources was substantiated in new areas: Lublin coal basin, Jastrzębie Zdrój, central and western Poland, Foreland of Carpatian, Sudety monocline as well as Pomerania and the Baltic Sea [1].

Hard coal is without a doubt main mineral resource of our country and through many years after 2<sup>nd</sup> world war was the base for the Polish economy, mainly for the heavy industry (smelting industry, chemical industry, energy understood widely). It decided about almost full independence of Poland from supplies of natural gas and petroleum, mainly from the east, then Soviet Union and today Russia [2].

According to examinations which were carried out in the Institute of Mineral Resources and Energy Economy PAoS, at the rational exploitation of coal with the respect of its stores, it will be possible to cover domestic needs for this raw material through about 70 years, however covering domestic needs from active at present levels of mines, at present not fully rational economy of resources, it will be enough for about 28 years. It is possible to lengthen this period to about 50 years after making new mining levels available and new deposits in those mines. If needs for hard coal will stay on the present level a necessity of construction of new mines will occur in year 2025.

On account of running out of reserves of the lignite coal in deposits exploited at present, after year 2015 its extraction will start to decrease. Construction of mines will become current in the new Legnica basin, with using the potential of copper deposits exploitation fading out at that time in Lubin area.

It is possible to predict, that deposits of the lignite coal, the ones substantiated already and the ones which will be discovered will make part of the base for manufacturing electric energy in the 21<sup>st</sup> century.

About 250 deposits of the natural gas were discovered in Poland. Total their balance stores are at present 148 mld m<sup>3</sup> and industrial 77 mld m<sup>3</sup>. When considering worldwide conditions, these deposits are small ones.

Carrying drill activity connected with the search of petroleum and natural gas deposits may create risks for elements of the natural environment mainly as a result storing drilling wastewater and waste with unique properties.



**Paliwa sektora energetycznego i odpady chemii organicznej jako paliwo alternatywne a ochrona środowiska w Polsce w świetle przepisów Unii Europejskiej**  
**Część II. Gospodarka paliwami a implementowanie aktów normatywnych Unii Europejskiej**

*Anna Weiner*  
*Politechnika Koszalińska*

Górnictwo nafty i gazu zalicza się do tych gałęzi przemysłu, których zadaniem jest pozyskiwanie krajowych surowców energetycznych. Niezależnie od możliwości importu konieczne jest utrzymanie wydobycia krajowego i działania na rzecz udokumentowanych zasobów bilansowych gazu i ropy naftowej, gdyż krajowe surowce energetyczne, poza uzupełnieniem bilansu pierwotnych nośników energii mają znaczenie strategiczne. Specyfika prac poszukiwawczych polega na tym, że prowadzone są one w miejscach rozproszonych na terenie całego kraju i trwają przez okres kilku do kilkunastu miesięcy.

Z załączonej tabeli 1 wynika, że w latach 1990÷2000, czyli w okresie transformacji ustrojowej (której jesteśmy uczestnikami do dzisiaj), maleje zużycie węgla, zwłaszcza kamiennego, natomiast umiarkowanie wzrasta zużycie bituminów, a zwłaszcza ropy naftowej.

Można przewidywać, że tendencja ta utrzyma się w przyszłości, szczególnie w latach 2001÷2010. Po tym okresie, zużycie poszczególnych nośników energii będzie się układało w zależności od ukształtowania się zarówno gospodarczej sytuacji wewnętrznej, jak i światowej.

W wariancie optymistycznym przewiduje się znaczny wzrost zużycia gazu ziemnego, umiarkowany wzrost zużycia ropy naftowej i stabilizację zużycia węgla kamiennego na poziomie około 75 mln ton. Zużycie węgla brunatnego w bliskiej przyszłości będzie kształtowało się na poziomie obecnego zużycia.

Można przewidywać, że ogólne zużycie energii pierwotnej, które obecnie kształtuje się na poziomie poniżej 100 mln ton, zacznie wyraźnie wzrastać dopiero po 2010 r., kiedy to wyczerpią się proste rezerwy ograniczania energochłonności gospodarki. Do tego czasu zapotrzebowanie na energię pierwotną może wynieść do 100÷105 mln ton.

W świetle kształtującej się w latach dziewięćdziesiątych struktury energii pierwotnej (tabela 1), tak zwany wskaźnik samowystarczalności energetycznej w Polsce obniża się z około j edności w latach 1980÷1995 do 0,8 w 2000 r. i do 0,6 w perspektywie 2020 roku. Jest to wynikiem zmniejszania się zużycia węgla, którego jednak zasoby w kraju są znaczne i wzrostu udziału węglowodorów, których zasoby krajowe są niewielkie, a nawet wręcz małe.

**Tabela 1.** Struktura energii pierwotnej w Polsce w latach 1960÷2000 (w %) [22]\*

**Table 1.** Structure of primal energy in Poland in the years 1960÷2000 (in %) [22]\*

Nośniki	Lata				
	1960	1970	1980	1990	2000
Węgiel	94,2	83,2	78,7	76,7	67,1
Ropa naftowa	4,2	10,2	14,6	15,2	21,9
Gaz ziemny	1,1	5,9	6,7	7,9	10,8
Energia wodna (systemowa)	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2
Łącznie %	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

\* bez energii odnawialnej i odpadowej

Wskaźnik wystarczalności energetycznej ma charakter orientacyjny. W krajach Europy Zachodniej jest on znacznie niższy niż w Polsce. Ekonomia tych krajów pozwala na wystarczający import koniecznych paliw, co w ustabilizowanej sytuacji polityczno-gospodarczej w świecie zapewnia tym kraj om pełne bezpieczeństwo energetyczne.

W tabeli 2 przedstawiono zasoby surowców energetycznych Polski. Dane wyjściowe zostały oparte na Bilansie Zasobów Kopalini Wód Podziemnych w Polsce, według stanu na 31.12.1999 r. czyli stan, który był rzeczywisty w 2000 r. (PIG 2000).

Zasoby ekonomiczne czyli przemysłowe są takie jak we wspomnianym Bilansie.

Natomiast do zasobów rezerwowych zaliczono zasoby bilansowe i częściowo pozabilansowe, które w przyszłości, w wyniku dalszych szczegółowych prac poszukiwawczo-dokumentacyjnych, mają szansę w pewnej ilości być udokumentowane jako zasoby ekonomiczne.

Dane te zostały szczegółowo przeanalizowane przez autora na podstawie rezultatów dostępnych wyników badań poszukiwawczo-złożowych.

Przy ich ocenie uwzględnione zostały istniejące ograniczenia w postaci warunków ekologicznych i stanu przestrzennego zagospodarowania powierzchni; dlatego też zasoby te są mniejsze aniżeli w ocenie Bilansu.

Należy podkreślić, że w związku z koniecznością wyraźniejszego stosowania kryteriów ekonomicznych przy eksploatacji złóż, czego wymaga system rynkowy, dotychczasowa ocena zasobów musi być ponownie wykonana, ponieważ stale podwyższane są parametry określające zasoby możliwe do eksploatacji. W obowiązującym Bilansie operacja ta nie została jeszcze w pełni przeprowadzona (PIG, 2000).

**Tabela 2.** Zasoby kopalnych surowców energetycznych w Polsce (stan na 1.01.2000)

**Tabela 2.** Resources of fossil fuels in Poland (on 1.01.2000)

Surowce	Zasoby					
	przemysłowe (ekonomiczne)			bilansowe (rezerwowe)		
	w jednostkach rzeczywistych	toe		w jednostkach rzeczywistych	toe	
		min	%		min	%
Węgiel kamienny (mln t)	8354	5430,0	92,9	46846	30449,0	90,9
Węgiel brunatny (mln t)	1877	338,0	5,8	14050	2908,0	8,7
Ropa naftowa (tys. t)	10931	10,9	0,2	14038	14,0	0,04
Gaz ziemny (mln m <sup>3</sup> )	77137	63,2	1,1	148 990	122,1	0,4
Ogółem	–	5 842,1	100,0	–	33 493,1	100,0

Rynek paliw płynnych jest najmniej regulowanym rynkiem energii we Wspólnocie Europejskiej. Ceny ropy kształtuje rynek światowy, głównie pod wpływem kartelu OPEC, który zrzesza 11 producentów tego paliwa z Azji, Afryki oraz Ameryki Południowej. Niemniej na rynku obowiązują określone zasady, których funkcjonujące na nim podmioty są zobowiązane przestrzegać.

Strategiczne znaczenie ropy naftowej i uzależnienie od dostaw spoza granic Wspólnoty spowodowały, że już od 1968 r., Dyrektywą 68/414/EWG, na państwa członkowskie nałożony został obowiązek utrzymywania zapasów produktów naftowych w wysokości 65-dniowego średniego zużycia z poprzedniego roku. W 1972 r. poziom zapasów obowiązkowych podniesiony został do 90 dni. Systemem obowiązkowych zapasów zostały w UE objęte:

- benzyny silnikowe i paliwa lotnicze (benzyny lotnicze i paliwa odrzutowe typu benzyny),
- olej gazowy, olej napędowy, nafta i paliwa odrzutowe typu naftowego,
- oleje opałowe.

W odniesieniu do terminu osiągnięcia odpowiedniego poziomu zapasów paliw płynnych Polska otrzymała okres przejściowy. Zgodnie z ustaleniami podjętymi w czasie negocjacji akcesyjnych, proces tworzenia zapasów zakończy się 31 grudnia 2008 r. Rozporządzeniem Ministra Gospodarki został przyjęty odpowiedni harmonogram, który przewiduje stopniowe (o 7÷8 dni rocznie) podnoszenie poziomu rezerw (Dz. U. nr 84, poz. 756).

Wspomniane rozporządzenie zostało wydane na podstawie ustawy o rezerwach państwowych oraz zapasach obowiązkowych paliw. Ustawa ta została w 2001 r. znowelizowana na potrzeby dostosowań do prawodawstwa WE. Wprowadza ona obowiązek tworzenia i utrzymywania zapasów obowiązkowych paliw ciekłych przez przedsiębiorców prowadzących działalność gospodarczą w zakresie wytwarzania lub przetwarzania paliw ciekłych oraz przez przedsiębiorców prowadzących działalność gospodarczą w zakresie przywozu paliw ciekłych na polski obszar celny.

Ustawa przewiduje też utworzenie specjalnego rejestru producentów i importerów, w którym muszą się oni zarejestrować w terminie 30 dni od dnia podjęcia działalności gospodarczej.

Podmioty zobowiązane do utrzymywania zapasów mogą korzystać z własnych magazynów bądź zlecać na podstawie odpowiedniej umowy przechowywanie paliw przedsiębiorcom zajmującym się świadczeniem usług magazynowych. W terminie 14 dni od dnia zawarcia takiej umowy producenci i importerzy są zobowiązani przekazać Agencji Rezerw Materiałowych kopię umowy w celu dokonania odpowiedniej adnotacji w rejestrze. Agencja jest organem odpowiedzialnym za nadzór nad całym systemem.

Koszty tworzenia i utrzymywania zapasów obowiązkowych paliw ciekłych ponoszą w całości producenci i importerzy, jednym z kosztów jest m.in. obowiązkowe ubezpieczenie zapasów od ognia i innych zdarzeń losowych.

Producenci, importerzy i przedsiębiorcy zajmujący się magazynowaniem są zobowiązani do przekazywania prezesowi Agencji Rezerw Materiałowych comiesięcznych informacji o ilości i strukturze produkcji i importu oraz o ilości i strukturze tworzonych i magazynowanych zapasów obowiązkowych paliw ciekłych w terminie 30 dni od upływu ostatniego dnia miesiąca, którego dotyczy przekazywana informacja. warto zaznaczyć, że budowa obowiązkowych zapasów paliw płynnych nie pozostanie bez wpływu na sytuację na rynku. Oczywiście zaletami wzrostu zapasów jest wzrost stabilizacji połączony ze wzrostem bezpieczeństwa energetycznego państwa. Radykalnie maleje ryzyko wystąpienia niedoborów paliw, co mogłoby mieć negatywny wpływ głównie na gospodarkę narodową.

Z drugiej strony koszty tworzenia dodatkowych zapasów w pełni poniosą operatorzy rynkowi, co zostanie wprost przeniesione na cenę paliw płaconą przez konsumentów przy dystrybutorze.

Wymagania dotyczące paliw ciekłych były określane w normach na podstawie ustawy z 3 kwietnia 1993 r. o normalizacji (Dz. U. nr 55, poz. 251) i wprowadzane do obowiązkowego stosowania na podstawie Rozporządzenia Ministra Gospodarki z 14 września 1999 r. w sprawie wprowadzania obowiązku stosowania niektórych Polskich Norm (Dz. U. nr 80, poz. 911). Od 1 stycznia 2003 r. obligatoryjność Polskich Norm została zniesiona. Wymagania jakościowe odnoszące się do paliw silnikowych zostały określone w Rozporządzeniu Ministra Gospodarki z 17 grudnia 2002 r. w sprawie szczegółowych wymagań jakościowych dla niektórych paliw ciekłych (Dz. U. z 2002 r. nr 229, poz. 1918) implementującym wymagania następujących dyrektyw:

- Dyrektywa 98/70/WE z 3 października 1998 r. w sprawie jakości benzyny i oleju napędowego (zmieniająca Dyrektywę 93/12/EWG),
- Dyrektywa 99/32/WE z 26 kwietnia 1999 r. dotycząca zmniejszenia zawartości siarki w niektórych paliwach ciekłych (poprawiająca Dyrektywę 93/12/EWG),
- Dyrektywa 2000/71/WE z 7 listopada 2000 r. w sprawie dostosowywania metod pomiarowych, określonych w załącznikach I, M, III i IV Dyrektywy 98/70/WE, do postępu technicznego, jak to przewidziano w art. 10 tej dyrektywy.

W celu ograniczenia emisji dwutlenku siarki, spowodowanej spalaniem niektórych rodzajów paliw płynnych pochodzenia naftowego, zostały określone wymagania jakościowe dla olejów opałowych ciężkich i lekkich, zgodnie z dyrektywą Rady 1999/32/WE. By zapewnić skuteczność tym postanowieniom, istnieje obowiązek monitorowania emisji, pobierania i sprawdzania próbek na zawartość w nich siarki.

Zasady dotyczące gazu ziemnego regulowane są przez następujące dyrektywy:

- Dyrektywa podstawowa w tym zakresie to Dyrektywa 70/220/EWG z 20 marca 1970 r. w sprawie zbliżania przepisów prawa państw członkowskich dotyczących środków, które powinny zostać podjęte przeciwko zanieczyszczeniu powietrza gazami z pojazdów silnikowych (Dz. Urz. WE L 76, 06.04.1970). Pozostałe to
- Dyrektywa 88/436/EWG z 16 czerwca 1988 r. uzupełniająca Dyrektywę 70/220/EWG z 20 marca 1970 r. w sprawie zbliżania przepisów prawa państw członkowskich dotyczących środków, które powinny zostać podjęte przeciwko zanieczyszczeniu powietrza gazami z pojazdów silnikowych (Dz. Urz. WE L 214, 06.08.1988)

- Dyrektywa 89/458/EWG z 18 lipca 1989 r. wprowadzająca ze względu na Europejskie standardy emisji dla samochodów o pojemności silnika poniżej 1,4 litra, poprawkę do Dyrektywy 70/220/EWG z 20 marca 1970 r. w sprawie zbliżania przepisów prawa państw członkowskich dotyczących środków, które powinny zostać podjęte przeciwko zanieczyszczaniu powietrza gazami z pojazdów silnikowych (Dz. Urz. WE L 226,03.08.1989)
- Dyrektywa 91/441/EWG z 26 czerwca 1991 r. wprowadzająca poprawkę do Dyrektywy 70/220/EWG 120 marca 1970 r. w sprawie zbliżania przepisów prawa państw członkowskich dotyczących środków, które powinny zostać podjęte przeciwko zanieczyszczaniu powietrza gazami z pojazdów silnikowych (Dz. Urz. WEL242,30.08.1991)
- Dyrektywa 93/59/EWG z 28 czerwca 1993 r. wprowadzająca poprawkę do Dyrektywy 70/220/EWG z 20 marca 1970 r. w sprawie zbliżania przepisów prawa państw członkowskich dotyczących środków, które powinny zostać podjęte przeciwko zanieczyszczaniu powietrza gazami z pojazdów silnikowych (Dz.Urz.WEL186,28.07.1993)
- Dyrektywa 94/12/WE z 23 marca 1994 r. dotycząca środków, które powinny zostać podjęte przeciwko zanieczyszczaniu powietrza gazami przez pojazdy silnikowe i wprowadzająca poprawkę do Dyrektywy 70/220/EWG z 20 marca 1970 r. w sprawie zbliżania przepisów prawa państw członkowskich dotyczących środków, które powinny zostać podjęte przeciwko zanieczyszczaniu powietrza gazami z pojazdów silnikowych (Dz. Urz. WE L100,19.04.1994)
- Dyrektywa 96/69/WE z 8 października 1996 r. wprowadzająca poprawkę do Dyrektywy 70/220/EWG z 20 marca 1970 r. w sprawie zbliżania przepisów prawa państw członkowskich dotyczących środków, które powinny zostać podjęte przeciwko zanieczyszczaniu powietrza gazami z pojazdów silnikowych (Dz. Urz. WE L 291, 28.10.2002)

Problematyka dotycząca emisji substancji zanieczyszczających z pojazdów samochodowych uregulowana jest wieloma dyrektywami (patrz ramka) wprowadzającymi szczegółowe wymagania co do dopuszczalnych emisji związków chemicznych. Prawo wspólnotowe określa wymagania techniczne dotyczące konstrukcji silników pojazdów, które mają na celu ograniczanie emisji gazów wydechowych.

Limity emisji zanieczyszczeń zawartych w spalinach zależą m.in. od kategorii pojazdu. Ze względu na dostosowanie do postępu technicznego podlegają one zmianom.

W celu uwzględnienia wymogów wynikających z prawa wspólnotowego konieczna będzie nowelizacja rozporządzenia w sprawie homologacji pojazdów lub nowe rozporządzenie.

Od czasu wydania w 1996 r. Dyrektywy 96/92/WE dotyczącej jednolitych zasad wewnętrznego rynku energii elektrycznej (DE – tzw. dyrektywa elektroenergetyczna) oraz dwa lata później Dyrektywy 9 8/3 O/W E dotyczącej jednolitych zasad wewnętrznego rynku gazu ziemnego (DC – tzw. dyrektywa gazowa) Komisja Europejska konsekwentnie dąży do utworzenia funkcjonującego w ramach państw członkowskich UE jednolitego rynku energii elektrycznej i gazu ziemnego. Dyrektywy te zostały określone mianem „rynkowych”, gdyż mają one doprowadzić do liberalizacji rynków, na których tradycyjnie funkcjonowały bądź nadal funkcjonują monopole naturalne.

Kwestie objęte dyrektywami rynkowymi są w Polsce regulowane ustawą Prawo energetyczne oraz wydanymi do niej rozporządzeniami wykonawczymi. Projekt ustawy powstawał równocześnie z projektem DE i ustawodawcy starali się, aby w miarę możliwości był on zgodny z rozwiązaniami wspólnotowymi. Miało to ułatwić późniejsze procesy dostosowawcze do wymagań UE. Nie udało się jednak uniknąć pewnych rozbieżności, ale nie były one istotne i wynikały raczej ze specyfiki modelu polskiego rynku energii.

W lipcu 2002 r. została przyjęta nowelizacja Prawa energetycznego, której celem było wyeliminowanie istniejących niezgodności prawa polskiego z prawem wspólnotowym. W praktyce oznacza to, iż wszystkie elektrownie gazowe, bez względu na wielkość, uzyskują prawo wyboru dowolnego dostawcy gazu ziemnego, a zatem możliwość poszukiwania najtańszego źródła zaopatrzenia.

Przystąpienie Polski do UE spowoduje też zmiany w przepisach dotyczących przejrzystości w rachunkowości. Zgodnie ze zmienionymi regulacjami prawnymi, przedsiębiorstwa energetyczne, które nie są zobowiązane do publikowania swoich sprawozdań finansowych, są teraz zobligowane do publicznego ich udostępniania (w siedzibie firmy).

Obecnie funkcjonują w Polsce dwie ceny węgla kamiennego: cena na rynek polski oraz cena węgla energetycznego przeznaczonego do wytwarzania energii elektrycznej na eksport. Druga z nich jest niższa od ceny rynkowej węgla. Wraz z wejściem Polski do UE cena węgla będzie musiała zostać dostosowana do cen rynkowych, w przeciwnym bowiem razie Polsce zagrożą postępowania o naruszenie zasad uczciwej konkurencji. Dostosowania mechanizmów cenowych będą pod szczególną obserwacją eksporterów energii elektrycznej oraz państw, które utrzymują wydobycie węgla.

Podwyższenie cen węgla energetycznego wpłynie bezpośrednio na wzrost cen energii elektrycznej na eksport. Elektrownie, chcąc zachować swą przewagę konkurencyjną, będą zmuszone do skompensowania wzrostu cen surowca w inny sposób.

Zgodnie z Dyrektywą 2001/77/WE w sprawie promocji energii elektrycznej wytwarzanej ze źródeł odnawialnych, każde państwo członkowskie zobowiązane zostało do osiągnięcia do roku 2010 odpowiedniego udziału tzw. zielonej energii elektrycznej w całkowitym bilansie wytwarzanej energii elektrycznej. Odpowiednie wskaźniki uzgodnione zostały również z państwami kandydackimi. Dla Polski wskaźnik wynosi 7,5%. Jest to cel ambitny. Jego realizacja powinna wymusić odpowiednie zmiany w bilansie energetycznym. Polska, aby zrealizować wyznaczony wskaźnik, będzie zmuszona do zastosowania odpowiednich programów wspierających. Również te zobowiązania zwiększą presję konkurencyjną, zwłaszcza na rynku energetyki „konwencjonalnej”. Penetracja zielonej energii będzie się bowiem odbywać kosztem węgla. Trudno oszacować horyzont czasowy zmian, gdyż omówione wyżej wskaźniki mają obecnie jedynie charakter nieobowiązkowy. Warto jednak podkreślić, iż Komisja będzie miała prawo oceny wypełnienia celów wskaźnikowych oraz zaproponowania działań, do których państwa członkowskie (w tym Polska) zostaną już zobligowane pod groźbą kar finansowych. Z drugiej strony wspieranie rozwoju odnawialnych źródeł energii sianowi szansę dla przedsiębiorstw, które mogą się pojawić na rynku wytwórców jako nowe podmioty. Znając politykę energetyczną Komisji Europejskiej, której państwa członkowskie muszą się trzymać, można przewidzieć kierunek zmian także w Polsce. Polityka staje się w ten sposób bardziej przewidywalna, a ryzyko inwestycyjne, w tym przypadku dotyczące energetyki odnawialnej, jest obciążone mniejszymi obawami.

W związku ze zmianą rynku zorientowanego na producenta, na którym elektrownie mają zagwarantowany na podstawie umów długoterminowych zbyt energii elektrycznej w długim okresie, na rynek konsumenta, gdzie wytwórcy będą zmuszeni do konkurowania o jego względy, zachodzi potrzeba zmian w przedsiębiorstwach wytwórczych. Podmioty, które będą w stanie w szybkim tempie dostosować się do reguł wolnego rynku, będą mogły nie tylko utrzymać dotychczasowych klientów, ale uzyskają możliwość sprzedaży swojego towaru na jednolitym Rynku.

W celu wprowadzenia konkurencji na rynek wytwarzania konieczne jest ustanowienie przejrzystych reguł dostępu do sieci przesyłowych i dystrybucyjnych. To właśnie od tego zależy, czy rynek zostanie otwarty w praktyce, czy też liberalizacja będzie fikcją.

Wspomniana wyżej zasada TPA oddziałuje na wszystkich uczestników rynku, jednakże obowiązek jej zastosowania spoczywa wyłącznie na przedsiębiorstwach przesyłowych i dystrybucyjnych. To one mają obowiązek zapewnić wszystkim podmiotom, na zasadzie równoprawnego traktowania, świadczenia usług przesyłowych polegających na przesyłaniu paliw lub energii od wybranej przez te podmioty dostawcy energii elektrycznej.



Jasne reguły ustalenia opłat przesyłowych są potrzebne do eliminacji zjawiska subsydiowania skrośnego, które polega na tym, iż straty poniesione na niedochodowych rodzajach działalności są pokrywane z innych źródeł, przynoszących odpowiednie zyski. W praktyce umiejętnie manipulowanie cenami w różnych segmentach działalności może powodować eliminację konkurencji.

Postęp cywilizacyjny oraz nierozzerwalnie związany z nim wzrost konsumpcji powodują powstawanie coraz większych ilości odpadów komunalnych i przemysłowych. Odpady te są powodem szeregu problemów we wszystkich krajach świata. Zapobieganie ich nadmiernemu powstawaniu w pierwszej kolejności, następnie ich racjonalne wykorzystanie i w ostateczności bezpieczne unieszkodliwienie stanowią jedno z najważniejszych wyzwań stawianych współczesnej myśli technicznej. Trzeba pamiętać, że w hierarchii ekologicznych preferencji unieszkodliwianie jako metoda proekologicznego postępowania z odpadami jest zawsze umieszczona niżej niż ich wykorzystanie.

W ośrodkach zurbanizowanych problem ten występuje w sposób spotęgowany w wyniku zagęszczenia ludności na stosunkowo niewielkim obszarze. W warunkach takich występuje bardzo duża ilość odpadów zarówno komunalnych jak i produkcyjnych.

Obecnie w rozwiniętych krajach świata stosuje się szereg, ciągle unowocześnianych, technologii utylizacji odpadów. Najpowszechniejszą metodą utylizacji odpadów jest ich spalanie, które może być prowadzone w różnych procesach, np. spalanie bezpośrednie w komorze z rusztem stałym, ruchomym czy też obrotowym, spalanie fluidyzacyjne, spalanie w piecach obrotowych itd.

Tak więc odpady komunalne i przemysłowe lub ich mieszaniny zarówno w stanie stałym jak i ciekłym mogą być paliwami alternatywnymi (zastępczymi, wtórnymi) wykorzystywanymi w przemyśle jako zamiennik paliw konwencjonalnych. Energię chemiczną zawartą w odpadach można określić poprzez podanie wartości opałowej.

O wielkości wartości opałowej decydują:

- zawartość substancji palnych (organicznych),
- zawartość substancji mineralnych (popiołu),
- zawartość wilgoci.

Te trzy główne czynniki decydują o charakterystyce energetycznej odpadów, która może być zilustrowana za pomocą trójkąta Tannera [29].

Odpady mogą się palić samodzielnie, tzn. bez wspomaganie surowcami energetycznymi wówczas, gdy zawartość wilgoci nie przekracza 50%, zawartość części palnych wynosi powyżej 25%, a zawartość substancji mineralnej nie przekracza 60%.

Polska norma PN-93/Z-15008/01 określa podstawowe badania dotyczące właściwości paliwowych odpadów. Są to:

- oznaczanie ciepła spalania i wartości opałowej,
- oznaczanie wilgotności całkowitej,
- oznaczanie zawartości części niepalnych i palnych,
- oznaczanie węgla i wodoru,
- oznaczanie składników agresywnych (tlenki azotu, dwutlenek siarki, chlorowódór).

W literaturze technicznej zarówno zagranicznej jak i krajowej jest wiele opracowań podających wartość opałową odpadów najczęściej stosowanych jako paliwa alternatywne. W tabeli 2 zamieszczono szacunkowe wartości opałowe odpadów, które są stosowane jako paliwa alternatywne.

Odpady można najogólniej podzielić na:

- Odpady przemysłowe,
- Odpady komunalne.

Natomiast odpady komunalne, można podzielić jeszcze na 2 grupy:

- A<sub>1</sub>. Odpady typu BIO (biologicznie degradowane, utylizowane przez kompostowanie),
- B<sub>2</sub>. Odpady przemysłowe.

Odpady przemysłowe sklasyfikowane w podgrupie B<sub>2</sub>, możemy podzielić odpowiednio na:

- gruz i ceramika (nieorganiczne),
- metale,
- odpady, będące pochodną przemysłu chemii organicznej, czyli te, które nadają się do termicznej utylizacji.

Natomiast odpady ujęte w systematyce jako podgrupa A<sub>1</sub>, to odpady resortowe, które nie zalegają na wysypiskach gruntowych i miejskich, lecz zalegają na składowiskach i hałdach (hut i kopalń, itp). Tak więc nie muszą to być odpady organiczne

W odniesieniu do problematyki stanowiącej meritum niniejszej pracy magisterskiej, interesujące są odpady pochodne przemysłu chemii organicznej, a więc głównie takie jak: gumy, farby, lakiery, tworzywa sztuczne, a częściowo odpady medyczne. Oczywiście do grupy odpadów palnych trzeba jeszcze zaliczyć drewno, papier i tekturę.

Udział tego typu odpadów, nadających się do termicznej utylizacji (w procesach spalania i pirolizy), można określić w morfologii odpadów komunal-

nych naszych miast i gmin, jako rząd w granicach około 36÷40% Technika termicznej utylizacji odpadów sprowadza się do możliwych i znanych w praktyce dwóch procesów:

- procesu spalania,
- procesu pirolizy.

Natomiast piroliza jest procesem częściowej likwidacji substancji organicznej w podwyższonej temperaturze, ale bez dostępu tlenu. Głównym produktem pirolizy jest gaz pizolityczny, będący mieszaniną substancji palnych, o składzie zbliżonym do typowego gazu ziemnego, a więc dominują w nim jako składniki takie gazy jak metan (głównie), wiele innych węglowodorów oraz głównie wodór ( $H_2$ ), azot ( $N_2$ ), niewielkie ilości CO (co w warunkach praktyki ruchowej jest nieuchronne). Przykładowy skład chemiczny takiego gazu pizolitycznego, wytworzonego w procesie pirolizy odpadów w utylizatorze pizolitycznym typu WPS, gdzie w większości wsadem do urządzenia były odpady szpitalne, przedstawiono w tabeli 3.

Oczywiście, w praktyce inżynierskiej, spotykamy także takie technologie termicznej utylizacji odpadów, gdzie mamy do czynienia z niepełnym (niestechiometrycznym) dostępem tlenu. Takie pośrednie technologie, także są stosowane, przy czym wydzielające się tu spaliny są jeszcze częściowo palne, zawierając stosunkowo znaczną ilość palnego CO (czadu) i są potem dopalane w tzw. komorze dopalania, właśnie między innymi po to, aby zlikwidować szkodliwy CO (zwany potocznie czadem). Taką właśnie utylizację dla termicznej utylizacji odpadów szpitalnych posiada na przykład Szpital Wojewódzki w Koszalinie [17].

W procesie pirolizy, gaz pirolityczny, można doskonale spalić w odpowiednio do tego celu przystosowanym palniku. Natomiast większym problemem od strony zabezpieczenia, jest wtórny odpad pirolityczny, tzw. koksik, który nie może być składowany luzem, bowiem wymywają się z niego do wód gruntowych substancje smoliste, a więc musi on być składowany w workach foliowych, bądź też dosypywany do mieszanki betonowej, z której tworzy się potem prefabrykaty (płyty lub kostki tzw. POLBRUKU).

Badania zespołu Prof. dr hab. inż. Tadeusza Piecucha z Politechniki Koszalińskiej wykazały, iż dosypywanie tego wtórnego odpadu do mieszanki betonowej jako ewentualnego cementu lub wymiennika żwiru, jest bardzo niewielkie i po przeliczeniu na masę całej mieszanki betonowej, ilość tego odpadu w mieszance, może stanowić niewiele ponad 1% jej masy, przy założeniu zachowania najbardziej liberalnej normy (np. kostki POLBRUK-u dla dróg III kategorii i chodników, wynoszącej 20 MPa. Cena kostki POLBRUK-u, to rząd około 10 gr.) [17].

**Tabela 3.** Analiza chemiczna gazu pirolitycznego po termicznej utylizacji odpadów (z przewagą odpadów szpitalnych) w urządzeniu typu WPS [17]**Table 3.** Chemical analysis of gas from pyrolytic hospital waste utilization in WPS type device [17]

Związek	zawartość [%]
wodór H <sub>2</sub>	około 10,26
tlen O <sub>2</sub>	około 0,62
azot N <sub>2</sub>	około 3,26
tlenek węgla CO	około 1,60
dwutlenek węgla CO <sub>2</sub>	około 6,80
metan CH <sub>4</sub>	około 20,30
eten C <sub>2</sub> H <sub>4</sub>	około 11,10
etan C <sub>2</sub> H <sub>6</sub>	około 10,00
propen C <sub>3</sub> H <sub>6</sub>	około 12,60
buten C <sub>4</sub> H <sub>8</sub>	około 0,09
i-buten C <sub>4</sub> H <sub>8</sub>	około 0,33
i-buten C <sub>4</sub> H <sub>10</sub>	około 5,80
butan C <sub>4</sub> H <sub>10</sub>	około 0,18
i-penten C <sub>5</sub> H <sub>10</sub>	około 0,87
pentana C <sub>5</sub> H <sub>10</sub>	około 3,88
i-penten C <sub>5</sub> H <sub>12</sub>	około 3,80
hexan C <sub>6</sub> H <sub>12</sub>	około 0,06
i-hexan C <sub>6</sub> H <sub>12</sub>	około 2,18
hepten C <sub>7</sub> H <sub>14</sub>	około 3,26
i-hepten C <sub>7</sub> H <sub>14</sub>	około 0,05
i-hepan C <sub>7</sub> H <sub>16</sub>	około 0,25
benzen C <sub>6</sub> H <sub>6</sub>	około 2,50
i-oktan C <sub>8</sub> H <sub>18</sub>	około 0,99
toluen C <sub>7</sub> H <sub>8</sub>	około 1,10

Proces pirolizy zależnie od rodzaju wsadu odpadów daje rząd wielkości 4÷8% masy wtórnego odpadu, tzw. koksiku, wobec masy pierwotnej, czyli masy wsadu do procesu pirolizy. Natomiast proces spalania odpadów, czyli utleniania w wysokiej temperaturze, łączy się nie tylko z problemem powstawania zużlu, który stanowi najczęściej 20÷25% masy wsadu, ale przede wszystkim łączy się z problemem konieczności oczyszczania spalin, a także wykorzystania ciepła tych spalin, gdyż zasadniczo można wówczas mówić o utylizacji, czyli wykorzystaniu odpadów. Taka instalacja oczyszczania spalin, to szereg procesowych węzłów następujących po sobie, ale przede wszystkim to następujące

węzły technologiczne. Z takiej instalacji oczyszczania spalin, otrzymujemy szereg odpadów (żużle z pieca spalarni, pyły z odpylaczy, gips i siarczany metali z uławiania  $\text{SO}_2$  i jonów metali; ściek typu solanki z uławiania chlorowodoru i fluorowodoru, zużyte katalizatory z redukcji  $\text{NO}_x$ , tj. tlenki tytanu, molibdenu, wolframu, amalgamaty z uławiania rtęci i wreszcie jako odpad zużyty sorbent, najczęściej węgiel aktywny. Jeśli przyjmiemy masę wsadu równą 100%, to można w przybliżeniu przyjąć, że w wyniku procesu oczyszczania spalin, łącznie z żużlem z pieca, otrzymamy około 30% masy wtórnych odpadów. Dlatego wprowadzając w praktykę termiczną utylizację odpadów trzeba pamiętać o kosztach inwestycyjnych i eksploatacyjnych takich technologii [17].

Paliwami alternatywnymi (wtórnymi, zastępczymi) mogą być odpady stałe i ciekłe, komunalne i przemysłowe stosowane w zakładach przemysłowych i energetycznych jako zamiennik paliw konwencjonalnych.

Pojęcie paliw alternatywnych funkcjonuje od kilkunastu lat. Udział tych paliw w globalnym rynku energii rośnie.

W krajach Europy Zachodniej i w Polsce zostały opracowane specjalne paliwa alternatywne, które stanowią mieszaninę różnego rodzaju odpadów. Wymienić tutaj należy:

- paliwo RDF,
- paliwo BRAM,
- paliwo zastępcze nazywane brykietami,
- stałe paliwo zastępcze,
- paliwo emulsyjne ropopochodne.

Doświadczenia państw takich jak np. Finlandia, Niemcy czy Austria wykazały, że paliwa alternatywne mogą być stosowane w:

- zakładach energetycznych (paleniska rusztowe, kotły fluidalne),
- siłowniach przemysłowych (paleniska rusztowe, kotły fluidalne),
- cementowniach (piece obrotowe),
- innych zakładach przemysłowych stosujących procesy wysokotemperaturowe jak np. cegielnie.

Zakłady te wprowadzając spalanie paliw alternatywnych muszą być odpowiednio przystosowane technologicznie. Niezbędne jest również prowadzenie monitoringu ciągłego.

Przemysłem szczególnie predysponowanym do spalania paliw alternatywnych jest przemysł cementowy. W Polsce od kilku lat są spalane odpady w cementowniach.

Niemal każdy rodzaj działalności człowieka zarówno bytowy jak i produkcyjny związany jest z zużyciem paliwa, a mianowicie, z jego spalaniem. Przemysł, energetyka, transport i inne branże techniczne wykorzystując energię

paliwa emitują do atmosfery spalinę zawierającą setki wysokotoksycznych związków chemicznych, począwszy od przysłowiowego tlenku węgla do cyklicznych aromatycznych węglowodorów o potwierdzonym działaniu nowotworczym. Wiele z tych substancji w atmosferze włącza się do naturalnych procesów transformacji często nawet zwiększając wpływ na ogólny poziom zanieczyszczenia powietrza. Nie ma żadnego sposobu na uniknięcie emisji szkodliwych składników wraz ze spalinami, jednak ilość tych związków ściśle związana jest nie tylko z ilością spalanej paliwa, czyli z efektywnością jego zużycia, a również z jakością spalania, czyli z całym przebiegiem fizykochemicznych procesów w paleniskach kotłów.

Za główny naukowo-techniczny problem w dziedzinie udoskonalenia spalania paliwa należy uznać konieczność jednoczesnego rozwiązywania skomplikowanych i nierzadko nawzajem sprzecznych zagadnień podwyższenia ekonomiczności zużycia paliwa i zmniejszenia zanieczyszczenia atmosfery szkodliwymi produktami spalania. We współczesnej terminologii naukowo-technicznej ten kierunek badań definiuje się jako zagadnienie energo-ekologicznej optymalizacji spalania paliwa [*Ocena współczesnych tendencji zanieczyszczenia środowiska naturalnego*. Rocznik Ochrona Środowiska. Tom 1. s. 137÷140. Koszalin, 1999.

Problemy podwyższenia sprawności zużycia paliwa i zmniejszenia emisji szkodliwych składników do atmosfery najbardziej dostrzega się w tych branżach, gdzie duże ilości paliwa spala się w stosunkowo niewielkich urządzeniach znajdujących się w obrębie strefy mieszkaniowej miast i osiedli. Do grupy tych urządzeń należy zaliczyć przede wszystkim kotłownie w sektorze bytowo-komunalnym i kotłownie o przeznaczeniu przemysłowym wyposażone w kotły o mocy 2÷20 MW.

Głównymi szkodliwymi substancjami powstającymi przy spalaniu paliwa organicznego są tlenki azotu i siarki, tlenek i dwutlenek węgla, sadza oraz substancje nowotworcze. Biorąc pod uwagę toksyczność jak i objętość emisji wkład  $\text{NO}_x$  można oszacować jako 30÷35% w całkowitym zanieczyszczeniu powietrza miast [Szarowski A.: *Technologia redukcji emisji  $\text{NO}_x$  metodą dozowanego skierowanego balastowania płomienia*. Rocznik Ochrona Środowiska. Tom 3. s. 51÷73. Koszalin, Polska, 2001.]. Następne miejsca zajmują  $\text{SO}_2$ , CO, zanieczyszczenia stałe i inne substancje szkodliwe. Można stwierdzić, że sumaryczna emisja tlenku i dwutlenku azotu wyznacza poziom ekologicznej doskonałości kotłów zwłaszcza przy spalaniu paliwa gazowego.

Teoria powstania tlenków azotu w płomieniu palącego się paliwa znajduje się w ciągłym rozwoju jednak obecnie można definitywnie wyróżnić trzy główne mechanizmy powstania  $\text{NO}_x$ : „termiczny” (według teorii Zeldowicza) i „szybki” (ang. „prompt”) z azotu powietrza, oraz „paliwowy” z azotu zawartego w związkach paliwa [3]. Przy spalaniu gazu ziemnego w paleniskach ko-

tłów powstanie tlenku azotu przebiega przez „termiczny” i „szybki” mechanizm. Przy spalaniu mazutu i oleju znaczna ilość NO<sub>x</sub> może powstawać przez „paliwowy” mechanizm (w zależności od zawartości azotu w paliwie).

Sposobem na zmniejszenie intensywności powstawania „termicznych” NO<sub>x</sub> jest obniżenie maksymalnej temperatury spalania i stężenia wolnego tlenu w strefie reakcyjnej. Emisja „szybkich” i „paliwowych” NO<sub>x</sub> słabo zależy od temperatury, ale silnie – od nadmiaru powietrza. Jednak zmniejszenie temperatury i nadmiaru powietrza w jądrze płomienia nie powinno powodować powstania produktów nie zupełnego spalania. Powyższe fakty w znacznym stopniu wyznaczają autorską koncepcję rozwiązywania problemu energo-ekologicznej optymalizacji spalania paliwa.

## **Literatura do części I oraz II**

1. **Ney R.:** *Bezpieczeństwo energetyczne Polski*. Energetyka nr 9, 2001. Materiał zaprezentowany na konferencji „Problemy bezpieczeństwa energetycznego w Polsce”, zorganizowanej przez Federację Stowarzyszeń Naukowo-Technicznych i Polski Komitet Naukowo-Techniczny FSNT NOT ds. Gospodarki Energetycznej, Warszawa 6 grudnia 2001.
2. *Funkcjonowanie kompleksu paliwowo-energetycznego w świetle Prawa Energetycznego oraz nowych przepisów ochrony środowiska*. Materiały z XIII Konferencji z cyklu: „Zagadnienia surowców energetycznych w gospodarce krajowej, Zakopane 1999”, [w:] „Sympozja i Konferencje”, nr 39, wyd. IGSMiE PAN, Kraków 1999.
3. **Blaşchke W., Mokrzycki E.:** *Węgiel koksowy na rynkach światowym i krajowym*. Katowice 1989.
4. *Formuły cenowe węgla kamiennego zmodyfikowane do wymogów sprawozdawczości Unii Europejskiej*. pr. zb. pod red. **Blaşchke W., Ney R.**, w: „Studia, Rozprawy, Monografie” nr 57, Wyd. Centrum PPGSMiE Kraków
5. **Mokrzycki E.:** *Rachunek kosztów w zakładzie przeróbki węgla kamiennego*. Kraków 2001.
6. **Hycnar J.J., Mokrzycki E.:** *Technologie czystego węgla – odsiarczanie i demineralizacja za pomocą silnych zasad*. „Studia, Rozprawy, Monografie” nr 40, Wyd. Centrum PPGSMiE Kraków 2000.
7. **Lorenz U.:** Metoda oceny wartości węgla kamiennego energetycznego uwzględniająca skutki jego spalania dla środowiska przyrodniczego, w: „Studia, Rozprawy, Monografie” nr 64, Wyd. Centrum PPGSMiE Kraków
8. *Problemy kompleksowego wykorzystania surowców mineralnych*. Pr. zb. pod red. **E. Mokrzyckiego** Studia i Rozprawy, nr22, wyd. Centrum PPGSMiE Kraków 1992.
9. *Technologie czystego węgla na etapie przeróbki i przygotowania węgla do procesu użytkowania*, Pr. zb. pod red. **E. Mokrzyckiego**, Studia i Rozprawy, nr35, wyd. Centrum PPGSMiE Kraków 1994.
10. **Piecuch T., Nawrocki J.:** *Studium techniczno-ekonomiczne budowy zakładów przeróbki mechanicznej węgla pod ziemią na dużych głębokościach*. Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej nr 473, Gliwice 1976.

11. **Blaschke W.:** *Problemy produkcji czystych energetycznych węgla kamiennych.* Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej, Seria: Inżynieria Środowiska, nr21, Koszalin 2004.
12. **Koniecznyński J., Waluś J.:** Katedra Ochrony Atmosfery, Politechnika Śląska, Gliwice, Materiały konferencyjne przedstawione na XIV *Krakowskiej Konferencji „Przeróbka kopalni – Kraków 1980”*. Kraków 1980.
13. **Kubica K.:** Instytut Przeróbki Chemicznej Węgla-Zabrze. Materiały konferencyjne przedstawione na V *Konferencji Naukowo-Technicznej, „Ochrona Powietrza”*, 22÷24.04.1998.
14. **Piecuch T.:** *Utylizacja odpadów przemysłowych.* Wyd. WSI Koszalin 1996.
15. **Piecuch T.:** *Termiczna utylizacja odpadów i ochrona powietrza przed szkodliwymi składnikami spalin.* Koszalin 1998.
16. **Piecuch T.:** *Termiczna utylizacja odpadów – wdrażać czy nie?* PAN, Szczecin 1999.
17. *Analiza pracy spalarni odpadów Szpitala Wojewódzkiego w Koszalinie – spaliny, ścieki, wtórny opad.* pr. zb. pod red. nauk.: **T. Piecucha**, Rocznik Ochrona Środowiska, Tom 5, Koszalin 2003.
18. **Mokrzycki E.:** *Rachunek kosztów w zakładzie przeróbki węgla kamiennego.* Kraków 2001.
19. **Piecuch T., Juraszka B., Dąbek L.:** *Spalanie i piroliza odpadów oraz ochrona powietrza przed szkodliwymi składnikami spalin.* Koszalin 2002.
20. **Mokrzycki E., Elias-Bocheńczyk A.:** *Możliwości wykorzystania odpadów komunalnych jako paliw alternatywnych.* Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej, nr 21, seria: Inżynieria Środowiska, Koszalin 2004.
21. **Piontek F.:** *Koncepcja mnożnika IV wyzwaniem dla ekonomii i techniki.* Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej, seria: Inżynieria Środowiska, nr 21, Koszalin 2004.
22. **Bąkowski K.:** *Gazyfikacja. Gazociągi, stacje redukcyjne, instalacje i urządzenia gazowe.* Warszawa 1999, s. 178.
23. **Piontek B., Piontek F., Piontek W.:** *Ekorozwój i narzędzia jego realizacji.* Wyd. Ekonomia i Środowisko, Warszawa 2003.
24. **Piecuch T.:** *Ekonomiczne aspekty termicznej utylizacji odpadów.* Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej, nr 20, seria: Inżynieria Środowiska, Koszalin 2001.



# **Fuels of the Energy Sector and Organic Chemistry Waste as an Alternative Fuel and Environment Protection in Poland in the Light of Regulations of the European Union**

## **Part II. Fuel Economy and Implementation of European Union Directives**

### **Abstract**

In the light of developing in the nineties structure of primal energy, so-called energetic self-sufficiency coefficient in Poland is decreasing from around 1 in the years 1980÷1995 to 0,8 in 2000 and to about 0,6 in the perspective of 2020. It is a result of making smaller usage of coal, of which resources however are considerable in the country and rise share of hydrocarbons, of which domestic resources are little not to say small.

According to 2001/77/WE Directive in the matter of promotion of electric energy from renewable sources, every membership state is obliged to achieve to year 2010 the suitable participation of so-called green electric energy in total balance of electric energy manufactured. Appropriate coefficients were also agreed with candidate states. The index amounts 7.5% for Poland. It is ambitious purpose. Its realization should extort proper changes in the energy balance. Poland in order to fulfil the outlined coefficient will be forced to apply suitable supporting programs. These obligations will also increase the rival pressure, especially on market of the “conventional” power industry. Because the penetration of the green energy will be taking place on the cost of coal. It is difficult to estimate the temporal range of changes because discussed coefficient have only optional character at present. It is worthwhile however emphasizing that the Commission will have the right to assess fulfilment of coefficient purposes and suggest actions, which membership states (including Poland) will already be obligated to fulfil under threat of financial punishments. On the other hand supporting the development of the renewable sources of energy is a chance for companies which can turn up to the market of producers as new subjects. Knowing the energy politics of European Commission, which membership states must hold on to, it is possible to predict direction of changes also in Poland. The politics is becoming more predictable this way, and investment risk, in this case concerning the renewable energetics, is burdened with smaller anxieties.

At present in developed countries of the world, a series of updated continuously technologies of waste utilisation is applied. The most common is burning which can be led in different processes e.g. direct burning in the chamber, rotational, fluidal burning, etc. There are also other methods of thermal utilisation of waste, such as pyrolysis or utilisation in plasma couple.

So domestic and industrial waste or their mixtures both in the solid as well as liquid state can be alternative fuels (substitute, secondary) used in the industry as the substitute of conventional fuels.

# Warunki środowiskowe wód kanałów zimnego i ciepłego Elektrowni „Dolna Odra” w drugiej połowie lat 90-tych

*Józef Domagała*  
*Uniwersytet Szczeciński*

*Alicja Kondratowicz*  
*Wydział Ochrony Środowiska*  
*Elektrowni Dolna Odra*

## 1. Wstęp

Na skład chemiczny wód dolnego odcinka Odry ma wpływ cały górny i środkowy odcinek rzeki z dopływami i z całym „dobrodziejstwem” cywilizacyjnym. Wody są przeżyźnione i, mimo że w miarę spływu do morza, oczyszczają się, to jednak poziom zawartości w nich biogenów jest bardzo znaczny, choć w porównaniu z latami 70-tych i 80-tych, wody płyną czystsze [3]. Celem więc, zdawało się, ocenienie jakości wód płynących kanałami do i z Elektrowni „Dolna Odra”, na podstawie dostępnych danych z lat 1994÷99.

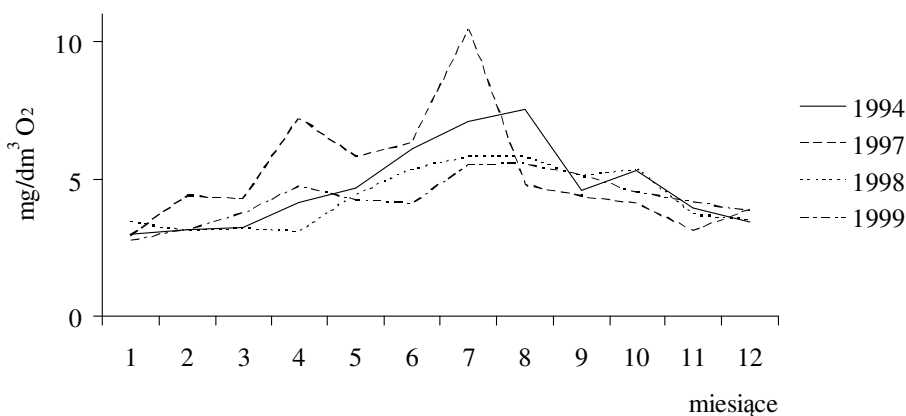
## 2. Materiał i metody

Materiały do badań uzyskano ze sprawozdań Wydziału Ochrony Środowiska Elektrowni „Dolna Odra”, gdzie regularnie zazwyczaj jeden raz w tygodniu przez okres całego roku, zgodnie z Polskimi Normami oznaczano: temperaturę, zawartość tlenu, BZT<sub>5</sub>, ChZT<sub>Cr</sub>, chlorki, siarczany, zawiesinę ogólną, oraz, częściowo, z badań własnych, również zgodnie ze standardami [4] i Polskimi Normami. Pomiary były prowadzone w odstępach tygodniowych. Próbkę z kanału zimnego pobierano na wysokości mostu, natomiast z kanału ciepłego za II łapaczem oleju, czyli w połowie długości obu kanałów.

### 3. Wyniki i ich omówienie

Na podstawie wyników, pozyskiwanych w latach 1994÷99, w kanale zimnym i ciepłym Elektrowni „Dolna Odra”, można stwierdzić, że chlorki utrzymywały się w zakresie do 100 mg/dm<sup>3</sup> lub je niewiele przekraczały w obu kanałach. Siarczany rzadko niewiele przekraczały 110 mg/dm<sup>3</sup>, a już zupełnie sporadycznie osiągały 150 mg/dm<sup>3</sup>. Zawiesina ogólna w obu kanałach zazwyczaj nie przekraczała 20 mg/dm<sup>3</sup>, jednakże w miesiącach letnich mogła osiągać 30÷36 mg/dm<sup>3</sup>.

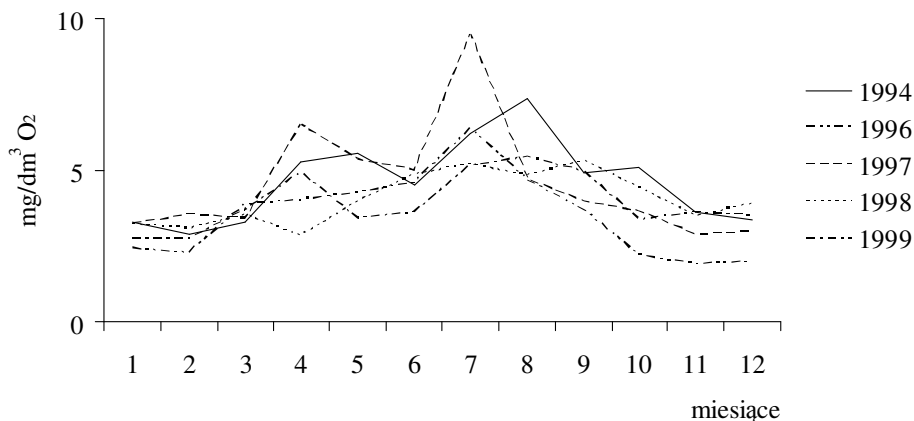
Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu w okresie od listopada do marca utrzymywało się, średnio, na poziomie 3÷3,5 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>. Od kwietnia wyraźnie wzrastało do 6÷7 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>, a w poszczególnych latach okresowo nawet do 9÷10 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup> (rysunek 1 i 2).



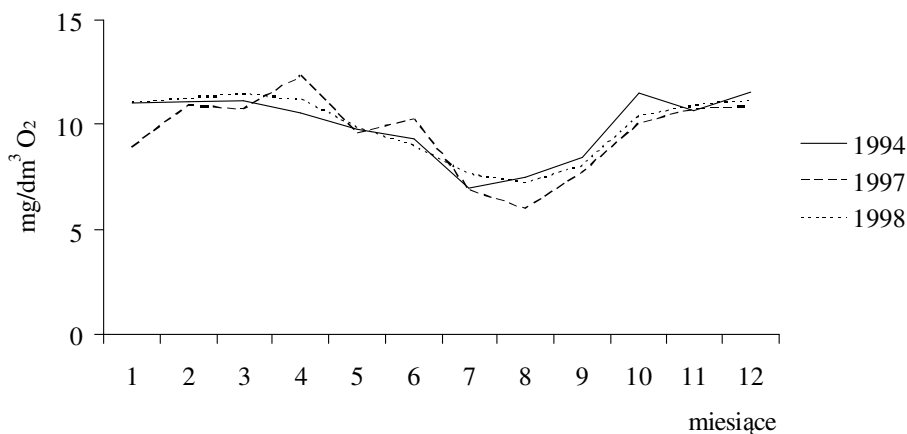
**Rys. 1.** Biochemiczne zapotrzebowanie tlenowe w kanale zimnym w latach 1994÷99  
**Fig. 1.** BOD in cold canal in the years 1994÷99

Odczyn wody (pH), od listopada do marca, zazwyczaj nie osiągał 8. Jednakże poczynając od kwietnia, aż do października, znacznie przekraczał tę wartość, zwłaszcza w szczycie lata – w lipcu i sierpniu, a czasami we wrześniu w obu kanałach zbliżając się do 8,5÷9.

Tlen rozpuszczony w wodzie był na dobrym poziomie przez większość miesięcy, jednakże przy wysokich temperaturach w lipcu i sierpniu, znacznie spadał – średnio do poziomu nawet 7 w kanale zimnym i poniżej 6 (5,5) w kanale ciepłym (rysunek 3 i 4).



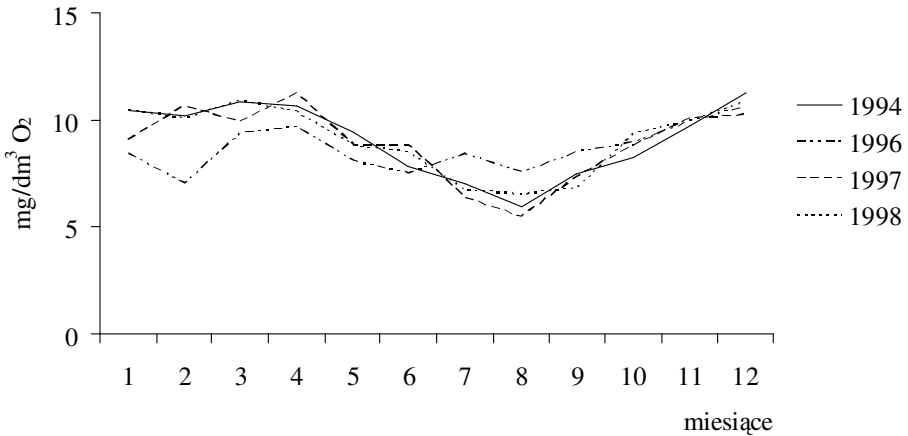
**Rys. 2.** Biochemiczne zapotrzebowanie tlenowe w kanale ciepłym w latach 1994÷99  
**Fig. 2.** BOD in warm canal in the years 1994÷99



**Rys. 3.** Zawartość tlenu w kanale zimnym w latach 1994÷99  
**Fig. 3.** Oxygen concentration in cold canal in the years 1994÷99

Zawartość tlenu w wodzie kanału zimnego była zazwyczaj wysoka. Jednakże latem mogą zdarzać się sytuacje, związane z brakiem opadów, obniżaniem się lustra wody w rzece, nadmiernym rozrostem glonów, gdy poziom tlenu ulega znacznemu obniżeniu. Stąd w sierpniu 1997 roku zawartość tlenu w kanale zimnym wynosiła średnio poniżej 6 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup> choć zazwyczaj wyraźnie powyżej 7 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup> lub około 7. Ponieważ są to wartości średnie, to wyniki indywidualne były znacznie niższe. Podobne średnie wartości tlenu notowano w lipcu 2001

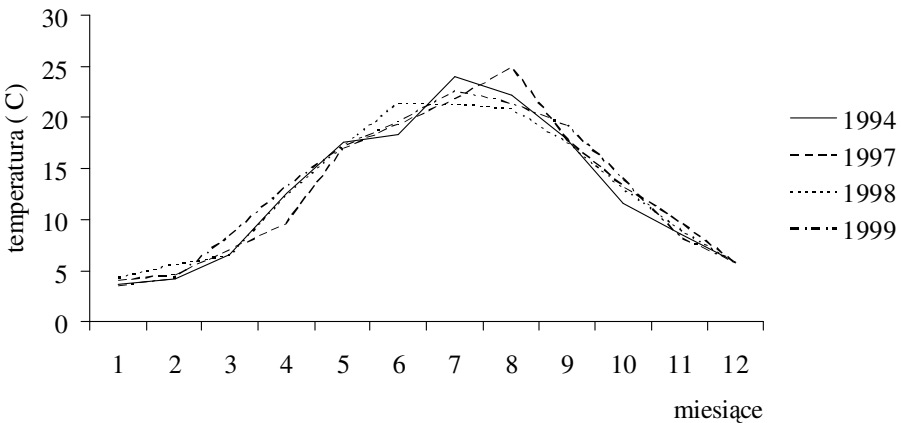
roku [1]. Poziom tlenu w kanale ciepłym jest zazwyczaj niższy niż w zimnym, co ma związek z wyższą temperaturą wód w tym kanale [1, 2].



**Rys. 4.** Zawartość tlenu w kanale ciepłym w latach 1994÷99

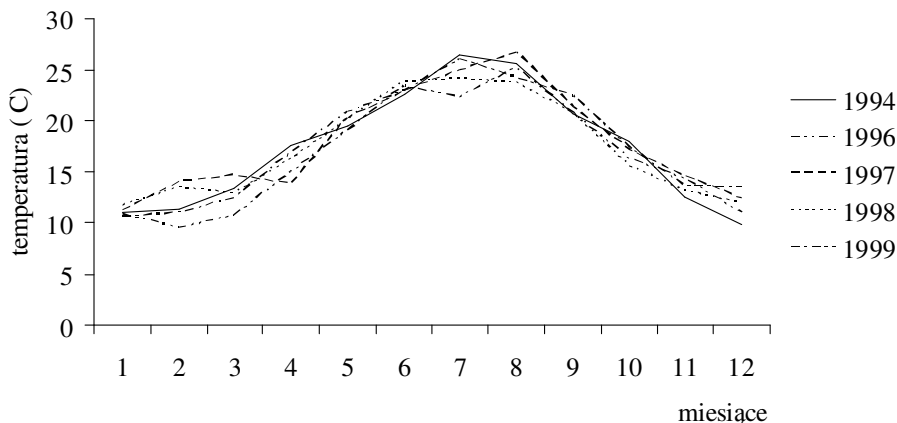
**Fig. 4.** Oxygen concentration in warm canal in the years 1994÷99

Temperatury w kanale zimnym wahały się w poszczególnych miesiącach zgodnie z porami roku, osiągając najwyższe wartości latem (rysunek 5). Średnie temperatury wody w kanale ciepłym były znacznie wyższe, przekraczając w lipcu i sierpniu nawet 26°C (rysunek 6).



**Rys. 5.** Temperatura w kanale zimnym w latach 1994÷99

**Fig. 5.** Temperature in cold canal in the years 1994÷99



Rys. 6. Temperatura w kanale ciepłym w latach 1994÷99

Fig. 6. Temperature in warm canal in the years 1994÷99

Na podstawie pomiarów można stwierdzić, że temperatura wody w kanale zimnym odpowiada temperaturze wód dolnej Odry i zależy od warunków klimatycznych (pory roku, temperatury powietrza, itd.). Natomiast temperatura wód kanału ciepłego zależy również od temperatury wód kanału odprowadzającego, ale także od liczby pracujących bloków elektrowni, a także stopnia wykorzystania ich mocy. Właśnie ta dynamika zmian, związana, głównie, z zapotrzebowaniem w ciągu doby na energię elektryczną, wpływa na wahania temperatury wód kanału ciepłego. W okresie lata różnica temperatur między wodami kanału ciepłego i zimnego może wynosić 7÷8°C [2] lub około 6°C [1], natomiast zimą, 9÷15°C [2] lub do 8,5°C [1].

Generalnie, warunki środowiskowe wód kanału zimnego i ciepłego Elektrowni” Dolna Odra” są podobne do warunków obserwowanych w tym rejonie w latach 2000÷2002 i nieco lepsze niż w latach 80-tych.

## Literatura

1. **Domagała J., Kondratowicz A.:** *Porównanie wybranych wskaźników fizykochemicznych wód kanału doprowadzającego i odprowadzającego Elektrowni Dolna Odra w latach 2000÷2002.* VII Ogólnopolska Konferencja Naukowa na temat: Kompleksowe i szczegółowe problemy inżynierii środowiska. Koszalin, Ustronie Morskie. Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska. Red. T. Piecuch. Politechnika Koszalińska. 22, Koszalin 2005. 741÷750.
2. **Filipiak J., Trzebiatowski R., Sadowski J.:** *Rybnictwo. Przewodnik do ćwiczeń. Cz. II. Wybrane elementy chowu ryb.* Wydawnictwo Akademii Rolniczej w Szczecinie. Szczecin 1995.

3. **Landsberg-Ucziwek M., Złoczowska I., Rewaj R., Jurkowska K., Wierchow-ska E.:** *Ocena stanu środowiska na obszarze doliny Dolnej Odry w świetle badań WIOŚ.* W: Dolina Dolnej Odry. STN. Szczecin 2002.
4. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. Am. Publ. Health Ass., Washington 1992.

## **Environmental Conditions of Waters of Cold and Warm Canals of "Dolna Odra" Power Station in the Second Half of the Nineties**

### **Abstract**

Results of the environmental research of waters of cold and warm canals in of "Dolna Odra" power station taking into account basic physical and chemical parameters. were compared in the article.

An entire upper and centre segment of Odra with tributaries and with entire "benefits" of civilization has the influence on chemical composition of waters of the bottom segment of the river. Waters are over-fertilized and even though along with the flow to the sea, they are cleaning themselves, however levels of content of biogenes is very considerable although in comparison with 70's and 80's, waters are cleaner [3]. Intentional than, appeared to judge quality of waters flowing with canals into and from "Dolna Odra" power station, on the base of accessible data from years 1994÷99.

Materials for examinations were obtained from reports of the Department of Environmental Protection of "Dolna Odra" power station where regularly, usually once a week, through the period of the entire year, in accordance with Polish Standards following parameters were determined: temperature, oxygen concentration, BOD, COD<sub>Cr</sub>, chlorides, sulphates, total suspension, and, partly, from own research, also in accordance with standards [4] and with Polish Standards. Measurements were carried once a week. Samples from the cold canal were collected from the bridge and samples from warm canal behind 2<sup>nd</sup> oil catcher, that is in the half of the length of both canals.

On the base of results, collected in 1994÷99 years, in the cold and warm canal of "Dolna Odra" power station, it is possible to state that chlorides stayed in range to 100 mg/dm<sup>3</sup> or exceeded a little in both canals. Sulphates rarely exceeded a little 110 mg/dm<sup>3</sup>, and already occasionally achieved 150 mg/dm<sup>3</sup>. Total suspension didn't usually exceed in both canals 20 mg/dm<sup>3</sup>, however in summer months it could achieve 30÷36 mg/dm<sup>3</sup>.

It may be stated, that generally, environmental conditions of waters of the cold and warm canals of "Dolna Odra" power station are similar to conditions observed in this area in 2000÷2002 years and a little bit better than in 80's.

## **Adresy kontaktowe członków Komitetu Redakcyjnego Redaktorzy Działowi**

1. Przewodniczący *prof. dr hab. inż. Tadeusz Piecuch* – Kierownik Katedry Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji Odpadów Politechniki Koszalińskiej, ul. Śniadeckich 2, 75-453 Koszalin, tel. służbowy (94) 3478525 tel. kom. 0603 658 573  
Redaktor działu – technika wodno-mułowa i utylizacja odpadów
2. Z-ca Przewodniczącego *prof. dr hab. inż. Wojciech Piotrowski* – Kierownik Katedry Biologicznych Podstaw Rolnictwa Politechniki Koszalińskiej, ul. Raławicka 15-17, 75-620 Koszalin, tel. służbowy (94) 3478301  
Redaktor działu – rolnictwo ekologiczne
3. Z-ca Przewodniczącego *prof. dr hab. inż. Zdzisław Harabin* – Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN Zabrze, ul. M. Skłodowskiej-Curie 34, 41-819 Zabrze tel. prywatny Warszawa (22) 8414478  
Redaktor działu – ochrona powierzchni ziemi i przyrody
4. *Prof. dr hab. inż. Anna M. Anielak* – Kierownik Katedry Technologii Wody i Ścieków Politechniki Koszalińskiej ul. Śniadeckich 2, 75-453 Koszalin, tel. służbowy (94) 3478540  
Redaktor działu – technologia wody i ścieków
5. *Prof. dr hab. Włodzimierz Deluga* – Kierownik Katedry Marketingu i Badań Rynkowych Politechniki Koszalińskiej, ul. Kwiatkowskiego 6e, 75-343 Koszalin tel. służbowy (94) 3439149  
Redaktor działu – ekonomika ochrony środowiska
6. *lek. med. Seweryn Jurgielaniec* – Z-ca Głównego Inspektora Sanitarnego, b. Poseł I, II, III, IV Kadencji Sejmu RP, ul. Długa 38/40, 00-238 Warszawa tel. służbowy (22) 6357014  
Redaktor działu – ochrona zdrowia



7. *Prof. dr hab. inż. Andrzej Mianowski* – Katedra Technologii Chemicznej Węgla i Ropy Naftowej Politechniki Śląskiej, ul. Bolesława Krzywoustego 8, 44-101 Gliwice tel. służbowy (32) 2371818  
Redaktor działu – chemia
8. *Prof. dr hab. inż. Michał Palica* – Katedra Inżynierii Chemicznej i Procesowej Politechniki Śląskiej, ul. M. Strzody 7, 44-100 Gliwice, tel. służbowy (32) 2372832  
Redaktor działu – inżynieria i aparatura chemiczna
9. *Prof. dr hab. Janusz Pempkowiak* – Kierownik Zakładu Chemii i Biochemii Morza w Instytucie Oceanologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Powstańców Warszawy 55, 81-712 Sopot, tel. służbowy (58) 5517281  
Redaktor działu – chemia i biochemia morza, jezior i rzek
10. *Prof. dr hab. inż. Hanna Obarska-Pempkowiak* – Katedra Technologii Wody i Ścieków, Prodziekan ds. Nauki Wydziału Inżynierii Łądowej i Środowiska Politechniki Gdańskiej, ul. Narutowicza 11/12, 80-952 Gdańsk, tel. służbowy (58) 347 23 19, 347 22 05  
Redaktor działu – biotechnologia
11. *Prof. dr hab. inż. Aleksander Szkarowski* – Katedra Sieci i Instalacji Sanitarnych Politechniki Koszalińskiej, ul. Śniadeckich 2, 75-453 Koszalin, tel. służbowy (94) 3478588  
Redaktor działu – energetyka, sieci i instalacje
12. *Prof. dr hab. inż. Mirosław Szklarczyk* – Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska, Zakład Ochrony Atmosfery, Politechnika Wrocławska, Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław tel. (71) 3202055  
Redaktor działu – ochrona powietrza, neutralizacja i odpylanie gazów
13. *Prof. dr hab. inż. Tadeusz Hryniewicz* – Kierownik Katedry Elektrochemii i Technologii Powierzchni Politechniki Koszalińskiej, ul. Raclawicka 15-17, 75-620 Koszalin, tel. służbowy (94) 3478244, e-mail: [thdhr@tu.koszalin.pl](mailto:thdhr@tu.koszalin.pl)  
Redaktor działu – współpraca z zagranicą

## Addresses of Editorial Committee members Section's editors

1. *Professor Tadeusz Piecuch*, Chairman, Head of the Division of Water-Sludge Technology and Waste Utilization Koszalin University of Technology, Śniadeckich 2, 75-453 Koszalin, Tel. +48 94 3478525, mobile 0603 658 573, Editor-in-Chief, Water-Sludge Technology and Waste Utilization
2. *Professor Wojciech Piotrowski*, Vice-Chairman, Head of the Division of Biological Agriculture Fundamentals, Koszalin University of Technology, Raławicka 15-17, 75-620 Koszalin, Tel. +48 94 3478301 Associate Editor, Ecological Agriculture
3. *Professor Zdzisław Harabin*, Vice-Chairman, Institute of Fundamentals of Environmental Engineering, Polish Academy of Sciences, M. Skłodowskiej-Curie 34, 41-819 Zabrze, Tel. +48 22 8414478 Associate Editor, Earth's Surface and Environment Protection
4. *Professor Anna M. Anielak*, Head of the Division of Water and Sewage Technology, Koszalin University of Technology, Śniadeckich 2, 75-453 Koszalin, Tel. +48 94 3478540 Associate Editor, Water and Sewage Technology
5. *Professor Włodzimierz Deluga*, Head of the Division of Marketing and Market Research, Koszalin University of Technology, Kwiatkowskiego 6E, 75-620 Koszalin, Tel. +48 94 3439149 Associate Editor, Economics of Environment Protection
6. *MD Seweryn Jurgielaniec*, Assistant of the Main Sanitary Inspector, ex MoP of The Seym of the Republic of Poland, Main Sanitary Inspectorate, Długa 38/40, 00-238 Warszawa, Tel. +48 22 6357014 Associate Editor, Health Protection

7. *Professor Andrzej Mianowski*, Division of Coal and Crude Oil Chemical Technology, Silesian University of Technology, Bolesława Krzywoustego 8, 44-101 Gliwice, Tel. +48 32 2371818  
Associate Editor,  
Minerals Chemistry
8. *Professor Michał Palica*, Division of Chemical and Process Engineering, Silesian University of Technology, M. Strzody 7, 44-101 Gliwice, Tel. +48 32 2372832  
Associate Editor,  
Chemical Engineering and Equipment
9. *Professor Janusz Pempkowiak*, Head of the Division of Maritime Chemistry and Biochemistry, Institute of Oceanology of Polish Academy of Sciences, Powstańców Warszawy 55, 81-712 Sopot, Tel. +48 58 5517281  
Associate Editor,  
Sea, Lake and River Chemistry and Biochemistry
10. *Professor dr hab. inż. Hanna Obarska-Pempkowiak* – Division of Water and Sewage Technology, Vice-Dean of Environmental and Civil Engineering, Gdańsk University of Technology, Narutowicza 11/12, 80-952 Gdańsk, Tel. +48 58 3472319, 3449669  
Associate Editor,  
Biotechnology
11. *Professor Aleksander Szkarowski*, Division of Networks and Sanitary Installations Koszalin University of Technology, Śniadeckich 2, 75-453 Koszalin, Tel. +48 94 3478588  
Associate Editor,  
Power Industry, Networks and Installations
12. *Professor Mirosław Szklarczyk* – Institute Environment Protection Engineering, Division of Atmosphere Protection, Wrocław University of Technology, Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław, Tel. +48 71 3202055  
Associate Editor,  
Air Protection, Gas Neutralization and De-Dusting
13. *Professor Tadeusz Hryniewicz*, Head of the Division of Electrochemistry and Surface Technology, Koszalin University of Technology, Raclawicka 15-17, 75-620 Koszalin, Tel./Fax: +48 94 3478244, e-mail: [thdhr@tu.koszalin.pl](mailto:thdhr@tu.koszalin.pl)  
Associate Editor,  
Surface Electrochemistry, Foreign Affairs and International Co-operation

## Wykaz Instytucji – Bibliotek, do których zawsze przekazywano wydawnictwo

Institute for Scientific Information  
Philadelphia, 3501 Market Street, PA 19104, USA

St. Petersburg State University of Architecture  
and Civil Engineering

2nd Krasnoarmeiskaya 4  
St. Petersburg, 198005, Russia

Universitaetsbibliothek Hannover und  
Technische Informationsbibliothek (UB/TIB)  
East-European Department/Exchange  
Welfengarten 1 B  
D-30167 Hannover

Biblioteka Narodowa  
02-973 Warszawa, al. Niepodległości 213.

Biblioteka Instytutu Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk  
41-800 Zabrze, ul. M. Curie Skłodowskiej 34.

Biblioteka Politechniki Białostockiej  
15-251 Białystok, ul. Wiejska 45a.

Biblioteka Politechniki Częstochowskiej  
42-200 Częstochowa, ul. Armii Krajowej 36.

Biblioteka Politechniki Gdańskiej  
80-952 Gdańsk, ul. G. Narutowicza 11/12.

Biblioteka Politechniki Koszalińskiej  
75-620 Koszalin, ul. Raławicka 15/17.

Biblioteka Politechniki Krakowskiej  
30-960 Kraków, ul. Warszawska 24.

Biblioteka Politechniki Lubelskiej  
20-950 Lublin, ul. Bernardyńska 13.

Biblioteka Politechniki Łódzkiej  
90-924 Łódź, ul. ks. I. Skorupki 6/8.

Biblioteka Politechniki Poznańskiej  
60-965 Poznań, pl. M. Skłodowskiej-Curie 5.

Biblioteka Politechniki Szczecińskiej  
70-310 Szczecin, ul. K. Puławskiego 10.

Biblioteka Politechniki Śląskiej  
44-101 Gliwice, ul. Kaszubska 23.

Biblioteka Politechniki Śląskiej  
40-019 Katowice, ul. Krasińskiego 8b.

Biblioteka Politechniki Warszawskiej  
00-661 Warszawa, pl. Politechniki 1.

Biblioteka Politechniki Wrocławskiej  
50-370 Wrocław, Wybrzeże S. Wyspiańskiego 27.

## The list of Institutions – Libraries where this publication has been always passed on

Institute for Scientific Information  
Philadelphia, 3501 Market Street, PA 19104, USA

St. Petersburg State University of Architecture  
and Civil Engineering  
2nd Krasnoarmeiskaya 4  
St. Petersburg, 198005, Russia

Universitaetsbibliothek Hannover und  
Technische Informationsbibliothek (UB/TIB)  
East-European Department/Exchange  
Welfengarten 1 B  
D-30167 Hannover

Biblioteka Narodowa  
02-973 Warszawa, al. Niepodległości 213.

Biblioteka Instytutu Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk  
41-800 Zabrze, M. Curie Skłodowskiej 34.

Biblioteka Politechniki Białostockiej  
15-251 Białystok, Wiejska 45a.

Biblioteka Politechniki Częstochowskiej  
42-200 Częstochowa, Armii Krajowej 36.

Biblioteka Politechniki Gdańskiej  
80-952 Gdańsk, G. Narutowicza 11/12.

Biblioteka Politechniki Koszalińskiej  
75-620 Koszalin, Raclawicka 15/17.

Biblioteka Politechniki Krakowskiej  
30-960 Kraków, Warszawska 24.

Biblioteka Politechniki Lubelskiej  
20-950 Lublin, Bernardyńska 13.

Biblioteka Politechniki Łódzkiej  
90-924 Łódź, ks. I. Skorupki 6/8.

Biblioteka Politechniki Poznańskiej  
60-965 Poznań, pl. M. Skłodowskiej-Curie 5.

Biblioteka Politechniki Szczecińskiej  
70-310 Szczecin, K. Puławskiego 10.

Biblioteka Politechniki Śląskiej  
44-101 Gliwice, Kaszubska 23.

Biblioteka Politechniki Śląskiej  
40-019 Katowice, Krasińskiego 8b.

Biblioteka Politechniki Warszawskiej  
00-661 Warszawa, pl. Politechniki 1.

Biblioteka Politechniki Wrocławskiej  
50-370 Wrocław, Wybrzeże S. Wyspiańskiego 27.