Praktyczne aspekty eksploatacji filtrów węglowych... / str. 34 | Analizy skuteczności usuwania farmaceutyków ze ścieków... / str. 46

technologia wody

SYSTEMY ZAOPATRZENIA W WODĘ • ODPROWADZANIE I OCZYSZCZANIE ŚCIEKÓW • BEZPIECZEŃSTWO • GOSPODARKA WODNA

2/2021 (76)
57,00 zł (w tym 8% VAT)



NOWOCZESNE TECHNOLOGIE W GOSPODARCE WODNEJ – POPRAWA ILOŚCI I JAKOŚCI ZASOBÓW WÓD W POLSCE

Dzień 19 lutego został w 2020 roku ustanowiony dniem święta państwowego w uznaniu historycznych dokonań polskich naukowców [...] Aktualnie, wiele polskich uczelni, czy instytutów naukowych, ma wkład w osiąganie rzetelnej wiedzy o ekosystemach wodnych i zachodzących w nich zmianach pod wpływem czynników klimatycznych oraz planów gospodarczych ludzi nauki i polityki. Powstają liczne publikacje oraz patenty... [str. 4]



WYDAWNICTWO Seidel Przywecki Spółka z o.o.

WWW.TECHNOLOGIA-WODY.EU ISSN 2719-3551 OGÓLNOPOLSKI KWARTALNIK DLA PROFESJONALISTÓW

Uzdatnianie wody dla zakładów wodociągowych

UNITEX oferuje kompleksowe rozwiązania dla małych i dużych dostawców wody pitnej, zarówno publicznych, jak i prywatnych.





Woda to dziedzictwo, za które wszyscy jesteśmy odpowiedzialni – myślą przewodnią działania CBW UNITEX.

Zaprojektowaliśmy i wykonaliśmy setki najwyższej jakości, w pełni zautomatyzowanych stacji uzdatniania wody.

- Wysokosprawne systemy aeracji wody
- Filtry ciśnieniowe typu FERROTEX i FTF
- Złoże katalizujące usuwanie manganu DEMANTEX (Masa Katalityczna G-1)
- Dobór optymalnych technologii uzdatniania wody podziemnej
- Doradztwo przy projektowaniu i doborze urządzeń technologicznych i złóż filtracyjnych
- Projekt i produkcja m.in. aeratorów, filtrów ciśnieniowych oraz filtrów workowych ze stali nierdzewnej i ze stali czarnej zabezpieczonej antykorozyjnie wysokiej jakości powłokami
- Montaż i rozruch instalacji
- Serwis gwarancyjny i pogwarancyjny

Centrum Badawczo-Wdrożeniowe UNITEX Sp. z o. o.
ul. Radarowa 14A, 80-298 Gdańsk
tel. 58 552 51 64
unitex@unitex.com.pl

Zakład produkcyjny
ul. Droga Łąkowa 8, 86-300 Grudziądz
tel. 798 705 891
produkcja@unitex.com.pl

www.unitex.com.pl

BRENNTAG

ConnectingChemistry

ŚRODKI DO OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW



Brenntag Polska jest dystrybutorem Flokulantów firmy SOLENIS

FLOKULANTY

- Zetag®
- Magnafloc®
- Brenntamer

KOAGULANTY

- Brenntamer - organiczne
- Brenntafloc Al - glinowe
- Brenntafloc Fe - żelazowe

POŻYWKI DLA OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW

- Brenntaplus VP1
- Brenntaplus PNN/PL
- Metanol
- Kwas octowy

DEZYNFEKCJA ŚCIEKÓW I HIGIENIZACJA OSADÓW ŚCIEKOWYCH

- Technologia Brenntabio

WSPOMAGANIE NITRYFIKACJI I ZAPOBIEGANIE POWSTAWANIU BAKTERII NITKOWATYCH

- Optical

LIKWIDACJA ODORÓW

- Brenntasmell Bio
- Brenntasmell Rapid
- Clorious2

TECHNOLOGIA USUWANIA STRUWITU

- Brenntamer S - antyskalanty
- BrennMAG - środki chemiczne do odzysku fosforu ze ścieków

ŚRODKI DO OCZYSZCZNIA GAZÓW

- Złoża do usuwania siarkowodoru
- Złoża do usuwania siloxanu

W ZAKRESIE OFEROWANYCH PRODUKTÓW ZAPEWNIAMY

- Serwis technologiczny
- Testy wdrożeniowe
- Pełną obsługę logistyczną

Brenntag Polska sp. z o.o.
ul. J. Bema 21
47-224 Kędzierzyn-Koźle
tel.: 77 47 21 500
fax: 77 47 21 600
woda@brenntag.pl

www.brenntag.com

technologia wody

Systemy zaopatrzenia w wodę.
Odprowadzanie i oczyszczanie ścieków. Bezpieczeństwo.
Gospodarka wodna

ISSN 2080-1467

Kwartalnik

Rok założenia 2009

Czasopismo redaguje i wydaje Wydawnictwo Seidel-Przywecki Sp. z o.o.

Adres redakcji
ul. Olchowa 67 B, 05-509 Józefosław, Gmina Piaseczno
tel. 22 877 31 88

Czasopismo jest indeksowane w: Baztech (http://baztech.icm.edu.pl)
POL-index (http://pbn.nauka.gov.pl/polindex)
Index Copernicus (http://journals.indexcopernicus.com)
Google Scholar (http://scholar.google.pl)

Za publikację artykułów w czasopiśmie „Technologia Wody" (od 2009 r.) autorzy otrzymują 5 punktów – zgodnie z listą czasopism naukowych Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego

Rada Naukowa

Przewodniczący
Prof. dr hab. inż. **Marek M. Sozański**, Politechnika Poznańska
Prof. dr hab. inż. **Peter M. Huck**, University of Waterloo, Ontario, Kanada

Członkowie
prof. dr hab. inż. **Anna Anielak**, Politechnika Krakowska
prof. dr hab. inż. **Michał Bodzek**, Politechnika Śląska
prof. dr hab. inż. **Wojciech Bonenberg**, Politechnika Poznańska
dr hab inż. **Piotr Breitkopf**, Université de Technologie de Compiègne, Deputy Director of Roberval Laboratory
prof. dr hab. inż. **Wojciech Dąbrowski**, Politechnika Krakowska
prof. dr hab. inż. **Maria Elektorowicz**, Concordia University, Monteral, Kanada, Department of Civil and Enviromental Engineering
dr inż. Dobrochna **Ginter-Kramarczyk**, Politechnika Poznańska, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Zakład Zaopatrzenia w Wodę i Ochrony Środowiska
prof. dr hab. **Anna Grabińska-Łoniewska**, Politechnika Warszawska
prof. dr hab. inż. **Marek Gromiec**, Wyższa Szkoła Ekologii i Zarządzania, Warszawa
prof. dr hab. inż. **Zbigniew Heidrich**, Politechnika Warszawska
dr hab. inż. **Joanna Jeż-Walkowiak**, Politechnika Poznańska
dr hab. inż., prof. PRz **Piotr Koszelnik**, Politechnika Rzeszowska
prof. dr hab. inż. **Andrzej Kotowski**, Politechnika Wrocławska
dr hab. inż. **Izabela Kruszelnicka**, Politechnika Poznańska
prof. dr hab. inż. **Karol Kuś**, Politechnika Śląska
prof. dr hab. inż. **Marian Kwietniewski**, Politechnika Warszawska
dr hab. inż., prof. PWr **Paweł Licznar**, Politechnika Wrocławska
dr hab. **Michał Michałkiewicz**, Politechnika Poznańska
prof. dr hab. inż. **Rafał Miłaszewski**, Uniwersytet Kardynała Stefana Wyszyńskiego
prof. dr hab. inż. **Elżbieta Niemirycz**, Uniwersytet Gdański
prof. dr hab. inż. **Krystyna Olańczuk-Neyman**, Politechnika Gdańska
dr hab. inż. **Mariola Rajca**, Politechnika Śląska
prof. dr hab. inż. **Janusz Rak**, Politechnika Rzeszowska
prof. dr hab. inż. **Ziemowit Suligowski**, Politechnika Gdańska
dr hab. inż. prof. PRz **Barbara Tchórzewska-Cieślak**, Politechnika Rzeszowska
prof. dr hab. inż. **Andrzej Urbaniak**, Politechnika Poznańska
dr hab. inż., prof. PŚ **Izabela Zimoch**, Politechnika Śląska

Rada Ekspertów

mgr inż. **Barbara Mulik**, doradca ds. jakości i bezpieczeństwa wody
dr inż. **Tadeusz Rzepecki**, Tarnowskie Wodociągi Sp. z o.o., IGWP
dr inż. **Marian Strączyński**, „Mast" Bełchatów
mgr inż. **Ryszard Szambelańczyk**, Forum Dyskusyjne „Wodociągi Polskie"
mgr inż. **Tomasz Wachowiak**, Forum Dyskusyjne „Wodociągi Polskie"
dr inż. **Łukasz Weber**, portal www.technologia-wody.pl
mgr inż. **Marek Wieluniecki**, Górnośląskie Przedsiębiorstwo Wodociągów SA, Katowice
inż. **Roman Wiertelak**, Izba Gospodarcza „Wodociągi Polskie"

Redakcja

Magdalena Seidel-Przywecka – redaktor naczelna, 606 958 214
Tomasz Gąska – redakcja językowa i techniczna, 503 081 660
Lidia Glazer – sekretariat i prenumerata, 784 372 590
Katarzyna Kukieła – reklama, promocja, tel. 606 987 439
Adam Malewski – redaktor statystyczny
7colors – skład i przygotowanie do druku, www.7colors.pl

Czasopismo recenzowane
Nakład 2000 egz.
Projekt czasopisma: Tomasz Wojciechowski
Fot. na I str. okładki: Tomasz Gąska

Redakcja zastrzega sobie prawo do skracania artykułów.
Materiałów nie zamówionych nie zwracamy.
Redakcja nie odpowiada za treść reklam i artykułów sponsorowanych.

Wytyczne dla autorów znajdują się na stronie internetowej:
http://www.technologia-wody.com/tw/about/submissions#authorGuidelines

Warunki prenumeraty:
Prenumeratę prosimy zamawiać w redakcji czasopisma
lub przez stronę internetową: **www.seidel-przywecki.pl**
Koszt rocznej prenumeraty (4 zeszyty) wynosi 205,72 zł (brutto)

Gospodarka wodna

4 **Nowoczesne technologie w gospodarce wodnej – poprawa ilości i jakości zasobów wód w Polsce**
Marek Gromiec, Tadeusz Ossowski, Romuald Szymkiewicz, Elżbieta Niemirycz, Marta Kobusińska

10 **Mikrobiologiczna jakość wybranych akwenów – studium przypadku**
Izabela Kruszelnicka, Michał Michałkiewicz, Dobrochna Ginter-Kramarczyk

16 **Racjonalna technologia rewitalizacji wybranych ekosystemów wodnych**
Andrzej Eymontt, Krzysztof Wierzbicki

32 **Monitoring jakości wód powierzchniowych dostosowany do potrzeb mieszkańców i władz gmin**

Zaopatrzenie w wodę

34 **Praktyczne aspekty eksploatacji filtrów węglowych**
Iwona Lasocka-Gomuła, Łukasz Weber

40 **DEMANTEX – złoże filtracyjne do odmanganiania wody**
Ewa Łasińska, Piotr Częścik, Jarosław Ostrowski

Bezpieczeństwo zdrowotne wody

42 **Wodnopochodne zakażenia wirusem HEV**
Agata Noga, Ewelina Lemiech-Mirowska, Michał Michałkiewicz

Oczyszczanie ścieków

46 **Analizy skuteczności usuwania farmaceutyków ze ścieków oczyszczonych z wykorzystaniem technologii ozonowania**
Michał Kosiniak, Robert Muszański

Gospodarka osadowa

52 **Wpływ kofermentacji odpadów rolno-spożywczych z osadami ściekowymi na produkcję biogazu oraz na skład frakcji ciekłej osadu przefermentowanego**
Anna Wilińska-Lisowska, Krzysztof Czerwionka

Zagadnienia prawne i ekonomiczne

56 **Wyzwanie związane z wyciekami**
Klara Ramm

62 **Dyrektywa w sprawie odporności podmiotów krytycznych**
Klara Ramm

66 **Problemy rynku wodociągowo-kanalizacyjnego w teorii i praktyce**
Bożena Rusinek

Aktualności

70 **Rzeczywistość polskiego sektora wodociągowo-kanalizacyjnego w uwarunkowaniach europejskiej polityki zrównoważonego rozwoju – refleksje z e-konferencji „Aktualne zagadnienia w uzdatnianiu i dystrybucji wody – WODA 2020"**
Izabela Zimoch

74 **Druga edycja studiów podyplomowych *Systemy Bezpieczeństwa Zaopatrzenia w Wodę* to okazja dla Ciebie – rozpoczęcie zajęć już w październiku 2021 r.**
Izabela Zimoch



Drodzy Czytelnicy!
Mimo licznych trudności, wciąż jesteśmy z Wami. Przeżyliśmy Covid i związane z nim ograniczenia dotyczące konferencji i szkoleń, których organizacji musieliśmy zaprzestać. Staramy się przetrwać także coraz mniejsze zainteresowanie ze strony władz i środowiska naukowego publikacjami w języku polskim i w polskich czasopismach specjalistycznych. Ale przecież bez Was, bez materiałów, które od Was otrzymujemy i, jako jedni z nielicznych, publikujemy bez żadnych ograniczeń (poza merytorycznymi, oczywiście), Technologia Wody nie będzie mogła istnieć. Dlatego zachęcamy Was do jeszcze większej aktywności w dzieleniu się owocami Waszej pracy, Waszymi pomysłami i opiniami. Bowiem, publikując na naszych łamach otrzymujecie gwarancję, że Wasze teksty dotrą do całego środowiska wod-kan – zarówno do pracowników wyższych uczelni i instytutów naukowo-badawczych, jak i do technologów i kadry zarządzającej przedsiębiorstwami wod-kan. Tylko dzięki nam, jako naukowcy, możecie liczyć na feedback ze strony technologów-praktyków, nawet jeśli nie zawsze będzie przychylny i pełen entuzjazmu, a jako technolodzy możecie mieć dostęp do najnowszych rezultatów prac teoretycznych nieubranych (w miarę możliwości) w hermetyczny język naukowy. Dzięki nam, bez względu na to czy jesteście praktykami, czy też raczej teoretykami, możecie dowiedzieć się o tym, jakimi problemami faktycznie żyją operatorzy stacji uzdatniania wody, przedsiębiorstw zaopatrujących w wodę, czy też odbierających i oczyszczających ścieki. I, w końcu, tylko w Technologii Wody znajdziecie w jednym miejscu opracowania dotyczące wszystkiego, co ma wpływ na zapewnienie nam nieograniczonego dostępu do dobrej jakości wody.

To wszystko nie byłoby możliwe bez Waszej aktywnej współpracy. Dlatego zachęcamy Was bardzo do publikowania na łamach Technologii Wody informacji i doniesień o rezultatach Waszych prac, ze swojej strony zapewniając krótki (3 miesiące) cykl wydawniczy i możliwość publikacji materiałów w formie skróconej, niespełniających bezwzględnie wszystkich kryteriów prac naukowych, w opcji „Praktyka i eksploatacja".

Mamy nadzieję, że w Technologii Wody, która właśnie trafiła w Wasze ręce nie zabraknie materiałów, które rozszerzą Wasze horyzonty. Za takie uważamy, na przykład, refleksje i komentarze Klary Ramm na temat wpływu na branżę wod-kan nowej Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie odporności podmiotów krytycznych (str. 62) oraz, tej samej autorki, opracowanie dotyczące zobowiązań dotyczących ograniczenia wycieków wody, wynikających z Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) z 16 grudnia 2020 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (str. 56). Albo – przykład z innej dziedziny – nie do końca oczywistym sposobem pozbywania się pozostałości leków wprowadzanych do środowiska wraz ze ściekami, wydaje się metoda ozonowania. A jednak, okazuje się, że jest to metoda całkiem skuteczna, zwłaszcza w przypadku diklofenaku (str. 46). Wydawałoby się, że wirusowe zapalenie wątroby jest chorobą tak dobrze znaną i opisaną, że obecnie nie powinno być już problemu z zakażeniami za pośrednictwem wody pitnej, tymczasem dowiadujemy się, że stanowi to coraz większy problem w wielu krajach europejskich, o czym piszą Agata Noga i wsp. (str. 42)... Przykładów można wymienić więcej.

Raz jeszcze zachęcamy do lektury, a także do refleksji i do nadsyłania Waszych opinii na adres redakcji. Współtworzenie z Wami Technologii Wody jest bowiem tym, na czym najbardziej nam zależy.

Magdalena Seidel-Przywecka
wraz z zespołem redakcyjnym

Wykaz reklamodawców

Aplisens S.A. **IV str. okładki**
Brenntag Polska Sp. z o.o. **str. 1**
Endress+Hauser Polska sp. z o.o. **str. 32-33**
Forum Dyskusyjne Wodociągów Polskich **str. 69**
HACH LANGE Sp. z o.o. **str. 45**
IDEXX Laboratories, Inc. **str. 31**
IWA Wastewater, Water and Resource Recovery Conference **str. 39**
Izba Gospodarcza Wodociągi Polskie **str. 51**
Leca Polska sp. z o.o. **III str. okładki**
Politechnika Śląska **str. 9, 74-75**
Politechnika Rzeszowska **str. 15**
Portal branżowy www.sozosfera.pl **str. 69**
Portal branżowy www.technologia-wody.pl **str. 61**
Portal branżowy www.woda-scieki.com **str. 76**
Portal Samorządowy **str. 76**
Retencja.pl **str. 76**
UNITEX Sp. z o.o. **II str. okładki, str. 40-41**
WOFIL Robert Muszański **str. 37**
Wydawnictwo Seidel-Przywecki Sp. z o.o. **str. 3**



WYDAWNICTWO Seidel Przywecki Spółka z o.o.

Chcesz być na bieżąco
i najciekawsze artykuły branżowe
mieć zawsze pod ręką?

ZAMÓW PRENUMERATĘ NA 2021 ROK!

CZASOPISMA:
FORUM EKSPLOATATORA I TECHNOLOGIA WODY
znajdziesz na:
www.seidel-przywecki.pl/czasopisma

technologia wody
Rok XIII Zeszyt 2(76)
kwiecień–czerwiec 2021
ISSN 2080-1467
www.technologia-wody.eu

Nowoczesne technologie w gospodarce wodnej – poprawa ilości i jakości zasobów wód w Polsce

Modern technologies in water management – improvement of the quantity and quality of water resources in Poland

Marek Gromiec
Tadeusz Ossowski
Romuald Szymkiewicz
Elżbieta Niemirycz
Marta Kobusińska

Streszczenie

Poprawa wielkości i jakości zasobów wodnych w Polsce, należącej do krajów ubogich w wodę, staje się szczególnie ważnym wyzwaniem naukowym i politycznym w dobie pandemii wirusowej. Najważniejsze jest zapewnienie dostępu do dobrej jakości wody pitnej wszystkim mieszkańcom. Na łamach niniejszego czasopisma wskazywano również, że stan systemów kanalizacji nie jest najlepszy w wielu obszarach kraju. Wyzwaniem staje się też dostęp do wody zdatnej dla rolnictwa oraz zapobieganie zanieczyszczeniom wód jeziornych i morskich. Ważną rolę może odegrać szkolnictwo wyższe popierające rozwój takich kierunków, jak inżynieria środowiska i inżynieria wodna (hydrotechnika), chemia czy biologia molekularna. Obecnie liczba studentów na tych kierunkach wydaje się niewystarczająca ze względu na wyzwania postawione w zakresie ochrony wody i środowiska.

Abstract

Improvement of the quantity and quality of water resources in Poland – one of the countries where the water resources scarcity is observed, becomes a particularly important scientific and political challenge in the time of the pandemic. The aspect of the major relevance is to ensure an access to good-quality drinking water for all residents. Also, as it has been previously reported in the journal, the condition of water treatment system still leaves considerably much to be improved. Furthermore, access to water adequate for agriculture and protection of lakes and marine waters from wide range of pollutants appears to be a challenge. Higher education system may face and significantly impact these challenges by supporting the development of environmental engineering and water engineering (hydrotechnics), chemistry and molecular biology. Currently, the number of students in these fields appears to be insufficient to meet the challenges posed in the field of water and environmental protection.

1. Wstęp

Dzień 19 lutego został w 2020 roku ustanowiony dniem święta państwowego w uznaniu historycznych dokonań polskich naukowców, ich dążeń do poznania prawdy i przekazywania wiedzy kolejnym pokoleniom oraz w docenieniu roli nauki w tworzeniu cywilizacji. Jako datę corocznych obchodów wyznaczono dzień urodzin Mikołaja Kopernika, doceniając jego wybitne zasługi na polu astronomii w skali rozwoju świata. Aktualnie, wiele polskich uczelni, czy instytutów naukowych, ma wkład w osiąganie rzetelnej wiedzy o ekosystemach wodnych i zachodzących w nich zmianach pod wpływem czynników klimatycznych oraz planów gospodarczych ludzi nauki i polityki. Powstają liczne publikacje uzyskiwanych wyników badań oraz patenty. Pytanie, czy wiedza ta jest właściwie wykorzystywana w praktyce i czy wystarczająco nadążają za nią zmiany w przepisach prawnych, bez których trudno o wdrażanie nowoczesnych rozwiązań technologicznych.

Zagadnienie gospodarowania wodą i dostępność wody jest problemem globalnym. W skali światowej najbardziej dramatyczny brak wody notuje się nie tylko w krajach afrykańskich, ale też w azjatyckich Chinach, gdzie zgodnie z doniesieniami *China Water Risk* [2016] ponad 300 milionów Chińczyków nie ma dostępu do wody pitnej.

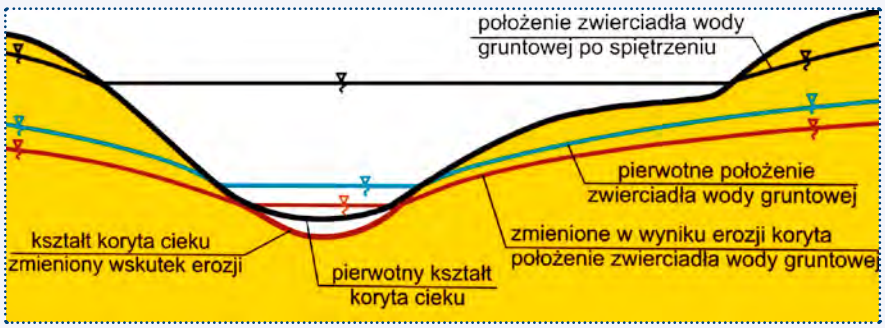
Na tle innych krajów europejskich, zasoby wodne Polski należą niestety do ubogich i krajowi naszemu może grozić deficyt wody. Obecnie, może to skutkować wzrostem cen wody pitnej, ale w dalszej perspektywie jest niewyobrażalnie groźnym zjawiskiem. Wskaźnik dostępności wody na mieszkańca w Polsce wynosi ok. 1600 m^3, przy średnim europejskim 4500 m^3, a w okresach suszy te proporcje są jeszcze bardziej niekorzystne. Opady oceaniczne zasilające z zachodu w wodę kontynent europejski docierają do obszaru Polski już w mniejszym stopniu niż do Hiszpanii czy Francji [Gutry-Korycka 2018].

Należy również pamiętać, że stosunkowo małe zasoby wodne naszego kraju są dodatkowo nierównomiernie rozłożone na jego terytorium. W konsekwencji, w wielu regionach Polski zasoby wody są znacznie mniejsze od średnich krajowych. Do regionów o ubogich zasobach wody należą Kujawy, północne Mazowsze i część Wielkopolski. Na przykład, na Kujawach średnie opady roczne wynoszą około 450 mm, podczas gdy w Ziemi Świętej, będącej synonimem kraju po części pustynnego, opad roczny jest tylko o połowę mniejszy. Gospodarowanie istniejącymi zasobami wodnymi oraz plany perspektywiczne powinny być poddane szczególnie dokładnym analizom ukierunkowanym na poprawę ilości i jakości zasobów wodnych [Szymkiewicz 2018].

Na forach światowych przeważa pogląd, że w bieżącym stuleciu problem wody stanie się równie ważny jak problem dwutlenku węgla, a może się wysunąć na pierwszoplanowy, z uwagi na szybkość zmian demograficznych. Dlatego należy zintensyfikować poszukiwania zrównoważonych rozwiązań dla gospodarki wodnej, szczególnie w zakresie zaopatrzenia w zdrową i dostępną wodę dla ludności pod względem cenowym [Gromiec 2021].

Poziom wody w rzece a poziom wód gruntowych w jej dolinie

Jeśli odcinek rzeki znajduje się w stanie równowagi dynamicznej, to położenie dna rzeki nie ulega większym zmianom. W takiej sytuacji w przyległej dolinie rzeki formuje się zwierciadło wody gruntowej, którego położenie również ulega niewielkim zmianom w czasie. Jest ono wywołane zmianami położenia zwierciadła wody w rzece, wynikającymi z rocznego cyklu hydrologicznego i staje się wyraźniejsze w okresach susz i wezbrań. Na rys. 1 sytuację tę ilustruje linia niebieska. Jeśli jednak na odcinku rzeki występują intensywne procesy erozyjne, jej dno będzie ulegało systematycznemu obniżaniu. W ślad za nim obniży się również zwierciadło wody w rzece, a w konsekwencji obniży się również położenie zwierciadła wód gruntowych w dolinie (rys. 1 – linia brzegowa). Obniżenie to może mieć znaczny zasięg przestrzenny. W wyniku erozji dna rzeki pogarsza się więc dostępność wód gruntowych dla szaty roślinnej, a zatem i warunki funkcjonowania rolnictwa. Chcąc zahamować i odwrócić proces stepowienia terenów przyległych można wywołać podpiętrzenie rzeki, budując stopień wodny. Podniesienie zwierciadła wody w rzece wywoła podniesienie zwierciadła wód gruntowych (rys. 1 – linia czarna). W ten sposób zwiększają się zasoby wody w gruncie i warunki wodne w dolinie rzeki.



Rys. 1. Zmiany położenia zwierciadła wody gruntowej w dolinie rzeki w wyniku erozji jej koryta oraz podpiętrzenia [Szymkiewicz 2017]

2. Niewykorzystane możliwości inwestycyjne rzek polskich

Niski stan zasobów wodnych naszego kraju spowodowany jest nie tylko warunkami klimatyczno-hydrologicznymi niezależnymi od działalności człowieka, ale też brakiem nowoczesnej infrastruktury gospodarki wodnej, która zapewniłaby przede wszystkim zwiększenie możliwości retencyjnych i efektywne wykorzystanie istniejących zasobów wody. Ciągle brakuje konkretnych planów jej intensywnej rozbudowy, chociaż trzeba przyznać, że aktualne władze nie tylko werbalnie deklarują nadanie wysokiego priorytetu gospodarce wodnej, ale i podejmują szereg istotnych działań w tym kierunku.

Spośród wielu problemów gospodarki wodnej szczególnie niebezpieczny wydaje się postępujący proces redukcji zasobów wód podziemnych obserwowany na obszarze dolin Wisły i Odry. Procesy te wynikają z naturalnych zjawisk geofizycznych, polegających na oddziaływaniu płynącej wody na materiał mineralny budujący dolinę rzeki. Niestety, często wskutek błędnych działań człowieka, procesy te są intensyfikowane.

Na przykład na odcinku dolnej Wisły poniżej Włocławka dno Wisły znacznie się obniżyło. Lokalnie, poniżej stopnia, obniżenie sięga nawet 4 m, natomiast w odległym o około 50 km Toruniu obniżenie dna wynosi ponad 0,5 m. Obniżanie się dna Wisły pociąga za sobą obniżenie poziomu wód gruntowych w dolinie, co negatywnie wpływa na warunki życia roślin oraz warunki produkcji rolniczej. Podobna sytuacja wystąpiła na austriackim odcinku Dunaju i w dolinie Rodanu we Francji w wyniku wcześniej wykonanej regulacji rzek dla potrzeb żeglugi. W obu wypadkach negatywny trend obniżania się poziomu wód gruntowych w dolinach

rzek odwrócono przez podpiętrzenie wody na wyerodowanych odcinkach. Informacje o podobnych procesach na Odrze znajdują się w dalszej części tekstu.

Wieloletnie badania naukowe składowych przepływu Wisły w przekroju przyujściowym wykazały, że udział wód podziemnych wynosi średnio 70,2%. Jest więc czynnikiem dominującym dla oceny ilości i jakości wód tej rzeki [Zalewski 2011; Niemirycz i Gromiec 2018; Bajkiewicz-Grabowska i in. 2020]. Zwiększenie ilości i dostępności wód podziemnych (gruntowych) dla rolnictwa można uzyskać podpiętrzając rzekę [rys. 1]. Działalność taka jest nie tylko konieczna ze względu na niedobór ilościowy wód, ale też ekonomicznie uzasadniona, co wykazują najnowsze opracowania naukowe Uniwersytetu Gdańskiego. Pozytywnym krokiem w tym kierunku są intensywne przygotowania do rozpoczęcia budowy stopnia Siarzewo poniżej Włocławka [Szymkiewicz 2017]. Świadczy to o zmianie stanowiska władz i ich zrozumieniu właściwej roli rzek w rozwoju gospodarczym kraju. Warto pamiętać, że możliwości gospodarki wodnej w części determinują również rozwój energetyki. Liczbę potencjalnych lokalizacji elektrowni jądrowych, które z pewnością Polska będzie musiała budować odchodząc od węgla, ogranicza przede wszystkim dostępność wody do celów technologicznych.

W latach osiemdziesiątych i dziewięćdziesiątych XX wieku polska gospodarka wodna znacznie osłabiła swoją działalność inwestycyjną. Przyczyną tej sytuacji był bezprecedensowy kryzys gospodarczy, wynikający z załamania poprzedniego systemu polityczno-gospodarczego. Obecnie posiadamy zaledwie kilkadziesiąt stopni wodnych, podczas gdy inne państwa europejskie mają ich po kilkaset [Polska – 69, Norwegia – 365, Turcja – 610, Francja – 550, Włochy – 570, Hiszpania – 1200]. Jeśli do tego dodamy wieloletnią politykę bezrefleksyjnego odwadniania znacznych obszarów podmokłych oraz likwidację wielu małych zbiorników wodnych, to nie powinno nas dziwić, że Polska retencjonuje tylko 6,5% rocznych wód opadowych, podczas gdy średnia retencja w Europie wynosi ponad 15%. Pomimo znacznego przyspieszenia w ostatnich latach działań organizacyjno-inwestycyjnych w zakresie gospodarki wodnej, czeka Polskę wielki wysiłek organizacyjno-finansowy w kolejnych latach.

Oprócz wspomnianego zwiększenia retencji chodzi również o wykorzystanie potencjału gospodarki wodnej w rozwoju gospodarczym kraju. Pomimo trwających przygotowań do budowy stopnia Siarzewo, w zasadzie jeszcze nie jest definitywnie rozstrzygnięta koncepcja kaskady dolnej Wisły. Póki co, Wisła – najdłuższa rzeka Polski, a także najdłuższa rzeka uchodząca do Morza Bałtyckiego, o długości 1047 km i średniorocznym przepływie w odcinku ujściowym równym 1046 m³/s – praktycznie nie uczestniczy w gospodarczym życiu Polski. Tymczasem sensowne jej zagospodarowanie zwiększy znacznie nie tylko ilość wody przydatnej gospodarce i ludności. Ograniczy także straty majątku podczas powodzi oraz przyniesie korzyści społeczno-ekonomiczne [Wojewódzka-Król i Rolbiecki 2017].

Druga pod względem wielkości rzeka Polski, Odra, ma długość 854 km, z czego 742 km w granicach Polski. Średni przepływ roczny w jej ujściu do Zalewu Szczecińskiego wynosi około 535 m³/s. Na Odrze również postępuje rozbudowa infrastruktury hydrotechnicznej, której celem jest poprawa warunków gospodarowania jej wodami.

Aktualnie w zaawansowanym stadium jest budowa stopnia Malczyce. Zasadniczym celem jego budowy jest zahamowanie procesów erozji w korycie rzeki Odry poniżej stopnia wodnego w Brzegu Dolnym (255 km biegu Odry w górę od ujścia). Postępująca erozja denna spowodowała obniżenie zwierciadła wody w rzece o ok. 2,5 m bezpośrednio poniżej stopnia w Brzegu Dolnym, sięgając aż do Ścinawy (przy wyklinowaniu do zera) oraz przesuszenie terenów przyległych do rzeki w pasie o szerokości ponad 1,0 km na odcinku do Malczyc. Według badań prowadzonych od 1970 roku przez Akademię Rolniczą we Wrocławiu, poziom wód gruntowych obniżył się od 44 cm w odległości 550 m od rzeki do 65 cm w odległości 120 m. Na terenach tych znajdują się łąki, grunty orne oraz cenne lasy łęgowe. Erozja dolnego stanowiska stopnia w Brzegu Dolnym spowodowała zagrożenie utraty stateczności stopnia przy dalszym postępie zjawisk erozyjnych. Obniżenie dna w korycie rzeki spowodowało zwężenie szlaku żeglownego i zmniejszenie głębokości tranzytowych. Projektowany stopień Malczyce umożliwi zabezpieczenie stopnia w Brzegu Dolnym przed podmywaniem i utratą stateczności, przywrócenie pierwotnych poziomów wód gruntowych, zapobieżenie przesuszaniu się przyległych terenów, w szczególności ochronę lasów łęgowych, powstrzymanie procesów erozyjnych w korycie rzeki poniżej stopnia, produkcję energii elektrycznej przez elektrownię wodną zlokalizowaną przy stopniu oraz przywrócenie parametrów szlaku żeglugowego.

Innym istotnym elementem zasobów wodnych Polski są jeziora. Badania naukowe jezior pomorskich wykazują zmniejszenie ich powierzchni, co wiąże się ze spadkiem ich zasobów wodnych. Niestety, jednoznaczne ustalenie przyczyn tego procesu jest trudne. W interesującej pracy doktorskiej dr Katarzyny Czai, zatytułowanej *Zmiany powierzchni jezior w zlewniach Raduni, Wierzycy i Wdy od końca XIX wieku*, wykazano, że w okresie ostatnich 110 lat powierzchnia niektórych zbiorników wodnych uległa redukcji prawie o 11% [Czaja 2020]. Średnie tempo zmniejszania powierzchni wyniosło w wieloleciu ponad 13,4 ha rocznie, ale w ostatnich 30 latach osiągnęło poziom aż 23,2 ha na rok. Część jezior, którą kiedyś charakteryzowało skokowe zwiększanie powierzchni, wykazuje stabilizację wielkości powierzchni w ostatnich latach. Wydaje się, że podobnie jak w przypadku rzek, w wielu przypadkach zmniejszanie ilości wód jeziornych można ograniczyć umie-

jętnie stosując inżynieryjne elementy infrastruktury hydrotechnicznej regulującej odpływ.

3. Zagrożenia odzysku czystej wody w gospodarce wodno-ściekowej – wyzwania naukowe

W Polsce niewątpliwie konieczne są zrównoważone rozwiązania dla systemu cyrkulacyjnego gospodarki wodno-ściekowej w zakresie: zaopatrzenia w zdrową wodę, efektywnego oczyszczania ścieków i zagospodarowania osadów ściekowych [Gromiec 2018; Gromiec 2021].

Systemem mogącym wspomóc niedostatek wody, szczególnie w sektorze rolniczym, jest wykorzystanie nowoczesnych rozwiązań w zakresie odzysku wody ze ścieków komunalnych. Te nowoczesne rozwiązania wydają się wyzwaniem prawie niewykonalnym ze względu na brak czytelnych przepisów prawnych oraz zanieczyszczania ścieków substancjami niebezpiecznymi i bakteriologicznymi (aktualnie nękający świat wirus SARS-CoV-2, a dokładniej jego receptor ACE2 został ostatnio zidentyfikowany w ściekach komunalnych [Łuczkiewicz i in. 2021]. Jednak alternatywą dla rezygnacji podjęcia gospodarki cyrkulacyjnej ścieków komunalnych jest poważny deficyt wody, co spowodować może jeszcze większe niebezpieczeństwa gospodarczo-społeczne.

Od połowy ubiegłego wieku światowa produkcja chloru wzrosła od 2 do około 65 mln ton rocznie i niestety stale utrzymuje trend wzrostowy [Eurochlor 2021]. Ze względu na to, że około 70% światowej produkcji chloru wykorzystywane jest w syntezie związków chloroorganicznych, parametr ten uznawany jest za pośredni wskaźnik wielkości ich produkcji [Eurochlor 2018]. Dopóki nie nastąpi zmniejszenie produkcji chloru, co powinno być decyzją polityczną, nie poprawi się stan wód i zdrowia człowieka oraz wiążący się z tym stanem poziom wydatków [Niemirycz i Jankowska 2011].

Silne właściwości antybakteryjne, antygrzybiczne i antymitotyczne związków chloroorganicznych sprawiają, że są one powszechnie stosowane jako składniki preparatów farmaceutycznych, kosmetycznych czy środków higieny osobistej. Od niedawna w nauce funkcjonuje termin *Pharmaceuticals and Personal Care Products* (PPCPs), odnoszący się do grupy związków, które, ze względu na wysoką aktywność biologiczną, znajdują szerokie zastosowanie w przemyśle farmaceutycznym i kosmetycznym. Zapotrzebowanie rynkowe na farmaceutyki i preparaty kosmetyczne stale rośnie. Według prognoz wartość rynku lekarstw bez recepty na świecie wzrośnie w latach 2020-2023 o 16,5%, osiągając poziom 117,4 mld euro [Raport CAGR 2020]. Zgodnie z prognozami, wzrost zapotrzebowania rynkowego na wyroby kosmetyczne i środki ochrony osobistej utrzyma roczną tendencję wzrostową w skali 6,4% w latach 2021-2026 [Raport PMR 2021]. Część z nich ulega szybkim procesom degradacji środowiskowej, jednak większość związków chloroorganicznych wykazuje wysoką stabilność biologiczną i chemiczną.

Mimo to, w literaturze coraz częściej, w kontekście tych związków spotyka się pojęcie pseudotrwałości (ang. *pseudo-persistence*). Badacze dowodzą, że pseudotrwałe PPCP mają większy potencjał do kumulacji w środowisku niż możemy zakładać – nawet gdy działają na nie procesy środowiskowe, takie jak biodegradacja, fotodegradacja i sorpcja, ponieważ ich emisja do środowiska następuje niezmiennie w wysokich stężeniach [Wielogórska i in. 2015]. W konsekwencji, substancje te w formie pierwotnej, a także jako produkty rozpadu (często nadal o wysokiej toksyczności), przedostają się do wód naturalnych (powierzchniowych i podziemnych) [Ebele i in. 2017; Barcelo i in. 2011], gdzie podlegają zjawiskom dyfuzji oraz rozcieńczaniu, transformacji biotycznej lub abiotycznej, a także adsorpcji na różnych powierzchniach.

Listy priorytetowych zanieczyszczeń (ang. *Priority Pollutants*) opracowane zarówno przez Unię Europejską (UE), jak i przez Agencję Ochrony Środowiska Stanów Zjednoczonych (US EPA), identyfikują szeroką gamę substancji chemicznych obecnych w ściekach, stanowiących zagrożenie dla całej hydrosfery. W 2008 r. na podstawie Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) 2000/60/WE określono wstępną listę 33 substancji priorytetowych [Ramowa Dyrektywa Wodna 2008]. Już w 2014 r. na liście znalazło się 126 substancji [US EPA 2014]. Na liście zanieczyszczeń priorytetowych znajdują się związki należące do grupy PPCP, Trwałe Zanieczyszczenia Organiczne [Konwencja Sztokholmska 2001], metale ciężkie i wiele innych o zróżnicowanej strukturze chemicznej i właściwościach fizykochemicznych oraz aktywności biologicznej.

Ostatnio szczególną uwagę poświęca się problemowi substancji, które nie podlegają żadnym regulacjom prawnym. Grupa zanieczyszczeń *Contaminants of Emerging Concern* (CEC) odnosi się do wszelkich substancji chemicznych wykrytych w wodzie lub w środowisku, które nie zostały wcześniej wykryte lub były obecne tylko w niewysokich stężeniach. Powstają listy substancji wymagających obserwacji, tzw. *Watch List* [EC 2015], które w dalszym etapie mogą być poddane regulacjom prawnym. Takich substancji jest jednak wiele i ze względu na możliwe procesy transformacji, ich emisja do środowiska jest trudna do jednoznacznego oszacowania. Poprawę sytuacji może stanowić eliminacja zanieczyszczeń typu CEC przed wprowadzeniem ścieków do oczyszczalni.

Naukowcy proponują wiele nowości w zakresie metod oczyszczania ścieków komunalnych i przemysłowych, bazujących na prostych technologiach mechanicznych, ale też chemicznych czy biologicznych. Wiele pomysłów opartych jest na wykorzystaniu nanomateriałów. Wysoki stosunek powierzchni do objętości nanocząstek zwiększa adsorpcję cząstek chemicznych i biologicznych, umożliwiając jednocześnie separację

zanieczyszczeń przy bardzo niskich stężeniach. Nanoadsorbenty, takie jak nanorurki węglowe, TiO_2, WO_3, Fe_3O_4/SiO_2, charakteryzują się specyficznymi właściwościami fizycznymi i chemicznymi, ułatwiającymi usuwanie zanieczyszczeń z wody.

Uzdatnianie wody za pomocą fotokatalizy zyskało w ostatnich latach na znaczeniu ze względu na skuteczność oczyszczania zanieczyszczonej wody. Technologia wykorzystuje fotokatalizator i promienie ultrafioletowe (UV) do usuwania z wody toksycznych substancji. Fotokataliza może rozkładać szereg materiałów organicznych, estrogenów, pestycydów, barwników, ropy naftowej i drobnoustrojów, takich jak wirusy i patogeny odporne na chlor, a także związki nieorganiczne, takie jak tlenki azotu.

Wysoce efektywne wyniki oczyszczania wody ściekowej osiąga się wykorzystując metody elektrochemicznego i fotoelektrochemicznego utleniania trudno rozkładalnych zanieczyszczeń organicznych. Można uzyskać rozkład wielu związków organicznych: estrogenów, pestycydów, barwników, ropy naftowej oraz drobnoustrojów, takich jak wirusy i patogeny odporne na chlor. Szereg podanych rozwiązań zostało zaproponowanych w postaci publikacji i patentów [Ryl i in. 2020; Pieczyńska i in. 2019; Patent EP 3356823 B1]. Uzyskane przez naukowców rozwiązania mogą być wykorzystane w krajowej strategii postępowania w gospodarce wodno-ściekowej.

Od ubiegłego roku pandemia COVID-19 stała się dodatkowym i jednocześnie dominującym czynnikiem warunkującym stan czystości środowiska przyrodniczego. W związku z wykryciem fragmentów koronawirusa SARS-CoV-2 w ściekach i osadach ściekowych, wiele laboratoriów polskich i światowych podjęło badania w tym zakresie. Sytuacja ta komplikuje opisane powyżej badania naukowe, ze względu na konieczność prowadzenia doświadczeń w systemie sanitarnym podwyższającym znacznie koszty prowadzonych prac [Gromiec 2021].

4. Wnioski

Cechą, która wyróżnia najważniejszą polską rzekę Wisłę – Królową Polskich Rzek – spośród rzek europejskich i wielu rzek świata, a Polskę wyróżnia spośród innych państw, jest kompletna jej nieobecność w życiu gospodarczym kraju [Szymkiewicz 2018]. Wykorzystanie osiągnięć hydrotechnicznych i wdrożenie gospodarki cyrkulacyjnej ścieków komunalnych stanowi konieczność w nowoczesnej gospodarce wodnej, której podstawą jest zapewnienie zaopatrzenia ludzi w wodę odpowiedniej jakości.

Aktualnym wyzwaniem w gospodarce wodnej jest opracowanie systemu oszacowania jakości ścieków i osadów ściekowych w odniesieniu do substancji priorytetowych uznanych za najbardziej niebezpieczne dla organizmów żywych i człowieka, szczególnie osłabionego panującą pandemią. Brak opracowania może być barierą w rozwoju technologii odzysku wody, surowców, energii czy produkcji wartościowych nawozów, wolnych od mikrozanieczyszczeń. Badania naukowe planowane przed nadejściem pandemii COVID-19 muszą obecnie uwzględniać stosowanie odpowiednich rygorów sanitarnych, takich jak dezynfekcja sprzętu, rozbudowa laboratoriów w systemie *clean-room* dla uzyskania odpowiedniej czystości powietrza.

Zjawiskiem, które może poprawić bilans wodny w bieżącym, 2021 roku są niespotykanie obfite opady śniegu w lutym i marcu, które powinny zasilić wody powierzchniowe i podziemne, zmniejszając letnią suszę. Zgodnie ze znanym na świecie amerykańskim czasopismem naukowym *Global Research Center for Research on Globalization*, tegoroczna zima nie jest czymś wyjątkowym, tylko wpisuje się w prognozę całkowicie zmieniającą teorię ocieplenia klimatu na teorię znacznego jego oziębienia. Naukowcy zaobserwowali, że w 2020 roku rozpoczęło się wielkie minimum słoneczne związane ze spadkiem energii słonecznej, a tegoroczne niskie temperatury i śnieżyce są tego potwierdzeniem. Jednak nie można liczyć tylko na sprzyjające warunki klimatyczne. Konieczna poprawa krajowych zasobów wodnych będzie następowała poprzez podjęcie rozbudowy infrastruktury hydrotechnicznej na rzekach i wdrażanie nowoczesnych technologii odzysku wody w gospodarce cyrkulacyjnej z uwzględnieniem uwarunkowań związanych z pandemią COVID-19.

5. Literatura

[1] Bajkiewicz-Grabowska, Marta E. Kobusińska, Zalewski M., Niemirycz E., 2020, Sezonowa struktura odpływu rzeki Wisły do Morza Bałtyckiego. Technologia Wody, 6(68), 8-15, ISSN 2080-1467.

[2] Barceló D., Jelic A., Mozeto A., Petrovic M., López-Serna R., Ferreira da Silva B.: Occurrence and distribution of pharmaceuticals in surface water, suspended solids and sediments of the Ebro river basin, Spain, Chemosphere, 85 (2), 2011, str. 1331-1339.

[3] China Water Risk, 2016, TOWARD WATER RISK VALUATION Investor Feedback on Various Methodologies Applied to 10 Energy ListCo's, China Water Risk 2016 (chinawaterrisk.org).

[4] Czaja K., 2019, Zmiany powierzchni jezior w zlewniach Raduni, Wierzycy i Wdy od końca XIX wieku, rozprawa doktorska, Uniwersytet Gdański.

[5] Ebele J., Abou-Elwafa Abdallah M., Harrad S., 2017, Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment, Emerging Contaminants 3 (1), 1-16.

[6] Eurochlor 2018, Annual Chlor-alkali industry review 2017/2018 (http://www.https://chlorineindustryreview.com/).

[7] Eurochlor 2021, Annual Chlor-alkali industry review 2020/2021 http://www.https://chlorineindustryreview.com/).

[8] EC 2015, Commission Implementing Decision (EU) 2015/495 of 20 March 2015 establishing a watch list of substances for Union-wide monitoring in the field of water policy pursuant to Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council. Off. J. Eur. Union 2015, L78/40. https://eur-lex.europa.eu/legal.

[9] Gromiec M., 2018. Wpływ koncepcji gospodarki cyrkulacyjnej i nowego paradygmatu wodnego na odzysk wody. Kierunek Wod-Kan 4, 10-14.

[10] Gromiec M., 2018. Wpływ regulacji prawnych na rozwój technologii oczyszczania ścieków i zagospodarowania osadów. W: Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód. (Water Supply and Water Quality), red. Z. Dymaczewski i in. PZITS-Oddział Wielkopolski, Poznań.

[11] Gromiec M., 2021, Ochrona zasobów wodnych przed zanieczyszczeniem. Wy-

brane problemy i rozwiązania. Wyd. PAN Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska Nr172, str. 300.
[12] Gutry-Korycka M., 2018, Zasoby wód płynących Polski. Uwarunkowania, wykorzystanie, zmiany, Gospodarka Wodna, zeszyt 8, Warszawa.
[13] Konwencja Sztokholmska, 2001. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs). http://www.pops.int.
[14] Łuczkiewicz A., Pierpaoli, M., Kosek, K., Szopińska, M., Remiszewska-Skwarek, A., Kotlarska, E., Szatkowska, B., & Fudala-Książek, S., 2021, Ocena i predykcja dynamiki epidemii COVID-19 na podstawie obecności wirusa SARS-CoV-2 w ściekach. Wodociągi Polskie, 44-49.
[15] Patent EP 3 356 823 B1, Nidzworski D., E. Wnuk, Niedziałkowski P., OssowskiT., Siuzak M., Sawczak R., Bogdanowicz, M. Sobaszek, Krych P., Kupczunas A., A modified BDD substrate and its use as an impedance sensor for detection of biological molecules and a system and method for monitoring pathogens, Patent.
[16] Niemirycz E., Gromiec M., 2018, Wisła – historia badań Królowej Polskich Rzek w przekroju ujściowym do morza Bałtyckiego, Gospodarka Wodna 7(835), 201-203.
[17] Niemirycz E., Jankowska D., 2011, Concentrations and profiles of PCDD/Fs in sediments of major Polish rivers and the Gdansk Basin – Baltic Sea, Chemosphere, vol.85, 525-532.
[18] Pieczyńska A., Ossowski T., Bogdanowicz R., Siedlecka E., 2019, Electrochemical Degradation of Textile Dyes in a Flow Reactor: Effect of Operating Conditions and Dyes Chemical Structure Int. J. Environ. Sci. Technol., 16, 929–942.
[19] Ramowa Dyrektywa Wodna, 2008, Annex II of Directive 2008/105/EC.
[20] Raport CAGR 2020, Raport PKO Banku Polskiego, Biuro Strategii i Analiz Międzynarodowych (2021-2023).
[21] Raport PMR, 2021, „Handel detaliczny artykułami kosmetycznymi w Polsce 2021. Analiza rynku i prognozy rozwoju na lata 2021-2026" .
[22] Ryl J., Ossowski T., Niemirycz E., Elektorowicz E., 2020, Możliwości wykorzystania spektroskopii fotoelektronów w analizie jakości środowiska wodnego, Technologia Wody Nr 5 (73), 16-21 .
[23] Szymkiewicz R., 2017, Dolna Wisła – rzeka niewykorzystanych możliwości, Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej, Gdańsk, ISBN: 978-83-7348-737-6.
[24] US EPA, 2014, Priority Pollutants List, 40 CFR Part 423, Appendix A.
[25] Wielogórska E., Elliott C.T, Danaher M., Connolly L., 2015, Endocrine disruptor activity of multiple environmental food chain contaminants, Toxicology in Vitro, 29 (1), 211-220.
[26] Wojewódzka-Król K., Rolbiecki R., 2017, Społeczno-ekonomiczne skutki zagospodarowania dolnej Wisły. Acta Energetica, Wydawnictwo ENERGA SA, Gdańsk, ISBN 978-83-945413-0-9.
[27] Zalewski M., 2011, Odpływ Wisłą związków azotu i fosforu na tle zmian produkcji pierwotnej rejonu Basenu Gdańskiego w latach 1975 – 2010, rozprawa doktorska Uniwersytet Gdański.

prof. nadzw. dr hab. inż. Marek Gromiec
Politechnika Warszawska,
Wyższa Szkoła Ekologii i Zarządzania
w Warszawie

prof. dr hab. inż. Tadeusz Ossowski
prof. dr hab. inż. Elżbieta Niemirycz
dr Marta Kobusińska
Uniwersytet Gdański,
Wydział Chemii, Katedra Chemii Analitycznej

prof. dr hab. inż. Romuald Szymkiewicz
Politechnika Gdańska,
Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska,
Katedra Hydrotechniki

Politechnika Śląska w Gliwicach
Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki

Komitet Inżynierii Środowiska PAN

Polskie Towarzystwo Membranowe

mają zaszczyt zaprosić do udziału w

XIII Konferencji Naukowej Membrany i Procesy Membranowe w Ochronie Środowiska

MEMPEP 2021

która odbędzie się w dniach 10–11 czerwca 2021 r. on-line/zdalnie

Techniki membranowe znajdują coraz szersze zastosowanie w ochronie środowiska. Przegląd i koordynacja krajowych badań w tym zakresie wydają się celowe i uzasadnione. Pożądana jest również współpraca ludzi przemysłu, którzy wraz z naukowcami wdrażają techniki membranowe w praktyce przemysłowej. Dowiodły tego, organizowane od 1995 roku cykliczne konferencje dotyczące tej tematyki. Celem konferencji jest dokonanie przeglądu osiągnięć w zakresie wykorzystania procesów membranowych w ochronie środowiska i innych dziedzinach techniki.

Przedmiotem obrad będą następujące zagadnienia:

- wytwarzanie i charakteryzowanie membran pod kątem zastosowań w ochronie środowiska,
- modelowanie procesów membranowych i inne zagadnienia inżynieryjne,
- odsalanie wód i ścieków z wykorzystaniem technik membranowych,
- membrany w technologii oczyszczania ścieków i uzdatniania wód,
- membranowe procesy hybrydowe,
- perwaporacja, destylacja membranowa, separacja gazów,
- ogniwa paliwowe,
- reaktory membranowe,
- wykorzystanie membran w biotechnologii,
- membrany w monitoringu środowiska,
- membranowe usuwanie mikrozanieczyszczeń ze środowiska.

Wszelkie informacje dostępne są na stronie internetowej Konferencji

http://mempep2021.systemcoffee.pl

technologia wody
Rok XIII Zeszyt 2(76)
kwiecień–czerwiec 2021
ISSN 2080-1467
www.technologia-wody.eu

Mikrobiologiczna jakość wybranych akwenów – studium przypadku

Microbiological quality of selected reservoirs – a case study

Izabela Kruszelnicka
Michał Michałkiewicz
Dobrochna Ginter-Kramarczyk

Streszczenie

Sposób prowadzenia gospodarki ściekowej na terenach o zabudowie rozproszonej, w szczególności gdy jest ona realizowana poprzez systemy indywidualne, ma duże znaczenie dla jakości wód powierzchniowych. W artykule przedstawiona zostanie analiza jakości mikrobiologicznej wybranych akwenów na pograniczu gmin Skoki i Rogoźno w Wielkopolsce.

Słowa kluczowe: kanalizacja bezodpływowa, zanieczyszczenia mikrobiologiczne, jakość wód powierzchniowych.

Abstract

The method of wastewater management in areas with scattered development, in particular when it is implemented through individual systems, is of great importance for the quality of surface waters. The article presents an analysis of the microbiological quality of selected reservoirs on the border of Skoki and Rogoźno communes in Wielkopolska.

Key words: sewage system, microbiological contamination, surface water quality.

1. Wprowadzenie

Naturalne i sztuczne zbiorniki wodne stanowią stały element środowiska, wzbogacają krajobraz i uprzyjemniają wypoczynek. Wykorzystywane są do wędkowania, ale także jako kąpieliska – stale bądź okazjonalnie, często pomimo wyraźnych zakazów kąpieli. W związku z możliwością bezpośredniego kontaktu człowieka z wodą ze zbiorników ważne jest nie tylko ich zagospodarowanie, ale przede wszystkim czystość samej wody. Odpowiednia jakość sanitarna stanowi o jej bezpieczeństwie dla zdrowia ludzi i umożliwia rekreacyjne wykorzystanie zbiorników wodnych. Ponadto, woda o odpowiedniej jakości daje warunki dla rozwoju żywych organizmów, występowania różnorodnych siedlisk roślinnych i zwierzęcych. Światowa Organizacja Zdrowia (WHO) w swoich wytycznych zwraca uwagę, że najważniejsze jest zapewnienie mikrobiologicznie bezpiecznej wody do picia, ponieważ to mikroorganizmy chorobotwórcze stanowią największe zagrożenie jakości wody, zarówno w krajach rozwiniętych, jak i rozwijających się [1, 2]. Niebezpieczeństwo związane z obecnością mikroorganizmów zależy oczywiście od postaci, rodzaju i stężenia patogenów. Główną przyczyną obecności organizmów chorobotwórczych w wodach jest działalność antropogeniczna, a jako główne źródło mikrobiologicznego skażenia wody zidentyfikowano bakterie, protisty roślinne i zwierzęce, wirusy oraz produkty ich przemiany materii [3-5]. Dodatkowe grupy organizmów, takie jak robaki pasożytnicze i grzyby, pojawiają się rzadziej, szczególnie przy znacznych poziomach zanieczyszczenia.

W Polsce bezpieczeństwo zdrowotne wody odnosi się nie tylko do monitoringu jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Państwowa Inspekcja Sanitarna monitoruje stan mikrobiologiczny wód w kąpieliskach, badana jest jakość rzek, jezior, zbiorników zapo-

rowych oraz wód podziemnych jako rezerwuarów wody pitnej i użytkowej. Już samo określenie ogólnej liczby mikroorganizmów jest przydatne do oceny jakości zarówno wody ujmowanej, jak i do monitorowania procesów uzdatniania wody, w tym wtórnego zanieczyszczenia systemów dystrybucji wody [6, 7]. Liczebność organizmów, skład gatunkowy biocenoz, ale także aktywność mikroorganizmów zależy przede wszystkim od warunków klimatycznych (temperatura, dostępność tlenu, nasłonecznienie) oraz troficznych (ilość łatwo przyswajalnego węgla, obecność związków azotowych i fosforowych). Trofia zbiornika decyduje bowiem o produkcji pierwotnej i biomasie. Wskaźnikami troficzności są koncentracje fosforu, azotu, chlorofilu, przezroczystość wody (widzialność) oraz warunki tlenowe w warstwach przydennych. Najliczniejsze populacje drobnoustrojów zamieszkują okresowo zbiorniki eutroficzne o dużej zawartości pierwiastków biogennych (azot, fosfor), które sprzyjają procesom życiowym mikroorganizmów. Najmniej liczebne populacje występują w akwenach oligotroficznych, ubogich w pierwiastki biogenne, choć zróżnicowanie jakościowe zbiorowisk może nie być w takich zbiornikach niższe.

Drobnoustroje występujące w wodzie można podzielić na trzy grupy:

— autochtoniczne mikroorganizmy wodne (naturalnie występujące w danym akwenie) – na ogół nieszkodliwe dla człowieka;
— allochtoniczne mikroorganizmy glebowe (organizmy obcego pochodzenia) – spłukiwane do wody ze zlewni wraz z opadami, najczęściej nieszkodliwe dla człowieka;
— allochtoniczne drobnoustroje ściekowe – w tym chorobotwórcze dla człowieka [8].

Obecność mikroflory autochtonicznej w wodzie, jej liczba i skład gatunkowy są zależne przede wszystkim od warunków panujących w danym akwenie. Mikroorganizmy uznawane za nieszkodliwe, w szczególnych przypadkach mogą stanowić potencjalne zagrożenie np. dla ludzi o obniżonej odporności itp. Ogólna liczba mikroorganizmów hodowanych w 22°C przez 72 h w wodzie, ich liczebność i skład gatunkowy są zależne przede wszystkim od dostępności substancji pokarmowych, warunków tlenowych i temperatury. Wśród wodnych mikroorganizmów autochtonicznych dominują zwykle psychrofile (możliwy wzrost poniżej 10°C, optymalna temperatura wzrostu nie przekracza 22°C). Ze względu na niskie temperatury rozwoju, grupa ta nie powinna stanowić zagrożenia dla zdrowia człowieka oraz innych organizmów stałocieplnych.

Pod względem odżywiania psychrofile należą do heterotrofów, chemo- i fotoautotrofów, a ich wymagania co do warunków tlenowych są bardzo zróżnicowane, jakkolwiek większość należy do względnych beztlenowców i tlenowców. Do typowych wodnych autochtonicznych bakterii heterotroficznych należą m.in. rodzaje: *Pseudomonas, Vibrio, Flavobacterium, Aeromonas*.

Mikroflorę allochtoniczną (obcą) stanowią mikroorganizmy pochodzące z gleby, spływów powierzchniowych oraz ścieków przemysłowych i komunalnych [1, 2]. W naturalnym środowisku wodnym mogą one występować okresowo lub stale. Wiele gatunków mikroorganizmów allochtonicznych nie ma zdolności do namnażania się w środowisku wodnym, ale mogą w nim przeżywać przez stosunkowo długi okres. Większość z nich należy do heterotroficznych bakterii mezofilnych (optimum wzrostu od 20°C do 40°C). Bakterie pochodzenia glebowego są spłukiwane do wód powierzchniowych wraz z opadami atmosferycznymi. W wodach silnie zanieczyszczonych materią organiczną utrzymują się one przez długi czas.

Obok form wegetatywnych bakterii heterotroficznych, występują też bakterie sporujące, należące głównie do tlenowych laseczek przetrwalnikujących z rodzaju *Bacillus* lub do beztlenowców z rodzaju *Clostridium*. Największe zagrożenie sanitarno-higieniczne w wodach stanowią bakterie pochodzenia ściekowego (kałowego). Część z nich rozwija się przede wszystkim na szczątkach organicznych pochodzenia roślinnego i zwierzęcego. Inne są mikroorganizmami jelitowymi, dla których przewód pokarmowy ludzi i zwierząt jest pierwotnym środowiskiem. Ścieki zawierające odchody ludzi i/lub zwierząt często są w związku z tym źródłem bakterii chorobotwórczych. Najliczniej reprezentowane są tu bakterie z rodziny *Enterobacteriaceae*, w tym bakterie grupy coli – *Escherichia coli* i jej enteropatogenne szczepy, bakterie z rodzaju *Salmonella, Shigella, Campylobacter, Vibrio, Yersinia*, enterokoki [1].

Jakość mikrobiologiczną wód w Polsce reguluje szereg rozporządzeń, zarówno Ministra Środowiska, jak i Ministra Zdrowia [9-13]:

— Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 7 grudnia 2017 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz. U. 2017, poz. 2294);
— Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne (Dz. U. 2017, poz. 1566);
— Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 17 stycznia 2019 r. w sprawie nadzoru nad jakością wody w kąpielisku i miejscu okazjonalnie wykorzystywanym do kąpieli (Dz. U. 2019, poz. 255);
— Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 21 grudania 2018 r. w sprawie ewidencji oraz sposobu oznakowania kąpielisk i miejsc okazjonalnie wykorzystywanych do kąpieli (Dz. U. 2018, poz. 2476);
— Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 9 listopada 2015 r. w sprawie wymagań, jakim powinna odpowiadać woda na pływalniach (Dz. U. 2015, poz. 2016).

W zdecydowanej większości przepisów obowiązujących w Polsce i dotyczących wód przeznaczonych

do kąpieli bada się bakterie *Escherichia coli*, enterokoki oraz zwraca się uwagę na zakwity sinicowe, makroalgi, fitoplankton oraz materiały smoliste i odpady występujące w wodzie. W przypadku pływalni, zakres badań mikrobiologicznych jest szerszy i obejmuje: *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosa*, ogólną liczbę mikroorganizmów w 36 ±2°C po 48 h, gronkowce koagulazododatnie i *Legionella* sp.

Pomimo wytycznych WHO, a także przepisów obowiązujących w poszczególnych krajach, zdumiewająca jest liczba ludzi na świecie, która choruje i umiera każdego roku z powodu mikrobiologicznego skażenia wód używanych do picia, rekreacji, nawadniania i akwakultury [14-16]. Wykrywanie, monitorowanie, przewidywanie i zarządzanie chorobotwórczym skażeniem źródeł wody pozostają przedmiotem znacznych wysiłków badawczych [17].

2. Materiały i metody

Teren badań objął 8 punktów poboru (tab. 1), odmiennych pod względem parametrów morfometrycznych i położenia w krajobrazie. Do badań wytypowano wody pochodzące z dwóch jezior – jeziora Budziszewskiego i Czarnego – zlokalizowanych na terenie gminy Skoki. Według regionalizacji fizyczno-geograficznej, gmina ta zlokalizowana jest w prowincji Niziny Środkowopolskiej, podprowincji Pojezierza Południowobałtyckiego, w makroregionie Pojezierza Wielkopolskiego na pograniczu krain: Pojezierza Gnieźnieńskiego i Pojezierza Chodzieskiego w trzech subregionach morfologicznych: Równina Wągrowiecka, Pagórki Poznańskie, Równina Gnieźnieńska.

Tab. 1. Zbiorniki wodne wytypowane do badań

Nr	Miejsce
1	J. Czarne – dopływ
2	J. Czarne – odpływ
3	J. Czarne – środek
4	Rów – dopływ do J. Czarnego
5	J. Budziszewskie – początek
6	J. Budziszewskie – środek
7	J. Budziszewskie – odpływ
8	J. Budziszewskie – plaża

Wyróżnikiem gminy Skoki w regionie są jeziora i lasy. To one przyciągają turystów z regionu, chcących wypoczywać na łonie natury. Obszar gminy obejmuje 19 852 ha, z których 1120 ha zajmuje Miasto Skoki. Użytki rolne zajmują 11 060 ha, tj. 56% ogólnej powierzchni, spośród których 9 110 ha, stanowią grunty orne. Lasy stanowią 7 211 ha, tj. ok. 36% powierzchni gminy, a powierzchnia wód wynosi 420 ha co daje ponad 2% obszaru gminy.

Jezioro Budziszewskie, położone około 2 km na północny zachód od miejscowości Skoki, jest typowym jeziorem rynnowym, usytuowanym w kierunku północno-zachodnim. Przez jezioro przepływa rzeka Mała Wełna, łącząc je od północy z jeziorem Rogoźno, a od południa z jeziorem Rościńskim. Zbiornik połączony jest również ciekiem z jeziorem Czarnym przynależnym do gminy Rogoźno. Charakterystykę akwenu zestawiono w tab. 2.

Zlewnia całkowita jeziora odpowiada zlewni rzeki Małej Wełny zamkniętej na wypływie z jeziora. Jej powierzchnia całkowita wynosi 631 km². Obszar jest słabo zalesiony, powierzchnia lasów nie przekracza 5% zlewni Małej Wełny, a w strukturze użytkowania dominują tereny rolne. Pod względem użytkowania zlewni bezpośredniej jezioro wykazuje większą różnorodność. Obejmuje ona obszar o pow. 18,2 km², z czego grunty orne zajmują 10,2 km², lasy – 4,4 km², łąki – 2,8 km², bagna – 0,2 km², tereny zabudowane – 0,47 km². Oba brzegi jez. Budziszewskiego (wschodni i zachodni) są zalesione i na wielu odcinkach trudno dostępne lub niedostępne. Brzeg wschodni, zwłaszcza w części północnej, dość gwałtownie opada w kierunku jeziora. W części południowej brzeg jest częściowo niedostępny i zabagniony, zwłaszcza w miejscu, gdzie dopływa Mała Wełna. Po stronie wschodniej od krańca południowego brzeg jest wysoki. Roślinność wynurzona jest uboga, zajmuje powierzchnię 9,7 ha (5,9% powierzchni zwierciadła wody) i obejmuje 58,1% długości linii brzegowej. Reprezentowana jest głównie przez trzcinę pospolitą (*Phragmites australis*) oraz w mniejszym stopniu przez pałkę wąskolistną (*Typha angustifolia*), sitowie (*Scirpus*) i tatarak zwyczajny (*Acorus calamus*). Na południowo-wschodnim brzegu jez. Budziszewskiego, od strony Rościnna ulokowanych jest siedem ośrodków wypoczynkowych czynnych sezonowo, mogących przyjąć około 350 wczasowiczów. Na tym samym brzegu, około 150 m od miejsca, w którym do jeziora wpada Mała Wełna, zorganizowano duże kąpielisko. Przy zachodnim brzegu znajdują się trzy ośrodki wczasowe z domkami letniskowymi. W bezpośrednim sąsiedztwie wsi Grzybowo istnieje pas (1,5 km) domków rekreacyjnych, należących do prywatnych właścicieli. Zabudowa ma charakter nieusystematyzowany i bezprawny, większość usytuowana jest w 100-metrowej strefie przybrzeżnej jeziora. W rejonie tym znajdują się trzy duże dzikie kąpieliska oraz szereg mniejszych otwartych dojść do wody (fot. 1).

Ośrodki wypoczynkowe oraz domki rekreacyjne wyposażone są w indywidualne zbiorniki bezodpływowe. Jezioro Budziszewskie wraz z terenami przyległymi jest włączone do obszaru chronionego krajobrazu „Dolina Wełny i Rynna Gołaniecko-Wągrowiecka". Jezioro Budziszewskie zaliczono do trzeciej klasy podatności na degradację, zbiornik jest zatem bardzo podatny na wpływy

Tab. 2. Parametry Jeziora Budziszewskiego

Powierzchnia [ha]	Objętość [tys. m²]	Głębokość maksymalna [m]	Głębokość średnia [m]	Długość linii brzegowej [km²]	Powierzchnia zlewni całkowitej [km²]	Powierzchnia zlewni bezpośredniej [km²]	Klasa podatność na degradację
162	7842,9	14	4,8	10 025	631	18,2	III



Fot. 1. Jezioro Budziszewskie i kanał od strony jeziora Budziszewskiego

zanieczyszczeń dopływających z zewnątrz i posiada bardzo niekorzystne warunku naturalne, na co składa się głównie 56-procentowy udział gruntów rolnych pokrywających zlewnię bezpośrednią, będących potencjalnym źródłem substancji biogennych i skażenia bakteriologicznego wód, wywołanego przez nieuregulowaną gospodarkę ściekową w zlewni jeziora [18].

Jezioro Czarne należy do najurokliwszych i najczystszych jezior. Położone jest w zlewni rzeki Mała Wełna, pomiędzy miejscowościami Sierniki i Grzybowice, w gminie Rogoźno, w powiecie obornickim, w województwie wielkopolskim. Głębokość maksymalna to 18,0 m, a długość linii brzegowej 2300 m. Przeźroczystość (widzialność) mierzona krążkami Secchiego wynosi 4,5 m. Wody zbiornika mieszczą się w I klasie czystości i nie ma tu bezpośrednich zagrożeń mogących wpłynąć ujemnie na jakość wód jeziora. Otoczone jest pięknymi lasami z dużymi skarpami biegnącymi wprost do jeziora. Nie ma nad nim żadnych domków letniskowych. Teren wokół i akwen objęte są strefą ciszy.

Dla wędkarzy ceniących samotność i ciszę jest to wymarzone łowisko. Zatoki porośnięte grzybieniem białym (*Nymphaea alba*) i grążelem żółtym (*Nuphar lutea*) są ostoją linów i karpi. Pływają stada wzdręg i okoni. W cieniu roślinności kryje się mnóstwo okazałych szczupaków. Karpie dorastają do bardzo dużych rozmiarów i nierzadko przekraczają 15 kg. Takie właśnie kolosy stają się zdobyczą wytrawnych wędkarzy. Co roku zbiornik zarybiany jest kroczkiem karpia, lina, szczupaka, węgorza i leszcza (fot. 2).

3. Metodyka badań mikrobiologicznych

Próbki wody do badań bakteriologicznych pobierano za pomocą czerpaka teleskopowego z warstwy podpowierzchniowej do jałowych butelek o pojemności 300 ml, a następnie w laboratorium analizowano:

- ogólną liczbę bakterii w 1 ml hodowanych w 36 ±2°C przez 48 h (mezofilne);
- ogólną liczbę bakterii w 1 ml hodowanych w 22 ±2°C przez 72 h (psychrofilne);
- liczebność bakterii grupy coli w 100 ml;
- liczebność *Escherichia coli* w 100 ml;
- liczebność paciorkowców kałowych (enterokoki) w 100 ml wody.

Ze względu na spodziewany stopień zanieczyszczenia wód, podczas badań stosowano rozcieńczenia próbek. Bakterie mezofilne i psychrofilne hodowano na agarze wzbogaconym metodą posiewu wgłębnego, bakterie grupy coli i *Escherichia coli* na agarze Endo, a enterokoki na podłożu Slanetz-Bartley'a z wykorzystaniem metody filtrów membranowych.



Fot. 2. Jezioro Czarne i kanał od strony jeziora Czarnego

Tab. 3. Wyniki analiz mikrobiologicznych

Nr	Miejsce	Bakterie				
		E. coli w 100 ml	Enterokoki w 100 ml	Grupy coli w 100 ml	Mezofilne w 1 ml	Psychrofilne w 1 ml
1	J. Czarne – dopływ	110	470	3350	250	500
2	J. Czarne – odpływ	2	30	1750	240	360
3	J. Czarne – środek	1	8	120	2	35
4	Rów – dopływ do j. Czarnego	218	225	4500	980	2650
5	J. Budziszewskie – początek	2	1	1550	16	95
6	J. Budziszewskie – środek	1	1	800	35	200
7	J. Budziszewskie – odpływ	60	24	3750	850	500
8	J. Budziszewskie – plaża	4	8	3500	220	340

Po okresie hodowli zliczano wyrosłe kolonie (jtk), a wyniki przeliczano na jtk/1 ml próbki wody (bakterie mezofilne i psychrofilne) i jtk/100 ml (bakterie grupy coli, *Escherichia coli* i enterokoki).

4. Wyniki badań

W badanych wodach stwierdzono obecność mikroorganizmów, które zestawiono w tab. 3.

Obecność bakterii grupy coli może świadczyć o zanieczyszczeniu wody odchodami ludzkimi, ale nie jest jednoznacznym wskaźnikiem zanieczyszczeń bytowych, gdyż mogą one pochodzić także od zwierząt stałocieplnych (ptaki i ssaki), bytujących na tym terenie, a również spotykane są one w wodach bogatych w substancje organiczne. Ważnym wskaźnikiem zanieczyszczenia akwenów ściekami komunalnymi (fekalnymi) są bakterie *Escherichia coli*, które są bakteriami kałowymi i których żywotność w wodzie nie jest zbyt długa. Ich obecność w wodzie jest zatem świadectwem świeżego zanieczyszczenia kałowego. Enterokoki kałowe (paciorkowce) przeżywają w wodzie dłużej, a ich obecność świadczy o dawnym, bądź trwającym zanieczyszczeniu kałem ludzkim.

Zanieczyszczenie mikrobiologiczne zbiorników wodnych na tych obszarach jest dowodem zagrożenia, jakie dla wód stanowić mogą tereny zabudowy rozproszonej. Uzyskane wyniki badań wskazują na wpływ czynnika antropogenicznego na jakość wód. Indywidualne systemy zagospodarowania ścieków bytowych i gospodarczych są powszechnie stosowane głównie na terenach wiejskich. Jednak gospodarka ściekowa często jest prowadzona w oparciu o nieszczelne zbiorniki do gromadzenia ścieków, brak wywozu nieczystości do punktów zlewnych, a zamiast tego odprowadzanie ścieków w niekontrolowany sposób do pobliskich rowów, stawów, jezior czy gruntu. Skutkuje to zarówno degradacją środowiska przyrodniczego, jak i pogarszaniem się jakości wód. Warto zauważyć, że obecnie na terenie gminy Skoki zgłoszonych jest tylko 1647 zbiorników bezodpływowych i 113 przydomowych oczyszczalni ścieków. Może konieczne byłoby przeprowadzenie dokładnej inwentaryzacji w tym zakresie. Niestety, taki problem występuje powszechnie na terenach bez kanalizacji zbiorczej. Negatywny wpływ gospodarki ściekowej na jakość mikrobiologiczną (ale również fizykochemiczną) środowiska gruntowo-wodnego nie jest ograniczony tylko do systemu kanalizacji bezodpływowej. Coraz częściej podkreślane są negatywne dla środowiska skutki eksploatacji niektórych rozwiązań przydomowych oczyszczalni ścieków. Z tych względów za celowe należy uznać działania monitorujące stan środowiska, w szczególności pozwalające na wykrycie faktu wystąpienia nieszczelności i ocenę stopnia skażenia gruntu w sąsiedztwie instalacji, takich jak zbiorniki bezodpływowe, czy elementy systemów kanalizacji indywidualnej lub zbiorczej.

5. Podsumowanie

W Polsce w 2019 r. zbadano 483 akweny, z czego 135 określono jako te z „doskonałą" jakością wody. Niepokojący może być fakt, że aż 301 jezior nie zostało sklasyfikowanych, ponieważ jakość wody określono jako „niedostateczną", co powinno skutkować m.in. zakazem kąpieli. Liczba ta radykalnie wzrosła w ostatnich latach. Oznacza to, że gospodarka ściekowa prowadzona przez gminy niestety nie gwarantuje dostatecznej ochrony przed zanieczyszczeniem i degradacją wód. Powodem jest nieskuteczny nadzór nad odprowadzaniem ścieków ze zbiorników bezodpływowych, źle funkcjonujących przydomowych oczyszczalni ścieków, a także wieloletnie zaniedbania w gospodarowaniu ściekami pochodzącymi z wód opadowych i roztopowych oraz hodowli ryb. W związku z tym monitorowanie rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń mikrobiologicznych, w tym bakterii pochodzenia kałowego, jest konieczne przede wszystkim z punktu widzenia oceny ryzyka zdrowotnego.

6. Literatura

[1] Frąk M., Nestorowicz A., Ocena stanu sanitarnego wybranych zbiorników wodnych parków miejskich Warszawy. Przegląd Naukowy. Inżynieria i Kształtowanie Środowiska. 2009, 18, 2(44), 3-10.
[2] Cabral J.P., Water microbiology. Bacterial pathogens and water. Int J Environ Res Public Health. 2010;7(10):3657-3703. doi:10.3390/ijerph7103657.
[3] Rodrigues C., Cunha M.A., Assessment of the microbiological quality of recreational waters: indicators and methods. Euro-Mediterr J Environ Integr. 2017, 2:25. doi:10.1007/s41207-017-0035-8.
[4] Russel D.A., Walling J.P., Waterborne pathogens in urban watersheds. J Water Health. 2007, 5 (1):149–162. doi:10.2166/wh.2006.001.
[5] Hot D., Legeay O., Jacques J., Gantzer C., Caudrelier Y., Guyard K. et al. (2003), Detection of somatic phages, infectious enteroviruses and enterovirus genomes as indicators of human enteric viral pollution in surface water.

Water Res. 37:4703–4710. doi:10.1016/S0043-1354(03)00439-1.
[6] Główny Inspektorat Sanitarny 2018. Ogólna liczba mikroorganizmów w 22°C w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi, Warszawa 2018.
[7] Główny Inspektorat Sanitarny 2018. Bakterie grupy coli w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Znaczenie i zagrożenia dla bezpieczeństwa zdrowotnego. Postępowanie w przypadku podwyższonych wartości stężeń, Warszawa 2018.
[8] Gromiec M., Pawłowski L. Zanieczyszczenia wód w Polsce. Stan, przyczyny, skutki. Monografia, Wydawnictwo Polskiej Akademii Nauk Komitet Inżynierii Środowiska, 2019.
[9] Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 7.12.2017 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. (Dz. U. 2017, poz. 2294).
[10] Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne (Dz.U. 2017, poz. 1566).
[11] Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 17.01.2019r. w sprawie nadzoru nad jakością wody w kąpielisku i miejscu okazjonalnie wykorzystywanym do kąpieli. (Dz. U. 2019, poz. 255).
[12] Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 21.12.2018 r. w sprawie ewidencji oraz sposobu oznakowania kąpielisk i miejsc okazjonalnie wykorzystywanych do kąpieli. (Dz. U. 2018, poz. 2476).
[13] Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 9.11.2015 r. w sprawie wymagań, jakim powinna odpowiadać woda na pływalniach (Dz. U. 2015, poz. 2016).
[14] Cabral J.P., Water microbiology: Bacterial pathogens and water. Int. J. Environ. Res. Public Health. 2010, 7 (10): 3657–3703. doi:10.3390/ijerph7103657.
[15] Pandey P.K., Kass P.H., Soupir M.L., Biswas S., Singh V.P., Contamination of water resources by pathogenic bacteria. AMB Express. 2014, 4 (1): 51. doi:10.1186/s13568-014-0051-x.
[16] Pandey P., Soupir M.L., Wang Y., Cao W., Biswas S., Vaddella V., Atwill R., Merwade V., Pasternack G., Water and sediment microbial quality of mountain and agricultural streams. J. Environ. Qual. 2018, 47: 985– 996. doi:10.2134/jeq2017.12.0483.
[17] Pachepsky Y.A., Allende A., Boithias L., Cho K., Jamieson R., Hofstra N. and Molina M., Microbial Water Quality: Monitoring and Modeling. J. Environ. Qual. 2018, 47: 931-938. doi:10.2134/jeq2018.07.0277.
[18] http://www.gmina-skoki.pl/mieszkancy/jeziora-mieszkancy/2189-jez-budziszewskie/.
[19] https://dlaryb.pl/%C5%82owiska/%C5%82owisko-flagowe-jezioro-czarne-wielkopolska-powiat-obornicki-gmina-rogo%C5%BAno-r3/.

dr hab. inż. Izabela Kruszelnicka
Politechnika Poznańska,
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska,
Instytut Inżynierii Środowiska

dr hab. Michał Michałkiewicz
Politechnika Poznańska,
Instytut Inżynierii Środowiska i Instalacji Budowlanych,
Zakład Zaopatrzenia w Wodę i Biogospodarki

dr inż. Dobrochna Ginter-Kramarczyk
Politechnika Poznańska,
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska,
Instytut Inżynierii Środowiska



technologia wody
Rok XIII Zeszyt 2(76)
kwiecień–czerwiec 2021
ISSN 2080-1467
www.technologia-wody.eu

Racjonalna technologia rewitalizacji wybranych ekosystemów wodnych

Andrzej Eymontt
Krzysztof Wierzbicki

Destrukcyjna działalność człowieka w odniesieniu do ekosystemów wodnych skutkuje znacznymi stratami gospodarczymi ujawniającymi się w postaci zanieczyszczenia źródeł wody, pogarszając jej jakość a tym samym jej dostępność w jeziorach, zbiornikach wodnych, a nawet w glebie. Stąd też wynika potrzeba systematycznie prowadzonej rewitalizacji czy też rekultywacji ekosystemów wodnych. Tego typu działania, aby były racjonalne, wymagają szczegółowego rozeznania przyczyn, a następnie zastosowania odpowiedniej technologii.

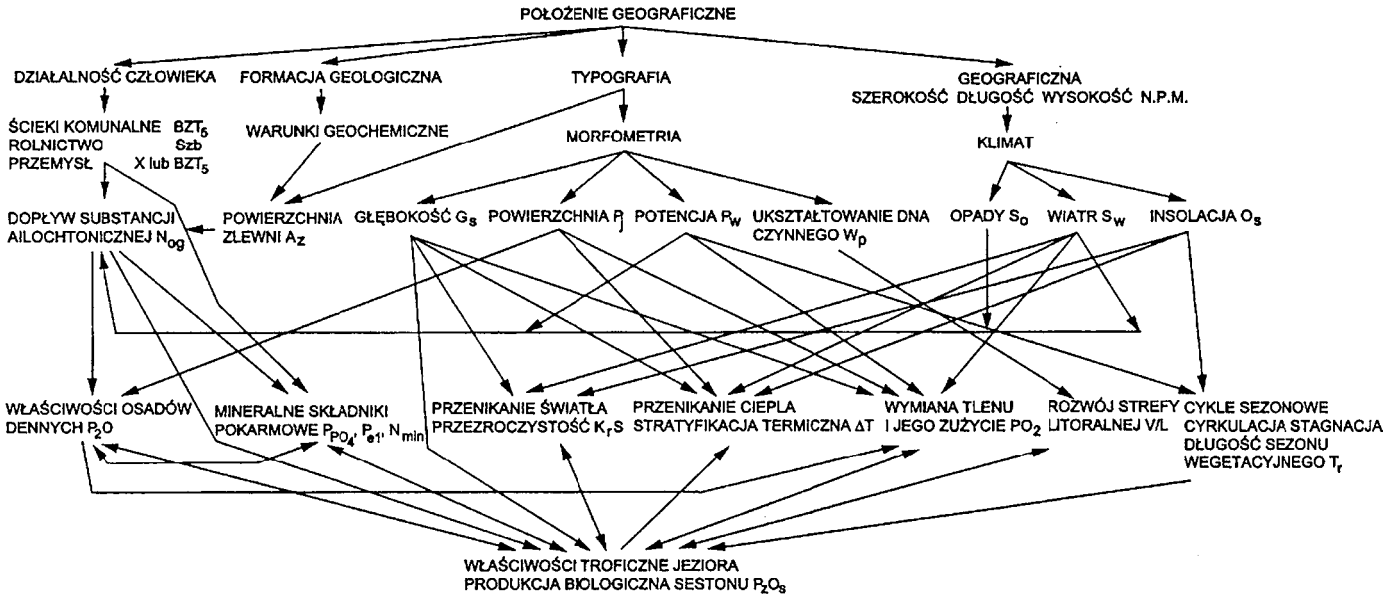
1. Wstęp

Przywrócenie zanieczyszczonym ekosystemom wodnym stanu zbliżonego do pierwotnego, zwane rewitalizacją, wymaga uwzględnienia szeregu czynników, których wzajemne powiązania w sposób syntetyczny uwidacznia rys. 1 [Borsuk 2014].

Część tych czynników jest skutkiem wpływu działalności człowieka na destrukcję ekosystemu wodnego. Jego zmniejszenie może nastąpić w wyniku odpowiednio przeprowadzonej rewitalizacji. Wśród tych czynników, na które mamy wpływ, wyróżnia się dwa istotne w procesie rewitalizacji, a są to: woda wraz z zawartą w niej zawiesiną części stałych i rozpuszczonych związków chemicznych, zwana sentosanem oraz osady denne stanowiące zbiór części stałych pochodzenia mineralnego i organicznego, cechujących się właściwościami zaliczanymi do cieczy nienewtonowskich.

Na stopień zanieczyszczenia sentosanu możemy oddziaływać głównie procesami rewitalizacyjnymi na obszarze zlewni, chroniącymi przed zanieczyszczeniami. Są to części stałe, zawarte m.in. w spływach powierzchniowych oraz chemiczne w ściekach bytowych i przemysłowych. Znacznie trudniejsza jest ochrona przed opadaniem pyłów i związków chemicznych z atmosfery. Ilość tych zanieczyszczeń jest uzależniona od polityki środowiskowej Państwa Polskiego i państw ościennych. Są to pokaźne ilości odpadów stałych. Przykładowo, dla Zatoki Puckiej wynoszą 5,1÷8,4 t/km² w ciągu jednego miesiąca [Pęcherzewski 1994], a w rejonach silnie zurbanizowanych 60 t/km² × miesiąc [Siuda, Chruściel 1974].

Rewitalizacja ekosystemów wodnych z uwzględnieniem usuwania lub neutralizacji osadów dennych oraz sentosanu z wykorzystaniem 16 technologii została opisana przez Siudę i Chruściela [2016]. W odniesieniu do usuwania osadów dennych podano jedynie bagrowanie polegające na wydobyciu osadów bez określenia ich dalszego wykorzystania gospodarczego. Ta technologia wiąże się z wysokimi kosztami, czasową degradacją i zaburzeniami homeostazy zbiornika oraz koniecznością oczyszczania



Rys. 1. Przyczynowo-skutkowe zależności mechanizacji eutrofizacji wód jeziornych wg schematu Reusona [1966] z dodatkowymi oznaczeniami zmiennych niezależnych i zależnych (np. P_2O_5 – procentowa zawartość substancji organicznych w suchej masie sestonu) ustanowionych przez Borsuka [2014] do modeli regresji zbudowanych dla trzech jezior (Charzykowskiego, Żurskiego, Wolickiego) [źródło: Borsuk 2014]

wód interstycjalnych [Siuda, Chruściel 1974].

Proponowana innowacyjna technologia w sposób zasadniczy różni się od dotychczas znanych, działających na zasadzie wydobycia osadów dennych przy użyciu bagrownic tym, że umożliwia ich wydobycie przy znacznie mniejszym uwodnieniu, a następnie zmieszaniu z organicznymi komponentami sorbującymi znaczną objętość wody z osadów, co umożliwia uzyskanie sypkiego nawozu organicznego o właściwościach nawozowych zbliżonych do obornika [Brogowski i inni 2017]. Istnieje również możliwość hydrotransportu płynnych osadów dennych i po zmieszaniu z innymi komponentami rozprowadzenia po powierzchni pól lub nasypów, a także do gleb pod powierzchnię. Jednocześnie technologia ta nie powoduje zwiększenia ilości zanieczyszczeń stałych w sentosanie, eliminując tym samym ujemny wpływ dotychczasowej technologii bagrowania. Natomiast zbycie nawozu organicznego umożliwia obniżenie ogólnych kosztów rewitalizacji [Eymontt, Wierzbicki 2015; Eymontt, Wierzbicki, Brogowski, Burzyńska, Rossa 2017].

Wobec powyższego, opisywana technologia realizuje koncepcje Zalewskiego [Bednarek, Zalewski 2017] „dotycząca preferowania podejścia systemowego z uwzględnieniem myślenia zorientowanego na wykorzystanie procesów służących trwałemu użytkowaniu zasobów oraz optymalnego pożytku społecznego". Ten „pożytek społeczny" manifestuje się poprawą sentosanu (m.in. zmniejszeniem przenikania związków chemicznych do wody), uzyskaniem cennych nawozów organicznych, których zastosowanie poprawia jakość gleb, a tym samym zmniejsza zanieczyszczenie wód z pierwszej warstwy wodonośnej oraz umożliwia uzyskanie tzw. obiegu zamkniętego materii w środowisku wodno-glebowym.

2. Zagrożenia wynikające z braku rewitalizacji wybranych ekosystemów wodnych

Zbiorniki wodne, a szczególnie zaporowe i jeziora, są powszechnie wykorzystywane do celów rekreacyjnych (sporty wodne, kąpiele). Analizując przebieg temperatur i opadów w skali roku można stwierdzić, że nastąpiło przyspieszenie występowania wysokich temperatur już wczesną wiosną, przy jednoczesnych małych opadach w niektórych rejonach Polski.

Jeśli uwzględnimy również znaczne (nawet do 80% pierwotnej pojemności) nagromadzenie antropogenicznych osadów dennych na dnie zbiorników wodnych, na ogół od lat nierewitalizowanych, a także dopływ do nich wód zanieczyszczonych, szczególnie spływy obszarowe ze zlewni zmeliorowanych oraz dopływy punktowe z innych instalacji (np. oczyszczalnie ścieków itp.), to przy nagromadzeniu ww. wymienionych negatywnych czynników oddziaływujących na jakość wody w zbiornikach możemy się spodziewać rozwoju glonów, do których zaliczane są sinice, głównie *Aphanizomen* Flos – aquude, *Microcystis* sp. *Anabena* sp. *Oscilatoria* sp. *Trichodesmium* sp. [Podbielski 1985]. Rozwój tych glonów powoduje groźbę zatrucia wody toksynami sinicowymi. Toksyny normalnie nie są wydzielane do środowiska, znajdują się one w cytoplazmie. Uwalniają się po śmierci sinicy i rozpadzie komórki. W warunkach naturalnych toksyny po wydostaniu się z komórki ulegają natychmiastowemu rozcieńczeniu do stężeń niezagrażających życiu i zdrowiu [Kobziński 2005]. Ten pogląd nie jest w pełni potwierdzony przez innych autorów. [Bochnia, Olko 1998].

W opisanych przyjaznych warunkach dla rozwoju sinic, jakie

obecnie występują w Polsce, zakwit sinic może nastąpić sezonowo, wczesną wiosną, latem i jesienią.

Produkowane przez sinice toksyny można sklasyfikować według ich właściwości toksykologicznych na: Hepatotoksyny, Neurotoksyny, Dermatotoksyny, Lipopolisacharydy [Gałczyński, Ociepa 2008] oddziaływujące szkodliwie na wątrobę, system nerwowy, skórę itp.

Toksyny produkowane przez sinice najczęściej są wydalane w wyniku uruchomienia funkcji obronnych. Zaliczane są do jednych z najbardziej trujących substancji produkowanych przez żywe organizmy. Wielkość dawki letalnej toksyny zależy od gatunku sinic, która ją syntetyzuje i waha się w granicach 9÷200 $\mu g \cdot kg^{-1}$, dla porównania toksyczność jadu kobry wynosi 20 $\mu g \cdot kg^{-1}$ [Bochnia, Olko 1998]. Stąd też w literaturze przedmiotu znane są opisy masowego zatrucia ludzi i zwierząt, a skuteczność działania toksycznego uzależniona jest od rodzaju sinic i spożytej objętości zatrutej wody.

Reasumując, sinice, mimo że są organizmami o mikroskopijnych rozmiarach, mogą być groźne dla zdrowia i życia [Gałczyński, Ociepa 1998].

Kobaziński [2005] uważa, że bardzo silna toksyczność i kancerogenność tego typu toksyn dowodzą potrzeby ich oznaczenia i kontroli jakości wód w zbiornikach zaporowych oraz zbiornikach wody pitnej. Wykrycie obecności tych toksyn stawia nowe problemy przed stacjami uzdatniania wody zasilanymi ze zbiorników wody powierzchniowej, na co zwrócili uwagę Kaczmarek i in. [2019].

W środowisku przyrodniczym toksyny te ulegają biodegradacji, ale jest to proces stosunkowo powolny, polegający na rozkładzie molekuły pod wpływem enzymów produkowanych przez niektóre rodzaje bakterii, np. *Pseudomonas*. Konwencjonalne metody uzdatniania wody do celów konsumpcyjnych, takich jak filtracja pospieszna i koagulacja, są mało efektywne przy usuwaniu tych toksyn z wody [Gałczyński, Ociepa 2008].

Istnieje szereg metod ograniczenia omawianego rozwoju glonów, ale nie zawsze są one w pełni skuteczne, a niekiedy mogą zwiększyć zagrożenie dla ludzi i zwierząt [Bochnia, Olko 1998]. Głównymi jednak przyczynami rozwoju glonów wg Kosteckiego [2014] są: sedymentacja części stałych pochodzenia organicznego, mineralnego, wysoki poziom stężenia fosforu i innych pierwiastków biogennych oraz martwe strefy w toni wodnej. Wobec powyższego, jedynym trwałym i skutecznym oczyszczaniem zbiorników wodnych jest redukcja zarówno azotu i fosforu, względnie całkowite usunięcie antropogenicznych osadów dennych, a więc rewitalizacja.

Usunięcie opisanych zagrożeń poprzez rewitalizację jest zatem działaniem natychmiastowym, uniemożliwiającym narażenie zdrowia ludzi i zwierząt w wyniku picia skażonej toksynami wody. Niezależnie od wymienionych korzyści, systematyczna rewitalizacja zbiorników wodnych, a szczególnie płytkich jezior, jest niezbędna w celu uchronienia ich od zaniku [Chmielewski, Choiński 2008].

3. Rewitalizacja wybranych ekosystemów wodnych

Rewitalizacja stanowi proces wyprowadzania ze stanu kryzysowego obszarów zdegradowanych, prowadzony w sposób kompleksowy, poprzez zintegrowane działania na rzecz lokalnej społeczności, przestrzeni i gospodarki, skoncentrowane terytorialnie, prowadzone przez interesariuszy rewitalizacji na podstawie gminnego programu [Ustawa o rewitalizacji 2015]. Dotychczas inwestycje związane z rewitalizacją zbiorników wodnych wzbudzały powszechną obawę przed koniecznością pokrycia zbyt wysokich kosztów, wynikających m.in. z braku odpowiedniej technologii wydobywania osadów dennych i następnie ich racjonalnego zagospodarowania.

Tego rodzaju sytuacja odstraszała potencjalnych inwestorów oraz władze samorządów od podjęcia decyzji włączenia do planów gminnych programów rewitalizacji. Trwająca obecnie aktualizacja Planów Zagospodarowania Przestrzennego w województwach, sprzyja podjęciu działań w kierunku aktualizacji planów omawianej rewitalizacji, zgodnie z Ustawą o rewitalizacji [2015], a także przy wykorzystaniu Praktycznego komentarza do ww. ustawy [Leszczyński, Kadłubowski 2016].

Tym bardziej, że tego rodzaju działania wynikają z zobowiązań Polski wobec UE, a konkretnie z transpozycji Ramowej Dyrektywy Wodnej Parlamentu Europejskiego i Rady 2013/39/UE z 12 sierpnia 2013 r., zmieniająca dyrektywy 2000/60/WE oraz 2008/105/WE.

Ta nowa dyrektywa nakłada na Polskę obowiązek wprowadzenia w życie przepisów ustawowych, wykonawczych i administracyjnych niezbędnych do wykonywania dyrektywy od 14 września 2015 r. do 2021 r., oraz uwzględnienia w planach gospodarowania wodami dla obszarów dorzeczy zaktualizowanych środowiskowych norm jakości, tzw. EQS, dla obowiązujących substancji priorytetowych, których liczbę z dotychczasowych 33 powiększono o 15 nowych.

W terminie do 2021 r. powinien być osiągnięty dobry stan chemiczny wód powierzchniowych dla łącznie 45 substancji priorytetowych wymienionych w dyrektywie Parlamentu Europejskiego i Rady 2013/39/UE z 12 sierpnia 2013 r.

Oprócz wyżej wymienionych zobowiązań Polski wobec UE, obowiązuje Prawo Wodne z 18 lipca 2001 r., z późn. zm., w którym w art. 2 zapisano wymagania dotyczące zarządzania zasobami wodnymi, a szczególnie w pkt. 2, dotyczącym ochrony zasobów wodnych przed zanieczyszczeniami oraz niewłaściwą lub nadmierną eksploatacją, oraz w pkt. 3 – utrzymania lub poprawy stanu ekosystemów wodnych i od wody zależnych.

Organem właściwym w sprawach gospodarowania wodami są m.in. samorządy terytorialne [art. 4 Prawo wodne 2001], a więc kompetentne jednostki do wprowadzenia do Planów Zagospodarowania Prze-

strzennego m.in. rewitalizacji małych zbiorników wodnych w celu ich późniejszego wykorzystania na rekreację i kąpieliska [art. 34a Prawa Wodnego].

Istotnym powodem do rozpoczęcia inwestycji dotyczących rewitalizacji zbiorników wodnych na cele rekreacji, oprócz ww. Dyrektywy i Prawa Wodnego, jest dotychczas mała liczba czynnych kąpielisk, co przyczynia się do znacznej liczby utonięć na kąpieliskach niestrzeżonych.

Stan wiedzy dotyczącej stosowanych technologii oraz perspektyw rozwoju rewitalizacji zbiorników wodnych został szczegółowo opisany m.in. w publikacji [Siuda i Chróst 2015], gdzie wymieniono 16 technologii stosowanych przy rekultywacji zbiorników wodnych, podając ich wady, zalety oraz efektywność w procentach wyrażoną stosunkiem korzyści do kosztów. Ponadto stosowane technologie wydobywania osadów dennych sprzętem mechanicznym opisano m.in. w publikacjach [Eymontt i Wierzbicki 2013; Eymontt i Wierzbicki 2015; Eymontt i in. 2017; Eymontt, Wierzbicki 2017; Brogowski i in. 2017; Zawadzki 2017].

Również w źródłach zapisu cyfrowego (internetowych) zamieszczono wiele informacji o nowoczesnych metodach oczyszczania i odmulania zbiorników wodnych, m.in. przy wykorzystaniu Efektywnych Mikroorganizmów.

Wszystkie opisywane metody mają wiele zalet i wad, a jednak najpoważniejszą ich słabością jest brak kompleksowej technologii pozwalającej wytworzyć w końcowym efekcie produkt w postaci wysokowartościowych nawozów organicznych, których brak w rolnictwie jest sygnalizowany m.in. w Europie w postaci zmniejszania się masy organicznej (humusu) w profilu gleby [Lal 2000].

Tym też wyróżnia się opracowana w Instytucie Technologiczno-Przyrodniczym w Falentach metoda rewitalizacji wybranych ekosystemów wodnych, która dotychczas nie była stosowana na świecie, a Urząd Patentowy RP, zatwierdził kilka patentów na urządzenia towarzyszące.

4. Wybrane wyniki badań potwierdzające potrzebę przeprowadzenia rewitalizacji wybranych ekosystemów wodnych

Koc i Szymczak [2009] przeprowadzili badania mające na celu ograniczenie odpływu biogenów z obszarów zmeliorowanych. Badaniami objęli 20 zlewni o różnych systemach odprowadzania wód, różniących się glebami i kierunkami użytkowania, zlokalizowanych na Pojezierzu Mazurskim.

W wyniku przeprowadzonych badań, autorzy [Koc i Szymczak 2009] stwierdzili, że ładunek odprowadzanych substancji ze zlewni, w tym biogenów, zależy głównie od objętości i dynamiki odpływającej wody w poszczególnych okresach roku. Najwyższe stężenia substancji, bądź ładunku, odprowadzane są z obszarów zalesionych, większe z trwałych użytków zielonych i istotnie większe z gruntów ornych. Dominującą substancją odprowadzaną jest azot mineralny, którego ładunek wynosi 14,1 $kg \cdot ha^{-1}$ z gruntów ornych, z użytków zielonych 1,09 $kg \cdot ha^{-1}$, a ze zlewni leśnych jedynie 0,89 $kg \cdot ha^{-1}$. Tak pokaźne różnice w odprowadzaniu ładunku azotu ze zlewni wskazują, że wody w zbiornikach usytuowanych w zlewniach leśnych najmniej są narażone na eutrofizację. Również sposób odprowadzania wody ze zlewni ma istotny wpływ na dopływ biogenów z gleb. Drenowanie w porównaniu z odwodnieniami rowami zwiększa odprowadzony ładunek biogenów, w tym azotu, 8-krotnie, fosforu 2-krotnie, potasu od 1- do 3-krotnie, wapnia 2-krotnie, magnezu 2,5-krotnie.

Ponadto stwierdzono znaczne różnice w odpływie ze zlewni ładunku w suchej pozostałości, przy gruntach ornych wynosi ona 615 $kg \cdot ha^{-1}$, przy użytkach zielonych 269 $kg \cdot ha^{-1}$, a ze zlewni leśnych 359 $kg \cdot ha^{-1}$. Masa tej suchej pozostałości, dopływająca do zbiornika wodnego, sedymentuje, stwarzając niekorzystne warunki, m.in. pogarszając przezroczystość toni, a także przyspiesza odkładanie na dnie osadów. Zatem, odpływ zanieczyszczeń chemicznych i suchej pozostałości z urządzeń melioracyjnych jest znaczący, co zagraża jakości wody i może spowodować jej eutrofizację, a w końcowym efekcie zakwit sinic, zmniejszenie objętości retencji zbiornika, wyeliminowanie go z użytkowania rekreacyjnego itp.

Autorzy [Koc i Szymczak 2009] przeprowadzili również ciekawy eksperyment, w wyniku którego stwierdzili celowość budowy zbiorników retencyjnych na trasie cieków przebiegających przez tereny rolnicze, które przechwytują zanieczyszczenia stałe i chemiczne, zmniejszając tym samym zagrożenie rzek i jezior eutrofizacją ze strony wód odpływających z urządzeń melioracyjnych. I tak, w wyniku zbudowania zbiornika, ładunek suchej pozostałości zmniejszył się o 71,5%, a azotu o 43,8%, tym samym zmniejszyła się objętość antropogenicznych osadów dennych.

Wobec powyższego, jest to sposób nie tylko na zmniejszenie deponowania zanieczyszczeń stałych w zbiorniku, ale również zwiększenie retencji wody na obszarach wykorzystywanych rolniczo, co w niektórych rejonach Polski będzie szczególnie korzystne przy małej intensywności opadów i konieczności nawodnień deszczownianych. Ponadto osady denne z tego typu zbiorników po ich wydobyciu i przetworzeniu na nawozy mogą być bardziej racjonalnie zagospodarowane przy zastosowaniu opracowanej racjonalnej innowacyjnej technologii.

Cymes [2009] przeprowadził badania wpływu rekultywacji zbiornika wodnego Łoje na jakość retencjonowanej wody. Zbiornik wodny Łoje położony jest na Nizinie Północnomazowieckiej w mezoregionie Wzniesienie Mławskie, które jest zespołem wyrazistych form kemowych i morenowych pomiędzy Mławą a Przasnyszem. Zlewnia bezpośrednia zbiornika Łoje o powierzchni 1,2 ha jest zlewnią leśną, niewielki udział w niej stanowią łąki i grunty orne. Powierzchnia zlewni rowu

zasilającego zbiornik o nazwie Łojówka wynosi 2,8 ha. Użytkowana jest głównie jako grunty orne oraz łąki. W zlewni zbiornika występują w większości gleby lekkie – głównie piaski drobne.

Zbiornik powstał w 1975 r. przez przegrodzenie doliny cieku Łojówka czołową zaporą ziemną o długości 140 m i maksymalnej wysokości 3,5 m, a jego powierzchnia wynosiła 5 ha przy głębokości 1,2 m.

Po rekultywacji zbiornika trwającej od grudnia 2005 do kwietnia 2006 r., powierzchnia jego lustra wody wynosiła 4,56 ha, głębokość przy zaporze 3,3 m, a w górnej części 1,2 m. Długość zbiornika wyniosła 600 m, a szerokość wahała się od 60 do 115 m.

Badania przeprowadzono od grudnia 2006 r. do kwietnia 2009 r., a wyniki zestawiono w tab. 1.

W wyniku analizy i oceny uzyskanych wyników autor [Cymes 2009] stwierdził, że usunięcie podczas remontu zbiornika osadów i części gruntów organicznych wpłynęło istotnie na natlenienie retencjonowanej w nim wody. Stwierdzono wzrost zawartości tlenu rozpuszczonego w wodzie o 1,56 mg · dm^{-3},mimo że ilość tlenu w wodzie dopływającej do zbiornika w tym samym czasie była niższa. Świadczy to o tym, że pogłębienie zbiornika miało wpływ na poprawę w nim warunków tlenowych.

Zbiorniki zaporowe w początkowej fazie istnienia, gromadząc substancje dopływające ze zlewni, stają się swego rodzaju oczyszczalnią biologiczną. Poprawiają zatem skład fizyczny i chemiczny wód poniżej zbiornika. Z czasem jednak zbiorniki mogą się stać zagrożeniem dla środowiska przyrodniczego na skutek uwalniania się z osadów dennych zmagazynowanych wcześniej związków chemicznych, co w płytkich zbiornikach nizinnych intensyfikuje większe mieszanie się wody [Kostecki 1979]. Przed remontem zbiornika Łoje, na skutek resuspensji, woda z niego odpływająca była wzbogacona w węglany, fosfor ogólny oraz jony wapnia, potasu i magnezu. Po remoncie zbiornika wzrosła jego ochronna rola w odniesieniu do wód przez niego przepływających ciekiem Łojówka. Stwierdzono poprawę parametrów jakościowych wody, w tym wyraźną redukcję głównych substancji biogennych (mineralnych form azotu i fosforu) oraz zwiększenie natlenienia wody.

Opisane dwa przykłady [Koc, Szymczak 2009; Cymes 2009] rezultatów rewitalizacji uzasadniają jej stosowanie. Natomiast sposób jej realizacji przy obecnie rozwijającej się racjonalnej innowacyjnej technologii będzie bardziej efektywny pod względem kosztów i korzyści gospodarczych z tytułu pozyskania cennego nawozu organiczno mineralnego.

5. Charakterystyka osadów dennych

Rewitalizacja, bądź rekultywacja ekosystemów wodnych metodą wydobywania osadów dennych wymaga znajomości ich charakterystyki jako trwałego elementu ekosystemu oraz właściwości fizycznych i chemicznych niezbędnych do doboru metod i narzędzi służących wydobywaniu, transportowi i efektywnemu zagospodarowaniu.

Wyniki badań [Lampert i Sommer 1996; Kajak 1998; Kentzer 2001; Sobczyński i Janiak 2009; Siwek 2011] wskazują, że w osadach dennych kumuluje się o wiele więcej fosforu, niż w pozostałych częściach ekosystemu. Należy podkreślić, że w większości przypadków około 90% łącznej zawartości fosforu znajduje się w wierzchniej warstwie osadów dennych o grubości 10 cm. W cyklu rocznym osad denny nie ulega istotnym zmianom, za wyjątkiem ilości fosforu zdeponowanego w powierzchniowej warstwie. Osad ten pozostaje w ciągłym kontakcie z warstwą wody naddennej (sentosanem), w której stężenie fosforu w cyklu rocznym może zmieniać się nawet o kilkaset procent, przy czym 10÷20% tego

Tab. 1. Wpływ remontu zbiornika Łoje na jakość retencjonowanej w nim wody [mg · dm^{-3}] [źródło: Cymes 2009]

Oznaczony wskaźnik	Średnie wartości badanych wskaźników przed remontem			Średnie wartości badanych wskaźników po remoncie		
	woda dopływająca	woda zbiornika	woda odpływająca	woda dopływająca	woda zbiornika	woda odpływająca
Zawartość tlenu rozp. w wodzie	9,11	7,50	9,86	7,28	9,06	8,44
ChZT	19	18	19	23	25	24
Węglany	105	120	118	119	106	107
Azotany (V)	3,92	1,18	1,55	1,70	0,41	0,35
Azotany (III)	0,01	0,01	0,04	0,02	0,01	0,01
Azot amonowy	0,16	1,19	0,15	0,16	0,11	0,08
Fosfor ogólny	0,52	0,55	0,72	1,38	0,89	0,94
Fosfor fosforanowy	0,32	0,34	0,27	0,53	0,19	0,22
Przewodność elektrolityczna [µS · cm^{-1}]	277	234	250	265	229	209
Wapń	53,8	53,2	54,1	56,7	51,0	50,7
Sód	5,2	5,1	5,2	5,1	5,1	5,0
Potas	1,6	2,0	1,7	2,4	2,2	2,1
Magnez	6,7	7,2	7,8	8,2	8,8	8,7
Chlorki	7,5	7,5	7,0	8,5	8,1	7,6
Siarczany	154	189	156	138	160	180

pierwiastka kumulowane jest w warstwie dennej osadu [Boers i in. 1998].

Wśród składników chemicznych osadów dennych, właśnie fosfor jest szczególnie cenny, gdyż jego zasoby naturalne są na wyczerpaniu [Podewils 2014]. W latach 1970-1971 Szwedzi wydobyli z jeziora Traumen o powierzchni 100 ha metodą bagrowania 600 000 m^3 osadów z warstwy o miąższości 1 m z zawartością 78 ton fosforu i 740 ton azotu [Szyper i Gołdyn 1999]. W celu pozyskania nowych źródeł fosforu Komisja Wspólnoty Europejskiej uruchomiła w 2013 r. program pn. „Zrównoważona gospodarka osadami ściekowymi dla wspierania recyklingu i skuteczności wykorzystania energii" (P-REX). Koszty projektu zaplanowano na 4,4 mln euro, czas trwania na 3 lata z udziałem 5 partnerów z UE.

Na inne cenne składniki w osadach dennych zwrócili uwagę m.in. Gałka i Witkowski [2010] oraz Siwek i Włodarczyk [2013], a mianowicie na znaczną zawartość azotu – N_{org} do 11,3 g·kg^{-1} oraz węgla – C_{org} do 119,5 g·kg^{-1}, co wskazuje na korzystny stosunek węgla do azotu – C/N od 12 do 16. Również przeprowadzone badania osadów ze stawów rybnych [Brogowski i in. 2017] wykazują znaczną, a zarazem zmienną zawartość węgla organicznego, wynoszącą w warstwie 0÷5 cm od 22,1 do 18,1 g·kg^{-1}. Wartości te są istotne, ponieważ przy zawartości azotu od 1,61 do 7,03 g·kg^{-1} stosunek C/N zmienia się od 12,4 do 13,7. Stosując dawkę osadu dennego równoważną w stosunku do obornika (20 t·ha^{-1}), w zależności od zastosowanych osadów, z kilku stawów w Falentach, dawka materii organicznej (humusu) będzie wynosić od 0,76 do 3,2 t·ha^{-1}.

Z obornika po okresie 4 lat jego mineralizacji i humidifikacji powstanie około 1 tony humusu. Odpowiednio, osady denne ze stawów i innych zbiorników wodnych mogą stanowić bardzo dobre źródło humusu glebowego. Jest to szczególnie istotne stwierdzenie [Lal 2000], że szereg zmian technologicznych i organizacyjnych w uprawie gleby i gospodarce zwierzęcej skutkuje ujemną wartością wyrażenia $A - KC$, gdzie A jest stałą narastania opartą na ilości węgla dodanego do gleby w postaci resztek roślin, biomasy korzeni i innego materiału organicznego, C – to zawartość glebowego węgla organicznego, a K – stała rozkładu. Procesy wpływające na wiązanie węgla w glebie opisywane są zależnością:

$$dC/dt = A - KC. \quad (1)$$

Ujemna wartość ww. wyrażenia świadczy o malejącej zawartości materii organicznej w glebie, wpływając m.in. na trwałość agregatów glebowych. Ta ujemna wartość jest od kilku lat sygnalizowana w Unii Europejskiej.

Zawartość pozostałych cennych składników nawozowych w osadach dennych ze stawów rybnych stwierdzili Brogowski i in. [2017], a są to:

— magnez – od 0,62 do 2,93 g·kg^{-1} – umożliwiający uzyskanie poziomu nawożenia od 12,4 do 59 kg·ha^{-1};
— potas – od 0,62 do 2,25 g·kg^{-1}, co jest niewystarczającą ilością na pokrycie zapotrzebowania roślin przy dawce 20 t·ha^{-1};
— fosfor – od 0,22 do 2,07 g·kg^{-1}, przy założeniu dawki nawożenia 20 t·ha^{-1} zapewnia zapotrzebowanie roślin, przy ich większej koncentracji,
— sód – od 0,05 do 0,17 g·kg^{-1}, co nie stanowi zagrożenia dla kompleksu nawozowego upraw w rolnictwie.

Wymienione dane pozwalają na ustalenie następującego szeregu udziału poszczególnych składników:

N > Mg > K > P > Na.

W Instytucie Technologiczno-Przyrodniczym (ITP) przeprowadzono w 2018 roku badania osadów dennych (dotychczas nieopublikowane) z dwóch jezior w okolicy Piszu, a mianowicie Wądołek oraz Pogonie. W badanych osadach stwierdzono większą koncentrację fosforu, wynoszącą od 0,161% w górnej warstwie osadu do 0,111% w jego dolnej warstwie (Wądołek) oraz od 0,147% w górnej warstwie do 0,109% w dolnej (Pogonie). Stosunek C/N wyniósł 5,93 (Wądołek) oraz 4,92 (Pogonie) przy zawartości azotu N w zakresie od 3,49% do 4,18% oraz węgla organicznego od 20,7% do 20,6%.

Z uzyskanych danych wynika potrzeba korekty stosunku C/N poprzez dodanie masy organicznej, co przewidziano w założeniach, przy opracowaniu opisanej technologii. Rozpatrując uzyskane wyniki badań można ustalić następujące szeregi udziału poszczególnych składników:

— Jezioro Wądołek: C – 20,47 > N – 2,44 > P – 0,132 > Mg – 1,19 > K – 0,0 8 > Na – 0,015;
— Jezioro Pogonie: C – 20,42 > N – 3,44 > P – 0,132 > Mg – 0,825 > K – 0,051 > Na – 0,008.

Natomiast według badań ITP stosunek węgla do azotu w osadach pobranych z Jeziora Jamno wynosi ponad 11 (C – 3,89; N – 0,35), co upraszcza technologię wytwarzania nawozu organicznego pod względem wymienionych proporcji.

Podobnie jak w osadach, również w sentosanie następują w ciągu roku zmiany w zawartości substancji organicznej w suchej masie. Według wyników badań Borsuka [2014], przeprowadzonych w trzech jeziorach regionu kujawsko-pomorskiego, zawartość tej substancji w trzecim kwartale w suchej masie zmienia się od 50 do 75%, a w pozostałych od 20 do 40%, co oznacza, że trzeci kwartał jest okresem, w którym, w wyniku procesów sedymentacyjnych następuje intensywny przyrost warstwy osadów. Przyrost ten odbywa się w sposób powolny według Parzonki, Kempińskiego [1991] i spowodowany jest niską gęstością cząstek stałych, znaczną zawartością części organicznych i dużą pojemnością wodną tych substancji. Bardziej precyzyjnie prędkość sedymentacji została określona dla ziaren od 0,5 do 0,01 mm w Instytucie Badawczym Wedenjewa z Leningradu [Wołoszyn 1974] i tak np. przy średnicy ziaren d = 0,1 mm prędkość sedymentacji wynosi: V_s = 0,0069 m·s^{-1}, a dla d = 0,01 mm, V_s = 0,00007 m·s^{-1}.

Przy założeniu realizacji omawianej technologii szczególnie cenne są wydobywane osady denne o zakresach średnic ziaren stwierdzonych m.in. przez Madeyskiego [1998], mieszczących się w granicach od 0,007 do 0,06 mm., które występują w stawach rybnych i nadają się do wytwarzania nawozów organicznych. Zbliżony wynik dotyczący wymienionych średnic uzyskał Parzonka [1961] w osadach dennych ze stawu w Miliczu, o średnicy ziaren d_{50} = 0,07 mm.

Przy tych zakresach średnic ziaren od d = 0,07 mm do 0,007 mm prędkość sedymentacji będzie wynosić od 0,0033 m · s^{-1} do znacznie poniżej V_s = 0,00007 m · s^{-1} określonej dla średnicy 0,01 mm [Wołoszyn 1974], przy której ziarno w ciągu roku opadnie o 4,5 m. Stąd też słuszne są obawy wielu specjalistów o zachowaniu szczególnej ostrożności przy dotychczasowych metodach „bagrowania", które mogą spowodować długotrwałe zatrzymanie rozdrobnionych części pochodzenia organicznego lub innych ziaren mineralnych, np. frakcji iłowej o $d \geq$ 0,002 mm, powodującej znaczne ograniczenie dopływu promieni słonecznych do głębszych warstw wody i uruchomienie procesów eutrofizacji. Pomimo powolnej sedymentacji ziaren o małej średnicy, $d \leq$ 1 mm, po opadnięciu na dno zbiornika tworzą one dość zwartą warstwę, odporną na procesy rozmycia [Parzonka, Kempiński 1991].

Największe dopuszczalne prędkości rozmywania V_r w przekroju np. rzek dla gruntów luźnych zostały ujęte w zaleceniach Hydroenergoprojektu [Wołoszyn 1974] i wynoszą np. dla pyłów o średnicy ziaren d = 0,005 mm, V_r = 0,2 m · s^{-1}, a dla piasku drobnego przy d = 0,05 mm, V_r = 0,3 m · s^{-1}. W wyniku przeprowadzonych badań Parzonka i Kempiński [1991] stwierdzili, że nie można usuwać namułów jeziornych bez zastosowania spulchniaczy mechanicznych lub hydraulicznych.

Analizując i oceniając procesy sedymentacji i rozmywania towarzyszące powstawaniu osadów dennych można stwierdzić, że racjonalna innowacyjna technologia wydobywania osadów dennych musi wyróżniać się znacznym ograniczeniem procesów zanieczyszczenia sentosanu masą organiczną i innymi ziarnami pochodzenia mineralnego. Aby sprostać temu wymaganiu, proces wydobywania i związany z nim ruch pogłębiarki powinien odbywać się poniżej prędkości rozmywania, co jednocześnie ma ścisły związek z powstającymi naprężeniami ścinającymi τ, a także granicznymi siłami unoszenia ziaren [Wołoszyn 1974], które dla drobnego piasku o granulacji od 0,2 do 0,4 mm wynoszą od 0,18 do 0,20 kG · m^{-2}, a dla piasku średniego od 0,4 do 1,0 mm od 0,25 do 0,30 kG · m^{-2}. Tym też można uzasadniać naturalną separację ziaren w osadach zgromadzonych np. przed zaporą w zbiorniku retencyjnym. Znajomość tych procesów, spotykanych w praktyce, umożliwi wydobywanie osadów dennych o pożądanej średnicy ziaren w celu wytwarzania nawozów organicznych. Jednocześnie warto podkreślić, że wg badań Borsuka [2014] w trzecim kwartale maleje widoczność krążka Secchiego od 40 do 30 cm, a wzrasta, szczególnie w pierwszym okresie, do 130 cm. Różnice w widoczności tą metodą są jednak określane tylko w wierzchniej warstwie wody.

W wyniku analiz zagrożeń stosowania bagrowania stwierdzono, że nie powinny one występować w nowej technologii. Wspomniane na wstępie szczególne właściwości osadów dennych manifestują się cechami typowymi dla cieczy plastycznych (nienewtonowskich), których struktura w stanie spoczynku jest sztywna, a po jej zniszczeniu wynikającego z przekroczenia naprężenia ścinającego τ_0 staje się płynna [Stręk 1981]. W odniesieniu do osadów dennych tę cechę potwierdzono w wielu badaniach [Parzonka, Wierzbicki 1965; Parzonka 1977; Madeyski 1990, 2002, 2003], a dla gnojowicy [Wierzbicki 1982]. Jest to typowe zachowanie mieszanin zawierających części pochodzenia organicznego i mineralnego o odpowiedniej granulacji z wodą, opisane zależnością Binghama w postaci:

$$\tau = \tau_0 + \eta_p + G, \qquad (2)$$

gdzie:
τ – naprężenie ścinające [Pa],
τ_0 – próg plastyczności zwany również progiem płynięcia [Pa],
η_p – lepkość plastyczna, zwana również pozorną [Pa · s],
G – szybkość ścinania [s^{-1}].

Na podstawie tej zależności ciecze te, zwane binghamowskimi, w których zjawisko płynięcia następuje według zależności prostoliniowej przy wyższych naprężeniach ścinających, tj. po przekroczeniu τ_0, a wówczas zachowują się one jak ciecze newtonowskie.

Ilustrację płynięcia tego rodzaju cieczy w rurociągu przedstawiono na rys. 2, gdzie widoczna jest zależność jednostkowych strat ciśnienia od średniej prędkości w zależności od koncentracji wagowej stałego składnika S', określanego zależnością:

$$S' = \frac{\rho_s(\rho_m - \rho_s)}{\rho_m(\rho_s - \rho_w)}, \qquad (3)$$

gdzie:
ρ_s – gęstość składnika części stałych,
ρ_m – gęstość mieszaniny,
ρ_w – gęstość wody.

W omawianym przykładzie koncentracja wagowa suchego składnika S' z osadów dennych ze stawów rybnych w Miliczu dla poszczególnych badanych mieszanin oznaczonych na rys. 2 charakterystykami $I = f(V)$ od 2 do 7 wynosiła od 0,033, 0,073, 0,1416, 0,153, 0,174, 0,187 do 0,206. Przy koncentracji suchego składnika S' = 0,1416 (3) i większej, mieszanina zachowuje się przy ruchu uwarstwionym jak ciecz plastyczno-lepka. Koncentrację tę m.in. Parzonka [1975] określił jako graniczną, po przekroczeniu której hydromieszanina przechodzi ze strefy newtonowskiej do nienewtonowskiej. Przejście z tych stref odpowiednio z ruchu laminarnego do turbulentnego odbywa się gwałtownie, a prędkości graniczne dla poszczególnych hydromieszanin opisanych charakterystykami ($V_{śr} = f(s)$) od 3 do 7 m/s, co pokazano na rys. 2. Przy maksymalnej koncentracji wagowej składnika stałego S' = 0,206 straty hydrauliczne (cha-

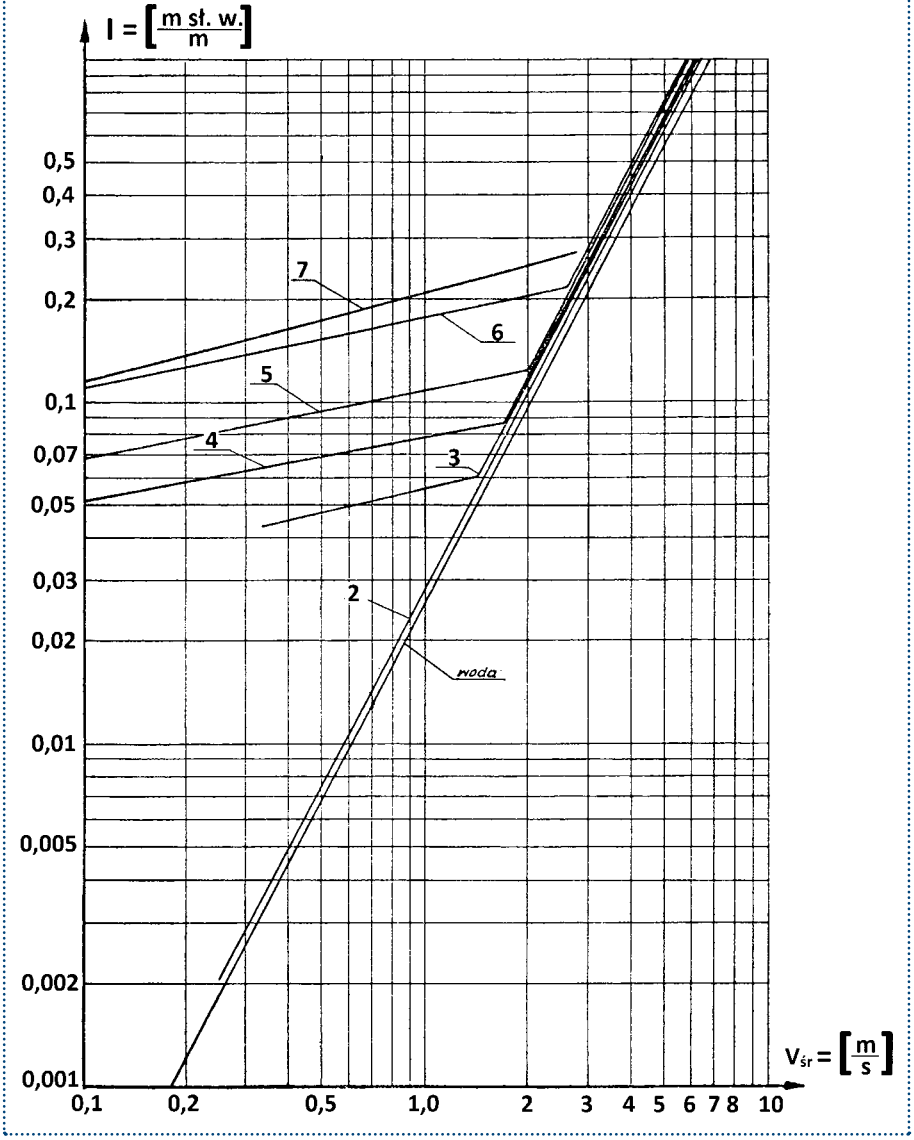
rakterystyka 7) są zrównane z wartością strat przy przepływie wody przy prędkości $V = 3$ m/s.

Podobny skład osadów dennych pod względem średnic ziaren stwierdzili Brogowski i in. [2017] w osadach dennych ze stawów rybnych w Falentach k. Warszawy. Zawartość procentowa w osadach ziaren < 0,02 mm zmieniała się w granicach od 4 do 9%. Natomiast zawartość części ilastych < 0,002 mm była w ilościach śladowych. Stwierdzono zawartości ziaren, o średnicy 0,1 do 0,02 mm, od 15 do 23%. Pozostały udział w składzie badanych osadów stanowią ziarna o średnicy 0,1 do 1,0 mm, a ich udział procentowy wyniósł od 68 do 81%. Wśród ziaren piaskowych dominujące są ziarna piasku drobnego (0,25÷0,1 mm) przy procentowym składzie ok. 42% całej masy.

Badania mikroskopowe, przy powiększeniu od 400 do 20 000-krotnym pozwoliły na stwierdzenie, że ziarna piaskowe zbudowane są bez kwarcu. Są to ziarna powstałe w wyniku zlepów drobnych, mineralnych ziaren, szkieleciков okrzemek i innych organizmów, w tym drobnych kosteczek ryb.

Tab. 2. Udział [%] składników mieszaniny osadu dennego z mikronizowaną słomą [Strzelczyk, Rossa 2016]

Składnik	N	P	C	S	H
Słoma + osad	0,66	0,13	12,02	0,29	1,10



Rys. 2. Wykres strat ciśnienia w zależności od średniej prędkości przepływu w rurociągu stalowym o średnicy 51,8 mm, przy przepływie osadów dennych ze stawów rybnych w Miliczu. Gęstość namułu 1,169 kg/m³, koncentracja objętościowa składnika stałego dla poszczególnych mieszanin od $s = 3{,}32\%$ – wykres 2, do $s = 10{,}05\%$ – wykres 7 [źródło: Parzonka 1961]

Wykorzystanie zawartych składników nawozowych w osadach dennych będzie bardziej racjonalne, jeśli są one wydobywane przy wysokiej koncentracji składnika stałego pochodzenia organicznego i mineralnego, co nie będzie wymagało stosowania dodatkowych komponentów pochłaniających wodę.

Wobec powyższego, ważnym ogniwem opisywanej technologii jest urządzenie do mieszania wydobytych osadów dennych z komponentami zapewniającymi wymagany skład nawozowy, bądź pochłanianie wody celem uzyskania konsystencji nadającej się do aplikacji do gleby typowymi maszynami (rozrzutnik obornika itp.). W tym celu przeprowadzono doświadczenie [Strzelczyk., Rossa 2016] polegające na zmieszaniu 3,8 kg osadu dennego o zawartości suchej masy 25% z 0,31 kg mikronizowanej słomy o wielkości cząstek powyżej 100 µm w celu sorbcji wody i uzyskania gęstości porównywalnej z obornikiem.

Badania podstawowych składników mieszaniny wykonano metodą analizy elementarnej, a wyniki zestawiono w tab. 2.

Następnie w laboratorium Instytutu przeprowadzono wstępne badania wazonowe (w czterech powtórzeniach bez oceny statystycznej) wartości nawozowej mieszanin osadów dennych ze słomą w kilku wariantach, przyjmując dawkę nawozu nieprzekraczającą 170 kg $N \cdot ha^{-1}$. Użyto mieszanki następujących traw gazonowych: kostrzewa czerwona (*festuca rubra*), kostrzewa trzcinowata (*festuca arudinacea*), życica trwała (*lolium perenne*), życica wielokwiatowa/rajgras włoski (*lolium multiflorum*), życica westerwoldzka/rajgras holenderski (*lolium westerwoldicum*).

Zastosowano kombinacje:

1. ZERO – gleba.
2. D – gleba i osady denne ze stawów rybnych.

3. D+M – gleba, osady denne ze stawów rybnych i słoma mikronizowana (rozdrobniona do wielkości cząstek poniżej 0,01 mm).
4. D+M+S – gleba, osady denne ze stawów rybnych, słoma mikronizowana i sieczka.

Wyniki badania masy roślin traw wagowo przedstawiono na rys. 3, a procentowy udział podstawowych składników pokarmowych w mieszaninach nawozowych i glebie (określony metodami kolorymetryczną i ASA po mineralizacji) w tab. 3.

Pomimo, iż osady denne zawierają stosunkowo mniej związków węgla i azotu w stosunku do innych organicznych substancji półpłynnych, takich jak np. gnojówka, dodanie ich jako nawozu powoduje znaczny wzrost masy zebranych roślin. Dodatek zmikronizowanej słomy jeszcze zwiększa otrzymany plon, w przeciwieństwie do dodatku sieczki słomy. W wazonach z mieszaniną osadów dennych ze słomą mikronizowaną nastąpiło największe zmniejszenie zawartości składników pokarmowych, co zdaje się potwierdzać pozytywną rolę mikronizatu w ich uwalnianiu.

W zależności od przyjętej technologii rozprowadzania wydobytego urobku bez zmieszania z innymi komponentami jako nawozu organiczno-mineralnego po powierzchni gleby lub pod jego powierzchnią, możemy uzyskać znaczne korzyści w przyroście plonów. Jest to najprostszy sposób rolniczego wykorzystania wydobytych osadów dennych, jednocześnie zmniejszający koszty wydobywania osadów.

Tab. 3. Zawartość w [% s.m.] składników pokarmowych w mieszaninach nawozowych przed i po doświadczeniu nawozowym [Strzelczyk, Rossa 2016]

	Przed nasadzeniem traw			Po ścięciu traw		
	N	P	K	N	P	K
Gleba	0,093	0,047	0,077	0,061	0,039	0,072
Gleba + osad denny	0,109	0,05	0,091	0,080	0,044	0,069
Gleba + osad denny + mikronizat	0,113	0,055	0,099	0,071	0,043	0,077
Gleba + osad denny + mikronizat + słoma cięta	0,099	0,047	0,085	0,065	0,041	0,082

Z analizy powyższych danych wynika, że transport hydrauliczny mieszanin wody i osadów dennych ze stawów rybnych i wybiórczo z innych zbiorników wodnych i jezior będzie wymagał zastosowania pomp o odpowiedniej wysokości podnoszenia w celu pokonania oporów przepływu przy możliwie dużej koncentracji części stałych. Jednocześnie, skład i budowa części stałych wskazuje, że omawianego rodzaju mieszaniny będą w minimalnym stopniu wpływać na zużycie ścierne podczas przepływu przez pompę i rurociągi. Natomiast trudno będzie odwodnić wydobytą hydromieszaninę do stanu stałego (sypkiego).

6. Dlaczego dotychczasowe technologie wydobywania osadów dennych (bagrowanie) nie są przydatne przy innowacyjnej rewitalizacji zbiorników wodnych?

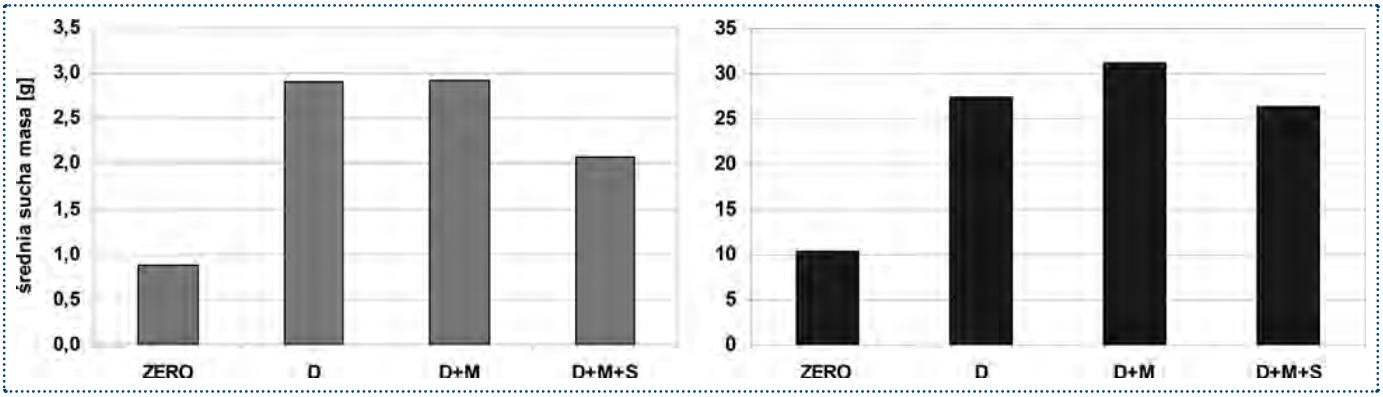
Aby odpowiedzieć na tak postawione pytanie, trzeba omówić historyczny rozwój bagrowania i związaną z nim technikę oraz właściwości fizyczne i chemiczne osadów dennych przydatnych do tej innowacyjnej technologii.

Od początku technika bagrowania rozwijała się w celu pozyskania żwiru i piasku, a więc materiałów potrzebnych dla budownictwa lądowego i wodnego. Osady denne o średnicach ziaren poniżej 1 mm były bezużyteczne. Podejmowane próby wydobywania tych osadów z racji nieodpowiedniej techniki okazały się nieefektywne i z tej też przyczyny kosztowne, na co m.in. zwrócili uwagę Siuda i Chruściel [2015] oraz Eymontt i Wierzbicki [2015, 2017].

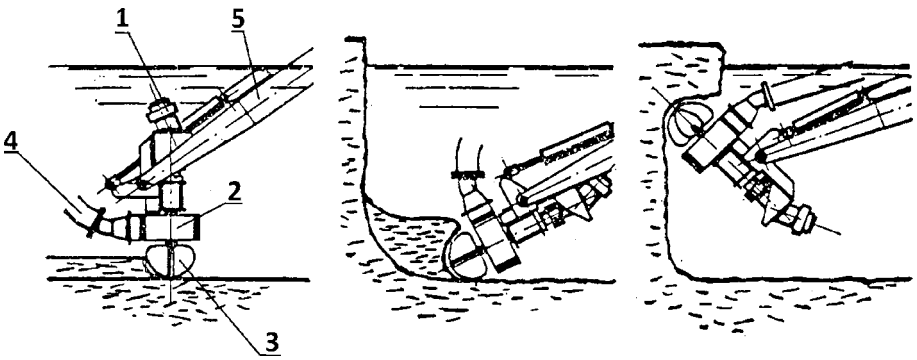
Dowodem jest tu m.in. wynik doświadczeń Wolnina [1965], którego rezultat ilustruje rys. 9.

Zasysanie osadu dennego rurociągiem ssawnym pogłębiarki będzie nieefektywny, gdyż nawet przy małej różnicy gęstości – woda–osad, zawsze będzie zasysana większa objętość wody. Wobec powyższego, na końcu rurociągu ssawnego montowano wirujący frez (rys. 4 i 5), którego zadaniem było spulchnianie warstwy osadu, co było uzasadnione przy wydobywaniu gruntów zwięzłych oraz piasku, żwiru itp.

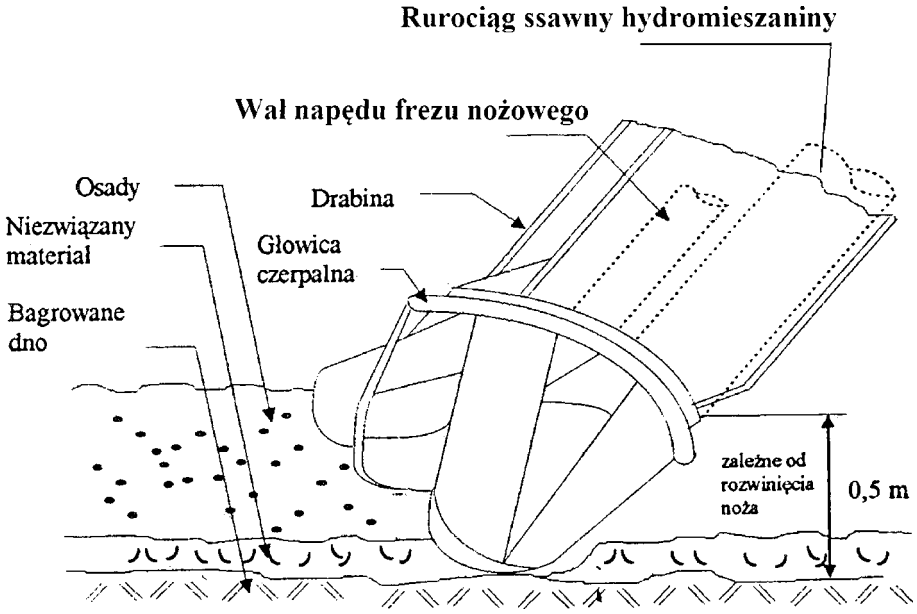
Natomiast jeśli przeanalizujemy przebieg zależności zilustrowanej na rys. 6, stwierdzimy, że ziarna osadu



Rys. 3. Średnia masa traw zebranych z czterech wazonów dla kolejnych kombinacji [Strzelczyk, Rossa 2016]



Rys. 4. Frezowanie osadu przy pompowaniu. Oznaczenia: 1) Silnik napędu pompy i frezu; 2) Pompa; 3) Frez spulchniający osady denne; 4) Rurociąg tłoczny hydromieszaniny; 5) Wysięgnik pogłębiarki



Rys. 5. Zakończenie przewodu ssawnego pogłębiarki z głowicą czerpalną [źródło: Piecuch, Plesiewicz 1996]

o średnicy poniżej 1 mm będą unoszone przy bardzo małych prędkościach (od 0,200 do 0,600 m/s).

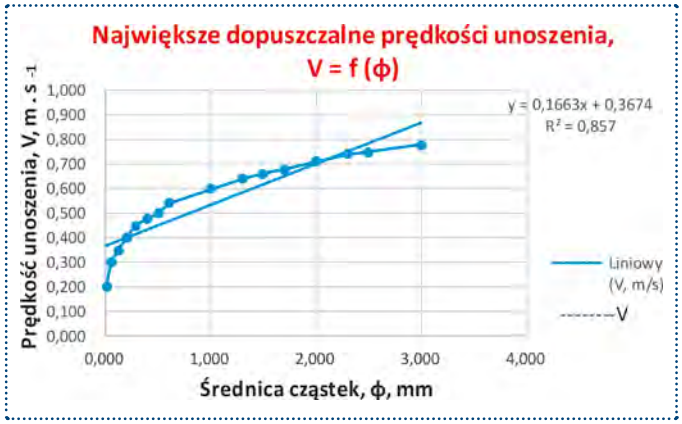
Wobec powyższego, ziarna te na ogół nie będą zasysane przez pogłębiarkę, a zostaną porwane przez nurt wody lub też zawisną w toni zbiornika (sentosanie) [Borsuk 2014]. Skutki zmącenia wody w zbiorniku będą długotrwałe, szczególnie dla cząstek poniżej 0,01 mm, co ilustruje wykres sedymentacji cząstek na rys. 7, a ponadto zmniejszenie dostępu światła do głębszych warstw wody będzie sprzyjać eutrofizacji wody w zbiorniku.

Z tych też względów Piecuch i Plesiewicz [1996] w „Analizie studialnej możliwości rekultywacji jeziora Jamno" zaproponowali podzielenie barierami akwenu jeziora na trzy strefy (rys. 8), stosownie do zinwentaryzowanej warstwy osadów i podatności na unoszenie cząstek, co jest rozwiązaniem kosztownym i kłopotliwym w eksploatacji.

W celu rekultywacji jeziora przewidziano zastosowanie pogłębiarki ssącej z frezem widocznym na rys. 4.

7. Rozwiązanie problemu wydobywania osadów dennych w procesie rewitalizacji bądź rekultywacji ekosystemów wodnych

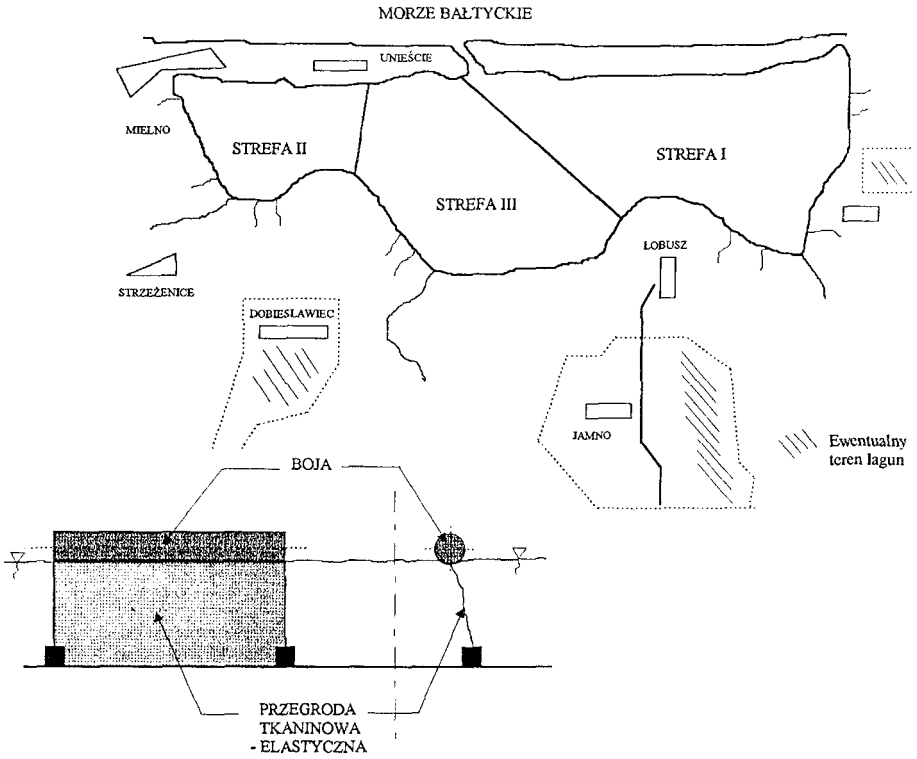
Za główny cel uznano potrzebę wydobywania z ekosystemów wodnych antropogenicznych osadów dennych zasobnych w składniki nawozowe, a jednocześnie zmniejszające zagrożenie eutrofizacji wód oraz powiększające pojemność wodną m.in. zbiorników retencyjnych. Wobec powyższego, należy zbudować urządzenie poruszające się poniżej prędkości rozmywającej, korzystnie pod powierzchnią wody, zbierające górną warstwę osadów najbardziej zasobną w fosfor i zagrażającą eutrofizacją. Wydobycie tej warstwy nie powinno powodować zwiększenia masy organicznej w sestonie, a tym samym zmniejszenia przezroczystości wody, mając na uwadze długotrwałe proce-



Rys. 6. Wykres prędkości unoszenia cząstek stałych w wodzie [źródło: Wołoszyn 1974]



Rys. 7. Sedymentacja cząstek stałych osadów dennych [źródło: Wołoszyn 1974]



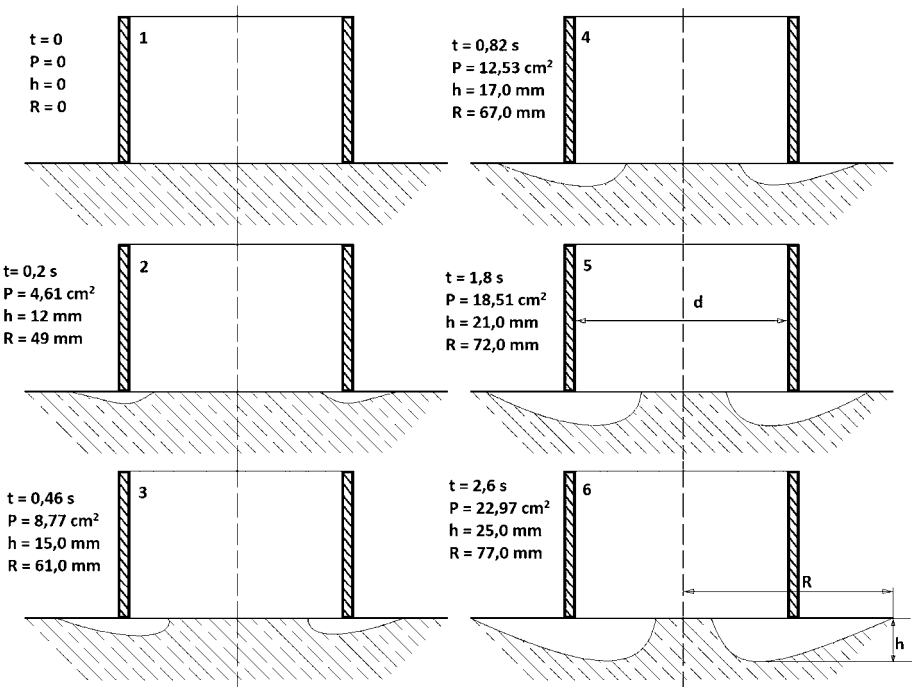
Rys. 8. Schemat podziału Jeziora Jamno na trzy strefy przegrodami zabezpieczającymi przed zanieczyszczeniem sentosanu, stosownie do potrzeb odmulania [źródło: Piecuch, Plesiewicz 1996]

sy sedymentacji części stałych pochodzenia organicznego i mineralnego. Terminy wydobywania należy dostosować do okresów w ciągu roku, wynikających z badań Borsuka [2014], przy najmniejszej zawartości masy organicznej w sestonie i największej przezroczystości wody.

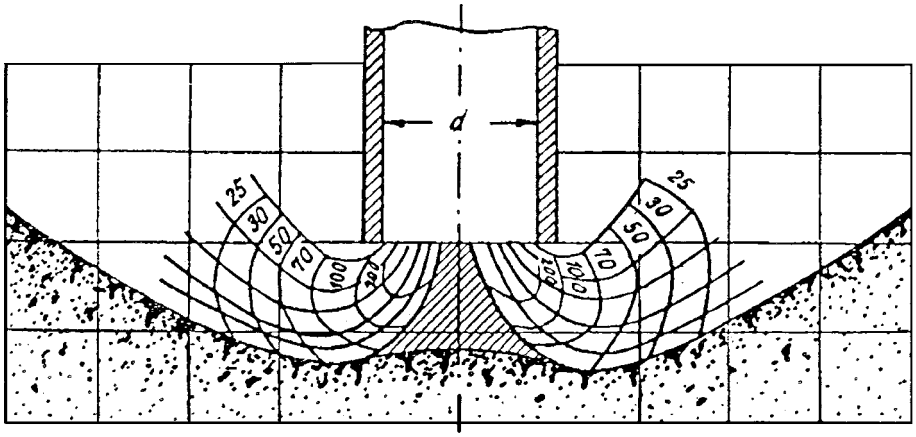
Po rozpoznaniu właściwości chemicznych, fizycznych, a w tym reologicznych osadów dennych stwierdzono, że nie ma potrzeby stosowania spulchniaczy mechanicznych lub hydraulicznych [Parzonka, Kempiński 1991] przy wydobywaniu antropogenicznych osadów dennych o dużej zawartości części pochodzenia organicznego, które będą nadawać się do nawożenia w rolnictwie po odpowiedniej obróbce. Pozostałe frakcje antropogenicznych osadów dennych, o większej zawartości części mineralnej, wydobywane przy rewitalizacji lub rekultywacji zbiorników wodnych, będą wymagały innych technologii i są przez autorów opracowywane. Natomiast wspomniane osady denne o dużej zawartości części pochodzenia organicznego i zawartości fosforu należy wydobywać bez naruszania ich struktury, a więc skrawaniem, podobnie do technologii równania gruntów przy budowie dróg. Należy również rozdrabniać większe części stałe pochodzenia organicznego w sposób nie zmącający sestonu, a jednocześnie niszczący ich strukturę jako mieszaniny, co spowoduje mniejsze straty hydrauliczne przy transporcie [Wierzbicki 1982].

Tak spreparowaną mieszaninę można, przy użyciu odpowiednio dobranych pomp, przetransportować hydraulicznie poza obszar zbiornika (stawu, jeziora), zmieszać z komponentami o dużych właściwościach sorbowania wody (np. zmikronizowanej słomy, czy łusek z palarni kawy). Proces mieszania można też realizować np. na barce w pobliżu pogłębiarki. Ze względu na koszty związane z zakupem sorbujących komponentów, celowe będzie wydobywanie osadów dennych o możliwie największej koncentracji części stałych pochodzenia organicznego. Wydobywanie osadów dennych przy użyciu pogłębiarek z wirowymi pompami zasysającymi nie umożliwia uzyskania niezbędnych ciśnień do przetłoczenia mieszanin o wysokiej koncentracji.

Na rys. 9 zilustrowano proces zasysania rurociągiem osadu dennego



Rys. 9. Dynamika deformowania powierzchni osadu dennego pokrytego wodą w rezultacie opuszczenia na dno rurociągu ssawnego i rozpoczęcia (*t* = 0) procesu wydobywania osadu. Po upływie *t* = 2,6 s, powierzchnia (*P*) – pierścienia dopływającej do rurociągu wody zwiększyła się z 4,61 cm² do 22,67 cm² i odpowiednio zmniejszyła się średnica zasysanej powierzchni osadów. *t* – czas trwania procesu; *P* – powierzchnia pierścienia zasysania wody na wlocie do rurociągu; *h* – maksymalna głębokość deformacji powierzchni osadu; *R* – promień deformacji; *d* – średnica rury zasysającej [źródło: Wolnin 1965]



Rys. 10. Rozkład pól prędkości przy zasysaniu osadu dennego rurociągiem pogłębiarki. Dane z eksperymentu: *d* – średnica rurociągu 37 mm; $d_{śr}$ – średnie uziarnienie osadu 0,75 mm; *V* – prędkość zasysania [cm/s] (Uwaga autorów: eksperyment Wolnina [1965] wyjaśnia przyczynę deformacji osadu) [źródło: Wolnin [1965]

tradycyjną pogłębiarką przy średnicy frakcji ziaren od 0,6 do 0,7 mm, rurociągiem o średnicy 37 mm. Po upływie czasu 2,6 s powierzchnia leja zasysania wody o głębokości 12 mm, wynosząca 4,61 cm², zwiększyła się do 22,97 cm², a jego głębokość do 25 mm. Znacznie wzrósł także stosunek objętości zasysania wody do objętości osadu. Wzrost ten jest uzasadniony uformowanym polem prędkości strug (rys. 10).

Nawet przy małej różnicy gęstości wody i osadu dennego i znacznych prędkościach, na wlocie do rury ssawnej następuje naturalna separacja i znacznie więcej jest zasysane objętości wody niż osadu. W przypadku zastosowania spulchniacza mechanicznego lub hydraulicznego, powodującego rozpulchnienie osadu dennego, przedstawiona na rys. 4 i 5 sytuacja ulegnie pogorszeniu, szczególnie przy zasysaniu osadów dennych o małej średnicy uziarnienia i dużej zawartości części organicznych zachowujących się jak ciecz nienewtonowska, o sztywnej strukturze, manifestującej się wysokimi wartościami progu płynięcia τ_0.

8. Budowa i funkcjonowanie modelu pogłębiarki realizującej opisaną technologię rekultywacji

8.1. Budowa modelu pogłębiarki

Model pogłębiarki składa się z trzech następujących zespołów:

a) Szufli wykonanej z dwóch prostokątnych pływaków bocznych ukształtowanych ukośnie z wewnętrznej i górnej strony oraz zespolonego pływaka dolnego o szerokości 1000 mm i ukośnej górnej płaszczyzny, na której zamocowano 4 agregaty pompowe oraz w przedniej części lemiesz o regulowanym kącie natarcia. W pływakach bocznym i dolnym zainstalowano otwory umożliwiające wypełnienie przestrzeni pływaków wodą lub piaskiem, w celu równoważenia sumarycznego wyporu pływaków z masą szufli pogłębiarki. Do hydrotransportu osadów dennych wybrano wyporowe agregaty pompowe z jednozwojnym rotorem współpracującym z dwuzwojnym gumowym statorem. W przedniej części rotora, na wale silnika elektrycznego, zamocowano wirnik rozdrabniający części stałe wewnątrz uzębionej obudowy. Silnik napędowy pompy, o mocy 1,1 kW i obrotach wału 1450 min^{-1} jest dostosowany do pracy pod powierzchnią wody i przy zewnętrznym ciśnieniu do 10 m sł. wody. Króćce tłoczne pomp są zespolone kolektorem połączonym z rurociągiem tłocznym, na którym zainstalowano konsystometr mierzący stopień koncentracji części stałych w hydromieszaninie. Silniki elektryczne pomp są zasilane w energię elektryczną ze spalinowego agregatu prądotwórczego umieszczonego na drugim zespole.

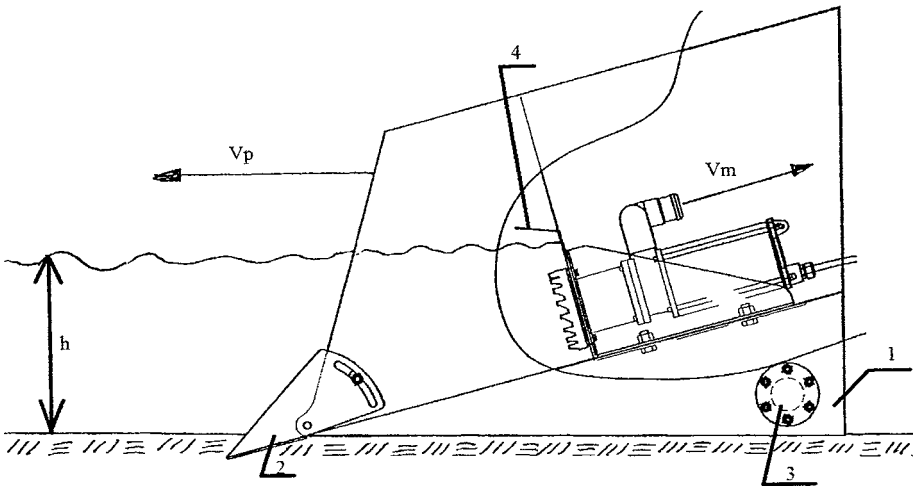
b) Zespół drugi jest wykonany w formie katamaranu, na którym umocowano agregat prądotwórczy oraz skrzynkę sterowniczą, zasilające w energię elektryczną 4 silniki elektryczne. Ponadto na nośnej konstrukcji katamaranu umieszczono 4 ręczne wciągarki linowe, na których zawieszono opisaną szuflę w celu regulowania jej położenia względem poziomu wody. Obsługujący pogłębiarkę ma odpowiednio przygotowane stanowisko umożliwiające jej sterowanie.

c) Trzecim zespołem jest wciągarka linowa napędzana silnikiem hydraulicznym, zamocowana na wysięgniku o długości 6 m, mocowanym do trzypunktowego zawieszenia ciągnika rolniczego. Wysięgnik ten umożliwia opuszczenie lub też wydobycie obu zespołów pogłębiarki ze zbiornika wodnego. Po zwodowaniu pogłębiarki ciągnik zajmuje pozycję na przeciwległym brzegu zbiornika, a lina wciągarki zostaje zamocowana do szufli. W tym momencie wysięgnik jest tak opuszczony, aby zblocze liny wciągarki znajdowało się w górnym poziomie osadów dennych. Schemat ustawienia pogłębiarki i ciągnika ilustruje rys. 13.

8.2. Funkcjonowanie pogłębiarki

Po zwodowaniu pogłębiarki i opuszczeniu szufli do poziomu osadów dennych oraz ustaleniu miąższości warstwy osadów do wydobycia, można rozpocząć przemieszczanie szufli za pośrednictwem wciągarki linowej, której koniec zamocowano do szufli (rys. 13).

Wówczas następuje skrawanie warstwy urobku o szerokości 1 m i grubości około 0,23 m. Warstwa ta ulega zacieśnieniu do szerokości 0,7 m. W wyniku przemieszczania szufli na króćce ssawne pomp napiera warstwa o powierzchni około 0,16 m². Fundamentalną zasadą pracy pogłębiarki jest, aby ta napierająca warstwa miała nieco większą objętość od sumarycznej wydajności pomp. Przy takim założeniu uzy-



Rys 11. Schemat szufli zagarniającej osady denne – widok z boku. Oznaczono: V_p – prędkość przemieszczania szufli; V_m – prędkość wypływu mieszaniny; h – wysokość skrawanej warstwy; 1 – pływak dolny; 2 – lemiesz skrawający; 3 – otwór balastowy; 4 – osłona wlotu do pomp [źródło: Łukomet]

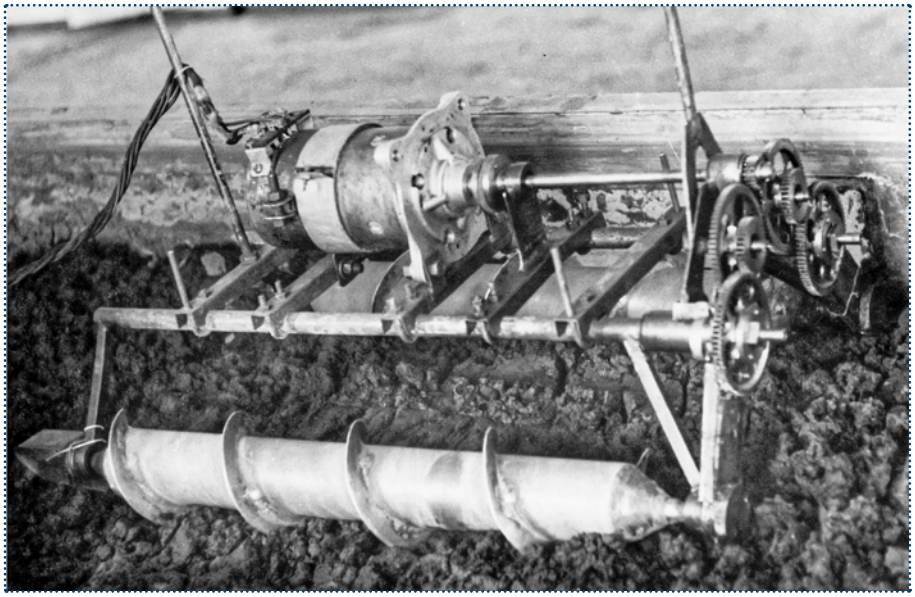
skujemy możliwość maksymalnej koncentracji składnika stałego w hydromieszaninie, który jest zawarty w skrawanym osadzie dennym do szufli. Znając wydajność sumaryczną 4 pomp z charakterystyki ($Q = f(H)$), wynoszącą od 11,52 do 3 $m^3 \cdot h^{-1}$, możemy obliczyć zakres prędkości przemieszczania się szufli, który wynosi od 0,01 do 0,015 $m \cdot s^{-1}$, średnio 0,0125 $m \cdot s^{-1}$, a wówczas będziemy wydobywali średnio 7,2 $m^3 \cdot h^{-1}$ osadów dennych. Zakres prędkości przemieszczania się szufli jest dodatkowo kontrolowany za pośrednictwem konsystometru. Wskazuje on aktualną gęstość tłoczonej hydromieszaniny i jeżeli jest ona zbyt mała, należy zwiększyć prędkość przemieszczania szufli lub też zmniejszyć, jeśli jest zbyt duża. Dodatkowymi wskaźnikami natężenia przepływu hydromieszaniny są mierniki natężenia prądu zasilającego silniki agregatów pompowych. W rezultacie odpowiednio dobranych parametrów pogłębiarki, jej prędkość przemieszczania szufli jest znacznie mniejsza (ok. 16 razy) od prędkości rozmywającej osady denne o dużej zawartości pyłów (średnica d = 0,005 mm), która wynosi V = 0,2 $m \cdot s^{-1}$ [Wołoszyn 1974].

Przy tak znacznej różnicy prędkości i wprowadzeniu dodatkowej osłony nad króćcami ssawnymi pomp (rys. 11.4) istnieje możliwość wydobywania osadów dennych o dużej koncentracji składnika stałego pochodzenia mineralnego i organicznego, co dokumentuje fot. 1. Wyposażenie pogłębiarki w pompy wyporowe umożliwia uzyskanie ciśnienia na tłoczeniu do 80 m sł. wody. Przy założeniu wydajności 5 $m^3 \cdot h^{-1}$, ciśnieniu na kolektorze 65 m sł. wody, rurociągu tłocznym o średnicy wewnętrznej 45 mm i prędkości przepływu V = 1 $m^3 \cdot h^{-1}$ mieszaniny o koncentracji S = 3,32%, straty hydrauliczne wyniosą 0,0284 $m \cdot m^{-1}$ (rys. 2), co umożliwia transportowanie wody na odległość do 2320 m. Przy koncentracji hydromieszaniny ok. 10% (charakterystyka 7) straty te wzrosną i przy V = 1 $m \cdot s^{-1}$ odległość transportu wyniesie L = 300 m, a przy $V_{śr}$ = 2 m/s (rys. 2), a odległość ta skróci się do 232 m.

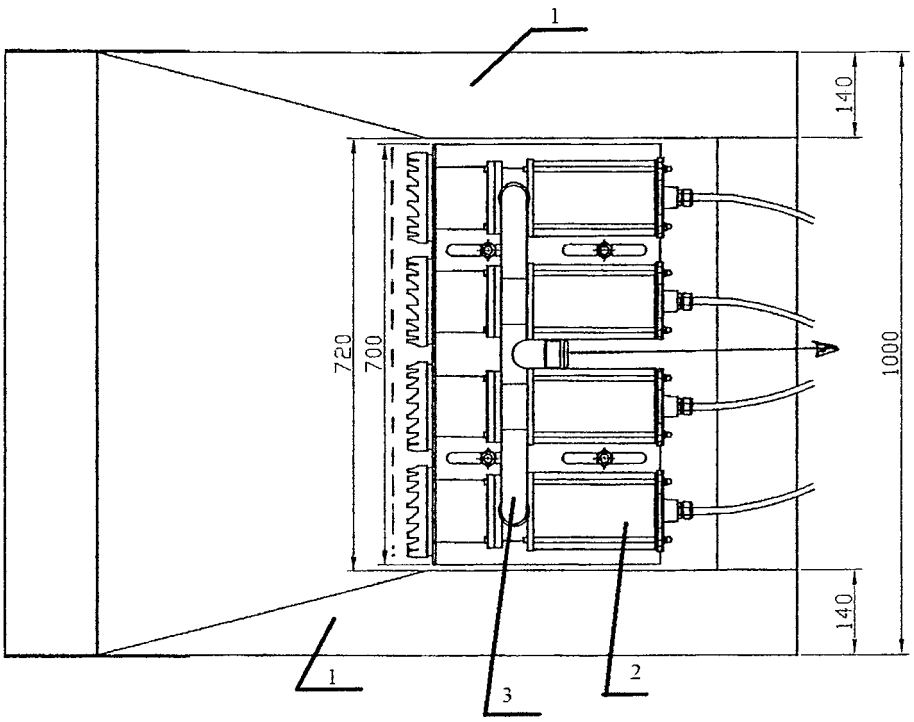
Obecnie jest przygotowywana w firmie Łukomet wersja urządzenia bardziej uniwersalna i przystosowana do pracy jako pogłębiarka, rozrzutnik wapna i kosiarka do wykaszania stawów. Wzorcowym urządzeniem jest opracowany i wstępnie sprawdzony w roku 1965 pojazd z napędem ślimakowym, pokazany na fot. 1. Parametry pojazdu podano w tab. 4. Pojazd z napędem ślimakowym poruszał się po wodzie i terenach bagnistych.

Tab. 4. Parametry wykonanego pojazdu ślimakowego [źródło: Sołtyński i in. 1965]

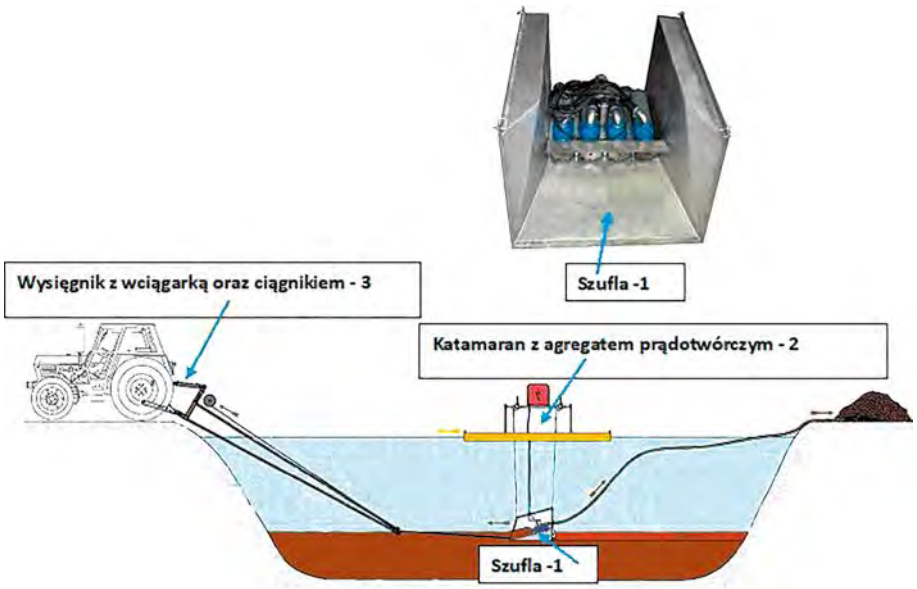
Parametry	Jednostki	Podłoże błotniste		Podłoże piaszczyste	
Ciężar pojazdu (G)	kG	2000	3000	2000	3000
Zagłębienie pojazdu (z)	cm	15,6	21,5	–	–
Średni nacisk na podłoże ($P_{śr}$)	kG/cm^2	0,37	0,0485	–	–
Współczynnik tarcia (μ)	–	0,24	0,2	0,5	0,5
N/GV (z równ. 1)	–	0,51	0,41	1,29	1,29
Zapotrzebowanie mocy ($N \cdot V^{-1}$)	KM	3,78	4,55	9,5	14,3



Fot. 1. Model pojazdu śrubowego [fot. K. Wierzbicki]



Rys. 12. Schemat szufli zagarniającej osady denne – widok z góry. Oznaczenia: 1 – Pływak boczny; 2 – Agregaty pompowe; 3 – Kolektor tłoczny [źródło: Łukomet}



Rys. 13. Schemat technologiczny usytuowania zespołów modelu pogłębiarki zaprojektowanego przez autorów, wykonanego przez Firmę Łukomet i dofinansowanego przez Europejski Fundusz Rozwoju Regionalnego Mazowsze [źródło: Łukomet]

9. Podsumowanie

Opisana innowacyjna technologia wydobywania osadów dennych wyróżnia się opracowaniem pogłębiarki dostosowanej do wydobywania osadów zawierających drobne frakcje ziaren pochodzenia mineralnego i organicznego. Zakłada się, że wydajność maksymalna pogłębiarki będzie wynosić do ok. 35 m^3/h. Dzięki temu wydobywane osady wyróżniają się wysoką zawartością składnika stałego i mogą być wyjściowym materiałem do produkcji nawozów organicznych po dodaniu innych komponentów sorbujących pozostałą zawartość wody, stanowiąc nawóz zbliżony swoimi właściwościami do obornika [Brogowski i in. 2017]. Ponadto osady denne z niektórych ekosystemów wodnych można przy półpłynnej konsystencji i dodaniu nasion aplikować hydrosiewnikiem w celu ochrony gruntów antropogenicznych przed erozją [Wierzbicki i in.]. To dodatkowe wykorzystanie wydobytych osadów na cele nawozowe lub ochronne może znacznie obniżyć koszty ich wydobycia i uchronić ekosystemy wodne przed eutrofizacją. Jest to, według wstępnego rozeznania, pierwsze tego rodzaju urządzenie techniczne umożliwiające wydobywanie osadów dennych znacznie poniżej prędkości rozmywających. Dotychczas wszystkie znane nam pogłębiarki były budowane w celu wydobywania osadów o frakcji ziaren nawet powyżej 1 mm, na potrzeby budownictwa hydrotechnicznego. Wówczas niezbędne jest stosowanie przy pogłębiarkach spulchniaczy mechanicznych lub hydraulicznych.

Bibliografia

[1] Bednarek A., Zalewski M. 2017 Ochrona i kształtowanie zasobów wodnych w kontekście adaptacji do zmian klimatu. Ochrona i kształtowanie zasobów wodnych na terenach wiejskich. Wyd. FAPA pod redakcja K. Jóźwiakowski, W. Siuda ISBN: 978-83-940864-9-7 Warszawa s. 9–13.

[2] Boers P.C.M., Van Raaphorst W., Van der Molen D.T. 1998. Phosphorus retention in sediments. Water Sci. Technol. Nr 37. 31-39.

[3] Bochnia T., Olko M., 1998, Zakwity sinicowe – problemy w uzdatnianiu wody. Mat. z Międzynarodowej konf. VIII Ochrona jakości i zasobów wód – Zasady racjonalnej gospodarki wodą, Zakopane, s. 248-253.

[4] Borsuk St. 2014 Ekologiczno-geochemiczny system oceny jakości wód jeziornych. Wyd. Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy ISBN 978-83-64235-19-1 Bydgoszcz s. 185.

[5] Brogowski Z., Burzyńska I., Eymontt A., Wierzbicki K., 2017, „Możliwości wykorzystania osadów dennych w rolnictwie" Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie. nr 1 ISSN 0510-4262, Warszawa s. 37-43.

[6] Choiński A., Ptak M., 2008, „Zanikanie jezior w Wielkopolsce na tle Polski" Roczniki Gleboznawcze Tom LIX Nr 2, Warszawa s. 25-31.

[7] Cymes I., 2009, Wpływ rekultywacji małych zbiorników na jakość retencjonowanej wody, Mat. z konf. p.t. Współczesne wyzwania kształtowania środowiska i gospodarki wodą w obszarach wiejskich, Wyd. SGGW Warszawa.

[8] Eymontt A., Wierzbicki K., 2017. Nowe możliwości rewitalizacji małych zbior-



Fot. 2. Widok wydobytego osadu dennego o koncentracji składnika stałego *S* = 20% [źródło: fot. własna]

ników wodnych. MAZOWSZE, Studia Regionalne Nr. 21 ISSN 1689-4774 DOI:1021858/msr, s. 61-77.
[9] Eymontt A., K. Wierzbicki. 2015. „Analiza i ocena możliwości wydobywania antropogenicznych osadów dennych z jezior, zbiorników i cieków wodnych". Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie ISSN 510-4262. (3)446: 113-120.
[10] Eymontt A., K. Wierzbicki. 2013. „Nowa technologia usuwania antropogenicznych osadów dennych". Problemy Inżynierii Rolniczej ISSN 1231-0093 (4)82: 129-138.
[11] Gałczyński Ł., Ociepa A., 2008, Toksyny wytwarzane przez sinice. Ecological Chemistry and engineering, Vol. 15, nr 1, s. 8-75.
[12] Gałka B., Witkowski M., 2010, „Charakterystyka osadów dennych zbiornika zaporowego Młyny oraz możliwości ich rolniczego wykorzystania", Woda, środowisko-Obszary wiejskie, t.: 10 z. 4(32), s. 53-63.
[13] Kaczmarek S., i in. 2019, Występowanie toksyn sinicowych w wodach powierzchniowych ujmowanych na potrzeby komunalne. Technologia wody, Zeszyt 4(66), ISNN 2080-1467, s. 35-43.
[14] Kajak Z. 1998. Hydrobiologia-limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych. Warszawa. PWN. ISBN 83-0112537-3.
[15] Kentzer A. 2001. Fosfor I jego biologicznie dostępne frakcje w osadach jezior różnej trofii. Toruń. Wyd. Nauk. UMK. s. 9-10.
[16] Kobziński A. K. M., 2005, Badania obecności toksyn sinicowych w wodach powierzchniowych Polski, Przegląd Geologiczny 53(11), 1067-1068.
[17] Koc J., Szymczak S., Duda M., Słoniczek P. 2009, Ograniczenie odpływu biogenów z obszarów zmeliorowanych. Mat. z konf. p.t. Współczesne wyzwania kształtowania środowiska i gospodarki wodą w obszarach wiejskich, Wyd. SGGW Warszawa, s. 27-30.
[18] Kostecki M., 2014, Rekultywacja antropogenicznego zbiornika wodnego Pławniowice metodą usuwania hipolimnionu-studium limnologiczne, „Prace i studia", Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN, Zabrze.
[19] Kostecki M., 1979, Badania limnologiczne zbiornika zaporowego Tresna, Część II. Dynamika przemian oraz wstępny bilans związków azotowych w odpływach zbiornika, Archiwum Ochrony Środowiska 3-4, s. 17-37.
[20] Lal R. 2000 Węgiel glebowy i nasilenie efektu cieplarnianego. Zeszyty edukacyjne Instytut Melioracji i Użytków Zielonych Falenty nr 6 ISSN 1428-3786 s. 22-36.
[21] Lampert W., Sommer U., 1996 Ekologia wód śródlądowych. Warszawa, PWN, s. 328-350.
[22] Leszczyński M., Kadłubowski J., 2016, Ustawa o Rewitalizacji. Praktyczny komentarz, Ministerstwo Infrastruktury i Budownictwa, Departament Polityki Przestrzennej, Warszawa.
[23] Madeyski M. 1998. Hydrauliczna i reologiczna charakterystyka procesu zamulania stawów rybnych. Zeszyty Naukowe AR Kraków. Seria Rozprawy. Z. 236. ISSN 1233-4189 ss. 75.
[24] Madeyski M. 1999. „Charakterystyka reologiczna osadów stawowych". Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej w Krakowie". Inżynieria Środowiska 19: 37-47. Wrocław, s. 140.
[25] Madeyski M. 2002. „Sedymentacja osadów stawowych". Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej w Krakowie. Inżynieria Środowiska 23: 267-273.
[26] Madeyski M. 2003/1. „Możliwości usunięcia osadów z dna stawów i zbiorników". Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej w Krakowie. Inżynieria Środowiska 24: 89-96.
[27] Parzonka W., 1977, Hydrauliczne podstawy transportu rurowego mieszanin dwufazowych. Skrypt Akademii Rolniczej we Wrocławiu nr 159, s. 136.
[28] Parzonka Wł., Kempiński J., 1991, Reologiczna ocena procesu sedymentacji i osadzania namułów jeziornych. Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej nr 209 Wrocław s. 177-187.
[29] Parzonka W., Wierzbicki K., 1965, Transport namułów przy robotach melioracyjnych i hydrotechnicznych. W: Melioracja robót ziemnych. Materiały V Międzynarodowej konferencji. Warszawa. NOT. A-40, ss. 13.
[30] Parzonka W. 1961 Ruch rozwodnionego mułu w przewodach zamkniętych. Zeszyty Naukowe Wyższej Szkoły Rolniczej, Referaty z sesji naukowej Wydziału Melioracji Wodnych. Wrocław. listopad. s. 33-41.
[31] Podbielkowski Z., 1985, Glony, Wyd. Szkolne i Pedagogiczne, Warszawa, s. 130.
[32] Podewils W. 2014. Recykling fosforu w Niemczech-stan aktualny i perspektywy. Wodociągi-kanalizacje Nr 1(91). Poznań, s. 26-30.
[33] Siuda W., Chróst J. R. 2015 Hydrotechnologia-biologiczne podstawy, aktualny stan wiedzy i perspektywy rozwoju. Technologia wody nr 5, s. 31-41.
[34] Siwek H. 2011. Zachowanie się frakcji mineralnego fosforu w interfazie osad-woda małych zbiorników wodnych na obszarach wiejskich. Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie. ISBN 978-83-7663-066-3. ss. 90.
[35] Siwek H., M. Włodarczyk. 2013. „Charakterystyka struktury powierzchni osadów dennych w małych polimiktycznych zbiornikach wodnych". Przemysł Chemiczny (7)97: 1272-1275.
[36] Sobszyński T., Joniak T., 2009 Differences in composition and proportion of phosphorus fractions in bottom sediments of Lake Góreckie (Wielkopolska National Park). Environ. Protect. Eng. 35(2). 89-95.
[37] Stręk F. 1981 Mieszanie i mieszalniki. Wydawnictwo Naukowo-Techniczne. Warszawa ISBN 83-204-0289-1, s. 420.
[38] Szyper H., Gołdyn R. 1999. Rekultywacja zbiorników wodnych. Przegląd komunalny 7-9(94-95). s. 81-82.
[39] Wierzbicki K. 1982 „Transport hydrauliczny w instalacjach Rolniczego wykorzystania gnojowicy". Wyd. Instytut Budownictwa, Elektryfikacji i Modernizacji Rolnictwa Warszawa, s. 185.
[40] Wierzbicki K., i in. 1997 Rekultywacja utworów antropogenicznych metoda hydroobsiewu. Projekt badawczy IBMER Warszawa.
[41] Wolnin B.A., 1965, Technologia hydromechanizacji w hydrotechnicznym budownictwie. Wyd. „Energia" Moskwa-Leningrad s. 199.
[42] Wołoszyn J. 1974 Regulacja rzek i potoków. PWN Warszawa, s. 463.
[43] Zawadzki P., 2017, Odmulanie zbiorników retencyjnych i oddzielanie wybranych frakcji osadów w separatorze szczelinowym. Wyd. Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań ISBN 978-83-7160-877-3, s. 108.

dr hab. inż. Andrzej Eymontt, prof. ITP
prof. dr hab. inż. Krzysztof Wierzbicki
Instytut Technologiczno Przyrodniczy
Oddział w Warszawie

IDEXX EasyDisc™



Uwolnij się od konieczności przygotowania pożywek i związanej z tym kontroli jakości

Pożegnaj się z metodą płytek lanych i metodą posiewu powierzchniowego przy ocenie ilościowej bakterii heterotroficznych. Możesz polegać na wynikach uzyskanych zgodnie ze standardami jakości IDEXX.

Oszczędź czas i zacznij testować

- Brak konieczności przygotowania agaru
- Mniej niż jedna minuta czasu obróbki

Uzyskuj łatwe do odczytania wyniki

- Wyniki dodatnie widoczne w postaci niebieskich kolonii
- Naniesione fabrycznie linie siatki ułatwiają zliczanie

Oszczędność pieniędzy i ograniczenie marnotrawstwa

- Dwunastomiesięczny okres przydatności do użyciaogranicza konieczność składania ponownych zamówieńi marnotrawstwo testów
- Mniejsze rozmiary płytki ograniczają ilość odpadówplastikowych o około 50%

Łatwa i szybka kontrola jakości

- Procedura przeprowadzania testu minimalizuje ryzykozakażenia
- Minimalna ilość czynności związanych z kontrolą jakości



Test EasyDisc YEA
Wyniki badania obecności bakterii w wodzie pitnej i w ujęciach wody uzyskuje się po 44 godzinach w temperaturze 36°C lub po 68 godzinach w temperaturze 22°C.



Test EasyDisc PCA
W temperaturze 35°C wyniki badania obecności bakterii w wodzie pitnej i w ujęciach wody można uzyskać po 48 godzinach.



Test EasyDisc R2A
W temperaturze 20–28°C wyniki badania obecności bakterii w wodzie do zastosowań medycznych oraz farmaceutycznych uzyskuje się po 5-7 dniach.

Aby uzyskać więcej informacji, zachęcamy do kontaktu z nami, odwiedzić EasyDisc® w: **www.idexx.pl/pl/water/products /** kontakt z firmą IDEXX **+48 (0) 665 790 999** lub wysyłając e-mail na adres **dagmara-dziedzina@idexx.com**

©2021 IDEXX Laboratories, Inc. All rights reserved. AD 20210301-1130-00
TM Registered trademark of IDEXX Laboratories, Inc.
or its affiliates in the United States and/or other countries.

IDEXX

ISO 9001:2015 CERTIFIED
ISO 14001:2015 CERTIFIED

technologia wody
Rok XIII Zeszyt 2(76)
kwiecień–czerwiec 2021
ISSN 2080-1467
www.technologia-wody.eu

Monitoring jakości wód powierzchniowych dostosowany do potrzeb mieszkańców i władz gmin

Endress+Hauser
People for Process Automation

Dobrej jakości woda stanowi podstawę dobrego życia. W czasach gdy mieszkańcy miast i wsi poszukują informacji na temat jakości wody w okolicznych akwenach udostępnianych do użytku publicznego (rzeki, jeziora), rośnie zapotrzebowanie na rozwiązania, które w czasie rzeczywistym umożliwiałyby monitoring, a tym samym kontrolę jakości wody.

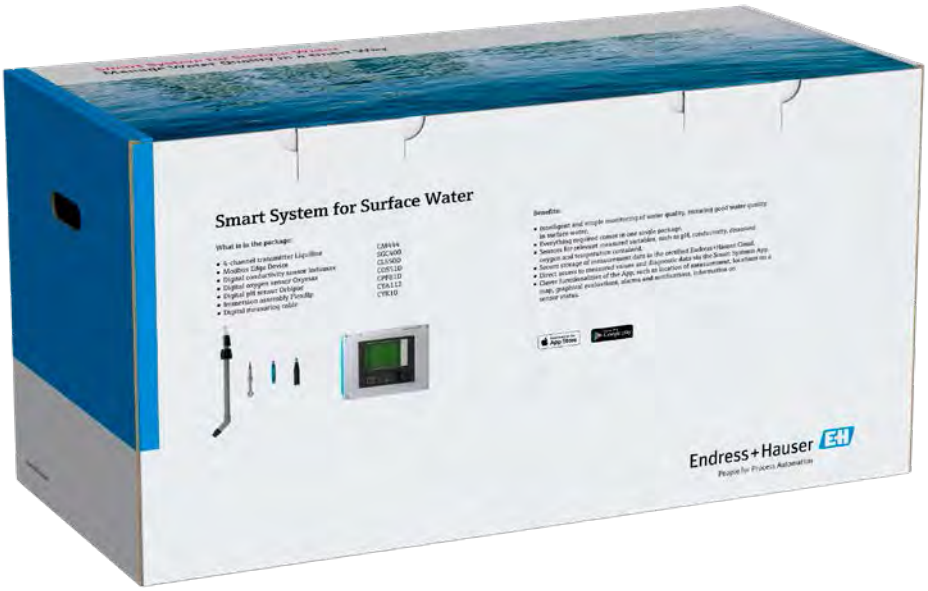
Z myślą o mieszkańcach gmin, niezależnie od tego, czy mówimy o dużym mieście czy małej miejscowości, powstało rozwiązanie Netilion Smart System. To pierwszy oparty na chmurze zestaw do monitoringu jakości wody powierzchniowej, który za pomocą kilku elementów pozwala monitorować kluczowe dla oceny jakości wody parametry takie, jak: temperatura, pH, przewodność, tlen rozpuszczony. Każdy z tych parametrów daje nam inną informację na temat jakości badanej wody.

Dla przykładu, zbyt wysoka temperatura i zbyt niska zawartość tlenu są niebezpieczne dla organizmów wodnych, zwłaszcza ryb. Wartość pH informuje nas, czy odczyn wody nie jest zbyt kwasowy. Pomiar przewodności może być z kolei sygnałem zanieczyszczenia chemikaliami lub metalami.

Na podstawie miarodajnych danych pomiarowych mieszkańcy sami mogą podejmować decyzje o korzystaniu z dostępnych zasobów (np. kąpiel, łowienie ryb). Dzięki Netilion Smart System władze gminy, oczyszczalni ścieków, a także osoby związane z ochroną środowiska mogą w trybie natychmiastowym podjąć decyzję o odcięciu zrzutu zanieczyszczonej wody. Każdorazowe przekroczenie dopuszczalnych wartości granicznych jest sygnalizowane powiadomieniem na telefon, co umożliwia bieżącą kontrolę stanu wody powierzchniowej.

Atutem Netilion Smart System jest także fakt, że wyniki pomiarów mogą w łatwy sposób zostać udostępnione mieszkańcom. W ramach jednego zestawu pomiarowego można podłączyć do 8 czujników. Podstawą pakietu jest aplikacja Smart Systems, dająca wgląd w monitorowane wartości.





Smart System składa się z dwóch elementów:

— **zestawu pomiarowego** zawierającego przetwornik, czujniki z przewodami, armatury zanurzeniowe oraz moduł komunikacyjny;
— **aplikacji Smart Systems** do monitorowania jakości wody powierzchniowej niezależnie od lokalizacji.

Wszystkie elementy systemu po rozpakowaniu można samodzielnie i w prosty sposób zamontować, tworząc kompletny punkt pomiarowy. Urządzenie łączy się z chmurą Endress+Hauser za pomocą Modbus Edge Device, dając użytkownikom stały dostęp do danych, które są gromadzone w chmurze.

Więcej informacji o Netilion Smart System znajduje się na profilu Endress+Hauser Polska na YouTube – wystarczy wpisać w wyszukiwarkę „Netilion Smart System".

O Endress+Hauser

Endress+Hauser to światowy lider w obszarze aparatury pomiarowej, usług i rozwiązań do automatyki przemysłowej. Firma produkuje układy do pomiaru przepływu, poziomu, ciśnienia, temperatury, analizy cieczy i gazów oraz rejestracji danych. Optymalizuje również procesy produkcyjne pod kątem wzrostu wydajności, bezpieczeństwa i redukcji wpływu na środowisko. Opierając się na wieloletnim doświadczeniu, tworzy przyrządy pomiarowe dedykowane potrzebom przemysłu chemicznego, spożywczego, farmacji, biotechnologii, energetyki, metalurgii, papiernictwa, górnictwa i przetwórstwa kruszyw, gazu i ropy naftowej oraz gospodarki wodno-ściekowej.

Więcej informacji:
www.pl.endress.com

Netilion Smart System – poznaj szereg korzyści



Gwarancja jakości wody powierzchniowej

Pomiar odbywa się za pomocą czujników, które na bieżąco dostarczają dane pomiarowe do przetwornika. Jakość wody jest pod stałą kontrolą.

Korzyści:

— pomiar w trybie ciągłym,
— czujniki do mierzenia różnych parametrów,
— wszystko, czego potrzebujesz w jednym zestawie.



Stały dostęp do danych pomiarowych

Czujniki bezpiecznie przesyłają dane pomiarowe na telefon. Można je sprawdzić w dowolnym miejscu i momencie, korzystając z wygodnej mapy.

Korzyści:

— zdalna kontrola wartości,
— funkcje wizualizacji i oceny,
— bezpieczne przechowywanie danych pomiarowych.



Powiadomienia o alarmach

W przypadku gdy wartości przekroczą określone granice, system wygeneruje powiadomienie. W ten sposób można zaoszczędzić czas, który należałoby przeznaczyć na samodzielną kontrolę danych.

Korzyści:

— możliwość zdefiniowania indywidualnych wartości granicznych,
— otrzymywanie alarmów bezpośrednio na telefon,
— możliwość szybkiej reakcji.

technologia wody
Rok XIII Zeszyt 2(76)
kwiecień–czerwiec 2021
ISSN 2080-1467
www.technologia-wody.eu

Praktyczne aspekty eksploatacji filtrów węglowych

Iwona Lasocka-Gomuła
Łukasz Weber

Technologia procesu uzdatniania wody dzieli się na dwa stopnie. Pierwszy, bardzo dobrze rozpoznany, oparty na procesie napowietrzania, koagulacji i filtracji przez złoża kwarcowe lub antracytowo-kwarcowe, drugi oparty na filtracji przez granulowany węgiel aktywny, najczęściej połączony z procesem ozonowania. Wielu jednak producentów wody nie decyduje się na proces ozonowania z uwagi na koszty inwestycyjne oraz koszty eksploatacyjne wpływające na cenę wyprodukowania 1 m^3 wody.

1. Wstęp

Chcąc obniżyć koszty, a jednocześnie poprawić jakość wody, znając parametry fizykochemiczne wody ujmowanej, wiele wodociągów decyduje się dołączyć tylko filtry węglowe lub dawkować węgiel pylisty przed filtrami pospiesznymi. Usuwanie materii organicznej, obniżenie barwy wody oraz poprawa smaku i zapachu wody, to korzyści wynikające z dołożenia procesu jednostkowego – filtracji przez złoże węgla aktywnego, który nie wymaga stosowania chemii oraz jest znany jako naturalny proces niegenerujący produktów ubocznych. Prowadzone są badania przez jednostki naukowe nad skutecznością stosowania węgla do eliminacji pestycydów i innych środków stosowanych w rolnictwie oraz do eliminacji farmaceutyków. Mechanizm usuwania materii organicznej z wody jest doskonale znany oraz znane są zasady projektowania filtrów węglowych. Wiadomo, że od momentu zasypu złoża węglowego do przeprowadzenia regeneracji, eksploatację filtrów węglowych można podzielić na cztery główne fazy: wstępną, chemisorpcji, biosorpcji i stabilizacji. Dla tych etapów możliwe jest określenie zmiennych kryteriów w funkcji czasu.

2. Eksploatacja filtrów węglowych w poszczególnych fazach eksploatacyjnych

2.1. Faza wstępna

Faza wstępna, obejmująca namaczanie, płukanie, stabilizację jakości filtratu, trwa ok. 4 tyg. W tym okresie obserwuje się znacznie podwyższony odczyn pH, który później zmniejsza się aż do uzyskania stabilnych wyników (tab. 1).

W tym czasie warto obserwować przewodność wody, mętność oraz żelazo, mangan i glin.

Tab. 1. Wartości odczynu pH wody po przepływie przez złoże w fazie wstępnej

Data	Wartość odczynu pH – filtr nr 5	Wartość odczynu pH – filtr nr 6
13.10.2020	9,0	8,4
15.10.2020	8,8	8,5
21.10.2020	8,8	8,3
26.10.2020	7,8	8,1
06.11.2020	7,5 – stabilny	7,5 – stabilny

Stężenie tych parametrów może być zmienne w filtracie, ale podczas odpłukiwania złoża stabilizuje się. Podwyższony odczyn pH jest charakterystyczny dla świeżego oraz regenerowanego złoża. Optymalna ilość płukań jaką należy wykonać, na bazie naszych doświadczeń, to co najmniej 10, pamiętając, że jakość popłuczyn jest inna niż popłuczyn w fazie stabilizacji. Należy zwrócić uwagę, że wody popłuczne są zabarwione. Nie zawierają substancji toksycznych, jednak przeprowadzając wizualną ich ocenę, z powodu czarnej barwy, nie nadają się do bezpośredniego zrzutu do środowiska. Odpłukane złoże, prawidłowe wyniki bakteriologiczne oraz stabilny odczyn pH, zbliżony do wartości wody uzdatnionej, pozwalają zakończyć etap rozruchu i włączyć filtr do eksploatacji. W tym czasie warto obniżyć na kilka tygodni wydajność filtra w celu zapewnienia dobrych warunków na budowę błony biologicznej w złożu węglowym. W przypadku braku uzyskania czystości bakteriologicznej w zakresie *E. coli*, gr. *coli* i paciorkowców kałowych można przeprowadzić dezynfekcję złoża stosując wytyczne technologiczne odpowiednio dostosowane do materiału filtracyjnego, jakim jest granulowany węgiel aktywny.

2.2. Faza chemisorpcji

W fazie chemisorpcji następuje intensywne usuwanie materii organicznej, czas jej trwania określa się na ok. trzy miesiące. W fazie

Tab. 2. Wartości parametrów wody przed i po ozonowaniu w latach 2019 i 2020 przy innej dawce ozonu

Lp.	Nazwa parametru	Rok 2019, dawka ozonu 1,5 mg/l		Rok 2020, dawka ozonu 1,0 mg/l	
		Wartość średnia przed ozonowaniem	Wartość średnia po ozonowaniu	Wartość średnia przed ozonowaniem	Wartość średnia po ozonowaniu
1	Absorbancja UV [1/m]	9,00	7,015	9,45	8,34
2	Barwa [mg/l]	6,35	2,5	5,0	2,0
3	BZT_5 [mg/l]	0,625	0,891	0,482	0,825
4	Mętność [mg/l]	0,482	0,403	0,615	0,374
5	OWO [mg/l]	4,0	3,99	4,24	4,13
6	Zapotrzebowanie na ClO_2 [mg/l]	0,71	0,459	0,648	0,383
7	Zawiesina ogólna [mg/l]	Nie badano		1,43	1,18
8	Żelazo II [mg/l]	Nie badano		0,038	0,019
9	Żelazo ogólne [mg/l]	0,027	0,015	0,045	0,02
		Wartość min./maks. przed ozonowaniem	Wartość min./maks. po ozonowaniu	Wartość min./maks. przed ozonowaniem	Wartość min./maks. po ozonowaniu
1	Ogólna liczba mikroorganizmów [JTK/ml]	10 / 300	300 / 5000	10 / 300	300 / 5000
2	Odczyn pH	7,3 / 7,6	7,3 / 7,65	7,3 / 7,6	7,3 / 7,7

tej obserwowana jest niemal 100% redukcja stężenia substancji organicznych z wody, znaczne zmniejszenie zapotrzebowania wody na chlor oraz stopniowy wzrost zawartości ogólnej liczby bakterii w temp. 22°C, w miarę wpracowywania się filtrów i wykształcania błony biologicznej. W fazie chemisorpcji nie następuje znacząca konsumpcja tlenu, ale ten parametr wskazuje nam na powolne przejście z fazy chemisorpcji w fazę biosorpcji. Stopniowe zmniejszanie się zawartości tlenu w wodzie po filtrach węglowych jest wskaźnikiem na przyrost biofilmu i konsumpcję tlenu przez mikroorganizmy. Wykonując analizę ogólnej liczby bakterii psychrofilnych, oznaczanych w 22 ±2°C po 68 ±4 h [jtk/1 ml] w czasie fazy chemisorpcji możemy stwierdzić, że ich liczba stopniowo maleje w wodzie przefiltrowanej. Ich rozwój rozpoczyna się krótko po wprowadzeniu do wody ozonu, który generuje bazę pokarmową, czyli proste związki organiczne przyswajane przez mikroorganizmy. Można zauważyć korelację tych dwóch czynników, jeśli w wodzie obecna jest biodegradowalna materia organiczna, to będą obecne bakterie psychrofilne. Rodzi się pytanie – jaki to rodzaj bakterii? Takie szczegółowe analizy nie są wykonywane w laboratoriach wodociągowych, możemy jedynie interpretować, że te które pojawiają się w fazie chemisorpcji nie posiadają zdolności tworzenia błony biologicznej i są wypłukiwane do filtratu. Z czasem zanika ich rozwój, a złoże węglowe zasiedlają bakterie siedliskujące w błonie biologicznej, które posiadają zdolność ich tworzenia. W tym czasie warto porównywać jakość wody przed i po ozonowaniu w następujących parametrach, zebranych w tab. 2, dobierając odpowiednią częstotliwość badań, tak żeby móc obserwować zachodzące zmiany.

Przedstawiając wartości w formie graficznej, widzimy, które wartości są zmienne oraz gdzie następuje ich przyrost, a gdzie ich spadek. Z wykresu na rys. 1 wynika, że najciekawszym parametrem jest BZT_5, chociaż ten parametr, wydawałoby się, że jest dedykowany dla procesów oczyszczania ścieków. Im wyższa w ściekach wartość BZT_5, tym uzyskujemy lepszy przyrost osadu czynnego, a wraz z nim dużą różnorodność mikroorganizmów. W przypadku uzdatniania wody BZT_5 daje nam komunikat, że w wodzie obecne są związki organiczne łatwo przyswajalne, które będą stanowić bazę pokarmową dla rozwoju błon biologicznych. W sieci wodociągowej może zachodzić podobne zjawisko, jeśli powstaną związki organiczne wchodzące w skład BZT_5, na skutek wprowadzenia do wody utleniacza, jakim jest środek dezynfekcyjny. W przypadku zaniku środka dezynfekcyjnego w wodzie przebywającej w sieci wodociągowej bogatej w BZT_5, dochodzi do rozwoju bakterii psychrofilnych. Nie wystarczy w takich przypadkach prowadzić płukania sieci, trzeba wówczas wzmocnić proces dezynfekcji, zabezpieczając zbiorniki wody czystej oraz sieć wodociągową, dawkując do rurociągu tłocznego, w punkcie na stacji lub w dodatkowym punkcie na sieci wodociągowej. Dlatego wiele wodociągów decyduje się na drugi stopień uzdatniania wody: ozon, filtry węglowe, przez co eliminują z wody BZT_5 za pomocą bakterii wchodzących w skład błony biologicznej w złożu węglowym, a tym samym stabilizują wodę kierowaną do sieci wodociągowej w aspekcie stosowanych środków dezynfekcyjnych.

Ważnym parametrem w przypadku pracy filtrów węglowych jest tlen. W tab. 3 przedstawione są wyniki pomiaru: tlenu, OWO i utlenialności w czasie pierwszego zasypu filtrów węglowych, które miało miejsce pod koniec stycznia 2015 roku. W tab. 3 zebrane są wyniki po 5 miesiącach eksploatacji. Podstawiając do wzoru można określić w jakiej fazie pracują filtry (x):

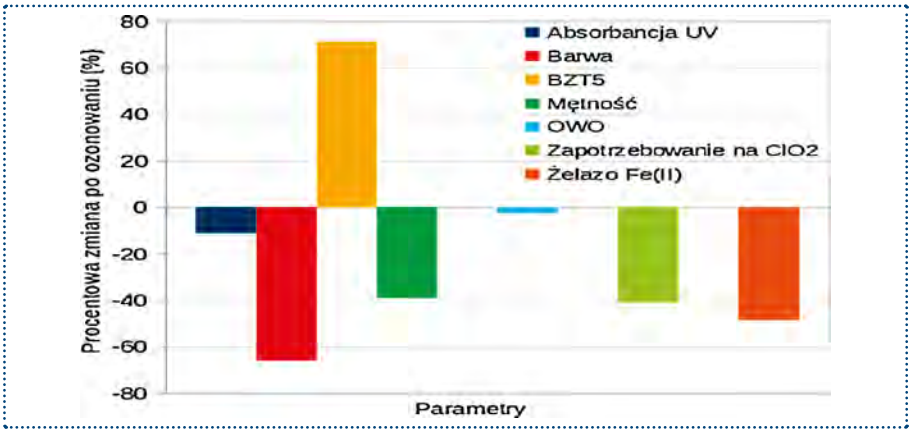
$$x = \frac{utlenialność\ (napływ - odpływ)}{tlen\ (napływ - odpływ)}.$$

Jeśli uzyskamy wartość powyżej jedności, wówczas filtry pracują w fazie chemisorpcji, jeśli uzyskamy wynik poniżej jedności, wówczas filtry pracują w fazie biosorpcji.

Podstawiając do powyższego wzoru wyniki z tabeli 3, otrzymujemy: x = (1,9-1,1)/(12-10) = 0,4, czyli filtr po 5 miesiącach eksploatacji jest w fazie biosorpcji.

2.3. Faza biosorpcji

Faza biosorpcji, to faza podczas której obserwowane jest zmniejszenie intensywności usuwania materii



Rys. 1. Zmiana wartości poszczególnych wskaźników po ozonowaniu – rok 2020, dawka ozonu 1,0 mg/l

organicznej i rozwój błon biologicznych. Na tym etapie notowane są:
- spadek stężenia tlenu w wodzie po przejściu przez złoże węglowe;
- stabilizacja ilości ogólnej liczby mikroorganizmów w temp. 22°C w wodzie po filtrach;
- stabilizacja zapotrzebowania na środki dezynfekcyjne;
- wzrost zawartości w wodzie po filtrach związków organicznych określanych jako OWO i absorbancja UV oraz obserwuje się obniżenie efektywności usuwania materii organicznej, która kształtuje się w przedziale ok. 15÷20%

Na wykresach na rys. 2, 3 i 4 przedstawiono zmienne parametry, które dostarczają informacji operacyjnych o pracy drugiego stopnia uzdatniania wody. Absorbancja i mętność może być mierzona on-line bezodczynnikowo. Te dwa parametry stabilizują się dopiero po przejściu przez złoże węglowe. Wykres na rys. 2 przedstawia wpływ regeneracji złoża na parametr absorbancji UV w 254 nm. Po włączeniu filtra do eksploatacji jest on w fazie chemisorpcji i praktycznie przez pierwsze tygodnie eliminuje związki organiczne osiągając odsetek redukcji bliski wartości 100. W przypadku mętności nie ma znaczenia, czy złoże pracuje w fazie chemisorpcji czy biosorpcji. Istotny wpływ na zmienne wartości obu parametrów ma proces ozonowania, podobnie jak w przypadku zapotrzebowania na ditlenek chloru mierzony po 30 minutach.

2.4. Faza stabilizacji

Faza stabilizacji przenika z fazą biosorpcji. Pozornie wydaje się, że faza stabilizacji daje nam poczucie produkowania bezpiecznej wody bez dodatkowych wytycznych, jednak z doświadczenia wynika, że ten proces jednostkowy, jak każdy inny, wymaga kontroli w zakresie jakości wody, jakości złoża oraz przede wszystkim prawidłowego płukania. Czynniki, które wpływają na dobrą jakość filtratu, to: dawka ozonu, tlen, temperatura i obecność w wodzie prostych związków organicznych, których obecność możemy sprawdzić parametrem BZT_5.

Ozon zwiększa biodegradowalność materii organicznej zawartej w wodzie poddawanej procesowi uzdatniania oraz zwiększa zawartość tlenu w wodzie napływającej na filtry węglowe. W tab. 2 zamieszczono wartości minimalne i maksymalne, jakie uzyskano dla ogólnej liczby bakterii mierzonej w 22°C dla dawki ozonu 1,5 i 1,0 mg/l. Zmniejszona dawka ozonu nie wpływa na ilość bakterii, która tworzy się w wodzie po procesie ozonowania. Woda bogata w tlen i substancje odżywcze stanowi warunki do wytworzenia błony biologicznej przez bakterie. Organizmy do realizacji procesów życiowych eliminują z wody związki organiczne. Na powierzchni złoża, w filtrze, gromadzi się drobna zawiesina, która z czasem, jeśli nie zostanie odpłukana, sprzyja pogorszeniu smaku i zapachu wody.

Parametry organoleptyczne są oceniane przez odbiorców, a producenci wody mogą otrzymywać skargi. Standardowe wytyczne dotyczące płukania wody zostały zawarte w tab. 4. Porównując je do płukania filtrów pospiesznych, różnice polegają przede wszystkim na częstotliwości płukania oraz na intensywności płukania wodą. Filtrocykl dla pracy złoża antracytowo-kwarcowego wynosi średnio od 3 do 5 dni, a właściwa intensywność płukania wodą od 60 do 75 Nm^3/m^2h.

Filtry wypełnione granulowanym węglem aktywnym pracują jako tzw. BAF, czyli Biologicznie Aktywne Filtry, dlatego im wyższa temperatura, tym życie biologiczne jest bardziej aktywne. W okresie letnim, przy wysokiej temperaturze wody, płukanie filtrów powinno się odbywać nawet raz w tygodniu. Rozwojowi nadmiernej błony biologicznej sprzyja obecność materii organicznej, która zawarta w wodzie surowej i poddana procesom utleniania ozonem przekształcana jest dalej, w procesach biologicznych, w biofilm. Konieczne są działania zmierzające do bilansowania węgla organicznego w złożu filtra węglowego i utrzymania tego bilansu na poziomie jak najbliższym zeru. Biomasę tworzącą się w filtrach możemy podzielić na dwie grupy:
- biomasa bakterii rozwijających się na granulach węgla aktywnego – co związane jest z normalną pracą filtrów węglowych;
- pozostała biomasa w formie zawiesiny.

Tab. 3. Parametry pracy filtra węglowego po 5 miesiącach eksploatacji

Rodzaj wody	Nr filtra, data pobrania próbki	Stężenie tlenu [mg/l] – ciąg nr 1	Δ zużycia tlenu [mg/l]	OWO [mg/l]	Utlenialność [mg/l]
Napływ	filtr 1, 19-06-2015	12		5,3	1,9
Odpływ	filtr 1, 19-06-2015	10	2	3,3	1,1
Napływ	filtr 1, 22-06-2015	12		4,2	2,2
Odpływ	filtr 1, 22-06-2015	9,2	2,8	3,3	1,4
Napływ	filtr 1, 23-06-2015	12		4,2	2
Odpływ	filtr 1, 23-06-2015	8,8	3,2	3,3	1,4

EKOLOGICZNA
DEZYNFEKCJA

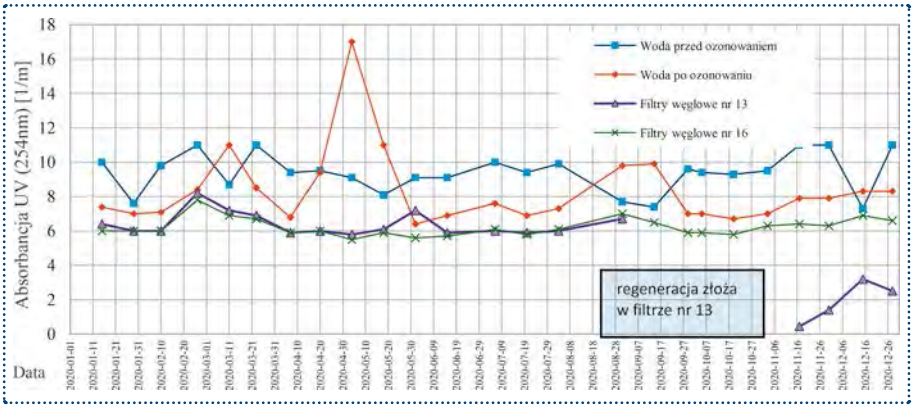


OWWO*

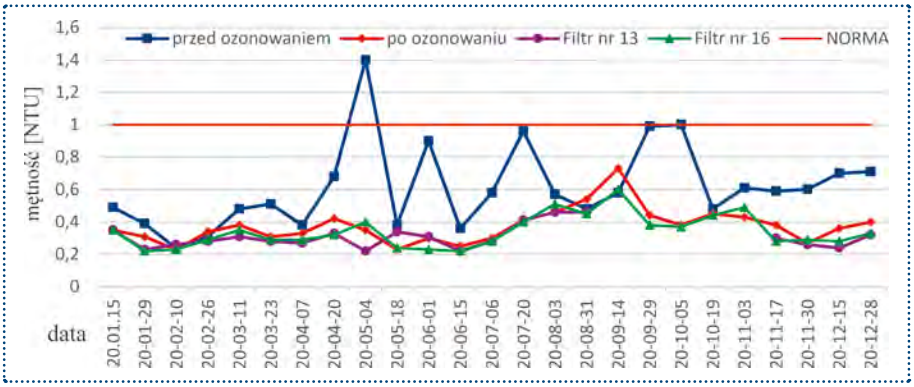
* roztwór odgazowanej wody wysoko ozonowanej
produkowany wyłącznie z wody i energii elektrycznej

WOFIL OZONE TECHNOLOGY

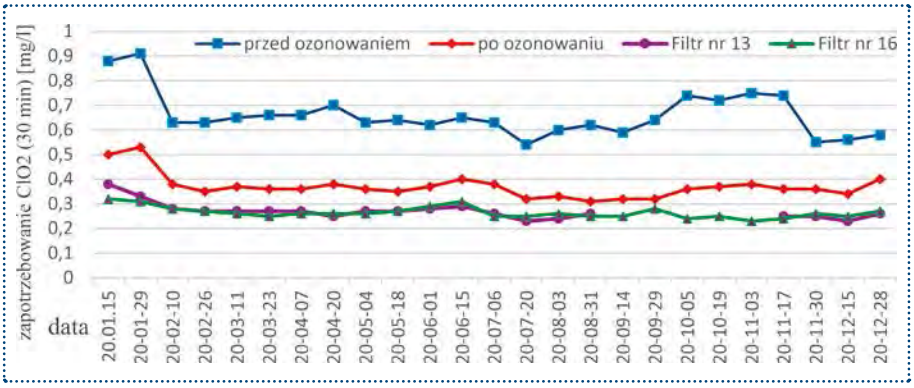
www.wofil.pl



Rys. 2. Zmiana poziomu absorbancji na drugim stopniu uzdatniania wody (filtry węglowe 13 i 16, rok 2020)



Rys. 3. Zmiana poziomu mętności na drugim stopniu uzdatniania wody (filtry węglowe 13 i 16, rok 2020)



Rys. 4. Zapotrzebowanie wody na dwutlenek chloru na drugim stopniu uzdatniania wody (filtry węglowe 13 i 16, rok 2020)

Nie sposób uniknąć obecności bakterii na filtrach węglowych, gdyż specyfika ich pracy wiąże się właśnie z ich rozwojem. Dlatego, działania zmierzające do zmniejszenia ilości bakterii będą tożsame z działaniami powodującymi ograniczenie efektywności pracy filtrów węglowych. Rozwój błony biologicznej oraz utrzymanie jej pod kontrolą całkowicie zależne są od procesu płukania. Dla sprawdzenia czystości złoża, ważnym elementem jego monitoringu jest cykliczne pobieranie złoża i prowadzenie jego wizualnej oceny. Jeśli widzimy, że w zlewce pobranej próby nie jest obecna zawiesina, to znaczy, że złoże jest dobrze odpłukane jeśli jednak jest inaczej, należy zoptymalizować proces płukania. Optymalizacja, polega przede wszystkim, na zwiększeniu częstotliwości oraz intensywności płukania wodą. Odnosząc się do doświadczeń z płukania filtrów węglowych na niektórych wodociągach, ustalono, że długość cyklu filtracyjnego wynosi zazwyczaj nie więcej niż 12 dni. Dla innych wodociągów parametrem operacyjnym może być ilość OLM w temp. 22°C. Najważniejsze jednak jest pozbycie się ze złoża zgromadzonej zawiesiny, która może stać się przyczyną pogorszenia jakości wody w zakresie parametrów organoleptycznych. Prowadzenie monitoringu pracy filtrów węglowych, poddawanie ich regeneracji w sposób cykliczny, przyniesie wymierne korzyści w aspekcie uzyskania wody stabilnej pod względem parametrów mikrobiologicznych, uwzględniając rolę dezynfektanta, oraz fizykochemicznych w zakresie biodegradowalnej materii organicznej eliminowanej na drodze filtracji przez aktywne złoże węglowe.

Tab. 4. Standardowe parametry płukania filtrów węglowych

Lp.	Nazwa parametru płukania	Wartości	Uwagi
1	Sposób płukania	Powietrze, woda	
2	Częstotliwość płukania	14-30 dni	30 dni, zbyt długi okres
3	Intensywność płukania powietrzem	Ok. 60 Nm^3/m^2h	
4	Czas płukania powietrzem	2-5 min	
5	Intensywność płukania wodą	Ok. 30-50 Nm^3/m^2h	30÷40 Nm^3/m^2h zbyt niska intensywność
6	Czas płukania wodą	10-30 min	
7	Woda płucząca	Woda niedezynfekowana	

3. Literatura

[1] Opracowanie na podstawie danych z rozruchu technologicznego prowadzenia podczas modernizacji SUW Mosina, Łukasz Weber.
[2] Materiały własne należące do Aquanet.
[3] Wyniki badań laboratoryjnych wykonane w Laboratorium – Aquanet.

mgr inż. Iwona Lasocka-Gomuła
Uniwersytet Adama Mickiewicza, Wydział Chemii
Aquanet S.A., Poznań

dr inż. Łukasz Weber
Nentech S.C.

Wastewater, Water and Resource Recovery Conference 2022

the international water association



Zaproszenie na konferencję

10 – 13 Kwietnia, 2022

POZNAN

https://wwrr.put.poznan.pl/

ORGANIZATORZY:

POZNAN UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

IWA POLAND the international water association

AQUANET

POD PATRONATEM:

Izba Gospodarcza WODOCIĄGI POLSKIE

National Fund for Environmental Protection and Water Management

WFOŚiGW POZNAŃ

WOJEWODA WIELKOPOLSKI

MARSHAL OF THE WIELKOPOLSKA REGION MAREK WOŹNIAK

POZnań Honorary Patronage of the Mayor of Poznań

WYDAWNICTWO Seidel Przywecki

technologia wody
Rok XIII Zeszyt 2(76)
kwiecień–czerwiec 2021
ISSN 2080-1467
www.technologia-wody.eu

DEMANTEX – złoże filtracyjne do odmanganiania wody

Ewa Łasińska
Piotr Częścik
Jarosław Ostrowski

W gospodarce komunalnej związanej z zaopatrzeniem ludności w wodę oraz w przemyśle przetwórstwa spożywczego podstawowym surowcem jest woda spełniająca wysokie wymagania jakościowe. Źródłem takich wód są wody podziemne, charakteryzujące się obecnością typowych dla nich zanieczyszczeń, takich jak związki żelaza, związki manganu i związki amonowe. Wszystkie te zanieczyszczenia muszą być redukowane z wody przeznaczonej na potrzeby technologiczne do jak najniższych zawartości.

Usuwanie związków żelaza nie nastręcza na ogół żadnych trudności, znacznie trudniejsze jest usuwanie związków manganu. Trudności wynikają z faktu, że rozpuszczone związki manganu trudno ulegają hydrolizie do wodorotlenku manganu II, a ten dopiero przy pH > 9,5 jest utleniany do trudno rozpuszczalnego uwodnionego dwutlenku manganu. Ze względu na konieczność alkalizacji wody do tak wysokiego odczynu, powodującej duże trudności eksploatacyjne, w tym np. wytrącanie się węglanu wapnia cementującego złoże filtracyjne, technologia ta nie jest stosowana.

Związki manganu usuwa się z wody na drodze utleniania katalitycznego. Katalizatorem reakcji jest dwutlenek manganu. Co prawda mechanizm katalitycznego odmanganiania nie jest jednoznacznie wyjaśniony, ale uważa się, że dzięki dużej pojemności adsorpcyjnej MnO_2 względem jonów manganu II, są one adsorbowane na powierzchni MnO_2, a następnie katalitycznie utleniane.

Katalityczne utlenianie opisane jest reakcjami:

1. $Mn(OH)_2 + MnO(OH)_2 \longrightarrow Mn_2O_3 + 2H_2O$,
2. $Mn_2O_3 + 1/2O_2 + 2H_2O \longrightarrow 2MnO(OH)_2$.

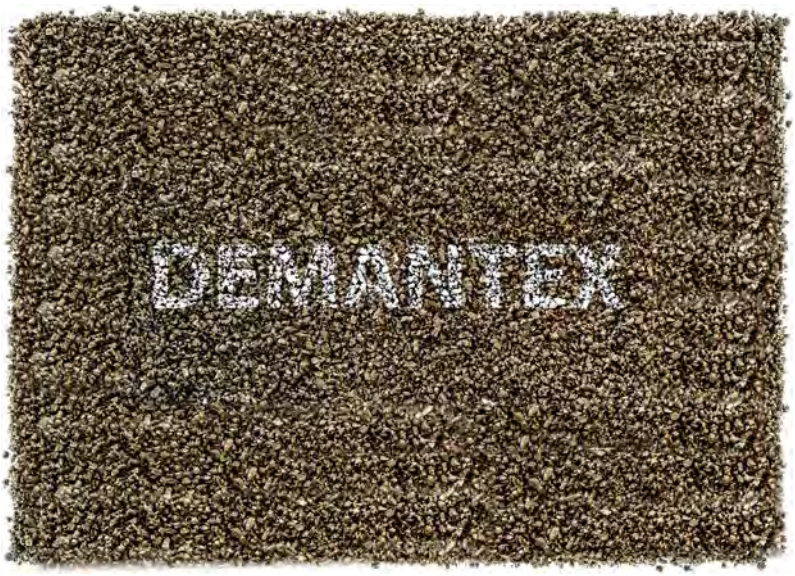
Dwutlenek manganu może wytrącać się z wody zawierającej związki manganu i odkładać na ziarnach złoża piaskowego, tworząc w ten sposób tzw. złoże wpracowane, aktywne w skutecznym usuwaniu związków manganu. Poważną wadą takiej metody wytwarzania katalitycznie działającego dwutlenku manganu jest długi okres, nawet do kilku miesięcy, „wpracowywania złoża".

Katalityczne utlenianie związków manganu, a tym samym ich usuwanie z wody, zachodzi natychmiast, bez konieczności wpracowywania złoża, w technologii opracowanej przez CBW Unitex i stosowanej w praktyce od około 30 lat. Polega ona na zastosowaniu jako jednej z warstw złoża filtracyjnego naturalnego minerału – piroluzytu – o zawartości dwutlenku manganu większej od 80%.

CBW UNITEX już na początku lat dziewięćdziesiątych XX w. jako pierwsza z firm zajmujących się budową bądź modernizacją stacji uzdatniania wody, wprowadziła do technologii usuwania manganu naturalne złoża wysokomanganowe.

Badano rudy różnego pochodzenia dostępne na rynku – arabskie, indyjskie, gruzińskie, gabońskie, uzyskując najlepsze rezultaty w odmanganianiu wody dla rudy ze złóż Moanda z Gabonu.

W oparciu o wyniki tych badań oraz obserwacje z ponad 30 lat stosowania wysokoman-



Fot. 1. Masa Katalityczna G-1 „Demantex" – złoże filtracyjne do odmanganiania wody



Fot. 2. Modernizacja stacji uzdatniania wody realizowana przez firmę „Centrum Badawczo-Wdrożeniowe UNITEX Sp. z o. o." z zastosowaniem złoża katalitycznego – Masy Katalitycznej G-1 „Demantex"

ganowych materiałów filtracyjnych, należy podkreślić, że DEMANTEX wyróżnia się najlepszymi właściwościami wśród złóż tego typu dostępnych na rynku.

DEMANTEX posiada Atest higieniczny Nr B-BK-60210-1140/19 wydany przez Narodowy Instytut Zdrowia Publicznego – Państwowy Zakład Higieny oraz Certyfikat Instytutu Freseniusa potwierdzający zgodność właściwości (tab. 1) z normami EN 12902 i EN 13752.

Właściwości złoża DEMANTEX:

- barwa: czarno-brązowa,
- ciężar właściwy: 4,1÷4,3 t/m^3,
- ciężar nasypowy: 1,8÷2,0 t/m^3,
- powierzchnia właściwa: 33,1 m^2/g,
- wilgotność: < 9%,
- zawartość MnO_2: ≥ 82%.

Do skutecznego odmanganiania wody wystarczy tylko część warstwy filtracyjnej ułożyć ze złoża DEMANTEX o granulacji 1÷3 mm, korzystne jest wysokie natlenienie wody, odpowiednia liniowa prędkość filtracji oraz usunięcie z wody wszelkich zanieczyszczeń mechanicznych oraz związków żelaza.

Odmanganianie wody do zawartości związków manganu znacznie mniejszych niż według obowiązującego Rozporządzenia Ministra Zdrowia przy użyciu DEMANTEX-u potwierdziło się w bardzo wielu stacjach uzdatniania wody. Zależnie od składu wody, bardzo dobre rezultaty odżelaziania i odmanganiania wody uzyskiwano w jednostopniowej bądź dwustopniowej filtracji.

Niezaprzeczalną zaletą złoża DEMANTEX jest jego wysoka trwałość. Złoże to działa jako katalizator, zatem bierze udział w procesie, ale także odtwarza się w nim. Jedynie po wielu latach pracy można zaobserwować ubytki złoża na skutek mechanicznego ścierania.

Zastosowanie złoża DEMANTEX do uzdatniania wody to gwarancja stabilnej zawartości związków manganu w wodzie uzdatnionej na długie lata.

dr inż. Ewa Łasińska
mgr inż. Piotr Częścik
mgr inż. Jarosław Ostrowski
Centrum Badawczo-Wdrożeniowe UNITEX Sp. z o.o.
Radarowa 14 A, 80-298 Gdańsk

UNITEX®
www.unitex.com.pl
Uzdatniamy wodę od 1989 roku

technologia wody
Rok XIII Zeszyt 2(76)
kwiecień–czerwiec 2021
ISSN 2080-1467
www.technologia-wody.eu

Wodnopochodne zakażenia wirusem HEV

Waterborne infections caused by hepatitis E virus

Agata Noga
Ewelina Lemiech-Mirowska
Michał Michałkiewicz

Streszczenie

Wirusowe zapalenie wątroby (WZW) typu E stanowi poważny problem epidemiologiczny w rejonach endemicznych (Chiny, Nepal, Indie, Somalia, Sudan i in.). Czynnikiem etiologicznym odpowiedzialnym za rozwój choroby jest pierwotny wirus hepatotropowy – HEV, należący do rodzaju *Hepevirus*. Do zakażenia u ludzi dochodzi najczęściej drogą pokarmową na skutek spożycia zanieczyszczonej fekaliami wody (genotyp HEV-1 oraz HEV-2), prowadząc niejednokrotnie do wybuchu epidemii, które swoim zasięgiem obejmują setki lub tysiące osób. W ostatnich latach zakażenia HEV są narastającym problemem zdrowia publicznego również w krajach europejskich.

Słowa kluczowe: wirusowe zapalenie wątroby typu E, rejony endemiczne, skażenie wody

Abstract

Hepatitis E is a serious epidemiological problem in endemic regions (China, Nepal, India, Somalia, Sudan, etc.). The etiological factor responsible for the development of the disease is the primary hepatotropic virus – HEV, belonging to the genus *Hepevirus*. The most common infection in humans occurs through the ingestion of water (genotype HEV-1 and HEV-2) contaminated with faeces, often leading to outbreaks of epidemics that affect hundreds or thousands of people. In recent years, HEV infections are a growing public health problem also in European countries.

Key words: hepatitis E, endemic regions, water contamination

1. Wstęp

Wirus zapalenia wątroby typu E (*hepatitis E virus*, HEV) należy do rodzaju *Hepevirus* i rodziny *Hepeviridae*. Literatura podaje również, że klasyfikowany był on do kaliciwirusów – rodzina *Caliciviridae*. Wykazuje dodatnią polaryzację kwasu rybonukleinowego (RNA), nie posiada osłonki, natomiast budowa jego genomu jest znacząco zbliżona do *Rubella virus* (wirus różyczki, RUBV). Średnica pojedynczej cząsteczki wirusowej nie przekracza 35 nm [1]. HEV występuje endemicznie (szerokie występowanie) głównie w rejonach słabiej rozwiniętych Środkowej i Południowo-Wschodniej Azji oraz Północno-Wschodniej Afryki, gdzie według szacunkowych wyliczeń WHO, tylko w 2005 roku był czynnikiem etiologicznym wirusowego zapalenia wątroby u około 20 mln osób przy śmiertelności na poziomie 57 tys. przypadków [2]. Wysoka zapadalność wynika bezpośrednio z wodnopochodnej drogi szerzenia się wirusa, której przyczyną jest przede wszystkim zanieczyszczenie wody odchodami ludzkimi przedostającymi się do zbiorników na skutek klęsk żywiołowych, obfitych opadów związanych z porą deszczową, zniszczeniami wojennymi oraz brakiem infrastruktury wodociągowo-kanalizacyjnej [3].

W ostatnich latach obserwuje się rosnącą seroprewalencję HEV w populacji krajów o wysokim poziomie rozwoju. Badania przeprowadzane wykazały, że częstość wykrywania przeciwciał w klasie IgG u dawców krwi w Niemczech wyniosła 6,8%, w Wielkiej Brytanii – 16,2%, w Holandii – 26,7%, zaś w południowo-zachodniej Francji aż 52,5% [4, 5, 6, 7]. Przyczyny tego zjawiska upatrywane są m.in. w licznych podróżach w rejony endemiczne, spożywaniu owoców morza lub surowego mięsa zwierząt będących potencjalnym rezerwuarem wirusa czy zanieczyszczeniach pochodzących z odpadów gospodarczych [8]. Wyróżnia się 8 genotypów wirusa, wśród których wyodrębnia się dodatkowo subtypy. Podstawowe genotypy HEV-1 oraz HEV-2 odpowiadają w głównej mierze za zakażenia w rejonach endemicznych (Nepal, Chiny, Indie, Afryka Północna) na skutek spożycia zanieczyszczonej odchodami wody (typ epidemiczny), natomiast genotypy HEV-3 oraz HEV-4 zakażają również zwierzęta (świnie, dziki, jelenie, mangusty, króliki) i występują zazwyczaj w krajach rozwiniętych (typ sporadyczny) [9]. Zakażenie pokarmowe może wystąpić zarówno w przypadku kontaktu z chorym zwierzęciem, jak i po spożyciu zakażonego, surowego lub niedogotowanego mięsa. Po-

nadto, do zakażenia HEV może dojść w trakcie transfuzji krwi pobranej od zakażonych dawców, drogą wertykalną od chorej matki do płodu oraz w wyniku bezpośredniego kontaktu z osobą chorą lub siewcą wirusa [10].

Po raz pierwszy HEV od zwierząt (świnie) wyizolowano w 1997 roku w USA. Wirus HEV jest odporny na ogrzewanie w temperaturze 56°C (temperatura przygotowania średnio krwistego mięsa) od 30 minut do 1 godziny. Całkowita inaktywacja wirusa następuje po ogrzewaniu przez jedną godzinę w temperaturze 66°C oraz w temperaturze 70÷71°C od 10 minut do 1 h [11].

2. Patogeneza zakażeń

Okres wylęgania WZW typu E mieści się w przedziale od 15 do maksymalnie 65 dni. Mężczyźni i osoby starsze chorują częściej niż kobiety i osoby młode. Przebieg choroby w aspekcie klinicznym jest bardzo podobny do WZW typu A. Na uwagę zasługuje niezwykle ciężki przebieg choroby w grupie kobiet ciężarnych zakażonych genotypem HEV-1 (dotyczy głównie regionów endemicznych), gdzie śmiertelność sięga 20%. Wirus zapalenia wątroby typu E wykazuje cytotoksyczne działanie wobec hepatocytów. Do jego namnożenia dochodzi głównie w hepatocytach miąższu wątroby, skąd następnie uwalniany jest do krwi, żółci i przewodu pokarmowego. Replikacja zachodzi również w jelicie cienkim, jelicie grubym i węzłach chłonnych, skąd przedostaje się do śledziony. Rozpoznanie WZW typu E opiera się na kryteriach klinicznych i laboratoryjnych.

Według zaleceń Instytutu Kocha konieczne jest stwierdzenie obecności co najmniej jednego z następujących objawów: gorączka, żółtaczka, ból brzucha i znaczny wzrost aktywności transaminaz. Zakażenie potwierdza się na drodze wykrycia materiału genetycznego wirusa (NAT) w kale, surowicy i osoczu lub pośrednio przez wykrycie przeciwciał IgM bądź znaczącego wzrostu miana IgG w dwóch kolejnych próbkach surowicy. Decydujące znaczenie diagnostyczne w przypadku HEV mają badania NAT, gdyż czułość i swoistość testów serologicznych nie są optymalne i testy te są często zawodne [12].

Wiremia poprzedza objawy chorobowe. Średnio na 5 dni przed wystąpieniem żółtaczki rozpoczyna się wydalanie wirusa w kale, które trwa do 3 tygodni licząc od jej ustąpienia. W obrazie klinicznym obserwuje się wspomnianą wcześniej żółtaczkę, ból brzucha, powiększenie wątroby, gorączkę, nudności oraz wymioty. Chorobie mogą towarzyszyć również zaburzenia neurologiczne, zapalenie trzustki, nerek i stawów. Objawy najczęściej ustępują samoistnie po 7÷28 dniach, natomiast obecność wirusa w kale trwa do 4 miesięcy od wystąpienia pierwszych objawów choroby. Wyniki badań laboratoryjnych wskazują na nieprawidłowości w funkcjonowaniu wątroby (aminotransferazy 10÷20-krotnie podwyższone, ale po 1÷2 miesiącach dochodzi do normalizacji wartości ALT i AST, stężenie bilirubiny sięgające nawet do 20 mg/dl), ponadto występuje niedokrwistość aplastyczna, leukopenia oraz małopłytkowość. U dzieci zakażenie wirusem HEV najczęściej przebiega bezobjawowo lub skąpoobjawowo (bez żółtaczki) przez co choroba nie zostaje wykryta. Duży wpływ na przebieg WZW typu E ma dawka infekcyjna wirusa (*dose-response*), która wprost proporcjonalnie przekłada się na ryzyko poważnych objawów klinicznych. Według danych statystycznych, piorunujący przebieg zakażenia dotyczy sporadycznych przypadków (nie przekracza 5%) natomiast śmiertelność WZW typu E jest znacznie wyższa od WZW typu A i wynosi średnio 1÷4%. Zakażenie u kobiet ciężarnych wiąże się z bardzo wysokim ryzykiem przedwczesnego porodu, poronienia, śpiączki oraz śmierci. Poza drogą pokarmową wirus może być przeniesiony także parenteralnie na drodze transfuzji krwi oraz wertykalnie drogą łożyskową [13, 14, 15, 16].

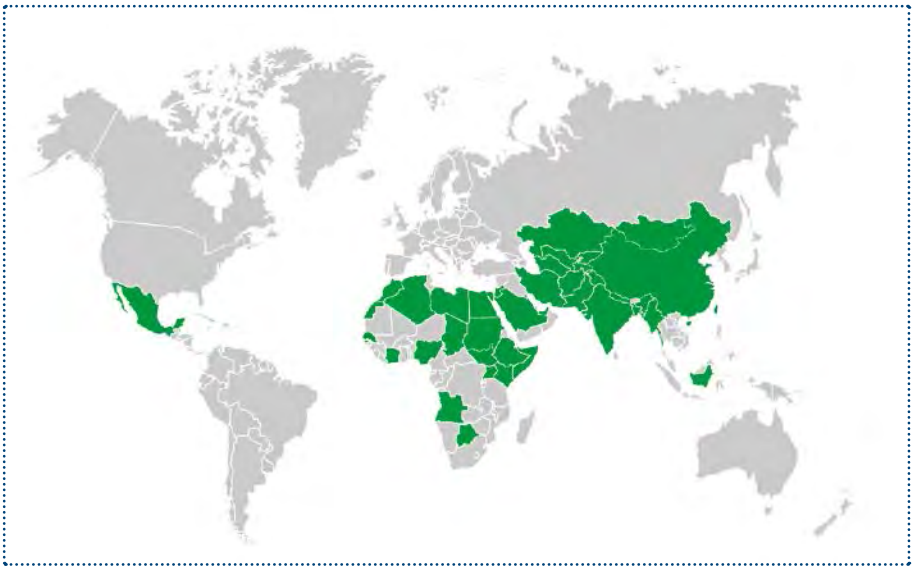
3. Diagnostyka

Metody serologiczne stanowią podstawę diagnostyczną WZW typu E. W celu potwierdzenia ostrej lub niedawno przebytej choroby wykrywane są za pomocą testu ELISA przeciwciała w klasie IgM (immunoglobuliny M), natomiast wykładnikiem kontaktu z wirusem HEV są przeciwciała IgG (immunoglobuliny G), które wykorzystywane są również do retrospektywnych analiz epidemiologicznych. Przeciwciała IgG można stwierdzić jeszcze nawet dwa lata po zakażeniu. Znacznie rzadziej badana jest awidność przeciwciał (siła wiązania z dopełniaczem pozwala ustalić czy infekcja jest świeża) oraz oznaczanie antygenu kapsydowego [17, 18]. Metody biologii molekularnej stanowią najdokładniejszy sposób potwierdzenia zakażenia. Wykazanie obecności materiału genetycznego wirusa w materiale biologicznym umożliwia przeprowadzenie genotypowania, stanowi podstawę diagnostyczną u pacjentów immunoniekompetentnych, jest skutecznym narzędziem w monitorowaniu skuteczności ewentualnie zastosowanego leczenia przeciwwirusowego, a także wykorzystywane jest w badaniach przesiewowych u krwiodawców [19].

4. Woda jako potencjalne źródło zakażenia wirusem

Zanieczyszczenie wody może mieć miejsce zarówno w przypadku rzek, źródeł, strumieni, stawów, jezior lub płytkich studni. Kilka ognisk epidemicznych HEV było powiązanych z powodziami po ulewnych deszczach, które zmywały odchody do źródeł wód powierzchniowych, takich jak rzeki i stawy. Nieliczne ogniska odnotowano w porze suchej, kiedy to wzrost stężenia zanieczyszczeń biologicznych wynikał ze zmniejszonego przepływu wody w jej ujęciu. Nieszczelne rury wodociągowe, które przechodzą przez glebę w miejscach zanieczyszczonych ludzkimi odchodami, mogą również doprowadzić do skażenia wody w okresach niskiego przepływu, z powodu powstającego podciśnienia.

Brak odpowiednich warunków sanitarnych odgrywa zasadnicze znaczenie w zjawisku rozprzestrzeniania się wirusa [20]. Pomiary przeprowadzone z próbek wody rzecznej i ścieków miejskich na terenie Hiszpanii oraz Holandii wykazały obecność wi-



Ryc. 1. Rejony endemicznego występowania WZW typu E o etiologii wodnopochodnej [20]

rusa HEV. Wyizolowane szczepy wirusa były genetycznie zgodne z wariantami pochodzącymi od zakażonych ludzi i zwierząt. Źródłem zanieczyszczenia ujęć wodnych może być nawożenie upraw gnojowicą i obornikiem pochodzącym z hodowli, w których znajdują się przypadki zakażonych zwierząt (dotyczy to głównie chlewni). Bliskość tego typu obiektów w stosunku do akwenów stanowi kolejny czynnik ryzyka skażenia. Materiał biologiczny znajdujący się w nawozie i odpadach poprodukcyjnych z chlewni może przedostać się do wód gruntowych, zbiorników wodnych, jak i wód przybrzeżnych, zarówno na skutek niedostatecznie skutecznych rozwiązań technologicznych, jak też w wyniku awarii lub intensywnych opadów. Zanieczyszczenie wód wirusem HEV może dotyczyć zarówno ujęć wody pitnej, jak też upraw rolnych podlewanych skażoną wodą [21]. Na rys. 1 przedstawiono rejony endemicznego występowania WZW typu E.

5. Zapobieganie

Profilaktyka WZW typu E w rejonach endemicznych powinna się opierać na poprawie sytuacji związanej z infrastrukturą wodociągowo-kanalizacyjną umożliwiającą ludności dostęp do czystej wody pitnej. Środki zapobiegawcze powinny się koncentrować na uzdatnianiu i dezynfekcji wody, stanowiących punkt poboru dla gospodarstw domowych w celu zapewnienia ciągłości jej dostaw. Na obszarach szczególnie zagrożonych zasadne jest opracowanie procedur bezpieczeństwa w zakresie stałych działań systemowych w aspekcie poprawy sytuacji sanitarno-epidemiologicznej. Wymaga to również wprowadzenia metod kontrolnych.

W przypadku chorób zakaźnych przenoszonych drogą pokarmową konieczne jest również przestrzeganie zasad prawidłowej higieny rąk oraz żywności przeznaczonej do spożycia, zwłaszcza w przypadku produktów roślinnych. Zasadna jest rezygnacja z konsumpcji potraw zawierających surowe lub niedogotowane mięso i warzywa. Należy pamiętać o wysokim ryzyku kontaminacji owoców morza. Ze względu na wagę problemu pod koniec 2011 roku na rynek chiński została wprowadzona szczepionka HEV-239, Hecolin. Wyniki obserwacji przeprowadzone na grupie osób poddanych szczepieniu (okres badania 4,5 roku) wykazały redukcję ryzyka zakażenia o 86,8% oraz zadawalający poziom bezpieczeństwa zastosowanego środka [22].

6. Bibliografia

[1] Clemente-Casares P., Pina S., Buti M., Jardi R., Martin M., Bofil-Mas S., Girones R.: Hepatitis E virus epidemiology in industrialized countries. Emerg. Infect. Dis., 2003; 9, 448-454.

[2] Rein DB, Stevens GA, Theaker J, et al.: The global burden of hepatitis E virus genotypes 1 and 2 in 2005. Hepatology, 2012; 55: 988-97.

[3] Kamar N, Bendall R, Legrand-Abravanel F, et al.: Hepatitis E. Lancet, 2012; 379: 2477-88.

[4] Juhl D, Baylis SA, Blümel J, et al.: Seroprevalence and incidence of hepatitis E virus infection in German blood donors. Transfusion, 2014; 54: 49-56.

[5] Bendall R, Ellis V, Ijaz S, et al.: A comparison of two commercially available anti-HEV IgG kits and a re-evaluation of anti – HEV IgG seroprevalence data in developed countries. J. Med. Virol., 2010; 82: 799-805.

[6] Slot E, Hogema BM, Riezebos-Brilman A, et al.: Silent hepatitis E virus infection in Dutch blood donors, 2011 to 2012. Euro Surveill., 2013; 18. pii=20550.

[7] Mansuy JM, Bendall R, Legrand-Abravanel F, et al.: Hepatitis E virus antibodies in blood donors, France. Emerg. Infect. Dis., 2011; 17: 2309-12.

[8] Pavio N, Meng XJ, Doceul V.: Zoonotic origin of hepatitis E. Curr. Opin. Virol., 2015; 10: 34-41.

[9] Bettinger D., Schorb E., Huzly D. et al.: Chronic hepatitis E virus infection following allogeneic hematopoietic stem cell trans-plantation: an important differential diagnosis for graft. Ann. Hematol., 2015; 94: 359-360.

[10] Bigoraj E., Rzerzutka A.: Hepatitis E virus in humans, farm animals and animals from the sylvatic environment. Med. Wet., 2017; 73(8): 456-461.

[11] Baumann-Popczyk A.: Hepatitis E as zoonosis. Przeg. Epidemiol., 2011; 65: 9-13.

[12] Pogłód R.: Hepatitis E virus as an emerging pathogen in blood donation and blood treatment. Data presented at the seminar "Advances in blood donor screening" (Warsaw, 5–6 October 2015). J. Transfus. Med., 2015; 8(4): 153-156.

[13] Mushahwar IK.: Hepatitis E virus: molecular virology, clinical features, diagnosis, transmission, epidemiology, and prevention. J. Med. Virol., 2008; 80:646-58.

[14] Fitzsimons D, Hendrickx G, Vorsters A, et al.: Hepatitis A and E: update on prevention and epidemiology. Vaccine, 2010; 28(3): 583-8.

[15] Mechnik L., Bergman N., Attali M., Beergabel M,. Mosenkis B., Sokolowski N., Malnick S.: Acute hepatitis E virus infection presenting as prolonged cholestatic jaundice. J. Clin. Gastroenterol., 2001; 33, 421-422.

[16] Rzeżutka A.: Czynniki wirusowe przenoszone z żywnością. Życie Wet., 2011; 86, 311-314.

[17] Bendall R, Ellis V, Ijaz S, et al.: Serological response to hepatitis E virus genotype 3 infection: IgG quantitation, avidity, and IgM response. J. Med. Virol., 2008; 80, 95-101.

[18] Bigaillon C, Tesse S, Lagathu G, Nicand E.: Use of hepatitis E IgG avidity for diagnosis of hepatitis E infection. J. Virol. Methods., 2010; 164: 127-30.

[19] Vollmer T, Knabbe C, Dreier J.: Comparison of real-time PCR and antigen assays for detection of hepatitis E virus in blond donors. J. Clin. Microbiol., 2014; 52: 2150-6.

[20] Waterborne outbreaks of hepatitis E: recognition, investigation and control. World Health Organization 2014.

[21] Lewis HC, Wichmann O, Duizer E.: Transmission routes and risk factors for autochthonous hepatitis E virus infection in Europe: a systematic review. Epidemiol. Infect. 2010; 138(2):145-66.

[22] Zhang J, Zhang XF, Huang SJ, et al.: Long--term efficacy of a hepatitis E vaccine. N. Engl. J. Med. 2015; 372: 914-22.

Agata Noga

Powiatowa Stacja Sanitarno-Epidemiologiczna w Wołominie

mgr Ewelina Lemiech-Mirowska

Wojskowy Instytut Higieny i Epidemiologii, Samodzielna Pracownia Epidemiologii; Uniwersytet Medyczny w Łodzi, Projekt InterDoktorMen

dr hab. inż. Michał Michałkiewicz

Politechnika Poznańska, Instytut Inżynierii Środowiska i Instalacji Budowlanych, Zakład Zaopatrzenia w Wodę i Biogospodarki

Przenośny miernik pomiarowy HQ

Inteligentny, mocny i wszechstronny ELEKTROCHEMIA – Seria HQ



Nowy standard analizy elektrochemicznej. Miernik z serii HQ™ firmy Hach® zapewnia:

- Wykonywanie procedur kalibracji według instrukcji wyświetlanych na ekranie miernika
- Przesyłanie wyników całodziennej pracy w kilku prostych krokach
- Pomiar różnych parametrów w najbardziej wymagających środowiskach
- **Standardowe sondy laboratoryjne i wytrzymałe sondy do zastosowań terenowych przeznaczone do pomiaru wielu różnych parametrów, w tym substancji rozpuszczonych (TDS), przewodności, Redox, tlenu rozpuszczonego (DO), biochemicznego zapotrzebowania na tlen (BZT), temperatury, przewodności, pH oraz jonów**
- Możliwość równoległego pomiaru 3 parametrów

Dowiedz się więcej pl.hach.com

HACH®

Be Right™

technologia wody
Rok XIII Zeszyt 2(76)
kwiecień–czerwiec 2021
ISSN 2080-1467
www.technologia-wody.eu

Analizy skuteczności usuwania farmaceutyków ze ścieków oczyszczonych z wykorzystaniem technologii ozonowania

Analyzes of the effectiveness of removing pharmaceuticals from wastewater treated with the use of ozone technology

Michał Kosiniak
Robert Muszański

Streszczenie

W ostatnich latach obserwuje się większe zaangażowanie i wzmożone prace badawcze nad problemem przedostawania się farmaceutyków do środowiska, a w szczególności do wód. Farmaceutyki to związki chemiczne o bardzo zróżnicowanej budowie chemicznej, wykazujące różnorakie działanie na organizmy żywe. W niniejszym artykule przedstawiono badania i analizy efektywności technologicznej na stacji pilotowej pracującej z wykorzystaniem technologii ozonowania. Skupiały się one przede wszystkim na weryfikacji skuteczności technologii ozonowania związków należących do grupy farmaceutyków ze ścieków wypływających z konwencjonalnej oczyszczalni. Badania wykazały bardzo wysoką redukcję diklofenaku.

Słowa kluczowe: farmaceutyki, diklofenak, oczyszczanie ścieków, ozon, ozonowanie, stacja pilotowa.

Abstract

In recent years, there has been a greater commitment and intensified research work on the problem of the release of pharmaceuticals to the environment, in particular to water sources. Pharmaceuticals are chemical compounds with a very diversified chemical structure, affecting living organisms in a various way. This article presents research and analysis of technological effectiveness of a pilot plant using ozone technology. They focused primarily on the verification of the effectiveness of ozone technology in removing compounds belonging to the group of pharmaceuticals from wastewater from a conventional treatment plant. The research showed very high reduction of diclofenac.

Key words: pharmaceuticals, diclofenac, wastewater treatment, ozone, ozonation, pilot plant.

1. Wprowadzenie

Farmaceutyki to aktywne biologicznie związki, które znajdują zastosowanie głównie w medycynie i weterynarii. W ramach tej grupy można wyróżnić tysiące związków chemicznych o specyficznych właściwościach biologicznych i fizykochemicznych [8], a ich liczba będzie stale wzrastać z powodu badań, jakie prowadzone są nad znalezieniem nowych sposobów leczenia chorób. Specyfika właściwości fizykochemicznych i złożona budowa chemiczna utrudniają zarówno wykrycie tych substancji, jak też ich usunięcie ze środowiska [10].

Od wielu lat środowiska naukowe sygnalizują, że przemysł farmaceutyczny w dużym stopniu oddziałuje na środowisko naturalne, stwarzając zagrożenie dla ludzi, ale także roślin i zwierząt. Przedostawanie się farmaceutyków do wód najczęściej odbywa się poprzez ich występowanie w ściekach oczyszczonych, które wypływają z oczyszczalni ścieków. Konwencjonalne procesy oczyszczania usuwają tylko niewielką część mikrozanieczyszczeń, dlatego istotne jest znalezienie metody, która pozwoli na ich całkowitą eliminację z odpływu z oczyszczalni. Źródła naukowe potwierdzają, że tak farmaceutyki, jak i ich pochodne stanowią jedne z najbardziej problematycznych związków, występujących w wodzie bądź ściekach [9]. Od lat prowadzone są badania, na podstawie których można wymienić rozwiązania służące efektywnemu usuwaniu mikrozanieczyszczeń, w tym technologie procesów membranowych, adsorbcji na granulowanym węglu aktywnym, metody pogłębionego utleniania, czy technologie ozonowania [3]. Badacze mierzą się z wyzwaniem polegającym na takim opracowaniu sposobów prowadzenia tych procesów, aby skuteczność usuwania niepożądanych związków była jak najwyższa, przy jednoczesnym ograniczeniu powstawania związków niepożądanych.

Szwajcaria stała się pionierem w usuwaniu farmaceutyków ze ścieków, wprowadzając w styczniu 2016 roku ustawę mającą na celu

poprawę jakości wód powierzchniowych, stanowiącą o zmniejszeniu ilości farmaceutyków w odpływach z oczyszczalni ścieków [3]. Przepisy ustawy nakazały w ciągu 20 lat od jej wejścia w życie wprowadzenie przez 15% oczyszczalni, tj. sto obiektów, procesu technologicznego umożliwiającego usuwanie mikrozanieczyszczeń, z naciskiem na usuwanie pozostałości farmaceutyków ze ścieków. Określono granicę wymaganej skuteczności redukcji na poziomie co najmniej 80% dla wybranych 12 substancji wskaźnikowych, w tym diklofenaku, karbamazepiny i citalopramu. W ustawie wskazano związki biodegradowalne w niewielkim stopniu, a co za tym idzie – trudno usuwalne w tradycyjnie stosowanych procesach [3]. Przykładem modernizacji po zmianach legislacyjnych była oczyszczalnia ścieków Neugut–Dübendorf (105 000 RLM), która – po pracach badawczych – w 2014 roku wprowadziła na pełną skalę proces ozonowania do układu technologicznego. Obecnie działa na poziomie ok. 80÷90% skuteczności usuwania mikrozanieczyszczeń, a równocześnie ze średnią efektywnością dezynfekuje 20÷50 mln l ścieków/dobę.

2. Zastosowanie ozonowania do usuwania farmaceutyków

Ozonowanie, dzięki wysokiemu potencjałowi utleniania farmaceutyków w wodzie i ściekach, jest bardzo skuteczną metodą ich usuwania i może być wdrożone do istniejących oczyszczalni ścieków. Ozon działa bezpośrednio na cząsteczki mikrozanieczyszczeń i ma inny stopień reaktywności, niż np. rodniki hydroksylowe OH, które wchodzą w szybkie reakcje z szerokim spektrum grup funkcyjnych [6].

Zastosowanie metody ozonowania w procesie usuwania farmaceutyków ze ścieków wymaga dobrego przygotowania ścieków, tak aby właściwości utleniające ozonu zostały wykorzystane do eliminowania tych związków, których nie da się usunąć w konwencjonalnych metodach oczyszczania ścieków, a przez które w procesie mogłaby być niewystarczająca ilość ozonu do usuwania farmaceutyków.

Skuteczność ozonowania zależy zatem od odpowiedniego zaprojektowania procesów technologicznych, jakie są przed nim prowadzone. Istotny jest także niski poziom OWO i azotynów. Zbyt duże wartości mogą wpływać na to, że konieczne będzie zastosowanie większych dawek, aby utrzymać skuteczność technologii w usuwaniu farmaceutyków na pożądanym poziomie.

Zaleca się dokładną weryfikację bezpieczeństwa prowadzenia tego procesu przed wprowadzeniem go do układu technologicznego. Dotyczy to przeanalizowania składu ścieków w celu weryfikacji występowania takich związków, które mogą w reakcji z ozonem przyczyniać się do tworzenia potencjalnie toksycznych produktów ubocznych. Rekomendowane jest zatem zastosowanie technologii ozonowania wraz z procesami aktywnymi biologicznie.

Tab. 1. Zestawienie zawartości farmaceutyków w próbkach ścieków surowych i oczyszczonych [źródło: opracowanie własne, por. M. Gręźlikowska *Bezpieczna siła ozonu z zastosowaniem systemu SPID w Wodociągach Jaworzno sp. z o.o.*, „Kierunek Wod-Kan", 2 (2018)]

Substancja	Próbka 1		Próbka 2	
	Ścieki surowe	Ścieki oczyszczone	Ścieki surowe	Ścieki oczyszczone
Diklofenak	2203,5 ng/l	3472,3 ng/l	1922,7 ng/l	3185,0 ng/l
Ibuprofen	8033,1 ng/l	< MDL*	7416,0 ng/l	< MDL
Naproksen	4615,3 ng/l	< MDL	4863,3 ng/l	< MDL
4-hydroksy-diklofenak	2757,9 ng/l	3796,0 ng/l	3235,9 ng/l	3559,9 ng/l

* MDL (ang. *Method Detection Limit)* – granica wykrywalności metody.

3. Analiza skuteczności usuwania farmaceutyków ze ścieków

Podczas badań prowadzonych w 2018 roku w oczyszczalni ścieków (województwo śląskie) przeanalizowano ścieki surowe oraz wypływające z osadnika wtórnego. Obciążenie analizowanego obiektu wynosiło 125 000 RLM. Procesom oczyszczania poddawano ścieki o średnim dopływie dobowym na poziomie 25 000 m^3/d. Linia oczyszczania ścieków obejmowała kraty, piaskowniki, osadnik wstępny, wielofazowy reaktor biologiczny w układzie JHB oraz osadniki wtórne.

W tab. 1 zestawiono wyniki badań zawartości farmaceutyków, które zaobserwowano w wysokich stężeniach w dopływających ściekach. Są to związki występujące powszechnie, ale ich wysokie stężenie w ściekach było już zaskoczeniem. Pobór próbek był realizowany w krótkich odstępach czasu, ale stwierdzono bardzo zróżnicowane stężenia tych związków. Analizy wyników badań w ściekach surowych i oczyszczonych pokazały blisko 100% redukcję ibuprofenu i naproksenu przy zastosowaniu konwencjonalnych metod oczyszczania ścieków.

Wyniki badań pokazały wyższe stężenia diklofenaku oraz 4-hydroksydiklofenaku w ściekach oczyszczonych niż w surowych, co może być prawdopodobnie związane z nierównomiernością stężeń tych związków w ściekach doprowadzanych do oczyszczalni. Tego aspektu jednak głębiej nie analizowano.

3.1. Opis stacji pilotowej do oczyszczania ścieków

W skład stacji pilotowej do oczyszczania ścieków z wykorzystaniem technologii ozonowania wchodziły urządzenia odpowiadające rzeczywistym procesom technologicznym. Zastosowanie takiego systemu pozwala na dobranie parametrów technicznych i operacyjnych dla projektowanej instalacji docelowej.

W badaniach, jakie opisuje niniejszy artykuł, oczyszczanie ścieków prowadzone było na następujących etapach technologicznych:

- napowietrzanie powietrzem zjonizowanym,
- I stopień filtracji żwirowo-piaskowej,
- ozonowanie pośrednie w wielostopniowych kolumnach kontaktowych,
- II stopień filtracji żwirowo-piaskowej,
- filtracja na węglu aktywnym.



Fot. 1. Doprowadzenie ścieków na stację

Do stacji pilotowej ciśnieniowo doprowadzano ścieki oczyszczone. Na wejściu dokonywano pomiaru natężenia przepływu i jego ewentualnej regulacji. Następnie ścieki kierowano do aeratora w celu usunięcia cząstek rozpuszczonych gazów oraz stopniowanego napowietrzania z wykorzystaniem powietrza zjonizowanego. Ten drugi element zapewniał większą skuteczność procesu utleniania wstępnego, niż miałoby to miejsce z użyciem czystego powietrza.

Kolejnym etapem było doprowadzenie oczyszczanej cieczy na filtrację I stopnia, w której zastosowano naturalne złoże żwirowo-piaskowe wysokiej jakości. Po tym procesie ścieki były poddawane ozonowaniu, przepływając najpierw przez mieszacz statyczny i wypełniając pierwszą kolumnę kontaktową. Dzięki konstrukcji kolumn możliwy był stały czas kontaktu ścieków z ozonem dla różnych przepływów, co z perspektywy prowadzenia badań daje duże możliwości dla pełniejszej analizy procesów i oceny ich skuteczności. Np. na jednej z oczyszczalni w Szwajcarii czas kontaktu wynosi od 13 do 43, co może skutkować zwiększonym ryzykiem tworzenia się niebezpiecznych produktów ubocznych po procesie [7].

Następnie ścieki są przepompowywane na proces filtracji II stopnia w celu usunięcia związków powstałych po procesie utleniania i przygotowania do ostatniego procesu. Opcjonalnie, po węglu aktywnym może zostać zastosowana lampa UV do dezynfekcji końcowej – w omawianych badaniach z tego etapu zrezygnowano, gdyż jego efektywność nie wpływała na główny przedmiot badań.

3.2. Opis prowadzenia badań i ich metodyka

Badania realizowano w czerwcu 2018 roku w godzinach porannych w oczyszczalni ścieków w woj. śląskim. Stację pilotową na potrzeby



Fot. 2. Stacja pilotowa: a) podłączenie stacji; b) montaż stacji na samochodzie ciężarowym

prowadzenia testów umieszczono na samochodzie ciężarowym w pobliżu kanału wylotowego z oczyszczalni, przez który przepływały ścieki po osadniku wtórnym (fot. 1).

W kanale odpływowym została umieszczona zatapialna pompa do ścieków, mająca tłoczyć ścieki do beczki w pobliżu stacji. Druga pompa zatapialna została włożona do beczki, aby doprowadzać ścieki do stacji pilotowej za pomocą przewodu tłocznego. Na potrzeby badań przepływ ustawiono na 1 m^3/h, przy stałej dawce ozonu i niezmiennym czasie kontaktu (fot. 2).

W badaniach założono dwa schematy pracy stacji pilotowej:

I. Napowietrzanie ⟶ Filtracja na złożu żwirowo-piaskowym ⟶ Ozonowanie ⟶ Filtracja na złożu żwirowo-piaskowym.
II. Napowietrzanie ⟶ Filtracja na złożu żwirowo-piaskowym ⟶ Ozonowanie ⟶ Filtracja na złożu węglowym.

Przed rozpoczęciem badań praca stacji została ustawiona zgodnie z pierwszym schematem – po pierwszym uruchomieniu pracowała tak przez około 2 godziny. W pierwszej kolejności dokonano poboru ścieków surowych. Następnie zbadano wartość ozonu resztkowego po kolumnach kontaktowych, aby zweryfikować, ile ozonu pozostaje w cieczy po procesie utleniania. Kolejne próbki ścieków pobrano po procesie ozonowania i po II stopniu filtracji.

Kiedy wszystkie próbki z pierwszego schematu pracy stacji były już pobrane, stację ustawiono do pracy w schemacie drugim. Kiedy w tym układzie ścieki przepłynęły przez wszystkie etapy (łącznie z filtracją na węglu aktywnym), ponownie zbadano ozon resztkowy i pobrano próbki ścieków po stacji.

4. Analiza wyników

Ozon resztkowy w ściekach przebadano dwukrotnie (co 45 minut), przeprowadzając jeden pomiar dla każdego ze schematów pracy. Stwierdzono, że jego wartość była stała, bez względu na to, w jakim schemacie pracowała stacja. Zestawiając to ze wszystkimi dostępnymi danymi, zinterpretowano to jako efekt porównywalnych parametrów ścieków wpływających na stację i stabilności pracy stacji.

Tab. 2. Koncentracja azotynów i bromianów w ściekach w zestawieniu z temperaturą próbki [źródło: opracowanie własne]

Rodzaj próbki	Badany parametr		
	Azotyny	Bromiany	Temperatura
Ścieki surowe	0,479 mg NO_2^-/l	< 0,003 mg/l	19,8°C
Ścieki po ozonowaniu	0,060 mg NO_2^-/l	-	20,9°C
Ścieki po filtracji na złożu żwirowo-piaskowym	0,064 mg NO_2^-/l	-	21,0°C
Ścieki po filtracji na złożu węglowym	0,049 mg NO_2^-/l	< 0,003 mg/l	21,3°C

Próbki pobrano do przezroczystych, plastikowych butelek (pojemność każdej – 500 ml). Dzięki temu można było przeprowadzić obserwację zmiany barwy analizowanej cieczy po procesach. Dla ścieków surowych była to delikatnie żółtawa barwa – została ona w dużym stopniu zredukowana po poddaniu ścieków ozonowaniu. Nie stwierdzono zmiany barwy w próbkach po ozonowaniu i filtracji żwirowo-piaskowej, natomiast zauważono zmniejszenie przezroczystości próbki po filtracji na węglu aktywnym w zestawieniu z próbką pobraną bezpośrednio po ozonowaniu. Stwierdzenie występowania bardzo drobnej, białej zawiesiny w próbce ścieku surowego utwierdziło w przekonaniu o zasadności zastosowania filtracji I stopnia, która usuwa takie pozostałości, mogące wpłynąć na zwiększone zapotrzebowanie na ozon w procesie utleniania zanieczyszczeń.

Podczas badań przeanalizowano stężenia azotynów i bromianów w każdej z pobranych próbek. W związku z tym, że azotyny wchodzą w szybką reakcję z ozonem, wykorzystując jego właściwości i utleniając się do azotanów – stąd też w przypadku wysokiego ich stężenia istnieje ryzyko spadku skuteczności redukcji farmaceutyków.

Tab. 2 pokazuje, że azotyny zostały zredukowane o około 88%, biorąc pod uwagę ich wysokość na wejściu na stację bliską wartości wymagającej wyższych dawek ozonu. Zauważono niewielki wzrost po II filtracji, co może być związane z tym, że jakość ścieków surowych była porównywalna, bądź może wynikać z niepewności pomiarowej analizy przeprowadzanej na miejscu z wykorzystaniem spektrofotometru.

Bromiany zbadano tylko na wejściu oraz na wyjściu ze stacji w II schemacie pracy. Pozwoliło to na sprawdzenie, czy ustalone parametry pracy nie zwiększyły stężenia bromianów, stanowiącego wskaźnik substancji związków kancerogennych. Wyniki pokazują wartość stężenia poniżej granicy wykrywalności metody w ścieku surowym i po procesie filtracji na węglu aktywnym, a zatem wskazuje na możliwość zastosowania ozonowania jako metody usuwania farmaceutyków w oczyszczalni. Nie przeprowadzono badania bromków w ściekach surowych, co nie pozwala stwierdzić przyczyny braku bromianów po procesie ozonowania. Na ograniczenie powstawania bromianów korzystnie wpływa także zawartość materii organicznej oraz jonów amonowych w ściekach po osadniku wtórnym [1].

Temperatura ścieków jest z reguły wyższa niż wody. Przyjęto, że temperatura może oddziaływać na skuteczność procesu usuwania farmaceutyków, ponieważ przy wyższej temperaturze cieczy maleje rozpuszczalność ozonu w wodzie [6]. A zatem, przy wyższej temperaturze należy zwiększyć dawkę ozonu dozowanego do ścieków, aby efektywnie prowadzić proces. Wyniki pomiaru temperatury ścieków, przeprowadzonego bezpośrednio po ich poborze, zestawione w tab. 2 mówią o stosunkowo wysokiej temperaturze, a co za tym idzie – dawka ozonu musi być

Tab. 3. Poziom diklofenaku w ściekach [źródło: opracowanie własne]

Analizowany parametr	Opis próbki	Wynik
Diklofenak	Ścieki surowe	114 ng/l
	Ścieki po ozonowaniu	< 2 ng/l
	Ścieki po filtracji na złożu żwirowo-piaskowym	< 2 ng/l
	Ścieki po filtracji na złożu węglowym	< 2 ng/l

także skorelowana z tym parametrem. Opcjonalnym rozwiązaniem jest zastosowanie systemu chłodzenia ścieków w przepływie.

W każdej próbce ścieków pobranej w trakcie badań wykonano analizę stężenia diklofenaku. W czasie prowadzenia niniejszych badań nie było żadnych regulacji prawnych stanowiących o dopuszczalnej wartości tego parametru. Niemniej jednak stężenia diklofenaku, jakie wykryto w odpływie z oczyszczalni w badaniach przeprowadzonych około pół roku wcześniej, były powodem, dla którego objęto ten związek szczegółową analizą, zakładając, że ozonowanie może skutecznie go usunąć bądź zredukować.

Wyniki badań, podane w tab. 3, pokazały, że przede wszystkim stężenie diklofenaku w ściekach surowych było mniejsze niż to, jakie stwierdzono w lutym 2018 roku i to aż o 3 214,6 ng/l. Stanowi to różnicę około 2800% w porównaniu do wyników uzyskanych w lecie, podczas badań z wykorzystaniem ozonowania. Można to powiązać przede wszystkim z większą ilością farmaceutyków (szczególnie diklofenaku), stosowanych w sezonie zimowym, charakteryzującym się większą zachorowalnością społeczeństwa. Co więcej, może to łączyć się z wymieszaniem ścieków sanitarnych z deszczowymi (ścieki doprowadzane są do oczyszczalni przez kolektor ogólnospławny), przez co następowało ich rozcieńczenie, a co za tym idzie – stwierdzono mniejsze stężenie diklofenaku. Istotne jest to, że w terenie, gdzie prowadzono badania, przez kilka dni poprzedzających próby zaobserwowano intensywne opady.

Wyniki zawarte w tab. 3 jednoznacznie potwierdzają skuteczność procesu ozonowania o ustalonych w trakcie badań parametrach dla usuwania diklofenaku ze ścieków. W związku z granicą wykrywalności metody dla tego parametru na poziomie 2 ng/l, można przyjąć, że wartość po procesie utleniania ozonem jest jeszcze niższa. Wykazano 98% skuteczność redukcji diklofenaku tylko po procesie ozonowania. Granica wykrywalności metody nie pozwala na dokładne określenie skutków kolejnych etapów układu technologicznego (tj. filtracji żwirowo-piaskowej i na węglu aktywnym). Niemniej jednak, dla usunięcia produktów utleniania ze ścieków należy zastosować jeden z tych procesów.

Uzyskane wyniki redukcji diklofenaku potwierdziły skuteczność procesu, zasadność takiego układu technologicznego oraz odpowiedni dobór parametrów operacyjnych dla pracy procesu ozonowania. Co więcej, biorąc pod uwagę zbliżone parametry ścieków surowych, nawet przy ewentualnym wzroście stężenia diklofenaku podczas prowadzenia prób, wielkość tego parametru po poddaniu działaniu ozonu nadal pozostaje poniżej granicy wykrywalności metody.

5. Uwagi końcowe

Właściwości farmaceutyków i ich wpływ na otaczające środowisko nadal nie są w pełni zbadane, szczególnie jeśli chodzi o kwestię ich toksyczności, a zatem konieczne jest ciągłe prowadzenie badań nad tą problematyką.

W niniejszym artykule opisano badania nad wykorzystaniem procesu ozonowania w zestawieniu z innymi procesami technologicznymi, tak, aby zweryfikować jego efektywność w usuwaniu farmaceutyków ze ścieków. Uzyskane efekty redukcji diklofenaku na poziomie blisko 98% potwierdziły zasadność prowadzenia takich badań, z zaznaczeniem konieczności ich dalszego prowadzenia przy optymalizacji procesów w zależności od parametrów ścieków wypływających z oczyszczalni, dostosowanych do zmienności przepływów, z jednoczesnym ograniczaniem powstawania produktów ubocznych prowadzonych procesów.

6. Literatura

[1] Biń A. K., *Ozon w środowisku wodnym,* [w:] Występowanie i właściwości ozonu, J.Perkowski, R. Zarzycki (red.), Polska Akademia Nauk, Łódź 2005.

[2] Bogdanowicz A., Wąsowski, J. *Efektywność usuwania farmaceutyków i ich metabolitów w procesach uzdatniania wody*, „Gaz, Woda i Technika Sanitarna", 2(2018), s. 63-71, DOI: 10.15199/17.2018.2.5.

[3] Bourgin M., Beck B., Boehler M. (i in.), *Evaluation of a full-scale wastewater treatment plant upgraded with ozonation and biological post-treatments: Abatement of micropollutants, formation of transformation products and oxidation by-products*, „Water Research", 129 (2018), s. 486-498, DOI: 10.1016/j.watres.2017.10.036.

[4] Gręźlikowska M. *Bezpieczna siła ozonu z zastosowaniem systemu SPID w Wodociągach Jaworzno sp. z o.o.*, „Kierunek Wod-Kan", 2(2018), s. 66-69.

[5] Guzel-Seydim Z. B., Greene A.K., Seydim A.C., *Use of ozone in the food industry,* „LWT – Food Science and Technology", 4(2004), s. 453-460, https://doi.org/10.1016/j.lwt.2003.10.014.

[6] Huber M. M., Göbel A., Joss A. (i in.), *Oxidation of Pharmaceuticals during Ozonation of Municipal Wastewater Effluents: A Pilot Study,* „Environment & Science Technology" 11(2005) Nr 39, 4290-4299, https://doi.org/10.1021/es048396s.

[7] McArdell C. S., *Efficiency of ozone technology for removal of micropollutants (including antibiotics) on the example of the upgraded wastewater treatment plant in Dübendorf, Switzerland*, [w:] III Konferencja Naukowa „Ozon w Polsce", Józefów 2018.

[8] Węgrzyn A., Machura M., Żabczyński S., *Możliwości usuwania środków cieniujących ze ścieków*, „Ochrona Środowiska", 1(2015) Vol. 37, s. 55-63.

[9] Wontorska K., Wąsowski J., *Problematyka usuwania farmaceutyków w procesach oczyszczania ścieków*, „Gaz, Woda i Technika Sanitarna", 1(2018), s. 36-42, DOI 10.15199/17.2018.1.9.

[10] Wydro U., Wołejko E., Struk-Sokołowska J., Puchlik M., *Pozostałości farmaceutyków w środowisku oraz możliwości ich usuwania*, Interdyscyplinarne zagadnienia w Inżynierii i Ochronie Środowiska, (2016), s. 286-299.

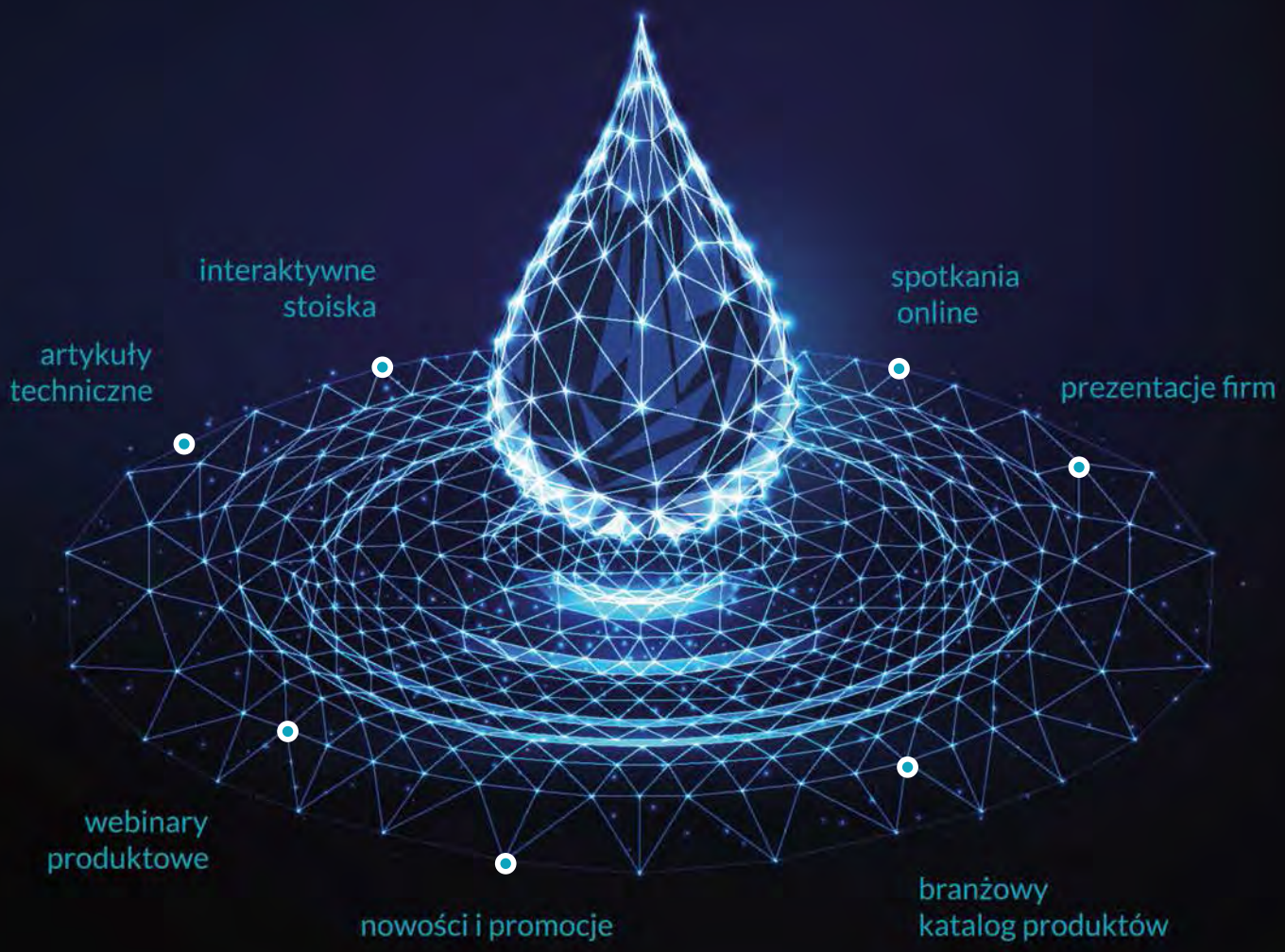
mgr inż. Michał Kosiniak
dr inż. Robert Muszański
Wofil

TARGI WOD-KAN

WIRTUALNE TARGI

Nowy wymiar

WSPÓŁPRACY W BRANŻY



WOD-KAN 2.0

www.targi-wod-kan.pl

technologia wody
Rok XIII Zeszyt 2(76)
kwiecień–czerwiec 2021
ISSN 2080-1467
www.technologia-wody.eu

Wpływ kofermentacji odpadów rolno-spożywczych z osadami ściekowymi na produkcję biogazu oraz na skład frakcji ciekłej osadu przefermentowanego

Anna Wilińska-Lisowska
Krzysztof Czerwionka

Ważnym elementem gospodarki cyrkularnej (*circular economy*) są biogazownie, w których podczas produkcji biogazu następuje utylizacja odpadów. Biogaz wytwarzany jest w procesie fermentacji metanowej surowców pochodzących z biomasy roślinnej, odchodów zwierzęcych, odpadów organicznych (np. z przemysłu spożywczego) lub osadów biologicznych powstających w trakcie oczyszczania ścieków. Podczas fermentacji tylko cześć substratów użytych jako wsad ulega przemianom do biogazu. Pozostała część, jako poferment, wymaga końcowego zagospodarowania, np. jako nawóz [1].

Ideę gospodarki cyrkularnej z powodzeniem można zastosować w biogazowniach zlokalizowanych w oczyszczalniach ścieków eksploatujących beztlenowe komory fermentacyjne (z końcowym zagospodarowaniem pofermentu). Podstawowym surowcem dla komór fermentacyjnych w oczyszczalni ścieków są osady ściekowe w postaci osadu wstępnego czy nadmiernego osadu czynnego. Jest to ogromna zaleta umieszczania w tym miejscu biogazowni ponieważ posiadają one stabilną, całoroczną dostępność surowca.

Fermentacja metanowa stanowi zatem efektywny sposób odzysku energii z osadów ściekowych wytwarzanych w trakcie procesów oczyszczania ścieków komunalnych. Istnieje możliwość zwiększenia produkcji biogazu poprzez wykorzystanie jako wsad innych odpadów, np. pochodzenia rolniczego, przemysłowego czy komunalnego. Możliwe jest to dzięki współfermentacji osadów ściekowych z innymi odpadami organicznymi w procesie kofermentacji [2].

Kofermentacja kilku produktów może być skutecznym sposobem na zwiększenie wydajności biogazowej, a tym samym efektu energetycznego, w porównaniu do monofermentacji danego produktu. Substraty, które poddaje się wspólnej fermentacji oddziałują na siebie, uzupełniają się wzajemnie w składniki pokarmowe niezbędne bakteriom. Ponadto jest to sposób na zagospodarowanie wielu produktów odpadowych wpisujący się w obecne trendy panujące w gospodarce wodno-ściekowej.

Dodatkowo proces kofermentacji daje możliwość osiągnięcia samowystarczalności energetycznej dla wielu dużych i średnich oczyszczalni ścieków, stąd ilość biogazowni w oczyszczalniach ścieków stale rośnie. Odpady organiczne, które charakteryzują się szybkim wzrostem produkcji biogazu w procesie kofermentacji, mogą także stanowić formę swoistego „zapasu energii". Jest ona wykorzystywana w okresach zwiększonego zapotrzebowania na energię elektryczną lub w przypadku istotnego spadku produktywności komór fermentacyjnych. Odpowiednio dobrany skład kosubstratów umożliwia wytworzenie energii wystarczającej nie tylko na pokrycie potrzeb własnych oczyszczalni, ale również jej sprzedaż. Pomimo wielu zalet procesu kofermentacji, jego przeprowadzenie wymaga utrzymania określonego reżimu środowiskowego i zachowania wielu parametrów na poziomie optymalnym dla mikroorganizmów przeprowadzających proces [3].

Potencjalnym problemem związanym z zastosowaniem kofermentacji jest wzrost koncentracji zanieczyszczeń, w tym w szczególności związków biogennych, w odciekach z odwadniania osadu przefermentowanego. Jest to szczególnie ważne w przypadku azotu, który zawracany do głównego ciągu oczyszczalni ścieków, powoduje wzrost obciążenia bioreaktorów. Szacuje się, że odcieki te zwiększają ładunek azotu wprowadzany do głównego strumienia oczyszczania ścieków o 10÷30% [4].

Azot całkowity zawarty w odciekach zawiera głównie azot amonowy oraz w mniejszym stopniu azot organiczny. Ten zwiększony ładunek wpływa jednocześnie na znaczący wzrost zużycia energii na napowietrzanie, co obniża lub wręcz niweluje pozytywny efekt energe-

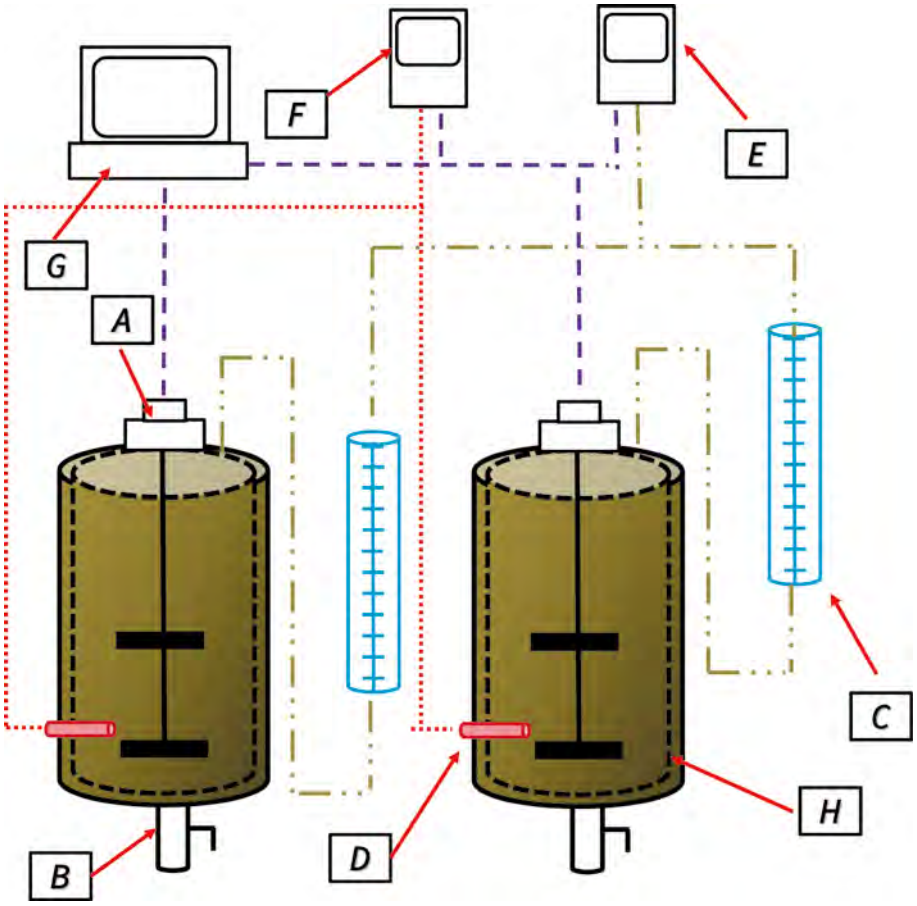
tyczny związany ze zwiększoną produkcją biogazu [5]. Ponadto, odcieki z kofermentacji mogą posiadać podwyższone stężenia azotu organicznego, co może powodować wzrost jego stężenia w ściekach oczyszczonych, a tym samym wpłynąć na problem z zachowaniem wymaganych parametrów ich jakości.

1. Metodyka badawcza

Badania procesu kofermentacji przeprowadzono w warunkach laboratoryjnych na stanowisku obejmującym dwa reaktory fermentacji beztlenowej pracujące w systemie wsadowym (rys. 1). Reaktory wykonane zostały ze stali nierdzewnej o pojemności 10 litrów. Komora reaktora mieszana była za pomocą mieszadeł typu łopatkowego, a temperatura utrzymywana była na założonym poziomie (35÷36°C) za pomocą płaszcza wodnego. W reaktorach prowadzony był ciągły pomiar temperatury. Objętość wyprodukowanego biogazu odczytywano za pomocą wyskalowanych tub pomiarowych.

Wykonano cztery testy wsadowe ukierunkowane na sprawdzenie wpływu poszczególnych składników wsadu w procesie kofermentacji na wzrost produkcji biogazu oraz na skład odcieków. W pierwszym teście (test I) określono parametry bazowe (tło) związane z procesem fermentacji materii organicznej zawartej w inokulum. W kolejnych testach do inokulum dodawano poszczególne analizowane substraty, tj. osad wstępny (test II), osad wstępny i flotat pochodzący z zakładów rybnych (test III) oraz osad wstępny, flotat i odpady warzywne (test IV). Zgodnie z metodyką stosowaną w badaniach przy zastosowaniu metody AMPTS udział w kofermentacji inokulum stanowił ok. 80%. Osad wstępny stanowił zawsze 20% w stosunku do inokulum, natomiast wielkość dawki flotatu, w oparciu o wstępne badania inhibicji procesu, przyjęto na poziomie 10% objętości osadu wstępnego. Odpad warzyw stanowił ok. 33%, w stosunku do flotatu.

Każdy test prowadzono przez 28 dni. W trakcie trwania testu codziennie mierzono objętość powstającego biogazu, a okresowo sprawdzano jego jakość (w zakresie CH_4, CO_2, O_2, NH_3, H_2S). W określonych odstępach czasowych pobierano próbki pofermentu do szczegółowej analizy. Część pobranej próbki pofermentu poddano separacji mechanicznej, w której wyodrębniono fazę stałą i fazę ciekłą. Separację mechaniczną przeprowadzono przy pomocy wirówki laboratoryjnej Jouan C3i. Zgodnie z wcześniejszymi badaniami [7], przyjęto prędkość wirowania wynoszącą 4000 obr./min i czas wirowania 30 min. Powstałą ciecz nadosadową poddano dalszej analizie. W badaniach skupiono się na oznaczeniu form występowania azotu ogólnego w odciekach. Obejmował on azot amonowy (NH_4-N) oraz frakcje azotu organicznego. Zgodnie z zalecanymi standardami, do rozdziału poszczególnych frakcji azotu organicznego wykorzystuje się sączki o różnych wielkościach porów (0,1, 0,45 i 1,2 µm). Filtrat z sączka o wielkości porów 0,1 µm traktuje się jako frakcję rozpuszczoną, natomiast zawiesinę na sączku 1,2 µm jako frakcję w zawiesinie.

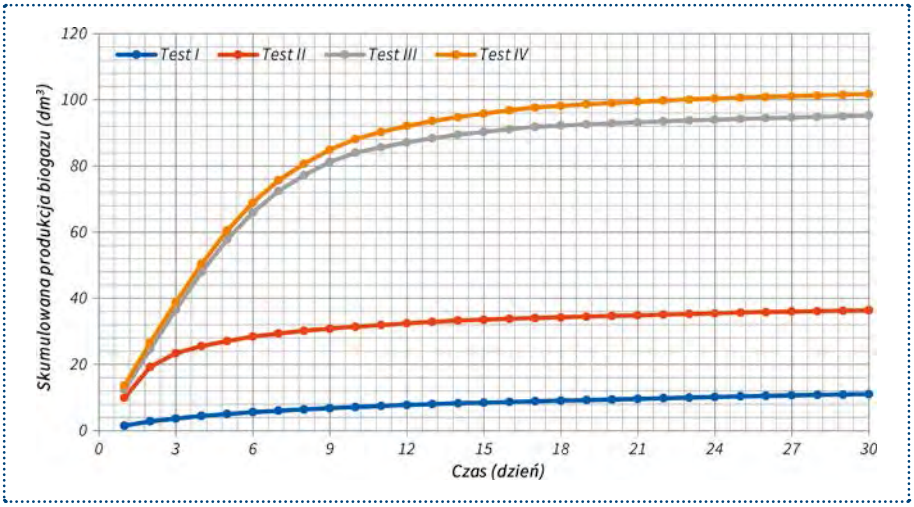


Rys. 1. Schemat modelu badawczego: A – mieszadło mechaniczne, B – punkt poboru próbek, C – rurki do pomiaru objętości wytwarzanego biogazu, D – sonda temperatury, E – miernik składu biogazu, F – miernik temperatury, G – układ sterowania, H – płaszcz wodny [6]

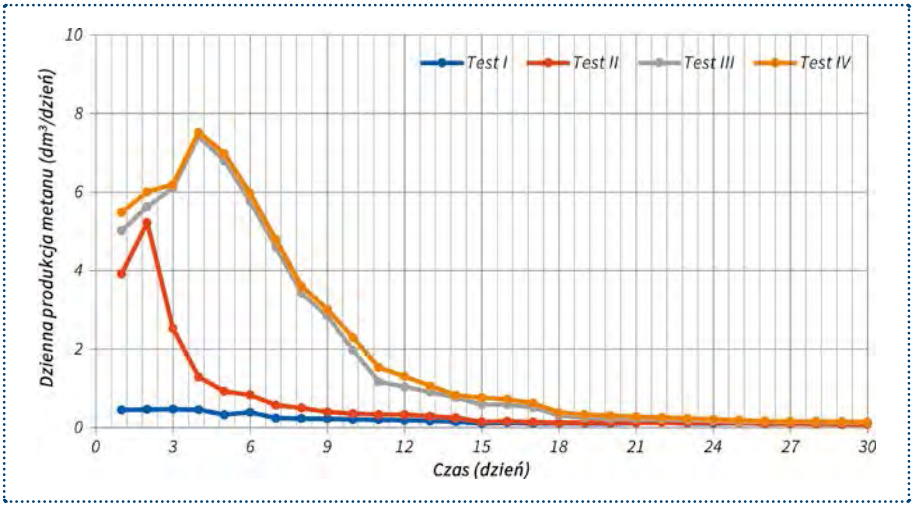
2. Wyniki badań

W niniejszej pracy zbadano wpływ kofermentacji dwóch wybranych odpadów (flotat pochodzący z oczyszczalni ścieków przy zakładach produkcji przetworów rybnych oraz mieszanina warzyw) na wzrost produkcji biogazu oraz ich wpływ na zmiany stężenia azotu w odciekach pochodzących z odwadniana pofermentu.

O poziomie korzyści energetycznych związanych z procesem kofermentacji świadczy wzrost produkcji biogazu oraz wzrost udziału w nim metanu. We wszystkich przeprowa-



Rys. 2. Skumulowana produkcja biogazu dla wszystkich testów



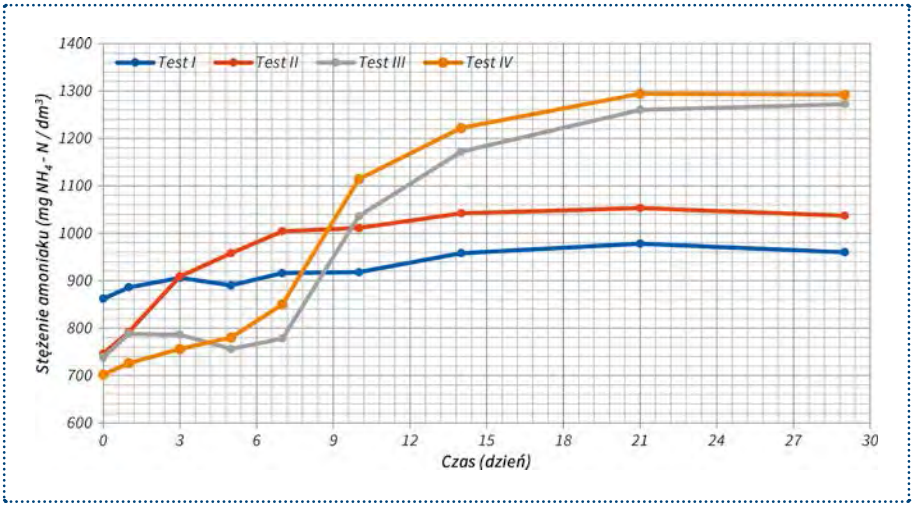
Rys. 3. Dzienna produkcja metanu dla wszystkich testów

dzonych testach produkcja biogazu była najbardziej wydajna do 15 dnia trwania testu wsadowego. Test kontrolny (test I) wykazał, że inokulum nadal zawierało materię organiczną podatną na rozkład beztlenowy, jednak jej poziom nie był wysoki. Wartości produkcji biogazu w teście I były 4-krotnie niższe w odniesieniu do produkcji dobowej biogazu dla osadów ściekowych. Dla testów III i IV zaobserwowano wyższy początkowy wzrost produkcji biogazu, osiągający 10-krotność w odniesieniu do testu I, i ok. 1,5 razy wyższy w odniesieniu do osadu wstępnego (po 2 pierwszych dniach) (rys. 2). Jednocześnie zaobserwować można wysoką produkcję biogazu przez znacznie dłuższy okres, co przy zużywaniu się substratów w testach I i II spowodowało, iż maksymalny dobowy przyrost biogazu przekraczał 1600% (w odniesieniu do testu I) oraz 600% (w odniesieniu do testu II). Zastosowane w testach odpady przyczyniły się do znaczącego wzrostu produkcji biogazu, a także do istotnego wzrostu udziału w nim metanu (ok. 70÷73%) (rys. 3).

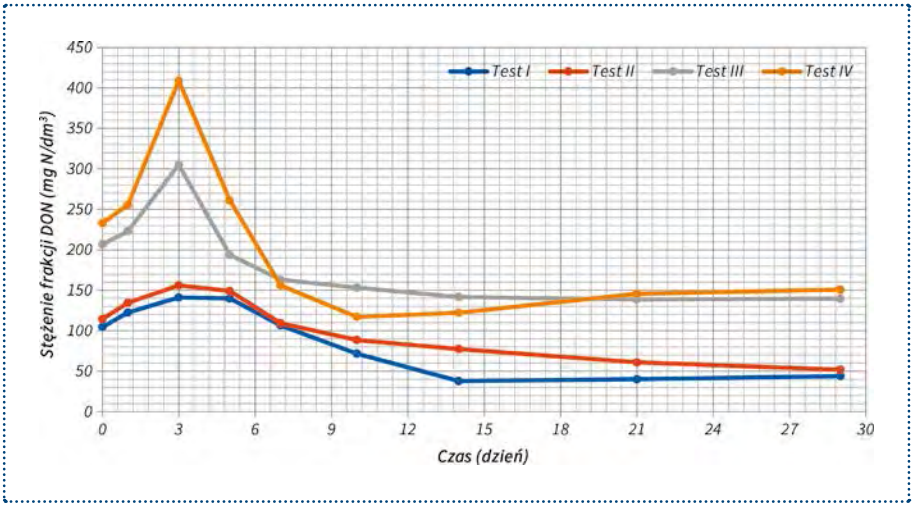
Przy proporcji inokulum, osadu wstępnego i flotatu wynoszącej 3:1:2, a także po dodatku mieszaniny warzyw (w proporcji 0,25) nie wystąpiła inhibicja procesu fermentacji metanowej. Również hydroliza związków organicznych zawierających azot, zawartych we wsadzie do frakcji PON, CON i DON, przebiegała bez istotnych zakłóceń. Wskazuje na to znaczący wzrost stężeń tych frakcji w ciągu pierwszych 3÷5 dni w stosunku do fermentacji samego osadu wstępnego (od ponad 100 do prawie 300%). Stwierdzono natomiast inhibicję procesu amonifikacji, co skutkowało stabilnym poziomem stężeń azotu amonowego w trakcie pierwszych 5÷7 dni trwania procesu (rys. 4). Dodatek flotatu, a także mieszanki warzyw, nie miał istotnego wpływu na końcowe stężenia frakcji PON i CON. Natomiast w odniesieniu do frakcji DON (rys. 5) wykazano wzrost o 170÷190% w stosunku do testu z dodatkiem osadu wstępnego. Można to uznać za efekt niekorzystny, co może spowodować negatywne skutki dla części biologicznej oczyszczalni ścieków obciążonej dodatkowym ładunkiem azotu organicznego.

W celu oceny wpływu zastosowania analizowanych kosubstratów na efekt energetyczny uzyskiwany przez oczyszczalnię ścieków wykonano obliczenia bilansu energii. Uwzględniono w nich zmienną wielkość produkcji energii elektrycznej w zależności od sprawności układów CHP (w zakresie od 30 do 50%). Ilość energii, jaką można wytworzyć z 1 m^3 metanu przyjęto jako 10,4 kWh. Uwzględniono także konsumpcję energii na doprowadzenie tlenu niezbędnego do usunięcia azotu zawartego w odciekach z odwadniania pofermentu. W tej części obliczeń uwzględniono dwa scenariusze: pierwszy odnoszący się tylko do azotu amonowego oraz drugi, uwzględniający sumę azotu amonowego i azotu organicznego. Dodatkowo przeanalizowano opcję usuwania azotu tylko w konwencjonalnym procesie nitryfikacji/denitryfikacji, a także zastosowanie procesu częściowej nitryfikacji/anammoxu w ciągu bocznym przy zmiennej efektywności usuwania azotu amonowego (maksymalnie do 90%). Dla wszystkich wykonanych wariantów obliczeń uzyskano pozytywny efekt energetyczny. Minimalny zysk energetyczny dla flotatu był ok. 60% wyższy w stosunku do osadu wstępnego, natomiast dla mieszaniny warzyw wynosił on ok. 30%.

Wykonane badania potwierdziły zasadność zastosowania flotatu z podczyszczalni ścieków z zakładów rybnych oraz mieszaniny warzyw jako kosubstratu w procesie fermentacji realizowanym w biogazowniach komunalnych zlokalizowanych przy oczyszczalniach ścieków.



Rys. 4. Stężenie azotu amonowego dla wszystkich testów



Rys. 5. Stężenie DON dla wszystkich testów

3. Literatura

[1] Atelge M. R.; Krisa D.; Kumar G.; Eskicioglu C.; Nguyen D. D.; Chang S. W.; Atabani A. E.; Al-Muhtaseb A. H.; Unalan S. (2020) *Biogas Production from Organic Waste: Recent Progress and Perspectives*. Waste and Biomass Valorization, *11*(3), 1019-1040.

[2] Mata-Alvarez J.; Dosta J.; Güiza M.S.; Fonoll X.; Peces M.; Astals S. (2014) *A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010–2013*. Renew Sustain Energy Rev, *36*, 412–427.

[3] Mata-Alvarez J.; Mace S.; Llabres P. (2000) *Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives*. Bioresour. Technol., *74*, 3–16.

[4] Fux C.; Siegrist H. (2004) *Nitrogen removal from sludge digester liquids by nitrification/denitrification or partial nitritation/anammox: environmental and economical considerations*. Water Sci Technol, *50 (10)*, 19–26.

[5] Zaborowska E.; Czerwionka K.; Mąkinia J. (2017) *Strategies for achieving energy neutrality in biological nutrient removal systems – a case study of the Slupsk WWTP (northern Poland)*. Water Science And Technology, *75(3)*, 727-740.

[6] Wilinska-Lisowska, A.; Ossowska, M.; Czerwionka, K. (2021) *The Influence of Co-Fermentation of Agri-Food Waste with Primary Sludge on Biogas Production and Composition of the Liquid Fraction of Digestate*. Energies, 14, 1907.

[7] Tuszyńska A.; Wilińska-Lisowska A.; Czerwionka K. (2020) *Phosphorus and nitrogen forms in liquid fraction of digestates from agricultural biogas plants*. Environmental Technology, 1-13.

mgr inż. Anna Wilińska-Lisowska
dr hab. inż., prof. PG, Krzysztof Czerwionka
Politechnika Gdańska,
Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska

Badania kofermentacji produktów odpadowych z przemysłu rolno – spożywczego czy odpadów warzywnych z osadami ściekowymi realizowano w ramach projektu DEZMETAN finansowanego przez Europejski Fundusz Rozwoju Regionalnego w ramach Programu Operacyjnego Inteligentny Rozwój 2014-2020 w ramach projektu nr POIR.04.01.02-00-0022/17.



Fot. Tomasz Gąska (www.7colors.pl)

technologia wody
Rok XIII Zeszyt 2(76)
kwiecień–czerwiec 2021
ISSN 2080-1467
www.technologia-wody.eu

Wyzwanie związane z wyciekami

Klara Ramm

1. Rosnący problem

Rosnące zainteresowanie mediów poważnymi zaburzeniami równowagi wodnej na całym świecie, wynikająca z tego świadomość społeczna na temat ilości wody, skłoniły konsumentów i organizacje pozarządowe do wezwania do zmian w sposobie wykorzystywania wody przez społeczeństwo, w tym między innymi do drastycznych programów ograniczania wycieków, niezależnie od faktycznej lokalnej dostępności wody i bez uwzględnienia pełnych czynników ekonomicznych.

W odpowiedzi na presję społeczną dotyczącą efektywnego i wydajnego wykorzystania zasobów wodnych, Komisja Europejska uwzględniła monitorowanie wycieków w przekształconej dyrektywie w sprawie wody pitnej[1]. W międzyczasie zapomniano o pierwotnej przyczynie redukcji wycieków, czyli nieszczelności sieci wodociągowych. Była nią konieczność redukcji ryzyka zanieczyszczenia sieci w wyniku tych nieszczelności.

Straty wody są bardzo zróżnicowane w całej UE, a średnie wartości wahają się od mniej niż 5% do ponad 50% pobranej wody, która jest tracona w łańcuchu dostaw[2]. Według danych zebranych przez EurEau[3] największe straty notują Bułgaria, Rumunia i Irlandia, gdzie woda nieprzynosząca dochodu stanowi ponad 50% wody wtłoczonej do sieci. Największe roczne straty związane z wyciekami z sieci dystrybucji notują Włochy (ponad 8 000 m^3/km), najmniejsze Holandia, Dania, Niemcy i Estonia (poniżej 8 000 m^3/km). Wartości strat wody zależą jednak od bardzo wielu czynników, takich jak wiek i konserwacja systemu, całkowita długość sieci, liczba przyłączy, lokalna topografia, a tym samym charakterystyka hydrauliczna, warunki glebowe i klimatyczne, jakość wody i jej cena, a także sposób, w jaki woda jest ceniona przez społeczeństwo. Ponadto ma to silny związek ze współczynnikiem odnowy sieci. Holandia i Dania mają ten współczynnik bliski 1% rocznie, Bułgaria najwyższy (około 3%), co wynika z wciąż małego zwodociągowania kraju i budowy nowych odcinków. W praktyce odnowa sieci poniżej 1% rocznie jest niebezpieczna, gdyż powoduje jej nadmierne starzenie się.

2. Nowa dyrektywa – nowy obowiązek

Poza kwestią zanieczyszczenia wody poprzez nieszczelności, problem wycieków pojawił się w kontekście zarządzania podażą i popytem wody, szczególnie podczas niedoborów i suszy. Celem jest przystosowanie się i łagodzenie zmian klimatu dzięki zmniejszeniu poboru wody, a więc również zużycia energii. Skuteczna redukcja strat wody jest dobrym wskaźnikiem efektywności gospodarowania wodą.

Dyrektywa 2020/2184 w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, przekształcająca dobrze znaną dyrektywę 98/83/WE, wskazuje w preambule na ogólny brak świadomości na temat wycieków wody spowodowanych niedoinwestowaniem w zakresie utrzymania i odnawiania infrastruktury wodociągowej. Podkreśla się, że wielkość wycieków staje się coraz bardziej widoczna, stąd konieczność poprawy wydajności infrastruktury wodociągowej oraz unikania nadmiernej eksploatacji ograniczonych zasobów wody. Wszystkie państwa członkowskie powinny oceniać wielkość wycieków i zmniejszać je, mając na uwadze narzucony dopuszczalny próg dla infrastrukturalnego indeksu wycieków (ILI) lub innej odpowiedniej metody. W ocenie uwzględnia się istotne aspekty dotyczące zdrowia publicznego, środowiska i technologii. Obejmuje ona dostawców dostarczających co najmniej 10 000 m^3 wody dziennie lub obsługujących co najmniej 50 000 osób. Do 12 stycznia 2026 roku kraje członkowskie muszą określić

[1] Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2020/2184 z dnia 16 grudnia 2020 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Dz. U. UE 23.12.2020.435.
[2] Third Follow up Report to the Communication on water scarcity and droughts in the European Union COM (2007) 414 final.
[3] www.eureau.org.

wskaźnik wycieków i ocenić go pod względem wpływu na środowisko i zdrowie ludzkie. Problem wycieków poruszany jest w nowej dyrektywie także w kontekście zarządzania ryzykiem. Dyskusja na temat właściwych wskaźników będzie trwać ze względu na to, że pięć lat po terminie transpozycji nowej dyrektywy Komisja Europejska ma określić próg na podstawie ILI (Infrastrukturalny Indeks Wycieków, z ang.: *Infrastructure Leakage Index*) lub innej odpowiedniej metody. Następnie państwa członkowskie, w których stopień wycieków przekracza ustalony przez KE próg, przedłożą Komisji plan działania określający pakiet środków, które zostaną podjęte w celu obniżenia stopnia wycieków.

Art. 4 powierza wyzwanie związane z określeniem progu wycieków i dopilnowaniem krajów członkowskich Komisji Europejskiej: „Do dnia 12 stycznia 2028 r. Komisja przyjmie akt delegowany (...), w celu uzupełnienia niniejszej dyrektywy poprzez określenie progu, na podstawie ILI lub innej odpowiedniej metody, powyżej którego państwa członkowskie muszą przedstawić plan działania. Ten akt delegowany zostanie przygotowany przy wykorzystaniu ocen przeprowadzonych przez państwa członkowskie oraz średniej unijnej wielkości wycieków ustalonej na podstawie tych ocen. W ciągu dwóch lat od przyjęcia aktu delegowanego (...), państwa członkowskie, w których wielkość wycieków przekracza próg określony w akcie delegowanym, przedstawią Komisji plan działania ustanawiający pakiet środków, które mają zostać zastosowane w celu redukcji wielkości wycieków".

Z kolei art. 9 podkreśla istotność wzięcia pod uwagę wielkości wycieków podczas oceny ryzyka.

3. Gdzie powstają straty

Nie da się określić strat wody bez zdefiniowania bilansu wody składającego się z wody ujętej lub zakupionej, wody wyprodukowanej, wody wykorzystanej i wody utraconej.

Międzynarodowe ramy określania wycieków istnieją jako część obliczeń bilansu wodnego, którego celem jest śledzenie i rozliczanie każdego składnika wody dodawanego i odejmowanego z systemu zaopatrzenia w wodę w określonym czasie. Zatem bilans wodny ma na celu zidentyfikowanie wszystkich składników zużycia i strat w znormalizowanym formacie. Jasno zdefiniowany bilans wody jest pierwszym krokiem do oszacowania ilości wody nieprzynoszącej dochodu i zarządzania wyciekami w sieciach wodociągowych.

Bilans wody proponowany przez organizację IWA[4] opiera się na następujących danych:

— Zużycie autoryzowane – roczna ilość wody odmierzonej i nieodmierzonej pobranej przez zarejestrowanych klientów, dostawcę wody i inne podmioty, które są do tego w sposób dorozumiany lub wyraźny upoważnione (np. woda używana w urzędach państwowych lub hydrantach przeciwpożarowych).
— Woda nieprzynosząca dochodu (ang.: NRW – *non revenue water*) – jest różnicą między objętością wejściową systemu zaopatrzenia a autoryzowanym i zafakturowanym zużyciem. NRW obejmuje więc także autoryzowane, ale niezafakturowane zużycie (zwykle niewielki składnik bilansu) oraz straty wody (wycieki).
— Straty wody – różnica między objętością wejściową systemu a autoryzowanym zużyciem. Obejmuje więc straty handlowe i straty fizyczne.
— Straty handlowe czasami określane są (niesłusznie), jako straty pozorne (z ang. *apparent losses*), obejmują nieautoryzowane zużycie i wszelkiego rodzaju niedokładności pomiaru.
— Straty fizyczne, czasami określane jako straty rzeczywiste, to objętości utracone w wyniku wszelkiego rodzaju wycieków, pęknięć i przelewów sieci, zbiorników retencyjnych i przyłączy.

Czasami nawet najbardziej podstawowe informacje, takie jak objętość wejściowa wody do systemu zaopatrzenia, średnie ciśnienie, długość sieci i liczba przyłączy, mogą już umożliwić wstępne oszacowanie strat w danym obszarze. Proces obliczania każdego ze składników bilansu wody i wskaźników wydajności umożliwi kolejne ich uszczegółowienie. Niestety, korzystanie z niepełnych lub niedokładnych danych do obliczenia bilansu wody nie przyniesie użytecznych wyników, a zdobycie rzetelnych danych nie zawsze jest łatwe czy w ogóle możliwe.

Kroki obliczania NRW przy użyciu bilansu wody według metodyki IWA opierają się na uzyskaniu wyników w czterech krokach:

— **Krok 1.** Pomiar ilości wody wtłoczonej do sieci.
— **Krok 2.** Określenie autoryzowanego zużycia:
  — zafakturowane – całkowita ilość wody zafakturowana przez zakład wodociągowy;
  — niezafakturowane – całkowita ilość dostarczonej wody bez opłat.

[4] Strona IWA: www.iwa-network.org.



Rys. 1. Obliczanie wody nieprzynoszącej dochodu według IWA

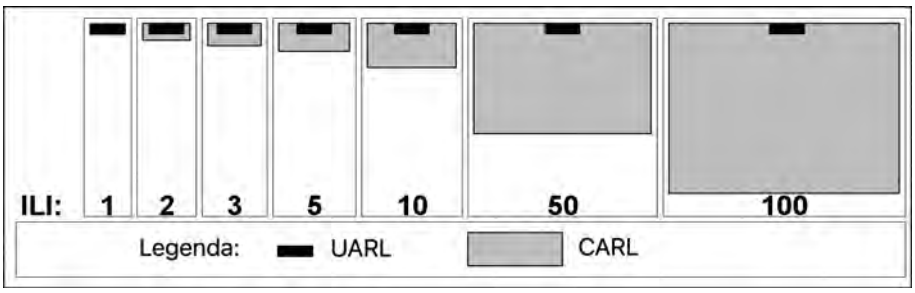
— **Krok 3.** Straty handlowe:
  — kradzież wody, oszustwa;
  — niedokładności pomiaru (brak odczytu, źle dobrany lub wadliwy wodomierz);
  — błędy w obsłudze danych.
— **Krok 4.** Straty fizyczne:
  — wyciek z sieci magistralnej;
  — wyciek z sieci dystrybucyjnej;
  — wyciek ze zbiorników i przelewów;
  — wyciek na przyłączu.

Idea NRW zilustrowana jest na rys. 1. Należy zwrócić uwagę na fakt, że woda nieprzynosząca dochodu, to także legalna konsumpcja, ale niezafakturowana. Zdarza się, że obejmuje ona wodę zużytą w obiektach użyteczności publicznej, wodę zużytą do podlewania miejskich terenów zielonych czy do gaszenia pożarów, za którą wodociągi nie otrzymują zapłaty.

Obowiązek ograniczania wycieków, będący jednym z zapisów nowej dyrektywy, jest wyzwaniem już podjętym przez przedsiębiorstwa. W większości wycieki są rozumiane jako straty wody, choć sama ich definicja jest różna. Mimo różnic w rozumieniu pojęcia, większość wodociągów ma już oszacowaną wielkość tych strat. Najczęściej jest to różnica między wodą wyprodukowaną a sprzedaną, która według ankiety Izby Gospodarczej Wodociągi Polskie wynosi od 4 do ponad 20%. W celu ograniczania strat wody, oprócz działań analitycznych, wdraża się działania techniczne. Najważniejszym jest modernizacja i wymiana sieci wodociągowej. Działania te są jednak znaczącym kosztem dla przedsiębiorstw.

4. Potrzebne dane

UARL (ang.: *Unavoidable Annual Real Losses*), to straty nieuniknione. Obliczane są zazwyczaj dla całego systemu dystrybucji. Zakłada się przy tym, że roczne wycieki nieuniknione na sieci magistralnej i rozdzielczej wynoszą 6,57 m^3/km/metr ciśnienia, na przyłączach do granicy nieruchomości 0,256 m^3/km/metr ciśnienia, a na granicy na terenie nieruchomości 9,132 m^3/km/metr ciśnienia[5]. Założone wycieki nie są wartością przyjętą raz na zawsze. W literaturze polskiej dzienny wskaźnik wycieków nieuniknionych zakłada się równy 0,8 dm^3/km/m H_2O (rocznie 0,292 m^3)[6], jednak Lambert[7] przyjmuje 0,7 dm^3/km/m H_2O (rocznie 0,256 m^3). Stąd, wskaźnik można wyliczyć ze wzoru:



Rys. 2. Ilustracja infrastrukturalnego wskaźnika wycieków (ILI)

$$\text{UARL [m}^3\text{/rok]} = \\ = (6{,}57 \cdot L_m + 0{,}256 \cdot N_c + 9{,}13 \cdot L_p) \cdot \text{P},$$

gdzie:
L_m – długość sieci wodociągowej (magistralnej i rozdzielczej) [km],
L_p – długość przyłączy [km],
N_c – liczba przyłączy [-],
P – średnie ciśnienie wody w sieci [m H_2O].

Równanie można wykorzystać do przewidywania najniższych technicznie osiągalnych rocznych strat rzeczywistych dla dowolnej kombinacji długości sieci, liczby przyłączy, lokalizacji wodomierzy głównych i średniego ciśnienia roboczego – przy założeniu, że infrastruktura systemu dystrybucyjnego jest w dobrym stanie.

Od 1999 roku UARL jest obliczany dla tysięcy międzynarodowych sieci. Niektórym operatorom udało się go osiągnąć, szczególnie tym z małymi systemami i niskimi ciśnieniami[8]. Branża wodociągowa sceptycznie podchodzi do tego wskaźnika, wskazując, że UARL jest zbyt wrażliwy na rozmiar systemu, gęstość przyłączy i średnie ciśnienie. W 2014 roku badania dobrej jakości danych z małych systemów w Austrii i Danii wykazały, że małe samodzielne systemy z mniej niż 3 000 przyłączami mogą osiągnąć wycieki mniejsze niż obliczone za pomocą równania UARL, szczególnie przy ciśnieniach poniżej 40 m H_2O, z rurami o wysokiej elastyczności[9].

— CARL (ang.: *Current Annual Real Loses*), to rzeczywiste roczne straty wody, czyli woda faktycznie stracona w sieci. Oznacza objętość wody wtłoczonej do sieci pomniejszoną o wodę sprzedaną i wodę zużytą na cele własne.
— ILI (ang.: *Infrastructure Leakage Index*), czyli infrastrukturalny indeks wycieków zalecany w nowej dyrektywie określa, jak dobrze sieć dystrybucyjna jest zarządzana i utrzymywana pod określonym ciśnieniem roboczym. Jest stosunkiem omówionych powyżej bieżących rocznych rzeczywistych strat do nieuniknionych rocznych rzeczywistych strat:

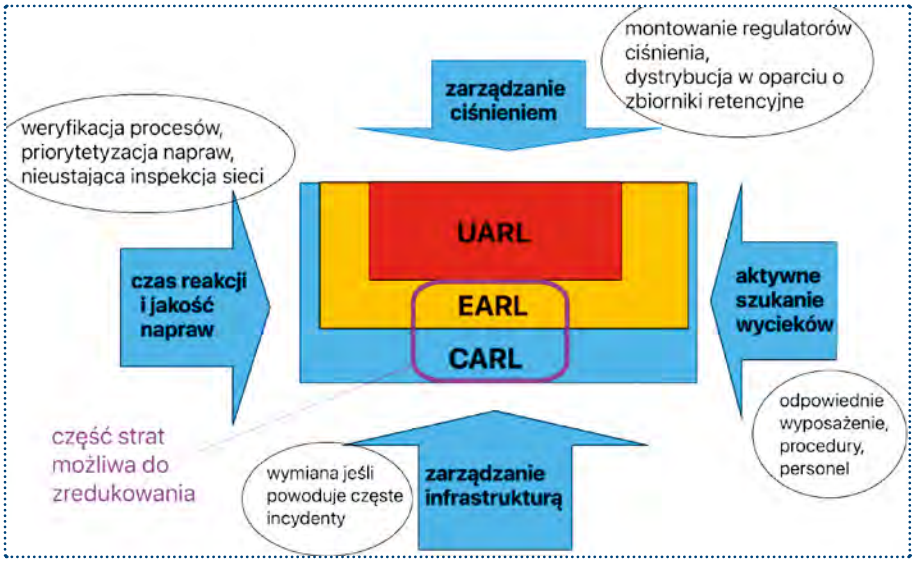
$$\text{ILI} = \text{CARL/UARL}.$$

Zgodnie z rys. 2 idealna sytuacja jest wówczas, gdy ILI równy jest jedności.

[5] https://www.leakssuitelibrary.com/.
[6] J. Rak, A.Misztal: Analiza strat wody w wodociągu miasta Jarosław. JCEEA t. XXXIV z. 65(4/17), 2017 r.
[7] A. Lambert, B. Charalambous, M. Fantozzi, J. Kovac, A. Rizzo, S. Galea St. John: 14 Years Experience of using IWA Best Practice Water Balance and Water Loss Performance Indicators in Europe. IWA 2014 r.
[8] A.O. Lambert, Timothy G. Brown, M. Takizawa, D. Weimer: A Review of Performance Indicators for Real Losses from Water Supply Systems. Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua (1999) 48 (6): 227–237.
[9] The Leaksssuite Library: https://www.leakssuitelibrary.com/.
[10] R. Liemberger: Do You Know How Misleading the Use of Wrong Performance Indicators can be? IWA Managing Leakage Conference, Cyprus, 2002.

Warunkiem poprawnego określenia ilości wody przynoszącej dochód jest wiarygodny system pomiaru. Chociaż bilans wody jest ważnym narzędziem do zrozumienia wpływów, zużycia i strat, ogólny brak danych prowadzi do problemów. Luki w nich utrudniają ilościowe określenie strat handlowych oraz określenie charakteru i lokalizacji strat fizycznych. Na szczęście pomocne mogą być narzędzia modelowania, także dzielenia sieci na strefy DMA (ang.: *District Metered Areas*). Bardzo istotna jest także kontrola ciśnienia oraz niedopuszczanie do pozostawiania wycieków tam, gdzie zostały już wykryte.

Istotną kwestią w redukcji ILI jest zbilansowanie wszystkich komponentów parametru wody niesprzedanej (*non-revenue water*). Poza danymi z odczytów, konieczne jest określenie dokładności pomiarów (dopasowanie wodomierzy) oraz skuteczne zarządzanie wodą niesprzedaną w celu jej minimalizacji: określanie stref DMA, popularyzacja telemetrii, kontrola ciśnienia w sieci itd. Ideę redukcji ILI ilustruje rys. 3.



Rys. 3. Zasada redukcji ILI. Opracowanie własne w oparciu o pracę A. Lamberta i wsp.[7]

5. Stanowisko EurEau

Według danych EurEau, przedsiębiorstwa wodociągowe wciąż rzadko stosują współczynnik ILI, UARL czy CARL. Najpopularniejszymi metodami są straty obliczane według następujących wzorów:

$$KPI_1 = Q_1 - Q_2 - Q_3 \text{ [m}^3\text{]},$$
$$KPI_2 = Q_2 - Q_3 \text{ [m}^3\text{]},$$
$$KPI_3 = 100 \cdot (KPI_1/Q_1) \text{ [\%]},$$
$$KPI_4 = KPI_1/L_1 \text{ [m}^3\text{/km]}.$$

Gdzie:
Q_1 – woda ujęta,
Q_2 – woda wtłoczona do sieci,
Q_3 – autoryzowana konsumpcja,
L_1 – długość sieci magistralnej i dystrybucyjnej (czasem również przyłączy).

Kwestia kontroli strat wody nie była dotychczas w przedsiębiorstwach wodociągowych zagadnieniem kluczowym, co jednak zapewne się zmieni ze względu na dyrektywę 2020/2184. EurEau przeprowadziła wśród swoich członków ankietę na temat dojrzałości zarządzania stratami wody w Europie.

Ankietę wypełniło 18 krajów członkowskich (organizacje branżowe, w tym Izba Gospodarcza Wodociągi Polskie), obejmujących 30 685 podmiotów, w tym 1 995 dużych (obsługujących ponad 50 000 osób) oraz 28 690 mniejszych. 11 krajów w większości pobiera wody podziemne (ponad 50% wody ujmowanej). 2 kraje istotnie zależą od odsalania (ponad 35% wody wyprodukowanej). W 14 krajach funkcjonuje już obowiązek określania strat wody. Ponadto zdecydowana większość użytkowników domowych i przemysłowych w Unii Europejskiej jest opomiarowana, a w 13 krajach funkcjonują regulacje związane z dokładnością pomiaru, można więc stwierdzić, że dane już istnieją.

Bardzo istotne w bilansowaniu wody są zdalne odczyty wodomierzy, gdyż pozwalają przeprowadzić odczyt dla całego systemu w jednym momencie. Jednak zdalne odczyty stanowią średnio 5% wszystkich odczytów, choć jest kilka krajów, gdzie ten wskaźnik osiąga 35%. Jest tu więc potencjał rozwoju. Działania na rzecz ograniczania wycieków będą więc związane z pomiarami (*smart metering*), modelowaniem i audytem. Drugim zespołem środków jest konieczność systematycznej odnowy sieci. W standardach krajów członkowskich dąży się do uzyskania wymiany lub odnowy 2% rocznie, tak aby wiek przewodów nie przekroczył 50 lat. Oczywiście jest to pewne założenie dla średniej w skali kraju, wiele zależy od materiału sieci i jej wykonania.

Członkowie EurEau wskazują następujące metody, skuteczne w znajdowaniu wycieków:

1. Natychmiastowe reagowanie na zgłoszenia i reklamacje odbiorców.
2. Określanie i systematyczne pomiary DMA.
3. Programy detekcji wycieków i napraw.
4. Zarządzanie ciśnieniem.
5. Reakcja na wycieki u odbiorcy – darmowa detekcja i naprawy.
6. Systematyczna renowacja infrastruktury.

Podejście do zagadnienia wycieków zależy oczywiście od wielu czynników, takich jak strefa klimatyczna, stan zasobów wodnych, wielkość przedsiębiorstwa, lokalne uwarunkowania prawne, jakość konserwacji systemu, całkowita długość sieci, liczba połączeń, lokalna topografia, a tym samym charakterystyka hydrauliczna, warunki glebowe i klimatyczne, ceny wody, a także sposób, w jaki woda jest ceniona przez społeczeństwo.

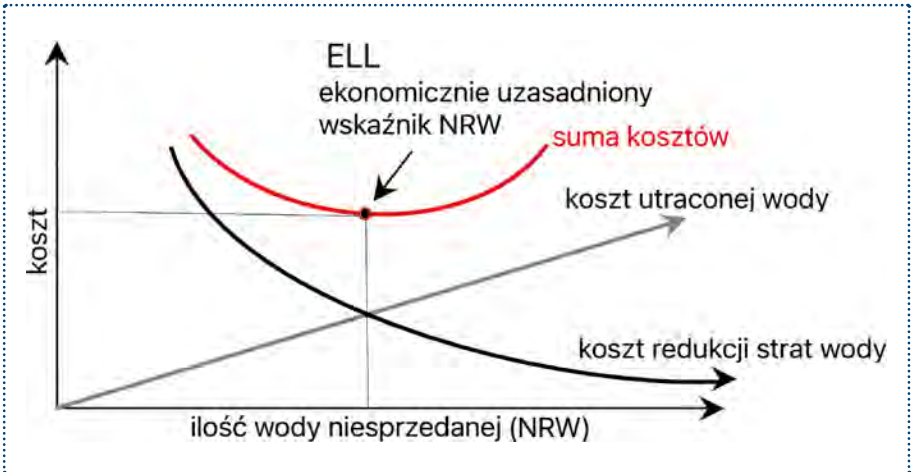
Niestety, różne podejścia sprawiają, że dane są często trudne do porównania. Eksperci federacji EurEau zaznaczają, że ograniczenie wycieków nie jest jedynym, absolutnym i idealnym rozwiązaniem problemu braku równowagi pomiędzy zapotrzebowaniem a zaopatrzeniem w wodę i że należy w pełni uwzględnić lokalne czynniki ekonomiczne, społeczne i środowiskowe, włączając w to także zarządzanie wyciekami. Zakłady wodociągowe przyznają bowiem, że rzeczywisty poziom wycieków jest również wskaźnikiem ogólnej jakości i integralności systemu zaopatrzenia w wodę. Należy także podkreślić, że wodociągi pobierają ze środowiska około 20% całkowitego zapotrzebowania Europy na wodę, a pozostała część w większości przypada na rolnictwo. EurEau apeluje o rozszerzenie polityki szacowania wycieków i ich redukcji na wszystkie sektory w celu zachowania cennych zasobów oraz zminimalizowania zużycia energii i śladu węglowego.

6. Wyzwanie finansowe

Redukcja ilości wody niesprzedanej łączy się oczywiście z kosztami. Dlatego ważne jest określenie ekonomicznie uzasadnionego wskaźnika NRW, poza którym redukcja strat jest nieuzasadniona ekonomicznie. Eksploatacja przy niższych poziomach wycieków skutkuje niższymi kosztami eksploatacyjnymi przedsiębiorstwa wodociągowego w zakresie produkcji i dystrybucji wody. Z drugiej strony, ograniczenie wycieków kosztuje. Dlatego należy zachować równowagę ekonomiczną między kosztem wody ponoszonym z powodu wycieku a kosztem środków zastosowanych w celu ograniczenia strat. Punkt, w którym całkowite koszty redukcji strat są zminimalizowane (rys. 4) określony jest ekonomicznym poziomem wycieku ELL (ang.: *Economic Leakage Level*).

Przedsiębiorstwa powinny koncentrować się w pierwszej kolejności na takich działaniach w kierunku redukcji ilości wody nieprzynoszącej dochodu, w przypadku których inwestycje będą generować najwyższą stopę zwrotu. Dlatego ważne jest, aby porównać składniki wody nieprzynoszącej dochodu nie tylko pod względem jej objętości, ale także skutków finansowych i kwestii zarządzania ryzykiem. Na przykład płukanie sieci w celu poprawy bezpieczeństwa wody trzeba rozpatrywać pod kątem redukcji ryzyka. Ponadto, istotne jest budowanie świadomości konsumentów. Coraz popularniejsza staje się koncepcja inteligentnego wodomierza, który nie tylko odmierza ilość zużytej wody, ale także dostarcza dane bezpośrednio do odbiorcy, pozwala mu modyfikować zużycie wody, lepiej ją wykorzystać, jednocześnie umożliwiając dostawcom wody poprawę dokładności obliczeń.

Strategie inwestycyjne, polegające na redukcji strat wody, mają sens tylko w dłuższej perspektywie. Zrozumienie pełnych korzyści wynikających z ograniczenia wycieków, będzie miało zasadnicze znaczenie dla ułatwienia procesu podejmowania decyzji.



Rys. 4. Idea ekonomicznie uzasadnionego wskaźnika wycieków

7. Innowacje

Za pomocą satelitów poszukuje się wody na Marsie. Podobna technologia jest testowana w Pradze w Czechach do poszukiwania wody wyciekającej z uszkodzonego rurociągu. Testowane urządzenie znajduje się na japońskim satelicie badawczym. Odbicia radarowe przenikają na głębokość trzech metrów pod ziemię, a zastosowana technologia odróżnia nawet wodę pitną od ścieków lub wód powierzchniowych. W dodatku metodę można stosować przy każdej pogodzie. W ramach projektu pilotażowego, w miejscach wskazanych przez satelitę wycieki potwierdzono przez fizyczną inspekcję techników firmy. Trafność wynosiła ponad 60 procent. Niestety, w projekcie pilotażowym weryfikacja uzyskanych wartości zajęła kilka miesięcy. Cały projekt kosztował dwa miliony koron czeskich, a wodociągi w Pradze zaplanowały już kolejne testy. Obecnie praskie przedsiębiorstwo szacuje straty na 12,5%, w porównaniu z 35% w 2001 roku. Niestety, awarie spowodowane są głównie wiekiem sieci wodociągowej.

8. Podsumowanie

Wdrożenie dyrektywy w sprawie wody pitnej stanowi absolutną podstawę ochrony jakości wody i zapewnienia bezpiecznej wody dla wszystkich obywateli UE. EurEau podkreśla, że planowanie zaopatrzenia w wodę musi być długoterminowe i zachować równowagę między podażą a popytem oraz nie może skutkować nadmiernymi cenami wody. W tym kontekście ograniczenie wycieków jest jednym z zestawu dostępnych narzędzi politycznych. W ramach progu, który zostanie w przyszłości ustalony przez Komisję, faktyczne cele powinny zostać ustalone na szczeblu lokalnym, po rzetelnym zebraniu danych oraz kompleksowej analizie technicznej i finansowej.

Programy znacznego ograniczenia wycieków są obecnie dobrze ugruntowane w wielu państwach członkowskich i już przynoszą korzyści. Wyzwanie oszacowania strat wody w skali kraju wydaje się jednak niezwykle trudne, jeszcze większym wyzwaniem będzie określenie dopuszczalnych progów dla całej Unii Europejskiej.

W pracach analitycznych konieczne jest zastosowanie solidnych danych i metod międzynarodowych, gromadzenie spójnych i porównywalnych danych w skali UE, zanim Komisja i państwa członkowskie, władze regionalne lub lokalne wyznaczą cele redukcji wycieków. Ponieważ zasoby wodne są lokalne, a ich dostępność jest bardzo zróżnicowana, należy unikać stosowania jednego uniwersalnego rozwiązania. Jednak najważniejszym krokiem jest zebranie wiarygodnych i kompletnych danych niezbędnych do przeprowadzenia obliczeń wskaźników. W tym celu nowa dyrektywa w sprawie wody do picia zapewnia wszystkim motywację prawną, z rozsądnie określonym terminem realizacji.

Należy pamiętać, że zmniejszenie strat wody jest złożonym, długotrwałym i kosztownym zadaniem, które nigdy nie doprowadzi do całkowitej, stuprocentowej likwidacji wycieków. Kontrola strat jest ponadto zależna od ekonomii i jest ściśle związana z finansowaniem konserwacji i wymiany infrastruktury. Nieuchronnie podlega zasadzie zwrotu kosztów i musi w pełni uwzględniać lokalne warunki gospodarcze, społeczne i środowiskowe. W związku z tym wszelkie cele należy wyznaczać najpierw na szczeblu lokalnym, zgodnie z zasadą pomocniczości. Dążenie do systematycznego zmniejszania strat wody w czasie jest istotniejsze niż narzucenie wartości bezwzględnej.

Należy także podkreślić, że eksperci EurEau zdecydowanie opowiadają się za podejściem dwutorowym, łączącym środki zarządzania popytem ze środkami zarządzania podażą.

dr inż. Klara Ramm
Izba Gospodarcza Wodociągi Polskie

TECHNOLOGIA WODY
www.technologia-wody.pl

Strona przeznaczona dla wszystkich osób zajmujących się technologią uzdatniania wody

Zapraszamy: pracowników wodociągów: technologów, kierowników, mistrzów, brygadzistów SUW; pracowników uczelni wyższych kierunków bezpośrednio i pośrednio związanych z uzdatnianiem wód; studentów; przedsiębiorstwa produkcyjne działające w branży wodociągowej; pracowników biur projektowych i firm wykonawczych.

Celem strony jest wymiana doświadczeń, rozwiązywanie problemów, prezentacja najnowszych technologii i rozwiązań stosowanych w uzdatnianiu i odnowie wód,. Szczególny nacisk jest kładziony na eksploatację Stacji Uzdatniania Wody na poziomie technologów i obsługi bezpośredniej oraz aktualności z kraju w zakresie branży „wodnej". „Z wizytą na SUW" to dział, w którym zamieszczane są reportaże z ciekawych obiektów wodociągowych, ilustrowane zdjęciami i schematami. Działy „Problemy technologiczne" i „Praktyka" to cenne wskazówki pomocne we właściwej eksploatacji Stacji Uzdatniania Wody, analizy ciekawych przypadków technologicznych, propozycje badań badań technologicznych pozwalających diagnozować i rozwiązywać na bieżąco występujące problemy. W dziale „Teoria" prezentowane są aktualne wyniki badań naukowych, eksperymentów technicznych oraz artykuły z materiałów konferencyjnych, szkoleń i seminariów tematycznych. „Forum technologa" to miejsce wymiany doświadczeń i kontaktów. Wszystkie zagadnienia w zamyśle będą ilustrowane zdjęciami, zebranymi w „Galerii". I niespodzianka dla osób zainteresowanych historią wodociągów: zdjęcia wież ciśnień, zabytkowych budynków i obiektów nierozerwalnie związanych z uzdatnianiem wody.

Zapraszamy do współtworzenia strony! Pracowników naukowych do prezentacji wyników swoich badań, technologów, eksploatatorów SUW do wspólnego omawiania i rozwiązywania problemów, przedsiębiorstwa produkcyjne do zamieszczania oferty, firmy projektowe i wykonawcze do prezentacji swoich sztandarowych obiektów.

technologia wody
Rok XIII Zeszyt 2(76)
kwiecień–czerwiec 2021
ISSN 2080-1467
www.technologia-wody.eu

Dyrektywa w sprawie odporności podmiotów krytycznych

Klara Ramm

1. Potrzeba zmian

Sprawne funkcjonowanie i bezpieczeństwo infrastruktury, od której zależy zdrowie i życie ludzkie, jest z pewnością kluczowym wyzwaniem państw Europy. Dotyczy to szczególnie infrastruktury wodociągowej i kanalizacyjnej, a jednak nie zawsze była ona uwzględniana w legislacji unijnej. Ostatnio jest jednak coraz częściej uznawana za bardzo istotną, choć niełatwo jest stworzyć odpowiednie, skuteczne narzędzia.

W 2006 roku powstał Europejski Program Ochrony Infrastruktury Krytycznej (EPCIP)[1]. W dokumencie wskazuje się na znaczenie infrastruktury leżącej w granicach co najmniej dwóch państw członkowskich. W 2008 roku została przyjęta dyrektywa w sprawie europejskiej infrastruktury krytycznej (*European Critical Infrastructure*, ECI)[2]. Obejmuje infrastrukturę transgraniczną, czyli sektor energetyczny (energia elektryczna, ropa naftowa, gaz) i transport (drogowy, kolejowy, lotniczy, wodny). Ponadto w 2020 roku została także przyjęta Agenda Przeciwdziałania Terroryzmowi[3], która podkreśla znaczenie zapewnienia odporności infrastruktury krytycznej w obliczu zagrożeń fizycznych i cyfrowych.

W 2020 roku powstała Strategia UE w zakresie unii bezpieczeństwa na lata 2020-2025[4]. Komisja uzasadnia jej opracowanie koniecznością wzmacniania odporności UE ze względu na rosnące zagrożenia infrastruktury cyfrowej, zmiany klimatu powodujące zagrożenia naturalne, terroryzm, pandemie itd. Obywateli nie można więc chronić wyłącznie przez działania podejmowane samodzielnie przez poszczególne państwa członkowskie. Zdaniem KE nigdy wcześniej poleganie na mocnych stronach w celu współpracy nie było tak ważne i nigdy wcześniej UE nie posiadała tak dużego potencjału pozwalającego jej wprowadzić zmiany.

Mimo, że wprowadzono już pewne rozwiązania i dokonano postępów w usprawnianiu wymiany informacji pomiędzy państwami członkowskimi, nadal utrzymuje się rozproszenie działań. Zgodnie więc z zasadą pomocniczości Komisja zdecydowała się na szersze objęcie bezpieczeństwa całej UE prawem unijnym i w grudniu 2020 r. zaproponowała tekst dyrektywy w sprawie odporności podmiotów krytycznych[5] (*Resilience of Critical Entities*, RCE), która ma zastąpić dyrektywę o europejskiej infrastrukturze krytycznej ECI. KE w uzasadnieniu swojej propozycji podkreśliła, że dobra kondycja rynku wewnętrznego zależy od niezawodnego świadczenia usług, szczególnie tych kluczowych. Dlatego zamierza wspierać państwa członkowskie w zapewnianiu, by wybrane podmioty były w stanie zapobiegać incydentom zakłócającym ich funkcjonowanie. Jeśli infrastruktura zostanie osłabiona w wyniku incydentu, musi być zdolna do szybkiego odzyskania sprawności, niezależnie od tego, czy została dotknięta przez zjawiska pochodzenia naturalnego, wypadki, terroryzm, zagrożenia wewnętrzne czy inne sytuacje kryzysowe. Propozycja Komisji obejmuje dziesięć sektorów: energię, transport, bankowość, infrastrukturę rynków finansowych, zdrowie, zaopatrzenie w wodę pitną, gospodarkę ściekową, infrastrukturę cyfrową, administrację publiczną i przestrzeń kosmiczną.

Zgodnie z projektem dyrektywy RCE, państwa członkowskie będą musiały opraco-

[1] Komunikat Komisji w sprawie europejskiego programu ochrony infrastruktury krytycznej. KOM(2006) 786 wersja ostateczna. Bruksela 12.12.2006 r.

[2] Dyrektywa Rady 2008/114/WE z dnia 8 grudnia 2008 r. w sprawie rozpoznawania i wyznaczania europejskiej infrastruktury krytycznej oraz oceny potrzeb w zakresie poprawy jej ochrony. Dz.U.UE 23.12.2008.345.

[3] Communication from the Commission to the European Parliament, the European Council, the Council, the European Economic and Social Committee and ahe Committee of the Regions. A Counter-Terrorism Agenda for the EU: Anticipate, Prevent, Protect, Respond. COM(2020)795 final. Bruksela 9.12.2020 r.

[4] Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady Europejskiej, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów w sprawie strategii UE w zakresie unii bezpieczeństwa. COM/2020/605 final. Bruksela, 24.07.2020 r.

[5] Wniosek „Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie odporności podmiotów krytycznych". COM(2020) 829 final.

wać krajową strategię zapewniania odporności. Ponadto, będą zobowiązane przeprowadzić ocenę ryzyka i na tej podstawie zidentyfikować tzw. podmioty krytyczne, czyli takie, które będą podlegać szczególnym wymaganiom dyrektywy. Podmioty krytyczne będą więc zobowiązane do samodzielnego przeprowadzania ocen ryzyka, podejmowania odpowiednich środków technicznych i organizacyjnych w celu zwiększenia odporności oraz zgłaszania organom krajowym incydentów powodujących zakłócenia. Komisja planuje oferować różne formy wsparcia państwom członkowskim i podmiotom krytycznym, prezentować najlepsze praktyki i metody, inicjować transgraniczne działania szkoleniowe i ćwiczenia. Regularną współpracę transgraniczną w zakresie wdrażania dyrektywy ma ułatwić specjalnie powołana grupa ekspertów – Grupa ds. Odporności Podmiotów Krytycznych.

Dyrektywa RCE jest ściśle powiązana z dyrektywą dotyczącą cyberbezpieczeństwa NIS[6], a w zasadzie jej kolejną wersją (NIS 2)[7], równolegle zaproponowaną przez KE. Aby zapewnić zgodność między tymi dwoma instrumentami, wszystkie podmioty krytyczne zidentyfikowane na podstawie dyrektywy RCE podlegałyby automatycznie zobowiązaniom w zakresie cyberodporności w ramach NIS 2.

Ocena dyrektywy ECI (przeprowadzona w 2019 r.), wykazała, że istniejące prawo europejskie i krajowe nie zapewniają operatorom infrastruktury wystarczająco skutecznych narzędzi, aby byli oni w stanie stawić czoła coraz bardziej złożonym wyzwaniom operacyjnym. Zdaniem KE propozycja nowej dyrektywy RCE odzwierciedla te ustalenia, ale także niedawne apele Rady i Parlamentu do Komisji o zmianę obecnego podejścia do ochrony infrastruktury krytycznej.

Podczas spotkania z ekspertami federacji EurEau Komisja Europejska uzasadniała konieczność poszerzenia i wzmocnienia regulacji związanych z infrastrukturą krytyczną. Nie powiedziano tego wprost, ale trzeba przyznać, że dyrektywa w sprawie europejskiej infrastruktury krytycznej (ECI) nie spełniła swojego zadania. Kraje podeszły do niej w bardzo różny sposób, przyjmując różne kryteria definiowania infrastruktury krytycznej. Ponadto, w międzyczasie, pojawił się projekt dyrektywy NIS 2. KE odchodzi więc od definiowania infrastruktury krytycznej jako obejmującej instalacje transgraniczne, poszerzając je o wszelkie struktury istotne dla funkcjonowania społeczeństwa UE, w tym wodociągi i kanalizację.

KE zaproponowała objęcie nową dyrektywą następujących sektorów (usługi kluczowe):

— energetyka i transport, które objęte są już dyrektywą ECI,
— bankowość i rynki finansowe oraz infrastruktura cyfrowa, ze względu na ich szczególną specyfikę,
— zdrowie,
— administracja publiczna,
— przestrzeń kosmiczna,
— woda pitna i ścieki, jako sektory szczególnie istotne dla funkcjonowania społeczeństwa, które nie były brane pod uwagę w dyrektywie ECI ze względu na swój lokalny charakter.

Sektor „woda pitna" oznacza dostawców i dystrybutorów wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, o której mowa w art. 2 pkt 1 lit. a) dyrektywy Rady 98/83/WE, ale z wyłączeniem podmiotów, dla których dystrybucja wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi jest jedynie częścią ich ogólnej działalności, polegającej na dystrybucji innych produktów i towarów, które nie są uznawane za usługi kluczowe lub istotne ze względów bezpieczeństwa.

Z kolei sektor „ścieki" obejmuje przedsiębiorstwa zajmujące się zbieraniem lub oczyszczaniem ścieków komunalnych, bytowych i przemysłowych, o których mowa w art. 2 pkt 1–3 dyrektywy Rady 91/271/EWG.

KE uzasadnia konieczność włączenia w zakres nowej dyrektywy sektora wod-kan ze względu na szczególne zagrożenia naturalne, a także wypadki i incydenty mające wpływ na zdrowie ludzkie oraz terroryzm. Kwestie cyberbezpieczeństwa są z kolei uszczegółowione w zaproponowanej dyrektywie NIS2

2. Nowa dyrektywa RCE

Wniosek Komisji Europejskiej zawierający propozycję dyrektywy w sprawie odporności podmiotów krytycznych zawiera uzasadnienie opierające się na konieczności ograniczenia podatności infrastruktury na zagrożenia. Celem nowego aktu prawnego jest wzmocnienie świadczenia na rynku wewnętrznym usług o kluczowym znaczeniu dla utrzymania niezbędnych funkcji społecznych lub działalności gospodarczej poprzez zwiększenie odporności podmiotów krytycznych oraz korelację z NIS 2. KE podkreśla poszerzające się spektrum ryzyka w ostatnim dziesięcioleciu, szczególnie klimatycznego i cyfrowego.

W pracach przygotowawczych przeanalizowano 4 warianty:

— **Wariant 1:** utrzymanie obowiązującej dyrektywy w sprawie europejskiej infrastruktury krytycznej, której towarzyszyłyby dobrowolne środki w kontekście istniejącego europejskiego programu ochrony infrastruktury krytycznej.
— **Wariant 2:** rewizja obowiązującej dyrektywy w sprawie europejskiej infrastruktury krytycznej w taki sposób, aby obejmowała te same sektory, co obowiązująca dyrektywa w sprawie bezpieczeństwa sieci i informacji (dyrektywa NIS) oraz aby bardziej skupiała się na odporności. Nowa dyrektywa w sprawie europejskiej infrastruktury krytycznej obejmowałaby zmiany w istniejącym transgranicznym procesie wyznaczania europejskiej infrastruktury krytycznej, w tym nowe kryteria wyznaczania, a także nowe wymogi dla państw członkowskich i operatorów.

[6] Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/1148 z dnia 6 lipca 2016 r. w sprawie środków na rzecz wysokiego wspólnego poziomu bezpieczeństwa sieci i systemów informatycznych na terytorium Unii Dz.U.UE 19.07.2016.194.

[7] Wniosek „Dyrektywa Parlamentu Europejskieego i Rady w sprawie środków na rzecz wysokiego wspólnego poziomu cyberbezpieczeństwa na terytorium Unii, uchylająca dyrektywę (UE) 2016/1148" COM(2020) 823 final.

— **Wariant 3:** zastąpienie obowiązującej dyrektywy w sprawie europejskiej infrastruktury krytycznej nowym instrumentem, mającym na celu zwiększenie odporności podmiotów krytycznych w sektorach uznanych za niezbędne w proponowanej dyrektywie NIS 2. Wariant ten obejmowałby określenie minimalnych wymogów dla państw członkowskich i podmiotów krytycznych wskazanych zgodnie z nowymi wymaganiami.
— **Wariant 4:** zastąpienie obowiązującej dyrektywy w sprawie europejskiej infrastruktury krytycznej nowym instrumentem, mającym na celu zwiększenie odporności podmiotów krytycznych w sektorach uznanych za niezbędne w proponowanej dyrektywie NIS 2, a także przyznanie Komisji większej roli we wskazywaniu podmiotów krytycznych oraz utworzenie specjalnej agencji UE odpowiedzialnej za odporność infrastruktury krytycznej.

Optymalny okazał się wariant 3, stąd zapisy zaproponowane w dyrektywie RCE.

Państwa członkowskie będą zobowiązane między innymi do posiadania strategii zapewniania odporności podmiotów krytycznych, przeprowadzenia krajowej oceny ryzyka i na tej podstawie zidentyfikowania podmiotów krytycznych. Podmioty krytyczne byłyby zobowiązane do samodzielnego przeprowadzania ocen ryzyka, podejmowania odpowiednich środków technicznych i organizacyjnych w celu zwiększenia odporności oraz zgłaszania władzom krajowym incydentów zakłócających. Podmioty krytyczne świadczące usługi na rzecz co najmniej jednej trzeciej państw członkowskich podlegałyby szczególnemu nadzorowi, w tym misjom doradczym organizowanym przez Komisję. Komisja oferowałaby różne formy wsparcia państwom członkowskim i podmiotom krytycznym, m.in. przegląd ryzyka na poziomie Unii, dzielenie się najlepszymi praktykami, opracowania metodyk, szkolenia i ćwiczenia sprawdzające odporność na incydenty. Strategiczną współpracę i wymianę informacji w zakresie wdrażania dyrektywy ułatwiłaby grupa ekspertów złożona z przedstawicieli państw członkowskich i Komisji – Grupa ds. Odporności Podmiotów.

W artykule 1 dyrektywy RCE określono jej przedmiot i zakres. Nakłada się na państwa członkowskie obowiązki polegające na utrzymaniu niezbędnych funkcji społecznych w wyniku zwiększenia odporności i poprawy zdolności do świadczenia usług na rynku wewnętrznym. W dyrektywie ustanawia się również przepisy dotyczące nadzoru nad podmiotami krytycznymi i egzekwowania, aby stosowały one odpowiednie przepisy, a także dotyczące szczególnego nadzoru nad podmiotami krytycznymi uznawanymi za podmioty o szczególnym znaczeniu europejskim.

W art. 2 zawarto wykaz obowiązujących definicji. Pojawia się definicja podmiotu krytycznego, odporności, infrastruktury, usługi kluczowej, ale także incydentu, ryzyka i oceny ryzyka. Definicja ryzyka jest różna od tej przyjętej chociażby w dyrektywie 2020/2184 (jakość wody do picia), oznacza każdą okoliczność lub każde zdarzenie, które ma potencjalnie niekorzystny wpływ na odporność infrastruktury.

Podmiotem krytycznym będzie podmiot, który należy do sektora wskazanego w załączniku I (energia, transport, bankowość, infrastruktury rynku finansowego, zdrowie, woda pitna, ścieki, infrastruktura cyfrowa, administracja publiczna i przestrzeń kosmiczna) oraz w wyniku analizy ryzyka, został wskazany przez kraj członkowski.

W artykule 3 przewidziano, że państwa członkowskie mają 3 lata na przyjęcie strategii służącej wzmocnieniu odporności podmiotów krytycznych. Jej cele i priorytety będą musiały uwzględniać zależności międzysektorowe oraz koordynację z dyrektywą NIS 2.

Artykuł 4 stanowi, że właściwe organy sporządzają wykaz usług kluczowych i regularnie dokonują oceny wszystkich istotnych czynników ryzyka, które mogą wpływać na świadczenie tych usług celem wskazania podmiotów krytycznych. W ocenie ryzyka uwzględnia się między innymi czynniki współzależności między sektorami oraz zgłaszane incydenty. Ocena ryzyka jest opisana w art. 10, ale w sposób bardzo ogólny, nie ułatwiając tego trudnego zadania

Zgodnie z art. 5 państwa członkowskie na podstawie oceny ryzyka wskazują podmioty krytyczne w poszczególnych sektorach i podsektorach. Państwa członkowskie sporządzają wykaz podmiotów krytycznych, który podlega aktualizacji. Podmioty krytyczne mają być należycie informowane, ale także mają być od nich egzekwowane odpowiednie obowiązki. Poza oceną ryzyka należy brać pod uwagę następujące czynniki:

a) podmiot świadczy co najmniej jedną usługę kluczową,
b) świadczenie tej usługi silnie zależy od infrastruktury znajdującej się w państwie członkowskim,
c) incydent miałby istotne skutki zakłócające dla świadczenia usług kluczowych.

Art. 6 uszczegóławia pojęcie istotnego skutku zakłócającego, który ma miejsce wówczas, gdy jego oddziaływanie jest szerokie. Niestety, nie podano żadnych konkretnych danych czy progów, wszystko ma zależeć od analizy ryzyka i incydentów.

Zgodnie z art. 8 każde państwo członkowskie wyznacza co najmniej jeden właściwy organ odpowiedzialny za prawidłowe stosowanie dyrektywy na szczeblu krajowym oraz koordynację działań z organami wyznaczonymi na podstawie dyrektywy NIS 2.

Art. 9 stanowi, że państwa członkowskie wspierają podmioty krytyczne w zapewnianiu ich odporności oraz ułatwiają współpracę i dobrowolną wymianę informacji i dobrych praktyk między właściwymi organami a podmiotami krytycznymi. Istotnym rodzajem podmiotów krytycznych będą podmioty świadczące usługi w co najmniej jednej trzeciej państw członkowskich.

Art. 11 wymaga, aby podmioty krytyczne wprowadziły odpowiednie i proporcjonalne środki techniczne i organizacyjne w celu zapewnienia swojej odporności. Podmioty krytyczne będą więc miały sporo pracy, choć w kontekście dużych przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych nie są to wyzwania nowe. Będzie bowiem

trzeba opracować metody zapobiegania incydentom, zapewnienia fizycznej ochrony infrastruktury, wykonywania działań naprawczych, zarządzania bezpieczeństwem pracowników, zwiększania ich świadomości.

Art. 12 stanowi, że państwa członkowskie zapewniają, aby podmioty krytyczne mogły składać wnioski o sprawdzenie przeszłości osób, które należą lub mogą zacząć należeć do pewnych szczególnych kategorii personelu. W artykule opisano cel, zakres i elementy składowe sprawdzenia przeszłości osób, przy czym wszystkie te aspekty muszą być zgodne z ogólnym rozporządzeniem o ochronie danych osobowych.

Artykuł 13 narzuca obowiązek zgłaszania właściwemu organowi incydentów, które w znacznym stopniu zakłócają lub mogą potencjalnie w znacznym stopniu zakłócać funkcjonowanie podmiotów krytycznych.

W art. 16 bardzo ogólnie opisano rolę i zadania Grupy ds. Odporności Podmiotów Krytycznych, która składa się z przedstawicieli państw członkowskich i Komisji. Grupa ma oceniać, analizować, wymieniać najlepsze praktyki itd. Konkrety zapewne pojawią się na etapie wdrażania dyrektywy.

Art. 17 stanowi, że Komisja w stosownych przypadkach udziela państwom członkowskim i podmiotom krytycznym wsparcia w wywiązywaniu się z ich obowiązków wynikających z niniejszej dyrektywy.

W art. 18 przewidziano, że państwa członkowskie dysponują pewnymi uprawnieniami i środkami, oraz że spoczywają na nich pewne obowiązki w zakresie zapewniania wdrożenia i egzekwowania dyrektywy.

Art. 19 stanowi, że państwa członkowskie określają zasady dotyczące sankcji za naruszanie przepisów i podejmują wszystkie konieczne działania w celu zapewnienia ich wdrożenia.

W razie potrzeby Komisja może organizować misje doradcze lub przyjmować akty wykonawcze.

Wdrożenie dyrektywy RCE ma zostać poddane przeglądowi po upływie czterech i pół roku od dnia jej wejścia w życie, po czym Komisja przedłoży sprawozdanie dla Parlamentu Europejskiego i Rady. W sprawozdaniu tym dokonana zostanie ocena stopnia, w jakim państwa członkowskie przyjęły środki niezbędne do zapewnienia zgodności z dyrektywą.

3. Rozłam w branży wod-kan

Projekt dyrektywy wzbudził różne emocje oraz wyraźny, silny podział wśród przedsiębiorstw i organizacji branżowych. Po raz pierwszy od bardzo długiego czasu EurEau nie jest w stanie wypracować spójnego stanowiska w tej sprawie.

Oponenci podkreślają, że podmioty wodociągowo-kanalizacyjne mają już wypracowane w krajach członkowskich standardy i dyrektywa nie wnosi nic nowego, oprócz dodatkowej pracy. Jeśli przedsiębiorstwo zostanie wskazane jako podmiot krytyczny, automatycznie będzie zobowiązane do wykonania wielu czynności takich jak:

— Ocena wszystkich istotnych zagrożeń na poziomie operatora.
— Wdrażanie środków zwiększających odporność:
  • zapobieganie incydentom, np. środki ograniczania ryzyka katastrof i przystosowania się do zmian klimatu;
  • fizyczna ochrona wrażliwych obszarów, obiektów i innej infrastruktury;
  • zarządzanie konsekwencjami, np. procedury zarządzania ryzykiem i sytuacjami kryzysowymi, alarmami;
  • odzyskiwanie sprawności po incydencie, np. środki ciągłości działania, identyfikacja alternatywnych dostaw;
  • zarządzanie bezpieczeństwem pracowników (w tym poprzez weryfikację przeszłości);
  • podnoszenie świadomości personelu, szkolenia.
— Powiadomienie o incydentach.

Niektóre organizacje podkreślają, że wprowadzenie sektora wod-kan do załącznika I nie ma sensu. Przedsiębiorstwa wodociągowe i kanalizacyjne nie mają bowiem zasięgu krajowego, a tym bardziej międzynarodowego – to w większości lokalne podmioty (gminne), rzadziej regionalne (np. Holandia, Irlandia). Ponadto nowa dyrektywa 2020/2184 oraz inne unijne i krajowe akty prawne sprawiły, że niektóre (szczególnie duże), podmioty są już objęte planami zarządzania kryzysowego, muszą rejestrować incydenty i zarządzać ryzykiem. Wymiana wiedzy i dobrych praktyk jest faktem i wpisanie sektora w dyrektywę nic tu nie zmieni w kontekście bezpieczeństwa, ale spowoduje większą presję oraz większe obciążenie pracowników.

Inni twierdzą jednak, że sektor nie może być oponentem zmian. Że dyrektywa jest okazją do podkreślenia istotności sektora wod-kan jako kluczowego dla funkcjonowania społeczeństwa Unii Europejskiej. Zwolennicy uwzględnienia sektora w dyrektywie RCE zwracają także uwagę na intencje KE do objęcia jednym aktem prawnym wszystkich kluczowych sektorów bez względu na ich zasięg (lokalny czy europejski) i synchronizacji bezpieczeństwa fizycznego z cyberbezpieczeństwem (dyrektywą NIS 2 procedowaną równolegle). Ponadto uzasadniają, że dyrektywa daje dużo swobody państwom członkowskim, które będą prowadzić ocenę ryzyka i autonomicznie wskazywać podmioty krytyczne. W dodatku otrzymają wsparcie ze strony KE, która podkreśla, że nawiązanie do dyrektywy w sprawie jakości wody do picia i dyrektywy w sprawie oczyszczania ścieków komunalnych jest jasne i nie będzie dublowania obowiązków. Jeśli tak, to po co jednak uwzględnianie sektorów wod-kan w dyrektywie RCE?

Ponieważ EurEau nie wypracowała wspólnego stanowiska, to działania na rzecz lub przeciw objęciu sektora dyrektywą w sprawie odporności podmiotów krytycznych nie są synchronizowane na szczeblu Unii Europejskiej.

dr inż. Klara Ramm
Izba Gospodarcza Wodociągi Polskie

technologia wody
Rok XIII Zeszyt 2(76)
kwiecień–czerwiec 2021
ISSN 2080-1467
www.technologia-wody.eu

Problemy rynku wodociągowo-kanalizacyjnego w teorii i praktyce

Bożena Rusinek

Obserwując rynek wodociągowo-kanalizacyjny można odnieść wrażenie, że przedsiębiorcy działający na tym rynku nie dostrzegają wprowadzanych zmian przepisów, a dodatkowo nadal brak jest jasno określonych kompetencji regulatora.

Od 19 września 2020 r. obowiązuje przepis art. 19a ust. 10 ustawy z dnia 7 czerwca 2001 r. o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzaniu ścieków (Dz. U. z 2020 r. poz. 2028 – dalej „ustawy o zbiorowym zaopatrzeniu") stanowiący, że nie pobiera się opłat za:

— wydanie warunków przyłączenia do sieci, a także za ich zmianę, aktualizację lub przeniesienie na inny podmiot;
— odbiór przyłącza wodociągowego lub przyłącza kanalizacyjnego przez przedsiębiorstwo wodociągowo-kanalizacyjne, a także za włączenie przyłącza wodociągowego lub przyłącza kanalizacyjnego do sieci wodociągowej albo kanalizacyjnej oraz za inne zezwolenia z tym związane.

Niestety nadal wiele przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych na terenie kraju pobiera opłaty np. za wydanie warunków technicznych, odbiory sieci, podłączenie do sieci, dokonywanie uzgodnień. Pobieranie tych opłat następuje na podstawie ustalanych przez organy tych przedsiębiorców cenników opłat dodatkowych. Takie zachowanie budzi szereg wątpliwości, które, wydaje się, winien rozstrzygnąć regulator, jako organ właściwy do zatwierdzania taryf za zbiorowe zaopatrzenie w wodę i zbiorowe odprowadzanie ścieków.

Pierwszy problem dotyczy przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych respektujących ustawowy zakaz pobierania ww. opłat i uwzględniających w kalkulacji taryfy zbiorowego zaopatrzenia w wodę i zbiorowego odprowadzania ścieków koszty czynności podejmowanych przez nie w zakresie wskazanym w tym przepisie. Rodzi się tu bowiem pytanie, czy nie należałoby stworzyć dodatkowej grupy taryfowej odbiorców podłączanych do sieci w okresie obowiązywania danej taryfy. Taki pomysł zrodził się z obserwacji rynku. Tak bowiem w efekcie respektowania przez przedsiębiorstwo zakazu wynikającego z art. 19a ust. 10 ustawy o zbiorowym zaopatrzeniu, koszty ww. czynności zostaną poniesione przez dotychczasowych i nowych odbiorców usług zbiorowego zaopatrzenia w wodę i zbiorowego odprowadzania ścieków, co oznacza, że starzy odbiorcy koszty te poniosą dwukrotnie. Raz ponieśli je występując o przyłączenie do sieci, a drugi raz partycypując w kosztach nowych odbiorców.

Problem kosztowy jest tym bardziej skomplikowany, im więcej na terenie działania danego przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjnego jest transakcji sprzedaży działek, zwłaszcza na rzecz deweloperów. Sprzedawca działki występuje, bowiem, najczęściej na etapie sporządzania oferty do przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjnego o wydanie warunków technicznych podłączenia do sieci całej działki. Uzyskanie takich warunków podnosi wartość działki i uwiarygadnia posiadanie mediów. Jeżeli nabywcą jest deweloper lub inny nabywca, który po zakupie dzieli nabytą działkę na mniejsze i dokonuje kolejnej sprzedaży wówczas muszą ponownie zostać wydane warunki techniczne, tym razem na podzielone małe działki, poszczególne inwestycje deweloperskie. W takim przypadku ponoszone są kolejne koszty dotyczące tej samej nieruchomości, a związane z czynnościami wskazanymi w art. 19a ust. 10 ustawy o zbiorowym zaopatrzeniu.

Dlaczego zatem odbiorcy usług zbiorowego zaopatrzenia w wodę i zbiorowego odprowadzania ścieków, którzy wcześniej indywidualnie ponosili koszty takich samych czynności, aktualnie ponownie mają je ponosić. Przy takiej interpretacji przepisu i nietworzeniu dodatkowej taryfowej grupy odbiorców, mielibyśmy do czynienia z subsydiowaniem skrośnym nowych odbiorców (osób podłączających się do sieci) przez starych odbiorców.

Za takim tworzeniem dodatkowej grupy odbiorów przemawia również stanowisko zawarte w opracowaniach przygotowanych w latach 1998-2000 przez Radę ds. standardów, powołaną przez centralny organ administracji rządowej, właściwy w tym czasie w sprawach zbiorowego zaopatrzenia w wodę i zbiorowego odprowadzania ścieków, tj. przez Prezesa Urzędu Mieszkalnictwa i Rozwoju Miast. Powstałe Standardy stanowiły podstawę do tworzenia ustawy o zbiorowym zaopatrzeniu i rozporządzenia taryfowego, i miały służyć równocześnie przedsiębiorstwom wodociągowo-kanalizacyjnym jako podręcznik. W opracowaniach tych omówione zostały również kwestie tworzenia wielu grup taryfowych, co pozwala na przyporządkowywanie kosztów poniesionych wyłącznie na świadczenia usług danej grupie.

Druga wątpliwość, którą szczególnie wnikliwie winien przeanalizować regulator, to, czy przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjne nierespektujące przepisu art. 19a ust. 10 ustawy o zbiorowym zaopatrzeniu nie obciążają kosztami ww. usług odbiorców podwójnie, tj. raz w cenniku usług dodatkowych, a raz w kosztach uwzględnionych przy ustalaniu taryfy. W tym przypadku zasygnalizowania wymaga jeszcze kolejny problem, kto i w jakiej procedurze winien zakwestionować bezprawne pobieranie przez przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjne, na podstawie cenników dodatkowych, opłat za czynności określone w art. 19a ust. 10 ustawy o zbiorowym zaopatrzeniu. Najwłaściwszy do kwestionowania wskazanej bezprawności działań wydaje się regulator rynku wodociągowo-kanalizacyjnego i to właśnie na etapie zatwierdzania taryf. I tu ponownie znajduje uzasadnienie pomysł stworzenia oddzielnej grupy taryfowej nowych odbiorców. Koszty związane z wydaniem warunków przyłączenia do sieci, a także z ich zmianą, aktualizację lub przeniesienie na inny podmiot, odbiorem przyłącza wodociągowego lub przyłącza kanalizacyjnego, a także z włączeniem przyłącza wodociągowego lub przyłącza kanalizacyjnego do sieci wodociągowej albo kanalizacyjnej oraz związanych z innymi zezwoleniami weryfikowałby organ regulacyjny. Nie byłoby wówczas obaw, że koszty te zostały skalkulowane w oparciu o niewłaściwe pozycje. Należy przypomnieć, że organ antymonopolowy do roku 2018, kiedy to oceniał działania przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych w zakresie opłat dodatkowych, czy też kalkulacji opłaty przyłączeniowej pod kątem określania ich w sposób niezgodny z obowiązującymi przepisami, wielokrotnie kwestionował ich wysokość (tak np. decyzje RKR-6/2016, RKR-10/2017).

Z zaskoczeniem należy przyjąć fakt, że Izba Gospodarcza Wodociągi Polskie na swojej stronie internetowej nie wyraziła poglądu na ten temat.

Kolejny problem, to dostawa wody i odprowadzanie ścieków przez przedsiębiorców niebędących przedsiębiorstwami wodociągowo-kanalizacyjnymi w ocenie regulatora. Chodzi tu o zaszłości z ubiegłego wieku, kiedy to na rozległych terenach należących do jakiegoś przedsiębiorcy powstawały biurowce, magazyny oraz budynki mieszkalne. Takim przykładem mogą być tereny kolejowe, szpitalne lub ośrodki wypoczynkowe. Wymienieni przedsiębiorcy na terenach przez siebie zarządzanych bądź mają własne ujęcia wody i własne małe oczyszczalnie, bądź za pośrednictwem własnych sieci świadczą usługi wcześniej zakupione od przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjnego działającego na terenie danej gminy. Po licznych zmianach właścicielskich, jakie zaszły, zwłaszcza w okresie transformacji, część budynków na wskazanych wyżej terenach bądź została wykupiona przez innych niezależnych przedsiębiorców i konsumentów, bądź podlega dzierżawie i najmowi. Przedsiębiorcy świadczący usługi dostawy wody i odprowadzania ścieków na tych terenach – bez względu na taryfę obowiązującą na terenie danej gminy – ustalają samodzielnie opłaty za dostawę wody i odprowadzanie ścieków. Opłaty te nie podlegają żadnemu nadzorowi, a kształtują się w sposób znacząco odbiegający *in plus* od cen taryfowych. W opisanych przypadkach mamy do czynienia z dwoma różnymi stanami faktycznymi. Przedsiębiorca dostarczający wodę i odbierający ścieki:

1) korzysta z własnych ujęć i własnych systemów oczyszczania ścieków;
2) kupuje usługę od miejscowego przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjnego i, doliczając dodatkowe koszty, sprzedaje je odbiorcom z własnego terenu.

Zgodnie ze stanowiskiem regulatora, właściciel danego terenu dostarczający usługę dostawy wody i odprowadzania ścieków dla konsumentów mieszkających w wykupionej bądź wynajmowanej nieruchomości i/lub przedsiębiorców prowadzących działalność gospodarczą na jego terenie nie jest przedsiębiorstwem wodociągowo-kanalizacyjnym i jego działalność nie podlega nadzorowi i ocenie regulatora. Zdaniem regulatora, tacy przedsiębiorcy nie posiadają zezwoleń na prowadzenie działalności zbiorowego zaopatrzenia w wodę i zbiorowego odprowadzania ścieków. Jednakże praktycznie przedsiębiorcy ci świadczą takie usługi dla części mieszkańców i przedsiębiorców danej gminy.

Wydaje się, że problem jest istotny i wysokość stosowanych opłat, a także jakość świadczonych usług winny podlegać nadzorowi. Jak wynika z analizy opłat stosowanych przez wyżej określonych przedsiębiorców, są one bardzo wysokie, tj. dużo wyższe niż w przypadku opłat taryfowych, a dodatkowo odbiorcy nie znają powodu stosowania tak wysokich stawek opłat. Nie jest im przedstawiane jakiekolwiek uzasadnienie, czy też kalkulacja. W pierwszym z ww. przypadków wydaje się, że powinien być sporządzany dokument identyczny jak wniosek taryfowy i taki wniosek winien być sprawdzony przez regulatora rynku wodociągowo-kanalizacyjnego, a dlaczego, uzasadnienie za chwilę.

W drugim przypadku uzasadnione wydaje się doliczanie dodatkowych kosztów do opłat taryfowych, ponieważ przedsiębiorca ponosi koszty związane z przesyłem po własnym terenie, czy też utrzymaniem własnej sieci,

rozliczeniami. Sytuacja ta jest zbliżona do zakupu hurtowego wody, czy też zrzutu ścieków. Gmina nabywająca usługi hurtowe również nalicza ponoszone przez siebie koszty. Jednakże koszty te są nadzorowane/oceniane przez regulatora. Czym zatem różni się usługa świadczona przez przedsiębiorstwo wodociągowo-kanalizacyjne od usługi świadczonej przez właściciela danego terenu? Należy tu chyba odwołać się do kilku przepisów:

„art. 3 ustawy z dnia 13 września 1996 r. o utrzymaniu czystości i porządku w gminach (Dz. U. z 2020 r. poz. 1439 ze zm.), który stanowi, że utrzymanie czystości i porządku w gminach należy do obowiązkowych zadań własnych gminy;

— art. 3 ust. 1 ustawy o zbiorowym zaopatrzeniu: zbiorowe zaopatrzenie w wodę i zbiorowe odprowadzanie ścieków jest zadaniem własnym gminy;
— art. 16 ust. 1 ustawy o zbiorowym zaopatrzeniu: na prowadzenie zbiorowego zaopatrzenia w wodę lub zbiorowego odprowadzania ścieków jest wymagane uzyskanie zezwolenia wydawanego przez wójta (burmistrza, prezydenta miasta) w drodze decyzji;
— art. 18 ustawy o zbiorowym zaopatrzeniu: zezwolenie powinno określać w szczególności: przedmiot i obszar działalności, wymagania w zakresie jakości usług wodociągowo-kanalizacyjnych, warunki, zakres i tryb kontroli realizacji zezwolenia i przestrzegania regulaminu dostawy wody i odprowadzania ścieków;
— art. 2 pkt 4 ustawy o zbiorowym zaopatrzeniu: przedsiębiorstwo wodociągowo-kanalizacyjne – przedsiębiorcę w rozumieniu przepisów ustawy z dnia 6 marca 2018 r. – Prawo przedsiębiorców, jeżeli prowadzi działalność gospodarczą w zakresie zbiorowego zaopatrzenia w wodę lub zbiorowego odprowadzania ścieków oraz gminne jednostki organizacyjne nieposiadające osobowości prawnej, prowadzące tego rodzaju działalność".

Wydaje się, w świetle przywołanych przepisów, że właściciela danej nieruchomości świadczącego działalność w zakresie dostawy wody i odprowadzania ścieków można uznać za przedsiębiorstwo wodociągowo-kanalizacyjne na danym terenie, który to teren stanowi fragment danej gminy. Każda gmina ma obowiązek zapewnić swoim mieszkańcom, w ramach realizacji zadań własnych, dostawę wody i odprowadzanie ścieków, a więc winna zadbać o właściwe świadczenie usług również na wskazanym terenie jako części gminy. Nadzór wymaga wydania zezwolenia. Zatem gmina winna zadbać o to, aby właściciel nieruchomości uzyskał takie zezwolenie i musiał wypełniać wszystkie obowiązki, jak przedsiębiorstwo wodociągowo-kanalizacyjne. Wówczas regulator będzie dokonywał kontroli wniosku taryfowego i nie będzie istniała obawa, że odbiorcom narzucane są nieuczciwe lub nadmiernie wygórowane opłaty.

Nie byłby to jakiś nietypowy przykład na rynku usług wodociągowo-kanalizacyjnych. Zdarza się bowiem, że na części obszaru danej gminy usługi zbiorowego zaopatrzenia w wodę i zbiorowego odprowadzania ścieków świadczy przedsiębiorstwo wodociągowo-kanalizacyjne z sąsiedniej gminy. Jest to często spotykane w przypadku zmian granic administracyjnych. Na terenach gmin powstają również spółki wodne, które świadczą usługi nie dla wszystkich mieszkańców gminy. Przy zaproponowanym rozwiązaniu, gminy, a w konsekwencji regulator, zapewniliby odbiorcom z danego terenu nie tylko bezpieczeństwo ceny, ale i jakości usług. Problem jakości usług jest niezwykle ważny, mając na uwadze, że sieci na wskazanych terenach bardzo często są stare i złej jakości.

Wydaje się, że wskazane byłoby, aby regulator razem z gminami, na terenie których występuje podniesiony problem, przyjrzeli się zagadnieniu i podjęli stosowne działania.

Kolejny problem, to zasady kontroli kosztów wykonanych i niezbędnych przychodów przez regulatora w procesie kontroli wniosków taryfowych. Niestety, dość regularnie pojawiają się sygnały od odbiorców hurtowych i detalicznych, że pewne grupy kosztów są przyjmowane na zbyt wysokim poziomie, ponieważ nie wynikają z rzeczywistych kosztów świadczenia usług, czy też koszty, które nie powinny stanowić podstawy od ustalania niezbędnych przychodów.

Należy tu przywołać między innymi decyzję organu antymonopolowego z okresu przed powołaniem regulatora, która wywołała dyskusję w branży. W toku postępowania zostało uprawdopodobnione, że przedsiębiorstwo wodociągowo-kanalizacyjne narzucało odbiorcom nieuczciwe ceny i stawki opłat taryfowych za usługę zbiorowego zaopatrzenia w wodę i zbiorowego odprowadzania ścieków w związku z ustalaniem niezbędnych przychodów dla potrzeb obliczania taryfowych cen i stawek opłat z uwzględnieniem kosztów reprezentacji i reklamy, które to koszty zgodnie z art. 20 ust. 4 ustawy o zbiorowym zaopatrzeniu oraz rozporządzenia taryfowego nie stanowią podstawy do ustalania niezbędnych przychodów (Nr RKR – 5/2015). Chodziło o ujęcie w kosztach stanowiących podstawę do ustalenia niezbędnych przychodów kosztów:

— organizacji pikniku ekologicznego,
— konkursu dla szkół,
— banerów reklamowych promujących jakość wody,
— organizacji otwarcia nowo wybudowanej stacji uzdatniania wody,
— publikacji tekstów sponsorowanych w gazecie,
— zakupu materiałów reklamowych, jak np. kalendarzy, długopisów, pendrive'ów rozdawanych w czasie festynów i zawodów.

W marcu 2021 r. ukazała się informacja w mediach, że jedno z przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych na terenie Polski zapłaciło 37 tys. złotych za transmisję mszy świętej z okazji 120-lecia wodociągów. I tu nasuwa się pytanie, czy koszty te zostaną/zostały ujęte do ustalania niezbędnych przychodów, czy regulator w przypadku zaliczenia tych kosztów do niezbędnych przychodów zakwe-

stionuje wniosek taryfowy. Ile takich przypadków może występować na terenie kraju kiedy koszty różnych imprez organizowanych przez przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjne zaliczane są do kosztów świadczenia usług.

Kolejny przykład, to ustalanie przez jedno przedsiębiorstwo wodociągowo-kanalizacyjne ponad dwukrotnie wyższych cen i stawek opłat dla odbiorców z gminy wiejskiej, niż z gminy miejskiej. Fakt ten jest o tyle kuriozalny, że jedna strona tej samej ulicy należy do gminy miejskiej, a druga do wiejskiej, a odbiorcy są przyłączeni do tego samego kolektora. Mieszkańcy gminy wiejskiej wielokrotnie zwracali się z tym problemem do regulatora. Otrzymywali jedynie bardzo ogólne wyjaśnienia dotyczące obowiązujących przepisów lub niepoparte żadnymi wyliczeniami wnioski, iż taki stan rzeczy może „np. wynikać z kosztów energii elektrycznej, wynagrodzeń, czy kosztów podatku od nieruchomości". I tu rodzi się pytanie, czy koszty energii elektrycznej kupowanej od tego samego dostawcy przez tego samego nabywcę – przedsiębiorstwo wodociągowo-kanalizacyjne – mogą być różne dla dwu sąsiadujących gmin i z jakiego powodu, zwłaszcza kiedy jest jeden nabywca energii. Identyczne pytanie powstaje w przypadku wynagrodzeń, czy pracownicy działający w obrębie tych samych sieci inaczej są wynagradzani jeżeli woda trafia do gminy wiejskiej (np. na drugą stronę tej samej ulicy). W oparciu o jakie parametry wyliczane jest takie wynagrodzenie. Z chwilą powoływania regulatora była nadzieja, że wreszcie taryfy będą prawidłowo konstruowane, a wysokość cen i stawek opłat nie będzie zależała od roku wyborczego, czy też innych preferencji.

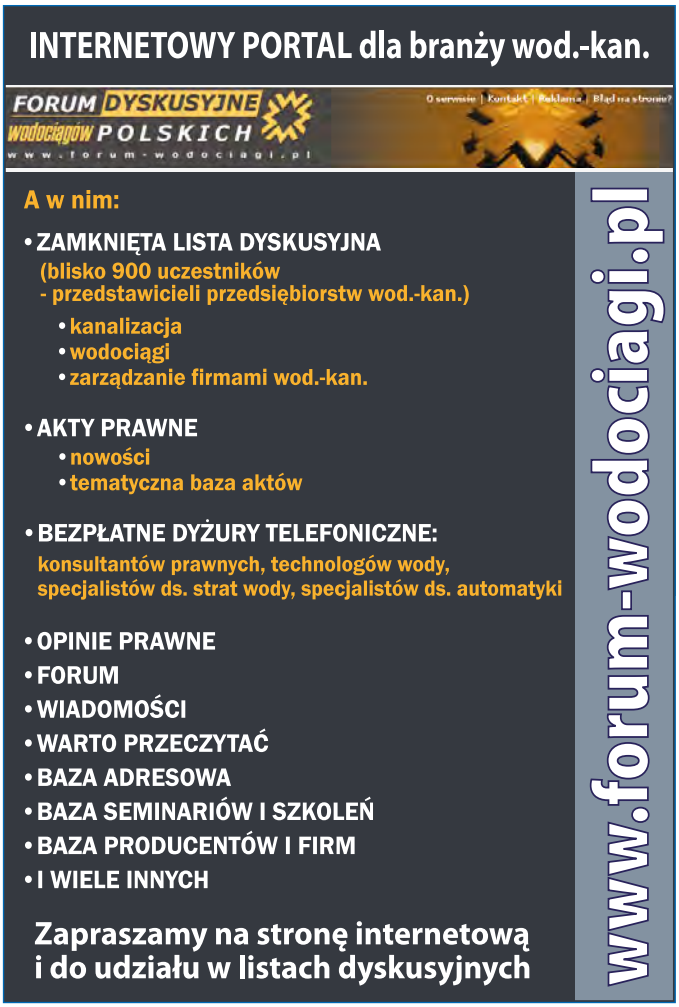
Czy znane są komuś przypadki, że regulator nie zatwierdził taryfy i to nie z przyczyn czysto formalnych, ale ponieważ uznał, że dane pozycje kosztów zostały ustalone w sposób nieprawidłowy, tj. np. do ustalania niezbędnych przychodów zostały przyjęte koszty niestanowiące kosztów dostawy wody, czy też odbioru ścieków?

Literatura

[1] https://decyzje.uokik.gov.pl/bp/dec_prez.nsf.
[2] https://www.igwp.org.pl/index.php/nasza-aktywnosc/analizy-ekonometryczne/1053-oplaty-za-przylaczenie-cena-hurtowo-dostarczanej-wody-i-hurtowo-odbieranych-sciekow-cena-za-scieki-dowozone-i-pozostale-informacje-o-branzy-2.
[3] https://wiadomosci.gazeta.pl/wiadomosci/7,114883,26885956,krakow-zaplacil-37-tys-zlotych-za-transmisje-mszy-swietej-z.html#do_w=58&do_v=132&do_a=377&s=BoxOpImg16mszy świętej z okazji 120-lecia wodociągów.

mgr inż. Bożena Rusinek

Zaprezentowane w niniejszym tekście opinie są prywatnymi opiniami autora.





technologia wody
Rok XIII Zeszyt 2(76)
kwiecień–czerwiec 2021
ISSN 2080-1467
www.technologia-wody.eu

Rzeczywistość polskiego sektora wodociągowo-kanalizacyjnego w uwarunkowaniach europejskiej polityki zrównoważonego rozwoju – refleksje z e-konferencji „Aktualne zagadnienia w uzdatnianiu i dystrybucji wody – WODA 2020”

Izabela Zimoch

Aktualna sytuacja związana z zagrożeniami wynikającymi z rozprzestrzeniania się koronawirusa istotnie wpłynęła nie tylko na nasze codzienne życie, ale ograniczyła także koleżeńskie spotkania z ludźmi o podobnych zainteresowaniach, jakimi są wszelkiego rodzaju konferencje, warsztaty i szkolenia. Te kuluarowe rozmowy ze znajomymi z innych uczelni, przedsiębiorstw, organizacji, dzielenie się doświadczeniami czy spostrzeżeniami są dużą atrakcją mobilizującą do przemierzenia kilkuset kilometrów na miejsce konferencji. Koronawirus, chociaż istotnie wpływa na nasze życie, nie może jednak całkiem go zatrzymać. Jego nowe mutacje i fale zachorowań, ograniczające spotkania w większych grupach osób oraz zamykające hotele, zmusiły organizatorów, organizowanej od 2001 roku w cyklu 2-letnim, Konferencji Naukowo-Technicznej „Aktualne zagadnienia w uzdatnianiu i dystrybucji wody”, dwukrotnie już przekładanej z powodu pandemii, do skorzystania z innych rozwiązań.

Chcąc sprostać trudnym wyzwaniom zdecydowaliśmy się na organizację konferencji w dwóch etapach. Pierwszy etap odbył się w formie e-konferencji w dniach 22-23 kwietnia, a drugi etap w formie tradycyjnego spotkania w Brennej, zaplanowany został w pierwszej połowie października bieżącego roku, kiedy to najprawdopodobniej zostaną ostatecznie, ponownie uruchomione hotele. Nasza Konferencja od szeregu lat objęta jest patronatem naukowym Sekcji Inżynierii Sanitarnej Komitetu Inżynierii Lądowej i Wodnej PAN, co gwarantuje jej wysoki poziom merytoryczny oraz aktualność poruszanych zagadnień związanych z branżą wodociągową i kanalizacyjną. Kwietniowe obrady Konferencji otworzyli zaproszeni Goście: Małgorzata Bogucka-Szymalska – Zastępca Dyrektora Departamentu Gospodarki Wodnej i Żeglugi Śródlądowej Ministerstwa Infrastruktury, Dorota Jakuta – Prezes Izby Gospodarczej Wodociągi Polskie, prof. Marian Kwietniewski – Wiceprzewodniczący Komitetu Inżynierii Lądowej i Wodnej PAN oraz prof. Waldemar Sawiniak z Politechniki Śląskiej.

E-konferencja, w której wzięło udział 183 uczestników, gościła Państwa w wirtualnym studiu na Wydziale Inżynierii Środowiska i Energetyki Politechniki Śląskiej. Wirtualne spotkanie, z wykorzystaniem profesjonalnej obsługi multimedialnej, umożliwiło nam kontakt i wymianę poglądów w wielu istotnych kwestiach, jakie przed polskim sektorem wod-kan kreują uwarunkowania europejskiej polityki zrównoważonego rozwoju, w tym implementacja do krajowej legislacji nowej Dyrektywy 2020/2184 w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi.

Poszczególne panele były transmitowane do uczestników zarówno w aplikacji Zoom, jak i na platformie YouTube. Uczestnicy mogli odbierać transmisję na monitorach podglądowych lub swoich własnych komputerach i utrzymywać łączność z prelegentami i pozostałymi uczestnikami. Taka forma konferencji w wirtualnym studiu, umożliwiła prelegentom przedstawienie swoich stanowisk na temat najbliższych wyzwań, czy też osiągnięć z ostatnich kilkunastu miesięcy, a pozostałym uczestnikom aktywny udział, zadawanie pytań i udzielanie odpowiedzi. Z drugiej strony, zapewniła pełne bezpieczeństwo jej uczestnikom.

Począwszy od pierwszych edycji konferencji, istotnym tematem, budzącym szczególne zainteresowanie, zarówno naukowe jak i praktyczne, są zagadnienia związane z bezpieczeństwem wody i zarządzaniem ryzykiem w całym łańcuchu dostaw – od spójnej ochrony zasobów wody w obszarach zasilania, do kranu u kon-



Fot. 1. Rozpoczęcie obrad Konferencji – prof. dr hab. inż. Izabela Zimoch

sumenta. Zagadnienia te były inspiracją do włączenia od 2013 r. jako stałego elementu Konferencji, dedykowanego tej tematyce panelu dyskusyjnego „Forum Wodociągowców". To właśnie poruszany od szeregu lat temat bezpieczeństwa dostaw wody oraz zarządzania systemami zaopatrzenia w wodę opartego na ryzyku, zdecydował o organizacji wirtualnej konferencji, bowiem w dniu 16 grudnia 2020 r. Parlament Europejski i Rada Europy przyjęły Dyrektywę 2020/2184 w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Oznacza to konieczność transponowania jej zapisów do prawa polskiego w terminie do 12 stycznia 2023 r., a także pełnego wdrożenia obowiązkowego zarządzania ryzykiem w procesie dostaw wody do konsumenta najpóźniej do 12 stycznia 2029 r.

Pozornie wydaje się nam, że jest jeszcze dużo czasu, ale minęły już 4 z 24 miesięcy przeznaczonych na jej transpozycję, a czas nieubłaganie upływa, skracając okres na podjęcie dialogu z poszczególnymi grupami interesariuszy, w szczególności z podmiotami odpowiedzialnymi za organizację zaopatrzenia ludności w wodę i zapewnienie jej bezpieczeństwa, zarówno w ramach zbiorowego zaopatrzenia, jak i prywatnych, indywidualnych dostaw wody, w szczególności do obiektów prowadzących działalność publiczną lub handlową. Dobra implementacja Dyrektywy w Polsce, jednoznacznie określająca podział obowiązków, z uwzględnieniem kompetencji i odpowiedzialności poszczególnych interesariuszy procesu dostaw wody do konsumenta, jest gwarantem skutecznego wdrożenia zarządzania systemami zaopatrzenia w wodę opartego na ryzyku. Okazją do poruszenia tej tematyki, był więc zorganizowany w ramach konferencji, w dniu 22 kwietnia, wspólnie z Izbą Gospodarczą Wodociągi Polskie oraz Stowarzyszeniem Wodociągowców Województwa Śląskiego, panel dyskusyjny „Forum Wodociągowców". Debatę zatytułowaną *Zarządzanie ryzykiem dostaw wody – problemy, wyzwania i oczekiwania* poświęcono jednemu z głównych celów nowej dyrektywy, jakim jest minimalizowanie ryzyka dla zdrowia publicznego, związanego z wodą do picia poprzez wprowadzanie Planów Bezpieczeństwa Wody. Poprowadziła ją prof. dr hab. inż. Izabela Zimoch z Politechniki Śląskiej.

Podczas debaty o potrzebach inwestycyjnych, organizacyjnych i legislacyjnych oraz doświadczeniach związanych z wdrażaniem oceny ryzyka i zarządzania ryzykiem dyskutowali: Małgorzata Bogucka-Szymalska, Klara Ramm – przedstawicielka EurEau, Agnieszka Dybała-Kamińska – Powiatowy Inspektor Sanitarny w Koninie, Anna Olejnik – Zastępca Dyrektora Pionu Wody Miejskiego Przedsiębiorstwa Wodociągów i Kanalizacji w m.st. Warszawa S.A., Iwona Lasocka-Gomuła – Starszy Technolog w Aquanet S.A., Aleksandra Górska – Koordynator ds. bezpieczeństwa wody, MPECWiK Sp. z o.o. w Środzie Wielkopolskiej, Tadeusz Rzepecki – Przewodniczący Rady Izby Gospodarczej „Wodociągi Polskie", Andrzej Wójtowicz – Prezes „Wodociągów Słupsk" Sp. z o.o. oraz Tadeusz Żaba – Dyrektor ds. Produkcji Wodociągów Miasta Krakowa S.A. Wysoki poziom merytoryczny debaty zapewniły wystąpienia ekspertów prezentujących zagadnienia dotyczące:

— implementacji nowej dyrektywy w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (2020/2184) – dr inż. Małgorzata Bogucka-Szymalska;
— wyzwań dla branży wod-kan przy wrażaniu Dyrektywy w sprawie



Fot. 2. Debata „Forum Wodociągowców"



Fot. 3. Debata „Forum Wodociągowców" – wystąpienie dr inż. Małgorzaty Boguckiej-Szymalskiej

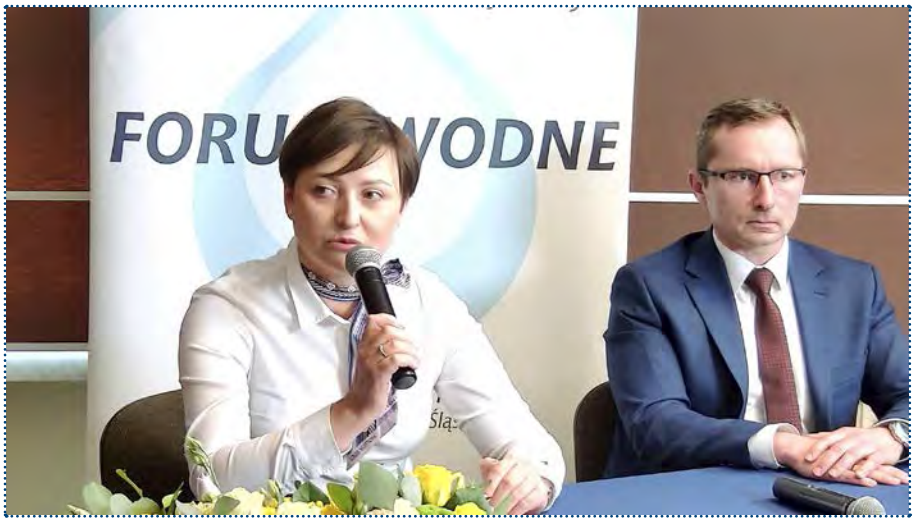
jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi – dr inż. Tadeusz Rzepecki;
— doświadczeń z wdrażania Planów Bezpieczeństwa Wody w systemach zaopatrzenia w wodę Warszawy, Słupska, Środy Wielkopolskiej, Poznania i Krakowa.

Prelegenci odpowiadali także na liczne pytania uczestników. Niestety 3,5-godzinna debata, ze względu na istotność poruszanych zagadnień związanych z nową DWD, jak i projektem Planów Inwestycyjnych na lata 2021-2027, nie wyczerpała wszystkich aspektów dyskusji, a zgodnie z deklaracją moderatora prof. dr hab. inż. Izabeli Zimoch, będzie kontynuowana na kolejnym spotkaniu w Brennej, zorganizowanym w październiku, w ramach II etapu Konferencji.

Tego samego dnia po południu odbyły się Sesja Plenarna i I Sesja Tematyczna, a następnego dnia trzy kolejne Sesje Tematyczne. W trakcie wszystkich Sesji wygłoszono łącznie 37 referatów, poświęconych różnorodnym zagadnieniom z zakresu szeroko rozumianej gospodarki wodno-ściekowej.

Prelegenci, zarówno z licznych uczelni jak i przedsiębiorstw wodociągowych, podzielili się swoimi doświadczeniami praktycznymi, czy też rezultatami prowadzonych badań naukowych. W wiodące zagadnienia tematyczne wprowadziły uczestników konferencji prezentacje Sesji Plenarnej, którą rozpoczął dr inż. Tomasz Cichoń z Wodociągów Miasta Krakowa S.A,, wystąpieniem pt. *Zdalny odczyt wodomierzy jako element Smart City*. Uzupełnieniem tej tematyki były kolejne prezentacje przedstawiające zagadnienia dotyczące eksploatacji systemów zaopatrzenia w wodę. Zatem, merytoryczny zakres Sesji Plenarnej wzbogacili swoimi wystąpieniami:
— dr inż. Wojciech Cieżak z Politechniki Wrocławskiej, wykładem *Zastosowanie metody wygładzania wykładniczego do prognozowania dobowego zużycia wody w obszarach wiejskich*;
— dr hab. inż. Małgorzata Iwanek, prof. Politechniki Lubelskiej, prezentująca *Parametry charakteryzujące wycieki z uszkodzonych przewodów wodociągowych w aspekcie bezpieczeństwa środowiskowego*;
— dr hab. inż. Dariusz Kowalski, prof. Politechniki Lubelskiej, prezentujący *Inteligentny system zaopatrzenia w wodę – quasi inteligentna metoda diagnostyczna dla sieci dystrybucyjnej*;
— dr inż. Wojciech Koral z Politechniki Śląskiej, który zaprezentował efekty wynikające z *Analizy krzywych godzinowego zużycia wody na podstawie danych z systemu stacjonarnego odczytu wodomierzy;*
— dr hab. inż. Alina Pruss, prof. Politechniki Poznańskiej, która podzieliła się z Uczestnikami badaniami nt. *Usuwania substancji organicznych z wody podziemnej – badania technologiczne realizowane w skali pilotowej.*

Ponadto uczestnicy konferencji, mieli także okazję wysłuchać wielu przedstawicieli firm, prezentujących najnowocześniejsze rozwiązania mające zastosowanie zarówno w sektorze dostaw wody, jak i odprowadzania, oczyszczania ścieków, wód opadowych oraz badań jakości wody i ścieków. Równolegle do obrad w sesjach tematycznych, w dniu 23 kwiet-



Fot. 4. Ożywiona dyskusja podczas debaty „Forum Wodociągowców" – Katarzyna Stachowicz – Wiceprezes Zarządu RPWiK Sp. z o.o. Zawiercie, Sylwestr Myga – Dyrektor Techniczny RPWiK Zawiercie



Fot. 5. Wirtualne studio Konferencji na Politechnice Śląskiej – dr hab. inż. Iwona Kłosok-Bazan – Politechnika Opolska, dr hab. inż. Waldemar Sawiniak – Politechnika Śląska

nia odbyło się w ramach programu INTERREG wspólne polsko-czeskie seminarium dla studentów pt. „Zrównoważona elektroenergetyka i środowisko".

Od szeregu lat w tradycję Konferencji wpisują się obrady posiedzenia Sekcji Inżynierii Sanitarnej Komitetu Inżynierii Lądowej i Wodnej PAN, które również miały miejsce podczas kwietniowego spotkania. Posiedzenie to pozwala nam zgromadzić wybitnych profesorów, którzy przewodnicząc poszczególnym sesjom, swoją wiedzą i autorytetem zapewnili wysoki merytoryczny poziom przebiegu poszczególnych paneli tematycznych i dyskusji.

Podczas dwudniowego spotkania nie zabrakło również chwil wytchnienia i wieczornego spotkania koleżeńskiego. Tym razem, pomimo pandemii, spotkaliśmy się wszyscy w czwartkowy wieczór w wirtualnym studiu, gdzie odbył się koncert wirtuoza akordeonu, Marcina Wyrostka, dedykowany uczestnikom konferencji. Artysta zagrał wybrane przez siebie utwory oraz spontanicznie zaproponowane przez słuchaczy. Te wieczorne chwile spędzone przy dźwiękach cudownej muzyki, w wyjątkowej atmosferze na długo pozostaną w naszej pamięci. Fantastyczne wykonanie utworów wzbudziło oszałamiającą reakcję Uczestników, którzy dziękowali serdecznie Wykonawcy i Organizatorce – profesor Izabeli Zimoch. Po koncercie liczne spotkania koleżeńskie w wirtualnych studiach, pozwoliły czerpać radość ze wspólnych wspomnień.

Niewątpliwie, ta edycja oczekiwanej od dłuższego czasu Konferencji była bardzo ważnym wydarzeniem dla branży wodociągowej. Dzięki zaangażowaniu wszystkich uczestników wiem, iż był to dobrze zainwestowany czas, wykorzystany na poszerzenie wiedzy, wymianę doświadczeń i koleżeńskie spotkanie. Było to inspirujące doświadczenie oraz okazja do prezentacji różnych opinii i refleksji dotyczących tak ważnych dla kraju nowych wyzwań wynikających z Dyrektywy 2020/2184, związanych z zaopatrzeniem w wodę przeznaczoną do spożycia przez ludzi. Mam nadzieję, że to spotkanie zaowocuje dialogiem oraz będzie stanowić bodziec do dalszej współpracy oraz wymiany doświadczeń. Dziękując wszystkim uczestnikom, już dziś zapraszam Państwa na październikowe spotkanie w ramach II etapu Konferencji.

Do zobaczenia w malowniczej Brennej.

Prof. dr hab. inż. Izabela Zimoch
Politechnika Śląska



Fot. 6. Zakończenie Konferencji

technologia wody
Rok XIII Zeszyt 2(76)
kwiecień–czerwiec 2021
ISSN 2080-1467
www.technologia-wody.eu

Druga edycja studiów podyplomowych *Systemy Bezpieczeństwa Zaopatrzenia w Wodę* to okazja dla Ciebie – rozpoczęcie zajęć już w październiku 2021 r.

W czerwcu 2019 r. pierwsi absolwenci ukończyli roczne studia podyplomowe „Systemy Bezpieczeństwa Zaopatrzenia w Wodę", poświęcone zarządzaniu ryzykiem w zaopatrzeniu w wodę. Studia te zostały zorganizowane przez Katedrę Inżynierii Wody i Ścieków na Wydziale Inżynierii Środowiska i Energetyki Politechniki Śląskiej w Gliwicach z myślą o przygotowaniu kadr do przeprowadzania ocen ryzyka i wprowadzania Planów Bezpieczeństwa Wody (PBW). Oczekiwane od wielu lat zakończenie prac legislacyjnych nad nową dyrektywą w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (DWD), miało miejsce 16 grudnia 2020 r., wraz z przyjęciem przez Komisję Europejską i Radę Europy Dyrektywy 2020/2184, która weszła w życie 12 stycznia bieżącego roku. Tak więc, systemy zarządzania ryzykiem oparte na Normie Europejskiej PN-EN 15975-2: 2013-12 Bezpieczeństwo zaopatrzenia w wodę do spożycia, z dniem 13 stycznia 2023 r. staną się powszechnie obowiązujące, co będzie wynikiem transpozycji do polskiego prawodawstwa zapisów dyrektywy.

Uczestnicy pierwszej edycji studiów (fot. 1) mieli możliwość zdobycia interdyscyplinarnej wiedzy dotyczącej zarówno identyfikacji sytuacji i zdarzeń niebezpiecznych mogących mieć wpływ na wystąpienie zagrożeń zdrowotnych, jak i ryzyka jakie niosą one dla zdrowia publicznego. Zdobytą wiedzę, skutecznie wdrażają w codzienne praktyki funkcjonowania w swoich przedsiębiorstwach, a osiągniętymi sukcesami mieli okazję podzielić się podczas debaty „Forum Wodociągowców", która odbyła się 22 kwietnia na Politechnice Śląskiej. W ramach tej debaty, pn. *Zarządzanie ryzykiem dostaw wody – problemy, wyzwania i oczekiwania,* poświęconej kluczowym zagadnieniom nowej dyrektywy 2020/2184, aktywny udział wzięli absolwenci I edycji tychże studiów: Aleksandra Górska – Zastępca Kierownika Laboratorium, Koordynator ds. bezpieczeństwa wody, MPECWiK Sp. z o.o. w Środzie Wielkopolskiej, Sylwestr Myga, Dyrektor Techniczny RPWiK w Zawierciu, oraz Karolina Tatar, również z RPWiK w Zawierciu (fot. 3).



Fot. 1. Obrona prac dyplomowych – zakończenie Studiów Podyplomowych – czerwiec 2019 r.

Aleksandra Górska (fot. 2) w swoim wystąpieniu pt. *Doświadczenia przy wdrażaniu Planu bezpieczeństwa wody w Miejskim Przedsiębiorstwie Energetyki Cieplnej, Wodociągów i Kanalizacji Sp. z o.o. w Środzie Wielkopolskiej*, przedstawiła początki wdrażania Planu Bezpieczeństwa Wody w swojej Spółce i uzyskane już po dwóch latach korzyści.

Opracowany program studiów, przez specjalistów i ekspertów biorących udział w pracach nad opiniowaniem ze strony polskiej DWD 2020/2184, uwzględnia najnowszą wiedzę z zakresu uwarunkowań prawnych, środowiskowych, technicznych i technologicznych, organizacyjnych, zdrowotnych oraz zarządzania kryzysowego, niezbędną do skutecznego zarządzania ryzykiem, opartego na minimalizowaniu ryzyka związanego z potencjalnymi zdarzeniami niebezpiecznymi oraz wynikających z nich zagrożeń, jak i ewentualnych skutków ich wystąpienia. Program przewiduje 187 godzin zajęć teoretycznych (wykłady, ćwiczenia, seminaria) odbywających się w trakcie sobotnio-niedzielnych zjazdów oraz w trybie online.

Liczba zajęć stacjonarnych uzależniona będzie od aktualnej sytuacji epidemiologicznej.



Fot. 2. Aleksandra Górska – absolwentka I edycji studiów podczas debaty „Forum Wodociągowców"

Będą one także nagrywane i udostępniane uczestnikom, którzy nie będą mogli brać aktywnego udziału w zajęciach. Jeśli z powodu przedłużającej się pandemii Covid-19 zajęcia stacjonarne nie będą mogły się odbywać, zajęcia zostaną przeprowadzone w formie webinariów. Oprócz zajęć teoretycznych, dla osób zainteresowanych planowana jest wizyta studyjna na wybranym obiekcie (studenci I edycji mieli okazję odwiedzić ujęcie powierzchniowe w Dobczycach, zaopatrujące w wodę znaczną część Krakowa (fot. 4). Zarówno zajęcia teoretyczne, jak i wyjazdowe, są okazją do bliższego nawiązania kontaktów, wymiany doświadczeń oraz dyskusji o problemach związanych z realizacją zaopatrzenia w wodę, napotykanych w przedsiębiorstwach wodociągowych, stacjach sanitarno-epidemiologicznych oraz urzędach miast i gmin.

Politechnika Śląska, jako uczelnia kładąca szczególny nacisk na przygotowywanie kadr zgodnie z aktualnym zapotrzebowaniem regionu i kraju, oraz ze względu na bardzo duże zainteresowanie zmianami wynikającymi z nowej DWD 2020/2184 (zarządzanie ryzykiem, nowe parametry wskaźnikowe, nowe podejście do nadzoru nad materiałami przeznaczonymi do kontaktu z wodą, poprawa dostępu do wody i poszerzony zakres informowania konsumentów), uruchamia w roku akademickim 2021/2022 kolejną edycję studiów podyplomowych „Systemy bezpieczeństwa zaopatrzenia w wodę", na które elektroniczna rekrutacja rozpocznie się na przełomie maja i czerwca br.

Gwarantujemy wysoką jakość, najnowsze metody kształcenia, oraz praktyczne podejście do merytorycznego zakresu programu studiów. Rekrutacja na studia od 1 czerwca 2021 odbywać się będzie przez system SORek:

— termin: październik 2021 r. – czerwiec 2022 r. (2 semestry);
— koszt: 2 200 zł za 1 semestr (całość 4 400 zł).

Szczegółowe informacje na temat studiów dostępne są na stronie internetowej: http://ise.polsl.pl/system-bezpieczenstwa-zaopatrzenia-w-wode.html lub pod telefonem: 32 237 26 98.

To studia właśnie dla Ciebie – zapraszamy!

Prof. dr hab. inż. Izabela Zimoch
Kierownik Studiów Podyplomowych



Fot. 3. Absolwenci I edycji SPD podczas obrad „Forum Wodociągowców" – Politechnika Śląska. Od lewej: Karolina Tatar, Katarzyna Stachowicz, prof. dr hab. inż. Izabela Zimoch, Sylwester Myga



Fot. 4. Wyjazd integracyjny – Dobczyce, czerwiec 2019 r.

PORTAL SAMORZĄDOWY.pl

PORTAL SAMORZĄDOWYCH LIDERÓW
I PROFESJONALISTÓW



WIĘCEJ NA
WWW.PORTALSAMORZADOWY.PL

www.woda-scieki.com
otwarty portal dla branży wod-kan

UWAGA!
teraz nasz portal
w wersji OTWARTEJ
za darmo!
dla wszystkich!
ZAPRASZAMY!!

woda-ścieki.com
otwarty portal branżowy

woda-scieki.com - jesteśmy najstarszym na polskim rynku portalem internetowym branży wod-kan. Działamy od 2005 roku i w tym czasie podjęliśmy współpracę z ponad dwoma tysiącami firm oraz innych instytucji branżowych. Co roku patronujemy największym imprezom targowym w kraju, licznym konferencjom, szkoleniom itd.
Więcej na naszych stronach www.
Zapraszamy do współpracy!

www.woda-scieki.com
ul. Szczecińska 11a
54-517 Wrocław
biuro@woda-scieki.com
tel. 071 358 06 73, 728 31 62 61
fax. 071 353 86 54

retencja.pl



Stormwater Poland

Katowice, 21-23.06.2021 r.
O DESZCZU
W DOBRYM KLIMACIE

V edycja największej konferencji dotyczącej wód opadowych w Polsce.

Międzynarodowa wiedza, praktyczne podejście, innowacyjne studia przypadków.

W programie:
- Śląska retencja
- Miasto z klimatem
- Odwodnienia komunikacyjne
- Inteligentna eksploatacja
- Debata o przyszłości

Ministerstwo Klimatu i Środowiska
patronat honorowy

Metropolia
partner strategiczny

ZAPRASZAMY NA KONFERENCJĘ



FILTRALITE®

PRZYSZŁOŚĆ FILTRACJI DOSTĘPNA JUŻ DZIŚ

FILTRALITE® − materiał filtracyjny rekomendowany do uzdatniania wody z ujęć podziemnych, powierzchniowych oraz filtracji wstępnej w technologii procesów membranowych.

Kolejne regulacje prawne i rosnące wymagania odbiorców stawiają nowe wyzwania przed współczesnymi SUW. Wybierając Filtralite® można uzyskać:

- stabilną jakość wody
- większe prędkości filtracji
- dłuższe cykle filtracyjne
- ograniczenie ilości wody płuczącej
- atrakcyjne koszty inwestycji
- trwałe rozwiązanie na lata
- odpowiedź na wyzwania technologiczne



Od ponad 25 lat **FILTRALITE®** niezmiennie potwierdza swoją niezawodność w setkach instalacji na całym świecie, przewyższając swoją skutecznością oczekiwania eksploatatorów.





INSTYTUT ZDROWIA PUBLICZNEGO NARODOWY PZH
PRODUKT Z ATESTEM

nr B-BK-60210-1214/20
ważny do 17.08.2023

Leca Polska sp. z o.o.
83-140 Gniew, ul. Krasickiego 9

www.filtralite.com • doradca@filtralite.com

APLISENS®

APLISENS S.A. – Produkcja Przemysłowej
Aparatury Pomiarowej i Elementów Automatyki







#PRZEPŁYW

- ✓ Przepływomierze elektromagnetyczne
- ✓ Stanowisko pomiarowe przepływów



#POZIOM

- ✓ Hydrostatyczne sondy głębokości do pomiaru poziomu wody i ścieków



#CIŚNIENIE

- ✓ Przetworniki ciśnienia
- ✓ Przetworniki różnicy ciśnień
- ✓ Separatory membranowe



www.aplisens.pl

aplisens@aplisens.pl

22 814-07-77

03-192 Warszawa
ul. Morelowa 7

