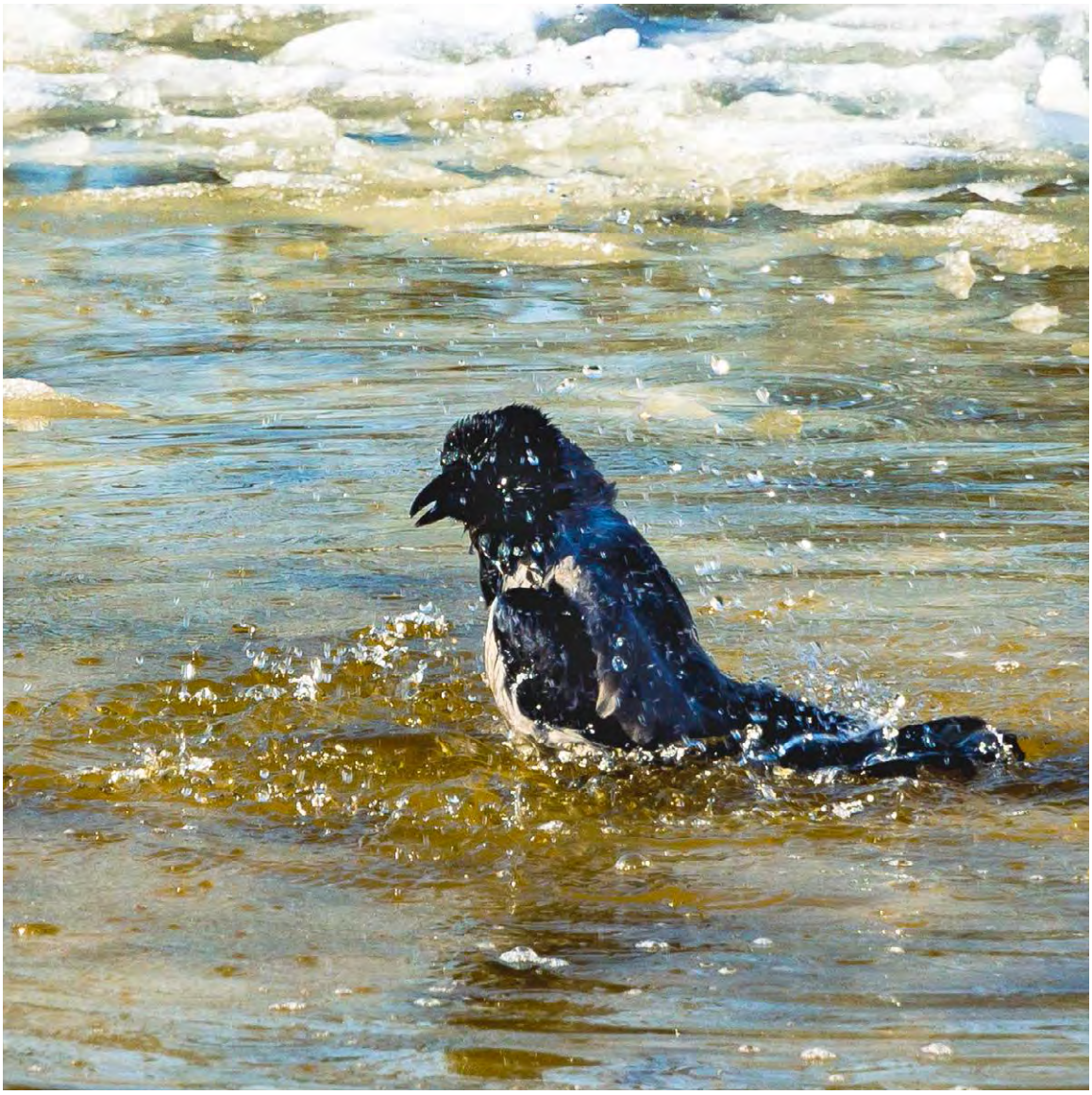
Wyzwania dyrektywy 2020/2184 w sprawie jakości wody... / str. 36 | Omówienie zasad porównywania parametrów technicznych rur żelbetowych... / str. 56

technologia wody

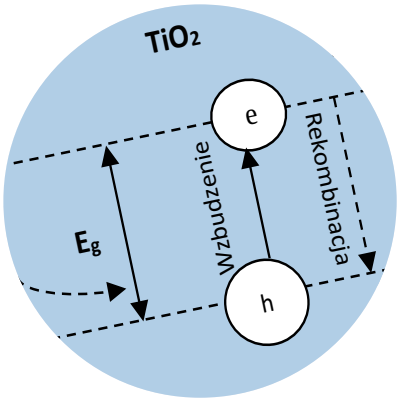
SYSTEMY ZAOPATRZENIA W WODĘ • ODPROWADZANIE I OCZYSZCZANIE ŚCIEKÓW • BEZPIECZEŃSTWO • GOSPODARKA WODNA

1/2021 (75)
57,00 zł (w tym 8% VAT)



MOŻLIWOŚCI WYKORZYSTANIA NANOTECHNOLOGII I NANOMATERIAŁÓW W PROCESACH UZDATNIANIA WODY I OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW

Zanieczyszczenie środowiska, industrializacja w skali globalnej, zmiany klimatyczne, przeludnienie i niedobór kopalnych źródeł energii, zwróciły uwagę na potrzebę opracowania nowych, przyjaznych higienicznie, technologii oczyszczania wody i ścieków. Istniejące technologie oczyszczania wymagają wysokich inwestycji kapitałowych oraz kosztów eksploatacji i utrzymania, a także dużej powierzchni. W związku z tym... [str. 4]



WYDAWNICTWO Seidel Przywecki Spółka z o.o.

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 UZDATNIANIA WODY



Brenntag Polska jest dystrybutorem Flokulantów firmy SOLENIS

TECHNOLOGIE DEZYNFEKCJI

- Dwutlenek chloru / chloryn sodu
- Podchloryn sodu
- Podchloryn wapnia
- Clorious2

TECHNOLOGIE UTLENIANIA WSTĘPNEGO

- Nadmanganian sodu
- Nadmanganian potasu
- Odczynnik Fentona
- Clorious2

ZŁOŻA FILTRACYJNE

- Suszony żwir filtracyjny
- Złoża odkwaszające
- Złoża do odżelaziania i odmanganiania
- Węgle aktywowane CABOT / NORIT

KOAGULANTY BRENNTAFLOC

- Glinowe
- Żelazowe
- Żelazowo-glinowe

FLOKULANTY BASF®

- Zetag®
- Magnafloc®

OCHRONA SIECI WODOCIĄGOWEJ PRZED WTÓRNYM ZANIECZYSZCZENIEM

- Clarofos

PREPARATY DO STABILIZACJI I KOREKCJI PH

- Neutralac
- Węglan sodu
- Chlorek wapnia
- Siarczan magnezu

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 Wielunieck**i, 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)

Zaopatrzenie w wodę

4 **Możliwości wykorzystania nanotechnologii i nanomateriałów w procesach uzdatniania wody i oczyszczania ścieków. Część III: Fotokataliza**
Michał Bodzek, Krystyna Konieczny

20 **Stabilność chemiczna wody po procesie infiltracji. Część 2**
Aleksandra Makała, Eryk Polowczyk, Kinga Szeflińska, Joanna Jeż-Walkowiak

24 **Eksperymenty technologiczne z zastosowaniem wzoru matematycznego, dotyczącego automatycznego dawkowania koagulantu PAX-XL-10 w zależności od mętności i przepływu wody powierzchniowej z rzeki Wisłok w prowadzeniu procesu koagulacji Zakładu Uzdatniania Wody w Iskrzyni**
Adam Turek, Paweł Miler, Zbigniew Pleśniak

32 **Dezynfekcja ścieków oczyszczonych z zastosowaniem ozonu w systemie odzyskiwania wody**
Patrycja Sobczak

Bezpieczeństwo zdrowotne wody

36 **Wyzwania dyrektywy 2020/2184 w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi**
Klara Ramm

Gospodarka wodna

42 **System zintegrowany – panele fotowoltaiczne i zbiornik wody deszczowej – czy to możliwe?**
Izabela Kruszelnicka, Dobrochna Ginter-Kramarczyk, Aleksandra Sławińska

Wody opadowe

48 **Zasady tworzenia uogólnionych wzorców deszczów do modelowania odwodnień terenów we Wrocławiu**
Katarzyna Wartalska, Bartosz Kaźmierczak, Andrzej Kotowski

Kanalizacja

56 **Omówienie zasad porównywania parametrów technicznych rur żelbetowych na przykładzie**
Wojciech Dąbrowski

62 **Historia rozwoju systemów kanalizacyjnych w Polsce i na świecie. Część 2**
Marta Maciejewska, Zbysław Dymaczewski

Gospodarka osadowa

67 **Możliwości odzysku celulozy ze ścieków i osadów ściekowych**
Ewa Wiśniowska, Rafał Nowak

Oddziaływanie na środowisko

72 **Ocena wpływu środowiskowego myjni samochodowej w terenie zabudowanym**
Wojciech Dąbrowski, Michał Zielina

Zagadnienia prawne i ekonomiczne

80 **Problemy wodociągowo-kanalizacyjne w dobie pandemii**
Bożena Rusinek

Aktualności

86 **Nowy termin IWA Wastewater, Water and Resource Recovery Conference**

87 **Energooszczędna eksploatacja pomp głębinowych**

88 **Działalność Katedry Inżynierii Wody i Ścieków związana z przyjęciem nowej dyrektywy DWD**



Drodzy Czytelnicy!
Jest nam niezmiernie miło, że możemy spotkać się z Wami w kolejnym, trzynastym już, roku wydawania Technologii Wody. Postanowiliśmy zmienić częstotliwość ukazywania się czasopisma na kwartalnik. Technologia Wody nadal poświęcona będzie przede wszystkim problematyce związanej z wodą pitną. Będziemy pisać o zasobach wodnych, ich odnawianiu, o uzdatnianiu i dostarczaniu wody do końcowego odbiorcy. Będziemy także zajmować się przygotowaniem polskich firm i administracji do wdrożenia nowej dyrektywy w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, która weszła w życie pod koniec 2020 r. – Polska ma 2 lata na jej implementację. Więcej na ten temat w artykule dr inż. Klary Ramm (s. 36), która w olbrzymiej tabeli zebrała podstawowe potrzeby i wyzwania, które stają przed nami w związku z wdrożeniem nowej DWD.

Spośród wielu innych atrakcyjnych materiałów, które znalazły się w tym wydaniu Technologii Wody, chcielibyśmy zwrócić Państwa uwagę na trzecią część z serii artykułów prof. Krystyny Konieczny i prof. Michała Bodzka o wykorzystaniu nanotechnologii i nanomateriałów w uzdatniania wody – tym razem poświęcony fotokatalizie (s. 4). Technologów SUW z pewnością zainteresuje także artykuł inż. Adama Turka i wsp., którzy opisali procedurę doboru dawki i sposobu dozowania koagulantu w Zakładzie Uzdatniania Wody w Iskrzyni, oraz opracowaną przez siebie metodę obliczania dawki w oparciu o dane o mętności i przepływie wody (s. 24).

W Polsce, mimo katastrofalnie niskich zasobów wodnych, za rzadko pamiętamy o tym, że jako źródło wody można wykorzystywać także ścieki oczyszczone. O technologiach stosowanych przy dostosowaniu ich do wymogów sanitarnych, np. przy nawadnianiu pól, pisze Patrycja Sobczak (s. 32). Jeśli już pomyśleliśmy o zasobach wodnych, to nie sposób nie zwrócić uwagi na artykuł wykładowców Politechniki Wrocławskiej (s. 48) poświęcony procedurom przewidywania opadów i ich niedoskonałościom w Polskich warunkach...

Jak widać, różnorodność tematów tego wydania Technologii Wody gwarantuje, że każdy z Was znajdzie w niej coś dla siebie. Sprawdźcie sami, zwłaszcza, że nie o wszyskim, co kryje ten numer, tu napisaliśmy.

Jednocześnie uświadomililiśmy sobie, że kiedy to wydanie trafi w Wasze ręce, za oknami zaświeci już gorące wiosenne słońce, czego nam wszystkim serdecznie życzymy. Mamy jednak nadzieję, że nie przeszkodzi Wam ono w znalezieniu czasu na lekturę Technologii Wody.

Magdalena Seidel-Przywecka
wraz z zespołem redakcyjnym

Sprostowanie

Bardzo przepraszamy p. prof. dr hab. inż. Krystynę Konieczny za pominięcie jej nazwiska jako autora artykułu pt. „Możliwości wykorzystania nanotechnologii i nanomateriałów w procesach uzdatniania wody i oczyszczania ścieków", który ukazał się w czasopiśmie Technologia Wody nr 6/2020.

Redakcja Technologii Wody

Wykaz reklamodawców

Aplisens S.A. **IV str. okładki**
Brenntag Polska Sp. z o.o. **str. 1**
CBW Unitex Sp. z o.o. **II str. okładki**
Forum Dyskusyjne Wodociągów Polskich **str. 78, 87**
IWA Wastewater, Water and Resource Recovery Conference **str. 86**
Izba Gospodarcza Wodociągi Polskie **str. 47**
Kemipol Sp. z o.o. **str. 19, 24-30**
Leca Polska sp. z o.o. **III str. okładki**
Politechnika Śląska **str. 79, 88**
Politechnika Wrocławska **str. 46**
Portal branżowy www.sozosfera.pl **str. 78**
Portal branżowy www.technologiawody.pl **str. 23**
Portal branżowy www.woda-scieki.com **str. 79**
Portal Samorządowy **str. 79**
Retencja.pl **str. 85**
Targi Kielce – Ekotech **str. 31**
Wydawnictwo Seidel-Przywecki Sp. z o.o. **str. 3, 35, 55, 61**



WYDAWNICTWO Seidel Przywecki Spółka z o.o.

Czasopismo Technologia Wody
w nowej odsłonie!

technologia wody

zmieniamy częstotliwość wydań
TECHNOLOGIA WODY
przechodzi metamorfozę i od przyszłego roku
zagości w Państwa biblioteczkach jako kwartalnik

technologia wody
Rok XIII Zeszyt 1(75)
styczeń–marzec 2021
ISSN 2080-1467
www.technologia-wody.eu

Możliwości wykorzystania nanotechnologii i nanomateriałów w procesach uzdatniania wody i oczyszczania ścieków. Część III: Fotokataliza

Possibility of nanotechnology and nanomaterials application in water and wastewater treatment processes. Part III: Photocatalysis

Michał Bodzek
Krystyna Konieczny

Streszczenie

Fotokataliza jest skuteczną metodą oczyszczania wody i ścieków, umożliwiającą degradację całego spektrum zanieczyszczeń organicznych i nieorganicznych oraz mikroorganizmów. Pomimo intensywnych badań nad innymi fotokatalizatorami (np. ZnO, ZnS, kompozyty półprzewodnikowo-grafenowe, MoS_2, WO_3 i Fe_2O_3), tlenek tytanu(IV) (TiO_2) pozostaje najpopularniejszym fotokatalizatorem ze względu na swój niski koszt, nietoksyczność i wysoką zdolność utleniania. Co więcej, fotokatalizatory TiO_2 można łatwo unieruchomić na różnych powierzchniach i zastosować do oczyszczanie wody i ścieków na dużą skalę. Obecny przegląd ma na celu zwrócenie uwagi na najnowsze osiągnięcia w zakresie fotokatalizy z głównym naciskiem na wykorzystanie nanokatalizatorów. Omówiono wykorzystanie nanofotokatalizy do degradacji takich substancji niebezpiecznych, jak związki endokrynnie czynne (pestycydy, farmaceutyki fenole i inne), barwniki, mikroorganizmy oraz metale ciężkie.

Abstract

Photocatalysis is an effective method for water and wastewater treatment allowing degradation of a wide spectrum of organic and inorganic pollutants and microorganisms. Despite recent research into other photo-catalysts (e.g. ZnO, ZnS, semiconductor-graphene composites, MoS_2, WO_3 and Fe_2O_3), titanium dioxide (TiO_2) remains the most popular photo-catalyst due to its low cost, non-toxicity and high oxidation capacity. Moreover, TiO_2 photo-catalysts can be easily immobilised on various surfaces and used for large-scale in water and wastewater treatment. The present review aims to highlight the latest developments in photo-catalysis with the main focus on application of nano-catalysts. The use of photocatalysis for the degradation of hazardous substances such as endocrine active compounds (pesticides, phenols, pharmaceuticals and others), dyes, microorganisms and heavy metals is discussed.

1. Wprowadzenie

Zanieczyszczenie środowiska, industrializacja w skali globalnej, zmiany klimatyczne, przeludnienie i niedobór kopalnych źródeł energii, zwróciły uwagę na potrzebę opracowania nowych, przyjaznych higienicznie, technologii oczyszczania wody i ścieków. Istniejące technologie oczyszczania wymagają wysokich inwestycji kapitałowych oraz kosztów eksploatacji i utrzymania, a także dużej powierzchni. W związku z tym coraz większe zainteresowanie zyskały materiały fotokatalityczne o unikalnych właściwościach i wynikających z nich możliwych zastosowaniach.

Rosnąca odporność różnych klas związków organicznych na powszechne zabiegi chemicznej i biologicznej degradacji skupiła uwagę międzynarodowego środowiska naukowego na rozwoju alternatywnych metod ich usuwania. W tym kontekście, fotokataliza stanowi użyteczną i „zieloną" technikę oczyszczania, ponieważ w wyniku łańcucha reakcji utleniania, szeroka gama związków organicznych zawierających w swojej strukturze również heteroatomy może zostać zmineralizowana do substancji nieorganicznych, tj.: węgiel do CO_2, wodór do H_2O, azot do azotanów, siarka do siarczanów, fosfor do fosforanów, a chlor do chlorków [1]. Fotokataliza jest technologią szeroko bada-

ną od około trzech dekad, od kiedy w roku 1972 Fujishima i Honda odkryli fotokatalityczny rozkład wody na elektrodach TiO_2 [2]. Fotokatalizatory są stosowane do konwersji energii w ogniwach słonecznych, produkcji wodoru i węglowodorów oraz do degradacji zanieczyszczeń obecnych w wodzie, ściekach oraz w powietrzu [3].

Ponadto, fotokataliza znalazła zastosowanie w ochronie zdrowia, w tym procesach sterylizacji, a nawet leczeniu nowotworów. Prowadzone są szeroko zakrojone prace nad opracowaniem nowych obiecujących materiałów oraz udoskonaleniem lub modyfikacją już istniejących fotokatalizatorów. Szczególnie cząstki o nanowielkości (1÷100 nm) wykazują wysoki potencjał w fotokatalizie dzięki swoim unikalnym właściwościom fizykochemicznym [3]. Utlenianie katalityczne lub fotokatalityczne należy do zaawansowanych procesów utleniania i służy usuwaniu śladowych zanieczyszczeń i bakterii chorobotwórczych z wody. Jest to użyteczna metoda obróbki wstępnej dla zwiększenia biodegradacji zanieczyszczeń niebezpiecznych i trudno biodegradadowalnych, jak również można ją stosować jako etap doczyszczania związków organicznych w procesach chemicznych i biologicznych [2, 4].

Nanokatalizatory charakteryzują się wysokim stosunkiem powierzchni do objętości i wykazują znacznie lepszą efektywność katalityczną w porównaniu z ich odpowiednikami klasycznymi. Ponadto energia „pasma zabronionego", struktura krystaliczna oraz potencjał redoks półprzewodników o nanowielkości zależą od ich rozmiaru [5]. Unieruchomienie nanokatalizatorów na różnych podłożach poprawia ich stabilność, a wynikowe materiały są kompatybilne z istniejącymi fotoreaktorami [6].

W pracy zaprezentowano najnowsze doniesienia literaturowe związane z zastosowaniem nanotechnologii/nanocząstek w procesach fotokatalitycznego usuwania zanieczyszczeń z wody i ścieków oraz w procesie dezynfekcji.

2. Podstawy procesu fotokatalizy

Proces fotokatalizy jest definiowany jako „zmiana szybkości reakcji chemicznej lub jej inicjacji pod wpływem promieniowania ultrafioletowego lub widzialnego w obecności fotokatalizatora, który pochłania światło i jest zaangażowany w „przemianę chemiczną" [1, 2, 7]. W trakcie procesu fotokatalizy, stały półprzewodnikowy katalizator generuje na swojej powierzchni reaktywne formy tlenu po napromieniowywaniu światłem o odpowiedniej długości fali, które z kolei redukują i utleniają związki chemiczne zaadsorbowane na powierzchni katalizatora [7-9].

U podstaw heterogenicznej fotokatalizy z wykorzystaniem katalizatora (np. TiO_2) leży szereg powierzchniowych reakcji redoks [2, 4, 7, 10] związanych z cechami elektronów na jego zewnętrznym orbitalu molekularnym. Gdy energia fotonów ($h\nu$), dostarczana na jego powierzchnię, jest większa lub równa energii „pasma wzbronionego", wolne elektrony są przenoszone z pasma walencyjnego (VB) do pustego pasma przewodnictwa (CB) w ciągu kilku femtosekund (jedna biliardowa – 10^{-15} część sekundy). Zależność pomiędzy wielkością „przerwy wzbronionej" a długością fali potrzebną do wzbudzenia półprzewodnika opisuje równanie 1 [11]:

$$\lambda = 1240/E_g \qquad (1)$$

gdzie:
λ – długość fali promieniowania [nm],
E_g – energia „pasma wzbronionego" [eV].

W wyniku tego procesu w półprzewodniku tworzą sie pary elektron (e^-) i „dziura elektronowa" (h^+), co można opisać równaniem [4]:

$$FK + h\nu \longrightarrow FK\,(e^- + h^+) \qquad (2)$$

gdzie:
FK – fotokatalizator.

Generowanie par elektron (e^-) – „dziura elektronowa" (h^+) zachodzi w całej objętości fotokatalizatora, do której dotarły kwanty promieniowania o odpowiedniej energii. Aby doszło do reakcji z substratem, elektron i dziura elektronowa muszą znaleźć się na powierzchni fotokatalizatora. Jeżeli czas migracji „dziury elektronowej" (h^+) i elektronu (e^-) na powierzchni będzie krótszy od czasu ich rekombinacji, ilość par (h^+) i (e^-) na powierzchni będzie większa i w konsekwencji efektywność procesu również wzrośnie [11].

Aktywność fotokatalizatora będzie zatem tym większa im dłuższy będzie czas życia fotowzbudzonych „dziur elektronowych" i elektronów. Odpowiednie elektrony w paśmie walencyjnym i „dziury elektronowe" w paśmie przewodnictwa na powierzchni fotokatalizatora, które są nośnikiem „schwytanych" elektronów, zapobiegają ich rekombinacji bezpośrednio po wzbudzeniu fotonami [8]. W przypadku braku tzw. „zmiataczy" elektronów, elektron fotowzbudzony ulega rekombinacji z pasmem walencyjnym w czasie kilku nanosekund z jednoczesnym rozproszeniem ciepła:

ekombinacja dziury elektronowej:

$$e^-_{CB} + h^+_{VB} \longrightarrow e^-_{VB} + \text{ciepło} \qquad (3)$$

Zatem obecność „zmiataczy" (akceptorów) elektronów (np. tlenu) ma zasadnicze znaczenie dla wydłużenia rekombinacji i pomyślnego funkcjonowania fotokatalizy. Równanie 4 przedstawia sposób w jaki obecność tlenu zapobiega rekombinacji elektronów, umożliwiając tworzenie rodników nadtlenkowych ($^{\bullet}O_2^-$).

Fotowzbudzenie wolnych rodników:

$$(O_2)_{ads} + e^- \longrightarrow {}^{\bullet}O_2^- \qquad (4)$$

Rodniki $^{\bullet}O_2^-$ mogą ulegać dalszemu protonowaniu tworząc rodniki wodoro-nadtlenkowe ($^{\bullet}HO_2$), a następnie H_2O_2, jak pokazują odpowiednio równania 5 i 6 [7, 9]:

$$^{\bullet}O_2^- + H^+ \longrightarrow {}^{*}HO_2 \qquad (5)$$

$$^{\bullet}HO_2 + {}^{\bullet}HO_2 \longrightarrow H_2O_2 + O_2 \qquad (6)$$

Utworzony rodnik $^{\bullet}HO_2$ posiada również właściwości „zmiatania"

elektronów, a zatem, dzięki współistnieniu tych rodników, można podwójnie przedłużyć czas rekombinacji całego procesu fotokatalizy. Natomiast interakcja „dziur elektronowych" z cząsteczkami wody lub jonami wodorotlenowymi tworzy bardzo reaktywne rodniki hydroksylowe (równania 7 i 8):

Utlenienie wody:

$$H_2O + h^+ \longrightarrow {}^{\bullet}OH + H^+ \quad (7)$$

Utlenienie grup hydroksylowych:

$$OH^- + h^+ \longrightarrow {}^{\bullet}OH \quad (8)$$

Rodniki te są powiązane z powierzchnią uwodnionego fotokatalizatora i działają jako podstawowy utleniacz w systemie fotokatalizy (równania 9 i 10) [8, 9]:

Fotodegradacja wywołana rodnikami ·OH:

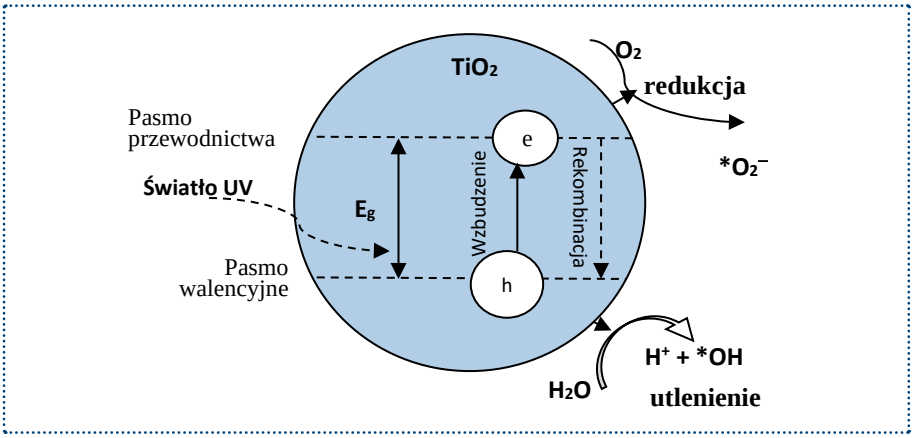
$$R{-}H + {}^{\bullet}OH \longrightarrow {}^{\bullet}R' + H_2O \quad (9)$$

Udział „dziury elektronowej":

$$R + h^+ \longrightarrow {}^{\bullet}R^+ \longrightarrow \text{Pośrednie/końcowe produkty degradacji} \quad (10)$$

Należy stwierdzić, że bez obecności cząsteczek wody wysoce reaktywne rodniki hydroksylowe (·OH) nie mogłyby powstać i umożliwić fotodegradację substancji organicznych w fazie ciekłej.

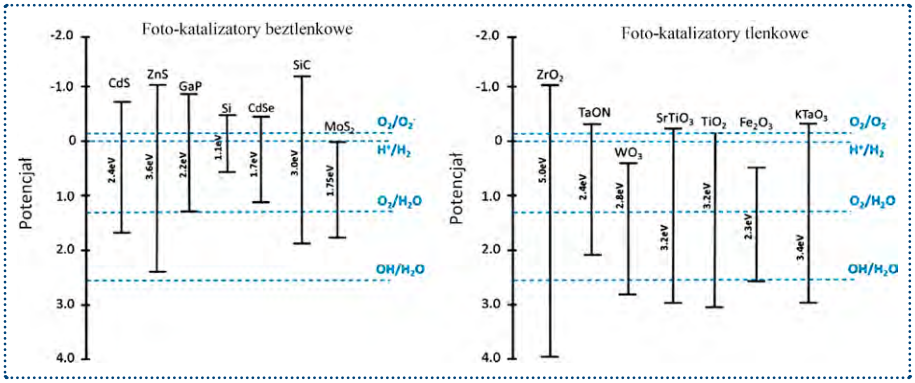
Rys. 1 przedstawia mechanizm tworzenia pary dziura elektronowa–elektron w paśmie walencyjnym i przewodnictwa, gdy cząstki półprzewodnikowego (nano)katalizatora są napromieniowane odpowiednią energią światła (*hv*) [8, 9]. Aby substancja została utleniona przy udziale fotokatalizatora, jej potencjał redox musi znajdować się powyżej pasma walencyjnego półprzewodnika. W przypadku procesów redukcji, potencjał redoks adsorbowanego na fotokatalizatorze substratu musi leżeć poniżej pasma przewodnictwa. Wynika to z faktu, iż po wzbudzeniu w paśmie walencyjnym znajdują się dziury elektronowe uczestniczące w procesie utleniania, zaś elektrony odpowiedzialne za redukcje, zostają przeniesione do pasma przewodnictwa [7, 11].



Rys. 1. Mechanizm tworzenia par dziura elektronowa–elektron podczas fotowzbudzenia w półprzewodnikowym katalizatorze (E_g – energia pasma wzbronionego)

Tlenek tytanu(IV) (TiO_2) jest najczęściej używanym klasycznym półprzewodnikiem fotokatalitycznym w oczyszczaniu wody i ścieków ze względu na jego niską toksyczność, stabilność chemiczną i biologiczną, niski koszt i obfitość surowca [7]. TiO_2 ma trzy główne fazy krystaliczne, którymi są anataz (polimorficzny TiO_2), brukit i rutyl (krystaliczny TiO_2) [12]. Faza anatazowa jest uważana za najbardziej fotokatalitycznie aktywną ze względu na swoje szerokie „pasmo wzbronione", 3,2 eV [12]. Jego fotowzbudzenie wywołujące generowanie par dziura elektronowa–elektron i następnie rodników ·OH wymaga wyższej energii niż energia przejścia z pasma walencyjnego do pasma przewodnictwa (E_g). Fotokataliza TiO_2 powoduje również powstawanie innych wysoce reaktywnych rodników, jak rodniki aniony nadtlenkowe ($^{\bullet}O_2^-$) i nadtlenki ($^{\bullet}O_2^{2-}$), które mogą rozkładać związki organiczne w obecności UV, światła widzialnego lub światła słonecznego. TiO_2 charakteryzuje się wysoką absorpcją w zakresie UV i dochodzącą do zaledwie kilku procent absorpcją promieniowania w zakresie widzialnym ViS. Odpowiada to promieniowaniu o długości fali mniejszej niż 380 nm dla anatazu i mniej niż 400 nm dla rutylu.

Ostatnie badania wykazały zdolność wielu fotokatalizatorów do wykorzystania światła widzialnego lub naturalnego [12]. Wzrasta również ilość badań z fotokatalizatorami nieopartymi o tlenek tytanu(IV) [11]. Większość z nich dotyczy badań pod kątem fotokatalitycznego rozszczepiania wody oraz szeregu innych zastosowań, takich jak uzdatnianie wody, ścieków i powietrza [13, 14]. Ze względu na strukturę chemiczną zostały one podzielone na dwie kategorie: fotokatalizatory tlenkowe i nietlenkowe (rys. 2). Wpływ zmiany pH na pasma walencyjne i przewodzenia jest jedną z głównych różnic pomiędzy tymi dwiema kategoriami [13, 14].



Rys. 2. Energia pasma wzbronionego fotokatalizatorów beztlenkowych (a) i tlenkowych przy pH 7 (b) [13, 14]

Jako główne fotokatalizatory tlenkowe wymienia się m.in. tytaniany TiO_3^{2-}, tlenek cynku (ZnO), tantalit sodu ($Na(K)TaO_3$), tlenek żelaza (Fe_2O_3) i manganu (MnO_x), tritlenek wolframu (WO_3), natomiast nietlenkowe, to siarczek cynku (ZnS) i siarczek kadmu (CdS) oraz węglik krzemu (SiC) [10]. Ponadto, pochodne fullerenu (Fullerol i C60 zamknięte w poli(N-winylopirolidonie)), grafen, tlenek grafenu i nanorurki węglowe, a także ich kompozyty z TiO_2, również mają potencjał do wykorzystania w fotokatalitycznym uzdatnianiu wody [11].

WO_3 ma węższe „pasmo wzbronione" niż TiO_2, dzięki czemu może być aktywowane przez światło widzialne (< 450 nm). Również „doping" Pt zwiększa reaktywność WO_3 poprzez ułatwianie wieloelektronowej redukcji O_2 i poprawia rozdzielenie e^-/h^+ [15]. Nanocząstki MnO_x, ZnO i nanoprzewody β-MnO_2 mogą również służyć jako katalizator dla procesu zaawansowanego utleniania [16].

Jednym z przykładów fotokatalizatora, który zyskał duże zainteresowanie, jest tlenek cynku, co jest spowodowane tym, że jest tani i posiada podobny mechanizm fotodegradacji jako TiO_2 [17, 18]. ZnO wykazuje również znaczącą aktywność fotokatalityczną i antybakteryjną [17, 18]. Nanostruktury ZnO, wykonane z naturalnych substancji, charakteryzują się szerokim „pasmem wzbronionym", co utrudnia możliwość rekombinacji pary elektron–dziura elektronowa. Tak jak w przypadku TiO_2, badano domieszkiwanie ZnO, azotkiem węgla C_3N_4, srebrem, chromem, glinem, cyną, kobaltem i tlenkiem grafenu [17, 18]. Badania wykazały zwiększenie aktywności fotokatalitycznej w porównaniu do kontrolnej próbki ZnO. Wang et al. [18] stwierdzili, że stabilny fotokatalizator otrzymany przez włączenie domieszki w postaci C_3N_4 poprawia 5-krotnie fotoaktywność ZnO przy naświetlaniu promieniami UV [17, 18]. Bai et al. [16] stwierdzili, że kompozyt ZnO_{1-x}/grafen wzmocnił aktywność fotokatalityczną UV i światła widzialnego, odpowiednio 1,2-krotnie i 4,6-krotnie [16]. Inne badania sugerują, że aktywowane barwnikiem nanocząstki ZnO skutecznie można wykorzystać, stosując światło słoneczne, do dezaktywacji bakterii i związków organicznych [19].

Również nanocząstki CdS wzbudziły intensywne zainteresowanie jako fotokatalizator do degradacji barwników ze ścieków przemysłowych, ze względu na szerokie „pasmo wzbronione", wynoszące 2,42 eV i możliwość stosowania przy długości fali < 495 nm] [20].

Domieszkowanie metali szlachetnych zwiększa fotoaktywność fotokatalizatorów, ponieważ zachowują się jak „zmiatacze" elektronów, hamując rekombinację e^-/h^+, przy jednoczesnym promowaniu separacji ładunków [21]. Nanokompozyty na bazie różnych metali szlachetnych, np. nanokompozty Ag/ZnO i Pt/ZnO, Au-CuS-TiO_2 Ag/AgBr/tlenek grafenu, wykazywały korzystniejsze własności fotokatalityczne w odniesieniu do niektórych zanieczyszczeń organicznych [22].

3. Modyfikacja fotokatalizatorów

Długość fali niezbędnej do aktywacji większości fotokatalizatorów obejmuje najczęściej zakres bliskiego ultrafioletu (UV) (300÷400 nm), który jest dostarczany przez lampy UV lub część UV światła słonecznego. Wynika to z wysokiej energii „pasma zabronionego" wielu mfotokatalizatorów, np. 3,2 eV w przypadku TiO_2. Promieniowanie słoneczne, które dociera na powierzchnię Ziemi, zawiera prawie 46% światła widzialnego, 47% promieniowania podczerwonego i tylko 7% światła ultrafioletowego (UV) [9]. Systemy fotokatalizy opartej na promieniowaniu UV światła słonecznego wymagają dużej powierzchni, co wiąże się z wysokimi kosztami operacyjnymi [9]. Aby zwiększyć zakres absorpcji światła w zakresie widzialnym, co ma zasadnicze znaczenie w fotomineralizacji zanieczyszczeń występujących w wodzie i ściekach, należy przeprowadzić modyfikację właściwości fotokatalizatorów [20]. Zaletą wykorzystania światła słonecznego jest fakt, że energia słoneczna jest darmowa i obficie dostępna. Przeprowadzono szereg udanych prób modyfikacji katalizatorów półprzewodnikowych o szerokim „paśmie przenoszenia" w celu przesunięcia absorpcji światła do zakresu widzialnego. Takie katalizatory charakteryzują się jednak znacznie niższą fotoaktywnością, ze względu na sprzyjające warunki do procesu rekombinacji [2, 9]. Niektóre z tych technik obejmują: (i) dodawanie do katalizatorów półprzewodnikowych metali przejściowych (mangan, miedź, nikiel, kobalt itp.) i niemetali (azot, siarka, bor, halogeny itp.), łączenie różnych półprzewodników, stosowanie suportów mezoporowych oraz wykorzystanie nanotechnologii w modyfikacji fotokatalizatorów (stosowanie nanostrukturalnych fotokatalizatorów, modyfikowanie powierzchni nanostrukturalnego katalizatora przez barwniki i polimery organiczne, nakładanie nanocząstek (NPs) metalu na powierzchnię fotokataliza indukowane plazmą światła widzialnego) [2, 10, 23].

Dodanie metali może zmniejszyć energię „pasma wzbronionego" oraz szybkość rekombinacji par e^- i h^+, ponieważ elektrony wzbudzone promieniowaniem mają tendencję do migracji do metali szlachetnych, o niższym poziomie Fermiego, natomiast dziury elektronowe pozostają w TiO_2 [6, 23]. Istnieje wiele metali, które są stosowane w celu modyfikacji powierzchni nanostruktury tlenkowej. Wymienia się takie metale jak Au, Ag, Cr, Si, Co, Mg, Mn, Fe, Fe, Al, In i Ga [20, 23]. Sprzężenie półprzewodników z nanocząstkami metali szlachetnych, jak Ag, Au, platyna (Pt) i pallad (Pd), zwiększa aktywność fotokatalityczną tych kompozytów, zgodnie z dwoma możliwymi mechanizmami przedstawionymi na rys. 3 [24, 25].

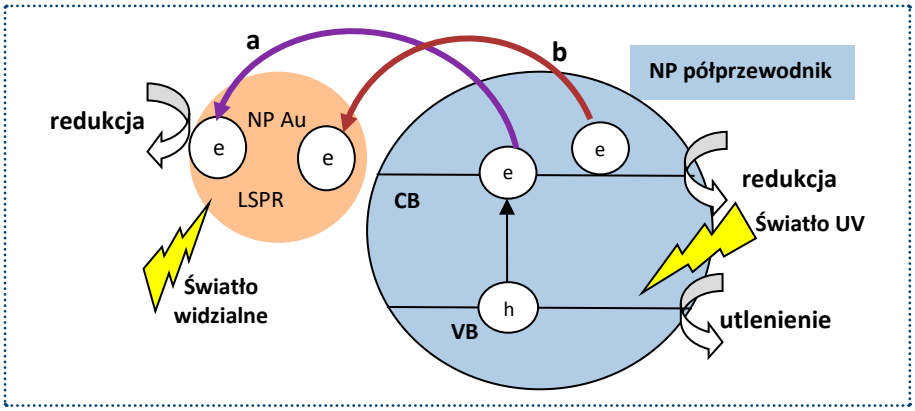
Pierwszym z nich jest mechanizm rozdzielania ładunków w świetle UV, gdy metalowe nanocząstki działają jak pułapki na elektrony, co prowadzi do redukcji rekombinacji

ładunków i ułatwia transport fotogenerowanych elektronów do cząsteczek akceptora [24].

Drugi mechanizm zależy od procesów przenoszenia ładunków, które zachodzą w świetle widzialnym, gdy wzbudzone elektrony metali szlachetnych są przenoszone do CB półprzewodnika, co prowadzi do poprawy absorpcji światła widzialnego przez fotokatalizatory kompozytowe [25]. Domieszkowanie metali szlachetnych zwiększa więc fotoaktywność fotokatalizatorów, ponieważ zachowują się jak „zmiatacze" elektronów, hamując rekombinację e^-/h^+, przy jednoczesnym promowaniu separacji ładunków [21]. Nanokompozyty na bazie różnych metali szlachetnych, np. nano-kompozty Ag/ZnO i Pt/ZnO, Au-CuS-TiO_2 Ag/AgBr/tlenek grafenu, wykazywały korzystniejsze własności fotokatalityczne w odniesieniu do niektórych zanieczyszczeń organicznych [22].

Badania wykazały również korzystny wpływ domieszkowania TiO_2 jonami lantanu La^{3+}, itru Y^{3+}, ceru Ce^{4+}, palladu Pd^{2+} oraz neodymu Nd^{3+} na aktywność w procesie fotoutleniania związków organicznych [20]. Jony La^{3+} oraz Ce^{4+} ze względu na niższy ładunek niż jony Ti^{4+}, po wbudowaniu w sieć TiO_2, powodują zwiększenie adsorpcji jonów hydroksylowych na powierzchni modyfikowanego TiO_2, a w konsekwencji poprawę aktywności fotokatalitycznej. Badania nad modyfikowaniem TiO_2 jonami Pd^{2+}, Nd^{3+} wykazały, iż taki materiał posiada wyższą aktywność w procesie fotoutleniania 2-chlorofenolu niż czysty TiO_2 [20]. Jony Pd^{2+} oraz Nd^{3+} ze względu na większy od Ti^{4+} promień jonowy wbudowują się w pozycje węzłowe. W przypadku domieszkiwania TiO_2 jonami Fe^{3+}, Cr^{3+} oraz Ca^{2+} i Na^+ stwierdzono negatywny wpływ na aktywność fotokatalityczną TiO_2 w reakcjach utleniania tlenem [20]. Według autorów jony te stanowią dodatkowe centra rekombinacji fotogenerowanych par redoks.

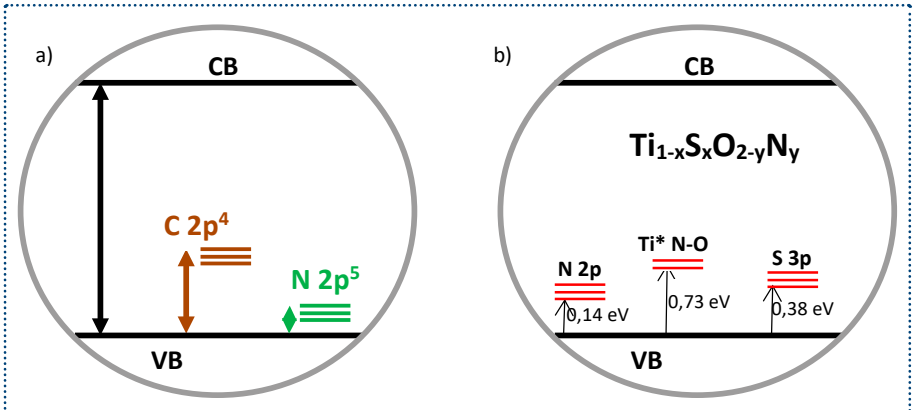
Domieszki niemetali, takich jak azot, siarka i węgiel, są również stosowane w celu modyfikacji fotokatalizatorów [4, 20]. Doping anionów



Rys. 3. Wzmacnianie aktywności fotokatalitycznej kompozytów metal szlachetny/półprzewodnik. a) mechanizm rozdzielania ładunków; b) mechanizm transferu ładunków

azotu, został uznany za najbardziej korzystny i wykonalny dla zastosowań przemysłowych, chociaż fluor (F), jod (I), chlor (Cl), fosfor (P) i bor (B) są również brane pod uwagę [3]. Domieszkowanie niemetalami tworzy w półprzewodnikach nowe VB, które zmniejsza energię pasma zabronionego, jak również tworzy zlokalizowane stany powyżej VB, które ułatwiają transfer elektronów do innych akceptorów elektronów. Pojedyncze lub wielokrotne domieszkowanie niektórych niemetali, takich jak węgiel (C) i azot (N), przesuwa fotoaktywność w kierunku obszaru widzialnego, jak pokazano na rys. 4 [26]. W przypadku domieszek N i S, struktura elektronowa $Ti_{1-x}S_xO_{2-x}N_y$, wykazuje obecność pośrednich stanów energetycznych w procesach fotokatalizy [22]. Orbital 2p azotu jest używany jako orbital szczeliny środkowej dla elektronów w paśmie walencyjnym. Elektrony potrzebują teraz mniej energii, aby być wystarczająco wzbudzone, oraz aby dotrzeć do pasma przewodzenia. Kiedy wszystkie elektrony opuszczą pasmo walencyjne, tworzą się dodatnie dziury elektronowe w VB i reakcja zachodzi w sposób opisany powyżej [22].

Zastosowanie nanostrukturalnego materiału półprzewodnikowego do fotokatalizy jest bardziej korzystne w porównaniu z ich odpowiednikiem w masie, ponieważ większość fotogenerowanych elektronów i dziur elektronowych jest dostępnych na powierzchni nanofotokatalizatora ze względu na wysoki stosunek powierzchni do objętości. Takie nanokatalizatory wykazują znacznie wyższą efektywność katalityczną niż ich odpowiedniki tradycyjne, a energia „pasma wzbronionego" i struktura krystaliczna półprzewodników o nanowielkości są zależne od rozmiaru cząstki. Potencjał redoks dziur elektronowych i dystrybucja fotogenerowanych ładunków różnią się w zależności od wielkości nanocząstki [23].



Rys. 4. Schematyczne przedstawienie domieszek niemetali w cząstkach półprzewodnika. a) doping C i N, b) doping N i S

Ponadto, poprzez unieruchomienie nanocząstek na różnych podłożach, poprawia się stabilność nanokatalizatora, a utworzone nanokompozyty są kompatybilne z istniejącymi fotoreaktorami [5]. A zatem, rozmiar fotokatalizatora odgrywa ważną rolę w transformacji fazy stałej, sorpcji i dynamiki tworzenia pary e^-–h^+.

Różnica w wielkości energii „przerwy wzbronionej" (*Eg*) półprzewodników złożonych z nanocząstek o rozmiarach rzędu pojedynczych nanometrów, w porównaniu do materiałów litych o tym samym składzie, jest dość znaczna. Dla TiO_2 składającego się z ziaren krystalicznych o rozmiarze 1÷10 nm, „przerwa wzbroniona" jest o około 0,2 eV większa niż dla monokryształu [15].

Selenek rtęci(II) (HgSe) o krystalitach wielkości 50 nm wykazuje *Eg* o wartości 0,3 eV, natomiast materiał zbudowany z nanokrystalitów o rozmiarze 0,3 nm wykazuje *Eg* wyższą o 2,9 eV [15]. Podobne efekty obserwowano w przypadku innych półprzewodników, jak: PbSe, Cd_3As_2, ZnO, Zn_3P_2 [15]. Poszerzenie efektywnej „przerwy wzbronionej" dla półprzewodników zbudowanych z nanocząstek, powoduje, iż potencjał redoks fotowzbudzonych elektronów i dziur jest wyższy. Krótsza droga migracji z wnętrza półprzewodnika powoduje, że ilość par elektron–dziura e^-–h^+ obecnych na powierzchni, a więc odpowiedzialnych za efektywność procesu fotoutleniania będzie większa [15].

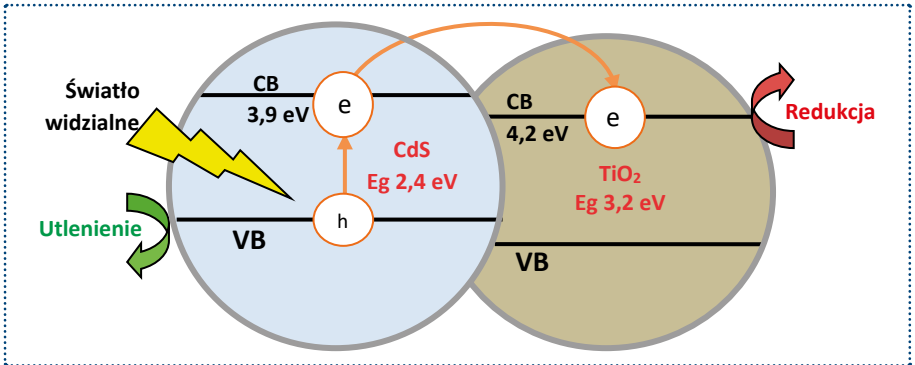
Jedną z głównych przyczyn powolnej kinetyki reakcji fotokatalizy TiO_2 jest szybka rekombinacja pary e^- i h^+. Zmniejszenie wielkości cząstek TiO_2 obniża szybkość rekombinacji e^-/h^+ i zwiększa międzyfazowy transfer nośnika ładunku. Wśród struktur TiO_2, rutyl jest najbardziej stabilny w przypadku cząstek o wielkości ponad 35 nm, natomiast anataz, który ma większą efektywność w wytwarzaniu rodników bogatych w tlen, dla cząstek mniejszych niż 11 nm [27]. Jednak, gdy wielkość cząstek zostanie zredukowana do kilku nanometrów (ok. 10 nm), dominuje powierzchniowa rekombinacja dziur elektronowych i elektronów, zmniejszając aktywność fotokatalityczną. W związku z tym aktywność fotokatalityczna TiO_2 jest maksymalna wtedy, gdy współgrają wyżej wymienione mechanizmy, które występują w zakresie nanometrów.

Dowiedziono także dużą efektywność fotokatalitycznego działania mieszanych struktur anatazu i rutylu oraz anatazu i brukitu. Dzieje się tak, gdyż wzbudzone elektrony z pasma przewodnictwa o wyższej energii w anatazie mogą zostać przeniesione do pasma przewodnictwa o mniejszej energii w rutylu, w wyniku czego następuje efektywna separacja ładunku [28]. W przypadku zastosowania anatazu i brukitu, elektrony w stanie wzbudzonym w paśmie przewodzenia w brukicie mogą być przeniesione do pasma przewodzenia anatazu [29]. Jest to spowodowane tym, że pasmo przewodzenia brukitu jest o ok. 0,2 eV wyższe niż pasmo przewodzenia anatazu [20]. Przenoszenie to zmniejsza szybkość rekombinacji elektrony–dziury elektronowe i poprawia aktywność fotokatalityczną w świetle widzialnym [29].

Podobne zjawisko ma miejsce w przypadku nanostrukturalnego kompozytu CdS/TiO_2, który zawiera półprzewodnik CdS o wąskiej „szczelinie pasmowej", wzbudzany przez światło o niższej energii prowadzącej do przechodzenia fotowytwarzanych elektronów do TiO_2, podczas gdy dziury elektronowe pozostają w CdS (rys. 5) [30]. W świetle widzialnym sprzężony nanokompozyt CdS/TiO_2 posiada zwiększoną efektywność fotodegradacji zanieczyszczeń organicznych, a także gazowego benzenu [3]. Podobnie, zmodyfikowany fotokatalizator chitozan-CdS) okazał się wysoce skuteczny w degradacji modelowych barwników organicznych [31].

Z innych nanostrukturalnych kompozytów do fotokatalizy wymienia się CuO/ZnO wspomagający degradację w świetle widzialnym, ZnO/polianilina [27, 32].

W ostatnich latach fotokatalizatory na bazie węgla pojawiły się jako nowa klasa fotokatalizatorów hybrydowych [33], dzięki wyjątkowo dużej powierzchni właściwej (2630 m^2/g) i efektywnej ruchliwości elektronów. W przypadku fotokatalizy TiO_2 opartej na grafenie uważa się, że fotoelektrony z TiO_2 przenoszą się do grafenu, co znacznie utrudnia zjawisko rekombinacji oraz wydłuża czas życia par elektron–dziura elektronowa [34]. Wykorzystanie światła widzialnego do fotodegradacji jeszcze bardziej rozszerzyło szerokie zastosowanie kompozytowych katalizatorów grafen/TiO_2, ze względu na zmniejszenie energii „pasma wzbronionego". Integracja grafenu z nano-TiO_2 może być przeprowadzona albo poprzez mechaniczne mieszanie, albo poprzez chemiczne połączenie kompozytu nano-TiO_2/grafen, przy czym to ostatnie rozwiązanie tworzy silne oddziaływanie nanocząstek TiO_2 z arkuszami grafenu [35]. Kompozyty grafenu z innymi materiałami półprzewodnikowymi mogą znacznie zwiększyć ruchliwość elektronów poprzez międzyfazowy proces przenoszenia elektronów podczas fotokatalizy. Co więcej, grafen ma zdolność do promowania separacji elektronów fotoindukowanych i otworów w fotokatalizatorze [36].



Rys. 5. Mechanizm przenoszenia ładunku w kompozytach CdS/TiO_2

Oprócz grafenu, duże znaczenie zyskały hybrydowe kompozyty z węgla aktywnego i TiO_2, wykazujące jednoczesny efekt adsorpcji i fotokatalizy [37]. Poprawa efektywności tych kompozytów wynika z faktu, że generowane rodniki hydroksylowe mogą reagować w bliskiej odległości ze stężonymi zanieczyszczeniami, jak również ułatwiają oddzielanie proszku nano-TiO_2 od oczyszczonej wody [38].

4. Fotokatalityczne usuwanie zanieczyszczeń z wody i ścieków

Fotokataliza jest szeroko stosowana w oczyszczaniu wody i ścieków w celu degradacji zanieczyszczeń do produktów nieszkodliwych, przede wszystkim z wykorzystaniem nanocząstek półprzewodnikowych z tlenków metali, głównie TiO_2 i ZnO [2, 13, 14, 17]. Nanomateriały półprzewodnikowe są aktywne w łagodnym środowisku reakcji i bardzo skuteczne nawet przy małym stężeniu. Jeżeli warunki reakcji sprzyjają powstawaniu rodników hydroksylowych ($^{\bullet}OH$), których głównym źródłem jest woda, obserwuje się niemal zawsze całkowitą degradację zanieczyszczeń do prostych związków nieorganicznych, przede wszystkim CO_2 i H_2O [11].

Fotokataliza jest często również wykorzystywana jako wstępna metoda usuwania zanieczyszczeń niebezpiecznych i zwiększania podatności na biodegradację zanieczyszczeń refrakcyjnych. Ponadto, można ją stosować jako etap doczyszczania wody i ścieków w odnowie wody (III stopień oczyszczania) [2, 4].

Fotokatalizatory mogą rozkładać i mineralizować całą gamę trwałych zanieczyszczeń obecnych w wodzie i ściekach, takich jak barwniki, detergenty, pestycydy, chlorowcopochodne i niechlorowcopochodne, polimery, fenole, związki endokrynnie czynne, cyjanotoksyny i farmaceutyki oraz inne trwałe związki organiczne, a także metale ciężkie i inne zanieczyszczenia [2, 13, 14, 17, 39]. Fotokataliza pojawiła się niedawno jako skuteczny, „zielony" sposób dezynfekcji antybakteryjnej. Zaobserwowano, że dezynfekcja fotokatalityczna jest skuteczna w dezaktywacji różnych rodzajów mikroorganizmów [9].

4.1. Usuwanie zanieczyszczeń organicznych

Związki endokrynnie czynne (EDCs), tj. zaburzające gospodarkę hormonalną, są niebezpieczną grupą chemikaliów, które odprowadzane do systemów wodnych powodują niepożądane zmiany aktywności biochemicznej układu endokrynologicznego, co prowadzi do poważnych konsekwencji zdrowotnych. Ostatnie badania wykazały, że EDCs coraz częściej pojawiają się w wodach naturalnych i ściekach, nawet biologicznie oczyszczonych. Do EDCs zalicza się hormony endogenne, naturalne związki organiczne produkowane przez grzyby (mykoestrogeny) i rośliny (fitoestrogeny), a także szeroką gamę antropogenicznych mikrozanieczyszczeń, wśród których najważniejsze są wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), surfaktanty, środki ochrony roślin (pestycydy, herbicydy i insektycydy), środki konserwujące, ftalany, związki fenolowe (alkilofenole, bisfenole), hormony syntetyczne oraz farmaceutyki i środki ochrony osobistej [40].

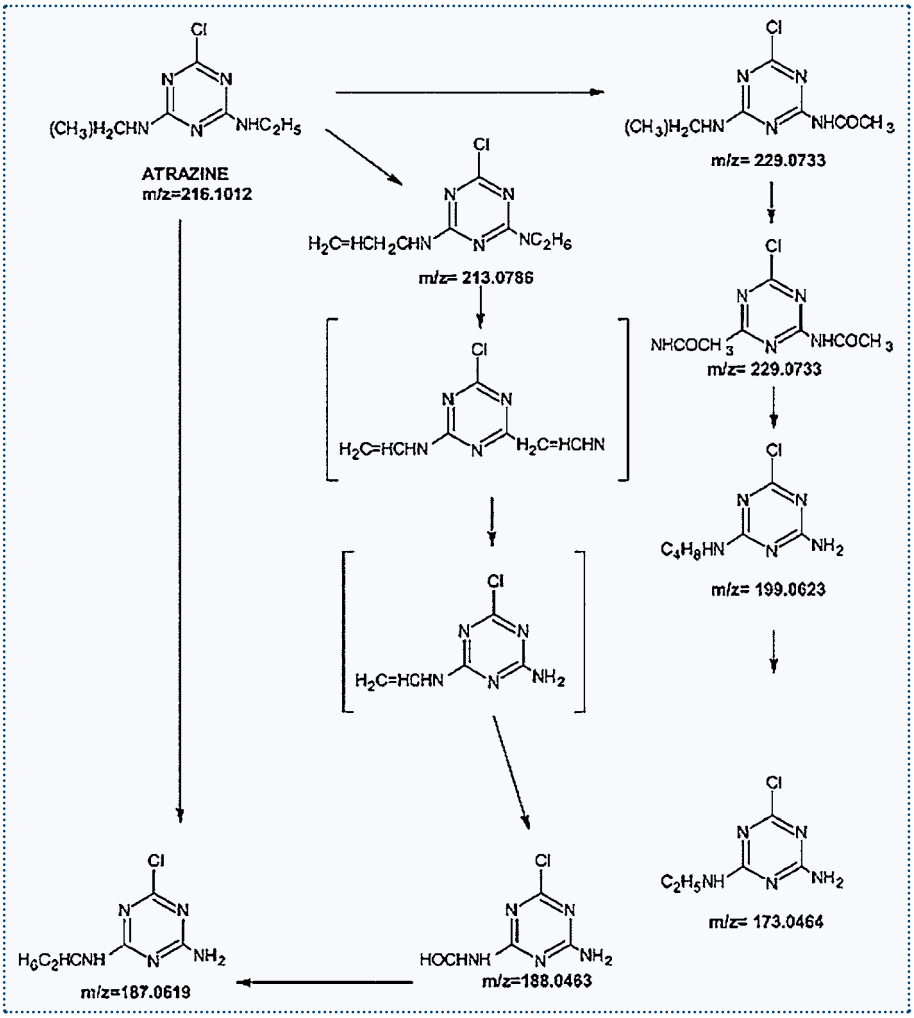
Fotokataliza z wykorzystaniem nanomateriałów z tlenków metali, jak TiO_2, ZnO, WO_3, ZnS, SnO_2 Fe_2O_3, i Bi_2WO_6, jest skuteczna w degradacji EDCs [41, 42]. Wysoka efektywność, chemiczna i fotostabilność, niski koszt, dostępność handlowa i biokompatybilność sprawia, że TiO_2 jest najbardziej preferowanym i aktywnie badanym fotokatalizatorem do eliminacji EDCs [42].

Fotokataliza z wykorzystaniem nano-TiO_2 znajduje zastosowanie w degradacji pestycydów organicznych i nieorganicznych. Pestycydy, takie jak endosulfan (En), chinolfos (Qn), imidokloprid (Im), chloropiryfos (ch) itp. zostały pomyślnie zdegradowane w reaktorach fotokatalitycznych zawierających nano-TiO_2 [43]. Rahman et al. [44] badali kinetykę degradacji dwóch pestycydów – dichlorfosu i fosfamidonu – przy użyciu TiO_2 Degussa 25 i zauważyli, że dodanie H_2O_2 zwiększa szybkość unieszkodliwiania zanieczyszczeń. Fotokataliza solarna została również pomyślnie zastosowana do degradacji aldryny oraz trzech produktów transformacji tego insektycydu, dieldryny, chlordanu i 1,2-hydroksy-dieldryny [45].

Systemy hybrydowe TiO_2/matryce zeolitowe były stosowane do efektywnej fotodegradacji i mineralizacji dichlorfosu, ze względu na niższą energię „szczeliny pasmowej" oraz większą powierzchnię, a tym samym dobrą adsorpcję na matrycy zeolitowej. Katalizator charakteryzował się doskonałą zdolnością do ponownego użycia w procesie degradacji dichlorfosu [46]. Dichlorfos jest również efektywnie rozkładany za pomocą fotokatalizatora, jakim jest tlenek cynku ZnO.

Rozpuszczalne w wodzie pestycydy typu karbaminianowego (cymoksanil, dimetoat, metomyl, oksamyl, pirymetanil i 1,3-dichloropropen) zostały całkowicie zmineralizowane w fotokatalizie heterogenicznej z wykorzystaniem solarnego promieniowania UV i nanocząstek TiO_2 w skali pilotażowej [47]. Pestycydy te dobrze adsorbują się na powierzchniach TiO_2 i przy napromieniowaniu zostają skutecznie zmineralizowane do jonów CO_2, SO_4^{2-}, NH_4^+ i NO_3^-. Również pestycydy, takie jak tiabendazol, imazalil i acetamiprid, chlorpyrifos, lambda-cyhalotryna i diazynon, uległy skutecznej degradacji w reaktorze z unieruchomionym fotokatalizatorem słonecznym zawierającym TiO_2 [48].

Materiały TiO_2 z domieszką azotu, aktywne w świetle widzialnym, wsparte na mikrocząstkach fosforescencyjnego siarczku cynku zostały wykorzystane do degradacji atrazyny, bardzo trwałego zanieczyszczenia. Rys. 6 pokazuje szlaki fotokatalitycznej degradacji atrazyny [49]. Odczyn roztworu i stężenie katalizatora odgrywało ważną rolę w efektywności degradacji z tego procesu [49]. Analiza półproduktów wykazała, że dealkilacja i utlenianie łań-



Rys. 6. Fotokatalityczna degradacja atrazyny przez TiO_2 oparta na fosforanowych cząstkach siarczku cynku pod wpływem promieniowania UVA [49]

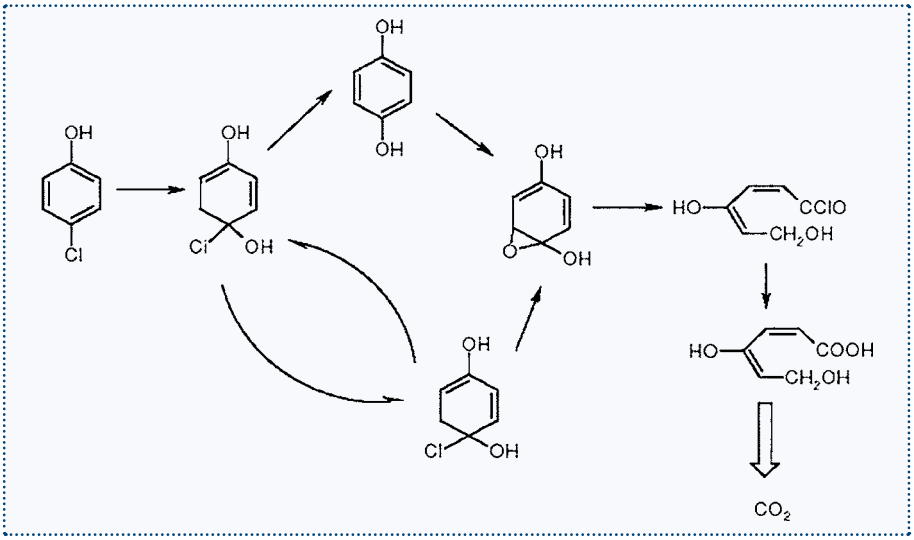
cucha alkilowego to kluczowe reakcje tego systemu fotokatalitycznego. Kwas cyjanurowy odporny na działanie rodników $^{\bullet}OH$ jest powszechnym półproduktem rozkładu wytwarzanym w procesie fotokatalizy atrazyny. Jednakże w degradacji atrazyny za pomocą TiO_2/ZnS nie stwierdzono obecności tego kwasu. Ustalenia te wskazują na unikalny mechanizm degradacji tego nowego systemu fotokatalitycznego.

Nowy magnetyczny system fotokatalityczny $Fe_3O_4/SiO_2/TiO_2$ został wykorzystany do degradacji i mineralizacji pestycydów, takich jak acefat, ometoat i paration metylowy [50]. Wśród tych pestycydów acefat do całkowitej degradacji wymagał stosunkowo dłuższego czasu działania (80 min) w porównaniu do pozostałych pestycydów (50 min). Fotokatalityczny mechanizm degradacji był zależny od struktury tych pestycydów. W przypadku acefatu pierwszym etapem było utlenianie grupy acetylowej, podczas gdy w przypadku ometoatu rozszczepienie wiązania P–S, po którym następowało rozerwanie wiązania S–C. Z drugiej strony, zaproponowano trzy różne drogi degradacji parationu metylowego, łącznie z początkowym rozszczepieniem wiązania nitrofenylowego, wiązania P–S, oraz wiązania P–O, które łączy się z pierścieniem aromatycznym [50]. Ostatecznie wszystkie półprodukty rozkładu tych pestycydów zostały skutecznie zdegradowane do małych cząsteczek organicznych, a następnie przekształcone w związki nieorganiczne, co doprowadziło do całkowitego usunięcia węgla organicznego.

Obecność ftalanów w środowisku związana jest przede wszystkim z masową produkcją tworzyw sztucznych, głównie PCV, gdzie stosuje się je jako plastyfikatory, oraz z powszechnym użytkowaniem tworzyw. Z uwagi na szkodliwe oddziaływanie tych związków na organizmy żywe, ich stężenia w różnych elementach środowiska, a w szczególności w wodach do picia, powinny być kontrolowane [40]. Hung et al. [51] wykorzystali nanokatalizatory unieruchomione na powierzchni szklanej typu polianilina/nanorurki węglowe/TiO_2 (PANi/CNT/TiO_2) do badania degradacji modelowego ftalanu dietylu (DEP). CNT zapobiegło szybkiej rekombinacji par dziura elektronowa–elektron, a PANi zwiększyło absorpcję światła przez fotokatalizator. Badania wykazały efektywną degradację DEP przez rodniki $^{\bullet}OH$ generowane za pomocą unieruchomionego fotokatalizatora PANi/CNT/TiO_2.

Zastosowanie fotokatalizy jest także efektywne w usuwaniu fenoli z wody i ścieków. Pino et al. [52] badali jednoczesną degradację dwóch fenolowych zanieczyszczeń: 4-chlorofenolu i 2,6-dichlorofenolu. Stwierdzono, że na wydajność systemu, poza aktywnymi miejscami na powierzchni fotokatalizatora, mają również wpływ inne parametry, takie jak początkowe pH i stężenie, intensywność naświetlania, właściwości powierzchni, struktura cząsteczki fenolu oraz efekt adsorpcji produktów pośrednich. Rys. 7 przedstawia przykładowe ścieżki reakcji degradacji, chlorofenolu. Jak widać, przebiegające procesy mogą być złożone [11].

Doong et al. [53] opracowali nanokompozyt nanorurki N-TiO_2 (anataz)/tytanian osadzone na Cu do degradacji bisfenolu A (BPA) pod wpływem promieniowania UV i światła widzialnego. Badania wykazały, zwiększoną fotokatalityczną degradację BPA, w porównaniu do komercyjnego anatazu P25, zarówno pod wpływem promieniowania UV, jak i światła widzialnego. Wyniki badań rentgenowskich wykazały, że Cu występuje w postaci CuO, a atomy N w kompozycie TiO_2 głównie w postaci wiązań O-Ti-N i Ti-O-N. Szybkość degradacji BPA jest skorelowana z obciążeniem masowym Cu [53]. Degradacja BPA była również badana za pomocą kata-



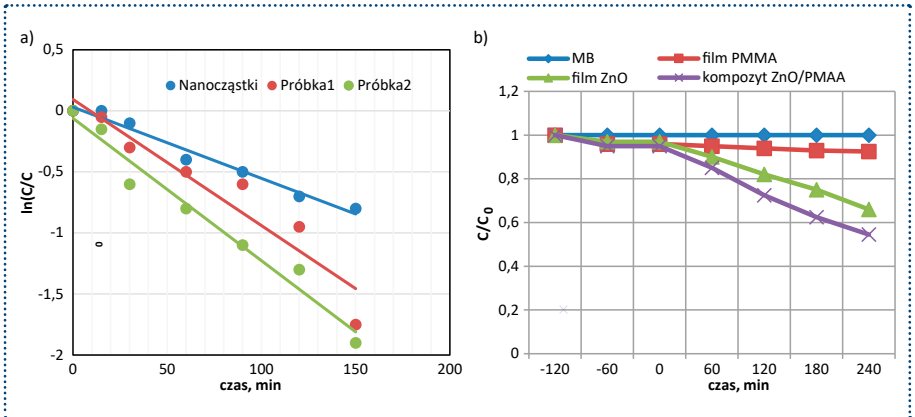
Rys. 7. Schemat procesów zachodzących podczas fotokatalitycznego utleniania chlorofenolu w obecności TiO_2

lizatorów anatazowo-rutylowych [54]. Wyniki wykazały, że efektywność tego katalizatora wynosiła 70%, nawet po 3 kolejnych przebiegach.

4-Nitrofenol występuje powszechnie w ściekach komunalnych i przemysłowych, wywołując zaburzenia hormonalne. Szybka i bardzo skuteczna fotoredukcja p-nitrofenolu do wartościowego chemicznie p-aminofenolu przebiegała na fotokatalizatorze z TiO_2 z dodatkiem srebra [55]. W podobnym badaniu Kalarivalappil et al. [56] badali wpływ dodatku palladu (Pd) do nanorurek TiO_2 w fotoredukcji 4-nitrofenolu do 4-aminofenolu. Nanorurki TiO_2 z domieszką 1,0% mol. Pd wykazywały optymalną aktywność fotokatalityczną.

Fotokatalizatory półprzewodnikowe z tlenków metali, głównie TiO_2, ZnO itp., wykazują znaczną efektywność w degradacji szeregu barwników w wodzie i ściekach [57-59]. Hybrydowy reaktor zawierający osadzone na kulkach szklanych nano-TiO_2 oraz kulkach szklanych modyfikowanych borem został wykorzystany do degradacji czerwieni Kongo i błękitu metylenowego z efektywnością wynoszącą do 98% [60]. Tian et al. [17] wykazali że szybkość degradacji oranżu metylowego z wykorzystaniem ZnO jest 4-krotnie wyższa w porównaniu z TiO_2 Degussa P25. Nanopręty ZnO zostały również użyte do degradacji organicznych barwników modelowych, jak błękit metylenowy i oranż metylowy jako testowe zanieczyszczenia chemiczne [58, 61]. Rys. 8a przedstawia porównawczą aktywność fotokatalityczną nanocząstek i nanoprętów ZnO o różnych wymiarach [58]. Ze względu na większą efektywną powierzchnię nanoprętów, można było zaobserwować wyższe wskaźniki degradacji w porównaniu z nanocząstkami o tej samej wielkości podłoża. Rys. 8b, natomiast, pokazuje wyniki degradacji błękitu metylenowego i fenolu z wykorzystaniem fotokatalizy nanokompozytu ZnO/poli(metakrylan metylu (PMMA) [62]. Zaobserwowano wyraźną poprawę właściwości katalitycznych ze względu na włączenie ZnO do PMMA. Sathishkumar et al. [27] zsyntezowali fotokatalizator nanokompozytowy CuO/ZnO wspomagający w świetle widzialnym degradację barwnika (Acid Red 88) w ściekach. Osiągnięto dwukrotnie wyższą degradację fotokatalityczną CuO/ZnO w porównaniu z niemodyfikowanym ZnO. Natomiast Eskizeybek et al. [32] otrzymali zmodyfikowany nanokompozyt polianilina/ZnO, który podczas fotokatalizy wykazał 99-procentowe usunięcie błękitu metylenowego i malachitu ze ścieków, nawet przy zastosowaniu niewielkiej dawki katalizatora, wynoszącej 0,4 g/l ścieków. Dutta et al. [63] zsyntetyzowali nanocząstki γ-Fe_2O_3 metodą rozkładu termicznego i zaobserwowali wysoką aktywność fotokatalityczną degradacji róży bengalskiej oraz błękitu metylenowego w świetle widzialnym.

Jedną z najważniejszych grup substancji antropogenicznych oddziałujących na środowisko stanowią związki farmaceutyczne oraz środki higieny osobistej. Unieruchomiony TiO_2 w postaci filtrów z włókna kwarcowego (QFT) i porowate arkusze z TiO_2 (PTT) zostały zastosowane do oczyszczania ścieków zawierających farmaceutyki, jak np. karbamazepina, wenlafaksyna, fluoksetyna, atenolol, sulfametoksazol, ibuprofen, atorwastatyna, naproksen, triklosan i triclocarban oraz metabolity tych substancji, w tym karbamazepina-10,11-epoksydu, norfluoksetyna, p-hydroksy-atorwastatyna, o-hydroksy-atorwastatyna [64]. W warunkach pH 4,5÷5, membrany QFT są ujemnie naładowane, podczas gdy membrany PTT są naładowane dodatnio. W konsekwencji występują



Rys. 8. Fotokatalityczna degradacja (a) błękitu metylenowego przy użyciu nanocząstek ZnO i nanoprętów na szklanych podłożach po napromieniowaniu światłem z lampy halogenowej z wolframu; (b) błękitu metylenowego z wykorzystaniem kompozytu ZnO/PMMA w funkcji czasu napromieniowania

interakcje pomiędzy naładowanymi zanieczyszczeniami i membraną, tj. membrana QFT była skuteczna w usuwaniu kationów, natomiast PTT zanieczyszczeń anionowych. Nanopręty TiO_2 (anataz) o długości 10 μm przy długości fali 30÷100 nm były zdolne do rozkładu farmaceutyków (naproksen, karbamazepina) i środków higieny osobistej (teofilina) [65]. Ponadto, fotokataliza UV/TiO_2 została oceniona pod kątem degradacji, gemfibrozilu i 17β-estradiolu [66]. W zoptymalizowanych warunkach, pH 5,0 i dawka TiO_2 1,5 g/l, 95% gemfibrozilu i 93% 17β-estradiolu zostało zdegradowanych w ciągu 30 minut.

Mboula et al. [67] badali fotokatalityczną degradację oraz toksyczność 17β-estradiolu przy użyciu trzech rodzajów materiałów zawierających TiO_2, tj. nanokrystaliczny TiO_2, TiO_2 modyfikowany azotem oraz zredukowany kompozyt tlenek grafenu–TiO_2. Wyniki wykazały, że nawet po rozpadzie 17β-estradiolu poniżej granicy wykrywalności, resztkowa aktywność estrogenna nadal utrzymuje się, komplikując usuwanie zanieczyszczeń pośrednich (rys. 9).

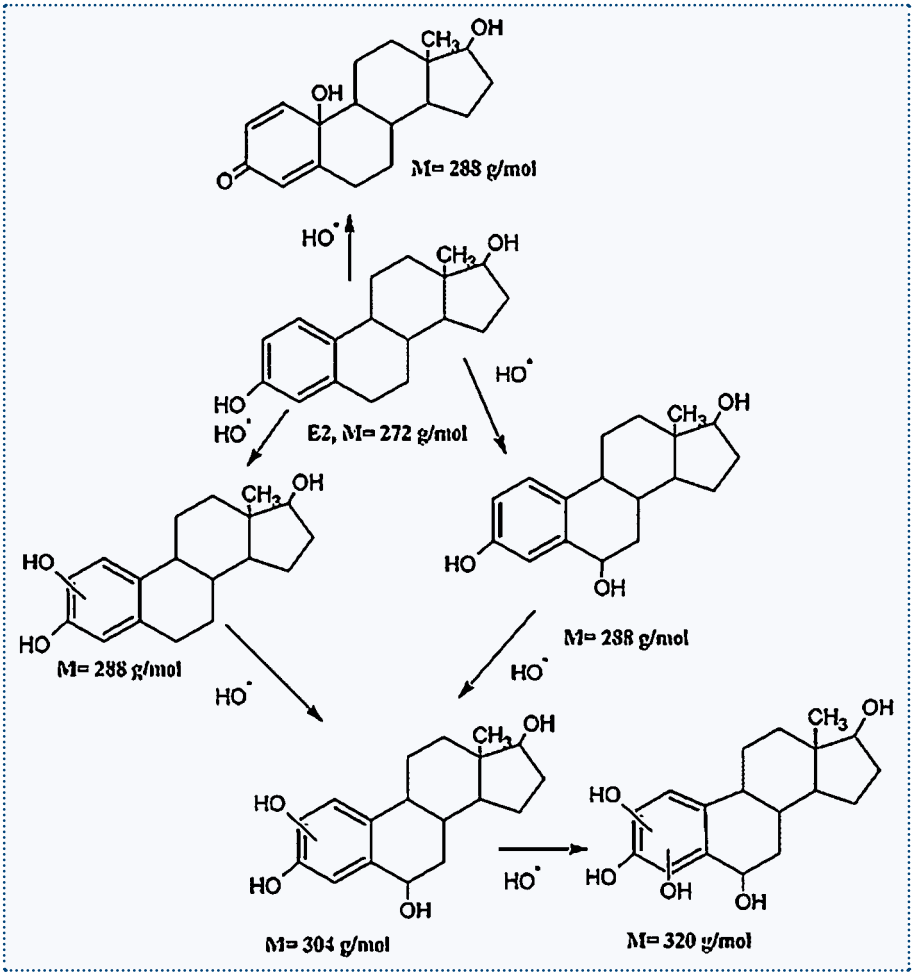
Methylparaben (4-hydroksybenzoesan metylu) (MEP) to substancja chemiczna, która jest wysoce odpornym EDC i występuje w wielu produktach przeznaczonych do pielęgnacji skóry. Fotokatalityczną degradację metyloparabenu przez zawiesiny TiO_2 badano przy różnych rodzajach napromieniowania (UV-A, UV-C i Vis) [68]. Otrzymano pełną mineralizację metyloparabenu. Badania toksyczności resztkowych półproduktów wykonanych ze skorupiakiem *Artemia franciscana* wykazały znaczny spadek toksyczności po fotokatalitycznej degradacji MEP [68].

4.2. Fotokataliza w dezynfekcji wody i ścieków

Metody oczyszczania wody i ścieków powinny usuwać nie tylko zanieczyszczenia chemiczne, ale również mikrobiologiczne, takie jak bakterie, grzyby, wirusy i pleśnie. Fotokatalityczna inaktywacja mikroorganizmów jest procesem złożonym, a jej efektywność zależy od rodzaju, stężenia i stanu fizjologicznego drobnoustrojów [14]. Rodzaj, morfologia, stężenie i stan katalizatora (zawieszony lub unieruchomiony) ma również duży wpływ na efektywność procesu [14]. Wśród różnych gatunków bakterii, *Escherichia coli (E. coli)* została przetestowana w celu optymalizacji parametrów procesu fotokatalizy, jak również nowo zaprojektowanych fotoreaktorów [13, 14]. Badania były prowadzone również nad fotokatalityczną dezaktywacją innych bakterii z grupy *coli*, a mianowicie *Pseudomonas aeruginosa*, *Salmonella typhimurium* i *Enterobacter cloacae* [13].

Fotokatalizator nano-TiO_2 wykazuje efektywną zdolność do dezaktywacji organizmów chorobotwórczych w wodzie i ściekach [69]. W literaturze dostępne są dane na temat wykorzystania nanocząstek TiO_2 (Degussa P25) aktywowanych światłem słonecznym do inaktywacji bakterii (*E. coli, Pseudomonas aeruginosa*), grzybów (*Candida albicans*, *Fusarium sloani*), pierwotniaków (stadium trofozoitu *Acanthamoeba polyphaga*), zarodników (*Bacillus subtilis*) i torbieli [70]. Użycie TiO_2 w postaci sproszkowanej ma tę wadę, że separacja nanocząstek jest trudna w realizacji. W związku z tym, w celu uzyskania skutecznej aktywności antybakteryjnej, nanocząstki są unieruchamiane na powierzchni suportów [71].

Akhavan [72] wykazał, że wprowadzanie nanocząstek Ag na powierzchnię folii TiO_2 (Ag/TiO_2), jak również mezoporowe kompozyty Ag/TiO_2, wykazały 6,9 razy wyższą aktywność antybakteryjną *E. coli* w porównaniu do komercyjnego TiO_2 P-25. Powodem jest fakt, że utworzony kompozyt posiada większą powierzchnią zapewniającą więcej miejsc aktywnych do degradacji mikroorganizmów [71]. Do fotokatalitycznej inaktywacji modelowych mikroorganizmów (*E. coli, Staphylococcus aureus, Saccharomyces*



Rys. 9. Mechanizm fotokatalitycznej degradacji 17β-estradiolu [67]

cerevisiae i zarodników *Aspergillus Niger)* były również wykorzystywane filmy z TiO_2 z domieszką palladu i ditlenku cyny (SnO_2), molibdenu, boru i ceru oraz żelaza i azotu [14]. Nowym osiągnięciem w dezynfekcji fotokatalitycznej jest zastosowanie polimerowych nanokompozytów. Nanokompozyt TiO_2/PMMA został przetestowany do inaktywacji *E. coli* jako organizmu modelowego [14].

Fotokatalityczna dezaktywacja bakterii gram-ujemnych *E. coli* i gram-dodatnich *Bacillus subtilis* w wodzie przez nanopręty ZnO w świetle widzialnym była prawie dwukrotnie wyższa niż w ciemności [73, 74]. Stwierdzono uszkodzenie błony komórkowej i degradację DNA. Wysoka efektywność inaktywacji bakterii chorobotwórczych przez nanopręty ZnO w obecności światła widzialnego oznacza ich potencjalne zastosowanie *ex situ* w świetle słonecznym dla dekontaminacji wody w warunkach otoczenia. Nanopręty ZnO unieruchomione na papierze przygotowanym z celulozy wykazują również działanie antybakteryjne i bakteriobójcze w świetle widzialnym [74].

Inne tlenki metali, głównie Fe_2O_3, CdS, GaP, i ZnS, zostały również wykorzystane do dezynfekcji wody [1, 2]. Nową klasą fotokatalizatorów jest grafitowy azotek węgla g-C_3N_4, który charakteryzuje się zwiększoną aktywnością, dzięki dużej powierzchni adsorpcyjnej dla wielu różnorodnych syntetycznych toksycznych zanieczyszczeń, w tym mikroorganizmów [75]. W związku z tym, kompozyty zawierające nanoarkusze węgla są obiecującą techniką dla zwiększenia stosowania nanomateriałów półprzewodnikowych jako fotokatalizatorów. Wiele fotokatalizatorów półprzewodnikowych, takich jak BiOCl, $BiVO_4$, Bi_2MoO_6, Bi_2WO_6, In_2S_3, CuO_2, $SrTiO_3$, TiO_2, WO_3, ZnO i Ag/AgBr, zostało wykorzystanych w połączeniu z g-C_3N_4 do syntezy nanokompozytów [76]. Zeng et al. [77] opracowali trójczłonowy nanokompozyt oparty na „kropkach" węglowych (*carbon dots*) i grafenie rGO (CTR) w celu ułatwienia lepszej separacji ładunków w TiO_2. Pod wpływem promieniowania słonecznego zawiesina CTR powodowała 1,03 log inaktywacji *E coli* w ciągu 60 min w porównaniu do 0,58 log inaktywacji przez TiO_2-rGO. Wyniki te dowiodły, że powodem zwiększonej aktywności fotokatalitycznej kompozytu CTR były wtrącenia węglowe. Łatwiejsza generacja ROS, przede wszystkim $^{\bullet}O_2^-$ i H_2O_2, wraz z ulepszoną separacją ładunków w fotokatalizatorze CTR doprowadziły do przyspieszonej fotokatalitycznej inaktywacji bakteryjnej. Mechanizm procesu fotokatalizy w CTR polega na tym, że elektrony z TiO_2 zostają przeniesione na cząstki węgla za pomocą nanoarkuszy rGO. Te uwięzione elektrony w kropkach węgla są przekazywane do cząsteczek O_2, tworząc rodniki $^{\bullet}O_2^-$, co z kolei przyczynia się do uszkodzenia błony komórkowej bakterii.

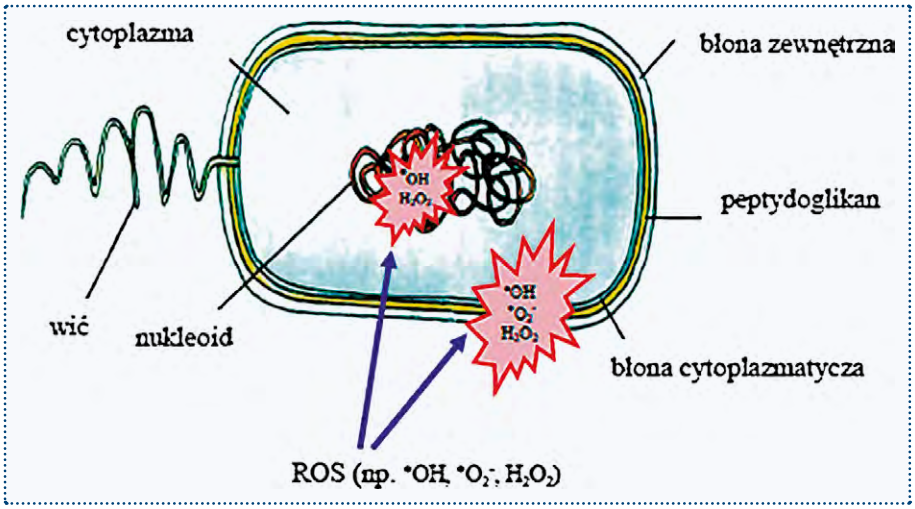
Tab. 1. Fotokatalizatory oparte na grafenie w dezynfekcji wody

Materiał fotokatalizatora	Źródło światła	Charakterystyka
rGO@ film TiO_2	Słoneczne	100% inaktywacja *E. coli*
GO-TiO_2 nanopręty	Słoneczne	100% inaktywacja *E. coli*
GO-ZnO-Ag	Widzialne	99,99% inaktywacja *E. coli*
GO-CdS	Widzialne	100% inaktywacja *E. coli* i *B. subtilis*
rGO-C_3N_2-S	Widzialne	100% inaktywacja *E. coli*
TiO_2–GO	UV i słoneczne	Ulepszona i szybsza fotodegradacja zarówno w UV jak i w świetle słonecznym
TiO_2–C dots/rGO	Słoneczne	Inaktywacja 1,03 log *E. coli* w ciągu 60 min

W tab. 1 wymieniono niektóre z postępów w zakresie binarnych i trójczłonowych fotokatalizatorów z kompozytów grafenu [78].

W niszczeniu komórek drobnoustrojów z wykorzystaniem TiO_2/UV kluczową rolę odgrywają ROS, wśród których najsilniejsze właściwości bakteriobójcze przypisuje się rodnikom hydroksylowym ($^{\bullet}OH$) [79]. U podstaw zabójczych dla bakterii właściwości rodników hydroksylowych leży ich wysoki potencjał oksydacyjny oraz niespecyficzna reaktywność [80]. Powstałe na powierzchni nano-TiO_2 rodniki $^{\bullet}OH$ w kontakcie z wodą charakteryzują się krótkim okresem trwania i mogą penetrować ścianę komórkową i uszkadzać DNA, podobnie jak H_2O_2, a także powodować peroksydację lipidów (rys. 10) [80].

Mechanizm fotokatalityczny, który inaktywuje bakterie, rozpoczyna się od pęknięcia błony ściany komórkowej, co skutkuje wyciekiem z obszarów wewnętrznych elementów bakterii, takich jak RNA i białka, a następnie następuje całkowite zniszczenie tych komórek i śmierć [45, 80]. Elementy, które uległy



Rys. 10. Mechanizm uszkadzania komórki bakteryjnej przez reaktywne formy tlenu (ROS)

wyciekowi są utleniane przez miejsca fotokatalityczne. Stwierdzono jednak, że podczas działania antybakteryjnego, obecność zewnątrzkomórkowej substancji polimerowej (EPS) może zmniejszyć skuteczność antybakteryjną katalizatora, ponieważ zwiększa konkurencję dla reaktywnych form tlenu pomiędzy EPS a bakteriami. Dlatego ważne jest, aby usuwać EPS ze środowiska reakcji, w celu osiągnięcia wysokiej wydajności fotokatalizy w dezynfekcji ścieków [81]. Ponadto, generowane ROS podczas fotokatalizy posiadają również własności antybakteryjne ze względu na stres oksydacyjny w fazie wodnej.

4.3. Usuwanie zanieczyszczeń nieorganicznych

Zanieczyszczenia nieorganiczne, takie jak jony halogenowe, cyjankowe, tiocyjanianowe, amonowe, azotanowe(V) i (III) mogą być skutecznie degradowane za pomocą reakcji fotokatalitycznych [10, 13]. Aktywność fotokatalityczna TiO_2 była badana wobec azotanu srebra, chlorków Hg(II) i CH_3Hg(II) w symulowanym świetle słonecznym (AM 1.5) [10]. Nanocząstki ZnO zostały zastosowane do usuwania toksycznego cyjanku potasu i jonów Cr(VI) z wody przy użyciu światła widzialnego [10]. Do fotokatalitycznego utleniania amoniaku w wodzie wykorzystano nanorurki CdS/TiO_2 [10]. Lee et al. [82] również wykazali ponad 80-procentową fotokatalityczną konwersję amoniaku do azotu w warunkach światła widzialnego w ciągu 40 minut naświetlania zawiesiny Pt/TiO_2 nasyconej N_2O. N_2O posiada zdolność do przyjmowania elektronów z pasma przewodnictwa Pt/TiO_2, co zostało zweryfikowane pomiarami fotoelektrochemicznymi.

Badania wykazały, że za pomocą fotokatalizy można odzyskać niektóre metale ciężkie [10]. Badania obejmowały odzyskiwanie złota(III), platyny(IV) i rodu(III) przy użyciu zdyspergowanego TiO_2. Z mieszaniny soli złota(III), platyny(IV) i chlorku rodu(III), autorzy z powodzeniem odzyskali ponad 90% złota przy pH = 0 w warunkach napromieniowania słonecznego [10]. Opracowano również odzyskiwanie z wykorzystaniem zdyspergowanego TiO_2 z próbek zawierających jony cyjankowe wraz z degradacją jonów CN^- poprzez zastosowanie dwóch nadtlenków, tj. H_2O_2 i $S_2O_8^{2-}$. Usuwanie kadmu (Cd) ze ścieków zostało uzyskane przy użyciu nanocząstek TiO_2 o średnicy 4,5 nm w obecności promieniowania o długości fali 253,7 nm. Nanocząstki TiO_2 były modyfikowane powierzchniowo histydyną (His) lub alaniną (Ala) [83]. Autorzy uzyskali ponad 90% redukcję i odzyskanie Cd na powierzchni TiO_2. Fotokatalizator TiO_2 był również stosowany do usuwania toksycznej rtęci (jony Hg^{2+}) z równoczesną redukcją ołowiu do stanu metalicznego z sukcesywnym odzyskiwaniem [84].

Recillas et al. [85] badali zdolność nanocząstek CeO_2, Fe_3O_4 i TiO_2 do usuwania Pb(II) poprzez adsorpcję, uzyskując efektywność adsorpcji wynoszącą odpowiednio 189 mg Pb/g, 83 mg Pb/g i 159 mg Pb/g. Nanokrystaliczny TiO_2 został zastosowany zarówno jako adsorbent do usuwania arsenianu (As(V)) i arsenitu (As(III)), jak również do całkowitego przekształcenia As(III) w As(V) poprzez utlenianie fotokatalityczne [86].

Ponadto, węgiel aktywny otrzymany z odpadów po połączeniu z nanocząstkami TiO_2 był stosowany do redukcji jonów Hg^{2+}, a następnie odzyskiwania metalicznej rtęci. Otrzymano ponad 70% usunięcie Hg(0) zaadsorbowanego na węglu aktywnym i powierzchni TiO_2 po fotoredukcji [87].

Nanokompozyt TiO_2–złoto został zastosowany do redukcji Cr(VI) w świetle UV, przy czym uzyskano 91-procentowy spadek stężenia Cr(VI) w porównaniu do 87-procentowej redukcji w przypadku samych nanocząstek TiO_2 [88]. Wynikało to głównie z szerszego zakresu pochłaniania światła, jak również szybkości rekombinacji par e–h w TiO_2 z dodatkiem Au. W tab. 2 przedstawiono możliwości wykorzystania nano-TiO_2 do transformacji i usuwania różnych metali ze środowiska wodnego [89].

Tab. 2. Transformacja i usuwanie różnych metali przy użyciu systemu fotokatalitycznego nano TiO_2

Metal	Usuwanie
Ołów(II)	Usuwanie ołowiu(II) może być prowadzone przez fotoutlenienie, przy czym czysty TiO_2 daje słabe wyniki. Wyniki można poprawić poprzez modyfikowanie TiO_2.
Arsen	Arsen może być przekształcany w mniej toksyczne substancje poprzez fotoutlenianie lub fotoredukcję
Rtęć(II)	Rtęć(II) może być redukowana do metalicznego Hg(0), HgO lub kalomelu poprzez bezpośrednią fotoredukcję
Chrom(IV)	Redukcja fotokatalityczna może przekształcić chrom(IV) w mniej toksyczny chrom(III), który może zostać usunięty z roztworu
Srebro	Fotoredukcja srebra może powodować depozycję metalu na powierzchni TiO_2 nawet przy niskich stężeniach

5. Uwagi końcowe

Od czasu pierwszego odkrycia fotokatalizy przeprowadzono wiele badań nad wytwarzaniem i modyfikacją fotokatalizatorów oraz wykorzystaniem procesu w technologii wody i ścieków. W większości przypadków głównym fotokatalizatorem pozostaje nadal tlenek tytanu(IV), zarówno w warunkach promieniowania UV, jak i w świetle widzialnym. Wynika to z wielu czynników, przede wszystkim z niewielkich strat podczas procesu, nietoksyczności i wysokiej efektywności utleniania. W celu modyfikacji TiO_2 zastosowano wiele metod, które obejmują tworzenie heterozłączy (z dwóch faz tlenku tytanu(IV) lub łączenia TiO_2 z innym fotokatalizatorem) oraz stosowanie domieszek/modyfikatorów chemicznych lub dodatków w celu zmniejszenia przerwy w „paśmie zabronionym" TiO_2. Obie te metody okazały się skuteczne. Rośnie zainteresowanie wykorzystaniem innych fotokatalizatorów niż TiO_2, a mianowicie ZnO, CdS, ZnS, WO_3 i Fe_2O_3. Znaczenie ma również modyfikacja

ZnO za pomocą takich domieszek, jak grafitopodobny C_3N_4, srebro, chrom, aluminium, cyna, kobalt i zredukowany tlenek grafenu. Proponuje się również domieszkowanie fotokatalizatorów w celu aktywacji światłem widzialnym, z utworzeniem takich materiałów hybrydowych, jak ZnS-CuS-CdS, sfery węglowe/CdS, g-C_3N_4-Au-CdS, ZnS-WS_2-CdS, C_3N_4-CdS i Pd-Cr_2O_3-CdS. Jednakże, pomimo rosnącego zainteresowania rozwojem fotokatalizatorów aktywnych w świetle widzialnym (z wykorzystaniem TiO_2 lub nowego materiału), nadal nie ma standardowego materiału odniesienia dla fotoaktywności w zakresie tego promieniowania, który można by wykorzystać jako materiał porównawczy dla nowatorskich prac.

Fotokataliza może skutecznie degradować i powodować mineralizację różnych zanieczyszczeń organicznych zaburzających gospodarkę hormonalną, w tym pestycydów, farmaceutyków i substancji higieny osobistej, barwników, detergentów, zanieczyszczeń fenolowych, chlorowcopochodnych i niehalogenowanych związków organicznych, a także metali ciężkich i innych związków chemicznych. Wiele z tych związków jest trudnych do usunięcia, ponieważ przekształcają się w bardziej toksyczne produkty lub zachowują swoją aktywność zaburzającą gospodarkę hormonalną nawet po obróbce oksydacyjnej.

Chociaż w wielu badaniach wykazano, że TiO_2 lub jego nanokompozyty rozkładają substancje zaburzające gospodarkę hormonalną, badania dotyczące resztkowej toksyczności oczyszczonych ścieków są stosunkowo rzadkie. Inaktywacja bakterii stała się w ostatnich latach ważnym obszarem badawczym dla wielu zastosowań, w tym w oczyszczania wody i ścieków oraz w ochronie zdrowia. TiO_2 ma zdolność do fotokatalitycznej inaktywacji bakterii poprzez uszkadzanie ścian komórkowych, a następnie utlenianie składników wewnętrznych. Przyszłe badania w tym kierunku muszą być prowadzone wraz z badaniami toksykologicznymi w celu oceny możliwości zastosowania procesu, a także dla dalszego rozwoju.

Ogólna efektywność fotokatalitycznego procesu uzdatniania wody i oczyszczania ścieków silnie zależy od konfiguracji i parametrów eksploatacji fotoreaktora. Powszechnie w praktyce stosowane są dwie konfiguracje fotoreaktorów: reaktory zawiesinowe i reaktory stosujące unieruchomiony TiO_2 [4]. Realizowane są różne techniki dyspersji, odzyskiwania lub unieruchomienia katalizatora w celu maksymalizacji jego efektywności. Zostały przeprowadzone obszerne badania parametrów systemów operacyjnych w skali laboratoryjnej i pilotażowej, określające wpływ jakości wody/ścieków i szeroki zakres parametrów, w tym ładunek TiO_2, pH, temperaturę, stężenie rozpuszczonego tlenu oraz rodzaj i stężenie zanieczyszczeń, długość fali i intensywność promieniowania [8].

Do usuwania związków organicznych pojawiły się już systemy komercyjne, np. Purifics Photo-Cat™ (pojemność ok. 10^4 m^3/d, i powierzchnia 62 m^2) [90], czy system SODIS (*Solar Water Disinfection Process*) zawierający nano-TiO_2 do produkcji wody do picia dla krajów rozwijających się. System SODIS może być stosowany na małą skalę, dla jednej osoby, lub skalowany do średniej wielkości parabolicznych kolektorów słonecznych. Zostały również zaprojektowane komercyjne domowe systemy oczyszczania wody *point-of use*, takie jak Aquapure®, Kinetico® i QSI-Nano®, które usuwają 99,99% patogenów przy użyciu środków antybakteryjnych z udziałem nano-tlenku cynku (ZnO) i wykorzystują membrany impregnowane srebrem lub powierzchnie pokryte srebrem (Ag) [91].

Fotokataliza wykazuje ogromny potencjał jako tania technologia zrównoważonego oczyszczania wody i oczyszczania ścieków. Istnieje jednak kilka problemów technicznych, które powinny zostać rozwiązane, by proces mógł być zastosowany w dużej skali, a mianowicie [4]:

1) optymalizacja katalizatora w celu poprawy wydajności kwantowej lub wykorzystania światła widzialnego;
2) efektywne projektowanie reaktora fotokatalitycznego;
3) odzyskiwanie katalizatora oraz techniki jego unieruchamiania;
4) lepsza selektywność reakcji.

6. Literatura

[1] Molinari R., Argurio P., Bellardita M., Palmisano L., Photocatalytic Processes in Membrane Reactors, in: Comprehensive Membrane Science and Engineering, second edition, 3(2017)101–138. Oxford: Elsevier.

[2] Reddy P.A.K., Reddy P.V.L., Kwon E., Kim K.H., Akter T., Kalagara S., Recent advances in photocatalytic treatment of pollutants in aqueous media, Environ. Int., 91 (2016) 94–103.

[3] Friehs E., AlSalka Y., Jonczyk R., Lavrentieva A., Jochums A., Walter J.-G., Stahl F., Scheper T., Bahnemann D., Toxicity, phototoxicity and biocidal activity of nanoparticles employed in photocatalysis, Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews, 29 (2016) 1–28.

[4] Qu X., Alvarez P.J., Li Q., Applications of nanotechnology in water and wastewater treatment, Water Res., 47 (2013) 3931–3946.

[5] Turki, A., Guillard, C., Dappozze, F., Ksibi, Z., Berhault, G., Kochkar, H., Phenol photocatalytic degradation over anisotropic TiO2 nanomaterials: kinetic study, adsorption isotherms and formal mechanisms, Appl. Catal. B Environ., 163 (2015) 404–414.

[6] Petronella, F., Truppi, A., Ingrosso, C., Placido, T., Striccoli, M., Curri, M.L., Agostiano, A., Comparelli, R., Nanocomposite materials for photocatalytic degradation of pollutants, Catal. Today, 281 (2016) 85-100.

[7] Bodzek M., Rajca M., Fotokataliza w oczyszczaniu i dezynfekcji wody, cz.I. Podstawy teoretyczne, Technologia Wody, 4(12) (2011) 18-33.

[8] Chong M.N., Jin B., Chow C.W.K., Saint C., Recent developments in photocatalytic water treatment technology: A review, Water Research, 44 (2010) 2997 – 3027.

[9] Dalrymplea O. K., Stefanakos E., Trotz M.A., Goswami D.Y., A review of the mechanisms and modeling of photocatalytic disinfection, Applied Catalysis B: Environmental, 98 (2010) 27–38.

[10] Bora T. and Dutta J., Applications of Nanotechnology in Wastewater Treatment — A Review, Journal of Nanoscience and Nanotechnology, 14 (2014) 613–626.

[11] Kasza T., Badanie właściwości fotokatalitycznych i charakterystyka fizykochemiczna nanokrystalicznych filmów TiO_2 na podłożu ceramicznym, Praca doktorska, Politechnika Krakowska, Kraków 2007.

[12] Pelaez M., Nolan N.T., Pillai S.C.,. Seery M.K,. Falaras P, Kontos A.G, Dunlop P.S., Hamilton J.W., Byrne J.A., O'shea K., A review on the visible light active titanium dioxide photocatalysts for envi-

ronmental applications, Appl. Catal. B: Environ., 125 (2012) 331–349.
[13] Byrne C., Subramanianc G., Pillai Suresh C., Recent advances in photocatalysis for environmental applications, Journal of Environmental Chemical Engineering, 6 (3) (2018) 3531-3555.
[14] Ganguly P., Byrnea C., Subramanianc G., Pillai Suresh C., Recent advances in photocatalysis for environmental, Applied Catalysis B: Environmental, 225 (5) (2018) 51-75.
[15] Kim J., Lee C.W., Choi W., Platinized WO_3 as an environmental photocatalyst that generates OH radicals under visible light. Environmental Science and Technology, 44 (2010) 6849-6854.
[16] Bai X., L. Wang, R. Zong, Y. Lv, Y. Sun, Y. Zhu, Performance enhancement of ZnO photocatalyst via synergic effect of surface oxygen defect and graphene hybridization, Langmuir, 29 (2013) 3097–3105.
[17] Tian C., Zhang Q., Wu A., Jiang M., Liang Z., Jiang B., Fu H., Cost-effective large-scale synthesis of ZnO photocatalyst with excellent performance for dye photodegradation, Chem. Commun., 48 (2012) 2858–2860.
[18] Wang Y., Shi R., Lin J., Zhu Y., Enhancement of photocurrent and photocatalytic activity of ZnO hybridized with graphite-like C 3 N 4, Energy Environ. Sci., 4 (2011) 2922–2929.
[19] Zyoud, A., Dwikat, M., Al-Shakhshir, S., Ateeq, S., Shteiwi, J., Zu'bi, A., Helal,M.H.S., Campet, G., Park, D., Kwon, H., Kim, T.W., Kharoof, M., Shawahna, R., Hilal, H.S., Natural dye-sensitized ZnO nano-particles as photo-catalysts in complete degradation of E. coli bacteria and their organic content, J. Photochem. Photobiol. A Chem., 328 (2016) 207–216.
[20] Anjum M., Miandad R., Waqas M., Gehany F., Barakat M.A., Remediation of wastewater using various nanomaterials, Arabian Journal of Chemistry, 12 (2019) 4897-4919.
[21] Pradeep T., Anshup, Noble metal nanoparticles for water purification: a critical review, Thin Solid Films, 517 (2009) 6441–6478.
[22] Zhang Y., Wu B., Xu H., Liu H., Wang M., He Y., Pan B., Nanomaterials-enabled water and wastewater treatment, NanoImpact, 3–4 (2016) 22–39.
[23] Ni M., Leung M.K.H., Leung D.Y.C., Sumathy K., A review and recent developments in photocatalytic water – splitting using TiO_2 for hydrogen production, Renewable & Sustainable Energy Reviews, 11 (2007) 401-425.
[24] Ibhadon O.A., Fitzpatrick P., Heterogeneous photocatalysis: recent advancesand applications, Catalysts, 3 (2013) 189–218.
[25] Linic S., Christopher P., Ingram D.B., Plasmonic-metal nanostructures forefficient conversion of solar to chemical energy, Nat. Mater., 10 (2011) 911–921.
[26] Etacheri V., Di Valentin C., Schneider J., Bahnemann D., Pillai S.C., Visible-light activation of TiO_2 photocatalysts: advances in theory andexperiments, J. Photochem. Photobiol. C: Photochem. Rev., 25 (2015) 1–29.
[27] Sathishkumar P., Sweena R., Wu J.J., Anandan S., Synthesis of CuO-ZnO nanophotocatalyst for visible light assisted degradation of a textile dye in aqueous solution, Chem. Eng. J., 171 (2011) 136–140.
[28] Kawahara T., Konishi Y., Tada H., Tohge N., Nishi J., Ito S., A patterned TiO_2(Anatase)/ TiO_2(Rutile) bilayer-type photocatalystic: Effect of the Anatase/ Rutile junction on the photocatalytic activity, Angew.Chem.Int.Edit, 41 (2002) 2811-2813.
[29] Etacheri V., Seery M.K., Hinder S.J., Pillai S.C., Highly visible light active TiO_2-x N x heterojunction photocatalysts, Chem. Mater., 22 (2010) 3843–3853.
[30] Li G.-S., Zhang D.-Q., Yu J.C., A New Visible-Light Photocatalyst: CdS Quantum Dots Embedded Mesoporous TiO2, Environ. Sci. Technol., 43 (2009) 7079-7085.
[31] Zhu H., Jiang R., Xiao L., Chang Y., Guan Y., Li X., Zeng G.,Photocatalytic decolorization and degradation of Congo Red on innovative crosslinked chitosan/nano-CdS composite catalyst under visible light irradiation, J. Hazard. Mater., 169 (2009) 933–940.
[32] Eskizeybek V., Sari F., Gulce H., Gulce A., Avci A., Preparation of the new polyaniline/ZnO nanocomposite and its photocatalytic activity for degradation of methylene blue and malachite green dyes under UV and natural sun lights irradiations, Appl. Catal. B: Environ., 119 (2012) 197–206.
[33] Sun L., Zhao Z., Zhou Y., Liu L., Anatase TiO_2 nanocrystals with exposed {001} facets on graphene sheets via molecular grafting for enhanced photocatalytic activity, Nanoscale, 4 (2012) 613–620.
[34] Huang Q., Tian S., Zeng D., Wang X, Song W., Li Y., Xiao W., Xie C., Enhanced photocatalytic activity of chemically bonded TiO2/graphene composites based on the effective interfacial charge transfer through the C–Ti bond, ACS Catal., 3 (2013) 1477–1485.
[35] Pastrana-Martínez L.M., Morales-Torres S., Figueiredo J.L., Faria J.L., Silva A.M.T., Graphene oxide based ultrafiltration membranes for photocatalytic degradation of organic pollutants in salty water, Water Res., 77 (2015) 179–190.
[36] Li W., Zhang Y., Tian G., Xie S., Xu Q., Wang L., Tian J., Bu Y., Fabrication of graphene-modified nano-sized red phosphorus for enhanced photocatalytic performance, J. Mol. Catal. A: Chem., 423 (2016) 356–364.
[37] Lim T.-T., Yap P.-S., Srinivasan M., Fane A.G., TiO_2/AC composites for synergistic adsorption-photocatalysis processes: present challenges and further developments for water treatment and reclamation, Crit. Rev.Environ. Sci. Technol., 41 (2011) 1173–1230.
[38] Gao B.,. Yap P.S, Lim T.M., Lim T.-T., Adsorption-photocatalytic degradation of Acid Red 88 by supported TiO_2: effect of activated carbon support and aqueous anions, Chem. Eng. J., 171 (2011) 1098–1107.
[39] Adeleye A.S., Conway J.R., Garner K., Huang Y., Su Y., Keller A.A., Engineered nanomaterials for water treatment and remediation: costs, benefits, and applicability, Chem. Eng. J., 286 (2016) 640–662.
[40] Bodzek M., Membrane separation techniques – removal of inorganic and organic admixtures and impurities from water environment – review, Archives of Environmental Protection, 45 (4) (2019) 4–19.
[41] Gmurek M., Olak-Kucharczyk M., Ledakowicz S., Photochemical decomposition of endocrine disrupting compounds–a review, Chem. Eng. J., 310 (2017) 437–456.
[42] Sornalingam K., McDonagh A., Zhou J.L., Photodegradation of estrogenic endocrine disrupting steroidal hormones in aqueous systems: progress and future challenges, Sci. Total Environ., 550 (2016) 209–224.
[43] Muneer M., Qamar M., Saquib M., Bahnemann D.W., Heterogeneous photocatalysed reaction of three selected pesticide derivatives propham, propachlor and tebuthiuron in aqueous suspensions of titanium dioxide, Chemosphere, 61 (2005) 457–468.
[44] Rahman M.A., Mohd M., Photocatalysed degradation of two selected pesticide derivatives, dichlorvos and phosphamidon, in aqueous suspensions of titanium dioxide, Desalination, 181(2005) 161–172.
[45] Bandala E.R., Gelover S., Leal T., Arancibia C., Jiménez A., Estrada C., Solar photocatalytic degradation of Aldrin, Catal Today, 76 (2002) 189–199.
[46] Gomez S., Marchena C.L., Renzini M.S., Pizzio L., Pierella L., In situ generated TiO_2 over zeolitic supports as reusable photocatalysts for the degradation of dichlorvos, Appl. Catal. B: Environ., 162 (2015) 167–173.
[47] Oller I., Gernjak W., Maldonado M.I.,. Pérez-Estrada L.A, Malato S., Solar photocatalytic degradation of some hazardous water-soluble pesticides at pilot--plant scale, J Hazard Mater., 138 (2006) 507–517.
[48] Jafari S.J., Moussavi G., Hossaini H., Degradation and mineralization of diazinon pesticide in UVC and UVC/TiO_2 process, Desalin. Water Treat., 57 (2016) 3782–3790.
[49] Sacco O., Vaiano V., Han, D. Sannino C., Dionysiou D.D., Photocatalytic removal of atrazine using N-doped TiO_2 supported on phosphors, Appl. Catal. B: Environ.,164 (2015) 462–474.
[50] Zheng L., Pi F., Wang Y., Xu H., Zhang Y., Sun X., Photocatalytic degradation of acephate, omethoate, and methyl parathion by Fe_3O_4@SiO_2@ mTiO_2 nanomicrospheres, J. Hazard. Mater., 315 (2016) 11–22.
[51] Hung C.-H., Yuan C., Li H.-W., Photodegradation of diethyl phthalate with PANi/ CNT/TiO_2 immobilized on glass plate irradiated with visible light and simulated sunlight—effect of synthesized method and pH, J. Hazard. Mater., 322 (2017) 243–253.
[52] Pino, E. Encinas M.V., Photocatalytic degradation of chlorophenols on $TiO_2$325 mesh and TiO_2-P25. An extended kinetic study of photodegradation under competitive conditions, J. Photochem. Photobiol. A: Chem., 242 (2012) 20–27.

[53] Doong R.-A., Liao C.-Y., Enhanced photocatalytic activity of Cu-deposited N-TiO_2/titanate nanotubes under UV and visible light irradiations, Sep. Purif. Technol., 179 (2017) 403–411.
[54] Davididou K., Hale E., Lane N., Chatzisymeon E., Pichavant A., Hochepied J.-F., Photocatalytic treatment of saccharin and bisphenol-A in the presence of TiO_2 nanocomposites tuned by Sn (IV), Catal. Today, 287 (2017) 3–9.
[55] Hernández-Gordillo A., Obregón S., Paraguay-Delgado F., Rodríguez-González V., Effective photoreduction of a nitroaromatic environmental endocrine disruptor by AgNPs functionalized on nanocrystalline TiO_2, RSC Adv., 5 (2015) 15194–15197.
[56] Kalarivalappil V., Divya C., Wunderlich W., Pillai S.C., Hinder S.J., Nageri M., Kumar V., Vijayan B.K., Pd loaded TiO_2 nanotubes for the effective catalytic reduction of p-nitrophenol, Catal. Lett., 146 (2016) 474–482.
[57] Chan S. H. S., Yeong T. Wu, Juan J. C., Teh C. Y., Recent developments of metal oxide semiconductors as photocatalysts in advanced oxidation processes (AOPs) for treatment of dye waste-water, J. Chem. Technol. Biotechnol., 86 (2011) 1130-1158.
[58] Baruah S., Mahmood M.A., MMyint.T.Z., Bora T., Dutta J., Enhanced visible light photocatalysis through fast crystallization of zinc oxide nanorods, Beilstein J. Nanotechnol., 1, (2010) 14-20.
[59] Danwittayakul S., Jaisai M., Koottatep T., Dutta J., Enhancement of Photocatalytic Degradation of Methyl Orange by Supported Zinc Oxide Nanorods/Zinc Stannate (ZnO/ZTO) on Porous Substrates, Ind. Eng.Chem. Res., 52 (2013) 13629-13636.
[60] Han F., Kambala V.S.R., Srinivasan M., Rajarathnam D., Naidu R., Tailored titanium dioxide photocatalysts for the degradation of organic dyes in wastewater treatment: a review, Appl. Catal. A: Gen., 359 (2009) 25–40.
[61] Baruah S., Jaisai M., Imani R.; Nazhad M. M., Dutta J., Photocatalytic paper using zinc oxide nanorods, Sci. Technol. Adv. Mater., 11(5) (2010) 055002.
[62] Di Mauro A., Cantarella M., Nicotra G., Pellegrino G., Gulino A., Brundo M.V., Privitera V., Impellizzeri G., Novel synthesis of ZnO/PMMA nanocomposites for photocatalytic applications, Sci. Rep., 7 (2017) 40895.
[63] Dutta A.K., Maji S.K., Adhikary B., C-Fe_2O_3 nanoparticles: an easily recoverable effective photo-catalyst for the degradation of rose bengal and methylene blue dyes in the waste-water treatment plant. Mater. Res. Bull. 49 (2014) 28–34.
[64] Arlos M.J., Hatat-Fraile M.M., Liang R., Bragg L.M., Zhou N.Y., Andrews S.A., Servos M.R., Photocatalytic decomposition of organic micropollutants using immobilized TiO_2 having different isoelectric points, Water Res., 101 (2016) 351–361.
[65] Liang R., Hu A., Li W., Zhou Y.N., Enhanced degradation of persistent pharmaceuticals found in wastewater treatment effluents using TiO_2 nanobelt photocatalysts, J. Nanopart. Res., 15 (2013) Article number: 1990 .
[66] Alvarez-Corena J.R., Bergendahl J.A., Hart F.L., Advanced oxidation of five contaminants in water by UV/TiO_2: reaction kinetics and byproducts identification, J. Environ. Manage., 181 (2016) 544–551.
[67] Mboula V.M., Héquet, V., Andrès Y., Gru Y., Colin, R., Doña-Rodríguez J., Pastrana-Martínez L., Silva A., Leleu M., Tindall A., Photocatalytic degradation of estradiol under simulated solar light and assessment of estrogenic activity, Appl. Catal. B: Environ., 162 (2015) 437–444.
[68] Doná G., Dagostin J.L.A., Takashina T.A., Castilhos F.d., Igarashi-Mafra, L., A comparative approach of methylparaben photocatalytic degradation assisted by UV-C UV-A and vis radiations, Environ. Technol., (2017) 1–43.
[69] Yu, J.C., Ho, W., Lin, J., Yip, H., Wong, P.K., Photocatalytic activity, antibacterial effect, and photoinduced hydrophilicity of TiO2 films coated on a stainless steel substrate, Environ. Sci. Technol., 37 (2003) 2296–2301.
[70] Lonnen J., et al, Solar and photocatalytic disinfection of protozoan, fungal and bacterial microbes in drinking water, Water Res., 39(5) (2005) 877–883.
[71] Liu Y., Wang X., Yang F., Yang X., Excellent antimicrobial properties of mesoporous anatase TiO_2 and Ag/TiO_2 composite films, Micropor. Mesopor. Mater., 114 (2008) 431–439.
[72] Akhavan O., Lasting antibacterial activities of Ag–TiO_2/Ag/a-TiO_2 nanocomposite thin film photocatalysts under solar light irradiation, J. Colloid Interface Sci., 336 (2009) 117–124.
[73] Bhadra P., Mitra M.K.,; Das G.C., Dey R., Mukherjee S., Interaction of chitosan capped ZnO nanorods with Escherichia coli, Mater. Sci. Engineer., C 31(5) (2011) 929-937.
[74] Eskandari M., Haghighi N., Ahmadi V., Haghighi F., Mohammadi S.R., Growth and investigation of antifungal properties of ZnO nanorod arrays on the glass, Physica B, 406(1) (2011) 112-114.
[75] Hao R., Wang G., Tang H., Sun L., Xu C., Han D., Template-free preparation of macro/mesoporous g-C_3N_4/TiO_2 heterojunction photocatalysts with enhanced visible light photocatalytic activity, Appl. Catal. B: Environ., 187 (2016) 47–58.
[76] Pandey N., Shukla, S. K., Singh N.B., Water purification by polymer nanocomposites: an overview, Nanocomposites, 3(2) (2017) 47-66.
[77] Zeng X., Wang Z., Meng N., McCarthy D.T., Deletic A., Pan J.-h., Zhang X., Highly dispersed TiO_2 nanocrystals and carbon dots on reduced graphene oxide: ternary nanocomposites for accelerated photocatalytic water disinfection, Appl. Catal. B Environ., 202 (2017) 33–41.
[78] Anis S.F., Hashaikeh R., N. Hilal, Functional materials in desalination: A review, Desalination, 468 (2019) 114077.
[79] Pablos C., Marugán J., van Grieken R., Serrano E.: Emerging micropollutant oxidation during disinfection processes using UV-C, UV-C/H_2O_2, UV-A/TiO_2 and UV-A/TiO_2/H_2O_2. Water Res., 47 (2013) 1237-1245.
[80] Bogdan J., Szczawiński J., Zarzyńska J., Pławińska-Czarnak J., Mechanizmy inaktywacji bakterii na powierzchniach fotokatalitycznych, Med. Weter., 70 (11) (2014) 657-662.
[81] Chaturvedi S., Dave P.N., Shah N.K., Applications of nanocatalyst in new era, J. Saudi Chem. Soc., 16 (2012) 307–325.
[82] Lee J., Park H. , Choi W. , Selective photocatalytic oxidation of NH_3 to N_2 on platinized TiO_2 in water, Environ. Sci. Technol., 36 (2002) 5462-5468.
[83] Ruvarac-Bugarčić I.A., Šaponjić Z.V., Zeca S., Rajh T. Nedeljkovića J.M., Photocatalytic reduction of cadmium on TiO_2 nanoparticles modified with amino acids, Chemical Physics Letters, 407 (2005) 110-113.
[84] Byrne H.E., Mazyck D.W., Removal of trace level aqueous mercury by adsorption and photocatalysis on silica–titania composites, Journal of Hazardous Materials, 170 (2009) 915-919.
[85] Recillas, S., García, A., González, E., Casals, E., Puntes, V., Sánchez, A., & Font, X., Use of CeO_2, TiO_2 and Fe_3O_4 nanoparticles for the removal of lead from water: Toxicity of nanoparticles and derived compounds, Desalination, 277(1–3) (2011)213–220.
[86] Pena, M. E., Korfiatis, G. P., Patel, M., Lippincott, L., & Meng, X., Adsorption of As(V) and As(III) by nanocrystalline titanium dioxide, Water Research, 39(11) (2005) 2327–2337.
[87] Zhang F.-S., Nriagu J. O., Itoh H., J., Photocatalytic removal and recovery of mercury from water using TiO_2-modified sewage sludge carbon, Photochem. Photobiol. A, 167 (2004) 223-228.
[88] Liu X., Lv T., Liu Y., Pan L., Sun Z., TiO_2–Au composite for efficient UV photocatalytic reduction of Cr(VI), Desalin. Water Treat., 51 (2013) 3889-3895.
[89] Ahmad R., Khan A.U., Mastoi N.R., Aslam M., Kim J., Photocatalytic systems as an advanced environmental remediation: Recent developments, limitations and new avenues for applications, Journal of Environmental Chemical Engineering, 4 (2016) 4143–4164.
[90] Benotti M.J., Stanford B.D., Wert E.C., Snyder, S.A., Evaluation of a photocatalytic reactor membrane pilot system for the removal of pharmaceuticals and endocrine disrupting compounds from water, Water Research, 43 (2009) 1513-1522.
[91] Li Q., Mahendra S., Lyon D.Y., Brunet L., Liga M.V., Li DAlvarez., P.J.J., Antimicrobial nanomaterials for water disinfection and microbial control: potential applications and implications, Water Res., 42 (2008) 4591–4602.

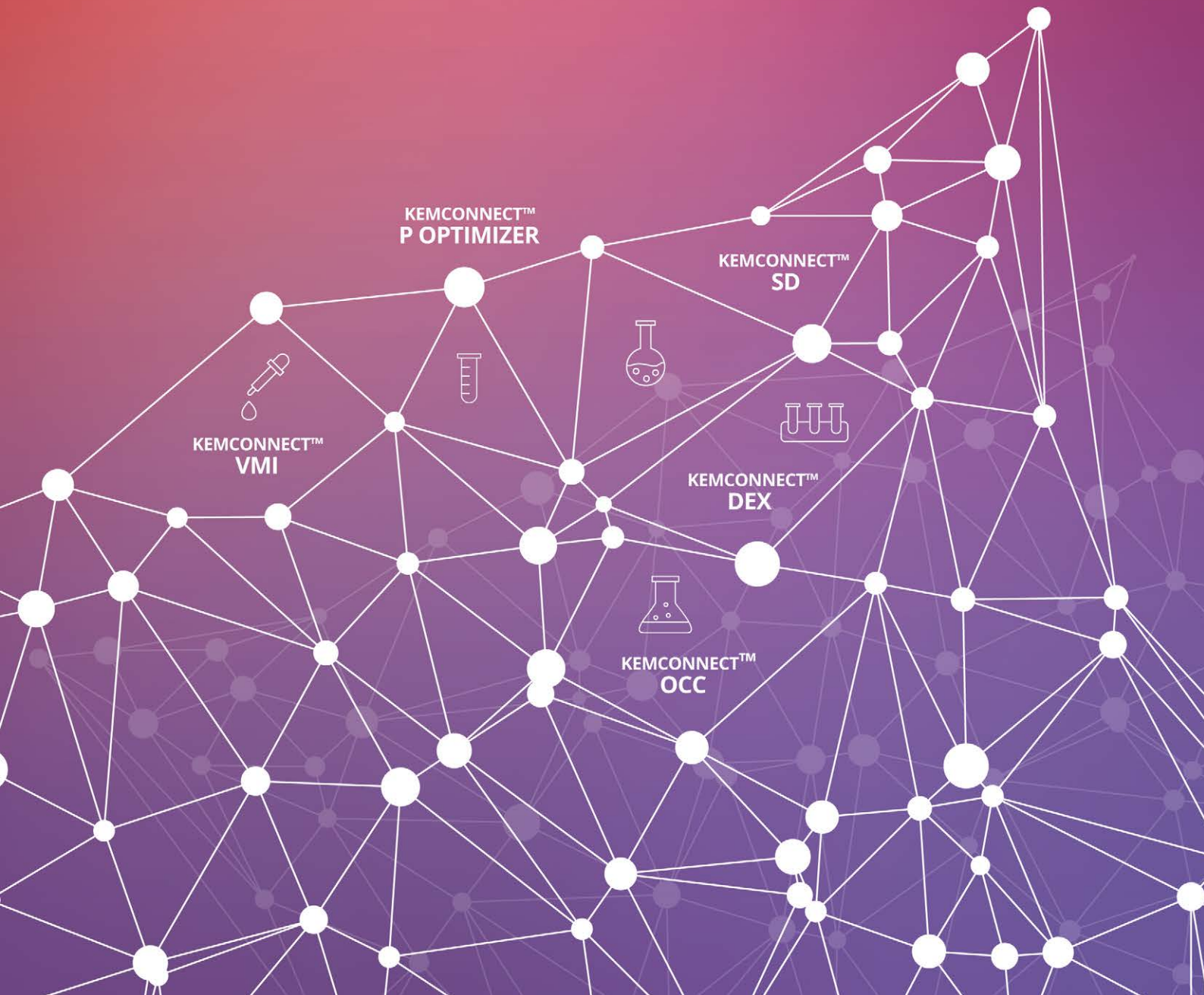
prof. dr hab. inż. Michał Bodzek
Polska Akademia Nauk,
Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska

prof. dr hab. inż. Krystyna Konieczny
Politechnika Śląska,
Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki

KEMIPOL

Nowoczesne Technologie

Wykorzystując połączenie naszego 30-letniego doświadczenia, naszych wysokiej jakości chemikaliów i inteligentnych rozwiązań **KemConnect™** poprawiamy wydajność procesów, obniżamy koszty i zapewniamy zgodność działań z wymaganiami prawnymi



technologia wody
Rok XIII Zeszyt 1(75)
styczeń–marzec 2021
ISSN 2080-1467
www.technologia-wody.eu

Stabilność chemiczna wody po procesie infiltracji. Część 2

Chemical stability of water after the infiltration process. Part 2

Aleksandra Makała
Eryk Polowczyk
Kinga Szeflińska
Joanna Jeż-Walkowiak

Streszczenie

Niniejszy artykuł stanowi drugą część cyklu artykułów na temat zmian stabilności chemicznej wody podczas procesu sztucznej infiltracji. W pierwszej części zostały opisane metody oceny stabilności chemicznej i korozyjności uzdatnianej wody.

Abstract

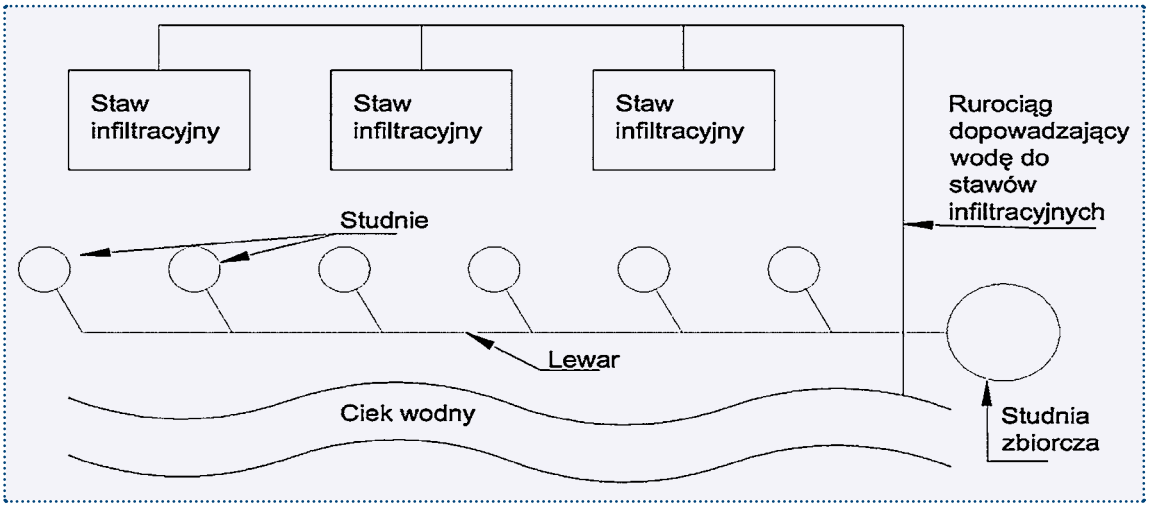
This article is the second part of a series of articles on changes in the chemical stability of water during the artificial infiltration process. The first part describes the methods of assessing the chemical stability and corrosivity of the treated water.

1. Wprowadzenie

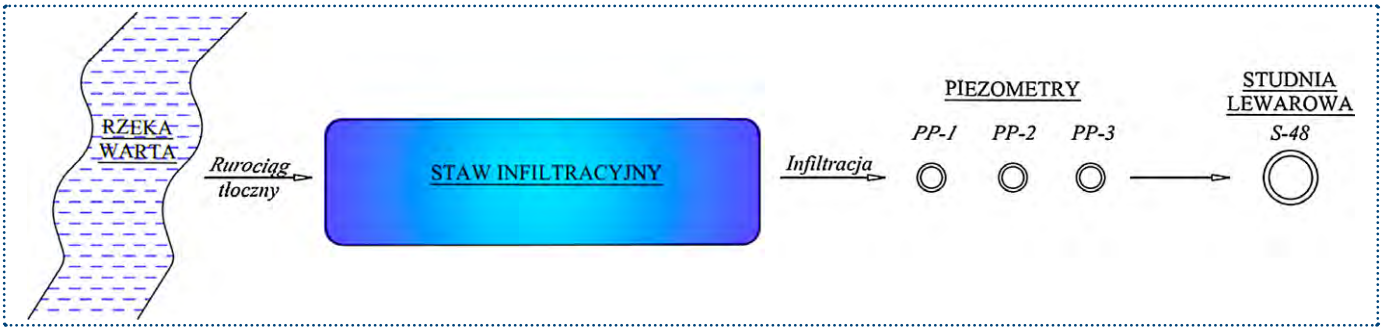
Proces sztucznej infiltracji prowadzi do wzbogacenia warstwy wodonośnej wodami powierzchniowymi za pomocą obiektu zasilającego, jakim są stawy infiltracyjne. Jednocześnie infiltracja stanowi wstępny proces uzdatniania wody powierzchniowej. Zastosowanie sztucznej infiltracji zwiększa niezawodność ujęcia w sytuacjach nagłego i znacznego pogorszenia jakości wody ujmowanej. Stawy infiltracyjne po odcięciu zasilania z rzeki stanowią zapas wody na okres nawet kilku tygodni. Schemat ujęcia infiltracyjnego przedstawiono na rys. 1.

Podczas przepływu wody przez grunt dochodzi do zmian jakości wody powierzchniowej. Jej skład zmienia się i woda nabiera cech wody podziemnej. Na skutek procesów chemicznych i biologicznych, obok obniżenia zawartości związków organicznych, mętności, wskaźników mikrobiologicznych, zmieniają się również wartości parametrów wpływających na stabilność chemiczną wody, w tym kwasowości, zasadowości i odczynu.

Ocenę zmian chemicznej stabilności wody i korozyjności w czasie infiltracji wykonano na podstawie wyników badań przeprowadzonych na terenowej instalacji badawczej (rys. 2), skła-



Rys. 1. Schemat ujęcia sztucznej infiltracji



Rys. 2. Schemat instalacji badawczej

dającej się z następujących punktów pomiarowych:
- ujęcie wody rzecznej,
- staw infiltracyjny,
- 3 piezometry rozmieszczone na linii prostopadłej do linii brzegu stawu i linii lewara studni ujmujących wodę infiltracyjną,
- studni należącej do systemu lewarowego.

W tab. 1 przedstawiono odległości od stawu kolejnych punktów pomiarowych instalacji badawczej.

Tab. 1. Odległości pomiędzy brzegiem stawu infiltracyjnego a kolejnymi punktami pomiarowymi

Punkty pomiarowe	Odległość od stawu [m]
PP-1	18,00
PP-2	45,50
PP-3	62,90
S-48 well	85,90

2. Zmiany jakości wody podczas procesu infiltracji

Wyniki badań przedstawione w niniejszym artykule pochodzą z okresu od czerwca 2018 do stycznia 2020 r. W tab. 2 zamieszczono zakresy i wartości średnie badanych parametrów w wodzie pobieranej w punktach pomiarowych.

Na rys. 3-5 przedstawiono zmiany średnich wartości odczynu, dwutlenku węgla wolnego i zasadowości w wodzie na trasie przepływu przez grunt.

Z uzyskanych rezultatów wynika, że średnie stężenie wolnego dwutlenku węgla rośnie wraz z przepływem wody infiltrującej przez grunt, osiągając najwyższą wartość w studni s-48. Wyniki badań wskazują, że zasadowość ogólna wzrasta po procesie infiltracji (rys. 4).

Parametrem, który w istotny sposób wpływa na stopień korozyjności wody jest jej odczyn. Po procesie infiltracji wartość odczynu maleje (rys. 5).

W celu sprawdzenia zmian stabilności chemicznej wody infiltrującej posłużono się indeksem Langeliera obliczanym wg wzoru:

$$IL = \mathrm{pH} - \mathrm{pH_s}, \qquad (1)$$

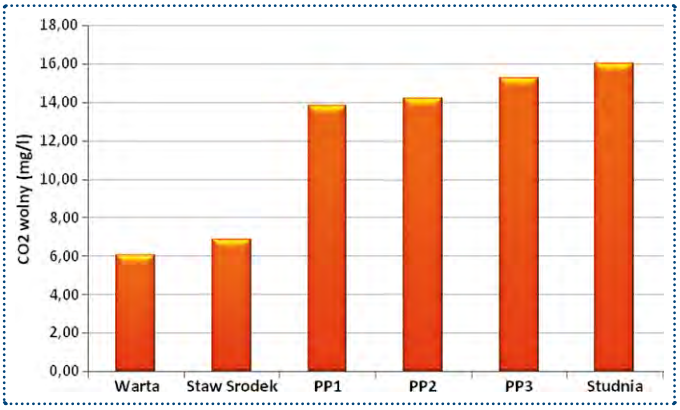
w którym:
pH – wartość odczynu badanej próbki wody,
$\mathrm{pH_s}$ – wartość odczynu w stanie nasycenia, $\mathrm{pH_s} = 11{,}39 - 2 \cdot \log(Z_{og})$,
Z_{og} – zasadowość ogólna wody [mg CO_2/l].

Ocenę korozyjnych właściwości wody dokonuje się na podstawie wartości *IL* i wg interpretacji przedstawionej w tab. 3.

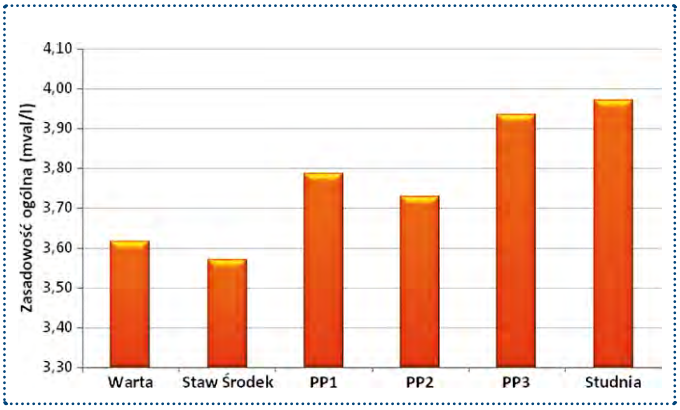
Wyniki obliczeń przedstawiono na rys. 6 w formie średnich wartości dla każdego punktu pomiarowego w całym okresie badań. W wodzie ujmowanej z rzeki i ze stawu wartość *IL* osiąga wartości dodatnie, natomiast w wodzie pobieranej z piezometrów i ze studni wartości *IL* są ujemne. Świadczy to o zmianie charakteru wody z niekorozyjnego na korozyjny po pasażu przez grunt.

Tab. 2. Wartości średnie i zakresy badanych parametrów jakości wody

Parametr	Jednostka	Punkt pomiarowy					
		Warta	Staw Środek	PP1	PP2	PP3	S-48
Zasadowość ogólna	mval/l	3,62 (2,60-4,15)	3,57 (2,45-5,10)	3,78 (3,20-4,90)	3,73 (3,0-5,20)	3,93 (3,40-4,70)	3,97 (3,50-4,70)
Wolny CO_2	mg/l	6,07 (0,0-15,40)	6,83 (0,0-22,0)	13,83 (5,30-24,0)	14,21 (5,5-22,0)	15,25 (6,6-30,8)	16,03 (6,10-32,0)
Odczyn	-	8,20 (7,80-8,68)	8,03 (7,51-8,59)	7,45 (6,86-7,95)	7,40 (7,0-7,74)	7,48 (7,10-7,93)	7,48 (7,09-7,80)
Tlen rozpuszczony	mg O_2/l	10,95 (7,80-15,0)	10,95 (4,80-13,0)	2,62 (1,0-6,60)	2,12 (0,60-6,60)	1,15 (0,60-2,40)	1,17 (0,60-2,20)
Żelazo ogólne	mg Fe/l	0,86 (0,36-1,19)	0,27 (0,13-0,54)	0,12 (0,0-0,11)	0,058 (0,0-0,11)	0,086 (0,0-0,16)	1,18 (0,74-2,70)
Żelazo (II)	mg Fe(II)/l	0,36 (0,17-0,54)	0,13 (0,06-0,22)	0,06 (0,0-0,12)	0,05 (0,0-0,10)	0,05 (0,0-0,16)	0,35 (0,07-0,51)
Żelazo (III)	mg Fe(III)/l	0,50 (0,20-0,65)	0,14 (0,05-0,32)	0,06 (0,0-0,21)	0,01 (0,0-0,021)	0,03 (0,0-0,09)	0,83 (0,15-2,32)
Mangan	mg Mn/l	0,18 (0,0-0,67)	0,09 (0,0-0,43)	0,15 (0,0-0,3)	0,13 (0,0-0,22)	0,06 (0,0-0,27)	0,11 (0,0-0,22)



Rys. 3. Średnie stężenie wolnego dwutlenku węgla w wodzie pobieranej z punktów pomiarowych terenowej instalacji badawczej w okresie badań



Rys. 4. Średnie wartości zasadowości ogólnej wody pobieranej z punktów pomiarowych terenowej instalacji badawczej w okresie badań

Tab. 3. Ocena wody na podstawie wartości Indeksu Langeliera

Wartość wskaźnika	Właściwość wody
IL < 0	Nienasycona w stosunku do $CaCO_3$ i ma właściwości agresywne (zawiera agresywny CO_2)
IL = 0	Stabilna, nie ma charakteru agresywnego, ale również skłonności do wytwarzania ochronnych warstw $CaCO_3$
IL > 0	Ma skłonności do wytwarzania osadów $CaCO_3$, jest nieagresywna

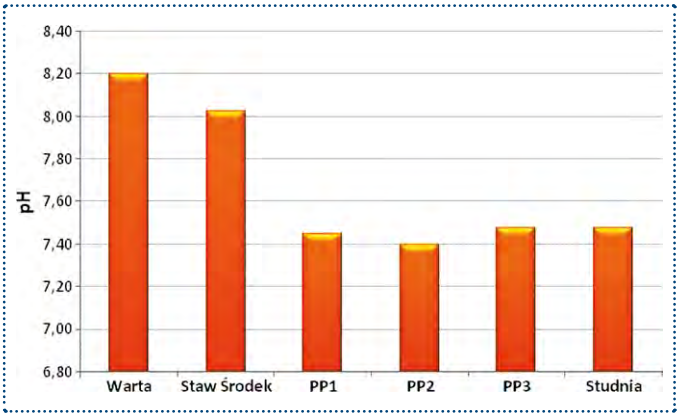
W czasie infiltracji dochodzi do zużywania tlenu na procesy biochemiczne zachodzące w wodzie. Na rys. 7 przedstawiono zmianę stężenia tlenu w wodzie na trasie przepływu.

Zmniejszenie stężenia tlenu razem z pojawiającą się korozyjnością wody powoduje sprzyjające warunki do rozpuszczania związków żelaza i manganu obecnych w gruncie i wzrostu ich stężenia w wodzie. Na rys. 8 przedstawiono zmiany stężeń żelaza w wodzie na trasie infiltracji.

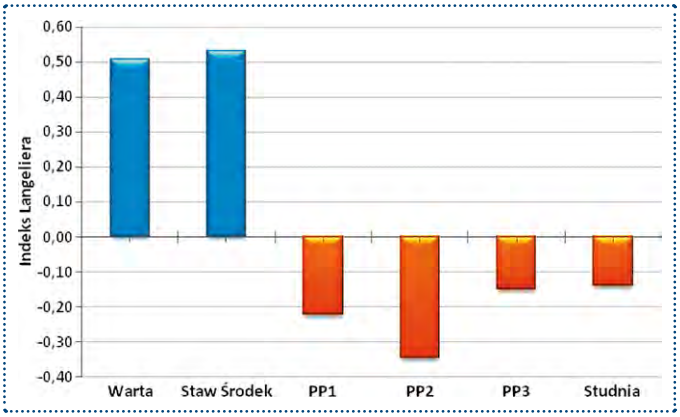
Stężenie żelaza ogólnego ulega obniżeniu w czasie infiltracji na trasie od stawu do piezometru PP-3, następnie żelazo pojawia się w wodzie ujmowanej ze studni. Analiza danych wskazuje, że żelazo pojawiające się w studni jest rozpuszczane i wymywane z gruntu bezpośrednio przylegającego do studni (przewaga Fe(III)) i/lub dopływa do niej z wodą podziemną, ponieważ głębokość studni lewarowej jest znacznie większa od głębokości piezometrów ujmujących wyłącznie wodę infiltrującą ze stawu.

3. Podsumowanie i wnioski

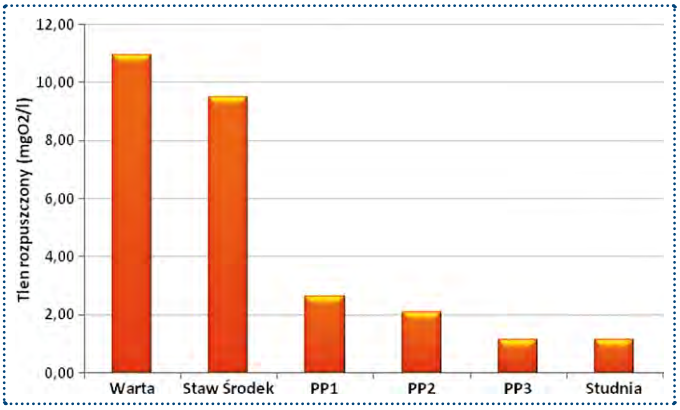
Sztuczna infiltracja jest wysokoefektywną i bezreagentową metodą wstępnego podczyszczania ujmowanych wód powierzchniowych. Efekty poprawy jakości wody ujmowanej zależą od warunków hydrogeologicznych, sposobu eksploatacji ujęcia oraz od czasu przebywania wody w gruncie. Proces infiltracji wpływa na poprawę licznych parametrów fizykochemicznych i mikrobiologicznych wody. Dzięki infiltracji temperatura wody ulega stabilizacji, nie występują roczne wahania temperatury typowe dla wód powierzchniowych, co ułatwia procesy dalszego uzdatniania wody. Przepływ przez warstwy geologiczne gruntu powoduje zmiany parametrów jakości ujmowanej wody powierzchniowej na charakterystyczne dla wód podziemnych. Zmniejszają się takie parametry, jak barwa, mętność i zawartość związków organicznych. Ta poprawa jakości w dużej mierze jest wynikiem tlenowych procesów biochemicznych, prowadzących do zużycia tlenu i powstania dwutlenku węgla. Wraz ze wzrostem dwutlenku węgla maleje



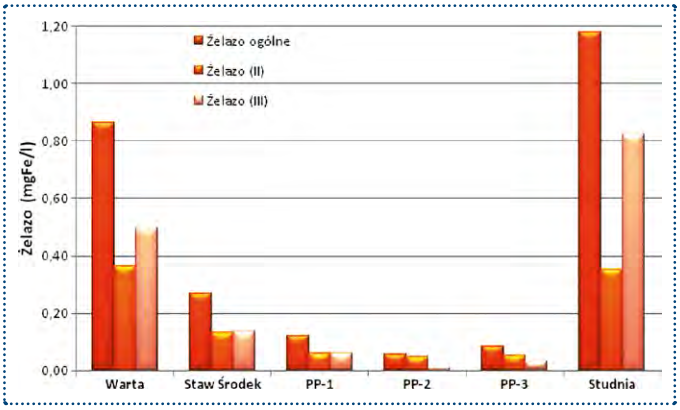
Rys. 5. Średnie wartości odczynu w wodzie pobieranej z punktów pomiarowych terenowej instalacji badawczej w okresie badań



Rys. 6. Wartość indeksu Langeliera w wodzie pobieranej z punktów pomiarowych terenowej instalacji badawczej w okresie badań



Rys. 7. Średnie stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie pobieranej z punktów pomiarowych terenowej instalacji badawczej w okresie badań



Rys. 8. Średnie stężenie żelaza w wodzie pobieranej z punktów pomiarowych terenowej instalacji badawczej w okresie badań

odczyn wody. Zostaje zatem naruszona równowaga węglanowo-wapniowa wody. Oceniając stabilność chemiczną wody ujmowanej z Warty na podstawie wartości indeksów Langeliera, można stwierdzić, że jest to woda nieagresywna. Z kolei woda infiltrująca charakteryzowała się mniejszymi od zera wartościami indeksu Langeliera, co świadczy o właściwościach korozyjnych, pojawiających się podczas przepływu przez grunt.

Przemiana charakteru wody z utleniającego na redukujący i utrata stabilności chemicznej na rzecz właściwości korozyjnych, powoduje, że w wodzie rozpuszczają się tlenki żelaza i manganu. Domieszki te wraz z nadmiarem dwutlenku węgla zostaną usunięte z wody podczas procesów napowietrzania i filtracji pospiesznej, realizowanych na stacji uzdatniania wody. Proces napowietrzania przywróci wodzie stabilność chemiczną oraz dostarczy tlenu potrzebnego do utlenienia żelaza i manganu, które w formie związków Fe(III) i Mn(IV) mogą być zatrzymane w złożach filtrów pospiesznych.

4. Literatura

[1] Falewicz P., Drela I., Kuczkowska S. 2008: *Agresywność korozyjna wód użytkowych*, Ogólnopolska Konferencja Naukowo-Techniczna „Antykorozja: Systemy–Materiały–Powłoki" (16; 9-11.04.2008; Ustroń–Jaszowiec, Polska).

[2] Hermanowicz W., Dojlido J., Dożańska W., Koziorowski B., Zerbe J. 1999: *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków*. Wydawnictwo Arkady, Warszawa.

[3] Kowal A. L. 1997: *Ochrona sieci wodociągowej przed korozją i zarastaniem*, Ochrona Środowiska, 4(67).

[4] Kowal A.L., Świderska-Bróż M. 2005: *Oczyszczanie wody*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.

[5] Mielcarzewicz E. W. 2000: *Obliczenia systemów zaopatrzenia w wodę*. Wydawnictwo Arkady, Warszawa.

[6] Sozański M.M. i inni. 2002: *Wodociągi i kanalizacja w Polsce – tradycja i współczesność*. Polska Fundacja Ochrony Zasobów Wodnych, Poznań-Bydgoszcz.

[7] Sozański M. M., Huck P. M.: *Eksperyment doświadczalny w technologii wody*.

mgr inż. Aleksandra Makała
mgr inż. Eryk Polowczyk
mgr inż. Kinga Szeflińska
dr hab. inż. Joanna Jeż-Walkowiak

Politechnika Poznańska,
Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki,
Instytut Inżynierii Środowiska i Instalacji Budowlanych

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 1(75)
styczeń–marzec 2021
ISSN 2080-1467
www.technologia-wody.eu

Eksperymenty technologiczne z zastosowaniem wzoru matematycznego, dotyczącego automatycznego dawkowania koagulantu PAX-XL-10 w zależności od mętności i przepływu wody powierzchniowej z rzeki Wisłok w prowadzeniu procesu koagulacji Zakładu Uzdatniania Wody w Iskrzyni

Adam Turek
Paweł Miler
Zbigniew Pleśniak



Fot. 1. Zakład Uzdatniania Wody w Iskrzyni

1. Koagulacja – wstępne założenia

Najważniejszym elementem technologicznym w przypadku uzdatniania wód powierzchniowych jest koagulacja i jej odpowiednie prowadzenie. Celem tego procesu jest osiągnięcie dobrych parametrów fizykochemicznych i bakteriologicznych wody po koagulacji, a zatem mniejsze obciążenie filtracji i dezynfekcji wody.

Można to osiągnąć zachowując cztery podstawowe warunki:

a) odpowiedni koagulant do danej wody,
b) odpowiednia dawka zależna od mętności i barwy tej wody,
c) dokładne wymieszanie koagulantu z wodą surową,
d) zachowanie w osadniku pokoagulacyjnym ruchu laminarnego wody.

2. Odpowiedni koagulant do danej wody

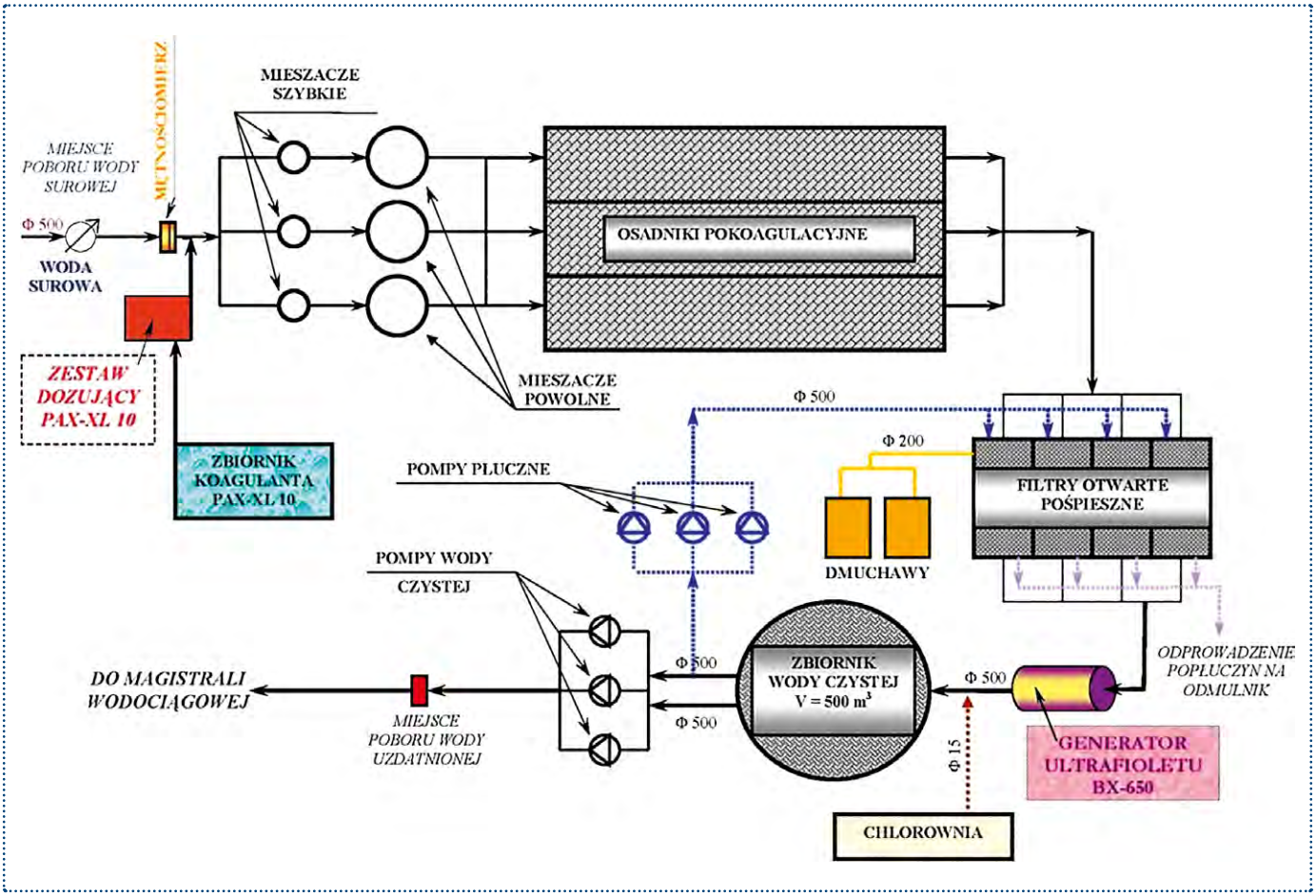
Każdy zakład uzdatniający wodę z ujęć powierzchniowych musi dobrać koagulant, który daje najlepsze efekty. Woda w tej samej rzece, ale w różnych punktach poboru, różni się składem fizykochemicznym, dlatego celowe jest sprawdzenie w warunkach laboratoryjnych kilku koagulantów i wybór najefektywniejszego dla danego zbiornika wodnego.

W przypadku ZUW Iskrzynia, po rezygnacji z siarczanu glinu, prace z zastosowaniem koagulantów nowej generacji rozpoczęto od PAX-18 przez PAX-10 do PAX-XL-10, zastosowanego w 2005 r. Ten ostatni dał najlepsze efekty jakościowe i ekonomiczne.

Istotą działania koagulantów jest ich dysocjacja pod wpływem wody na jony: Al^{+3}, Cl^{-1}, $(OH)^{-1}$, $(SO_4)^{-2}$ oraz inne jony tworzące modyfikatory.

3. Odpowiednia dawka koagulantu w zależności od mętności i barwy wody

W starym układzie, przedstawionym na schemacie na rys. 1, dawkowanie koagulantu odbywało się w sposób automatyczny, tylko w zależności od przepływu wody, zaś w zależno-



Rys. 1. Schemat technologiczny uzdatniania wody

ści od jej mętności dawkowano w sposób ręczny, na podstawie opracowanej wcześniej tabeli dawkowania.

4. Dokładne wymieszanie koagulantu z wodą surową

W technologii uzdatniania wody powszechnie stosowane są mieszacze mechaniczne z napędem elektrycznym lub mieszacze statyczne. Pierwsze, mimo nowych konstrukcji, cechują się dużym zapotrzebowaniem na energię elektryczną, drugie natomiast, poprzez opory tarcia cieczy o ścianki (świdry i inne), powodują zwiększone opory tarcia, a zatem zwiększają wymaganą wysokość podnoszenia, co skutkuje wzrostem zapotrzebowania na energię elektryczną przy pompowaniu wody do osadnika pokoagulacyjnego.

W ZUW Iskrzynia zastosowano (celem dokładnego wymieszania) nowatorskie rozwiązanie, polegające na rozpylaniu cieczy w cieczy (rys. 2).

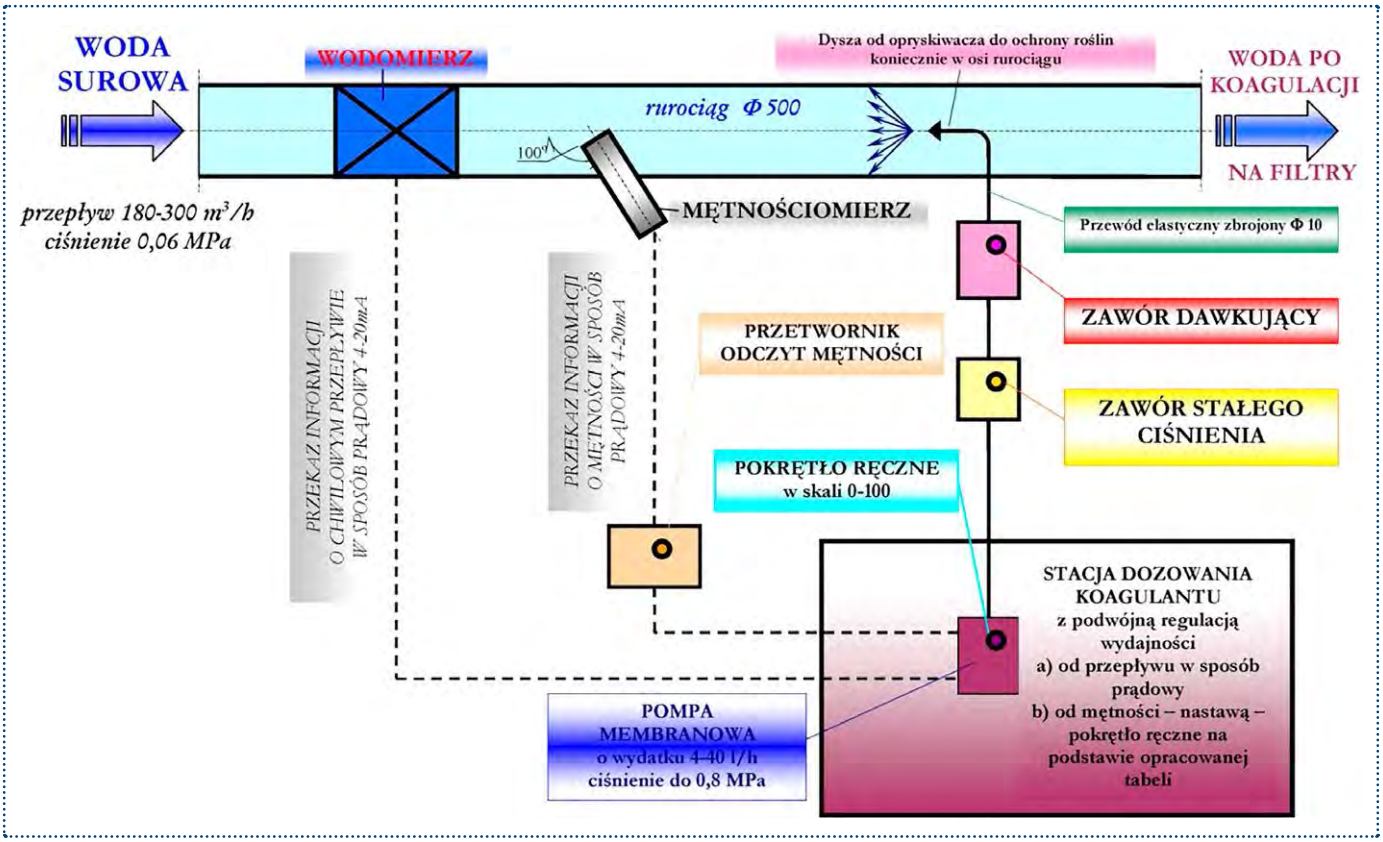
Warunek – w zakładzie musi być osadnik o długości od 20 do 50 metrów, tak, aby zapewnić prędkość przepływu ok. 8 m/h, a koagulacja musi być prawidłowo prowadzona pod względem dawkowania i mieszania cieczy z cieczą. Mniejsza prędkość przepływu daje lepsze efekty osadzania.



Fot. 2. Koagulacja – stary układ



Fot. 3. Widoczne plamy to aglomeraty (kłaczki) powstałe w wyniku koagulacji na początku osadnika pokoagulacyjnego



Rys. 2. Schemat dawkowania kogulantu PAX-XL-10 – stary układ

5. Zachowanie w osadniku ruchu laminarnego

W przypadku ruchu burzliwego wody następuje rozpad powstałych w wyniku koagulacji aglomeratów. Drugi raz nie wytworzą się bowiem siły elektrostatyczne jonów pierwiastków tworzących koagulant, a powstałe w wyniku jego dysocjacji przestaną działać. Najczęstszym powodem zakłóceń są grzebienie pilaste na początku osadnika pokoagulacyjnego (konstrukcje tradycyjne), montowane w celu wyrównania poziomu wody we wszystkich komorach. Jeżeli nie są ustawione na jednym poziomie lub poziom wody jest za niski, woda przelewa się z koryt u wierzchołków trapezów, powodując rozbicie powstałych kłaczków.

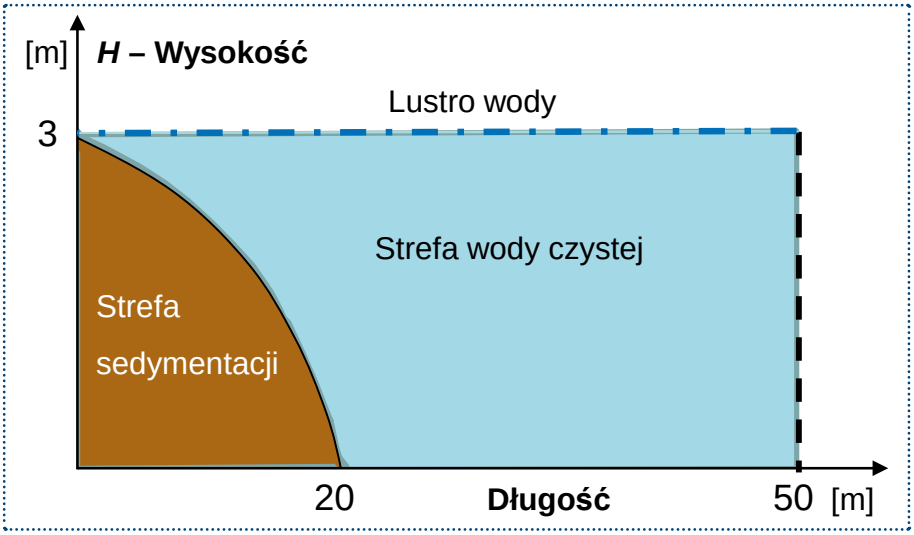
W ZUW „Wisłok" w Iskrzyni i Sieniawie grzebienie usunięto, dzięki czemu natychmiast nastąpiła poprawa tego procesu.



Fot. 4. Widok na komorę filtracyjną. Woda po koagulacji, ale przed filtracją

6. Określenie wzoru matematycznego optymalnej dawki koagulantu

Tabelę dawkowania opracowano dla mętności wody surowej od 3 NTU do 2000 NTU, dlatego, że mętność wody w rzece Wisłok przy intensywnych opadach zmienia się w sposób błyskawiczny. Przy opracowywaniu tabeli dawkowania korzystano na wstępie z badań laboratoryjnych, a następnie przeniesiono je na proces technologiczny. I tu okazało się, że trzeba dokonać pewnych korekt, bowiem warunki rzeczywiste (zmiana temperatury wody w różnych porach roku, a zatem i jej gęstości właściwej) znacznie różnią się od warunków laboratoryjnych. Tabelę skorygowano.



Rys. 3. Osadzanie cząsteczek w zbiorniku pokoagulacyjnym

Mnogość cyfr w tabelach skłoniła mnie do zastanowienia się, czy nie da się tego opisać algorytmem, w sposób matematyczny, czyli wyliczać dawkę koagulantu w funkcji mętności wody surowej. Okazało się to możliwe, wobec czego opracowano wzór (algorytm), który przedstawia się następująco:

$$D = A_o + (X - 5)^n \ [ml/m^3]$$

gdzie:
D – dawka koagulantu [ml/m^3],
A_o – punkt krytyczny – inicjacja koagulacji przy mętności do 5 NTU, barwie do 30 mg/l – jest to minimalna dawka (przy ww. parametrach wody surowej), przy której inicjowana jest koagulacja,
X– pomiar mętność wody surowej na wejściu [NTU],
n – wymierny (dodatni) wykładnik potęgi, określony doświadczalnie w przedziale od 0,70 do 0,95 (korektor dawki).

Dla PAX-XL-10 stosowanego w ZUW Iskrzynia w warunkach laboratoryjnych algorytm przyjął postać:

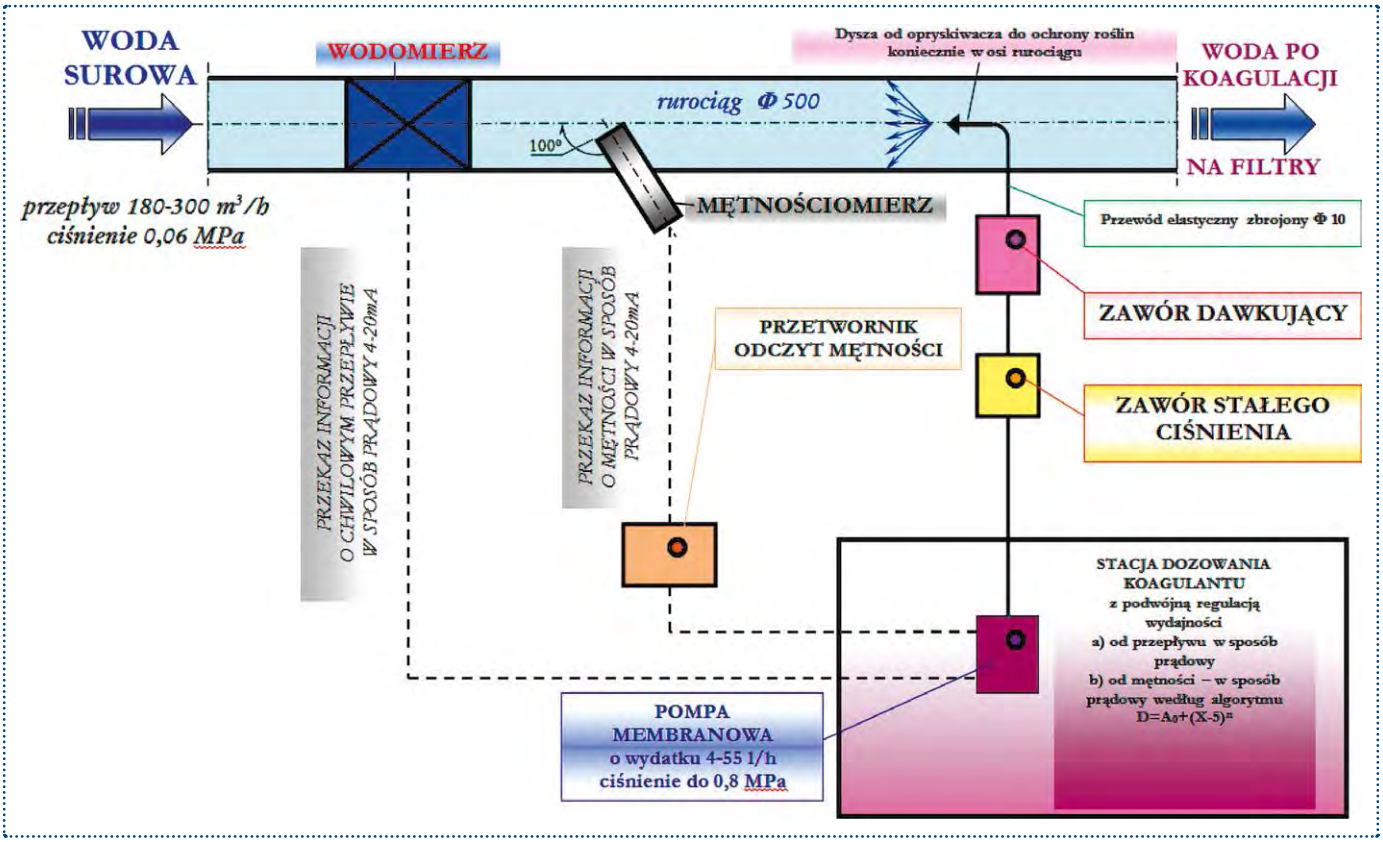
$$D = 36 + (X\text{-}5)^{0,75}$$

Zauważono, że w przypadku wzrostu barwy o każde 10 mg/l ponad 30 mg/l, oraz w okresach niskich temperatur, należy dawkę zwiększyć poprzez zmianę kreatora dawki (n), np. 0,75 + 0,01 = 0,76.

W warunkach laboratoryjnych było: A_o = 36 ml/m^3, n = 0,75.

7. Nowy układ dawkowania

Nowy układ dawkowania koagulantu z zastosowaniem algorytmu $D = A_o + (X - 5)^n$ – test w skali technicznej pokazano na fot. 6-7 oraz na rys. 3. Na fot. 8 zaprezentowano pulpit z platformy internetowej Kemi-Data, umożliwiający zmianę wartości A_o z dokładnością 0,1 ml/m^3, wykładnika potęgi – n z dokładnością 0,01. W tym wypadku A_o = 55 ml/m^3, n = 0,75. Wyświetlana jest też mętność wody surowej, mętność po koagulacji, aktualna wyliczona ze wzoru dawka, oraz wyliczona wydajność



Rys. 3. Schemat dawkowania kogulantu PAX-XL-10 – nowy układ

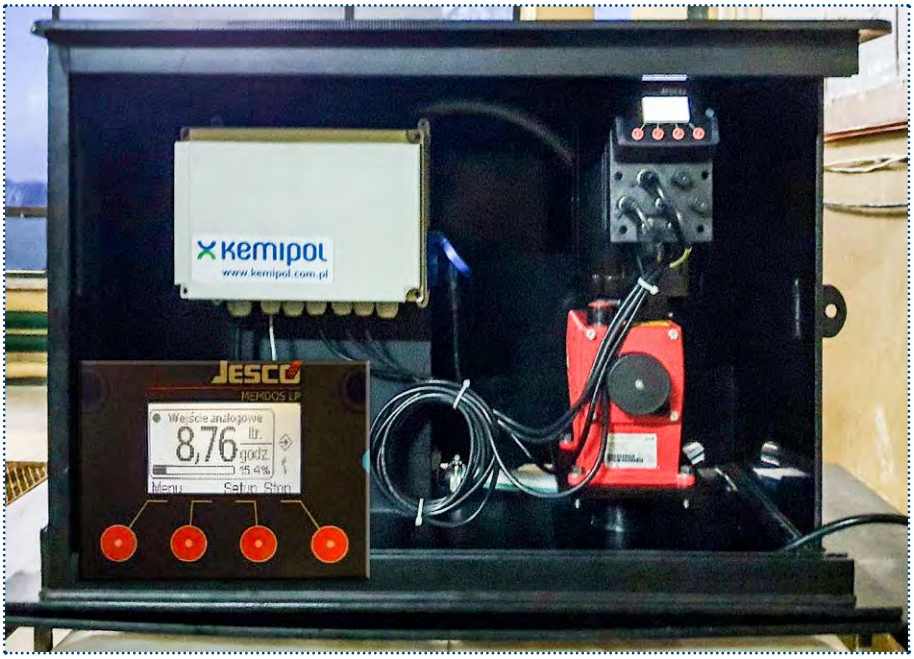


Fot. 5. Mętnościomierz na pływaku w komorze filtracyjnej – woda po procesie koagulacji i sedymentacji w osadniku

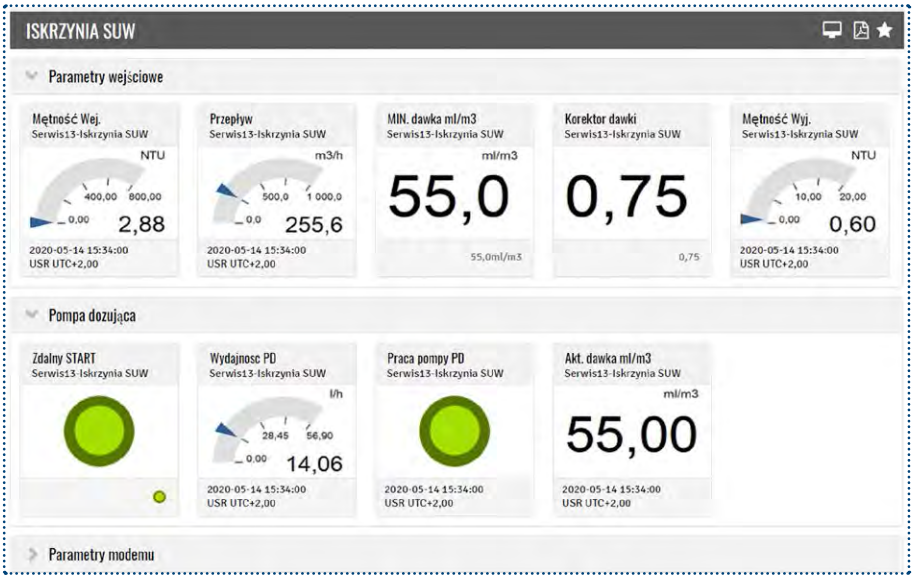
pompy uwzględniająca aktualny przepływ wody oraz stan pracy pompy dozującej.

8. Modyfikacja algorytmu na podstawie analizy w warunkach testu techniczno-technologicznego

Po uruchomieniu nowego układu okazało się, że w warunkach rzeczywistych algorytm należy skorygować, dostosowując wzór do istniejących warunków. W ten sposób określono



Fot. 6. Moduł dozowania – pompa dozująca i panel sterujący ze sterownikiem i specjalnym algorytmem – nowy układ

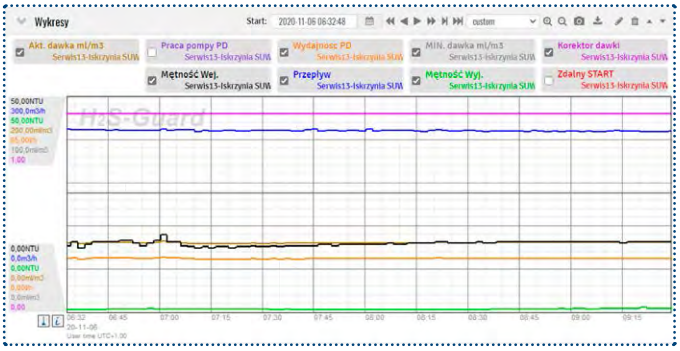


Fot. 8. Pulpit z platformy KemiData

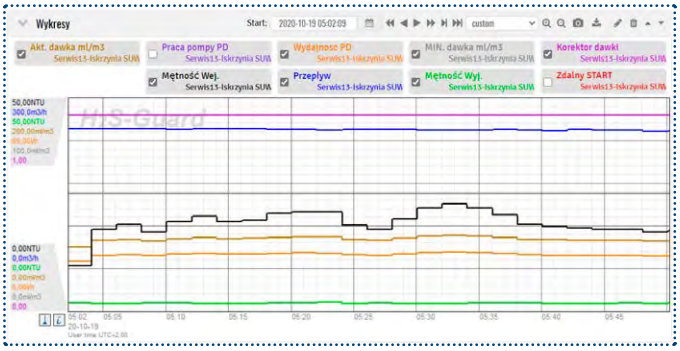




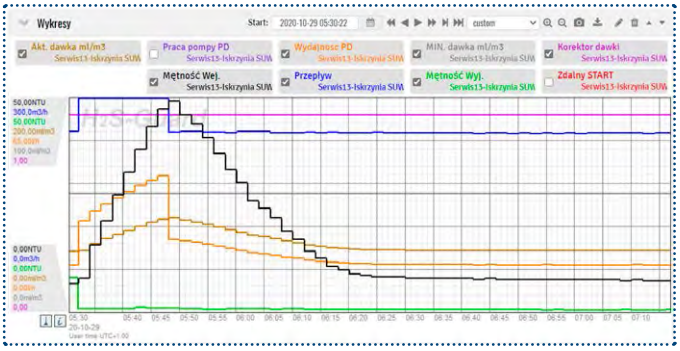
Fot. 7. Pomiar mętności i przepływu wody surowej na wejściu



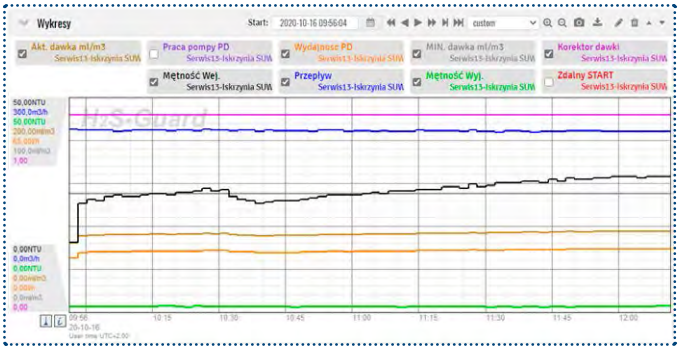
Fot. 9. Wykres dla mętności wody surowej do 50 NTU



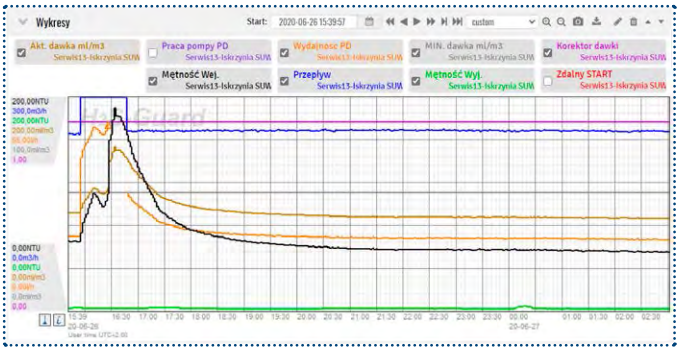
Fot. 10. Wykres dla mętności wody surowej do 50 NTU



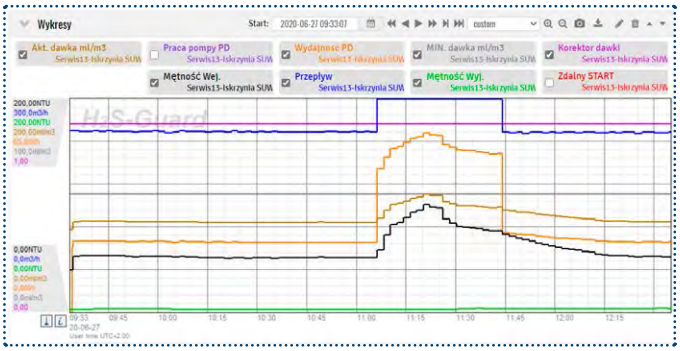
Fot. 11. Wykres dla mętności wody surowej do 50 NTU



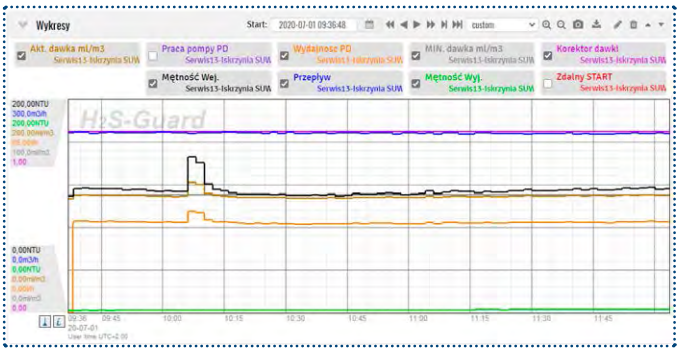
Fot. 12. Wykres dla mętności wody surowej do 50 NTU



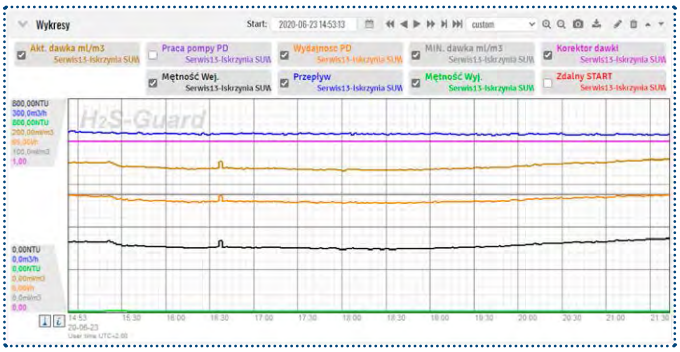
Fot. 13. Wykres dla mętności wody surowej w przedziale 50÷200 NTU



Fot. 14. Wykres dla mętności wody surowej w przedziale 50÷200 NTU



Fot. 15. Wykres dla mętności wody surowej w przedziale 50÷200 NTU



Fot. 16. Wykres dla mętności wody surowej w przedziale 200÷800 NTU

trzy przedziały pracy w zależności od mętności wody surowej, w których wzór przyjmuje nieco inną postać.

I tak:

— dla mętności wody surowej do 50 NTU:

$$D = 55 + (X\text{-}5)^{0,92}$$

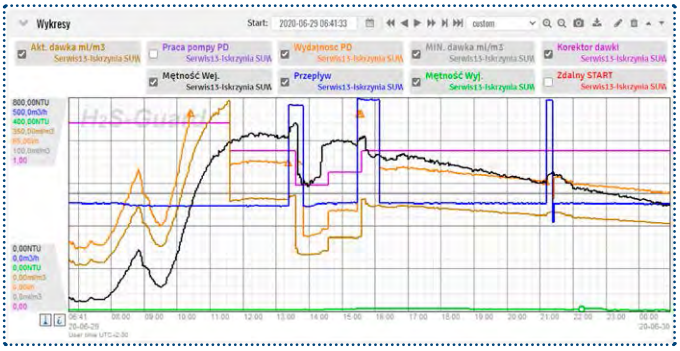
— dla mętności powyżej 50 NTU, a poniżej 200 NTU:

$$D = 55 + (X\text{-}5)^{0,87}$$

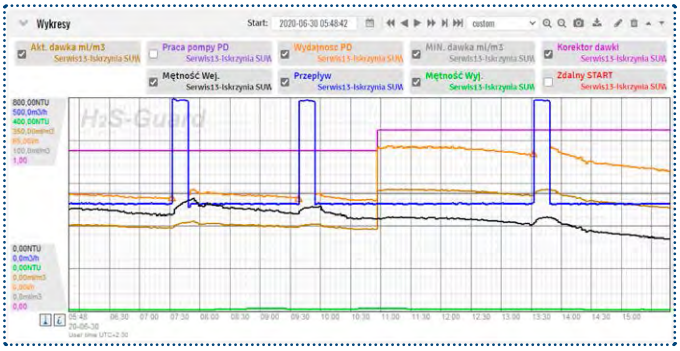
— dla mętności od 200 NTU do 800 NTU:

$$D = 55 + (X\text{-}5)^{0,82}$$

Powyżej 800 NTU można zachować dawkę taką jak dla 800 NTU, dlatego, że woda niesie ze sobą dużo cząstek stałych – szybciej się koaguluje. Należy pamiętać, że każdy użytkownik tego systemu musi indywidualnie dostosować algorytm do warunków



Fot. 17. Wykres dla mętności wody surowej w przedziale 200÷800 NTU



Fot. 18. Wykres dla mętności wody surowej w przedziale 200÷800 NTU

i składu fizykochemicznego wody z danego zbiornika.

Przykładowe wykresy dla mętności wody surowej do 50 NTU (D = 55 +(X-5)^{0,92}) pokazano na fot. 9-12. Wykresy dla mętności wody surowej w przedziale 50÷200 NTU (D = 55 + (X-5)^{0,87}) pokazano na fot. 13-15, a dla mętności wody surowej w przedziale 200÷800 NTU (D = 55 + (X-5)^{0,82}) na fot. 16-18.

9. Wnioski i rekomendacje

1. Uzyskano znaczną redukcję mętności wody surowej:
   a) w przedziale od 3 do 50 NTU do 0,5÷1,2 NTU,
   b) w przedziale od 50 do 200 NTU do 0,8÷2 NTU,
   c) w przedziale od 200 do 800 NTU do 1,2÷2,5 NTU.

2. Układ automatycznego dozowania koagulantu może być przydatny we wszystkich zakładach uzdatniających wodę powierzchniową, a zwłaszcza tam, gdzie występuje szybka zmienność mętności wody surowej podczas opadów atmosferycznych (wody górskie).
3. Układ działa bez ingerencji pracownika obsługi, eliminuje jego potencjalne błędy, zarówno przy zmianie dawki w przypadku wzrostu mętności wody, jak i jej spadku.
4. Zadania obsługi ograniczają się do uzupełniania zbiornika magazynowego środkiem chemicznym i obserwacji poprawności pracy układu dozującego.
5. Układ sterowania automatycznie reguluje wydajność pompy dozującej, uwzględniając aktualny przepływ wody oraz wyliczoną dawkę na podstawie algorytmu, który dynamicznie reaguje na wzrost lub spadek mętności.
6. Analizę zużycia koagulantu najlepiej dokonać wyliczając średnie jednostkowe zużycie [kg/m^3], odnosząc je do średniej mętności wody w badanych okresach. W związku z brakiem danych (mętność wody surowej) w latach 2018-2019, analizy dokonano, wyliczając średnie jednostkowe zużycie, dzieląc ilość zużytego koagulantu w ciągu badanych okresów przez ilość pobranej wody surowej. I tak w latach 2018 i 2019 wyliczony współczynnik wyniósł 0,0874 kg/m^3. Przez 7 miesięcy od kwietnia do października 2020 r., po uruchomieniu nowego układu, współczynnik wyniósł 0,0841 kg/m^3. Wynika z tego, że zużycie koagulantu zmniejszyło się o 3,8%.
7. W celu obserwacji ciągłej redukcji mętności w komorze filtracyjnej zamontowano mętnościomierz na pływaku. Lepszym rozwiązaniem byłoby zamontowanie go w rurociągu wody po koagulacji i wyposażenie go w wycieraczki, bowiem pomiar na powierzchni wody obarczony jest błędami, związanymi z zanieczyszczeniem pomieszczenia (drobinki pyłów na powierzchni filtra).
8. Przy ustalaniu A_O (w tym zakładzie jest 55 ml/m^3) należy wybrać okres, gdy mętność wody surowej jest mniejsza od 5 NTU, rozpocząć od 40 ml/m^3 i obserwować mętność wody po koagulacji. Parametr ten podnosić tak, aby osiągnąć mętność poniżej 1 NTU. Możliwe jest, że osiągnie się pożądany efekt przy 40, 41, 42... Jeżeli to osiągniemy, należy działania z A_O zakończyć.
9. Po zainstalowaniu przedmiotowego układu automatycznego dozowania zaleca się zoptymalizowanie wartości korektora dawki n do lokalnych warunków rzeczywistych. Można go zmieniać o wartość 0,01

mgr inż. Adam Turek
Miejskie Przedsiębiorstwo Gospodarki Komunalnej w Krośnie Sp. z o.o.
Zakład Uzdatniania Wody „Wisłok”
w Iskrzyni

mgr inż. Paweł Miler
mgr inż. Zbigniew Pleśniak
Kemipol Sp. z o.o.

Targi Kielce
exhibition & congress centre



EKOTECH

XXII Targi Ochrony Środowiska i Gospodarki Odpadami

28-29.04.2021
Kielce

Tu zaczyna się biznes!

- Pokazy Maszyn Komunalnych na żywo
- Konferencje i warsztaty
- Spotkania B2B
- IX Międzynarodowe Forum Gospodarki Odpadami

ekotech.targikielce.pl

technologia wody
Rok XIII Zeszyt 1(75)
styczeń–marzec 2021
ISSN 2080-1467
www.technologia-wody.eu

Dezynfekcja ścieków oczyszczonych z zastosowaniem ozonu w systemie odzyskiwania wody

Disinfection process of treated wastewater using ozone

Patrycja Sobczak

Streszczenie

Woda jest jednym z najważniejszych związków chemicznych z punktu widzenia człowieka oraz innych organizmów żywych. Obecnie problemy związane z jej ograniczonymi źródłami, stale rosnącym zanieczyszczeniem i złym zarządzaniem zasobami, stanowią kluczową kwestię na całym świecie. Nowe regulacje prawne zaproponowane przez Komisję Europejską zachęcają do ponownego wykorzystania wody (np. w rolnictwie), co prowadzi do prób jej odzyskiwania m.in. z oczyszczonych ścieków pochodzących z oczyszczalni ścieków komunalnych. Jakość wody uzyskanej w ten sposób powinna odpowiadać pewnym wymaganiom, zarówno mikrobiologicznym jak i chemicznym. Konwencjonalne procesy oczyszczania ścieków nie zawsze charakteryzują się wystarczającą skutecznością w usuwaniu niektórych zanieczyszczeń, takich jak wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) lub niektóre farmaceutyki (np. ibuprofen). Zastosowanie procesów chemicznego utleniania może jednak skutkować uzyskaniem wody do ponownego wykorzystania. Niezwykle istotną kwestią pozostaje wybór odpowiedniego utleniacza, którego użycie pozwoli otrzymać pożądany efekt. Celem pracy był przegląd doniesień literaturowych dotyczących dezynfekcji ścieków oczyszczonych przy użyciu ozonu w systemie ponownego wykorzystania wody. Otrzymanie wody odzyskanej, która może być ponownie wykorzystana do różnych celów, może stanowić dobry sposób na poprawę systemu gospodarowania jej zasobami. Nie należy jednak lekceważyć zagrożeń związanych z zanieczyszczeniem mikrobiologicznym oraz zawartością szkodliwych dla zdrowia trudno biodegradowalnych związków chemicznych.

Słowa kluczowe: dezynfekcja ścieków, ścieki oczyszczone, ozon, woda odzyskana

Abstract

Water is one of the most important chemical compounds for humans and other living organisms. These days the problem of its insufficiency, growing pollution and poor management is crucial all over the world. New regulations proposed by the European Commission (EC) encourage water reuse (e.g. in agriculture) which results with attempts to reclaim it from treated wastewater from municipal wastewater treatment plants. Water obtained this way should correspond with microbiological and chemical requirements. Conventional wastewater treatment processes fail to remove some emerging pollutants such as polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) or certain pharmaceuticals (e.g. ibuprofen). Some chemical oxidation processes may result with obtaining reclaimed water. It is important to choose the right oxidant that will allow to achieve the desired effect. This paper presents an overview on the matter of disinfection of treated wastewater using ozone also in order to obtain reclaimed water. Obtaining recycled water that can be used again for different purposes is a way to contribute to better water management. However, threats like microbiological content and the concentration of emerging pollutants cannot be underestimated.

Key words: wastewater disinfection, treated wastewater, ozone, reclaimed water

1. Wprowadzenie

Zapewnienie ludziom na całym świecie odpowiedniej jakości wody pitnej ma kluczowe znaczenie. Środowisko wodne jest bardzo podatne na wszelkie zmiany spowodowane działalnością człowieka. Dlatego monitorowanie jakości wód stanowi bardzo istotną kwestię [1, 2]. Jednak problem związany z ograniczonymi i słabo zarządzanymi zasobami oraz stale rosnące zanieczyszczenie utrudniają spełnienie warunków zawartych w przepisach prawnych dotyczących jakości wód. Najnowsze regulacje zaproponowane przez Komisję Europejską zachęcają do rozwijania sposobów odzyskiwania wody, np. z oczyszczonych ścieków pocho-

dzących z komunalnych oczyszczalni ścieków i ponownego jej wykorzystania w różnych dziedzinach życia.

Niezwykle istotne jest, aby woda uzyskana w procesie spełniała regulowane prawem wymagania mikrobiologiczne i chemiczne. Niestety, nie zawsze jest to możliwe do osiągnięcia z wykorzystaniem konwencjonalnych procesów oczyszczania ścieków. Zwłaszcza jeśli chodzi o usuwanie mikrozanieczyszczeń, takich jak wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne czy niektóre farmaceutyki [2-5].

Kwestia oczyszczania ścieków wciąż wymaga rozstrzygnięcia, szczególnie ze względu na coraz bardziej rygorystyczne dyrektywy Unii Europejskiej, które mają na celu ciągły rozwój ochrony środowiska naturalnego. Wiąże się to również z ciągłym wzrostem kosztów związanych z zaopatrzeniem w wodę i odprowadzaniem ścieków. Uzyskanie ścieków oczyszczonych w takim stopniu, aby możliwe było ich ponowne wykorzystanie jako wody odzyskanej byłoby idealnym rozwiązaniem i wydaje się, że rozwiązaniem może być proces dezynfekcji [6].

Niezbędne jest jednak dobranie utleniacza, który pozwoliłby osiągnąć zamierzony efekt. Ozon jest jednym z najskuteczniejszych środków dezynfekujących stosowanych do usuwania patogenów z wody pitnej, a także do końcowej dezynfekcji ścieków komunalnych [5, 7, 8]. Zapewnia również skuteczną redukcję śladowych organicznych związków chemicznych [9, 10]. Niezwykle istotną kwestię stanowi jednak fakt, aby ścieki były odpowiednio oczyszczone przed dezynfekcją, co może znacząco poprawiać skuteczność procesu [11].

Tab. 1 przedstawia główne zalety i wady dezynfekcji za pomocą ozonu. W tab. 2 przedstawiono natomiast porównanie chloru i ozonu jako środków dezynfekujących z uwzględnieniem kosztów oraz wpływu na środowisko naturalne.

Nie tylko ścieki surowe, ale również ścieki oczyszczone mogą zawierać szeroką grupę czynników zakaźnych, które stanowią zagrożenie dla ludzkiego zdrowia. Aby zapobiec rozprzestrzenianiu się chorób przenoszonych poprzez spożywanie zanieczyszczonej wody, niezbędne jest przeprowadzenie procesu dezynfekcji w celu usunięcia drobnoustrojów chorobotwórczych [11, 13]. W tab. 3 przedstawiono organizmy chorobotwórcze potencjalnie obecne w ściekach.

Tab. 1. Zalety i wady ozonu jako środka dezynfekującego [11, 12]

Zalety ozonu	Wady ozonu
• krótki czas kontaktu (od 10 do 30 min), • większa efektywność w usuwaniu bakterii i wirusów niż w przypadku chloru, • produkcja ozonu na miejscu (mniej problemów związanych z bezpieczeństwem podczas transportu i obsługi, • brak szkodliwych pozostałości środka dezynfekującego ze względu na jego szybki rozpad.	• bardziej skomplikowana technologia niż w przypadku chloru i promieniowania UV, • powstawanie produktów ubocznych, • wysokie zapotrzebowanie na energię elektryczną, • wysokie koszty eksploatacji.

Tab. 2. Porównanie chloru i ozonu jako środków dezynfekujących [11-13]

Środek dezynfekujący	Chlor	Ozon
Optymalna dawka [mg/dm^3]	32	15
Optymalny czas kontaktu [min]	15	15
Koszty wdrożenia [PLN/m^3]	0,13	1,22
Koszty eksploatacji [PLN/m^3]	0,11	0,13
Koszty całkowite [PLN/m^3]	0,24	1,35
Wpływ na środowisko	• pozostałości środka po procesie, nawet w niskich stężeniach, są toksyczne dla środowiska wodnego, może zachodzić konieczność odchlorowania przed wprowadzeniem do środowiska, • właściwości korozyjne i wysoka toksyczność stwarzają duże ryzyko w przypadku transportu, przechowywania i obsługi.	• brak szkodliwych pozostałości środka dezynfekującego ze względu na jego szybki rozpad, • produkcja ozonu na miejscu (mniej problemów związanych z bezpieczeństwem podczas transportu i obsługi.

2. Zagadnienie wody odzyskanej – tzw. *reclaimed water*

Ponowne wykorzystanie oczyszczonych ścieków wydaje się atrakcyjną opcją dla ochrony środowiska i zwiększenia dostępności zasobów wodnych. Woda odzyskana może zostać zastosowana w wielu dziedzinach życia, m.in. do nawadniania upraw oraz terenów zielonych, w przestrzeni miejskiej, do spłukiwanie toalet, a także w przemyśle. Bezpieczeństwo procesu zależy od skuteczności przeprowadzonej wcześniej dezynfekcji ścieków, co ma ogromne znaczenie w kwestii ochrony zdrowia publicznego [6, 14]. Wciąż trudno wyobrazić sobie, że ludzie byliby skłonni pić wodę odzyskaną ze ścieków, na-

Tab. 3. Patogeny potencjalnie obecne w ściekach [11]

Rodzaj	Organizm	Wywoływane choroby
Bakterie	*Escherichia coli*	Nieżyt żołądkowo-jelitowy
	Salmonella	Salmonelloza
	Shigella	czerwonka (szigeloza)
	Vibrio cholerae	Cholera
Pierwotniaki	*Cryptosporidium parvum*	Kryptosporydioza
	Giardia lamblia	Giardioza (lamblioza)
Wirusy	Enterowirusy (np., polio, wirusy coxsackie)	Nieżyt żołądkowo-jelitowy, zaburzenia pracy serca, zapalenie opon mózgowych
	Wirus zapalenia wątroby typu A	Wirusowe zapalenie wątroby typu A
	Rotavirus	Nieżyt żołądkowo-jelitowy

wet jeśli byłaby wystarczająco czysta i całkowicie bezpieczna. Istnieją jednak sposoby, w jakie odzyskana woda może pomóc ludziom, nie wliczając użytkowania jej do bezpośredniego spożycia.

Wykorzystanie wody odzyskanej ze ścieków komunalnych może przyczynić się do lepszego gospodarowania wodą, ponieważ może ona stanowić zasób do niektórych celów (niezwiązanych ze spożywaniem), jednocześnie uwalniając zasoby świeżej wody z innego źródła, np. do picia.

East Bay Municipal Utility District w Kalifornii wdrożył projekt odzyskiwania wody ze ścieków komunalnych, który ma na celu oszczędzanie zasobów wody pitnej. Dodatkową korzyścią programu jest zmniejszenie zanieczyszczenia Zatoki San Francisco poprzez zmniejszenie ilości zrzutów oczyszczonych ścieków. Woda odzyskana jest natomiast wykorzystywana w regionie do nawadniania, celów przemysłowych oraz spłukiwania toalet. Infrastruktura jest zdolna do dostarczania milionów litrów wody z recyklingu dziennie. Jej głównym celem jest oszczędność wystarczającej ilości wody, aby można było zaopatrzyć w wodę pitną 83 tys. gospodarstw domowych [15, 16]. W tab. 4 przedstawiono różne możliwości wykorzystania odzyskanej wody.

Istnieje wiele różnych zastosowań odzyskanej wody, jednak bardzo ważne jest, aby jakość ścieków była ściśle kontrolowana, dzięki czemu nie stanowią one zagrożenia dla środowiska, ludzi ani zwierząt gospodarskich. Wytyczne Environmental Protection Agency Victoria dotyczące zarządzania środowiskowego zawierają szczegółowe cele i wymagania dotyczące jakości ścieków ustanowione w celu ochrony zdrowia publicznego [17]. Tab. 5 przedstawia te kryteria jakościowe.

Wymagany poziom zawartości organizmów patogennych jest ściśle powiązany z potencjalnym sposobem wykorzystania wody odzyskanej oraz z ryzykiem kontaktu ludności, a także zwierząt hodowlanych [17].

Tab. 4. Sposoby wykorzystania wody odzyskanej [15]

Rolnictwo	• nawadnianie, • woda procesowa, • woda chłodząca, • zapobieganie pyleniu.
Woda pitna	• uzupełnianie zasobów wód powierzchniowych przeznaczonych do spożycia, • bezpośrednio jako wodę pitną po uzyskaniu odpowiedniej jakości.
Środowisko naturalne	• uzupełnianie strumieni, • uzupełnianie warstwy wodonośnej, • w leśnictwie.
Rekreacja	• nawadnianie pól golfowych, • sporty wodne i rekreacja (wędkarstwo, pływanie, żeglarstwo).
Przestrzeń miejska	• nawadnianie (parków, obiektów sportowych, ogrodów, poboczy), • sprzątanie ulic, • ochrona przeciwpożarowa, • mycie pojazdów, • spłukiwanie toalet, • systemy klimatyzacji.

Tab. 5. Kryteria bakteriologiczne dla wody odzyskanej ustanowione w celu ochrony zdrowia ludzi, bydła oraz środowiska naturalnego [17]

Klasy wody odzyskanej	Kryterium bakteriologiczne
	org. *E .coli*/100 cm^3
Klasa A – Wysokie prawdopodobieństwo bezpośredniego kontaktu ludności z wodą odzyskaną	<10
Klasa B – woda do nawadniania pastwisk bydła mlecznego	<100
Klasa C – Niskie do nieznacznego prawdopodobieństwo bezpośredniego kontaktu ludności oraz zwierząt hodowlanych z wodą odzyskaną	<1000
Klasa D – Nieznaczne prawdopodobieństwo bezpośredniego kontaktu ludności z wodą odzyskaną	<10 000

3. Dezynfekcja ścieków z zastosowaniem ozonu

Na przestrzeni lat przeprowadzono wiele badań dotyczących dezynfekcji ścieków ozonem. Xu i inni przeprowadzili eksperyment mający na celu zbadanie głównych czynników związanych z wydajnością procesu dezynfekcji z użyciem ozonu w celu ułatwienia jego projektowania i zastosowania w dezynfekcji ścieków komunalnych. Wpływ ozonowania na jakość ścieków był korzystny. Wyniki pokazują, że ozon utlenia związki organiczne, w szczególności zanieczyszczenia o strukturze aromatycznej. Dawka ozonu niezbędna do spełnienia norm Światowej Organizacji Zdrowia dotyczących nawadniania wynosi od 2 do 15 mg/dm^3. Takie dawki skutkowały całkowitą eliminacją enterowirusów w ściekach o najgorszej jakości. Bardzo wrażliwe na ozonowanie okazały się również bakterie [14].

Lazarowa i inni również prowadzili badania w tej kwestii. W wyniku eksperymentu potwierdzono skuteczność ozonu w dezynfekcji ścieków. Uzyskane wyniki były podobne jak we wcześniejszych badaniach [5]. Sójka-Ledakowicz i inni prowadzili natomiast badania dotyczące wykorzystania wody odzyskanej ze ścieków pochodzących z przemysłu

Tab. 6. Spadek zawartości materii organicznej w ściekach po procesach oczyszczania według wyników uzyskanych przez Sójkę-Ledakowicz i innych [6]

Rodzaj ścieków	ChZT	OWO
	mg O_2/dm^3	mg/dm^3
Ścieki surowe	30,5	66,9
Ścieki po oczyszczaniu biologicznym	53,5	14,1
Ścieki po ultrafiltracji	20,3	6,1
Ścieki po ozonowaniu (woda odzyskana)	12,2	4,1

tekstylnego w obiegu zamkniętym. Uzyskane przez nich wyniki dotyczące zawartości materii organicznej przedstawione jako ChZT oraz OWO przedstawiono w tab. 6. W ściekach po procesie ozonowania można zaobserwować znaczny spadek wartości wymienionych wyżej parametrów, co również potwierdza skuteczność stosowania ozonu jako środka dezynfekującego ścieki.

4. Podsumowanie

Proces dezynfekcji ścieków przy użyciu ozonu wydaje się być bardzo skuteczny, szczególnie w przypadku systemu ponownego wykorzystania wody, gdzie patogenami, na które należy zwrócić uwagę są bakterie i wirusy. Aby spełnić bardzo rygorystyczne wymagania dotyczące ponownego wykorzystania wody w rolnictwie, przestrzeni miejskiej lub do spożycia, konieczne jest usunięcie zawiesin przed ozonowaniem. Istnieje wiele potencjalnych sposobów wykorzystania odzyskanej wody. Proces przyczynia się również do lepszego gospodarowania zasobami wodnymi i może być odpowiedzią na problemy związane z ich niedostatkiem i rosnącym zanieczyszczeniem. Na całym świecie realizowane są projekty mające na celu odzyskiwanie wody ze ścieków komunalnych. Konieczne jest jednak spełnienie pewnych wymagań jakościowych w celu ochrony zdrowia ludzi, zwierząt oraz środowiska naturalnego.

5. Literatura

[1] Kowal A., Świderska-Bróż M., *Oczyszczanie wody. Podstawy teoretyczne i technologiczne, procesy i urządzenia*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2009.

[2] Kudlek E., Dudziak M., *Wpływ wybranych mikrozanieczyszczeń organicznych na ekosystemy wodne*, Inżynieria Ekologiczna 2017, 18 (3), 83-90.

[3] Miksch K., Felis E., Kalka J., Sochacki A., Drzymała J., *Mikrozanieczyszczenia w środowisku – występowanie, interakcje, usuwanie*, Monografia, Wydawnictwo Środkowo-Pomorskiego Towarzystwa Naukowego Ochrony Środowiska, Koszalin 2016.

[4] M. Włodarczyk-Makuła, *Influence of selected organic micropollutants on organisms*, Civil and Environmental Engineering Reports, 24 (2017) 83-97.

[5] V. Lazarowa, P.-A. Liechti, P. Savoye, R. Hausler, *Ozone disinfection: main parameters for process design in wastewater treatment and reuse*, Journal of Water Reuse and Desalination, 3 (2013) 337-345.

[6] J. Sójka-Ledakowicz, L. Kos, R. Żyłła, K. Paździor, S. Ledakowicz, *Studies on the Use of Water Reclaimed from Textile Wastewater in a Closed Circuit*, FIBRES & TEXTILES in Eastern Europe, 25 (2017) 61-66.

[7] M. C. Collivignarelli, A. Abbà, G. Alloisio, E. Gozio, I Benigna, *Disinfection in Wastewater Treatment Plants: Evaluation of Effectiveness and Acute Toxicity Effects*, Sustainability, 9 (2017) 1704.

[8] M. Michałkiewicz, J. Jeż-Walkowiak, Z. Dymaczewski, M. M. Sozański, *Dezynfekcja ścieków*, Inżynieria Ekologiczna 24 (2011) 38-51.

[9] G. Carvajal, A. Branch, P. Michel, S. A. Sisson, D. J. Roser, J. E. Drewes, S. J. Khan, *Robust evaluation of performance monitoring options for ozone disinfection in water recycling using Bayesian analysis*, Water Research, 124 (2017) 605-617.

[10] C. Gagnon, A. Lajeunesse, P. Cejka, F. Gagné, R. Hausler, *Degradation of Selected Acidic and Neutral Pharmaceutical Products in a Primary-Treated Wastewater by Disinfection Processes*, Ozone: Science and Engineering, 30 (2008) 387-392.

[11] United States Environmental Protection Agency, *Wastewater Technology Fact Sheet Ozone Disinfection*, Office of Water Washington, D. C. (1999).

[12] M. C. Collivignarelli, A. Abbà, I Benigna, S. Sorlini, V. Toretta, *Overview of the Main Disinfection Processes for Wastewater and Drinking Water Treatment Plants*, Sustainability, 10 (2018) 86.

[13] S. I. Abou-Elela, M. M. H. El-Sayed, A. S. El-Gendy, E. M. Abou-Taleb, *Comparative Study of Disinfection of Secondary Treated Wastewater Using Chlorine, UV and Ozone*, Journal of Applied Sciences Research, 8 (2012) 5190-5197.

[14] P. Xu, M.-L. Janex, P. Savoye, A. Cockx, V. Lazarova, *Wastewater disinfection by ozone: main parameters for process design*, Water Research, 36 (2002) 1043-1055.

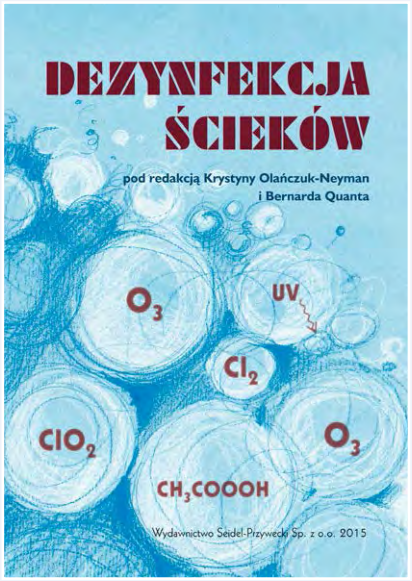
[15] U.S. Geological Survey website, https://www.usgs.gov/special-topic/water-science-school/science/reclaimed-wastewater?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects, (20.01.2021).

[16] https://www.ebmud.com/water/recycled-water, (20.01.2021).

[17] EPA Victoria, *Guidelines for Environmental Management, Disinfection of treated wastewater*, Victoria (2002).

mgr inż. Patrycja Sobczak

Politechnika Częstochowska,
Wydział Infrastruktury i Środowiska



Podręcznik opracowany pod kierunkiem prof. dr hab. inż. Krystyny Olańczuk-Neyman i dr. hab. inż. Bernarda Quanta jest pomocą naukową i dydaktyczną dla osób zajmujących się problematyką ochrony i inżynierii środowiska oraz studentów szkół wyższych na kierunkach ochrona środowiska, inżynieria środowiska, kształtowanie środowiska, biotechnologia i pokrewnych, studiów podyplomowych i doktoranckich, a także pracowników zakładów badawczo-rozwojowych i projektowych zajmujących się oczyszczaniem ścieków i ochroną środowiska. Ponadto, jest skierowany do pracowników służb kontroli środowiska, urzędów administracji zawiadujących w dziedzinie ochrony środowiska, zakładów wod-kan oraz działów gospodarki wodnej w zakładach przemysłu spożywczego i producentów ścieków specyficznych.
Problematyka obejmuje teoretyczne i praktyczne podstawy dezynfekcji ścieków. Dotychczas Polscy czytelnicy nie mieli do dyspozycji podręcznika, a nawet wytycznych pomocnych w projektowaniu oraz realizacji rozwiązań technicznych i technologicznych służących ograniczeniu zrzutu mikroorganizmów wraz z oczyszczonymi ściekami komunalnymi, które stanowią szczególnie zagrożenie w sytuacji zrzutu do wód: w rejonach wrażliwych, wykorzystywanych rekreacyjnie (np. przybrzeżnych wód morskich), a także wykorzystywanych do hodowli ryb lub innych organizmów wodnych.

www.seidel-przywecki.eu/biblioteka/books/52

www.seidel-przywecki.pl/dezynfekcja-sciekow

technologia wody
Rok XIII Zeszyt 1(75)
styczeń–marzec 2021
ISSN 2080-1467
www.technologia-wody.eu

Wyzwania dyrektywy 2020/2184 w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi

Klara Ramm

Pierwsza europejska dyrektywa w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi powstała w 1998 roku[1]. W międzyczasie wprowadzano do niej zmiany, jednak nie były one rewolucyjne. Największe obciążenie dla wodociągów spowodowała zmiana w 2015 r. oparta na wymaganiach Euratom[2]. 23 grudnia 2020 r. została opublikowana od dłuższego czasu wyczekiwana nowa dyrektywa 2020/2184 w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi[3], przekształcająca tę z 1998 roku. Debata nad jej treścią trwała kilka lat, instytucje unijne, zgodnie z zasadami, szeroko konsultowały wszystkie zapisy. Wydaje się, że założenia nowej dyrektywy są jasne, jednak czy tak jest okaże się dopiero podczas jej transpozycji, a następnie wdrażania.

Dyrektywa 2020/2184 (DWD), poza kontrolą jakości staje się narzędziem poprawy dostępu mieszkańców Europy do bezpiecznej wody. Poważnym wyzwaniem jest obowiązek zarządzania ryzykiem w całym systemie zaopatrzenia, od obszaru zasilania, aż po wodę w kranie. Poza tym pojawiają się nowe substancje do obowiązkowych analiz czy monitoringu. Przebudowano system kontroli materiałów i produktów kontaktujących się z wodą. Odbiorca stał się jeszcze ważniejszy, należy mu się więcej informacji oraz bezwzględne prawo do wody. Zdecydowanie widać, że w dyrektywie największy nacisk kładzie się na dobro konsumenta, w zasadzie DWD nie zajmuje się jedynie jakością wody do picia (jak wskazuje tytuł), ale także jej bezpieczeństwem oraz szeroką dostępnością. W preambule dyrektywy istotną uwagę poświęca się odbiorcy. To on musi być bezpieczny – ma mieć dostęp do bezpiecznej wody, nawet jeśli go na to nie stać. Preambuła wyjaśnia intencje unijnych instytucji: *Jako wymagające poprawy zidentyfikowano cztery obszary, a mianowicie: wykaz wartości parametrycznych jakości wody, ograniczone stosowanie podejścia opartego na ryzyku, nieprecyzyjne przepisy dotyczące informacji dla konsumentów oraz rozbieżności między systemami zatwierdzania materiałów do kontaktu z wodą przeznaczoną do spożycia przez ludzi oraz wpływ, jaki takie rozbieżności mają na zdrowie ludzkie. Ponadto w ramach inicjatywy Right2Water jako odrębny problem zidentyfikowano fakt, że część populacji, w szczególności grupy zmarginalizowane, nie ma dostępu do wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, a zapewnienie takiego dostępu stanowi zobowiązanie w ramach celu nr 6 Agendy Narodów Zjednoczonych na Rzecz Zrównoważonego Rozwoju 2030. Ostatnim zidentyfikowanym problemem jest ogólny brak świadomości na temat wycieków wody, spowodowanych niedoinwestowaniem w zakresie utrzymania i odnawiania infrastruktury wodociągowej (...). Wychodząc naprzeciw rosnącemu zainteresowaniu opinii publicznej wpływem na zdrowie ludzkie nowo pojawiających się substancji w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi, takich jak substancje zaburzające gospodarkę hormonalną, farmaceutyki i mikroplastik, oraz w celu rozwiązania problemu nowo pojawiających się substancji w łańcuchu zaopatrzenia w wodę, należy wprowadzić w niniejszej dyrektywie mechanizm listy obserwacyjnej.*

[1] Dyrektywa Rady 98/83/WE z dnia 3 listopada 1998 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, Dz. U. UE. 5.12.1998 L330/32.
[2] Dyrektywa Komisji (UE) 2015/1787 z dnia 6 października 2015 r. zmieniająca załączniki II oraz III do dyrektywy Rady 98/83/WE w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Dz.U.UE.7.10.2015 L260.
[3] 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 L435/1.

Bardzo istotnym zapisem, którego domagała się między innymi branża wodociągów jest zwrócenie uwagi na ścisły związek dyrektywy z Ramową Dyrektywą Wodną[4]: *Ocena ryzyka i zarządzanie ryzykiem w obszarach zasilania punktów poboru wody powinny uwzględniać holistyczne podejście i być nakierowane na zredukowanie poziomu uzdatniania wymaganego do produkcji wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, na przykład dzięki zmniejszeniu presji powodujących zanieczyszczenie lub ryzyko zanieczyszczenia części wód wykorzystywanych do poboru wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi.*

Artykuł 7 RDW podkreśla właśnie tę konieczność redukowania systemów uzdatniania. Jest to jednak możliwe tylko wówczas, gdy wdroży się unijną zasadę ostrożności oraz kontroli u źródła, a siły i środki zostaną skoncentrowane na konsekwentnej poprawie zasobów wodnych. Rozwiązania polegające na rozbudowie technologii, wymuszanej coraz gorszą jakością wody ujmowanej, idą wbrew unijnemu prawu. Niestety wodociągi są zazwyczaj w takich sytuacjach bezbronne i muszą po prostu reagować na pogarszającą się sytuację. Wpisanie wymogu art. 7 Ramowej Dyrektywy Wodnej jest więc bardzo istotnym krokiem w dobrym kierunku. Tab. 1 prezentuje najistotniejsze wyzwania związane z nową dyrektywą.

Dyrektywa narzuca wiele terminów realizacji poszczególnych zadań przez państwa członkowskie, Komisję Europejską, ale również inne podmioty, np. Europejską Agencję Chemiczną (ECHA). Tab. 2 prezentuje te terminy.

Komisja Europejska ma przed sobą naprawdę wiele poważnych wyzwań. Powinna opracować 14 aktów wykonawczych i delegowanych oraz 8 wytycznych, raportów, mandatów. Niektóre działania zostały już pod-

[4] Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej. Dz. U. UE. 22.12.200 L 327/1.

Tab. 1. Opis podstawowych potrzeb i wyzwań wynikających z nowej DWD

Nr art.	Tytuł, wymaganie	Potrzeby, wyzwania stojące przed różnymi interesariuszami
1	***Cele*** Cele dotyczą nie tylko jakości, ale i dostępu do wody.	Zapewnienie dostępu do czystej i zdrowej wody wszystkim mieszkańcom.
2	***Definicje*** Pojawiają się nowe definicje, takie jak wewnętrzny system wodociągowy, obiekt priorytetowy.	Konieczne będzie uszczegółowienie definicji.
3	***Wyłączenia*** Dopuszczalne ograniczenia dla stosowania niektórych artykułów dyrektywy przez najmniejszych dostawców, indywidualnych, na inne cele.	
4	***Obowiązki ogólne*** Woda jest zdrowa i czysta, wolna od zanieczyszczeń uszczegółowionych w załączniku I. Oparta na prawie pierwotnym zasada ostrożności. Zapobieganie zanieczyszczeniom wód wykorzystywanych do produkcji wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Redukcja wycieków.	Konieczność wdrożenia Ramowej Dyrektywy Wodnej, niedopuszczalne pogorszenie zasobów wykorzystywanych do poboru, konieczność reorganizacji systemu kontroli jakości wody. W dłuższej perspektywie – obowiązek monitoringu i redukcji wycieków.
5	***Standardy jakości*** Ustalanie wartości dla parametrów z załącznika I i możliwość ustalenia parametrów dodatkowych.	Wdrażanie planów badań laboratoryjnych i kontroli jakości wody. Ewentualne ustalenie wartości dla dodatkowych parametrów, lokalnie istotnych.
6	***Punkt zgodności*** Wartości parametryczne kontrolowane mają być w odpowiednim punkcie, zazwyczaj wody wypływającej kranu.	Ustalenie punktów zgodności, podejmowanie środków redukcji ryzyka, ścisła współpraca z podmiotami odpowiedzialnymi za wewnętrzne systemy wodociągowe (obiekty priorytetowe), szersze informowanie odbiorców.
7	***Podejście do bezpieczeństwa wody oparte na ryzyku*** Podejście oparte na ocenie ryzyka, obejmujące cały łańcuch dostaw od obszaru zasilania, poboru, uzdatniania, magazynowania i dystrybucji wody, aż do punktu zgodności. Podział systemu zarządzania ryzykiem na trzy części: • obszar zasilania, • system zaopatrzenia w wodę, • wewnętrzny system wodociągowy.	Ocena ryzyka i wdrożenie zarządzania ryzykiem w całym łańcuchu zaopatrzenia, jasny podział obowiązków pomiędzy interesariuszami.
8	***Ocena ryzyka i zarządzanie ryzykiem w obszarach zasilania dla punktów poboru wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi*** Zakres oceny i szczegóły dotyczące zarządzania ryzykiem w tym obszarze	Konieczność uporządkowania współpracy pomiędzy interesariuszami, konieczność integracji działań z innymi dyrektywami (szczególnie 2000/60/WE). Dopasowanie monitoringu. Możliwy wymóg, aby dostawcy wody przeprowadzali dodatkowe monitorowanie. Konieczność organizacji całego systemu (opracowywanie, zatwierdzanie i egzekwowanie), co wymaga zaangażowania wielu interesariuszy.
9	***Ocena ryzyka i zarządzanie ryzykiem w systemie zaopatrzenia*** Zakres oceny i szczegóły dotyczące zarządzania ryzykiem w tym obszarze.	Wdrożenie pełnego systemu zarządzania ryzykiem przez dostawców wody: środki kontroli, monitoring operacyjny, dopasowanie narzędzi.

Nr art.	Tytuł, wymaganie	Potrzeby, wyzwania stojące przed różnymi interesariuszami
10	***Ocena ryzyka w wewnętrznych systemach wodociągowych*** Zakres oceny i szczegóły dotyczące zarządzania ryzykiem w tym obszarze	Konieczność oceny ryzyka, monitoring *Legionelli* w obiektach priorytetowych, konieczność informowania, doradzania administratorom obiektów, szkoleń instalatorów.
11	***Minimalne wymogi w zakresie higieny dotyczące materiałów do kontaktu z wodą przeznaczoną do spożycia przez ludzi*** Obowiązek kontroli bezpieczeństwa materiałów stosowanych w budowie instalacji.	Wiele obowiązków nałożonych na Komisję Europejską – konieczność opracowania szczegółów. Konieczność weryfikacji nowych materiałów
12	***Minimalne wymogi dotyczące chemikaliów do uzdatniania wody i materiałów filtracyjnych do kontaktu z wodą przeznaczoną do spożycia przez ludzi*** Obowiązek kontroli bezpieczeństwa chemikaliów stosowanych w uzdatnianiu.	Konieczność kontroli bezpieczeństwa substancji stosowanych w wodociągach. Wiele obowiązków nałożonych na Komisję Europejską – konieczność opracowania szczegółów. Konieczność weryfikacji nowych materiałów
13	***Monitorowanie*** Monitoring zgodny z załącznikiem I częściami A, B, C oraz dodatkowych parametrów, jeśli konieczne. Monitoring zgodny z załącznikiem I część D (wewnętrzne systemy wodociągowe). Monitoring według listy obserwacyjnej. Monitoring do celów identyfikacji zagrożeń i zdarzeń niebezpiecznych (obszary zasilania). Monitoring operacyjny zgodny z załącznikiem II część A. Identyfikacja nowych zagrożeń – tworzenie i aktualizacja listy obserwacyjnej.	Konieczność reorganizacji programów monitoringu. Ewentualnie nowe obciążenia związane z nowymi substancjami do monitoringu. Nowe wyzwanie dla KE – tworzenie i aktualizacja listy obserwacyjnej.
14	***Działania zaradcze i ograniczenia stosowania*** Działania w przypadku niezgodności z wartościami parametrycznymi lub wystąpienia niebezpieczeństwa dla zdrowia.	Badanie, określenie przyczyny, powiadomienia konsumentów, działania naprawcze.
15	***Odstępstwa*** Odstępstwa (derogacje), od dyrektywy dozwolone w trzech określonych przypadkach i określonym czasie.	Prowadzenie działań naprawczych inwestycje, zmiany funkcjonowania.
16	***Dostęp do wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi*** Stosowanie wszelkich niezbędnych środków, aby poprawić lub utrzymać dostęp do bezpiecznej wody dla wszystkich.	Identyfikacja grup zmarginalizowanych (rola samorządu), analiza możliwości poprawy ich sytuacji, budowa instalacji w przestrzeniach publicznych na zewnątrz i w budynkach. Popularyzacja wiedzy.
17	***Informowanie społeczeństwa*** Przekazywanie konsumentom informacji zgodnie z załącznikiem IV. Więcej obowiązków informacyjnych dla podmiotów dostarczających powyżej 10 000 m^3/d lub obsługujących 50 000 osób.	Przygotowywanie informacji, przemodelowanie i aktualizacja stron internetowych, ewentualne zmiany w formatach rachunków za wodę.
18	***Informacje o monitorowaniu procesu wdrażania*** Raportowanie jako obowiązek państw członkowskich.	System raportowania do ewentualnych modyfikacji (obowiązek administracji państwowej)
19	***Ocena*** Ocena dyrektywy.	Kompetencja Komisji Europejskiej
20	***Przegląd i zmiana załączników*** Przegląd załączników.	Kompetencja Komisji Europejskiej
21	***Wykonywanie przekazanych uprawnień*** Warunki przyjmowania przez Komisję Europejską aktów delegowanych.	Kompetencja Komisji Europejskiej
22	***Procedura komitetowa*** Wsparcie dla Komisji Europejskiej.	Procedura wsparcia dla KE w ramach jej uprawnień wykonawczych.
23	***Sankcje*** Przewidziane sankcje muszą być skuteczne, proporcjonalne i odstraszające.	Obowiązek dla państw członkowskich ustanowienia przepisów dotyczących sankcji.
24	***Transpozycja*** Wprowadzenie przepisów do prawa krajowego	Wprowadzenie zmian w prawie polskim.
25	***Okres przejściowy*** Okres przejściowy określony dla kilku nowych substancji lub ich grup.	Konieczność dostosowania prawa krajowego i monitoringu.
26	***Uchylenie*** Uchylenie dyrektywy 98/83/WE z dniem 13 stycznia 2023 r. (udzielone odstępstwa utrzymują ważność).	
27	***Wejście w życie*** 12 stycznia 2021 r.	
28	***Adresaci*** Państwa członkowskie	

Tab. 2. Terminy wynikające z nowej dyrektywy

Działanie	Termin
Zebranie przez ECHA wszelkich istniejących krajowych list pozytywnych, innych przepisów i dostępnych dokumentacji ocen związanych z materiałami do kontaktu z wodą do spożycia	12 lipca 2021 r.
Ustanowienie pierwszej listy obserwacyjnej (m.in. beta-estradiol i nonylofenol)	12 stycznia 2022 r.
Wprowadzenie przez państwa członkowskie przepisów ustawowych, wykonawczych i administracyjnych niezbędnych do transpozycji art. 1–18, art. 23 oraz załączników I–V	12 stycznia 2023 r.
Utrata mocy przez dyrektywę 98/83/WE, bez uszczerbku dla obowiązków państw członkowskich dotyczących terminów transpozycji do prawa krajowego dyrektyw określonych w załączniku VI część B	13 stycznia 2023 r
Opracowanie przez państwa członkowskie przepisów dotyczących sankcji mających zastosowanie w przypadku naruszeń przepisów krajowych przyjętych na podstawie niniejszej dyrektywy	12 stycznia 2023 r.,
Opracowanie przez KE aktów delegowanych w celu uzupełnienia metodyki pomiaru zawartości mikroplastiku z myślą o umieszczeniu go na liście obserwacyjnej	12 stycznia 2024 r.
Opracowanie wytycznych technicznych dotyczących metod analizy do celów monitorowania substancji per- i polifluoroalkilowych przy zastosowaniu parametrów „PFAS Ogółem" i „Suma PFAS", w tym również granice wykrywalności, wartości parametryczne oraz częstość pobierania próbek	12 stycznia 2024 r.
Opracowanie przez KE metodyk testowania i zatwierdzania substancji wyjściowych, składów i składników, które mają zostać włączone do europejskich pozytywnych list substancji wyjściowych, w tym również limity ich migracji specyficznej oraz wstępne wyniki naukowe dotyczące substancji lub materiałów do kontaktu z wodą do spożycia	12 stycznia 2024 r.
Opracowanie przez KE europejskich list pozytywnych substancji wyjściowych, składów lub składników dla każdej grupy materiałów	12 stycznia 2025 r. Przegląd po 15 latach
Zastosowanie środków niezbędnych do zapewnienia, aby woda przeznaczona do spożycia przez ludzi spełniała wartości parametryczne określone w załączniku I część B dla bisfenolu-A chloranów, chloryn, kwasów haloge-nooctowych, mikrocystyny-LR, PFAS Ogółem, Sumy PFAS i uranu. Obowiązek monitoringu tych parametrów zgodnie z art. 13	12 stycznia 2026 r.
Zapewnienie przez państwa członkowskie, aby przy ocenie wielkości wycieków wody na ich terytorium oraz możliwości poprawy w zakresie redukcji wycieków stosowano infrastrukturalny indeks wycieków (ILI) lub inną odpowiednią metodę. W ocenie tej uwzględnia się istotne aspekty dotyczące zdrowia publicznego, środowiska, technologii i gospodarki oraz uwzględnia się w niej przynajmniej dostawców dostarczających co najmniej 10 000 m^3 dziennie lub obsługujących co najmniej 50 000 osób.	12 stycznia 2026 r.
Uprawnienia dla Komisji Europejskiej do przyjmowania aktów delegowanych, o których mowa w art. 4 ust. 3, art. 11 ust. 5, art. 11 ust. 8, art. 11 ust. 11, art. 13 ust. 6 i art. 20 ust. 2, z możliwością przedłużenia	13 stycznia 2026 r.
Przeprowadzenie po raz pierwszy oceny ryzyka i wdrożenie zarządzania ryzykiem dla punktów poboru wody	12 lipca 2027 r. Przegląd maks. co 6 lat
Przeprowadzenie po raz pierwszy oceny ryzyka i wdrożenie zarządzania ryzykiem w systemie zaopatrzenia	12 stycznia 2029 r. Przegląd maks. co 6 lat
Przeprowadzenie po raz pierwszy oceny ryzyka i wdrożenie zarządzania ryzykiem w wewnętrznych systemach wodociągowych	12 stycznia 2029 r. Przegląd maks. co 6 lat
Przyjęcie przez KE aktu delegowanego zgodnie z art. 21 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	12 stycznia 2028 r.
Przedstawienie KE przez państwa członkowskie, w których wielkość wycieków przekracza próg określony w akcie delegowanym, planu działania ustanawiającego pakiet środków, które mają zostać zastosowane w celu redukcji wielkości wycieków	2 lata po przyjęciu aktu delegowanego określającego próg, który KE ma przyjąć do 12 stycznia 2028 r.
Opracowanie przez KE aktów wykonawczych w celu ustanowienia i aktualizacji listy obserwacyjnej substancji lub związków wzbudzających zainteresowanie opinii publicznej lub naukowców z powodów zdrowotnych (zwanej dalej „listą obserwacyjną"), takich jak farmaceutyki, substancje zaburzające gospodarkę hormonalną i mikroplastik	Systematycznie
Opracowanie przez państwa członkowskie zbioru danych zawierającego informacje o środkach zastosowanych w celu poprawy dostępu oraz upowszechniania korzystania z wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi zgodnie z art. 16 oraz o odsetku populacji, która ma dostęp do wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi	12 stycznia 2029 r. aktualizacja co 6 lat
Przedłożenie przez KE Parlamentowi Europejskiemu i Radzie sprawozdania dotyczącego potencjalnego zagrożenia dla źródeł wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi stwarzanego przez mikroplastik, farmaceutyki oraz, w razie konieczności, inne nowo pojawiające się zanieczyszczenia oraz dotyczące związanego z tym odnośnego potencjalnego ryzyka dla zdrowia.	12 stycznia 2029 r. Następnie w stosownych przypadkach
Przegląd funkcjonowania systemu w zakresie higieny materiałów do kontaktu z wodą przeznaczoną do spożycia	12 stycznia 2032 r.
Ustanowienie przez państwa członkowskie przepisów dotyczących sankcji mających zastosowanie w przypadku naruszeń przepisów krajowych przyjętych na podstawie niniejszej dyrektywy. Powiadomienie Komisji o tych przepisach i środkach	12 stycznia 2023 r.
Przegląd załączników I i II	Przynajmniej co 5 lat

jęte. Na przykład ogłoszono przetarg na system raportowania przez państwa członkowskie, a podpisanie umowy planuje się na marzec 2021 r. Zadaniem wykonawcy będzie analiza dobrych praktyk, opracowanie koncepcji systemu raportowego oraz przeprowadzenie konsultacji z państwami członkowskimi.

Poważne wyzwania stoją także przed przedsiębiorstwami wodociągowymi oraz szerzej pojętymi dostawcami wody. Koszty jakie poniosą wodociągi można podzielić na cztery grupy:

1. Koszty zatrudnienia dodatkowych pracowników lub zewnętrznych doradców, np. zatrudnienie eksperta, który poprowadzi zespół wewnętrzny przez procedurę opracowywania, a następnie realizacji zarządzania ryzykiem (np. planów bezpieczeństwa wody).
2. Koszty remontów i inwestycji ze względu na potrzeby związane z utrzymaniem, rozwojem i poprawą stanu infrastruktury wodociągowej.
3. Koszty dodatkowych analiz wynikające z zarządzania ryzykiem i obowiązku badania nowych substancji, a także poszerzenia monitoringu.
4. Pozostałe koszty, np. rozbudowy i utrzymania stron internetowych, przeformatowania wyglądu rachunku, tak, aby mieściły się na nim informacje o składzie wody, czy porady jak ją oszczędzać.

Wyzwania stojące przed przedsiębiorstwami wodociągowymi dotyczą szczególnie niektórych artykułów. Analiza ekspertów federacji EurEau[5] wskazuje następujące:

— Art. 4 § 2 (a). Dotyczy progu wycieków na podstawie średniej dla Unii Europejskiej, który ma być ustanowiony w 2027 roku. Pojawi się potrzeba radykalnych działań w państwach, gdzie wodociągi znajdą się poniżej progu. Wzrośnie zapotrzebowanie na fundusz inwestycyjny i operacyjny (CAPEX, OPEX). W Polsce według szacunków Izby Gospodarczej Wodociągi Polskie 62% respondentów ma już oszacowaną wielkość wycieków, choć zazwyczaj są to obliczenia opierające się na niepełnych lub podstawowych danych. W całej UE straty wody są bardzo zróżnicowane, a średnie straty wahają się od mniej niż 5% do ponad 50% pobranej wody, która jest tracona w łańcuchu dostaw[6]. Według danych zebranych przez EurEau 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, Estonia (poniżej 8 000 m^3/km). Ma to silny związek ze współczynnikiem odnowy sieci. Holandia i Dania mają ten współczynnik bliski 1%. Bułgaria ma ten współczynnik najwyższy (około 3%), wynika to z wciąż małego zwodociągowania kraju i konieczności wymiany niesprawnych sieci. Na te dane ma wpływ wiele czynników, takich jak wiek i konserwacja systemu, całkowita długość sieci, liczba połączeń, lokalna topografia, a tym samym charakterystyka hydrauliczna, warunki glebowe i klimatyczne, cena wody w punkcie poboru i konsumpcji, a także sposób, w jaki woda jest ceniona przez społeczeństwo. Programy znacznego ograniczenia wycieków są obecnie dobrze ugruntowane w wielu państwach członkowskich i już przynoszą korzyści. Długoterminowe inwestycje w programy konserwacji i odbudowy w niektórych państwach członkowskich utrzymują niski poziom wycieków.
— Art. 5 § 2. Dotyczy ewentualnego wprowadzania nowych parametrów do monitoringu, co spowoduje wzrost potrzeb inwestycyjnych (laboratoria) oraz usług laboratoryjnych. W Polsce, według szacunków Izby Gospodarczej Wodociągi Polskie, 45% przedsiębiorstw prowadzi monitoring poszerzony względem tego, który jest wymagany w Rozporządzeniu Ministra Zdrowia w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Gdy w 2015 roku wprowadzono zmiany do załączników II i III dyrektywy 98/83/WE, wdrożenie wymogów kosztowało przedsiębiorstwa średnio około 1000 zł/studnię lub średnio 55 gr/mieszkańca.
— Art. 6 § 3 (a). Dotyczy możliwości wdrożenia nowej technologii w celu usunięcia niezgodności, co wydaje się logicznym i pozytywnym rozwiązaniem. Jednak jest w całkowitej opozycji do Ramowej Dyrektywy Wodnej (art. 7) oraz do zasady „zanieczyszczający płaci" i „kontroli u źródła". Ponadto będzie wymagać funduszy na inwestycje i ponoszenia przez wodociągi konsekwencji działań innych podmiotów, na które nie maja wpływu.
— Art. 8 § 2 oraz 5. Dotyczy monitoringu zasobów wodnych, niestety znowu bez odniesienia do zasady „zanieczyszczający płaci". Ponadto istnieje ryzyko, że potrzebny będzie szerszy monitoring i administracja państwowa przerzuci część obowiązków na dostawców wody.
— Art. 9 § 3 (b, c). Dotyczy dodatkowego monitoringu, co będzie się wiązać z dodatkowymi kosztami.
— Art. 9 § 5. Dotyczy listy obserwacyjnej, która również będzie generować koszty.
— Art. 11 § 2 Dotyczy materiałów do kontaktu z wodą, listy pozytywne, procedur kontrolnych. Konieczna będzie ścisła współpraca pomiędzy KE, państwami członkowskimi i innymi instytucjami i podmiotami, co będzie trudnym wyzwaniem.
— Art. 13 § 5. Dotyczy monitoringu dodatkowych parametrów mi-

[5] EurEau: www.eureau.org.

[6] Third Follow up Report to the Communication on water scarcity and droughts in the European Union COM (2007) 414 final.

krobiologicznych. Będzie to trudne do osiągnięcia zgodności, gdyż nie istnieją wytyczne i wartości parametryczne.

— Art. 13 § 8. Dotyczy nowych parametrów na liście obserwacyjnej. Wzrośnie zapotrzebowanie na fundusz inwestycyjny i operacyjny (CAPEX, OPEX). Tab. 3 prezentuje przykładowy szacunek kosztów badań parametrów aktualnie nieobjętych obowiązkiem monitoringu, które jednak pojawiają się w dyrektywie 2020/2184 na liście obserwacyjnej. Należy podkreślić, że metodyka do analizy mikroplastiku ma być dopiero opracowana, jednak niektóre duże przedsiębiorstwa podjęły już próby analiz wybranych polimerów. Szacunek liczby próbek został przeprowadzony na podstawie danych z tab. 1 w załączniku II nowej DWD, informacji o cenach pozyskanych z rynku oraz danych Głównego Inspektoratu Sanitarnego o liczbie i wydajności wodociągów[7].
— Art. 15 § 1. Dotyczy derogacji ograniczonych do części B załącznika I i obszarów zasilania, co oznacza, że nie obejmują sieci wodociągowej.
— Załącznik I – B. Dotyczy wartości dla ołowiu. Problem może pojawić się w przypadku stosowania stopów przed wewnętrznymi systemami wodociągowymi oraz w przypadku nowych materiałów, dla których nie ma okresu przejściowego. Kolejnym wyzwaniem jest wartość dla mikrocystyny – LR, która będzie trudna do utrzymania poniżej wartości parametrycznej dla cieplejszej wody powierzchniowej.

Ponadto poważnym wyzwaniem będzie kontrolowanie substancji PFAS. Usuwanie niektórych będzie się łączyć z wysokim zapotrzebowaniem na inwestycje (CAPEX).

[7] Główny Inspektorat Sanitarny: *Stan sanitarny kraju za 2019 rok*, 2020 r.

Tab. 3. Parametry nieobjęte zał. I i II nowej DWD

Parametr	Cena za próbę (netto) [zł]	Suma w skali kraju (dla 8414 prób) [zł]
Nonylfenol, beta estradiol	200	1 682 800
Mikroplastik (8 polimerów)	1630	13 714 820

W tab. 4 zaprezentowano przykładowe szacunki kosztów analiz nowych parametrów, zakładając konieczność przeprowadzenia w skali kraju analiz dla 10 367 prób. Szacunek liczby prób został przeprowadzony na podstawie danych z tab. 1 i zał. II nowej DWD, informacji o cenach pozyskanych z rynku oraz danych Głównego Inspektoratu Sanitarnego o liczbie i wydajności wodociągów.

— Załącznik I – D. Dotyczy rodzaju *Legionelli*, obejmując całą rodzinę.
— Załącznik II – A. Dotyczy monitoringu mętności w celu kontroli skuteczności filtracji. W niektórych państwach członkowskich jest parametrem w monitoringu zgodności. Może wymagać dodatkowych inwestycji do zakupu urządzeń do monitoringu niskiej mętności. Podobna sytuacja występuje z colifagami somatycznymi.

Jak widać, dyrektywa stawia przed wieloma podmiotami nowe wyzwania. Pierwszym jest z pewnością jej transpozycja do lokalnego prawa. Pojawiają się więc pytania o rozwiązanie tego zagadnienia w Polsce. Z pewnością część zapisów można umieścić w Ustawie o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzaniu ścieków (Uozz) oraz w Rozporządzeniu Ministra Zdrowia w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Jednak w nieformalnych debatach i konsultacjach powrócił pomysł opracowania Ustawy o bezpieczeństwie wody. Pomysł wydaje się interesujący, gdyż nie zaburzy równowagi pomiędzy wodą a ściekami, jaka funkcjonuje w Ustawie o zbiorowym zaopatrzeniu (...), nie obciąży jej nadmiernie zagadnieniami technicznymi, umożliwi wpisanie zadań dla podmiotów niepodlegających ustawie, na które dyrektywa nakłada nowe obowiązki (np. administratorzy obiektów priorytetowych). Ponadto, w dyrektywie definicja dostawcy wody obejmuje dużo szersze spektrum podmiotów niż Uozz.

Jednak pozostawienie w polskim prawie definicji przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych spowoduje, że zapewnione zostanie, iż dostawca wody jest podmiotem kompetentnym, ale także odpowiednio kontrolowanym i potrafi sprostać wymaganiom ustawy. Pozostawi to jednak poza Uozz dużą grupę dostawców, którzy dostarczają wodę do picia, ale nie realizują obowiązku zbiorowego zaopatrzenia w wodę. Z pewnością to jedno z wyzwań do rozstrzygnięcia podczas czekającej nas długoletniej drogi.

dr inż. Klara Ramm
Izba Gospodarcza Wodociągi Polskie

Tab. 4. Nowe parametry chemiczne objęte zał. I cz. B i tab. 1 zał. II nowej DWD [4]

Parametr	Cena za próbę (netto) [zł]	Suma w skali kraju [zł]
Bisfenol A	200	2 073 400 (10 367 prób)
Suma PFAS	2000	20 734 000 (10 367 prób)
PFAS – ogółem – brak wytycznych	2000	20 734 000 (10 367 prób)
Kwasy halogenooctowe HAA5	350	435 414 (12% prób)
Mikrocystyna – LR	25	Problemy lokalne

technologia wody
Rok XIII Zeszyt 1(75)
styczeń–marzec 2021
ISSN 2080-1467
www.technologia-wody.eu

System zintegrowany – panele fotowoltaiczne i zbiornik wody deszczowej – czy to możliwe?

Integrated system – photovoltaic panels and rainwater tank – is it possible?

Izabela Kruszelnicka
Dobrochna Ginter-Kramarczyk
Aleksandra Sławińska

Streszczenie

Pogłębiający się deficyt wody, a także nadmierne zanieczyszczenie środowiska stanowią o konieczności szukania alternatywnych rozwiązań prowadzących do bardziej racjonalnego wykorzystania dostępnych zasobów. Pojawiające się programy dofinansowujące zielone technologie wychodzą naprzeciw potrzebom środowiska naturalnego. Ekologiczne systemy zintegrowane, zbudowane z materiałów najwyższej jakości, stanowią ciekawe rozwiązanie, które w przyszłości stanie się opłacalne nie tylko dla środowiska naturalnego, ale i domowego budżetu.

Abstract

The deepening water deficit and excessive environmental pollution make it necessary to look for alternative solutions leading to a more rational use of available resources. The emerging green technology co-financing programs meet the needs of the natural environment. Eco-integrated systems built with the highest quality materials are an interesting solution, which in the future will be profitable not only for the environment, but also household budget.

1. Wprowadzenie

„Potrzeba matką wynalazków…" to przysłowie odnosi się do wszystkich wielkich wynalazków, a przede wszystkim tych, które przyczyniają się do zrównoważonego rozwoju.

W dzisiejszych czasach nasz kraj coraz realniej zaczynają dotykać skutki nieprawidłowo prowadzonej gospodarki wodnej oraz nadmiernej eksploatacji paliw kopalnianych. Zanieczyszczenia pochodzące z wykorzystywania konwencjonalnych metod produkcji energii odbijają swoje piętno na stanie środowiska. Naszemu państwu coraz realniej grozi deficyt wody i zwiększone występowanie zjawisk ekstremalnych. Publikowane raporty mówią jednoznacznie o alarmujących wynikach i nawołują do wprowadzenia niezbędnych zmian. Rozwiązaniem powyższych problemów jest próba korzystania z odnawialnych źródeł energii na coraz większą skalę oraz nauka racjonalnego gospodarowania dostępnymi zasobami. Sposobami na poprawę sytuacji panującej w kraju jest wykorzystywanie dostępnej energii słonecznej oraz retencjonowanie wody pochodzącej z opadów atmosferycznych. Są to źródła, które stosunkowo niskim kosztem mogą pomóc pokryć potrzeby społeczeństwa, nie oddziałując przy tym negatywnie na środowisko. Wprowadzenie zintegrowanych systemów w obiektach mieszkalnych będzie miało znaczący wpływ na obecnie panującą sytuację, a oszczędności generowane przez odrębne mikroinstalacje mogą realnie przyczynić się do poprawy stanu środowiska.

2. Warunki wodne w Polsce

Polska jest państwem, które nie posiada dużych rezerw wody zdatnej do picia. Według danych pochodzących z Eurostatu nasz kraj znajduje się na czwartym miejscu od końca pod względem zasobów wodnych przypadających na jednego mieszkańca wśród krajów europej-

skich. Obecnie wielkość ta wynosi 1700 m^3/rok/osobę. W trakcie suszy wskaźnik ten spada nawet poniżej 1000 m^3/rok/osobę. Wynik ten sprawia, iż Polska plasuje się jako jeden z najuboższych krajów pod tym względem w Europie, ponieważ przeciętna ilość wody przypadająca na jednego mieszkańca naszego kontynentu wynosi ok. 4500 m^3/rok/osobę. Niestety nasze zasoby wody w skali światowej są porównywalne do tych, którymi dysponuje Egipt [1].

Na podstawie zgromadzonych danych wiadomo, że przeciętna wielkość zasobów wody powierzchniowej w Polsce wynosi 61,6 km^3, przy czym w roku bardzo suchym może ona ulec redukcji do ilości poniżej 40 km^3. Zasoby wód podziemnych, są szacowane na ok. 16 km^3, przy czym ok. 1,8 km^3 jest już eksploatowane. Pobór wód powierzchniowych i podziemnych w Polsce wynosi ok. 12 km^3/rok. Od końca lat 80. ubiegłego wieku odnotowujemy nieznaczny spadek zużycia wody. Najwięcej, bo ok. 70% pobieranej wody zużywane jest na cele związane z przemysłem, na gospodarkę komunalną przypada blisko 20% pobieranych zasobów, a najmniejsze ilości wody wykorzystywane są w rolnictwie i leśnictwie [2].

Położenie Polski w centralnej części Europy skutkuje ścieraniem się wpływów kontynentalnych z oceanicznymi, co skutkuje wymiernie dużą zmiennością sezonową i nieprzewidywalnością opadów atmosferycznych. Ponadto, ze względu na umiejscowienie kraju w stosunkowo dużej odległości do oceanu, opady w Polsce są mniejsze niż w większości krajów europejskich. Kolejnym czynnikiem decydującym o problemach Polski z zasobami wodnymi są występujące w ostatnich latach bezśnieżne zimy, podczas których brak śniegu i zmagazynowanej w nim wody, powoduje jeszcze większe ubożenie zasobów wody powierzchniowej i podziemnej poprzez uniemożliwienie odbudowy poziomu wilgotności w glebie [3].

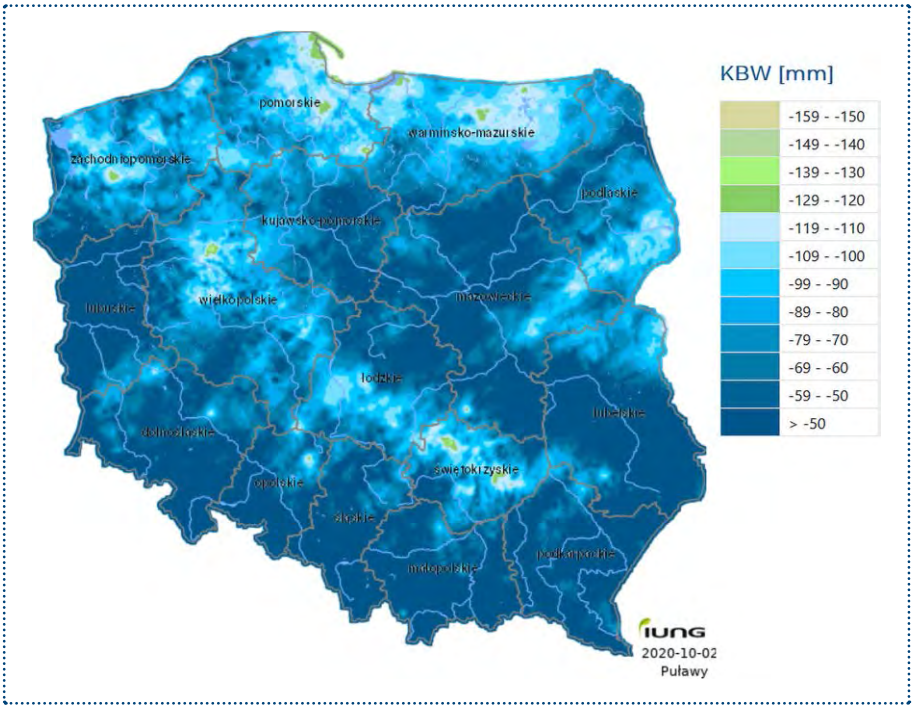
Obserwowany na całym globie wzrost temperatury przyczynia się do wzrostu intensywności parowania, a częstotliwość i charakter opadów przyjmują coraz bardziej dynamiczny przebieg, co negatywnie wpływa na okres wegetacji roślinności. Nawalne deszcze, na ogół występujące w sezonie wiosenno-letnim, skutkują szybkim odpływaniem wód do rzek, co nie pozwala na wsiąkanie opadów w wystarczającym stopniu w glebę. Średni opad na terytorium Polski w roku hydrologicznym 2019 wyniósł 541,6 mm. Roczna suma opadów atmosferycznych charakteryzuje się znacznym zróżnicowaniem obszarowym. Najniższe wartości, poniżej 400 mm rocznie, obserwowane są na Kujawach i w Wielkopolsce, natomiast najwyższe, powyżej 1000 mm rocznie w południowej części Polski [4].

Wszystkie powyższe czynniki mają wpływ na to, iż od kilku lat na obszarze Polski występują wszystkie trzy etapy suszy: atmosferyczna (związana z wodami powierzchniowymi), rolnicza (glebowa) i hydrologiczna (dotycząca wód podziemnych). W ubiegłym roku szczególnie odczuwalna przez polskie społeczeństwo była susza rolnicza. Najnowsze dane wskaźnika wilgotności gleby dla stycznia 2020 roku wskazują na niską wilgotność gleby – poniżej 40%, a miejscami nawet poniżej 35% (w profilu na głębokości poniżej 1 m) [4].

Problemami, z którymi zmaga się obszar gospodarki wodnej w Polsce, są zatem duża czasowa i przestrzenna zmienność opadów oraz przybierające na sile ekstremalne zjawiska hydrologiczne. Specjaliści prognozują występowanie coraz częstszych i dłuższych susz hydrologicznych obejmujących coraz większe obszary Polski. W ich efekcie przewiduje się znaczne zmniejszenie zasobów wodnych, przejawiające się m.in. zmniejszeniem retencji wody w jeziorach, częstszymi suszami glebowymi i niżówkami wód podziemnych. Jednocześnie prognozuje się wzrost częstości powodzi. Powodzie określane mianem „stuletnich" mogą wkrótce zdarzać się znacznie częściej niż dotychczas – nawet co kilka lat. Jest to następstwo pobudzenia cyklu hydrologicznego, czyli zwiększenia tempa i intensywności procesów hydrologicznych. Rozwiązaniem, które może poprawić stan zasobów wodnych w Polsce, jest retencja, której obecny stan utrzymuje się na poziomie 6,5 procent średniego odpływu. Aby zgromadzone zasoby zaspokoiły wszystkie potrzeby ludzi, gospodarki i środowiska, wielkość ta powinna kształtować się na poziomie co najmniej dwukrotnie wyższym [4].

Jednym z narzędzi służących do oceny aktualnych zasobów wodnych jest analiza klimatycznego bilansu wodnego (KBW). Jest to wskaźnik umożliwiający określenie stanu uwilgotnienia środowiska przy wykorzystaniu danych meteorologicznych. KBW jest określany jako różnica pomiędzy przychodami wody (w postaci opadów) a stratami w procesie parowania [3]. W okresie raportowania, tj. od 1 sierpnia do 30 września 2020 roku, średnia wartość KBW, na podstawie którego dokonywana jest ocena stanu zagrożenia suszą, była ujemna, wynosiła –10 mm. W analizowanym okresie wartość KBW uległa zwiększeniu aż o 72 mm w stosunku do poprzedniego okresu (21 VII–20 IX). Natomiast w stosunku do pierwszego okresu raportowania (21 III–20 V) nastąpił wzrost KBW o 90 mm. Największy deficyt wody od –120 do –139 mm notowano na terenach: Gór Świętokrzyskich oraz na Pojezierzach Poznańskim i Ińskim. Stosunkowo duży niedobór, od –120 do –129 mm wystąpił na Pobrzeżu Kaszubskim, Mierzei Helskiej, Pojezierzu Starogardzkim oraz Mrągowskim. Na znacznym obszarze kraju notowano deficyt wody wynoszący od –50 do –119 mm. Natomiast na terenach podgórskich wartości KBW były wysokie, miejscami nawet przekraczające 100 mm.

Zagospodarowanie wód pochodzących z opadów atmosferycznych w Polsce jest dopiero w początkowej fazie rozwoju. Dotychczas brakowało dobrego prawa, które, jak wskazują doświadczenia innych państw, stanowi podstawę jakichkolwiek działań. Czas także na wprowadzanie nowych technologii, wsparcie finansowe i powszechną edukację. Zagospodarowując wodę jak najbliżej miejsca opadu, unikamy wielu problemów (np. po-



Rys. 1. Wskaźnik klimatycznego bilansu wodnego w okresie od 1 sierpnia do 30 września 2020 roku [5]

wodzi miejskich), a wręcz zyskujemy takie korzyści, jak woda do podlewania zieleni, do prac porządkowych, do toalet etc. Dodatkowo, dobrze zagospodarowana sieć hydrograficzna, uzupełniona w nowo zaprojektowane zbiorniki retencyjne i odtworzone obszary wodno-błotne, umożliwia sterowanie odpływem, a więc reguluje stosunki wodne i zwiększa infiltrację do wód podziemnych.

3. Nasłonecznienie w Polsce

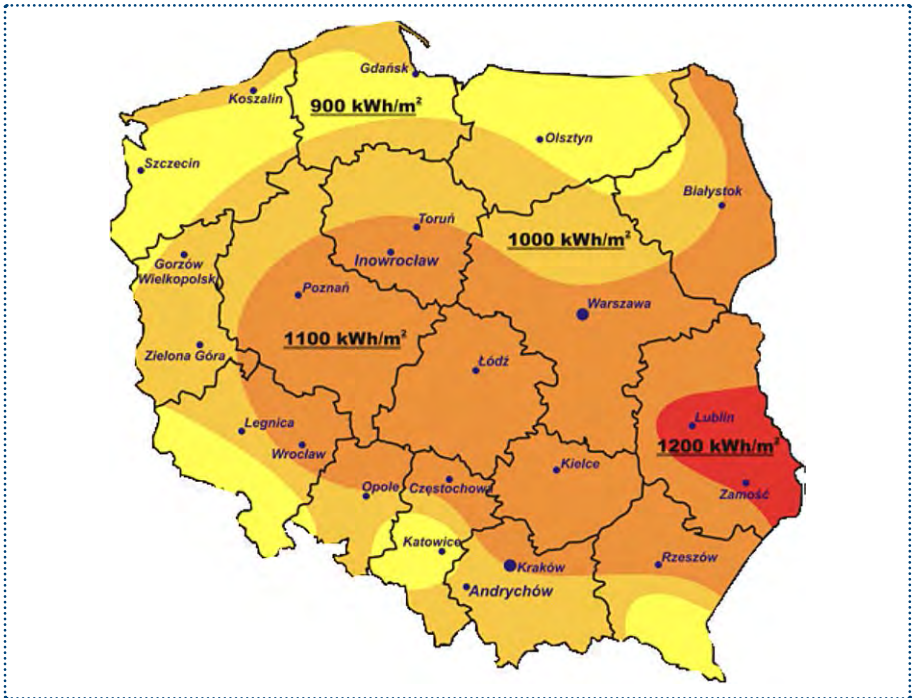
Wbrew powszechnej opinii, warunki klimatyczne w Polsce są sprzyjające dla instalacji paneli słonecznych. Upalne temperatury występujące w krajach południowoeuropejskich powodują intensywne nagrzewanie się ogniw, co wpływa na spadek ich sprawności. Trzema głównymi parametrami związanymi z pracą instalacji fotowoltaicznych są:

— promieniowanie słoneczne całkowite – parametr ściśle związany z bieżącymi warunkami pogodowymi, określający chwilową wartość gęstości mocy promieniowania słonecznego docierającego do m² powierzchni [W/m²];
— nasłonecznienie – wartość gęstości mocy promieniowania słonecznego docierającego do m² powierzchni w ciągu roku [kWh/m²/rok];
— usłonecznienie – to czas podawany w godzinach, podczas których na powierzchnię Ziemi bezpośrednio padają promienie słoneczne [h/rok].

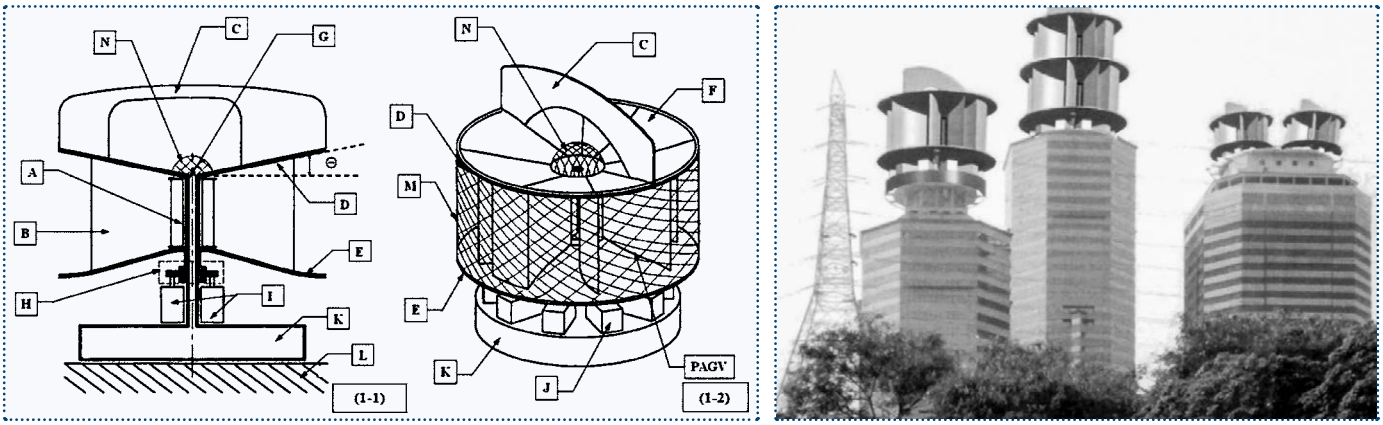
Średnia moc promieniowania słonecznego na 1 m² zazwyczaj mieści się w przedziale 800÷1000 W/m². Wartością idealną jest 1000 W/m², jednak jest ona możliwa do osiągnięcia wyłącznie w bezchmurne, słoneczne dni. Największe wartości odnoszące się do tego parametru osiągane są w takich miejscach, jak Kasprowy Wierch (1200 W/m²), bądź w pasie nadmorskim (1050 W/m²) [6-10].

Różnice w nasłonecznieniu naszego kraju w zależności od szerokości geograficznej są niewielkie, co przekłada się na równomierną produkcję energii w skali całego państwa. Okresem największego nasłonecznienia jest czas od kwietnia do września, w którym na obszar Polski trafia 80% promieniowania rocznego. Najwyższe nasłonecznienie, wynoszące ponad 1100 kWh/m²/rok, posiada południowa część województwa lubelskiego. W centralnej Polsce (okolice Poznania czy Warszawy) nasłonecznienie waha się w granicach 1022÷1048 kWh/m²/rok. Na pozostałym terenie kraju wynosi ono nieco poniżej 1000 kWh/m²/rok. W celu porównania należy podkreślić, iż średnie nasłonecznienie dla Rzymu to ok. 1550 kWh/m²/rok [9-12].

Biorąc pod uwagę różne regiony w Polsce, usłonecznienie wynosi od 1390 do 1900 godzin w skali roku. W regionie województwa lubelskie-



Rys. 2. Mapa nasłonecznienia Polski [14]



Rys. 3. System integrujący trzy zielone technologie (Malezja) [16]

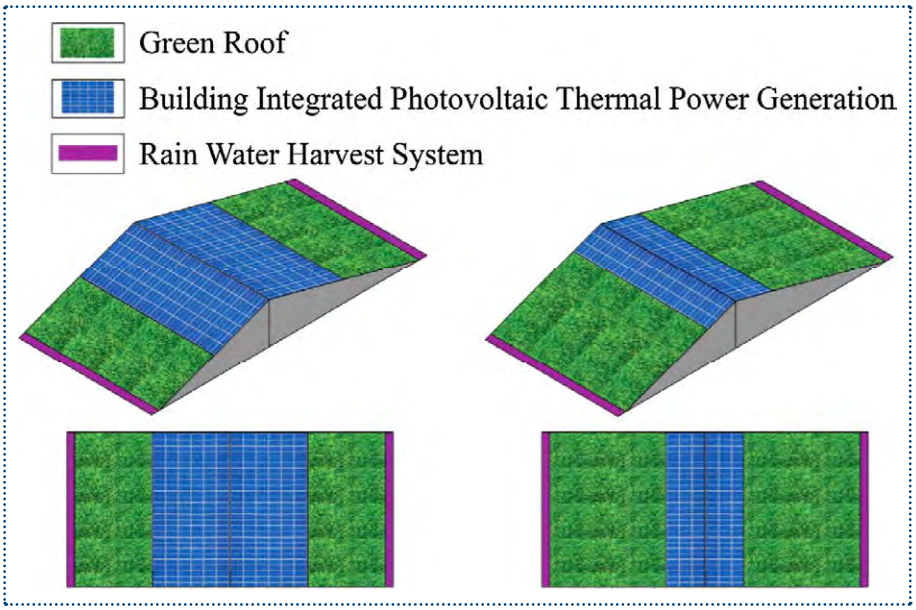
go ta wartość przyjmuje wielkość od 1550 do 1700 godzin. Jest to około 66 słonecznych dni w ciągu roku [13, 14].

4. Przykłady układów zintegrowanych w Polsce i na świecie

Na rynku polskim trudno obecnie znaleźć wzmianki o integracji systemów łączących zastosowanie paneli fotowoltaicznych z zagospodarowaniem wody deszczowej. Natomiast na świecie prowadzane są analizy opłacalności tego typu rozwiązań. Jak donosi literatura [16, 17], jednym z innowacyjnych projektów wprowadzanych w krajach azjatyckich są hybrydowe systemy służące do produkcji energii elektrycznej z wykorzystaniem odnawialnej energii wiatrowo-solarnej oraz funkcją zbierania wody deszczowej. Układ integruje i optymalizuje kilka zielonych technologii, w tym miejską turbinę wiatrową, moduł ogniw słonecznych i kolektor wody deszczowej. Założeniem tej technologii jest budowanie systemów na dachach wieżowców i wykorzystywanie zdobytej energii oraz zgromadzonej wody deszczowej na potrzeby budynku. System ten wykorzystuje największe zalety klimatu malezyjskiego, takie jak: wysokie promieniowanie słoneczne, intensywne opady deszczu oraz przezwycięża problem niskiej prędkości wiatru poprzez tworzenie efektu Venturiego (dzięki zastosowaniu łopatki pełniącej funkcję zwężki) w celu zwiększenia prędkości wiatru zanim strumień wiatru dostanie się do turbiny wiatrowej [16].

Intensywny rozwój miast spowodował konieczność jak najbardziej efektywnego wykorzystania każdego metra kwadratowego w zabudowie miejskiej, w tym również powierzchni dachów. W związku z tym, zaczęto rozpatrywać możliwość połączenia zielonego dachu (ang. *Green Roof*), systemu zbierania wody deszczowej (ang. *Rain Water Harvest System*) oraz modułów fotowoltaicznych produkujących energię cieplną (ang. *Building Integrated Photovoltaic Thermal Power Generation*) w celu stworzenia zintegrowanego, zrównoważonego dachu. W tym celu konieczne jest innowacyjne spojrzenie na wymienione systemy i zaprzestanie traktowania ich jako odrębne rozwiązania w zakresie zrównoważonego budownictwa.

Jedną z korzyści płynących z takiego systemu jest możliwość wykorzystania pozyskanej energii słonecznej do obsługi systemu nawadniania zielonego dachu podczas suszy. Kolejno, wzrost temperatury otoczenia powstały w wyniku działalności instalacji fotowoltaicznej może zostać skompensowany poprzez zielony dach. Zebrana dzięki systemowi zagospodarowania wody opadowej deszczówka może posłużyć do nawodnienia roślinności pokrywającej dach. Systemy mogą być modyfikowane w zależności od lokalizacji budynku. Na terenach wiejskich, gdzie mogą występować trudności z dostępem do energii elektrycznej, zaleca się zastosowanie większego udziału paneli fotowoltaicznych. Z kolei dla obszarów bardzo zatłoczonych, charakteryzujących się niskim odsetkiem obszarów zielonych, odpowiedniejsze jest pokrycie większej powierzchni dachu zieloną roślinnością



Rys. 4. Dach integrujący trzy systemy [17]

w celu złagodzenia zjawiska miejskiej wyspy ciepła oraz stworzenia miejskich siedlisk dzikiego życia [17].

Dach proponowany dla terenów wiejskich przedstawia rysunek po lewej stronie, a dla obszarów wysoko zurbanizowanych po prawej stronie (rys. 4).

5. Podsumowanie

Zmiany klimatu mają i będą miały duży (bezpośredni i pośredni) wpływ na wiele sektorów gospodarki i społeczeństwo poprzez oddziaływanie na fizyczne i biologiczne składniki ekosystemów, takie jak: woda, gleba, powietrze i różnorodność biologiczna. Radzenie sobie z tymi zmianami jest jednym z głównych wyzwań stojących przed ludzkością w XXI wieku. Pokazane przykłady dają nadzieję, że integrując dostępne technologie turbiny wiatrowej, paneli fotowoltaicznych i kolektora deszczowego, powstaną hybrydy, które będą mogły pokryć znaczną część zapotrzebowania budynku na energię i wodę przez co pomogą uniezależnić budynek (lub częściowo uniezależnić) od miejskiej sieci energetycznej i wodociągowej. Może warto spróbować również w Polsce...

6. Literatura

[1] Kruszelnicka I., Ginter-Kramarczyk D. *Deszczówka pod kontrolą*, Kierunek Wod-Kan, 4/2015.
[2] http://kbw.zut.edu.pl/wp-content/uploads/2019/02/Gospodarka-wodna-Materia%C5%82y-z-wyk%C5%82ad%C3%B3w_04022019.pdf.
[3] https://ungc.org.pl/info/zasoby-wodne-polski/.
[4] https://www.wody.gov.pl/.
[5] http://www.susza.iung.pulawy.pl/kbw/2020,14/.
[6] Nowak W., Stachel A., Borsukiewicz-Gozdur A., *Zastosowania odnawialnych źródeł energii*, Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Szczecińskiej, Szczecin 2008.
[7] Nowicki M., *Nadchodzi era Słońca*, PWN 2012, Warszawa 2012.
[8] Tytko R., *Urządzenia i systemy energetyki odnawialnej*, Wydawnictwo i Drukarnia Towarzystwa Słowaków w Polsce, Kraków 2013.
[9] https://poradnikprojektanta.pl/energia-sloneczna-w-polsce-nasloneczenie/.
[10] Szymański B., *Instalacje fotowoltaiczne*. Wydanie II, GlobEnergia Kraków 2013.
[11] Mientus K., *Energia słońca – aspekty ekologiczne i ekonomiczne*. Politechnika Opolska, 2011.
[12] Sala K., *Energetyka słoneczna jako czynnik rozwoju regionów i gmin w Polsce*, Przedsiębiorczość–Edukacja, 2018, 14, 125-136.
[13] Mroziński A., *Inżynieria instalacji fotowoltaicznych*. Wydawnictwo współfinansowane ze środków funduszy norweskich oraz środków krajowych, Bydgoszcz 2016.
[14] https://ec.europa.eu/jrc/en/pvgis.
[15] https://syntezaoze.pl/blog/nasloneczenie-w-polsce/.
[16] Chong W.T., Naghavi M.S., Poh S.C., Mahlia T.M.I., Pan K.C., *Techno-economic analysis of a wind–solar hybrid renewable energy system with rainwater collection feature for urban high-rise application*, Applied Energy,2011, 88(11), 4067-4077.
[17] Sheng L. X., Mari T., Mohd Ariffin A. R, Hussein H., *Integrated Sustainable Roof Design*, Procedia Engineering, 2011, 21, 846-852.

dr hab. inż. Izabela Kruszelnicka
dr inż. Dobrochna Ginter-Kramarczyk
inż. Aleksandra Sławińska
Politechnika Poznańska,
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska,
Instytut Inżynierii Środowiska

Politechnika Śląska
UCZELNIA BADAWCZA
PAN POLSKA AKADEMIA NAUK
PTMem Polskie Towarzystwo Membranowe

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 9–12 czerwca 2021 r. w Zakopanem

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.

W sytuacji pandemicznej, planowana jest organizacja konferencji w formie hybrydowej, z uczestnictwem pobytowym w Zakopanem lub z uczestnictwem zdalnym (on-line). Organizatorzy zastrzegają prawo zmiany formy konferencji na zdalną, w przypadku gdy przepisy i regulacje krajowe lub uczelnianie nie pozwolą na organizację konferencji w formie stacjonarnej.

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

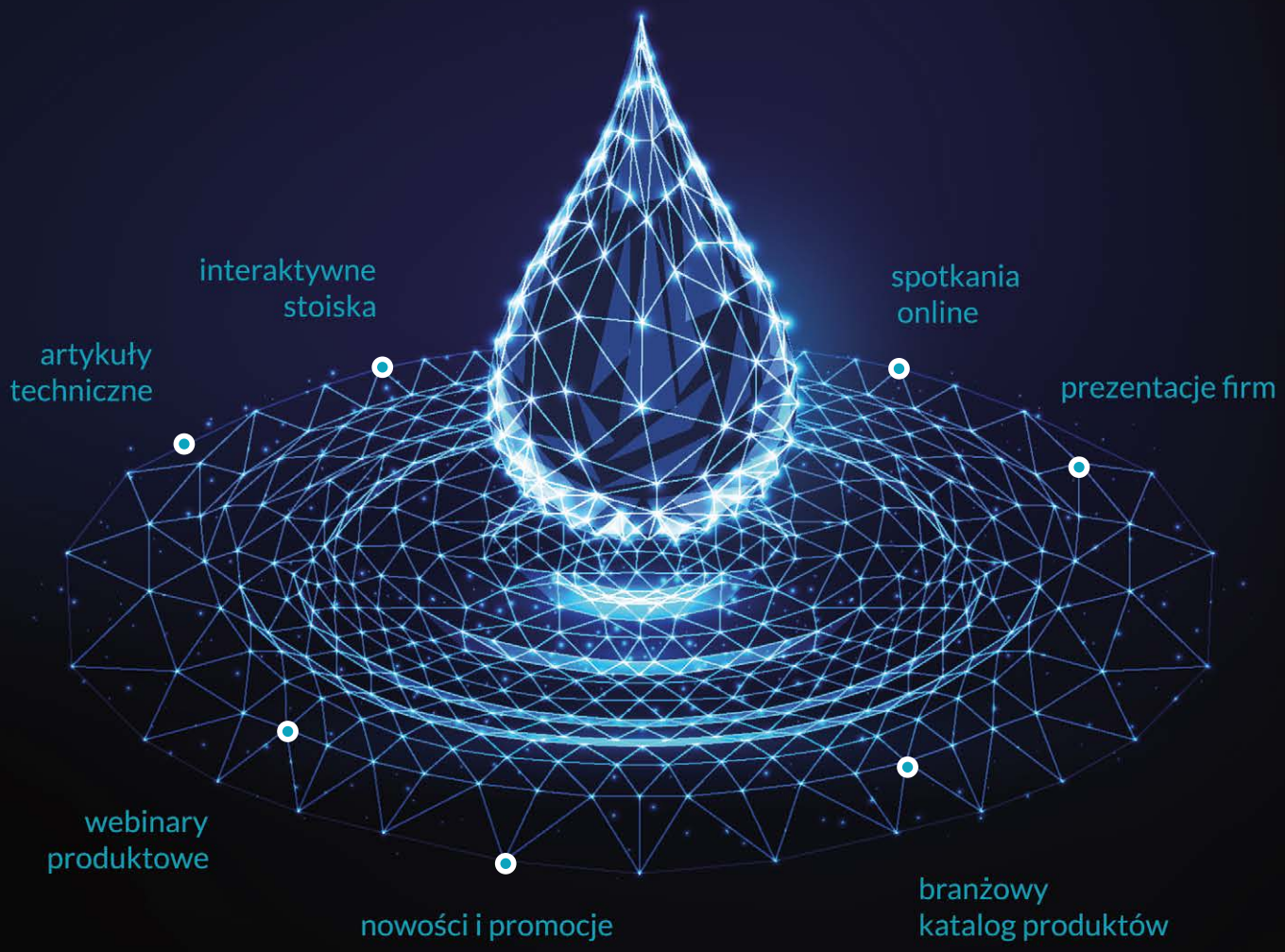
http://mempep2021.systemcoffee.pl

TARGI WOD-KAN

WIRTUALNE TARGI

Nowy wymiar

WSPÓŁPRACY W BRANŻY



WOD-KAN 2.0

www.targi-wod-kan.pl

technologia wody
Rok XIII Zeszyt 1(75)
styczeń–marzec 2021
ISSN 2080-1467
www.technologia-wody.eu

Zasady tworzenia uogólnionych wzorców deszczów do modelowania odwodnień terenów we Wrocławiu

Principles of creating generalized rainfall patterns for drainage systems modeling in Wrocław

Katarzyna Wartalska
Bartosz Kaźmierczak
Andrzej Kotowski

Streszczenie

W pracy zaprezentowano metodykę tworzenia uogólnionych wzorców deszczów do modelowania niezawodności działania systemów odwodnień terenów zurbanizowanych we Wrocławiu. Praca stanowi kontynuację tematyki „Ocena przydatności hietogramów wzorcowych Eulera i DVWK do modelowania kanalizacji deszczowej w Polsce", opublikowanej w 2020 r. [1]. Na przykładzie deszczów zmierzonych we Wrocławiu wykazano istotne różnice kształtów lokalnych hietogramów względem oryginalnych wzorców Eulera typu II i DVWK. Na tej podstawie, zaproponowano uogólnione wzorce deszczów modelowych dla Wrocławia, z przykładami liczbowymi ich tworzenia do zastosowań praktycznych.

Słowa kluczowe: kanalizacja deszczowa, deszcz modelowy, wzorzec Eulera typu II, wzorzec DVWK

Abstract

The paper presents the methodology of creating generalized rainfall patterns for modeling of operational reliability of drainage systems in urbanized areas in Wrocław. The work is the continuation of the topic „Suitability assessment of Euler and DVWK reference hyetographs for modeling of storm water drainage in Poland", published in 2020 [1]. On the example of rainfall measured in Wrocław, significant differences in the shapes of local hyetographs in relation to the original Euler type II and DVWK patterns were shown. On this basis, generalized model rainfall patterns for Wrocław were proposed, with numerical examples of their creation for practical applications.

Key words: storm water drainage system, model rainfall, Euler type II pattern, DVWK pattern

1. Wstęp

Zagrożenia środowiskowe powodowane potencjalnymi wylewami z systemów kanalizacyjnych można wykazać na drodze modelowania hydrodynamicznego. Modele hydrodynamiczne umożliwiają bowiem uwzględnienie zmiennych w czasie i przestrzeni scenariuszy opadów [1-7]. Scenariuszami tymi są najczęściej zarówno zmierzone w wieloleciu intensywne opady lokalne, które są jednak trudno dostępne [8], jak i opady modelowe [1-4, 9-16]. Pojęcie opady modelowe określa obciążenie deszczem o znormalizowanym przebiegu w czasie. Normalizacja bazuje na statystycznej analizie zarejestrowanych w przeszłości intensywnych deszczów i odzwierciedla najczęściej powtarzające się przebiegi w czasie. Przykładowo, w Niemczech stosowane są najczęściej opady modelowe Eulera typu II oraz DVWK. Zgodnie z wytycznymi DWA-A118 z 2006 r. [11], model Eulera typu II zalecany jest do modelowania kanalizacji w małych zlewniach deszczowych, a od kilku lat stosowany jest również w Polsce [2-4], w domniemaniu, że polskie warunki klimatyczne zbliżone są do niemieckich – strefa przejściowa klimatu kontynentalnego i morskiego. Model ten ma postać wymiarową i opiera się na założeniu, że największa chwilowa (Δt = 5 min) intensywność występuje na końcu pierwszej jednej trzeciej części czasu jego trwania.

Model DVWK (*Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau*) [9] zalecany jest natomiast do modelowania zjawiska opad–odpływ w dużych zlewniach miejskich. Ma postać bezwymiarową i opiera się na założeniu,

że po pierwszych 30% czasu (t) trwania opadu występuje 20% całkowitej wysokości, po czasie równym 50% t pojawia się 70% wysokości, a pozostałe 30% całkowitej wysokości występuje na pozostałych 50% t.

Do tworzenia opadów modelowych wykorzystuje się krzywe wysokości (DDF – *Depth-Duration-Frequency*) bądź intensywności deszczów (IDF – *Intensity-Duration-Frequency*) dla przyjmowanych częstości przewyższeń według zaleceń normy PN-EN 752 z 2017 r. [17]. Norma ta zaleca rozróżnianie dopuszczalnej częstości wylewów z kanałów w siedmiostopniowej skali wpływu zagrożenia na środowisko, dla zdefiniowanych lokalizacji terenów (tab. 1).

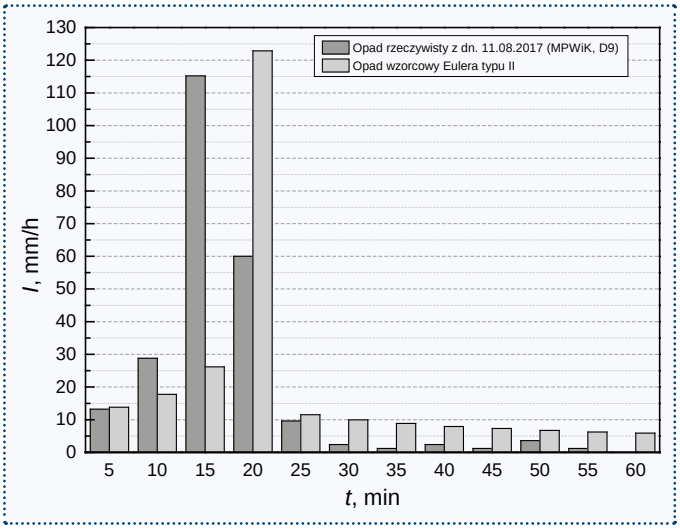
Tab. 1. Kryteria projektowe kanalizacji dla zagrożeń wylewami z kanałów [17]

Zagrożenie	Przykładowe lokalizacje	Częstość wylewów, 1 raz na C lat
Bardzo małe	Drogi lub otwarte przestrzenie z dala od budynków	1
Małe	Tereny rolnicze (w zależności od wykorzystania, np. pastwiska, grunty orne)	2
Małe do średniego	Otwarte przestrzenie wykorzystywane do celów publicznych	3
Średnie	Drogi lub otwarte przestrzenie w pobliżu budynków	5
Średnie do wysokiego	Zalania w zamieszkanych budynkach z wyłączeniem piwnic	10
Wysokie	Głębokie zalania w zamieszkanych piwnicach lub przejazdach pod ulicami	30
Bardzo wysokie	Infrastruktura krytyczna	50

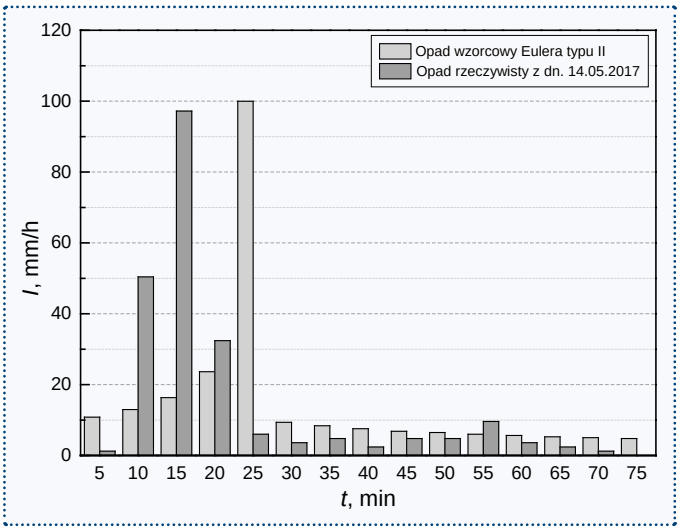
Zasady badania niezawodności działania systemów odwodnień terenów w Polsce, w tym z uwzględnieniem zmian klimatu [18], w odniesieniu do identyfikacji, kalibracji i walidacji modeli hydrodynamicznych, sformułowano dotychczas m.in. w pracach [2-7, 13-16, 19-21]. Modelowanie kanalizacji deszczowych na terenach zurbanizowanych, zalecane normą PN-EN 752:2017, jest w Polsce wciąż rzadko stosowane, głównie z braku lokalnego monitoringu opadów i przepływów w sieciach, a także braku wiarygodnych wzorców deszczów modelowych. Niniejsza praca wpisuje się w nurt doskonalenia metodyki modelowania hydrodynamicznego systemów odwodnień terenów. Przedstawiono zasady formułowania uogólnionych wzorców deszczów konwekcyjnych oraz frontalnych i niżowych na przykładzie Wrocławia.

2. Uogólniony wzorzec deszczów konwekcyjnych dla Wrocławia

W pracach [1, 4, 16] wykazano, że idea stosowania wzorców deszczów Eulera typu II w polskich warunkach klimatycznych może być uznana za pozytywnie zweryfikowaną na podstawie pomiarów lokalnych deszczów o częstości występowania $C \geq 1$ rok na dwóch charakterystycznych stacjach IMGW-PIB – nizinnej we Wrocławiu (120 m n.p.m.) i górskiej w Jeleniej Górze (342 m n.p.m.), z okresu 2005-2018. Analizy porównawcze kształtów hietogramów (metadami Huffa, Warda i k-średnich) wykazały bowiem, że zarówno we Wrocławiu, jak i w Jeleniej Górze, główna masa – ponad 70% wysokości deszczów konwekcyjnych (o czasie trwania do ok. 2 godz.) występuje w pierwszej 1/3 części czasu ich trwania ($t = T$), co zilustrowano na rys. 1 i 2 – odpowiednio dla danych z Wrocławia i z Jeleniej Góry [16].



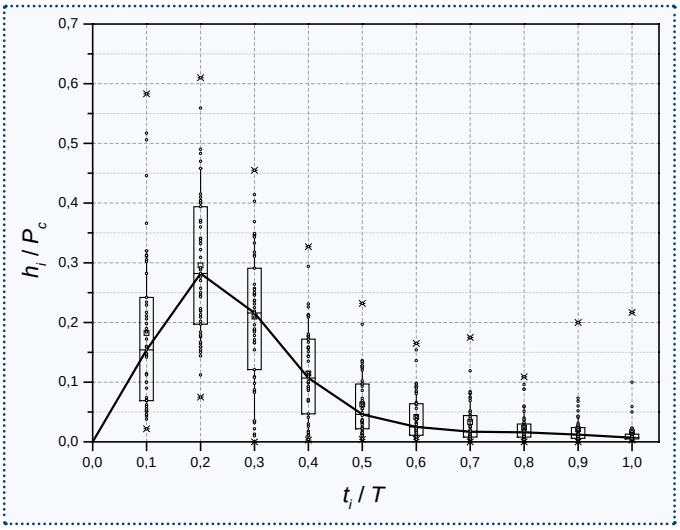
Rys. 1. Porównanie kształtów hietogramów: wzorcowego Eulera typu II o T = 60 min i C = 2 lata z deszczem rzeczywistym o T = 52 min i $C \approx$ 2 lata ze stacji IMGW-PIB we Wrocławiu [16]



Rys. 2. Porównanie kształtów hietogramów: wzorcowego Eulera typu II o T = 75 min i C = 2 lata z deszczem rzeczywistym o T = 70 min i $C \approx$ 2 lata ze stacji IMGW-PIB w Jeleniej Górze [16]

Na obu rysunkach (1 i 2) przedstawiających porównanie kształtów: oryginalnego hietogramu Eulera typu II z przykładowymi rzeczywistymi deszczami konwekcyjnymi widoczna jest zgodność wartości pików maksymalnej intensywności ($I(t, C)$), a także lokalizacji głównej masy opadu – w pierwszej, 1/3 części czasu trwania ($t = T$), zarówno we Wrocławiu, jak i w Jeleniej Górze. Jednakże

położenie pików maksymalnej intensywności deszczów różni się istotnie: jest przesunięte z 1/3 T – jak w oryginalnym wzorcu Eulera typu II, do 1/5 T – w odniesieniu do deszczów rzeczywistych, co wykazano na rys. 3, przykładowo dla deszczów ze stacji IMGW-PIB we Wrocławiu.



Rys. 3. Bezwymiarowy hietogram z wynikami pomiarów 51 deszczów konwekcyjnych ze stacji IMGW-PIB we Wrocławiu [16]

Mianowicie, na rys. 3 przedstawiono bezwymiarowy hietogram z wynikami pomiarów 51 deszczów konwekcyjnych pochodzących ze stacji IMGW-PIB we Wrocławiu. Zakresy zmian bezwymiarowych przedziałowych (dla $\Delta t = 0{,}1T$) wysokości deszczów (h_i/P_c) zobrazowano za pomocą tzw. wykresów pudełkowych, które pozwalają na przedstawienie na piktogramie informacji dotyczących położenia, rozproszenia i kształtu rozkładu empirycznego wysokości deszczów. Tzw. wąsy pudełek ograniczono do 10% i 90% percentyla zbioru danych, które są utożsamiane w literaturze przedmiotu z przedziałami ufności – odpowiednio na poziomach 10% i 90% [16]. Na rys. 3 widoczna jest zgodność lokalizacji głównej masy deszczów – w 1/3 części czasu trwania (T), ale położenie piku występuje w 1/5 T. Należy jednak zaznaczyć, że model Eulera typu II jest hietogramem wymiarowym ($I(t, C)$ dla $\Delta t = 5$ min) – bazującym na krzywych IDF, toteż jego bezwymiarowa postać (wg rys. 3) może służyć jedynie do ustalenia położenia piku maksymalnej intensywności opadu, a ściślej przedziału zawierającego pik – z dokładnością 1/10 T. Uogólniając wyniki badań z Wrocławia, należy więc dokonać niezbędnej korekty położenia piku przedziałowej, maksymalnej intensywności – z 1/3 T do 1/5 T.

Według wytycznych DWA-A118 z 2006 r. [11], wzorzec Eulera typu II zalecany jest do modelowania niezawodności działania kanalizacji deszczowej w zlewniach miejskich o powierzchni kilku km², gdzie czas trwania deszczów (T) miarodajnych do ich projektowania ograniczony jest czasem przepływu w kanałach (t_p), zwykle do kilku godzin [2, 3]. Czas trwania deszczów modelowych powinien natomiast spełniać relację: $T \geq 2t_p$ [11]. Przykładowo, przyjmując zlewnię o powierzchni 2,25 km² i zakładając prędkość przepływu w kanałach deszczowych na poziomie 1,0 m/s, możemy mieć do czynienia z czasami przepływu (t_p): od 25 min – dla zlewni o kształcie kwadratu (o wymiarach 1500 × 1,500 m), do 75 min – dla zlewni o kształcie wydłużonego prostokąta (o wymiarach 4500 × 500 m). Wówczas czas trwania deszczów modelowych, dla warunku $T = 2t_p$, wyniesie odpowiednio: od 50 do 150 min. Do tworzenia uogólnionych wzorców deszczów modelowych dla Wrocławia wykorzystano lokalne krzywe IDF dla zalecanych normą PN-EN 752:2017 [17] częstości przewyższeń: $C \in \{1; 2; 3; 5; 10; 30; 50\}$ lat – wg tab. 1. Do tego celu wykorzystano probabilistyczny model na wysokość deszczów maksymalnych we Wrocławiu (dla danych z okresu 1960-2009), oparty na uogólnionym rozkładzie wykładniczym (GED), dla prawdopodobieństwa $p \in [1; 0{,}01]$ i czasu trwania $t \in [5; 4320]$ min, postaci [3]:

$$h_{max} = -4{,}583 + 7{,}412\, t^{0{,}242} - \\ - (186{,}518\, t^{0{,}0106} - 187{,}968) \cdot \ln(1 - (1 - p)^{0{,}911}) \quad (1)$$

W tab. 2 zestawiono obliczone z modelu 1 wysokości deszczów maksymalnych (krzywe typu DDF) dla Wrocławia, dla analizowanego zakresu $t \in [5; 150]$ min i $C \in \{1; 2; 3; 5; 10; 30; 50\}$ lat.

Tab. 2. Wysokości deszczów maksymalnych (DDF) z modelu 1 dla Wrocławia

Czas T [min]	Wysokość deszczów h, mm						
	C = 1 rok	C = 2 lata	C = 3 lata	C = 5 lat	C = 10 lat	C = 3 lat	C = 50 lat
5	6,4	7,7	8,4	9,3	10,6	12,5	13,4
10	8,4	10,8	12,1	13,7	15,9	19,4	21,0
15	9,7	12,7	14,4	16,4	19,2	23,6	25,6
25	11,6	15,4	17,5	20,1	23,6	29,1	31,7
50	14,5	19,4	22,1	25,4	29,9	37,0	40,3
75	16,5	22,0	25,0	28,8	33,9	41,9	45,7
100	18,0	24,0	27,3	31,4	36,9	45,5	49,6
125	19,3	25,6	29,1	33,4	39,2	48,4	52,7
150	20,3	27,0	30,6	35,1	41,2	50,8	55,3

W tab. 3 zobrazowano natomiast fazy obliczeniowe przy tworzeniu uogólnionego wzorca deszczów konwekcyjnych dla Wrocławia (z krzywych DDF wg wzoru 1 i tab. 2), dla przykładowo przyjętych czterech czasów trwania deszczów modelowych T = 50, 75, 100 i 150 min o częstości przewyższeń C = 10 lat.

Na wykresach a-d na rys. 4 zobrazowano kształty hietogramów wg uogólnionego wzorca deszczów konwekcyjnych dla Wrocławia dla przykładowych danych: C = 10 lat i T = 50, 75, 100 i 150 min.

Sformułowane przykładowo wzorce deszczów konwekcyjnych znajdują zastosowanie do modelowania kanalizacji deszczowej na terenach mieszkaniowych we Wrocławiu.

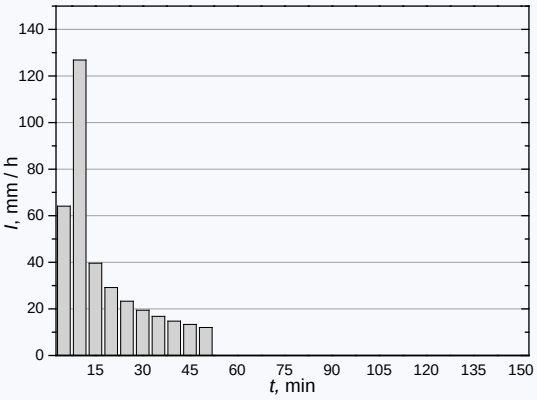
Tab. 3. Fazy tworzenia uogólnionych wzorców deszczów konwekcyjnych z Wrocławia – dla przykładowych danych: *C* = 10 lat i *T* = 50, 75, 100 i 150 min

t [min]	*h* [mm]	Δ*h* [mm]	*I* [mm/h]	Uogólniony wzorzec Eulera typu II			
				T = 50 min	*T* = 75 min	*T* = 100 min	*T* = 150 min
5	10,57	10,57	126,84	64,08	39,60	29,16	19,44
10	15,91	5,34	64,08	126,84	64,08	39,60	23,28
15	19,21	3,30	39,60	39,60	126,84	64,08	29,16
20	21,64	2,43	29,16	29,16	29,16	126,84	39,60
25	23,58	1,94	23,28	23,28	23,28	23,28	64,08
30	25,20	1,62	19,44	19,44	19,44	19,44	126,84
35	26,60	1,40	16,80	16,80	16,80	16,80	16,80
40	27,83	1,23	14,76	14,76	14,76	14,76	14,76
45	28,94	1,11	13,32	13,32	13,32	13,32	13,32
50	29,94	1,00	12,00	12,00	12,00	12,00	12,00
55	30,85	0,91	10,92	-	10,92	10,92	10,92
60	31,70	0,85	10,20	-	10,20	10,20	10,20
65	32,48	0,78	9,36	-	9,36	9,36	9,36
70	33,22	0,74	8,88	-	8,88	8,88	8,88
75	33,91	0,69	8,28	-	8,28	8,28	8,28
80	34,56	0,65	7,80	-	-	7,80	7,80
85	35,17	0,61	7,32	-	-	7,32	7,32
90	35,76	0,59	7,08	-	-	7,08	7,08
95	36,32	0,56	6,72	-	-	6,72	6,72
100	36,85	0,53	6,36	-	-	6,36	6,36
105	37,36	0,51	6,12	-	-	-	6,12
110	37,85	0,49	5,88	-	-	-	5,88
115	38,32	0,47	5,64	-	-	-	5,64
120	38,78	0,46	5,52	-	-	-	5,52
125	39,21	0,43	5,16	-	-	-	5,16
130	39,64	0,43	5,16	-	-	-	5,16
135	40,05	0,41	4,92	-	-	-	4,92
140	40,44	0,39	4,68	-	-	-	4,68
145	40,83	0,39	4,68	-	-	-	4,68
150	41,20	0,37	4,44	-	-	-	4,44

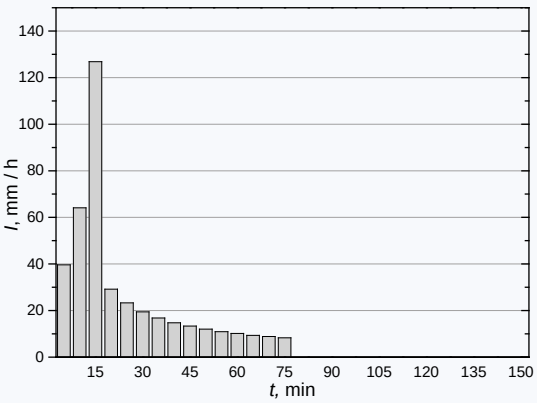
3. Uogólniony wzorzec deszczów frontalnych i niżowych dla Wrocławia

Wartalska, w pracy doktorskiej [16], badała również przydatność wzorca deszczów DVWK [9] do modelowania zjawiska opad–odpływ w polskich warunkach klimatycznych, na wybranych deszczach pochodzących z dwóch stacji IMGW-PIB – nizinnej we Wrocławiu i górskiej w Jeleniej Górze. Analizę statystyczną podobieństwa kształtów bezwymiarowych hietogramów wykonano w obrębie wyodrębnionych skupień genetycznych opadów o charakterze frontalnym (T od 2 do 12 h) i niżowym (T > 12 h), w tym z określeniem parametrów rozkładów masy i nierównomierności w czasie. Wykazano, że przebieg krzywej sumowej wg oryginalnego wzorca DVWK, zwłaszcza w punktach węzłowych t_i/T = 0,3 i 0,5, zarówno dla 14 deszczów z Wrocławia (rys. 5), jak i dla 13 deszczów z Jeleniej Góry (rys. 6), nie pokrywa się z wynikami pomiarów.

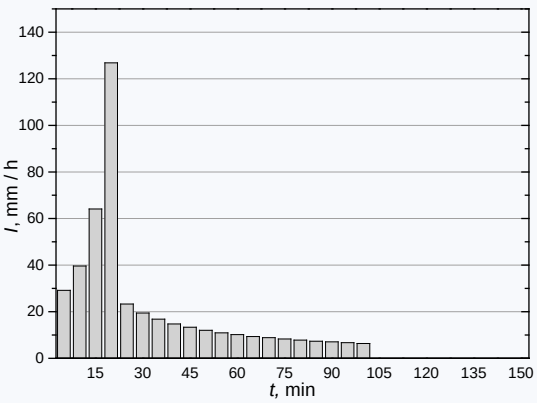
a) *C* = 10 lat, *T* = 50 min



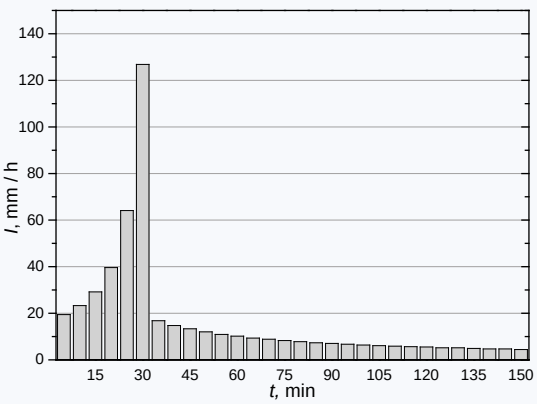
b) *C* = 10 lat, *T* = 75 min



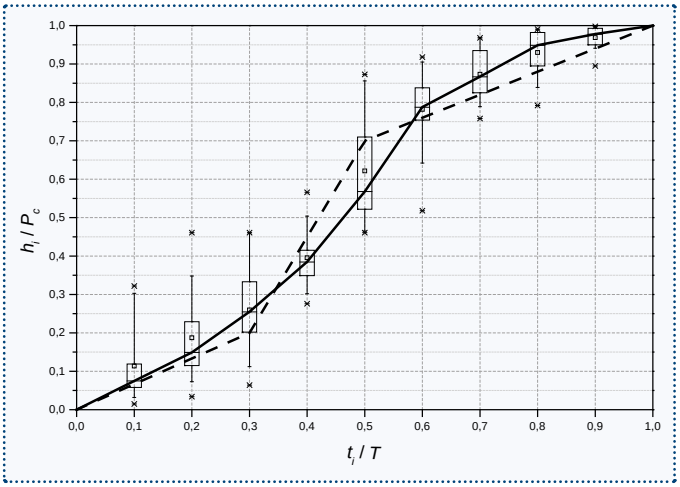
c) *C* = 10 lat, *T* = 100 min



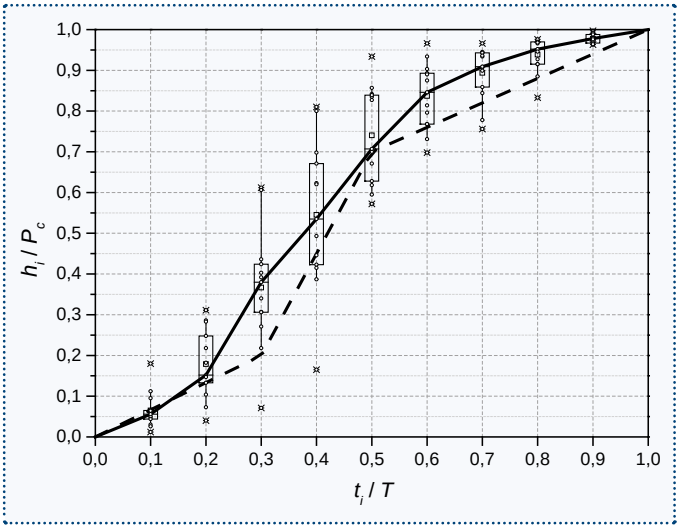
d) *C* = 10 lat, *T* = 150 min



Rys. 4. Uogólnione wzorce deszczów konwekcyjnych dla Wrocławia (*C* = 10 lat i *T* = 50, 75, 100 i 150 min)

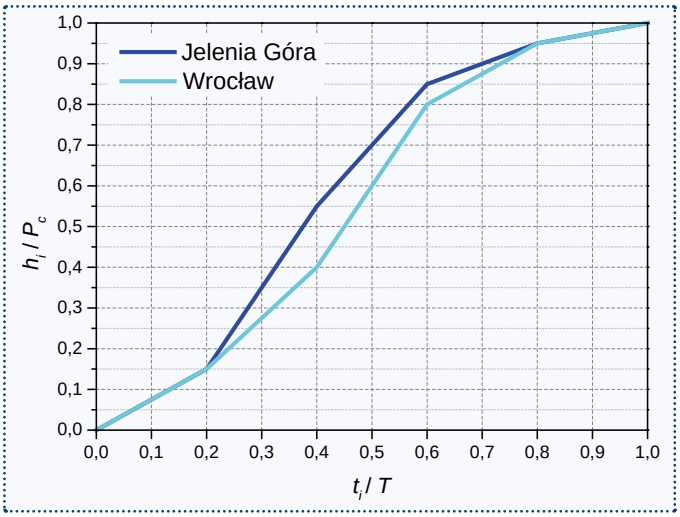


Rys. 5. Bezwymiarowy hietogram z pomiarów 14 deszczów frontalnych i niżowych ze stacji IMGW-PIB we Wrocławiu – linia ciągła; z naniesionym wzorcem DVWK – linia przerywana [1, 16]



Rys. 6. Bezwymiarowy hietogram z pomiarów 13 deszczów frontalnych i niżowych ze stacji IMGW-PIB w Jeleniej Górze – linia ciągła; z naniesionym wzorcem DVWK – linia przerywana [1, 16]

Wzorzec DVWK nie odzwierciedla analizowanych deszczów. Jest zbyt uproszczony – do dwóch punktów węzłowych krzywej sumowej (czyli do trzech przedziałów o prostoliniowej zależności h_i/P_c od t_i/T), które to punkty dla badanych opadów we Wrocławiu i w Jeleniej Górze są przesunięte z przedziału $t_i/T = 0{,}3$ do przedziału $t_i/T = 0{,}2$, a z przedziału $t_i/T = 0{,}5$ do $t_i/T = 0{,}6$, co wynika z odmiennego rozkładu masy w czasie badanych deszczów (rys. 5 i 6). W pracach [1, 4] zaproponowano uogólnione postacie wzorców – do 4 punktów węzłowych krzywej sumowej (tj. 5 przedziałów o prostoliniowej zależności h_i/P_c od t_i/T). W szczególności, dla deszczów z Wrocławia – wg rys. 5, ustalono parametry 4 punktów węzłowych krzywej sumowej (z 50% percentyli): dla $t_i/T = 0{,}20 – h_i/P_c = 0{,}15$; dla $t_i/T = 0{,}40 – h_i/P_c = 0{,}40$; dla $t_i/T = 0{,}60 – h_i/P_c = 0{,}80$; oraz dla $t_i/T = 0{,}80 – h_i/P_c = 0{,}95$. W przypadku Jeleniej Góry (wg rys. 6) węzłowe parametry przyjmują wartości: $t_i/T = 0{,}20 – h_i/P_c = 0{,}15$; $t_i/T = 0{,}40 – h_i/P_c = 0{,}55$; $t_i/T = 0{,}60 – h_i/P_c = 0{,}85$; $t_i/T = 0{,}80 – h_i/P_c = 0{,}95$. Obie krzywe sumowe uogólnionych wzorców – dla Wrocławia i Jeleniej Góry zobrazowano na rys. 7.



Rys. 7. Krzywe sumowe uogólnionych wzorców deszczów frontalnych i niżowych dla stacji IMGW-PIB we Wrocławiu – linia jasna i w Jeleniej Górze – linia ciemna

Aby dowieść poprawności tezy, że oryginalny model DVWK nie odzwierciedla w dostatecznie dokładny sposób cech lokalnych deszczów frontalnych i niżowych, przykładowo pochodzących ze stacji IMGW-PIB we Wrocławiu, dokonano obliczeń ilościowych różnic wartości bezwymiarowej funkcji $h_i/P_c(t_i/T)$. W tab. 4 przedstawiono wyniki porównań procentowych różnic wzorca DVWK (z dwoma punktami węzłowymi) i uogólnionego wzorca (z czterema punktami węzłowymi), względem wyników pomiarów we Wrocławiu.

Tab. 4. Porównanie odchyleń wartości $h_i/P_c(t_i/T)$ dla uogólnionego wzorca i oryginalnego wzorca DVWK, względem median z wyników pomiarów deszczów we Wrocławiu

Przedział czasu t_i/T [-]	Wyniki pomiarów h_i/P_c [-]	Wzorzec uogólniony		Wzorzec DVWK	
		h_i/P_c [-]	$\Delta(h_i/P_c)$ [%]	h_i/P_c [-]	$\Delta(h_i/P_c)$ [%]
0,1	0,075	0,075	0,0	0,067	-10,7
0,2	0,149	0,150	0,7	0,134	-10,1
0,3	0,255	0,275	7,8	0,200	-21,6
0,4	0,385	0,400	3,9	0,450	16,9
0,5	0,568	0,600	5,6	0,700	23,2
0,6	0,788	0,800	1,5	0,760	-3,6
0,7	0,867	0,875	0,9	0,820	-5,4
0,8	0,949	0,950	0,1	0,880	-7,3
0,9	0,978	0,975	-0,3	0,940	-3,9
1,0	1,000	1,000	0,0	1,000	0,0

Wartość wskaźnika jakości dopasowania wg *rRMSE* dla uogólnionego wzorca dla Wrocławia wynosi 3,5%, a błąd względny sięga 7,8% – co świadczy o dobrym odwzorowaniu wyników pomiarów, w przeciwieństwie do oryginalnego wzorca DVWK, gdzie wartość *rRMSE* wynosi 13,4%, a błąd względny sięga 23,2% (tab. 4) [4, 16].

Zgodnie z zaleceniami DVWK [9], do obliczeń hydrologicznych, w tym modelowania zjawiska opad–odpływ w dużych zlewniach deszczowych należy stosować rozkład opadu określony w warunkach lokalnych. W przypadku braku takich danych, jako miarodajny należy przyjmować rozkład z maksymalną intensywnością w środku zdarzenia. Dotychczasowy wzorzec DVWK stosowany był w Polsce m.in. do modelowania przepływów maksymalnych o rzadkich prawdopodobieństwach przewyższenia p = 1, 2 i 10% (tj. o C = 100, 50 i 10 lat), najczęściej dla deszczów niżowych o czasie trwania T = 24 h w niekontrolowanych zlewniach o stopniu uszczelnienia powierzchni większym od 5% [19, 20]. W koncepcjach projektowych systemów odwodnień terenów, w tym w wymiarowaniu zbiorników retencyjnych czy budowli hydrotechnicznych, należy uwzględniać dodatkowo wzrost wysokości opadów w perspektywie 2100 r., wynikający ze zmian klimatu [18]. Przewiduje się bowiem, że opady o obecnej intensywności będą w przyszłości występowały dwukrotnie częściej. Należy więc mieć świadomość, że aby zachować obecne standardy odwodnień terenów zurbanizowanych (wg PN-EN 752:2017), należy już obecnie odpowiednio zwiększyć przyjmowaną częstość (wysokość) deszczów – na przyszłość [3, 21].

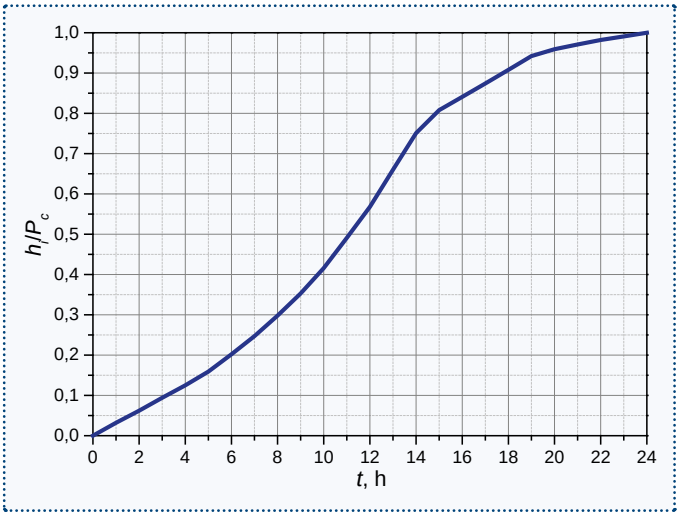
W niniejszej pracy, do zastosowań praktycznych, uogólniono kształt wzorca deszczów frontalnych i niżowych dla Wrocławia do dokładnej postaci, tj. o 10 punktach węzłowych krzywej sumowej (wg rys. 5), o określonych z badań wartościach median $h_i/P_c(t_i/T)$ – jako stałych uogólnionego wzorca, podanych w tab. 4. Ponieważ opadów dobowych (T = 24 h) nie można równo podzielić na 10 przedziałów (0,1-0,2-0,3-,...,-1,0) z zachowaniem całkowitych wartości godzin (1 h, 2 h, 3 h,..., 24 h), a więc i przyporządkować stałych wartości $h_i/P_c(t_i/T)$ określonych dla 10 przedziałów (wg tab. 4), należy dla wymiernych wartości t_i/T – dla 24 poszczególnych godzin określić dodatkowe stałe rozkładu 24-godzinowego na drodze interpolacji. Nowe 24 stałe uogólnionych wzorców (dla T = 24 h) posłużą do konstrukcji skumulowanych hietogramów dobowych, a następnie do utworzenia na ich podstawie rozkładów godzinowych, które mogą już być wprost wykorzystane do modelowania zjawiska opad–odpływ (np. w oprogramowaniu SWMM), dla przyjętej częstości przewyższeń. W tab. 5, w wierszu 24, zestawiono obliczone z modelu deszczów maksymalnych (1) wartości dobowe (T = 24 h) wysokości $h_{24} \equiv P_c$ dla Wrocławia, w zakresie częstości występowania $C \in \{10; 50; 100\}$ lat. W pierwszej kolumnie, w wierszach od 1 do 24 zestawiono kolejne godziny doby, w drugiej kolumnie podano bezwymiarowe wartości t_i/T odniesione do doby, w trzeciej kolumnie zestawiono stałe uogólnionego wzorca deszczów (o T = 24 h), a w kolejnych ko-

Tab. 5. Skumulowane i godzinowe rozkłady wysokości deszczów w dobie wg uogólnionego wzorca dla częstości występowania C = 10, 50 i 100 lat we Wrocławiu

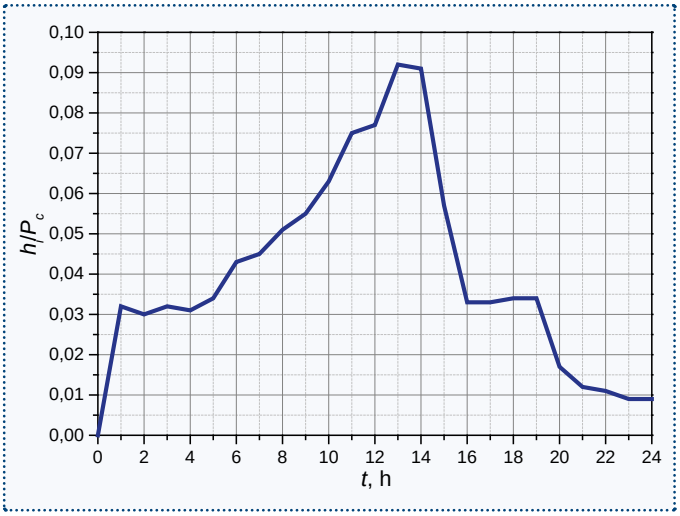
Czas, h	t_i/T	Stała wzorca: $h_i/P_c(t_i/T)$	Rozkład wysokości deszczów w dobie – skumulowany i godzinowy [mm]					
			C = 10 lat		C = 50 lat		C = 100 lat	
			skumulowany	godzinowy	skumulowany	godzinowy	skumulowany	godzinowy
1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	0,042	0,032	2,26	2,26	2,96	2,96	3,26	3,26
2	0,083	0,062	4,39	2,13	5,74	2,78	6,32	3,06
3	0,125	0,094	6,65	2,26	8,70	2,96	9,58	3,26
4	0,167	0,125	8,85	2,20	11,57	2,87	12,74	3,16
5	0,209	0,159	11,25	2,40	14,71	3,14	16,20	3,46
6	0,250	0,202	14,30	3,05	18,69	3,98	20,58	4,38
7	0,292	0,247	17,48	3,18	22,86	4,17	25,17	4,59
8	0,333	0,298	21,09	3,61	27,58	4,72	30,37	5,20
9	0,375	0,353	24,98	3,89	32,67	5,09	35,97	5,60
10	0,417	0,416	29,44	4,46	38,50	5,83	42,39	6,42
11	0,458	0,491	34,75	5,31	45,44	6,94	50,03	7,64
12	0,500	0,568	40,20	5,45	52,56	7,12	57,88	7,85
13	0,542	0,660	46,71	6,51	61,08	8,52	67,25	9,37
14	0,583	0,751	53,15	6,44	69,50	8,42	76,53	9,28
15	0,625	0,808	57,18	4,03	74,77	5,27	82,34	5,81
16	0,667	0,841	59,52	2,34	77,83	3,06	85,70	3,36
17	0,708	0,874	61,85	2,33	80,88	3,05	89,06	3,36
18	0,750	0,908	64,26	2,41	84,03	3,15	92,53	3,47
19	0,792	0,942	66,67	2,41	87,17	3,14	95,99	3,46
20	0,833	0,959	67,87	1,20	88,75	1,58	97,72	1,73
21	0,875	0,971	68,72	0,85	89,86	1,11	98,94	1,22
22	0,917	0,982	69,50	0,78	90,87	1,01	100,07	1,13
23	0,958	0,991	70,13	0,63	91,71	0,84	100,98	0,91
24	1,000	1,000	70,77	0,64	92,54	0,83	101,90	0,92

lumnach podano zsumowane wysokości deszczów – dla skumulowanych hietogramów oraz obliczone wysokości deszczów w poszczególnych godzinach doby – dla rozkładów godzinowych, odpowiednio dla C = 10, 50 i 100 lat.

Na podstawie tab. 5, na rys. 8 zobrazowano wzorcową krzywą sumową bezwymiarowych wysokości (h_i/P_c) deszczów w dobie dla Wrocławia, natomiast na rys. 9 – wzorcowy hietogram bezwymiarowych wysokości deszczów w poszczególnych godzinach doby.



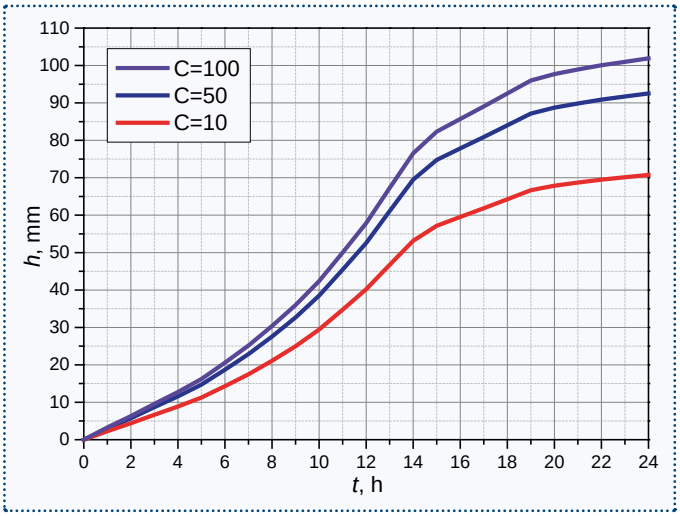
Rys. 8. Wzorcowa krzywa sumowa bezwymiarowych wysokości (h_i/P_c) deszczów w dobie dla Wrocławia



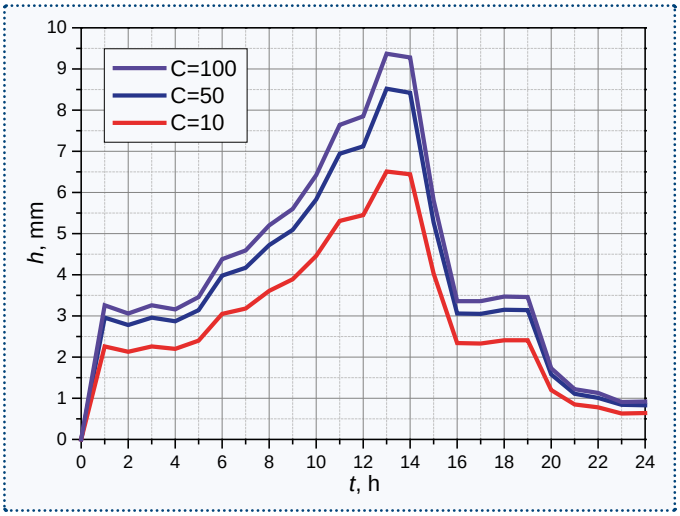
Rys. 9. Wzorcowy rozkład bezwymiarowych wysokości deszczów w poszczególnych godzinach doby dla Wrocławia

Na rys. 10 przedstawiono wzorcowe krzywe sumowe wysokości (h) deszczów dobowych dla 3 częstości przewyższeń $C \in \{10; 50; 100\}$ lat dla Wrocławia, natomiast na rys. 11 – wzorcowe rozkłady godzinowych wysokości (h) deszczów w dobie dla częstości przewyższeń $C \in \{10; 50; 100\}$ lat.

Sformułowane przykładowo wzorce deszczów frontalnych i niżowych znajdują zastosowanie do modelowania zjawiska opad–odpływ w całej zlewni deszczowej miasta Wrocławia (o powierzchni ok. 300 km²).



Rys. 10. Wzorcowe krzywe sumowe wysokości (h) deszczów w dobie dla częstości przewyższeń $C \in \{10; 50; 100\}$ lat dla Wrocławia



Rys. 11. Wzorcowe rozkłady godzinowych wysokości deszczów w dobie dla częstości przewyższeń $C \in \{10; 50; 100\}$ lat dla Wrocławia

4. Podsumowanie i wnioski końcowe

W pracy zaprezentowano zasady tworzenia uogólnionych wzorców deszczów konwekcyjnych (odpowiednika wzorca Eulera typu II) oraz uogólnionych wzorców deszczów frontalnych i niżowych (odpowiednika wzorca DVWK) na przykładzie pomiarów z dwóch reprezentatywnych stacji IMGW-PIB, odpowiednio dla terenów nizinnych (Wrocław) i górskich (Jelenia Góra). Ze względów praktycznych, analizowano opady o częstościach przewyższeń $C \geq 1$ rok, jako przydatnych do modelowania niezawodności działania systemów odwodnień na terenach zurbanizowanych.

Wykazano istotne różnice kształtów lokalnych hietogramów – deszczów o charakterze konwekcyjnym względem wzorca Eulera typu II, a także deszczów o charakterze frontalnym i niżowym względem wzorca DVWK.

Na tej podstawie, zaproponowano metodykę formułowania uogólnionych wzorców deszczów modelowych

o charakterze konwekcyjnym oraz frontalnym i niżowym dla warunków lokalnych, z przykładami liczbowymi ich tworzenia dla Wrocławia, do zastosowań naukowych i praktycznych.

5. Literatura

[1] Wartalska K.e., Kaźmierczak B., Kotowski A.: *Ocena przydatności hietogramów wzorcowych Eulera i DVWK do modelowania kanalizacji deszczowej w Polsce*. Technologia Wody 2020, nr 1, s. 8-15.

[2] Kaźmierczak B., Kotowski A.: Weryfikacja przepustowości kanalizacji deszczowej w modelowaniu hydrodynamicznym. Oficyna Wyd. Politechniki Wrocławskiej, 2012.

[3] Kotowski A.: Podstawy bezpiecznego wymiarowania odwodnień terenów. Sieci kanalizacyjne (Tom I); Obiekty specjalne (Tom II). Wyd. Seidel-Przywecki, Warszawa 2015.

[4] Wartalska K.e., Kotowski A.: Metodyka tworzenia wzorców opadów do modelowania odwodnień terenów. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej 2020.

[5] Skotnicki M., Sowiński M.: *Przestrzenna zmienność opadów w modelowaniu odpływu ze zlewni miejskiej*. Modelowanie procesów hydrologicznych. Oficyna Wyd. Politechniki Wrocławskiej 2008, s. 75–93.

[6] Zawilski M., Sakson G.: *Modelowanie spływu ścieków opadowych ze zlewni miejskiej przy wykorzystaniu programu SWMM*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna 2010, nr 11, s. 32–36.

[7] Nowakowska M., Kotowski A.: Metodyka i zasady modelowania odwodnień terenów zurbanizowanych. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, 2017.

[8] Kotowski A., Kaźmierczak B., Dancewicz A.: Modelowanie opadów do wymiarowania kanalizacji. Wyd. KILiW PAN (IPPT) nr 68, Warszawa 2010.

[9] DVWK: Arbeitsanleitung zur Anwendung Niederschlag-Abflub--Modellen in kleinen Einzugsgebieten. Regeln 113. Verlag Paul Parey, Hamburg 1984.

[10] Schmitt T.g, Thomas M.: *Rechnerischer Nachweis der Überstauhäufigkeit auf der Basis von Modellregen und Starkregenserien*. KA – Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 2000 (Jg. 47), nr 1, s. 63–69.

[11] DWA-A118: Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef 2006.

[12] Schmitt T.G: Kommentar zum Arbeitsblatt A118 "Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen"; Wyd. Seidel-Przywecki, Warszawa 2007.

[13] Kotowski A., Kaźmierczak B., Nowakowska M.: *Analiza obciążenia systemu odwodnienia terenu w przypadku prognozowanego zwiększenia częstości i intensywności deszczów z powodu zmian klimatycznych*. Ochrona Środowiska 2013, vol. 35, nr 1, s. 25–32.

[14] Mazurkiewicz K.: Wyznaczenie charakterystyki opadu obliczeniowego dla potrzeb modelowania odpływu ze zlewni miejskiej (Praca doktorska). Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Poznańskiej, 2016.

[15] Wartalska K., Nowakowska M.w., Kaźmierczak B.: *Verification of storm water reservoirs operation in hydrodynamic modeling*. 9th IWA Eastern European Young Water Professionals Conference, Budapeszt 24–27.05.2017, s. 526–533.

[16] Wartalska K.E.: Analiza hietogramów deszczów do modelowania działania kanalizacji (Praca doktorska).Wydział Inżynierii Środowiska Politechniki Wrocławskiej, 2019.

[17] PN-EN 752: 2017: Drain and sewer systems outside buildings – Sewer system management. PKN, Warszawa 2017.

[18] IPCC: Climate Change: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, 2014.

[19] Banasik K., Bodziony M., Bogdanowicz E. i in.: Metodyka obliczania przepływów i opadów maksymalnych o określonym prawdopodobieństwie przewyższenia dla zlewni kontrolowanych i niekontrolowanych oraz identyfikacji modeli transformacji opadu w odpływ. Wyd. KZGW, Warszawa 2009.

[20] Banasik K., Wałęga A., Węglarczyk S., Więzik B.: Aktualizacja metodyki obliczania przepływów i opadów maksymalnych o określonym prawdopodobieństwie przewyższenia dla zlewni kontrolowanych i niekontrolowanych oraz identyfikacji modeli transformacji opadu w odpływ. Wyd. KZGW, Warszawa 2017.

[21] Kaźmierczak B.: Prognozy zmian maksymalnych wysokości opadów deszczowych we Wrocławiu. Oficyna Wyd. Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2019.

dr inż. Katarzyna Wartalska
dr hab. inż. Bartosz Kaźmierczak, prof. PWr
prof. dr hab. inż. Andrzej Kotowski

Politechnika Wrocławska,
Wydział Inżynierii Środowiska,
Katedra Wodociągów i Kanalizacji

Pracę zrealizowano w ramach działalności statutowej Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Wrocławskiej, finansowanej ze środków MNiSW w 2020 r.



Podstawy bezpiecznego wymiarowania odwodnień terenów, to podręcznik akademicki stanowiący podsumowanie dotychczasowego stanu wiedzy w zakresie podstaw nowoczesnego – bezpiecznego projektowania i wymiarowania systemów (sieci i obiektów) odwodnień terenów zurbanizowanych, w duchu zaleceń normy PN-EN 752:2008, przy uwzględnieniu zagrożeń wynikających ze zmian klimatu w przyszłości. Praca ma monograficzno-metodologiczny, a zarazem aplikacyjny charakter. Adresowana jest głównie do studentów i pracowników naukowych wyższych uczelni technicznych, rolniczych oraz uniwersytetów – wydziałów Inżynierii Środowiska i Ochrony Środowiska, ale także do projektantów, wykonawców i eksploatatorów systemów usuwania ścieków oraz zagospodarowania wód deszczowych.

www.seidel-przywecki.eu/biblioteka

www.seidel-przywecki.pl/ksiazki



technologia wody
Rok XIII Zeszyt 1(75)
styczeń–marzec 2021
ISSN 2080-1467
www.technologia-wody.eu

Omówienie zasad porównywania parametrów technicznych rur żelbetowych na przykładzie

Overview how to compare reinforced concrete pipes in the example

Wojciech Dąbrowski

Streszczenie

Na przykładzie dwóch żelbetowych przewodów rurowych, wykonanych w jednym przypadku z betonu o bardzo wysokiej, a w drugim o wyjątkowo wysokiej wytrzymałości, pokazano, które parametry techniczne należy zgodnie z normami porównać, aby stwierdzić czy droższy beton można zastąpić tańszym w określonych warunkach terenowych. Wymieniono też inne, nienormowane, parametry, które mogą byś istotne przy dokonywaniu wyboru.

Słowa kluczowe: kanały, beton, parametry techniczne

Abstract

The example of two reinforced concrete pipes made in one case of very high concrete and in the other with exceptionally high strength concrete shows which technical parameters should be compared according to the standards to determine whether the more expensive can be replaced by cheaper ones under certain field conditions. There are also other, non-standard, parameters that may be important for the choice.

Key words: sewers, concrete, technical parameters

1. Wstęp

Artykuł powstał na bazie opinii napisanej dla potrzeb budowy długiego kanału kanalizacji deszczowej na południu Polski. Zgodnie z ustawą o zamówieniach publicznych, nie można w projekcie określać producenta ani wykonawcy żadnych elementów planowanej inwestycji. Powinno to również dotyczyć parametrów projektowych zakupowanych materiałów i urządzeń, które nie powinny być tak specyfikowane, aby były spełnione wyłącznie przez jednego producenta. Od zasady tej powinno się odstępować jedynie wówczas, gdy inwestycja spełnić może wymagania użytkowe i zapewnić bezpieczną oraz bezawaryjną pracę jedynie w przypadku skorzystania z wyrobów jednego producenta. Zdarza się, niestety, że projektant tak znacznie zawęża zakres wymaganych parametrów, iż ogranicza możliwość konkurowania pomiędzy producentami. W takich przypadkach wykonawca często po wygraniu przetargu stara się uzyskać zgodę inwestora na zastosowanie wyrobu tańszego, ale wówczas musi udowodnić, iż jest on pod każdym względem wartości użytkowych co najmniej równoważny temu spełniającemu parametry projektowe, a najlepiej, aby dodatkowo był pod jakimś względem lepszy. Kanały betonowe są powszechnie stosowane w kanalizacji. Niestety, po wojnie stosowano beton klasy B20, a nawet B10, co spowodowało, że obecny stan tych kanałów, jak również kanałów z lat siedemdziesiątych, jest często zły. Przyczynia się do tego również korozja siarczanowa, często spowodowana błędami w przewietrzaniu sieci i bagatelizowaniem tego istotnego w kanalizacji bytowo-gospodarczej zagrożenia [2]. Przyjęto uważać, że beton klasy B55 nadaje się do stosowanie w kanalizacji [8, 9]. Odpowiada on mniej więcej klasie C 50/60 w klasyfikacji międzynarodowej. Tymczasem w dokumentacji projektowej przedmiotowego kanału betonowego o średnicy 300 mm projektant przewidział za-

stosowanie rur produkowanych z betonu wysokowartościowego C 80/95. Tak wysokie parametry betonu oferowane były przez tylko jednego producenta – Prefabet Kluczbork, który umieścił w materiałach handlowych dane techniczne rur P.V.-Witros Eko – C 80/95. Nadzwyczaj wysoka jakość zastosowanego betonu powiązana jednak była z wysoką ceną rur i wykonawca zaproponował zastosowanie zamiennie przewodów rurowych produkowanych przez firmę Bazalt, uważając iż spełnia ona wymogi w stopniu co najmniej równoważnym co rury P.V.-Witros Eko – C 80/95 w warunkach prowadzonej inwestycji i zwrócił się do Politechniki Krakowskiej o wydanie opinii w tej sprawie. Ponieważ rury betonowe są powszechnie stosowane, więc pytanie o możliwość zamiany przez tańsze substytuty jest zadawane przy okazji różnych inwestycji i uznano, że na przykładzie porównania tych dwóch produktów można prześledzić sposób przeprowadzania takich porównań oparty na unormowaniach i nie tylko na nich.

2. Ogólne uwagi

Ponieważ nie ma jednego najlepszego materiału dla wszystkich możliwych zastosowań, więc porównania należy zawsze przeprowadzać w odniesieniu do warunków realizacji prowadzonej inwestycji.

W przykładzie, który posłużył tutaj do prześledzenia wymagań normowych stanowiących podstawę do porównania właściwości rur kanałowych, przyjęto parametry techniczne specyfikowane w katalogach i atestach producentów. Uzyskanie atestów wymagało przeprowadzenia prób laboratoryjnych. Z doświadczenia wiadomo, że to producent zazwyczaj dostarcza fragmenty przewodów (lub całą rurę) do zbadania, a należy zwrócić uwagę na to, że próby do badań powinny być pobrane przez wykonującego badania w sposób losowy z placu budowy.

Należy zwrócić również uwagę, że w czasie prowadzenia takich porównań zazwyczaj nie wszystkie informacje są znane. Przykładowo, jeden i drugi producent oferuje dla tych średnic przewody z uszczelką zintegrowaną, ale nie mamy danych aby ocenić szczelność połączeń w czasie, co ma duże znaczenie dla powstawania pustek w gruncie na zewnątrz kanałów [8, 9], jak również dla ilości infiltrujących do kanału wód gruntowych.

3. Zasady prowadzenia porównania

Podstawową zasadą przyjmowaną przy wszystkich porównaniach jest to, aby dotyczyły one nie samych parametrów zastosowanego materiału, ale całego wyrobu. Tak więc porównywać można nośność, a nie samą wytrzymałość na ściskanie betonu, albo czas po którym w danych warunkach testu starta zostałaby taka grubość dna betonu, że współczynnik bezpieczeństwa konstrukcji obniży się do nieakceptowalnego poziomu, a nie samą ścieralność betonu [9].

Drugą przyjmowaną najczęściej zasadą jest to, że chociaż od 2002 roku stosowanie norm nie jest obowiązkowe, chyba że w zakresie, w którym zacytowane zostały one w obowiązujących aktach prawnych lub w umowach pomiędzy inwestorem i wykonawcą (oraz w innych umowach), to jednak wyroby powinny spełniać warunki ogólnie stosowanych norm w budownictwie. W tym przypadku była to europejska norma PN-EN 206-1 oraz nieaktualna norma PN-B-06265 i najpierw sprawdzono tę zgodność, przed przystąpieniem do porównania innych właściwości wyrobów, które mają wpływ na trwałość ułożonego kanału [10].

Stosowanie nadal nieaktualnych unormowań jest częstą praktyką, gdyż normy polskie i branżowe były kiedyś znacznie bardziej szczegółowe niż wiele aktualnych norm europejskich, co akurat w omawianym tutaj przypadku nie wystąpiło. Oczywiście, niektóre stare normy nie powinny być stosowane z uwagi na postęp techniki, ale tam gdzie nie doszło do rewolucji technologicznej znajdują one nadal częste zastosowanie.

4. Wymagania normowe

Normy PN-EN 206-1 oraz PN-B-06265 podają najmniejszą wymaganą zawartość cementu, minimalną wartość ilorazu w/c oraz minimalną klasę wytrzymałości dla betonu przeznaczonego do użytkowania w określonej klasie ekspozycji środowiska. W tab. 1, 2, 3 i 4 zestawiono wartości wymagane dla najwyższych klas ekspozycji na warunki środowiskowe z dostępnymi danymi dotyczącymi dwóch porównywanych wyrobów. W zestawieniu pominięto korozję chlorkową morską XS. Poszczególne symbole mają następujące znaczenie:

- karbonatyzacja XC4 (w warunkach przemiennie suchych i mokrych),
- korozja chlorkowa śródlądowa XD3 (na przemian suche i mokre),
- zamrażanie i odmrażanie XF4 (nawilżenie wysokie i odladzanie),
- zagrożenie agresją chemiczną XA3 (środowisko silnie agresywne),
- zagrożenie ścieraniem XM3 (ekstremalnie silne).

W tab. 3 i 4 podano wartości możliwych do obniżenia zawartości cementu w kilogramach na metr sześcienny w przypadku zastosowania ekwiwalentnego zamiennika popiołowego, najpierw przy zastosowaniu cementu portlandzkiego CEM I 32,5 oraz cementu portlandzkiego wieloskładnikowego CEM II/A 32,5 przy k = 0,2, a następnie CEM I 42,5 i CEM II przy k = 0,4 [4, 6, 12, 13] (nazewnictwo według normy PN-EN 197-1:2012).

Linia przerywana w tabelach oznacza brak danych albo brak stawianych normowo wymagań. Niestety, w czasie przeprowadzania porównania przedmiotowych dwóch kanałów, producent Prefabet Kluczbork nie współpracował przy dostarczaniu dodatkowych danych, które

Tab. 1. Zestawienie wartości wymaganych według PN-EN 206-1 [12, 13] i deklarowanych przez producenta przewodu kanalizacyjnego Bazalt

Klasa ekspozycji	Minimalna normowa zawartość cementu [kg/m³]	Największy normowy iloraz *w/c*	Minimalna klasa wytrzymałości	Bazalt		
				deklarowana zawartość cementu [kg/m³]	deklarowana wartość ilorazu *w/c*	deklarowana klasa wytrzymałości
XC4	300	0,50	C30/37	Spełn.	Spełn.	Spełn.
XD3	320	0,45	C35/45	Spełn.	Spełn.	Spełn.
XF4	340	0,45	C30/37	Spełn.	Spełn.	Spełn.
XA3	360	0,45	C35/45	Spełn.	Spełn.	Spełn.
XM3	-------	0,45	----------	--------	Spełn.	----------

Tab. 2. Zestawienie wartości wymaganych według PN-EN 206-1 [12], [13] i deklarowanych przez producenta przewodu kanalizacyjnego P.V.-Witros Eko – C80/95

Klasa ekspozycji	Minimalna normowa zawartość cementu [kg/m³]	Największy normowy iloraz *w/c*	Minimalna klasa wytrzymałości	P.V.-Witros Eko		
				deklarowana zawartość cementu [kg/m³]	deklarowana wartość ilorazu *w/c*	deklarowana klasa wytrzymałości
XC4	300	0,50	C30/37	----------	----------	Spełn.
XD3	320	0,45	C35/45	----------	----------	Spełn.
XA3	360	0,45	C35/45	----------	----------	Spełn.
XM3	-------	0,45	----------	----------	----------	----------

Tab. 3. Zestawienie wartości wymaganych według PN-B-06265 [12, 13] i deklarowanych przez producenta przewodu kanalizacyjnego Bazalt

Klasa ekspozycji	Minimalna normowa zawartość cementu [kg/m³]	Największy normowy iloraz *w/c*	Minimalna klasa wytrzymałości	Bazalt		
				deklarowana zawartość cementu [kg/m³]	deklarowana wartość ilorazu *w/c*	deklarowana klasa wytrzymałości
XC4	280/270	0,50	C25/C30	Spełn.	Spełn.	Spełn.
XD3	300/270	0,45	---------	Spełn.	Spełn.	Spełn.
XF4	--------	----------	---------	----------	----------	----------
XA3	330/300	0,45	C35/45	Spełn.	Spełn.	Spełn.
XM3	320 (300/28)	0,45	C35/45	Spełn.	Spełn.	Spełn.

Tab. 4. Zestawienie wartości wymaganych według PN-B-06265 [12, 13] i deklarowanych przez producenta przewodu kanalizacyjnego P.V.-Witros Eko – C80/95

Klasa ekspozycji	Minimalna normowa zawartość cementu [kg/m³]	Największy normowy iloraz *w/c*	Minimalna klasa wytrzymałości	P.V.-Witros Eko		
				deklarowana zawartość cementu [kg/m³]	deklarowana wartość ilorazu *w/c*	deklarowana klasa wytrzymałości
XC4	280/270	0,50	C25/C30	----------	----------	Spełn.
XD3	300/270	0,45	---------	----------	----------	Spełn.
XF4	--------	----------	---------	----------	----------	Spełn.
XA3	330/300	0,45	C35/45	----------	----------	Spełn.
XM3	300/280	0,45	C35/45	----------	----------	Spełn.

nie były podane w katalogu. Jednakże z informacji dotyczących innych betonów wynika, że uzyskanie betonu klasy C 80/90 wymaga otrzymania parametru *w/c* około 0,25 [3] i że klasa ekspozycji XA3 wymaga największej wymaganej w normie PN-EN 206-1 zawartości cementu – 360 kg/m³, tak więc obydwa porównywane wyroby spełniają tę normę, jeśli idzie o wszystkie trzy najwyższe klasy ekspozycji w środowisku w zakresie XC4, XD3, XA3, XM3. Chociaż obydwie rury spełniają podane w tabelach 1-4 wymagania dla najwyższej klasy ekspozycji co do zawartości cementu, ilorazu *w/c* oraz minimalnej klasy wytrzymałości, producent rury Bazalt deklaruje klasę ekspozycji XF1. Zapewne wynika to z faktu, że w klasach XF2, XF3 oraz XF4 norma zaleca napowietrzanie betonu, co powoduje wzrost porowatości i spadek nośności i nie jest stosowane przy produkcji kanalizacyjnych przewodów betonowych. Ta sama sytuacja dotyczy rury P.V.-Witros Eko, czego dowodzi zresztą oficjalny kod identyfikacyjny tej rury „P.V.-Witros Eko – C80/95", w którym zapisano klasę ekspozycji XF1.

5. Nośność przewodów

Obliczenie nośności przewodu wykonuje konstruktor, tak, aby dla zadanego obciążenia ruchem, podbudowy drogi oraz zagłębienia i sposobu posadowienia kanału uzyskać wymagany współczynnik bezpieczeństwa [15]. Wynik obliczeń nośności przewodu rurowego zależy od wytrzymałości na zgniatanie. Według katalogu P.V. Prefabet Kluczbork S.A. [5] produkowane betonowe przewody kołowe Wipro dla 400 mm produkowane są w klasie II dla dopuszczalnego obciążenia roboczego 40 kN/m i w klasie III 60 kN/m, a rury Witros dla tej średnicy w klasach A oraz C 60 kN/m, przy czym dla rury betonowej i żelbetowej podano taką samą wartość dopuszczalnego obciążenia roboczego. Przy tej samej grubości ścianki (70 mm) i lepszej klasie betonu C 45/55 producent rury Bazalt podaje w katalogu produktów [18] dopuszczalne obciążenie rur betonowych o średnicy 400 mm jako 80 kN/m, a rury żelbetowej 115 kN/m. Przyjmujemy, że jest to błędna informacja, gdyż w deklaracji własności użytkowych nr 1/2017 taką samą wartość (115 kN/m) podano jako wytrzymałość na zgniatanie. W przypadku określania wytrzymałości nie uwzględnia się jeszcze współczynnika bezpieczeństwa, a przy dopuszczalnym obciążeniu – tak.

Przyjmujemy zasadę, że nie katalog, tylko deklaracja własności użytkowych jest podstawowym dokumentem określającym parametry wyrobu i że w związku z tym dla rur Bazalt wytrzymałość na zgniatanie wynosi 120 kN/m dla DN 300 mm oraz 115 kN/m dla DN 400 mm. Przyjmując tę zasadę, w porównaniu zdecydowanie lepiej wypada rura Bazalt niż rura P.V.-Witros Eko – C 80/95, dla której wytrzymałość na zgniatanie według dostarczonej kserokopii Deklaracji własności użytkowych nr 029/01/2016, wynosi 45 kN/m dla DN 300 mm oraz 50 kN/m dla DN 400 mm. Należy zaznaczyć, że normy według których określano tę wytrzymałość są różne.

6. Nasiąkliwość

Deklarowana nasiąkliwość betonu dla rur Bazalt wynosi 4% i jest lepsza (mniejsza) od deklarowanej nasiąkliwości rury P.V.-Witros Eko – C 80/95 (5%). Jest to istotny parametr dla kanalizacji deszczowej, którą układa się płycej niż sanitarną i jej głębokość przykrycia klucza kanału może wynosić nawet jedynie 1,4 m. Przy takich warunkach grunt pod kanałem, za wyjątkiem ekstremalnych sytuacji, nie jest zamrożony, a w kanale często w zimie przepływa mroźne powietrze.

7. Ścieralność

Ścieralność nie ma większego znaczenia dla kanalizacji bytowo-gospodarczej, ale nabiera go dla kanalizacji ogólnospławnej, a tym bardziej deszczowej, szczególnie gdy zamiast soli w zimie jezdnie posypywane są piaskiem. Na początku współczynnik bezpieczeństwa konstrukcji bardzo wolno się zmniejsza, ale po przekroczeniu połowy grubości ściany przewodu zaczyna gwałtownie maleć [7]. O ścieralności rur P.V.-Witros Eko – C80/95 niewiele wiemy, poza tym, że rura wykonana jest z wysokogatunkowego cementu (plus) ale ma znacznie cieńsze ścianki (minus). Natomiast dysponujemy wynikami badań przeprowadzonych przez Politechnikę Wrocławską [11] na tarczy Bohmego, w których wykazano nawet większą odporność betonu zastosowanego do budowy rury Bazalt na ścieranie niż wymagana dla kostki brukowej. Natomiast wynik końcowy jest obarczony błędem edytorskim i nie odnosi się, jak zapisano w sprawozdaniu z tych badań, do 1 mm².

8. Szczelność

Szczelność połączeń zależy od tolerancji utrzymania średnicy zewnętrznej (znana nam tylko dla rury Bazalt 10 mm), od jakości gumy (lub innego materiału elastomerowego) oraz od tego, czy uszczelka jest zintegrowana z kielichem przewodu betonowego/żelbetowego. Zintegrowane uszczelki są produkowane przez obu producentów i uważane są za bezpieczniejsze, jeśli idzie o szczelność, ale osobne uszczelki są wygodniejsze w zimie, gdyż guma twardnieje na mrozie i teoretycznie nie powinno się wykonywać połączeń poniżej 5°C z uszczelkami zintegrowanymi. Natomiast osobną uszczelkę (klinową) można aż do momentu montażu trzymać w temperaturze pokojowej. W rurach Witros dla średnic do 1200 mm oferowana jest uszczelka zintegrowana, a o średnicy 1400 mm – uszczelki klinowe i producenci nie różnią się w tym względzie, poza tym, że nie ma pewności jaki system jest stosowany w rurach PV-Witros Eko. Mniejsza grubość ściany rury wymaga specjalnych uszczelek, a grubość ścianek rury PV-Witros Eko wynosi 40 mm dla DN 300 mm oraz 50 mm dla DN 400 mm, przy typowej grubości rur Witros dla tej średnicy – 70 mm [5].

Drugim elementem decydującym o szczelności jest stopień wodoszczelności betonu. Tym razem deklarowana wartość jest wyższa dla rur P.V.-Witros Eko – C80/95 i wynosi W12, a dla rur Bazalt – W10. Nie wiadomo, czy testy przeprowadzane były według tej samej procedury, tym razem znana jest procedura dla rur P.V.-Witros Eko – C80/95. Przy ocenie tego parametru należy wszakże mieć na uwadze, że W10 w budowlach hydrotechnicznych jest stosowane nawet powyżej parcia 40 m słupa wody.

9. Ciężar

Mniejszy ciężar rury PV-Witros-Eko niż rur firmy Bazalt obniża koszty transportu i ułatwia układanie i łączenie w wykopie. Tak więc, koszt transportu powinien być również brany pod uwagę przy porównywaniu całkowitego kosztu zakupu wraz z transportem i ułożeniem.

10. Króćce połączeniowe

Włazowe betonowe studnie kanalizacyjne osiadają bardziej w gruncie niż przewody i dlatego niezbędne jest, aby przejścia kanałów przez pierwszy krąg były nie tylko szczelne, ale również elastyczne [19]. Zapewnia to uszczelka gumowa. W przeciwnym przypadku zazwyczaj dochodzi do pęknięcia rury. Króćce połączeniowe służą nie tylko do dopasowania długości kanału do położenia studni kanalizacyjnych, ale również do dodania dodatkowego przegubu, np. w odległości 1 m od studni, co pozwala na dodatkowe uelastycznienie połączenia i chroni przewód kanałowy przed pęknięciem. Obydwaj przedsiębiorcy produkują króćce dostudzienne, ale nie wiadomo czy są dostępne dla rury P.V.-Witros Eko – C80/95, która jest wykonywana na specjalne zamówienie. O produkcji przewodów Bazalt wiadomo, że na specjalne zamówienie mogą być produkowane króćce o innej długości niż 1 metr. Obydwaj producenci deklarują szczelność do tych samych ciśnień (0,5 bara), przekraczających te, które mogą wystąpić w grawitacyjnym przewodzie kanałowym. Jeśli idzie o studnie kanalizacyjne, to obaj producenci oferują wykonanie w technologii betonu samozagęszczalnego, co jest technologią preferowaną [17].

11. Korozja

Dla przewodów betonowych kanalizacji sanitarnej, szczególnie położonych po przewodach tłocznych, odporność na korozję siarczanową

ma bardzo duże i wciąż niedoceniane w Polsce znaczenie. Dla kanalizacji deszczowej jest to sprawa praktycznie bez znaczenia, gdyż nie ma biofilmu, w którym mogłaby być redukowana siarka [2], temperatura odprowadzanych wód opadowych i roztopowych jest niska i ścieki przeciętnie charakteryzują się dwukrotnie mniejszymi wartościami ChZT, BZT i OWO niż ścieki bytowo-gospodarcze.

Drugi rodzaj korozji jest od chlorków zawartych w wodach roztopowych. Przepływ jest okresowy i temperatura niska.

Kolejnym rodzajem korozji jest korozja zewnętrzna od wód gruntowych. Według dokumentacji geologicznej kanał deszczowy położony będzie powyżej wód gruntowych, co nie oznacza, że w gruntach zwięzłych nie będzie lokalnie narażony na działanie korozyjne wody. Ponieważ deklarowana klasa ekspozycji na korozję chemiczną jest taka sama i najwyższa (XA3) dla obu rur, więc nie ma powodu aby temat rozwijać.

12. Kruszywo

Producent Bazalt stosuje łamany bazalt do produkcji betonu. Jest to kruszywo uznawane za odporne na działanie chemiczne, chociaż oprócz SiO_2 zawiera domieszki związków żelaza, magnezu i wapnia oraz w małym stopniu potasu i sodu. Jest to bardzo dobre kruszywo na betony, a pochodzenie z kopalni zapewnia stałe właściwości kruszywa.

13. Wniosek końcowy

Przewody betonowe należy porównywać pod wieloma aspektami i dobierać właściwe dla danych warunków lokalnych prowadzenia budowy oraz przyszłej eksploatacji.

W przedstawionym tu przykładzie porównania przewodów rurowych korzystano jedynie z parametrów deklarowanych przez producentów w katalogach i w miarę możliwości w dostępnych atestach. Przyjmując te parametry za prawdziwe, należy wysoko ocenić obydwa przewody rurowe. Porównania dostępnych parametrów wypadają raczej na korzyść rury Bazalt w odniesieniu do warunków prowadzenia przedmiotowej inwestycji. Biorąc pod uwagę dużą różnicę w cenie rur, oraz to, że nie tylko klasa betonu, ale również grubość ścianki i zbrojenie mają bardzo duże znaczenie dla okresu eksploatacji przewodów, nie znaleziono żadnych przesłanek świadczących o tym, że bardzo dobra do przecisków i droga rura P.V.-Witros Eko – C80/95 będzie w warunkach ułożenia tego kanału deszczowego wykopowo spełniać swoje zadanie lepiej niż rura Bazalt. Pod względem wytrzymałościowym oraz nasiąkliwości, rura Bazalt została lepiej oceniona w warunkach przedmiotowej inwestycji.

Wybór tej rury dla rozważanej inwestycji uznać można za racjonalny również z tego powodu, że dysponujemy wieloletnimi obserwacjami dotyczącymi zachowania się betonowych i żelbetowych rur grubościennych w gruncie, jak również ich odporności względem ścieków i transportowanego piasku, a nie mamy takiego doświadczenia w odniesieniu do rur cienkościennych, wykonanych z betonu o klasie wytrzymałości, której dotychczas jeszcze powszechnie nie stosowano.

Oczywiście, w innych warunkach, a szczególnie przy układaniu kanału metodami bezwykopowymi, rura P.V.-Witros Eko – C80/95 może okazać się lepsza.

14. Literatura

[1] Dąbrowski W., *Oddziaływanie sieci kanalizacyjnych na środowisko*, Wydawnictwa Politechniki Krakowskiej 2004, 218 str.

[2] Dąbrowski W., *Nieporozumienia dotyczące korozji siarczanowej,* Instal, 2013, 1, 33-36.

[3] Giergiczny Z., Płocica S., Norma PN-EN 197-1: 2012 *Cement* – Część 1: *Skład, wymagania i kryteria zgodności dotyczące cementów powszechnego użytku, po nowelizacji*, Budownictwo, Technologie, Architektura, kwiecień–czerwiec 2012, 66-68.

[4] Gorażdże Heidelberg Cement Group – Beton według normy PN-EN 206 wraz z krajowym uzupełnieniem PN-B-062-65.

[5] http://pv-prefabet.com.pl/katalogi/katalog_rury.pdf, katalog P.V. Prefabet Kluczbork S.A., Rury betonowe i żelbetowe.

[6] Kohutek Z.B., Norma PN-EN 206-1 – *Nowy wymiar jakości betonu*, Górnictwo i Geoinżynieria, 2005, 29, z.3/1, 265-274.

[7] Kuliczkowska E., Starski M., *Analiza zjawiska ścieralności przewodów kanalizacyjnych, oraz jego wpływu na bezpieczeństwo konstrukcyjne.*

[8] Kuliczkowski A., Kuliczkowska E., *Katastrofy kanalizacyjne i ich przyczyny*, Przegląd Budowlany, 2008, 3, 31-34.

[9] Kuliczkowski A., *Rury kanalizacyjne*, Monografie, Studia, Rozprawy nr 28, Wydawnictwo Politechniki Świętokrzyskiej, Kielce 2001, 261 str.

[10] Kwietniewski M., *Awarie i odnowa sieci kanalizacyjnych*, Inżynier Budownictwa, 2006, październik, 50-54.

[11] Madryas C., Moczko A., Wysocki L., *Badania parametrów betonu rur betonowych.*

[12] PN-B-06265: 2004; *Krajowe uzupełnienie normy PN-EN 206-1*: 2003 *Beton*. Cz. 1: *Wymagania, własności, produkcja i zgodność.*

[13] PN-EN 206-1: 2003: *Beton*. Cz. 1: *Wymagania, własności, produkcja i zgodność.*

[14] PN-EN 1992 – *Projektowanie konstrukcji z betonu Eurokod 2.*

[15] PN-EN-1916:2005. *Rury i kształtki z betonu niezbrojonego, betonu zbrojonego włóknem stalowym i żelbetowe.*

[16] PN-EN-1992–1-1: 2008. *Projektowanie konstrukcji z betonu*. Część 1–1: *Reguły ogólne i reguły dla budynków.*

[17] Śmiertka G., *Trwałość prefabrykatów w gospodarce wodno-ściekowej – betonowe studnie szczelne ZPB Kaczmarek*, Nowoczesne Budownictwo Inżynieryjne, 2012, maj-czerwiec, 26-27.

[18] www.bazalt.pl Katalog produktów (dostępna wersja drukowana).

[19] Zwierzchowski D., *Analiza wyników badań stanu technicznego sieci kanalizacyjnej w Polsce*, II Ogólnopolska konferencja Naukowo-Techniczna – Nowe Materiały i Urządzenia w Wodociągach i Kanalizacji, 2001, Kielce-Cedzyna.

prof. dr hab. inż. Wojciech Dąbrowski

Politechnika Krakowska,
Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki

BIBLIOTEKA INŻYNIERII ŚRODOWISKA 2021



KSIĄŻKI

- **e-biblioteka**
  biblioteka.seidel-przywecki.com
- **sklep**
  seidel-przywecki.pl



PRENUMERATA CZASOPISM

- **Technologia Wody**
  seidel-przywecki.pl/technologia-wody
- **Forum Eksploatatora**
  seidel-przywecki.pl/forum-eksploatatora

WYDAWNICTWO Seidel Przywecki Spółka z o.o.



PORTAL INFORMACYJNY BRANŻY WOD-KAN

seidel-przywecki.eu



WEBINARIA / KONFERENCJE

seidel-przywecki.eu/webinaria
seidel-przywecki.com.pl

DWA
Klare Konzepte. Saubere Umwelt.

WYTYCZNE DWA /OPROGRAMOWANIE

seidel-przywecki.pl
biblioteka.seidel-przywecki.com

technologia wody
Rok XIII Zeszyt 1(75)
styczeń–marzec 2021
ISSN 2080-1467
www.technologia-wody.eu

Historia rozwoju systemów kanalizacyjnych w Polsce i na świecie. Część 2

Marta Maciejewska
Zbysław Dymaczewski

Połowa dziewiętnastego wieku to czas rewolucji przemysłowej, migracji ludności do wielkich metropolii w poszukiwaniu pracy, powstawanie gęsto zaludnionych dzielnic robotniczych i – niestety – skutki tego w postaci licznych epidemii związanych z niskim poziomem sanitarnym. Aby przeciwdziałać nasilającym się uciążliwościom związanym z postępem, w tym czasie na świecie powstają w wielkich miastach Europy i Ameryki, takich jak Hamburg, Paryż, Londyn, Nowy Jork, Boston czy Chicago, pierwsze współczesne systemy kanalizacyjne.

Porównując sytuację na świecie z sytuacją na terenach będącej pod zaborami Polski, możemy się przekonać, że nie odstawaliśmy zbytnio w tym zakresie od innych, w szczególności większe miasta zaboru pruskiego [Sozański, red. 2002]. W Polsce pierwsze nowoczesne systemy kanalizacyjne powstały w Gdańsku (rok 1871), we Wrocławiu (rok 1881) oraz w Warszawie (rok 1881). Szereg miast, zarówno dużych, jak i mniejszych, rozpoczęło inwestycje związane z kanalizacją na przełomie wieków i w pierwszej dekadzie XX wieku. Budowa sieci kanalizacyjnej połączona była też nierzadko z budową oczyszczalni wyposażonych w proste urządzenia do mechanicznego oczyszczania, takich jak sita Rienscha, kraty, piaskowniki czy osadniki (m.in. Grudziądz, Tczew, Chełmno, Starogard, Poznań, Kraków, Wilno, Toruń). Niektóre miasta posiadały też nowoczesne, jak na ówczesne czasy, oczyszczalnie biologiczne w postaci pól irygacyjnych (m.in. Bydgoszcz, Ostrów, Rawicz, Leszno, Września) [Piotrowski 1927].

Warszawski system kanalizacyjny można określić jako bardzo nowoczesny jak na ówczesne czasy [Rabczewski 1937]. Było to możliwe dzięki uporowi i determinacji prezydenta miasta – Sokrata Starynkiewicza. Planowana inwestycja budziła wiele negatywnych emocji wśród ludności stolicy. Mimo początkowych oporów ze strony mieszkańców, Starynkiewicz doprowadził do budowy kanalizacji, częściowo pokrywając koszty z własnych pieniędzy. Wspomniane wątpliwości warszawiaków na temat planowanego systemu kanalizacyjnego dotyczyły paradoksalnie zaniepokojenia o pogorszenie zdrowia. Obawiano się również wylewania się ścieków spod ziemi.

W roku 1900 powstała nawet broszura, która nosiła tytuł: „Kanalizacya miasta Warszawy jako narzędzie judaizmu i szarlataneryi w celu zniszczenia rolnictwa polskiego oraz wytępienia ludności słowiańskiej nad Wisłą". Zdaniem autora: „... o zupełnej nieszkodliwości dla ludzi, nieczystości kloacznych, świadczy zdrowie kwitnące robotników, zajmujących się specyalnie oczyszczaniem ustępów i rolników podmiejskich, używających przeważnie nawozów ludzkich, nawet w czasie grasowania chorób epidemicznych. I gdzież tu przypuszczać istnienie mikrobów chorobotwórczych — chyba wymarzonych w pustych głowach pismaków brukowych lub przewrotnych mózgach ludzi złej woli" [F.R. rolnik nadwiślański 1900].

Według broszury, systemy kanalizacyjne stanowiły zagrożenie dla polskiej kultury rolniczej i ekonomii: „Tak, że dowodzić szkodliwości nawozów organicznych dla zdrowia ludzkiego lub nieekonomiczności dla kraju strzech słomiastych, prowokować zniszczenie odpadków miejskich za pomocą kanalizacyi, lub zamianę chat i wsi na pałace i miasta, znaczyłoby sprzeciwiać się odwiecznym prawom natury i zdobyczom nauki — ignorować najelementarniejsze zasady procesu fizyologicznego — pokuszać się na obalenie kultury rolniczej i postępu ludzkości" [F.R. rolnik nadwiślański 1900].

Cytaty te w jasny sposób pokazują, że prezydent Starynkiewicz nie miał łatwego zadania. Mimo tego udało mu się osiągnąć sukces.


KANALIZACYA
MIASTA WARSZAWY
JAKO NARZĘDZIE
JUDAIZMU I SZARLATANERYI
W CELU
ZNISZCZENIA ROLNICTWA POLSKIEGO
ORAZ
WYTĘPIENIA LUDNOŚCI SŁOWIAŃSKIEJ NAD WISŁĄ
F. R.
KRAKÓW
1900

Fot. 1. Okładka książki „Kanalizacya miasta Warszawy jako narzędzie judaizmu i szarlataneryi w celu zniszczenia rolnictwa polskiego oraz wytępienia ludności słowiańskiej nad Wisłą" [źródło: Wikimedia Commons]



Fot. 2. Wejście do kanału głównego (kanalizacja i wodociągi w Warszawie) [źródło: http://mbc.cyfrowemazowsze.pl/dlibra/docmetadata?id=52829&from=publication]

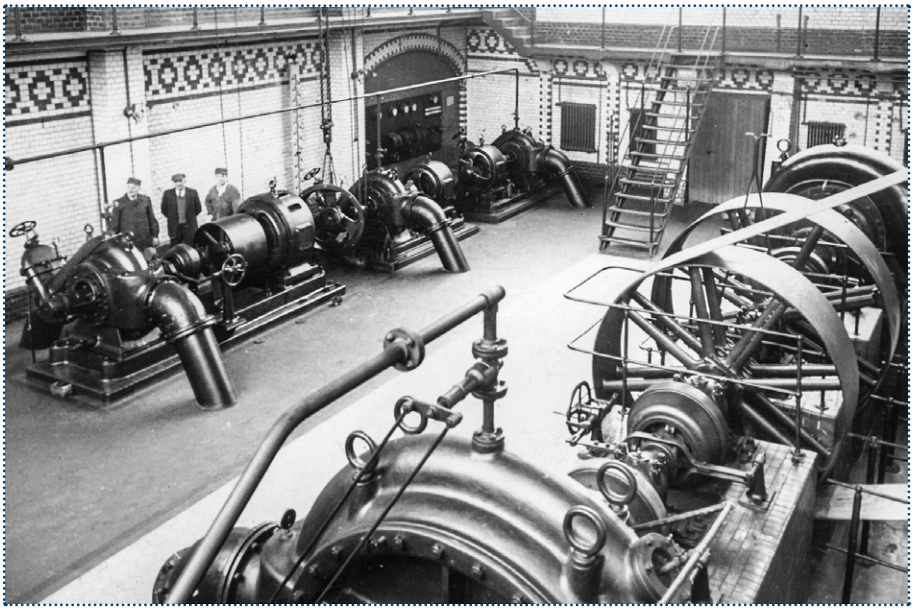
W Gdańsku projekt systemu kanalizacyjnego zaczął powstawać już w 1869 roku. Jego autorem był Eduard Friedrich Wiebe, niemiecki architekt, inżynier budownictwa i jeden z nestorów niemieckiej inżynierii sanitarnej. Kanalizację oddano do użytku 16 grudnia 1871 roku. Na potrzeby powstającego systemu kanalizacyjnego wybudowano również przepompownię ścieków Ołowianka [Madej 2019]. Funkcjonuje ona do dzisiaj, oczywiście w zmodernizowanej formie, będąc istotnym elementem obecnej sieci kanalizacyjnej miasta.

W Poznaniu budowę podziemnej sieci kanalizacyjnej rozpoczęto w 1888 roku, a w roku 1908 rozpoczęto budowę przepompowni ścieków przy ul. Garbary oraz Lewobrzeżnej Oczyszczalni Ścieków w Szelągu (obecnie ul. Serbska w Poznaniu). Oba obiekty, w zmodernizowanej, unowocześnionej formie, funkcjonują do dziś [Aquanet 2015].

Inwestycje wodociągowo-kanalizacyjne w dziewiętnastowiecznej Polsce z reguły były realizowane według schematu: najpierw wodociąg, a potem za jakiś czas kanalizacja i być może oczyszczalnia ścieków, ale niekoniecznie. Przykładem może być Bydgoszcz, która wyłamała się z tych schematów – podjęta przez magistrat pod koniec XIX wieku decyzja obejmowała kompleksowe rozwiązanie budowy nowoczesnego wodociągu i sieci kanalizacyjnej wraz z oczyszczalnią ścieków. Świadczyło to o dalekowzrocznym myśleniu w celu zapewnienia miastu odpowiednich warunków sanitarnych i możliwości rozwoju. Praktyka i napotkane różnorodne problemy spowodowały, że jednak wodociąg powstał trochę wcześniej niż kanalizacja i oczyszczalnia ścieków. Niezależnie od tego, Bydgoszcz jest bardzo dobrym przykładem całościowego podejścia do



Fot. 3. Przepompownia ścieków Ołowianka w Gdańsku [źródło: https://pl.wikipedia.org/wiki/Eduard_Friedrich_Wiebe#/media/Plik:Gda%C5%84sk_ulica_O%C5%82owianka_4A.JPG]



Fot. 4. Przepompownia ścieków przy ul. Garbary w Poznaniu, wybudowana na początku XX wieku [źródło: https://www.kierunekwodkan.pl/Resources/gallery-/1408/d_148732797658a6d2e892a2e.jpg]

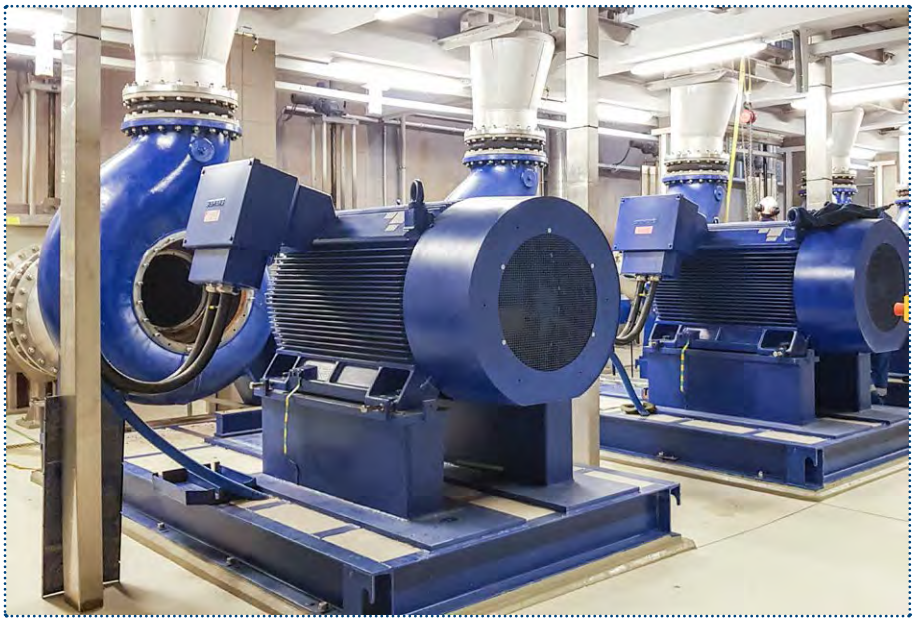
wyzwań infrastruktury sanitarnej miasta. Na uwagę zasługuje tu osoba Heinricha Metzgera, bydgoskiego radcy miejskiego, a zarazem inżyniera, który po raz pierwszy zaproponował prefabrykaty do budowy sieci kanalizacyjnej. Były to unikatowe zespolone kształtki dwukanałowe, pozwalające oddzielnie transportować ścieki bytowe i wody opadowe, nazwane później na jego cześć prefabrykatami Metzgera [Derkowska-Kostkowska i in. 2004].

Przedstawione powyżej informacje o początkach nowoczesnych systemów kanalizacyjnych w Polsce stanowią zaledwie drobny element pięknej historii rozwoju inżynierii sanitarnej na naszych terenach, a z bardzo ciekawych i wartościowych opracowań, np. dotyczących Krakowa [Wierzbicki 2001] czy Tarnowa [Rzepecki 2010] można wyczytać znacznie więcej.

Nie wszędzie jednak sanitacja terenów zurbanizowanych przebiegała bezproblemowo. Mimo zwiększającej się świadomości ekologicznej oraz opisanych wyżej przykładów, można przyjąć, że do połowy XX wieku ścieki powstające w większości miast były zazwyczaj odprowadzane do środowiska w stanie surowym, bez żadnego oczyszczenia. Prowadziło to do występowania licznych problemów, takich jak zanieczyszczenia bakteryjne sprzyjające okresowym wybuchom epidemii, uciążliwe zapachy, brak tlenu rozpuszczonego w odbiorniku ścieków, a tym samym zabijanie fauny wodnej i eutrofizacja. Te zagrożenia stały się katalizatorem dla opracowania ogólnych programów oczyszczania ścieków i technologicznego rozwoju miast na całym świecie.

W Polsce okres międzywojenny charakteryzował się dużymi różnicami na linii miasto–wieś w kwestiach higienicznych. Choć w wielu miastach sytuacja nie wyglądała najlepiej, kolejne inwestycje sukcesywnie poprawiały ten stan rzeczy. Na terenach wiejskich o żadnej poprawie stanu sanitarnego nie było mowy. Dlatego też minister spraw wewnętrznych Felicjan Sławoj-Składkowski rozpoczął w tym czasie walkę o upowszechnienie na wsi choćby najprostszych toalet. Na jego cześć nazwane zostały one sławojkami. Były to proste drewniane budki z siedziskiem, pod którym znajdował się dół na ścieki. 100 lat temu nawet one były na polskiej wsi rzadkością, nie mówiąc o systemach kanalizacyjnych [Głowacki 2019].

Okres po II wojnie światowej był czasem ogromnego rozwoju cywilizacyjnego. Przyczyn należy szukać zarówno w konieczności naprawy zniszczeń wojennych, jak i w olbrzymim postępie naukowo-technicznym. Nastąpiła rozbudowa miast i znaczny rozwój przemysłu. Wraz z rozwojem aglomeracji miejskich pojawiła się konieczność rozbudowy istniejących systemów kanalizacyjnych, które zaczęły obejmować coraz szersze obszary. Dużym wyzwaniem okazała się potrzeba remontów istniejącej infrastruktury sanitarnej i poprawy jej funkcjonalności w miejscach, które budziły zastrzeżenia. W początkowym okresie powstawania nowoczesnej kanalizacji plano-



Fot. 5. Hala pomp nowej przepompowni ścieków przy ul. Garbary w Poznaniu, która przejęła funkcję wyłączonej z eksploatacji w 2016 roku zabytkowej przepompowni z początku XX wieku [fot. M. Maciejewska]

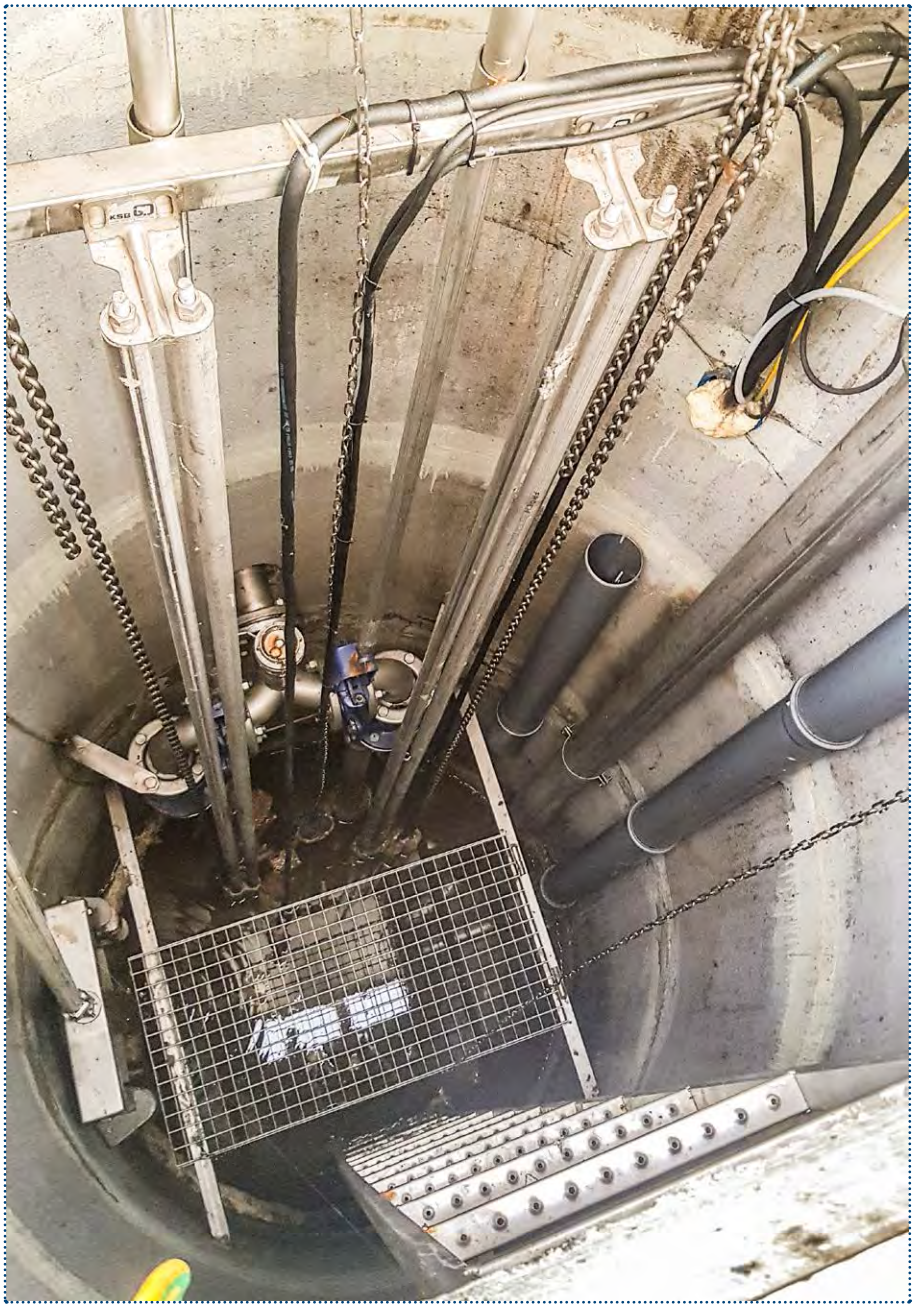
wano kanalizowanie całych obszarów zurbanizowanych. Rozumiano przez to odbieranie ścieków bytowo-gospodarczych, przemysłowych oraz opadowych. Dziś pomysł ten może wzbudzać liczne wątpliwości ekonomiczne, środowiskowe oraz techniczne. Należy mieć jednak na względzie, że w okresie początku XX wieku tereny zurbanizowane obejmowały znacznie mniejsze obszary w porównaniu z dzisiejszymi aglomeracjami miejskimi.

Przełom XX i XXI wieku to czas zmiany wzrostu gospodarczego również w zakresie systemów kanalizacyjnych. Zakończył się okres gwałtownej rozbudowy miast, a tym samym okres gwałtownej rozbudowy sieci kanalizacyjnych. Więcej uwagi natomiast zaczęto poświęcać odnowie eksploatowanych układów oraz działaniom utrzymaniowym. Jednocześnie ciągły rozwój technologiczno-naukowy pozwalał na poprawę funkcjonowania istniejących systemów [Dymaczewski 2015; Hvitved-Jacobsen, Vollertsen i Haaning Nielsen 2013]. Dzisiejsze, dobrze zaprojektowane i eksploatowane nowoczesne systemy kanalizacyjne charakteryzują się:

— niezawodnością w odbiorze i odprowadzaniu ścieków;
— wysoką szczelnością – brakiem negatywnego oddziaływania na środowisko spowodowanego eksfiltracją;
— brakiem negatywnego wpływu na życie i zdrowie ludzi i zwierząt;
— brakiem uciążliwości zapachowych w pobliżu infrastruktury kanalizacyjnej;
— rozwiniętym opomiarowaniem przepływów, wskaźników ścieków i powietrza kanalizacyjnego;
— systemem skomputeryzowanej, zdalnej kontroli infrastruktury kanalizacyjnej.

Obecnie dla krajów rozwiniętych, zwłaszcza w większych miastach, problemu nie stanowi brak kanalizacji. Rozwój technologiczny i stosowanie nowych rozwiązań oraz większa świadomość społeczeństwa spowodowały, że eksploatatorzy współczesnych systemów kanalizacyjnych zmagają się z innymi wyzwaniami, niż te, które stały przed budowniczymi sto lat temu. Możemy do nich zaliczyć między innymi:

— ścieki przemysłowe o różnym składzie;
— kanalizowanie obszarów o mniejszym zaludnieniu i mniejszej intensywności użytkowania;
— zwiększenie wrażliwości społecznej na występujące uciążliwości zapachowe;
— intensywna korozja siarczanowa betonu i stali w wyniku zagnia ścieków, zwłaszcza w systemach ciśnieniowo-grawitacyjnych;
— dążenie do zminimalizowania negatywnego oddziaływania systemów kanalizacyjnych na środowisko;
— wzrost ładunków zanieczyszczeń zawartych w ściekach;
— eksploatacja skomplikowanych i dużych systemów kanalizacyjnych w których dochodzi do szeregu przemian fizycznych, chemicznych i biologicznych;
— ścieki surowe trafiające do odbiorników wodnych poprzez



Fot. 6. Komora czerpna nowoczesnej przepompowni ścieków [fot. M. Maciejewska]

przelewy burzowe w trakcie trwania coraz częściej występujących ekstremalnych zjawisk opadowych;
— konieczność przestrzegania bardziej rygorystycznych norm i przepisów prawnych [Bolt i in. 2012].

Należy pamiętać, że walka o ochronę sanitarną trwa. Według WHO w 2018 roku na całym świecie 2,3 miliarda ludzi nie miało wciąż podstawowych warunków sanitarnych, a prawie połowa z nich zmuszona była do wypróżniania się na otwartej przestrzeni. Osoby te należą do 4,5 miliarda osób bez dostępu do bezpiecznych usług sanitarnych, czyli toalety podłączonej do kanalizacji lub szamba. Zgodnie z wypowiedzią dr Soumya Swaminathan, zastępcy dyrektora generalnego ds. programów WHO: „Warunki sanitarne są fundamentem ludzkiego zdrowia i rozwoju oraz stanowią podstawę misji WHO i ministerstw zdrowia na całym świecie. Wytyczne WHO dotyczące warunków sanitarnych i zdrowotnych są niezbędne dla zapewnienia zdrowia i dobrego samopoczucia wszystkim, wszędzie". Dlatego też w 2018 roku WHO wprowadziło pierwsze globalne wytyczne dotyczące warunków sanitarnych i zdrowotnych. Obecnie odnotowuje się ok. 829 000 zgonów rocznie spowodowanych zanieczyszczoną wodą i złymi warunkami sanitarnymi. Obliczono, że każdy jeden dolar zainwestowany w inżynierię sanitarną zwróci się ok. sześciokrotnie w postaci obniżenia kosztów opieki zdrowotnej, zwiększonej produktywności i mniejszej liczby przedwczesnych zgonów [WHO 2018].

22 marca 2018 roku, czyli w Światowy Dzień Wody, Przewodniczący Sesji Zgromadzenia Ogólnego ONZ Miroslav Lajčak ogłosił początek Międzynarodowej Dekady Wody 2018-2028. Celem jest zmobilizowanie do działań, które pomogą zmienić sposób gospodarowania zasobami wodnymi.

Zapewnienie wszystkim ludziom dostępu do wody i warunków sanitarnych poprzez zrównoważoną gospodarkę zasobami wodnymi do 2030 roku stanowi jeden z 17 głównych celów zrównoważonego rozwoju obranych przez ONZ. Według Organizacji Narodów Zjednoczonych 80% nieoczyszczonych ścieków powstałych w wyniku działalności człowieka ma bezpośrednie ujście do rzek lub morza, a każdego dnia ok. 1000 dzieci umiera z powodu biegunki i jej powikłań, które są możliwymi do uniknięcia chorobami przenoszonymi przez wodę lub są związane ze złymi warunkami sanitarnymi [Olejniczak 2018; UNIC Warsaw Ośrodek Informacji ONZ w Warszawie 2018].

Mimo, że obywatele krajów rozwiniętych na co dzień nieczęsto zastanawiają się jak wyglądałby ich świat bez systemów kanalizacyjnych, takie miejsca wciąż istnieją na świecie i nie należą do rzadkości. Po kilku tysiącach lat od pojawienia się pierwszych systemów odprowadzania ścieków, prawidłowe i godne warunki sanitarne wciąż stanowią przywilej w wielu regionach naszego globu. Miejmy nadzieję, że wraz z nadejściem roku 2030 będziemy mogli cieszyć się spełnieniem szóstego celu zrównoważonego rozwoju ONZ i każda osoba na świecie będzie miała zapewniony dostęp do wody i godnych warunków sanitarnych.

Bibliografia

[1] Aquanet SA (2015). Poznań – 150 lat wodnej tradycji. Od poznańskich wodociągów i kanalizacji do Aquanetu 1865-2015. Wyd. Aquanet SA. Poznań 2015.
[2] Bolt, A., Burszta-Adamiak, E., Gudelis-Taraszkiewicz, K., Suligowski, Z. i Tuszyńska, A. (2012). Kanalizacja – projektowanie, wykonanie, eksploatacja. Wydawnictwo Seidel-Przywecki, Warszawa 2012.
[3] Derkowska-Kostkowska i in. (2004). Historia wodociągów i kanalizacji w Bydgoszczy do 1945 r. Wyd. Wojewódzki Ośrodek Kultury w Bydgoszczy. Bydgoszcz 2004.
[4] Dymaczewski, Z. (2015). Kanalizacja grawitacyjna jako system transportu oraz przemian biochemicznych ścieków. Poznań: Wydawnictwo Politechniki Poznańskiej.
[5] F.R. rolnik nadwiślański (1900). *Kanalizacya miasta Warszawy jako narzędzie judaizmu i szarlataneryi*. Wydawnictwo Gebethner i Spółka, Kraków 1900. Wikiźródła, pobrano 19.04.2020 z lokalizacji https://pl.wikisource.org/wiki/Kanalizacya_miasta_Warszawy_jako_narz%C4%99dzie_judaizmu_i_szarlataneryi.
[6] Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J. i Haaning Nielsen, A. (2013). Sewer Processes: Microbial and Chemical Process Engineering of Sewer Networks. Boca Raton, FL, USA: CRC Press.
[7] Madej, Ł. (2019, 02 24). *Najstarsze firmy wod-kan w Polsce*. Pobrano 04 19, 2020 z lokalizacji https://inzynieria.com/wodkan/rankingi/55012,najstarsze-firmy-wod-kan-w-polsce,pozycja-rankingu-poznan-542-tys-348-mieszkancow-aquanet-s-a-.
[8] Olejniczak, K. (2018, 02 12). ONZ przez kolejne 10 lat będzie promować wodę jako element zrównoważonego rozwoju. Pobrano 04 18, 2020 z lokalizacji https://portalkomunalny.pl/onz-przez-kolejne-10-lat-bedzie-promowac-wode-jako-element-zrownowazonego-rozwoju-369905/.
[9] Piotrowski I. (1927). Wodociągi i Kanalizacja miast Polskich – w świetle liczb i wykresów. Nakład Polskiego Instytutu Wodociągowo-Kanalizacyjnego, tom. I, Warszawa 1927.
[10] Rabczewski W. (red.) (1937). Wodociągi i Kanalizacja m. st. Warszawy 1886-1936. Zarząd Miejski w m. st. Warszawie. Wydawnictwo Wodociągów i Kanalizacji m. st. Warszawy. Warszawa 1937.
[11] Rzepecki T. (2010). Historia Tarnowskich Wodociągów i Kanalizacji od drugie połowy XV wieku do 2010 roku (w stulecie powstania nowoczesnego wodociągu). Wyd. Tarnowskie Wodociągi sp. z o.o. Tarnów 2010.
[12] Sozański M., Dymaczewski Z. (red.) (2002). Wodociągi i kanalizacja w Polsce tradycja i współczesność. Praca zbiorowa. Polska Fundacja Ochrony Zasobów Wody. Poznań-Bydgoszcz 2002.
[13] UNIC Warsaw Ośrodek Informacji ONZ w Warszawie. (2018, 7 4). Międzynarodowa Dekada Wody 2018–2028. Pobrano 04 18, 2020 z lokalizacji http://www.unic.un.org.pl/dekada-wody/miedzynarodowa-dekada-wody-2018%E2%80%932028/3220#.
[14] WHO. (2018, 10 1). WHO calls for increased investment to reach the goal of a toilet for all. Pobrano 04 18, 2020 z lokalizacji https://www.who.int/news-room/detail/01-10-2018-who-calls-for-increased-investment-to-reach-the-goal-of-a-toilet-for-all.
[15] Wierzbicki R. (2001). Wodociągi Krakowa 1940-2000. Wyd. Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji S.A. w Krakowie. Kraków 2001.

mgr inż. Marta Maciejewska
dr hab. inż. Zbysław Dymaczewski
Politechnika Poznańska,
Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki,
Instytut Inżynierii Środowiska i Instalacji Budowlanych

technologia wody
Rok XIII Zeszyt 1(75)
styczeń–marzec 2021
ISSN 2080-1467
www.technologia-wody.eu

Możliwości odzysku celulozy ze ścieków i osadów ściekowych

Possibilities of cellulose recovery from sewage and sewage sludge

Ewa Wiśniowska
Rafał Nowak

Streszczenie

Odzysk celulozy ze ścieków jest nową technologią, która jednakże z powodzeniem została zastosowana w skali technicznej. Technologia ta dobrze wpisuje się w założenia gospodarki o obiegu zamkniętym. Większość technologii wykorzystuje do oddzielenia celulozy ze ścieków mikrosita lub sita gęste. Oddzielony od ścieków materiał poddawany jest dalszej obróbce w celu uzyskana celulozy w postaci pelletu lub proszku. Celuloza pozyskana w ten sposób może być wykorzystana np. jako dodatek do asfaltów, do wytwarzania glukozy, do wytwarzania węgla aktywnego. Niezbędne są dalsze badania nad możliwościami zastosowania tego materiału. Zastosowanie odzysku celulozy ze ścieków lub osadów ściekowych wpływa na inne procesy oczyszczania ścieków lub przeróbki odpadów w oczyszczalniach, m.in. powoduje zmniejszenie ilości wydzielanego biogazu, ale zarazem zmniejsza ilość wydzielanego osadu nadmiernego. Powinno to zostać uwzględnione przy projektowaniu systemów stabilizacji odpadów.

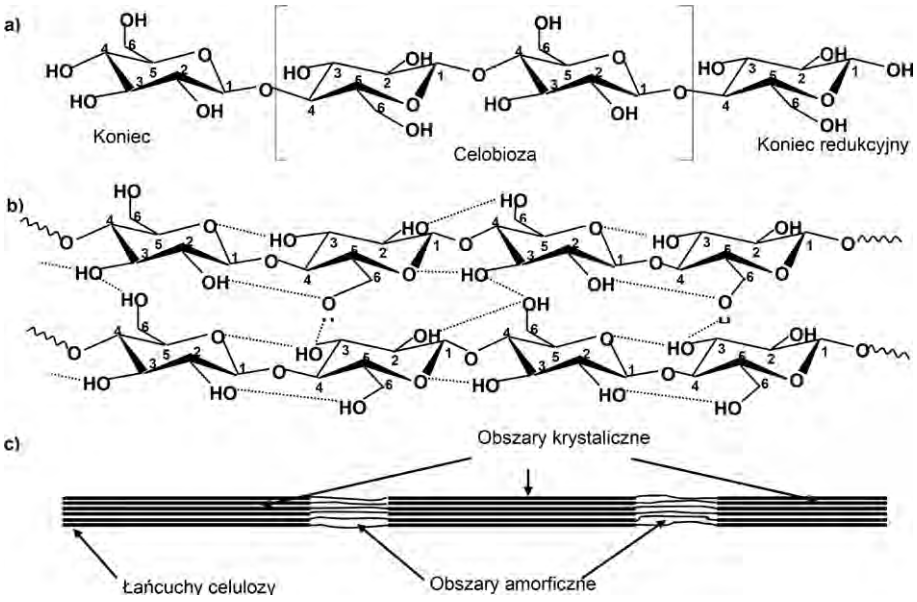
Abstract

The recovery of cellulose from wastewater is a new technology that has been successfully applied on a technical scale. This technology fits well with the assumptions of the circular economy. Most technologies use micro or fine screens to separate cellulose from wastewater. The material, separated from the wastewater is further processed to obtain cellulose in the form of pellets or powder. Cellulose obtained in this way can be used, for example, as an additive to asphalts, for the production of glucose, for the production of activated carbon. Further research into the possible applications of this material are necessary. The use of cellulose recovered from wastewater or sewage sludge affects other wastewater treatment processes or waste stabilization in sewage treatment plants, e.g. reduces the amount of released biogas, but also reduces the amount of excess sludge. This should be taken into account when designing waste stabilization systems.

1. Wprowadzenie

Ścieki zawierają związki organiczne o różnym stopniu podatności na rozkład biologiczny, m.in. celulozę. Celuloza jest cukrem złożonym zaliczanym do poliacetali, w których reszty cukrowe są powiązane wiązaniami glikozydowymi. Celuloza jest polisacharydem zbudowanym z reszt D-glukozy połączonych wiązaniami β-1,4-glikozydowymi (rys. 1).

Łańcuchy celulozy zawierają zwykle od 3000 do 14 000 reszt D-glukozy [2]. Poszczególne łańcuchy celulozy są ze sobą połączone wiązaniami wodorowymi i ustabilizowane siłami van der Vaalsa, tworząc struktury zwane makrofibrylami [3]. W cząstkach celulozy można wyróżnić obszary o budowie krystalicznej (ok. 85% obszaru mikrostruktury celulozy) i amorficznej (ok. 15% obszaru) [4] (rys. 1). W dominujących w budowie celulozy obszarach krystalicznych łańcuchy są silnie upakowane, co utrudnia penetrację do wnętrza wody i czyni celulozę praktycznie w niej nierozpuszczalną [4], a także oporną na rozkład, gdyż struktura ta utrudnia dostęp enzymów [3]. Obszary amorficzne są łatwiej podatne na hydrolizę, ponieważ ułożenie poszczególnych łańcuchów jest w nich nieregularne, występuje mniej wiązań wodorowych i są mniej stabilizowane [3, 4]. Celuloza jest także nierozpuszczalna w rozpuszczalnikach organicznych [5]. Zwykle występuje w połączeniu z hemicelulozą i ligninami, stanowiąc główny składnik biomasy lignocelulozowej. Hemiceluloza jest biopolimerem także zbudowanym z cukrów. Głównym jej składnikiem są ksylany zbudowane z reszt ksylanopi-



Rys. 1. Budowa chemiczna i wiązania wodorowe w celulozie. (a) budowa chemiczna celulozy; (b) wiązania wodorowe w celulozie; (c) schemat mikrowłókien celulozy wykazujących strukturę krystaliczną i amorficzną [1]

ranozowych połączonych wiązaniami β-1,4-glikozydowymi. W łańcuchach mogą występować różne grupy boczne, a stopień rozgałęzienia i zawartość grup metylowych i acetylowych wpływają na podatność hemicelulozy na degradację. Dzięki rozgałęzionej budowie łańcuchów ksylanów poprzez wiązania wodorowe możliwe jest połączenie hemicelulozy z celulozą [3].

Ligniny natomiast są polimerami składającymi się z pochodnych aromatycznych alkoholi fenolowych [4]. Są to heteropolimery zbudowane z alkoholu koniferylowego, synapinowego i kumarylowego [3]. Ligniny razem z celulozą i hemicelulozą tworzą ściany komórkowe roślin oraz odpowiadają za drewnienie tkanki roślinnej wiążąc włókna celulozy i hemicelulozy w silną strukturę [6].

Włókna celulozowe w ściekach surowych są obecne głównie w postaci resztek papieru toaletowego. Źródłem celulozy w ściekach mogą być także płatki kosmetyczne, błonnik, dodatki do żywności (E460, E461-469) [6]. Według dostępnych danych celuloza w ściekach surowych dopływających do oczyszczalni stanowi do 5% [7]. Przedstawione dane pochodzą jednakże z Japonii i Chin, stąd ograniczona ich przydatność w warunkach polskich. Zgodnie z innymi danymi: japońskimi, z USA i Francji, po procesie wstępnej sedymentacji celuloza nie jest wykrywana w ściekach kierowanych do biologicznego oczyszczania [7], następuje jej kumulacja w osadach wstępnych [7]. Według szacunków różnych autorów celuloza może stanowić do 8÷32% suchej masy wstępnego osadu ściekowego [2, 4, 7, 8, 9]. Natomiast w nadmiernym osadzie ściekowym, jak podaje Shang [4], celuloza stanowi około 9,7% suchej masy. Badania przeprowadzone przez Champgne'a i Li [9] wykazały natomiast, że w nadmiernym osadzie ściekowym zawartość cleulozy wyniosła 13,8% s.m.

Badania przeprowadzone w Polsce w oczyszczalni ścieków Klimzowiec wykazały, że w przefermentowanych osadach ściekowych celuloza stanowiła 27,3 % s.m. [6]. Zawartość celulozy w osadach ściekowych jest niższa niż w odpadach komunalnych, w których jej zawartość sięga 33÷37% [4]. W ściekach i osadach ściekowych celuloza występuje przede wszystkim w postaci połączeń z ligninami [2]. Wynika to prawdopodobnie z faktu, że źródłem celulozy w ściekach jest w dużej mierze, jak wskazano powyżej, papier toaletowy. Papier celulozowy zawiera ok. 85÷99% celulozy, 0% hemicelulozy oraz 0÷15% lignin [2]. Niska zawartość hemicelulozy odróżnia surowe osady ściekowe od odpadów lignocleulozwych, jak np. trawa, słoma czy łodygi drewniane, które zawierają co najmniej 22% hemicelulozy [2]. Nie oznacza to, że w osadach hemiceluloza nie może występować. Cytowane powyżej badania prowadzone w oczyszczalni ścieków Klimzowiec wykazały jej obecność w osadach przefermentowanych w ilości porównywalnej, a nawet większej niż zawartość celulozy [6]. Spośród odpadów innych niż osady ściekowe czy papier celulozowy, największy udział celulozy w czystej postaci wykazują len i bawełna [10].

Szacunki odnośnie ładunków celulozy, które dopływają do oczyszczalni ścieków są zróżnicowane. Jak podają Palmieri i wsp. [11], za innymi źródłami, zużycie papieru toaletowego przez mieszkańców jest zróżnicowane: od 49 ±23 g/(Mk·d) w Ameryce, 31 ±21 g/Mk·d w Europie, 5 g/Mk·d w Azji, do 1 g/Mk·d w Afryce. Autorzy ci szacują, że w krajach uprzemysłowionych można założyć jednostkowy ładunek papieru toaletowego dopływającego do oczyszczalni ścieków na poziomie ok. 42 g/Mk·d. Szacując na tej podstawie ładunki celulozy, które mogą dopływać do oczyszczalni ścieków, można przyjąć, że w ciągu roku jeden mieszkaniec odprowadza maksymalnie ok. 15,3 kg papieru toaletowego. Do dużej oczyszczalni ścieków, która przyjmuje ścieki od 100 tys. mieszkańców, w ciągu doby dopływa zatem ok. 4200 kg celulozy. Do tego doliczyć należy także celulozę obecną np. w błonniku (dziennie statystyczny Polak odprowadza wraz z fekaliami ok. 11 g błonnika do kanalizacji, co w przypadku wskazywanej powyżej oczyszczalni daje kolejne 1100 kg celulozy na dobę).

2. Rozkład celulozy w procesach oczyszczania ścieków i przeróbki osadów ściekowych

Celuloza jest związkiem trudno podatnym na degradację, stąd też po procesie fermentacji jej stężenie w osadach jest porównywalne do tego

występującego w osadach surowych. Występowanie celulozy w kompleksach lignocelulozowych, tj. otoczonej fragmentami hemicelulozy i lignin, utrudnia jej rozkład [6]. Pierwszym etapem rozkładu celulozy, zarówno w warunkach tlenowych, jak i beztlenowych jest jej hydroliza. Organizmy celulolityczne, do których zaliczyć można bakterie tlenowe, bakterie beztlenowe i grzyby, wytwarzają enzymy (celulazy) rozkładające w procesie hydrolizy wiązania β-1,4-glikozydowe. W wyniku tego powstaje dwucukier celobioza, celodekstyyny, a następnie glukoza [4, 6].

Największą grupą bakterii tlenowych zdolnych do rozkładu celulozy są *Acinobacteria*, natomiast beztlenowych *Firmicutes*, głównie *Clostridia* [2]. W przypadku bakterii tlenowych, enzymy celulolityczne występują najczęściej w postaci enzymów wolnych, wytwarzanych zewnątrzkomórkowo, które można łatwo odzyskać z hodowli lub w postaci kompleksów występujących na powierzchni komórek [2]. W przypadku organizmów beztlenowych, do rozkładu celulozy wykorzystywane są systemy skompleksowanych enzymów występujących w celulosomach. System ten jest dobrze opisany m.in. w przypadku np. *Clostridium thermocellum* [2]. W przypadku grzybów wykorzystanie celulozy jest powszechne w całym królestwie. Jako grupy najskuteczniej degradujące materiał lignocelulozowy wskazywane są grzyby białej oraz brązowej zgnilizny drewna [2, 6].

Hydroliza celulozy jest wskazywana jako ten etap, który limituje szybkość rozkładu tego biopolimeru podczas oczyszczania ścieków oraz przeróbki osadów. Wskazuje się, że całkowity rozkład celulozy wymaga kilku tygodni, hemicelulozy kilka dni, a ligniny są bardzo trudno rozkładalne [12]. Z tego też względu opracowywane są różne strategie wspomagania i przyśpieszania hydrolizy celulozy i lignoceluloz zawartych w osadach ściekowych. Metody te można podzielić na trzy grupy [6]:

— metody fizyczne, np. rozdrabnianie, oddziaływanie mikrofalami lub ultradźwiękami, oddziaływanie temperaturą. Stosowany zakres temperatur wynosi od 40°C [9] do nawet 250°C [13]. Czas kondycjonowania termicznego osadów zazwyczaj jest krótszy niż 60 min [14]. W przypadku stosowania wyższych temperatur kondycjonowania stosowane jest zwykle także podwyższone ciśnienie (do ponad 5 MPa). Te dwa parametry w istotny sposób wpływają na czas prowadzenia procesu. W wyższych temperaturach czas kondycjonowania nie przekracza zwykle 10 min [13];
— metody fizykochemiczne, np. oddziaływanie parą wodną lub dwutlenkiem węgla;
— metody chemiczne, np. hydroliza kwasowa (np. HCl, HNO_3, H_2SO_4, czy H_3PO_4), hydroliza alkaliczna (np. KOH, NaOH, $Ca(OH)_2$) [9, 12]. Proces ten może być prowadzony w podwyższonej temperaturze [14]. Dostępne dane wskazują, że wstępna obróbka alkaliczna, stosowana przed fermentacją metanową, jest efektywniejsza niż kondycjonowanie kwasami [12]. Wspomaganie hydrolizy osadów ściekowych silnymi kwasami lub zasadami może prowadzić do powstawania szkodliwych produktów ubocznych.

Po wstępnej obróbce biomasa może być poddawana dalszemu rozkładowi biologicznemu [9]. W skali technicznej metody wstępnego kondycjonowania osadów, ze względu na koszty, nie są powszechnie stosowane.

Możliwe jest także wspomaganie rozkładu celulozy poprzez wzbogacanie układów enzymami celulitycznymi, lub mikroorganizmami wyspecjalizowanymi w rozkładzie celulozy [12, 15]. Jak wskazano uprzednio, fermentacja metanowa stosowana jako proces stabilizacji osadów ściekowych nie pozwala na rozkład celulozy w nich zawartej w czasie 20÷30 d. Badania wykazują, że skuteczne w tym zakresie jest dalsze dostabilizowywanie osadów przefermentowanych [16] w warunkach tlenowych lub beztlenowych, co jednak zwiększa koszty eksploatacyjne. Ze względu na małą podatność celulozy i jej połączeń na degradację, atrakcyjną alternatywą są metody pozwalające na odzysk celulozy z osadów lub ścieków i jej dalsze zagospodarowywanie.

3. Odzysk celulozy

Celuloza może być odzyskiwana ze ścieków lub osadów ściekowych. Metody odzysku celulozy ze ścieków zakładają optymalizację usuwania tego biopolimeru przez zastąpienie klasycznych osadników wstępnych przez specjalne sita lub systemy filtracyjne. Pozwala to na lepsze odseparowanie włókien celulozowych od drobniejszych frakcji osadów.

Pilotażowe instalacje do odzysku celulozy tą metodą zostały uruchomione m.in. w oczyszczalniach ścieków w miejscowościach Falconara Maritima oraz Carbonera we Włoszech [16]. Zainstalowane zostały w nich systemy filtracyjne Salsness SF1000, do których doprowadzane były ścieki po wcześniejszym usunięciu zawiesin mineralnych. Wydzielony w procesie osad zawierał celulozę, hemicelulozy oraz ligniny. Przyjmuje się, że aby usunąć ze ścieków celulozę wystarczające jest zastosowanie sit lub filtrów o średnicy oczek 350 μm [17]. Efektywność odzysku osadu zależna jest jednak od średnicy oczek filtra taśmowego i wyniosła od 37% ogólnej zawartości zawiesin w przypadku średnicy oczek 350 μm do 74% w przypadku zastosowania tkaniny o średnicy oczek 90 μm. Skład wydzielonych osadów (skratek) przedstawiał się następująco: ok. 28% celulozy, ok. 10% tłuszczów, 15% popiołów, 7% hemicelulozy, 26% lignin i związków humusowych, ok. 12% białek oraz ok. 2% innych związków.

Odzyskane odpady były następnie przemywane w celu przygotowania do dalszej przeróbki. Tak spreparowane materiały, kierowane do dalszej obróbki, zawierały ok. 38 ±6% celulozy i ok. 40% lignin oraz związków humusowych. Pozostałymi składnikami były tłuszcze i popioły. Dalsza przeróbka obejmowała

zagęszczenie powstałego osadu na prasie i jego higienizację. Opisana technologia została skomercjalizowana pod nazwą Cellvation® (rys. 2). Ze zhigienizowanego osadu można uzyskać dwa produkty zawierające odzyskaną celulozę – proszek lub pellet o nazwie komercyjnej Recell®.

Technologia ta została zastosowana w oczyszczalni ścieków Geestmerambacht w Holandii [19], gdzie dziennie odzyskiwano ze ścieków ok. 400 kg czystej celulozy. Oczyszczalnia ta przyjmuje ścieki od 170 tys. mieszkańców [20, 21]. Instalacja została uruchomiona w czerwcu 2019 r. [22]. Jako zalety procesu autorzy technologii wskazują m.in. zmniejszenie ładunku związków organicznych kierowanych do biologicznej części oczyszczalni, w tym tych trudno podatnych na rozkład biologiczny oraz zmniejszenie ilości osadów kierowanych do stabilizacji, co pozwala na ograniczenie zużycia m.in. polimerów [18]. Planując zastosowanie w oczyszczalni ścieków do odzysku celulozy należy zwrócić także uwagę na to, że proces ten powoduje zmniejszenie produkcji biogazu w procesie fermentacji metanowej osadów ściekowych, a także może wpływać na uwalnianie fosforu do cieczy osadowych w tym procesie [17].

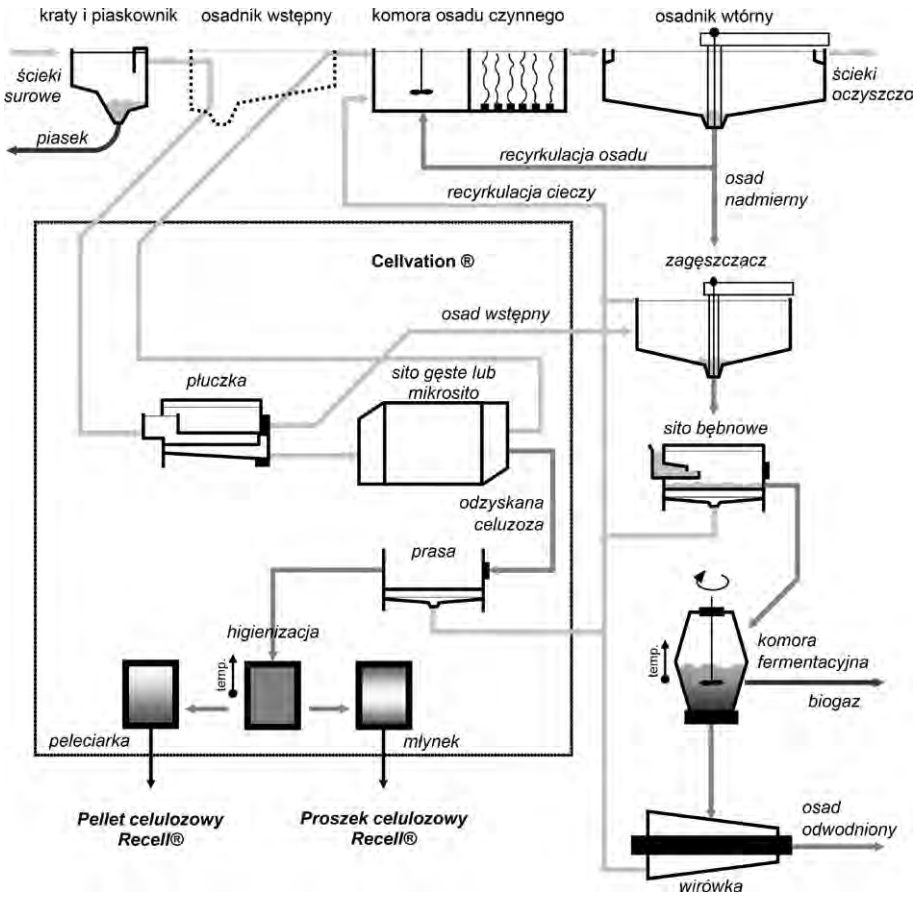
Powstający produkt, w postaci proszku lub pelletu celulozowego, może być następnie wykorzystywany jako dodatek do produkcji asfaltów lub produkcji biokomponentów. Rozwiązanie takie z powodzeniem zostało zastosowane w Holandii w ramach projektu VAZENA [22]. Asfalt zawierający domieszkę celulozy odzyskanej ze ścieków został wykorzystany do konstrukcji ścieżek rowerowych. Stwierdzono, że dodatek celulozy zwiększa trwałość asfaltu.

Testowana była także technologia wytwarzania z odzyskanej ze ścieków celulozy bioplastiku (w ramach projekt CELLU2PLA LIFE). Technologia ta została zastosowana w oczyszczalni ścieków Beemster, która przyjmuje ścieki od 192 tys. mieszkańców [23]. Do odzysku celulozy wykorzystywane są w niej sita o średnicach oczek 350 µm. Odzyskany ze ścieków osad (skratki) jest w pierwszej kolejności sterylizowany parą wodną w temperaturze 130°C. Zhigienizowany materiał poddawany jest obróbce enzymatycznej w celu wytworzenia glukozy. Glukoza znajduje się w roztworze, który oddzielany jest od zawiesin. Roztwór glukozy wykorzystywany miał być do wytworzenia kwasu mlekowego w procesie fermentacji, a następnie kwasu polimlekowego (PLA) w procesie polimeryzacji. Niestety, ostatni etap procesu, tj. wytwarzanie kwasu mlekowego i PLA, nie zakończył się sukcesem z powodu powstawania niepożądanych produktów ubocznych w wyniku niekontrolowanego wzrostu bakterii. Wykazano jednak możliwość wytwarzania glukozy z odzyskanego ze ścieków papieru toaletowego. Ilość odzyskiwanej ze ścieków celulozy wynosiła ok. 860 k/d [23].

W ramach projektu Interreg North-West Europe WOW! odzyskana ze ścieków celuloza została natomiast wykorzystana do wytworzenia węgla aktywnego. Węgiel ten był wytwarzany z materiału odzyskanego na sitach w procesie hydrotermicznej karbonizacji i aktywacji chemicznej [23]. Hydrotermiczna karbonizacja jest zaliczana do metod termochemicznych. Proces ten prowadzony jest w temperaturze 180÷250°C pod ciśnieniem 10÷40 barów, przez 1,5÷6 godzin. W wyniku procesu powstaje biowęgiel HTC, który po zakończeniu procesu musi być odwodniony [24].

Opisane powyżej technologie różnią się od siebie wykorzystaniem produktu pozyskiwanego ze ścieków w procesie cedzenia na mikrositach lub systemach filtracyjnych o różnej konstrukcji.

Inne rozwiązanie zastosowali natomiast Glińska i wsp. [25]. Przeprowadzili oni ekstrakcję celulozy z uwodnionego osadu ściekowego. Ekstrakcja została przeprowadzona wybraną cieczą jonową w temp. 100°C w czasie 24 godzin. Wyekstrahowana tym sposobem celuloza była poddawana kolejno oddzia-



Rys. 2. Schemat technologii Cellvation® odzysku celulozy ze ścieków [18]

ływaniu H_2O_2 oraz HCl w celu jej oczyszczenia. Z odzyskanej w ten sposób celulozy wytworzony został kwas lewulinowy (kwas 4-oksowalerianowy) najprostszy γ-ketokwas karboksylowy, wykorzystywany jako substrat w syntezie organicznej [26]. Kwas lewulinowy powstał w procesie katalizowanego wybraną cieczą jonową hydrotermicznego skraplania (2÷5 godz., 170°C, 7 bar). Po zakończeniu skraplania powstałe produkty zostały poddane dalszej przeróbce. Proces prowadzono w warunkach laboratoryjnych.

4. Wnioski

1. Doświadczenia praktyczne w zakresie odzysku celulozy ze ścieków oraz osadów ściekowych potwierdzają, że proces ten możliwy jest do zrealizowania w skali technicznej.
2. W przypadku dużych oczyszczalni ścieków możliwe jest odzyskanie ze ścieków kilkuset kilogramów celulozy dziennie.
3. Odzyskana celuloza może być wykorzystywana jako dodatek do asfaltów, przekształcana w glukozę, stosowana do produkcji węgla aktywnego. Inne zastosowania wymagają dalszych badań i rozwoju przyjaznych dla środowiska technologii.
4. Odzysk celulozy dobrze wpisuje się w założenia gospodarki o zrównoważonym rozwoju i o obiegu zamkniętym. Zastosowanie tej technologii w oczyszczalniach wymaga dostosowania do indywidualnych uwarunkowań, w których należy uwzględnić wpływ na produkcję biogazu, ale też zmniejszenie ilości ustabilizowanych osadów, czy zmniejszenie ilości wykorzystywanych polimerów do wspomagania procesów odwadniania.

5. Literatura

[1] Dassanayake R.S., Abidi N., Acharya S., Biopolymer-Based Materials from Polysaccharides: Properties, Processing, Characterization and Sorption Applications, IntechOpen 2018, http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.80898 (dostęp 2021.02.05).

[2] Poszytek K., Mikrobiologiczna utylizacja celulozy, Postępy mikrobiologii 2016, 55, 2, 132-146.

[3] Kancelista A., Biodegradacja odpadów lignocelulozowych z udziałem grzybów strzępkowych, Praca doktorska, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Wrocław 2012.

[4] Shang Y., Celluloze mineralization in two-stage anaerobic digestion systems, Retrospective theses and dissertations, 13929, IOWA State University, 2000.

[5] Szymański Ł., Grabowska B., Kaczmarska K., Kurleto Ż., Celuloza i jej pochodne – zastosowanie w przemyśle, Archives of Foundry Engineering 2015, 15, 5, 120-132.

[6] https://seidel-przywecki.eu/2020/11/16/celuloza-w-osadzie-sciekowym/.

[7] Mourad Benneouala. Biodegradation of slowly biodegradable organic matter in wastewater treatmentplant (WWTP): In depth analysis of physical and biological factors affecting hydrolysis of large par-ticles. Chemical and Process Engineering. INSA de Toulouse, 2017.

[8] Honda S., Miyata N., Iwahori K., Recovery of biomass cellulose from waste sewage sludge, Journal of Material Cycles and Waste Management 2002, 4(1), 46-50.

[9] Champagne P., Caijian L., Enzimatic hydrolysis of cellulosic municipal wastewater treatment proces residuals as feedstocs for the recovery of simple sugars, Bioresource technology 2009, 100, 23, 5700-5706.

[10] Sokołowska K., Konieczna-Molenda A., Witek E., Hydroliza odpadów celulozowych katalizowana enzymami celulitycznymi immobilizowanymi na nośniku polimerowym, Polimery 2016, 61, 9, 633-640.

[11] Palmieri S., Cipoletta G., Pastore C., Giosue C., Akyol C., Eusebi A.L., Frison N., Tittarelli F., Fatone F., Pilot scale cellulose recovery from sewage sludge and reuse in building and concstruction material, Watse Mangement 2019, 100, 208-218.

[12] Saker S., Lamb J.J., Hjelme D.R., Lien K.M., A review of the role of critical parameters in the design and operation of biogas production plants, Appl. Sci. 2019, 9, 1915. doi:10.3390/app9091915.

[13] Wiśniowska E., Zintegrowane systemy przeróbki odpadów w oczyszczalniach ścieków, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa, 2016.

[14] Topal M., Arskan E., Thermal conditioning of sludges, Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi, 2009, 25(1-2), 108-119.

[15] Zhu Q., Dai L., Wang Y., Tan F., Cen C., Mingxiong H., Maeda T., Enrichment of waste sewage sludge for enhancing methane production from cellulose, Bioresource Technology 2021, 321:124497. doi: 10.1016/j.biortech.2020.124497.

[16] Parravicini V., Smidt E., Svardal K., Kroiss K., Evaluating the stabilisation degree of digested sewage sludge: investigations at four municipal wastewater treatment plants, Water Sci Technol, 2006;53(8):81-90. doi: 10.2166/wst.2006.238.

[17] Grubba D., Mąkinia J., Odzysk bioplastiku i celulozy z osadów ściekowych, Wodociągi-Kanalizacja 2019, 5, 183, 31-33.

[18] http://www.smart-plant.eu/images/marketing-flyers/SMARTech1_web.pdf (dostęp 2021.02.25).

[19] http://www.salsnes-filter.com/2017/07/06/smart-plant-pilot-project-recycling-salsnes-filter-sludge/ (dostęp 2021.02.25).

[20] http://www.legambiente.it/sites/default/files/docs/08_economia_circolare_nella_gestione_sostenibile_delle_acque_reflue_-_dalla_ricerca_allapplicazione_reale_fatone.pdf (dostęp 2021.02.25).

[21] http://www.salsnes-filter.com/wp-content/uploads/sites/3/2018/06/Beemster-Customer-Profile.pdf (dostęp 2021.02.25).

[22] http://www.cirtec.nl/en/gebruikt-toiletpapier-krijgt-tweede-leven/ (dostęp 2021.02.25).

[23] http://www.wiwmbh.de/wiw/web.nsf/gfx/med_hval-bjhgej_374e-4/$file/WOW%20STATE%20OF%20THE%20ART%20REPORT.pdf (dostęp 2021.02.25).

[24] Kowalczyk-Juśko A., Szymańska M., Poferment nawozem dla rolnictwa, http://ksow.pl/files/Bazy/Biblioteka/files/Poferment_nawozem_dla_rolnictwa_01.pdf (dostęp 2021.02.25).

[25] Glińska K., Lerigoleur C., Giralt J., Torrens E., Bengoa C., Valorisation of Cellulose recovered from WWTP sludge to added value levulinic acid with a Bronsted Acidic Ionic Liquid, Catalysts 2020, 10, 1004: doi:10.3390/catal10091004.

[26] Gene R. Petersen, Joseph J. Bozell, Technology development for the production of biobased products from biorefinery carbohydrates-the US Department of Energy's "Top 10" revisited, Green Chemistry 2010, 12, 539-554, doi: 10.1039/b922014c.

dr hab. inż., prof. PCz Ewa Wiśniowska
dr inż. Rafał Nowak

Politechnika Częstochowska,
Wydział Infrastruktury i Środowiska,
Katedra Sieci i Instalacji Sanitarnych

Pracę wykonano w ramach subwencji statutowej Politechniki Częstochowskiej, Wydział Infrastruktury i Środowiska.

technologia wody
Rok XIII Zeszyt 1(75)
styczeń–marzec 2021
ISSN 2080-1467
www.technologia-wody.eu

Ocena wpływu środowiskowego myjni samochodowej w terenie zabudowanym

Environmental impact assessment of a car wash in built-up areas

Wojciech Dąbrowski
Michał Zielina

Streszczenie

Na przykładzie istniejącej ręcznej myjni samochodowej omówiono wymagania dotyczące dokumentacji składanej przy staraniach o wybudowanie myjni. Zwrócono uwagę na obowiązki właściciela myjni wynikające z unormowań stosunków sąsiedzkich przez Kodeks cywilny. Na podstawie pomiarów hałasu, natężenia oświetlenia oraz pośredniej oceny aerozoli docierających do najbliższych zabudowań mieszkalnych pokazano powstałe niedogodności mieszkania w pobliżu tego obiektu. Zwrócono uwagę na to, że granice niektórych z tych uciążliwości są określone przepisami podczas gdy inne nie są.

Słowa kluczowe: ręczna myjnia samochodowa, hałas, natężenie oświetlenia, środki czyszczące

Abstract

The example of an existing hand-held car wash was used to discusses the documentation requirements for attempting to build a car wash. Attention was drawn to the obligations of the car wash owner resulting from the regulation of neighbourly relations by the Civil Code. Based on noise measurements, illuminance and indirect assessment of aerosols reaching the nearest residential buildings, the resulting inconveniences of living near this property are shown. It has been pointed out that the boundaries of some of these nuisances are laid down by law, while others are not.

Key words: manual car wash, noise, illuminance, cleaners

1. Wstęp

Przedstawione w niniejszej pracy wyniki pomiarów dotyczą wpływu ręcznej myjni samochodowej na przylegające do niej osiedle domów jednorodzinnych. Ścieki z myjni odprowadzane są do kanalizacji i oczyszczane przed zrzutem do rzeki na innym terenie niż ten położony w pobliżu osiedla jednorodzinnego. Jest to bardzo częsty przypadek w miastach, gdy uciążliwości myjni dla sąsiadów nie dotyczą problemów odprowadzenia ścieków. Tak więc wpływ tych ścieków na środowisko i wymagania dotyczące ich oczyszczania nie były przedmiotem badań, a jest to w ogólnym przypadku jeden z podstawowych problemów środowiskowych spowodowanych działaniem myjni.

Ocenę uciążliwości dla posesji przylegających bezpośrednio do terenu myjni przeprowadzono na terenie wąskiego ogródka oraz balkonu budynku położonego za myjnią, który to budynek widać na rys. 1.

2. Wymagania stawiane myjniom samochodowym

Najczęściej myjnia w terenie zabudowanym stawiana jest w pobliżu istniejących już budynków i w takich zastanych warunkach inwestor podejmuje starania o jej wybudowanie. Taki hipotetyczny przypadek został założony na potrzeby tego artykułu. Często, w poszczególnych przypadkach, a także w popularnej literaturze technicznej, umniejsza się obowiązki spoczywające na właścicielu, szczególnie te, które obowiązują go już po odebraniu obiektu i rozpoczęciu jego eksploatacji. Jego zobowiązania względem sąsiadów wcale się nie kończą



Rys. 1. Widok domu (za myjnią) w którego ogrodzie i na balkonie prowadzono pomiary

z chwilą odebrania obiektu i przekazania do użytkowania. Prześledźmy jednak te zobowiązania od samego początku.

Na etapie starań o pozwolenie na budowę myjni samochodowej konieczne jest przedstawienie:

— decyzji z urzędu gminy o warunkach zabudowy,
— pozwolenia wodnoprawnego poprzedzonego operatem wodnoprawnym,
— pozwolenia na budowę.

Obecnie wchodzi w życie Prawo budowlane w wersji znowelizowanej Ustawą z 13 lutego 2020 roku i podpisane przez prezydenta 3 marca tego roku. Jednak wybudowane dotychczas myjnie podlegały uprzednim wersjom Prawa budowlanego. Zgodnie z Rozporządzeniem Rady Ministrów z dnia 9 listopada 2010 roku w sprawie przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko (Dz. U. 2016 poz. 71) mogą być postawione wymagania co do wykonania operatu w tym zakresie. Jednakże w tym rozporządzeniu myjnie nie zostały wymienione jako przedsięwzięcie mogące znacząco oddziaływać na środowisko i dlatego, w zależności od wielkości myjni i jej usytuowania, podejmowana jest decyzja co do potrzeby opracowania tego operatu.

Często pretensje sąsiadów o uciążliwości spowodowane przez myjnie są zbywane informacją, że jest ona oddalona co najmniej o 3 lub 4 metry od granicy działki, która to odległość, w zależności od tego jak zakwalifikujemy konstrukcje myjni w Prawie Budowlanym, jest wystarczająca. Zapomina się przy tym, że własność co do nieruchomości ma charakter ograniczony, a ograniczenia te wynikają z Kodeksu cywilnego, którego artykuł 140 stanowi: „W granicach określonych przez ustawy i zasady współżycia społecznego właściciel może, z wyłączeniem innych osób, korzystać z rzeczy zgodnie ze społeczno-gospodarczym przeznaczeniem swego prawa, w szczególności może pobierać pożytki i inne dochody z rzeczy. W tych samych granicach może rozporządzać rzeczą". Tak więc, właściciel myjni może oczywiście pobierać pożytki i dochody uzyskane z tej działalności gospodarczej, jak również rozporządzać nieruchomością, ale ta działalność powinna mieścić się w granicach wyznaczonych przez ustawy i zasady współżycia społecznego.

Granice te zostały bliżej opisane w artykule 144 K.c.: „Właściciel nieruchomości powinien przy wykonywaniu swego prawa powstrzymać się od działań, które by zakłócały korzystanie z nieruchomości sąsiednich ponad przeciętną miarę, wynikającą ze społeczno-gospodarczego przeznaczenia nieruchomości i stosunków miejscowych". Tak więc Kodeks cywilny formułuje w ogólny sposób wymagania dotyczące wpływu myjni samochodowych na działki sąsiednie i przedstawia je znacznie szerzej niż Prawo budowlane. Dla oceny wpływu na działki sąsiednie należy określić takie parametry, jak imisja aerozoli, hałasu i światła mierzona na ścianie budynków oraz na granicy działek. Zazwyczaj podstawowym problemem dla środowiska jest zrzut ścieków i czasami duży pobór wody dla myjni samochodowych, ale, jak wyjaśniono we wstępie, przedmiotem oceny jest tutaj wyłącznie oddziaływanie myjni ręcznych na posesje sąsiadujące w terenie zabudowanym.

3. Emisja i imisja aerozoli

Rozpatrywana myjnia jest ręczna, a więc mycie samochodów odbywa się przy pomocy natrysków prowadzonych pistoletami (dyszami). Woda pod wysokim ciśnieniem uderza o karoserię samochodów rozbryzgując się i tworząc aerozole. Podczas mycia dachów wysokich samochodów osobowych tymi dyszami występują chwile, w których osoba stojąca w czasie mycia po przeciwnej stronie samochodu niż sąsiednie zabudowania przechodzi z mycia ścian samochodu do mycia dachu. Przez chwilę dysza przyjmuje wówczas pozycję poziomą i wówczas krople wody bez zetknięcia z dachem karoserii samochodu przelatują nad jego dachem w kierunku najbliższego ogródka domów jednorodzinnych. Stojąc wówczas za ogrodzeniem, na terenie ogrodu najbliższego domu jednorodzinnego, zdarza się odczuć na twarzy uderzenia drobnych kropel nadlatujących z dyszy. Na rys. 2 i 3 pokazano widok myjni samochodowej jesiennym wieczorem. Wyraźnie widać mgłę tworzoną przez rozbryzgujące się strumienie wody.

Samochody myje się wodą z dodatkiem środków myjących, takich jak: marki Stiga – detergent do mycia samochodów i łodzi, produkty marki Tenzi (Car Max, Bonerex, Truck Clean Extra, Mono Truck, Super Greek Special, Neutral Magic Pink Foam, Top Glass GT, Neutral Magic Pink Foam), szampon samochodowy marki Kär-



Rys. 2. Mgła tworzona przez rozbryzgującą się wodę w widoku z ogródka domu jednorodzinnego. Zdjęcie wykonane wieczorem



Rys. 3. Mgła tworzona przez rozbryzgującą się wodę w widoku z sąsiedniego budynku. Zdjęcie wykonane za dnia.

cher, wyroby firmy Nerta (Aktywna piana, płyn do mycia samochodów, Active Foam Alk, Bio Polish, Power Wash, Powder Eco 20 Perfumed), firmy Kocher – Ultra Foam Cleaner i wiele innych. W mniejszym stopniu do rozpryskującej się wody mogą się dostawać specjalistyczne środki do oczyszczania wybranych elementów samochodów, odtłuszczania, punktowego doczyszczania, mycia ręcznego z woskowaniem lub efektem woskowania, jak firmy Tenzi (Shampo Wax, Shampo Neutro, Shampo Dry, IPA Cleaner GT, Topefekt Punkt, Mosquitos GT, Q7 Crystal, Rollmax, Alux, Alux Strong, Alux Strong Extra, Prix Gt), firmy Nerta (Brillant Hot Finish, Fallout 7, Mega-Net, ATC 100, Shampoon & Wax, Novo Wheel Cleaner) i wiele innych. Wymieniono tutaj jedynie przykładową listę stosowanych produktów, aby pokazać, że możliwości są w tym względzie bardzo zróżnicowane. Tak więc imisja zanieczyszczeń w aerozolu może też być różnorodna.

Aby sprawdzić wpływ rozbryzgującej się wody na działki sąsiednie wystawiono w godzinach wieczornych poziomo na wysokości 160 cm dwie szyby – jedną w ogrodzie najbliższego, zaraz za ogrodzeniem budynku, a drugą po jego przeciwnej stronie. Był wieczór, a temperatura atmosferyczna wynosiła 14°C, pogoda bezwietrzna – poniżej progu pomiaru 0,1 m/s. Na rys. 4 a, b, c pokazano zdjęcie szyby wystawionej za ogrodzeniem myjni po 10 minutach, po 40 minutach i po jednej godzinie. Szyba leżała na najwyższym podeście drabiny i widać jak zmniejsza się widoczność w wyniku zroszenia. W tym czasie szyba w warunkach kontrolnych z drugiej strony budynku pozostała sucha. Obserwacje stanowiska kontrolnego są w takich przypadkach niezbędne, gdyż przy dużej wilgotności względnej powietrza i nagłym ochłodzeniu wieczornym może dochodzić do wykraplania pary wodnej.

Ponadto, okno na taras na działce ogrodu, w którym przeprowadzono obserwacje, też było skropione wodą, najprawdopodobniej bezpośrednio z dysz po skierowaniu ich ponad dachem w kierunku domów jednorodzinnych, gdyż widoczne były pojedyncze krople wody.

Wpływ aerozoli na organizm ludzki zależy od ich wielkości. Olbrzymie cząstki aerozoli mają wymiar większy od 10 μm. W mikrobiologii dzieli się aerozol biologiczny na drobnoziarnisty – o wymiarach poniżej 1 μm i gruboziarnisty – o wymiarach powyżej 1 μm. Do pierwszej kategorii należą głównie wirusy, endospory i fragmenty komórek, a do drugiej bakterie i grzyby, zazwyczaj powiązane z pyłami lub kropelkami wody [1]. O ile zawilgocenie powietrza i powierzchni podłoża oraz konstrukcji myjni z pewnością wpływa na rozwój mikroorganizmów, o tyle nie dysponujemy żadnymi dowodami na to, że powoduje to powstawanie aerozoli biologicznych w stopniu mającym wpływ na zdrowie mieszkańców najbliższych dwóch domów oraz dzieci na placu zabaw. Mgłę tworzą głównie cząstki aerozolu o wymiarach 20 μm, ale przy używaniu ciepłej wody do mycia mamy do czynienia nie tylko z rozpryskiwaniem, ale również z parowaniem, a w zimnym powietrzu następnie z wykraplaniem pary wodnej, co musi prowadzić do powstawania aerozoli o rozmaitych wielkościach cząstek ciekłych. Mniejsze z nich mogą podrażniać układ oddechowy ludzi na różne sposoby, na przykład siarczany w powietrzu o wilgotności względnej poniżej 40% (rzadko spotykana w naszym klimacie) mogą występować w postaci pyłu, a przy wysokiej wilgotności tworzyć krople kwasu siarkowego.

Optymalna wilgotność względna powietrza w mieszkaniach, przy której samopoczucie jest najlepsze i nie występują problemy z oddychaniem wynosi od 30 do 60%, a w zimie, przy centralnym ogrzewaniu bez nawilżania, może spaść do 20%, natomiast

podczas wilgotnych miesięcy letnich może przekroczyć 80%. Przemieszczanie się aerozoli z myjni w kierunku domów i placu zabaw z pewnością powoduje znaczne zwiększenie wilgotności, skutkujące transportem silnie rozcieńczonych roztworów wodnych detergentów i innych związków chemicznych. W godzinach szczytu działalności myjni może to skutkować podrażnieniami układu oddechowego i w konsekwencji zwiększa prawdopodobieństwo wystąpienia ich infekcji. Przy niskich temperaturach powietrza może powodować zamglenie szyb, a w czasie mrozów zwiększone szronienie. Opóźniać będzie schnięcie prania. Tak więc, chociaż w tym przypadku trudno byłoby przytoczyć przepisy, z których by wynikało iż wartości dopuszczalne wilgotności, wielkości i stężeń kropelek powstałych z rozbryzgu wody, masy transportowanych detergentów i środków nabłyszczających itp., zostały przekroczone, to jednak pod względem powstawania mgły myjnia stwarza istotne utrudnienia dla mieszkańców najbliższych domów.



Rys. 4.a, b, c. Widok szyby coraz to bardziej zamglonej

4. Wymagania dotyczące hałasu

Hałas należy do emisji i immisji naturalnych, podobnie jak pył i aerozole oraz zapachy. Immisja ta w przypadku myjni samochodowych jest tak zwaną immisją pośrednią, to znaczy stanowi produkt uboczny prowadzonej działalności. Hałas wpływa na samopoczucie, słuch i ogólny stan zdrowia. Dlatego jego poziom jest ograniczony przepisami w miejscu pracy i w środowisku.

Hałas w przestrzeni biurowej nie powinien przekraczać 55 dB, a w sekretariatach i biurach obsługi klienta 65 dB. Na halach produkcyjnych średnia tygodniowa wartość może dochodzić do 85 dB, ale powinny być wówczas zarządzane przerwy w pracy. Przy pomiarze krótkotrwałym nie może wystąpić więcej niż 115 dB. W hałasie 95÷100 dB pozwala się pracować nie dłużej niż 40÷100 minut dziennie. Poziomy dopuszczalne dla środowiska są znacznie niższe. Rozporządzenie Ministra Środowiska z 14 czerwca 2007 roku w sprawie dopuszczalnych poziomów hałasu w środowisku (Dz. U. nr 120 poz. 826) podaje wartości dopuszczalnego poziomu hałasu mierzonego w decybelach [dB] odrębnie dla wartości spowodowanych przez drogi i linie kolejowe i odrębnie dla pozostałych źródeł hałasu, do których zalicza się między innymi myjnie samochodowe. Tekst jednolity tej ustawy opublikowano 22 stycznia 2014 roku (poz. 112). W tab. 1 zamieszczono wyciąg z Rozporządzenia dotyczący tylko tych innych źródeł hałasu.

W rozporządzeniu tym oznaczono przez:

— L_{AeqD} – przedział czasu odniesienia równy ośmiu najmniej ko-

Tab. 1. Wybrane wartości dopuszczalnych poziomów głośności [2] wywołanych przez inne źródła hałasu niż drogi i linie kolejowe

Rodzaj zagospodarowania terenu	L_{AaqD}	L_{AeqN}
a. Strefa ochronna „A" uzdrowiska b. Tereny szpitali poza miastem	45	40
c. Tereny zabudowy mieszkaniowej jednorodzinnej d. Tereny zabudowy związane ze stałym lub czasowym pobytem dzieci i młodzieży e. Teren domów opieki społecznej f. Tereny szpitali w miastach	55	45
g. Tereny zabudowy mieszkaniowej wielorodzinnej i zamieszkania zbiorowego h. Tereny zabudowy zagrodowej i. Tereny rekreacyjno-wypoczynkowe j. Tereny mieszkaniowo-usługowe	55	45
Tereny w strefie śródmiejskiej miast powyżej 100 000 mieszkańców	55	45

rzystnym następującym po sobie godzinom dnia;

— L_{AeqN} – przedział czasu odniesienia równy jednej najmniej korzystnej godzinie nocy.

Pozostałe wartości odniesienia, jak L_{DWN} (przedział czasu odniesienia równy wszystkim dobom w roku, L_N (przedział czasu odniesienia równy wszystkim porom nocy), są w przypadku myjni samochodowych trudniejsze do przekroczenia, gdyż przez większość nocy liczba klientów myjni jest znikoma.

W celu określenia hałasu na działkach sąsiednich wywołanego przez myjnie dokonano wielokrotnych pomiarów hałasu w odniesieniu do tła, jak i wraz z tłem przy różnej liczbie mytych pojazdów. Na działce, na której znajduje się myjnia, są również z boku odkurzacze do czyszczenia samochodów wewnątrz, ale stwarzany przez nie hałas w pomiarach, zarówno w przedziale A, jak i C, był znacznie mniejszy od wytwarzanego przez samą myjnię, zapewne z uwagi na ich oddalenie od zabudowań.

Na tym terenie znajduje się również paczkomat o zaniedbywalnie niskiej immisji hałasu na teren zabudowany przez budynki jednorodzinne. Interpretacji poddano wyłącznie hałasy mierzone w skali A, gdyż pomiary w skali C zmieniały się bardzo szybko, ponieważ odgłosy wywołane strugami wody nie przypominały odgłosów wydawanych przez maszyny ciężkie, do których ta skala została dopasowana.

Tło zmieniało się w dużym zakresie, gdyż dwa najbliższe domy są usytuowane blisko jezdni asfaltowej, z której wybudowano zjazd do myjni samochodowej. Ogródek tego domu położony był blisko stanowiska 1 oraz 2, licząc od lewej strony myjni na rys. 1. Pomierzone natężenie dźwięku tła wynosiło 45÷47 dB. Przy czynnym jednym lub dwóch stanowiskach mycia, pomierzone natężenie dźwięku w skali A zawierało się zazwyczaj pomiędzy 58 a 60 decybeli. Dla trzech kolejnych stanowisk wyniki pomiarów dawały bardzo rozbieżne wartości i z tego powodu nie zostały zinterpretowane na rys. 5. Korzystając z definicji natężenia dźwięku zapisanej równaniem 1, obliczono na podstawie pomiarów natężenia dźwięku samego tła L_t [dB] oraz natężenia dźwięku w czasie pracy myjni L_{t+M} oraz natężenie dźwięku pochodzącego od samej myjni L_M.

$$L\,[\mathrm{dB}] = 10 \cdot \log(I/I_0) \qquad (1)$$

$$L_M\,[\mathrm{dB}] = 10 \cdot \log[(10)^{(L_{t+M})/10} - (10)^{L_t/10}], \qquad (2)$$

gdzie:

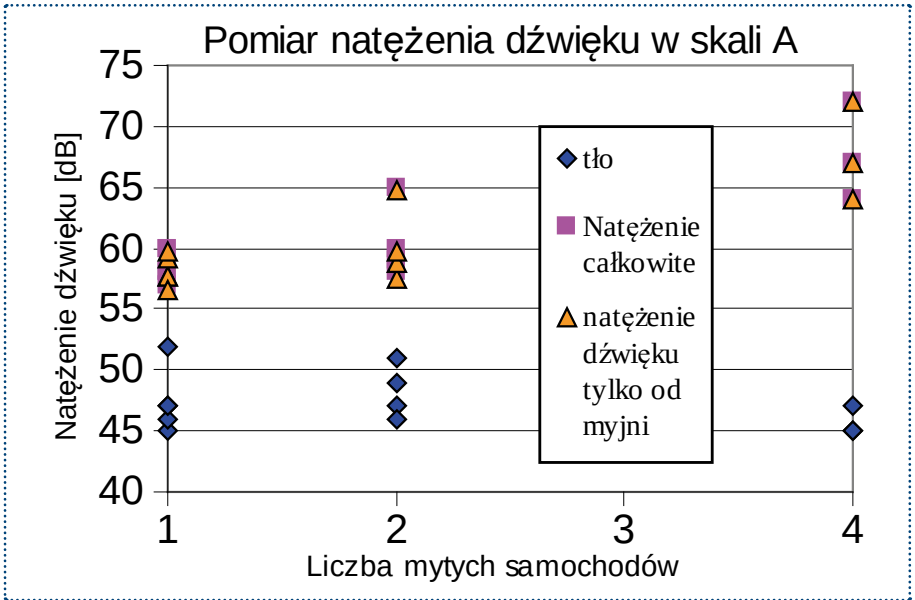
L – poziom natężenia dźwięku [dB],

I – natężenie fali dźwiękowej [W/m^2],

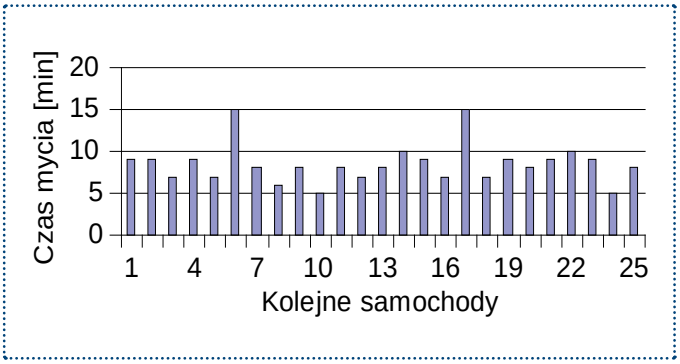
I_o – referencyjne natężenie fali dźwiękowej przyjmowane zazwyczaj jako próg słyszalności, to znaczy 10^{-12} W/m^2.

Na rys. 5 pokazano uproszczone wyniki pomiarów. Natężenie całkowite nie jest na nim przedstawione w postaci jednego punktu, ponieważ wyniki pomiarów zmieniały się w zakresie 3 dB (po odrzuceniu wartości znacznie odbiegających od średnich) L_{t+M}, a nie dlatego, że w obliczeniach uwzględniono zakres zmian pomiaru tła w porze dziennej. Bowiem całe tło L_t odpowiadało zaledwie podwyższeniu L_{t+M} o nie więcej niż 1 dB w wyniku logarytmicznej zmiany poziomu natężenia dźwięku w funkcji natężenia fali dźwiękowej. Tak więc, zmniejszenie tła L_t w porze nocnej można praktycznie pominąć, gdy mierzona lub obliczana jest wartość L_{t+M}.

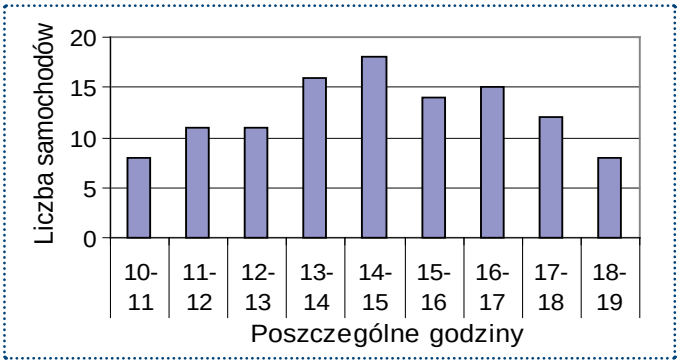
Zmierzono czas mycia 25 samochodów w tej myjni. Przez czas mycia należy tutaj rozumieć czas działania dysz/pistoletów do mycia pojazdów,



Rys. 5. Natężenie dźwięku [dB] w zależności od liczby mytych równocześnie samochodów



Rys. 6. Zmierzone czasy mycia 25 samochodów w myjni ręcznej



Rys. 7. Średnia arytmetyczna z trzech dni liczby pojazdów mytych w ciągu jednej godziny

a nie czas zajmowania jednego ze stanowisk. Ten jest wyraźnie dłuższy i może być oceniony przez zliczenie liczby samochodów obsłużonych w godzinach szczytu, kiedy to wszystkie cztery stanowiska są zajęte. Takich godzin nie jest wiele, ale ta myjnia ma stosunkowo dobre obciążenie klientami. W godzinach szczytu średnio samoobsługa dotyczy 18÷19 samochodów na godzinę, co daje średni czas zajmowania stanowiska około 13 minut. Wyniki długości czasu mycia pokazano na rys. 6.

Na rys. 7 pokazano średnią liczbę samochodów obsługiwanych na godzinę z trzech dni prowadzenia pomiarów.

Znając immisję natężenia dźwięku docierającego z myjni do granicy działki budynku oraz wielkość immisji z mytych pojazdów można przeprowadzić, z zachowaniem skali logarytmicznej, obliczenia poziomu natężenia dźwięku na granicy ogródka działki sąsiedniej odpowiadającego różnym liczbom mytych pojazdów oraz ich różnorodnemu rozmieszczeniu.

Pomiarami potwierdzono, że średnia wartość poziomu natężenia dźwięku L_{AeqD} przekroczyła 62,5 dB, a więc była większa od dopuszczalnej wartości 55 dB [2]. Wyższe wartości natężenia dźwięku zmierzono na balkonie budynku niż w ogrodzie, tuż przy ogrodzeniu. Oznacza to, że nawet niewysokie i z dużymi prześwitami ogrodzenie częściowo tłumi hałas.

Pomiar poziomu natężenia dźwięku jest określony Rozporządzeniem Ministra Ochrony Środowiska, a więc jest wygodny do wykazania przekroczenia dopuszczalnej wartości. Natomiast odczucia osób przebywających w hałasie zależą od jeszcze innych parametrów dźwięku.

W budynkach umieszczono wysokiej jakości okna z potrójnymi szybami, wypełnione argonem. Jak sprawdziliśmy, tłumią one bardzo dobrze hałas i nawet w godzinach największego obciążenia myjni przy zamkniętych oknach w pomieszczeniach nie powstaje dyskomfort. Niemniej, w lecie nie jest możliwe w budynkach, które nie są pasywne, utrzymanie przez cały czas zamkniętych okien. Chociaż uśredniony (z zastosowaniem skali logarytmicznej) poziom dźwięku w nocy będzie niski, to jednak odczucia osoby, która śpi przy otwartym oknie (lub drzwiach) na balkon na przejazd kilka metrów od tego miejsca auta i nagły wzrost poziomu hałasu mogą być nieprzyjemne.

5. Nadmierne oświetlenie

Sztuczne oświetlenie, w tym rozproszone, ma w nocy charakter zanieczyszczenia świetlnego [3, 4]. W celu określenia wielkości natężenia światła nocą w ogródku najbliższego budynku dokonano pomiarów tła w najciemniejszych miejscach na terenie osiedla domów jednorodzinnych. Pomiary przeprowadzono dwie godziny po zajściu słońca przy częściowo zachmurzonym niebie w fazie księżyca – pierwsza kwarta. Pomiary wykonane na zewnątrz na parterze przed drzwiami tarasowymi wskazywały na natężenia oświetlenia w zakresie od 3 do 12 lx, w zależności od nakierunkowania na konkretny obiekt myjni, liczby zajętych stanowisk i dokładnego miejsca pomiaru. Pomiar na balkonie wykazał wartości do 15 lx. Dla porównania wykonano pomiar natężenia oświetlenia na osiedlu od przeciwnej strony do myjni. Pomiar wykazał 0,2 lx.

Szczególnie uciążliwa jest jedna z latarń skierowana w kierunku domów. Ogólne odczucie jest takie, że bez gęstych zasłon albo żaluzji nie jest możliwe spanie w sypialniach na piętrze najbliższych czterech budynków, które mają okna w kierunku myjni. Piszemy o tym, ponieważ oświetlenia terenu zabudowanego i ciągów komunikacyjnych są często nieprawidłowo wykonane, a zmniejszenie emisji świetlnej w kierunku nieba i okien sąsiadów nieraz nie wymaga żadnych nakładów finansowych na etapie zakładania oświetlenia. Niestety, często nie funkcjonuje jeszcze społeczna świadomość, że zanieczyszczenie świetlne w nocy jest szkodliwe dla orientacji ptaków nocnych, obserwacji astronomicznych, snu ludzi itd.

6. Wnioski

1. Przepisy Kodeksu Cywilnego regulują w sposób szeroki relacje sąsiedzkie, które odnoszą się również do myjni samochodowych i właścicieli działek sąsiednich.
2. Na potrzeby artykułu przyjęto hipotetycznie, że w czasie starania o zgodę na wybudowanie myjni były już zabudowane działki sąsiednie. Takie założenie upraszcza znacznie stan prawny i dotyczy najczęściej spotykanych sytuacji.
3. Stwierdzono, że myjnia powoduje powstawanie mgły zmieniającej w sposób bardzo znaczący warun-

ki bytowania w 2+1 budynkach jednorodzinnych, a nawet dochodzi sporadycznie do rzutu kropel wody na teren działki najbliższego domu w taki sposób, iż na twarzach przebywających tam osób powstaje wyraźne odczucie uderzenia tymi kroplami. Jest oczywiste, że sytuacja ta utrudnia bytowanie w najbliższych budynkach.

4. Pomiary wykazały, że w godzinach szczytowego obciążenia myjni przekroczone są wartości dopuszczalne poziomu głośności L_{AeqD} na terenie co najmniej dwóch domów położonych najbliżej myjni. Chociaż budynki te znajdują się w pobliżu ruchliwej ulicy/jezdni, to zdecydowanie główną przyczyną przekroczenia wartości dopuszczalnej dla zabudowy jednorodzinnej okazała się być myjnia.
5. Niewłaściwe skierowanie światła z latarni ustawionej na terenie myjni oraz rozproszone światła ze świetlówek pod jej dachem powodują niepotrzebne zbyteczne oświetlenie terenu działek dwóch najbliższych domów. Oświetlenie to ma charakter zanieczyszczenia świetlnego.
6. Aby w istotny sposób zmniejszyć zanieczyszczenie świetlne na terenie działek zabudowanych domami, wystarczy skierować lampę w dół na drogę, którą podjeżdżają samochody do stanowisk. Działanie takie jest niemal bezkosztowe.
7. Niestety, ochrona przed mgłą z myjni i hałasem w najtańszym przypadku wymaga budowy ekranu na granicy działek. Jest to minimalne działanie, które można zalecić. Z czasem funkcję tę może przejąć żywopłot stworzony dwustronnie z krzewów, jak na przykład tuje. Na urośnięcie takiego żywopłotu potrzebne są jednak lata, a ponadto tuje są łamliwe i pod ciężarem śniegu oraz lodu wysokie tuje mogą się złamać. Zabezpieczenie przed mgłą wodną oraz hałasem nie jest więc już niemal bezkosztowe i ograniczy pole manewru samochodom. Niemniej poszukiwanie metod poprawy warunków środowiskowych przez nasadzenia roślin z różnych względów powinno mieć priorytet w stosunku do stawiania konstrukcji budowlanych.

7. Literatura

[1] Kołzan B., Adamiak W., Grabas K., Pawełczyk A., *Podstawy mikrobiologii w ochronie środowiska*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, 2005.

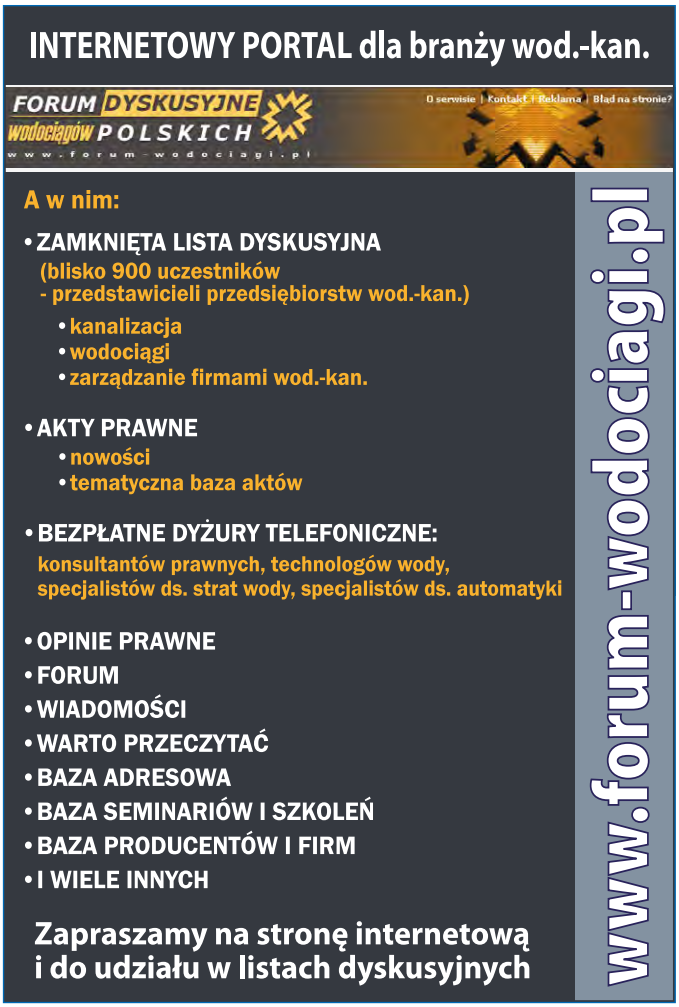
[2] Rozporządzenie Ministra Środowiska z 14 czerwca 2007 roku w sprawie dopuszczalnych poziomów hałasu w środowisku Dz. U. nr 120 poz. 826.

[3] Ściężor T., *Instalacje oświetleniowe a problem zanieczyszczenia świetlnego*, Instal, 2019, 5, 28-33.

[4] Ściężor T., *Naturalne i antropogeniczne czynniki łuny świetlnej nocnego nieba*, Monografia Politechniki Krakowskiej – Inżynieria Środowiska, 2018, str. 201.

prof. dr hab.inż. Wojciech Dąbrowski
dr hab.inż. Michał Zielina, prof. PK

Politechnika Krakowska,
Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki





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, szkoleniem 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

UWAGA: W związku z przedłużającą się pandemią COVID-19 konferencja odbędzie się w kwietniu 2021 r.

Organizator: Politechnika Śląska, Instytut Inżynierii Wody i Ścieków

Patronat medialny: INSTAL, Wydawnictwo Seidel Przywecki, technologia wody

zaprasza do udziału w:

X OGÓLNOPOLSKIEJ KONFERENCJI NAUKOWO - TECHNICZNEJ
Aktualne zagadnienia w uzdatnianiu i dystrybucji wody
3rd INTERNATIONAL CONFERENCE ON SCIENCE AND TECHNOLOGY
Current issues in water treatment and water distribution



objętej patronatem naukowym Sekcji Inżynierii Sanitarnej Komitetu Inżynierii Lądowej i Wodnej PAN, która odbędzie się w dniach 21- 23 kwietnia 2021 roku w Brennej.

Wychodząc naprzeciw aktualnym wyzwaniom warunkującym zarządzanie i eksploatację systemów wodociągowych i kanalizacyjnych, tematem przewodnim przyszłorocznej edycji jest:

Rzeczywistość polskiego sektora wodociągowo-kanalizacyjnego w uwarunkowaniach europejskiej polityki zrównoważonego rozwoju.

Integralnym elementem Konferencji będą warsztaty dotyczące opracowywania i wdrażania systemów zarządzania ryzykiem zgodnie z najnowszymi zaleceniami Unii Europejskiej, przekładające się na zmiany legislacyjne warunkowane nową DWD związane m.in. z zaopatrzeniem w wodę przeznaczoną do spożycia przez ludzi. Warsztaty wpisują się w nowe podejście do bezpieczeństwa wody, oparte na zarządzaniu ryzykiem w zaopatrzeniu w wodę, nakładające odpowiedzialność i obowiązki zarówno na organy rządowe, samorządowe jak i dostawców wody. Publikacje zakwalifikowane przez Komitet Naukowy będą publikowane w czasopismach Applied Water Science (lista MNiS 70 pkt) i Environment Science and Pollution Research (lista MNiS 70 pkt).

Więcej informacji na:
http://www.konferencje.polsl.pl/woda2020; https://www.facebook.com/woda2020/

technologia wody
Rok XIII Zeszyt 1(75)
styczeń–marzec 2021
ISSN 2080-1467
www.technologia-wody.eu

Problemy wodociągowo-kanalizacyjne w dobie pandemii

Bożena Rusinek

COVID zmienił nasze podejście do zdrowego stylu życia. Może dziwić, ale również gospodarka wodno-ściekowa ma znaczący wpływ na bezpieczeństwo epidemiologiczne.

Pierwszy problem to ograniczanie kontaktów w dobie pandemii. Przyzwyczailiśmy się przez lata, że nasze wodomierze zarówno główne, jak i dodatkowe, są odczytywane przez pracowników przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych. Niestety czas pandemii przyspieszył proces odchodzenia od tradycyjnych metod odczytu na rzecz odczytu zdalnego.

Na wstępie należy przypomnieć, że stosownie do przepisów rozporządzenia Ministra Infrastruktury z 12 kwietnia 2002 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie (Dz. U. z 2019 r. poz. 1065), opomiarowanie zużycia wszystkich mediów jest usankcjonowane prawnie w Polsce. Każdy budynek powinien być wyposażony w urządzenia do pomiaru ilości zużycia zimnej i ciepłej wody oraz ewentualnie dostarczanego ciepła. Obowiązek zadbania o takie wyposażenie leży po stronie zarządcy nieruchomości lub właściciela budynku mieszkalnego.

I tak jak w przypadku wodomierzy głównych nie występują problemy w przypadku dostosowania ich do zdalnego odczytu, ponieważ to przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjne, stosownie do art. 15 ust. 3 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"), ponosi koszty nabycia, zainstalowania i utrzymania wodomierza głównego.

Inaczej sytuacja przedstawia się w przypadku nieruchomości posiadających wodomierze dodatkowe, czy też budynków wielolokalowych.

Obowiązek posiadania wodomierza i warunki rozliczeń za wodę używaną bezpowrotnie są określone w ustawie o zbiorowym zaopatrzeniu. Zgodnie z art. 27 ust. 6 ww. ustawy w rozliczeniach ilości odprowadzonych ścieków ilość bezpowrotnie zużytej wody uwzględnia się wyłącznie w przypadkach, gdy wielkość jej zużycia na ten cel ustalona jest na podstawie dodatkowego wodomierza zainstalowanego na koszt odbiorcy usług.

W przypadku natomiast nieruchomości wielolokalowych, stosownie do art. 6 ustawy o zbiorowym zaopatrzeniu, na wniosek właściciela lub zarządcy budynku wielolokalowego lub budynków wielolokalowych przedsiębiorstwo wodociągowo-kanalizacyjne zawiera umowę na dostawę wody i odprowadzanie ścieków także z osobą korzystającą z lokalu wskazaną we wniosku. Właściciel lub zarządca budynku wielolokalowego lub budynków wielolokalowych jest uprawniony do zainstalowania wodomierzy przy wszystkich punktach czerpalnych wody w danym budynku.

I tu powstaje problem, ponieważ to właściciel/zarządca nieruchomości winien na wodomierzach dodatkowych na swój koszt zainstalować urządzenia pozwalające na odczyt zdalny. Zawsze kiedy ktoś musi ponieść dodatkowe koszty pierwszym odruchem jest sprzeciw. Rodzą się pytania:

— Czy w świetle przepisów ustawy z dnia 16 lutego 2007 r. o ochronie konkurencji i konsumentów (Dz. U. z 2020 r. poz. 1076 i 1086 – dalej „ustawy o ochronie konkurencji i konsumentów") przedsiębiorstwo wodociągowo-kanalizacyjne może narzucić odbiorcom posiadającym dodatkowe urządzenia pomiarowe obowiązek przystosowania ich do odczytu zdalnego?
— Czy problemem tym winien zajmować się organ antymonopolowy, czy istniejący regulator Państwowego Gospodarstwa Wodnego Wody Polskie?

Na wstępie należy zauważyć, że bez względu na obowiązuje przepisy, odczyt zdalny jest nie tylko tańszy w dłuższej perspektywie czasowej, ale również bezpieczniejszy w dobie pandemii.

Jak wskazują specjaliści, rozwój technologiczny jaki nastąpił w ostatnich latach pozwala na stwierdzenie, że systemy odczytu zdalnego stają się praktycznie standardem. Działania prowadzone przez spółki wodociągowo-kanalizacyjne nazwać można „oszczędzaniem przez inwestowanie". Nowoczesny system zdalnego odczytu pozwala w sposób pełny monitorować całą instalację. Częste odczyty (nawet kilka razy w ciągu doby) pozwalają ponadto na szybkie reagowanie w przypadku rejestracji stanów odbiegających od normy. W przypadku dużego systemu jest to bardzo duża ilość danych, ale umożliwia to zastosowanie oprogramowania z algorytmami do śledzenia bilansu rozpływu wody w danej strefie zasilania.

Tego typu działania pozwalają na odpowiednie gospodarowanie wodami, a w konsekwencji doprowadzją do sporych oszczędności, które w efekcie końcowym odczują również odbiorcy.

Korzyści główne to:

— skrócenie czasu odczytu wszystkich wodomierzy objętych systemem;
— poprawa poczucia bezpieczeństwa i prywatności domowników zwłaszcza w okresie pandemii;
— możliwość dokonania odczytu nawet podczas nieobecności mieszkańców;
— obniżenie kosztów związanych z pomiarem zużycia wody;
— możliwość odczytu wodomierzy zlokalizowanych w trudno dostępnych miejscach;
— eliminacja ryzyka pomyłki odczytu związanej z czynnikiem ludzkim;
— możliwość rozwoju systemu wraz z rozwojem sieci i przedsiębiorstwa;
— integracja systemu z oprogramowaniem finansowo-księgowym;
— możliwość monitorowania różnych parametrów systemu, a także prób ingerencji zewnętrznym polem magnetycznym w wodomierz;
— narzędzie do wczesnego wykrywania awarii zarówno sieci wodociągowej, jak i poszczególnych wodomierzy czy instalacji, a tym samym przyczynia się znacznie do ograniczenia zużycia wody, co wpływa korzystnie nie tylko na finanse użytkowników, ale także na stan zasobów wodnych w środowisku.

Należy przypomnieć, że problem winy i naprawienia szkody w przypadku zaboru, uszkodzenia wodomierzy głównych był przedmiotem wielu decyzji organu antymonopolowego i wyroków sądów (np. decyzje: RKR-19/2014, RGD-33/2014; wyroki Sądu Apelacyjnego w Warszawie z dnia 5 listopada 2008 r., sygn. akt: VI ACa 525/08, z dnia 28 listopada 2007 r., sygn. akt: VI ACa 939/07).

Co do zgodności z prawem działań przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych w przypadku uzależnienia rozliczeń za wodę bezpowrotnie zużytą od zainstalowania przez odbiorcę urządzeń do odczytu zdalnego, należy odwołać się do stanowiska organu antymonopolowego z roku 2016, tj. sprzed daty powołania regulatora. „Odbiorca usług wodociągowo-kanalizacyjnych powinien mieć prawo wyboru pomiędzy tańszym urządzaniem tradycyjnym a droższym do odczytu radiowego. Chodzi o wodomierz dodatkowy, używany np. do pomiaru wody do podlewania ogrodu. W ramach współpracy z organem antymonopolowym dwie spółki zmieniły praktykę".

Jako przykład wskazano wówczas praktyki dwóch przedsiębiorców wodociągowo-kanalizacyjnych, którzy nakazywali mieszkańcom poniesienie kosztów instalacji wodomierza dostosowanego do systemu zdalnego odczytu. Chodziło o urządzenie dodatkowe służące do pomiarów tzw. wody bezpowrotnie zużytej (np. w celu podlewania przydomowych ogrodów).

Urząd w roku 2016 nie kwestionował wprowadzania zdalnego systemu odczytu wodomierzy. Wskazywał wręcz na jego zalety, tj. automatyzm eliminujący potrzebę wizyt inkasenta w domu, co przekłada się na podniesienie sprawności obsługi rozliczeń, a w dłuższej perspektywie czasowej zmniejsza koszty działalności. Zastrzeżeń nie budziło również samo obciążanie odbiorców kosztami dodatkowego urządzenia pomiarowego. W opinii organu antymonopolowego niedozwolone było natomiast uzależnianie możliwości uwzględniania w rozliczeniach świadczonych usług wody bezpowrotnie zużytej od zamontowania wodomierza dostosowanego do zdalnego odczytu. Mieszkaniec – w ocenie organu antymonopolowego – powinien był mieć prawo dokonania wyboru pomiędzy tańszym urządzeniem tradycyjnym, a tym umożliwiającym odczyt radiowy. Uznano wówczas, że uniemożliwianie odbiorcom korzystania ze standardowych wodomierzy odczytywanych tradycyjnie może naruszać zakaz nadużywania pozycji dominującej na rynku właściwym.

W roku 2016 Urząd skierował do obu przedsiębiorstw wezwania do zmiany praktyki. Zwrócił w nich uwagę, że obowiązujące przepisy nie określają, jakie cechy powinien posiadać dodatkowy wodomierz. W ocenie organu antymonopolowego mogło to być każde urządzenie pomiarowe, które zostało zalegalizowane i dostosowane do instalacji wodociągowej. Wyboru powinien dokonać odbiorca.

Oba przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjne uwzględniły stanowisko organu i zmieniły zakwestionowane działania.

Aktualnie, stosownie do art. 27 a ust. 3 ustawy o zbiorowym zaopatrzeniu, to do zadań regulatora należy rozstrzyganie sporów między przedsiębiorstwami wodociągowo-kanalizacyjnymi a odbiorcami usług, a tu z takim sporem mamy do czynienia, ponieważ przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjne także aktualnie planują uniemożliwienie odbiorcom rozliczanie wód bezpowrotnie zużytych w przypadku braku urządzeń do odczytu zdalnego.

Należy również pamiętać, że w przypadku kiedy na terenie działania jakiegoś przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjnego część odbiorców rozliczana jest w systemie zdalnym, a cześć tradycyjnym to konieczne jest stworzenie dwu grup taryfowych, ponieważ kosz-

ty związane z rozliczaniem są dla tych dwu grup różne i możliwe do ustalenia oddzielnie dla każdej.

* * *

Kolejny ważny problem w dobie pandemii, to jakość wody, która wpływa na stan naszego zdrowia. Należy sobie zadać pytanie, kto odpowiada za jakość wody w kranie?

Rzecznik Praw Obywatelskich jakiś czas temu zwrócił uwagę na brak regulacji, która określałaby podmiot zobowiązany do kontroli jakości wody w instalacjach wewnętrznych w budynkach wielomieszkaniowych. Zarządca budynku odpowiada bowiem za stan instalacji, a to nie to samo. W ocenie Rzecznika, w żadnym z aktów prawnych dotyczących jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi nie wskazano podmiotu zobowiązanego do pobierania próbek i wykonywania badań wody z instalacji wewnętrznej w budynkach mieszkalnych, co może mieć szczególnie negatywne konsekwencje w budynkach wielorodzinnych. Fakt, że przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjne dostarczają wodę dobrej jakości, nie oznacza wcale, że taka woda będzie płynąć z kranu. Eksperci wskazują, że w praktyce oznacza to ni mniej ni więcej tylko to, że wysiłek przedsiębiorstw wodociągowych, które często dużym nakładem kosztów doprowadziły do dostarczenia dobrej jakości wody, jest niweczony na samym końcu procesu dystrybucji, już w kranie konsumenta – poprzez sieć rur niespełniających norm.

W związku z powyższym, Rzecznik Praw Obywatelskich zwrócił się do Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z pytaniem, kto właściwie odpowiada za jakość wody w instalacji wewnętrznej w budynkach. Ministerstwo przyznało, że rzeczywiście nie ma takiego podmiotu. Wyjaśniono, że przedstawiciele Ministerstwa biorą udział w pracach Grupy Roboczej do spraw Środowiska, która w ramach Rady Unii Europejskiej prowadzi prace nad projektem nowej dyrektywy w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi.

Przyjrzyjmy się zatem aktualnym przepisom.

Głównym aktem prawnym, który określa wymagania dotyczące jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, ale tylko w zakresie ogólnym, jest ustawa o zbiorowym zaopatrzeniu. Zgodnie z art. 13 ustawy Minister właściwy do spraw zdrowia, w porozumieniu z ministrem właściwym do spraw gospodarki wodnej, określi w drodze rozporządzenia:

1) wymagania dotyczące jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, w tym wymagania bakteriologiczne, fizykochemiczne, organoleptyczne;
2) sposób oceny przydatności wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi;
3) minimalną częstotliwość i miejsca pobierania do badania próbek wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi;
4) zakres badania wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi;
5) program monitoringu jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi;
6) sposób nadzoru nad materiałami i wyrobami stosowanymi w procesach uzdatniania i dystrybucji wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi;
7) sposób nadzoru nad laboratoriami wykonującymi badania jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi;
8) sposób informowania konsumentów o jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi;
9) sposób postępowania przed organami Państwowej Inspekcji Sanitarnej w przypadku, gdy woda przeznaczona do spożycia przez ludzi nie spełnia wymagań jakościowych;

biorąc pod uwagę bezpieczeństwo i zdrowie ludzi.

Natomiast, stosownie do art. 5 ustawy o zbiorowym zaopatrzeniu, przedsiębiorstwo wodociągowo-kanalizacyjne ma obowiązek zapewnić zdolność posiadanych urządzeń wodociągowych i urządzeń kanalizacyjnych do realizacji dostaw wody w wymaganej ilości i pod odpowiednim ciśnieniem oraz dostaw wody i odprowadzania ścieków w sposób ciągły i niezawodny, a także zapewnić należytą jakość dostarczanej wody i odprowadzanych ścieków. Ponadto, przedsiębiorstwo wodociągowo-kanalizacyjne jest obowiązane do prowadzenia regularnej wewnętrznej kontroli jakości wody.

Kwestie jedynie ogólnie wskazane w ustawie konkretyzuje rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 7 grudnia 2017 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz. U. z 2017 r. poz. 2294). Kluczowa dla organizacji nadzoru jakości wody jest także ustawa z dnia 14 marca 1985 r. o Państwowej Inspekcji Sanitarnej (Dz. U. z 2021 r. poz. 195), która kontroluje przestrzeganie wymagań higienicznych i zdrowotnych.

Rozporządzenie Ministra Zdrowia określa:

1) wymagania dotyczące jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, zwanej dalej „wodą", w tym wymagania bakteriologiczne, fizykochemiczne oraz organoleptyczne;
2) sposób oceny przydatności wody;
3) minimalną częstotliwość i miejsca pobierania do badania próbek wody;
4) zakres badania jakości wody;
5) program monitoringu jakości wody;
6) sposób nadzoru nad materiałami i wyrobami stosowanymi w procesach uzdatniania i dystrybucji wody;
7) sposób nadzoru nad laboratoriami wykonującymi badania jakości wody;
8) sposób informowania konsumentów o jakości wody;
9) sposób postępowania przed organami Państwowej Inspekcji Sanitarnej w przypadku, gdy woda nie spełnia wymagań jakościowych.

Najnowszym aktem prawnym dotyczącym jakości wody jest Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2020/2184 z dnia 16 grudnia 2020 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej 23 grudnia 2020 r. L 435/5).

Jak wiadomo, Dyrektywa jest aktem prawnym Unii Europejskiej, stanowiącym jedno z wtórnych źródeł prawa wspólnotowego. Ma ona charakter wiążący, jednakże nie posiada charakteru normatywnego, wobec czego obowiązuje wyłącznie adresatów. Dyrektywa definiuje cel, ale wybór środków jakimi ten cel ma być osiągnięty pozostawia krajom, do których jest skierowana. Dyrektywa jest wymieniona w art. 288 Traktatu o Funkcjonowaniu Unii Europejskiej jako źródło prawa pochodnego. Zalecenia zawarte w dyrektywach najczęściej skierowane są bezpośrednio do wszystkich państw należących do UE.

Jak wskazano w pkt 13 preambuły Dyrektywy w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi bezpieczna woda przeznaczona do spożycia przez ludzi oznacza nie tylko nieobecność szkodliwych mikroorganizmów i substancji, lecz również obecność pewnych ilości naturalnych minerałów i pierwiastków podstawowych, mając na uwadze, że długotrwałe spożywanie wody demineralizowanej lub wody o bardzo niskiej zawartości pierwiastków podstawowych, takich jak wapń i magnez, może zagrażać zdrowiu ludzkiemu. Pewna zawartość takich minerałów ma również zasadnicze znaczenie dla zapewnienia, aby woda przeznaczona do spożycia przez ludzi nie wykazywała właściwości agresywnych ani korozyjnych, a także dla poprawy smaku takiej wody. Minimalne stężenia takich minerałów w wodzie zmiękczanej lub demineralizowanej można rozpatrywać w kontekście warunków lokalnych.

Ocena ryzyka i zarządzanie ryzykiem w obszarach zasilania punktów poboru wody powinny uwzględniać holistyczne podejście i być nakierowane na zredukowanie poziomu uzdatniania wymaganego do produkcji wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, na przykład dzięki zmniejszeniu presji powodujących zanieczyszczenie lub ryzyko zanieczyszczenia części wód wykorzystywanych do poboru wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. W tym celu państwa członkowskie powinny scharakteryzować obszary zasilania punktów poboru wody oraz zidentyfikować zagrożenia i zdarzenia niebezpieczne, które mogłyby spowodować pogorszenie jakości wody, takie jak ewentualne źródła zanieczyszczeń związane z tymi obszarami zasilania (pkt 17).

Wartości parametryczne określone w dyrektywie do celów oceny jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi mają być przestrzegane w punkcie, w którym woda wypływa z kranów używanych zwykle do poboru wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Na jakość wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi mogą mieć jednak wpływ wewnętrzne systemy wodociągowe. WHO odnotowała, że w Unii bakteria *Legionella* powoduje największe obciążenie dla zdrowia ze wszystkich patogenów przenoszonych przez wodę. Jest ona przenoszona poprzez systemy dystrybucji ciepłej wody, drogą inhalacyjną, na przykład podczas korzystania z prysznica. Ma to więc wyraźny związek z wewnętrznymi systemami wodociągowymi. Ponieważ nałożenie jednostronnego obowiązku monitorowania na wszystkie zabudowania prywatne i publiczne spowodowałoby nadmiernie wysokie koszty, właściwszym rozwiązaniem tego problemu jest ocena ryzyka w wewnętrznych systemach wodociągowych. Ponadto, potencjalne ryzyko związane z produktami i materiałami do kontaktu z wodą przeznaczoną do spożycia przez ludzi powinno również zostać uwzględnione w tej ocenie ryzyka.

Ocena ryzyka w wewnętrznych systemach wodociągowych powinna zatem obejmować między innymi monitorowanie głównie zidentyfikowanych przez państwa członkowskie obiektów priorytetowych, takich jak szpitale, placówki opieki zdrowotnej, domy opieki, placówki opieki nad dziećmi, szkoły, placówki oświatowe, obiekty zakwaterowania, restauracje, bary, ośrodki sportowe i centra handlowe, obiekty wypoczynkowe, rekreacyjne i wystawowe, zakłady karne i kempingi, oraz ocenę ryzyka związanego z wewnętrznymi systemami wodociągowymi i powiązanymi z nimi produktami i materiałami. Na podstawie oceny ryzyka państwa członkowskie powinny zastosować wszelkie niezbędne środki, aby zapewnić między innymi wprowadzenie odpowiednich środków kontroli i zarządzania, na przykład w przypadku wystąpienia ognisk chorób, zgodnie z wytycznymi WHO, oraz aby migracja substancji potencjalnie szkodliwych z wyrobów budowlanych nie stwarzała niebezpieczeństwa dla zdrowia ludzkiego.

Jak podniesiono dalej, charakter materiałów do kontaktu z wodą przeznaczoną do spożycia przez ludzi może wpływać na jakość takiej wody poprzez migrację substancji potencjalnie szkodliwych, sprzyjanie rozwojowi drobnoustrojów lub ze względu na oddziaływanie na zapach, barwę lub smak takiej wody. Przepisy dotyczące zapewnienia jakości uzdatniania, sprzętu i materiałów pozostawiały zbyt dużą elastyczność prawną, co doprowadziło do powstania w Unii różnych krajowych systemów zatwierdzania materiałów do kontaktu z wodą przeznaczoną do spożycia przez ludzi. Zachodzi zatem potrzeba ustanowienia bardziej szczegółowych minimalnych wymogów w zakresie higieny dla materiałów, które mają być wykorzystywane do poboru, uzdatniania, magazynowania lub dystrybucji wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi w nowych instalacjach lub w istniejących instalacjach, gdy są one poddawane naprawie lub przebudowie w celu zapewnienia aby nie zagrażały – w sposób bezpośredni albo pośredni – zdrowiu ludzkiemu, nie wpływały niekorzystnie na barwę, zapach lub smak wody, nie sprzyjały rozwojowi drobnoustrojów w wodzie ani nie powodowały uwalniania do wody zanieczyszczeń w stopniu większym, niż to konieczne do założonego celu. W tym celu w niniejszej dyrektywie należy określić szczegółowe minimalne wymogi w zakresie higieny dla materiałów poprzez ustanowienie metodyki badania i zatwierdzania substancji wyjściowych, składów i składników, europejskich list pozytywnych substancji wyjściowych, składów i składników, metod i procedur włączania substancji wyjściowych, składów lub składników do europejskich list pozytywnych lub dokonywania przeglądów ich włącze-

nia, a także procedur i metod badania i zatwierdzania materiałów końcowych stosowanych w produktach wykonanych z połączonych substancji wyjściowych, składów lub składników znajdujących się na europejskich listach pozytywnych.

Aby nie utrudniać innowacji, Komisja powinna zapewnić, aby takie procedury były proporcjonalne i aby nie nakładały zbędnego obciążenia na podmioty gospodarcze, w szczególności małe i średnie przedsiębiorstwa. Procedury te w możliwie największym zakresie powinny być dostosowane do istniejącego prawodawstwa Unii dotyczącego produktów, aby uniknąć podwójnego obciążenia zobowiązującego podmioty gospodarcze do prowadzenia różnych ocen zgodności dla tego samego produktu.

Zgodnie z pkt 22 Porozumienia międzyinstytucjonalnego w sprawie lepszego stanowienia prawa, Komisja powinna przeprowadzić ocenę niniejszej dyrektywy przed upływem pewnego okresu wyznaczonego od daty będącej terminem jej transpozycji. Ocena ta powinna opierać się na zdobytym doświadczeniu i danych zebranych w czasie wdrażania niniejszej dyrektywy, na wszelkich dostępnych zaleceniach WHO oraz na odpowiednich danych naukowych, analitycznych i epidemiologicznych.

Dyrektywa weszła w życie dwudziestego dnia po jej opublikowaniu w Dzienniku Urzędowym Unii Europejskiej, tj. dwudziestego dnia, licząc od 23 grudnia 2020 r.

Załączniki do przedmiotowej Dyrektywy określają:
— parametry mikrobiologiczne,
— parametry chemiczne,
— parametry wskaźnikowe,
— parametry istotne dla oceny ryzyka w wewnętrznych systemach wodociągowych,
— zasady monitorowania wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi wraz z warunkami pobierania próbek,
— ocenę ryzyka i zarządzanie ryzykiem w systemie zaopatrzenia.

Zacznijmy od jakości wody zależnej od przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych. Inspektorzy Najwyższej Izby Kontroli skontrolowali 12 urzędów miast i 12 przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych. Kontrola miała odpowiedzieć na pytanie, czy odbiorcom dostarczana jest woda odpowiedniej jakości, w dostatecznej ilości oraz pod wystarczającym ciśnieniem. Ze skarg kierowanych do NIK wynikało bowiem, że polskie sieci wodociągowe są przestarzałe i awaryjne, przedsiębiorstwa wodociągowe nie zapewniają bezpieczeństwa zdrowotnego wody, a poziom świadczonych usług wodociągowych nie uzasadnia ceny 1 m^3 dostarczanej wody.

W roku 2018 NIK opublikowała raport, w którym stwierdziła, że przedsiębiorstwa wodociągowe nie zawsze radzą sobie z obowiązkiem dbania o wydajność i bezawaryjność sieci. Trzy przedsiębiorstwa ze skontrolowanych nie przeprowadzały nakazanych ustawowo kontroli stanu technicznego budowli wodociągowych. Niektóre awarie skutkowały brakami wody lub spadkami ciśnień w różnych punktach miast, średnio co drugi dzień. W części przedsiębiorstw liczba awarii rosła, w innych zmalała dzięki podjętym działaniom na rzecz poprawy stanu technicznego sieci i urządzeń oraz monitorowania pracy sieci dla wczesnego wykrywania uszkodzeń, optymalizacji wydajności urządzeń i zarządzania przepływami. Po usunięciu awarii wszystkie skontrolowane przedsiębiorstwa dokonywały płukania naprawionego odcinka sieci, ale tylko cztery przeprowadzały jego dezynfekcję i tylko osiem przedsiębiorstw wykonywało poawaryjne badanie jakości wody. Niewykonywanie badań jakości wody po usunięciu awarii było działaniem nielegalnym i narażało mieszkańców na konsumowanie wody wodociągowej niespełniającej wymagań jakościowych.

NIK w ww. raporcie zwróciła uwagę na brak zainteresowania ze strony burmistrzów i prezydentów miast przeprowadzaniem przez przedsiębiorców kontroli stanu technicznego sieci i obiektów na sieci wodociągowej, co świadczy zdaniem NIK o niedostatecznym nadzorze nad działalnością przedsiębiorstw i o braku dbałości o jakość, ilość i ciśnienie dostarczanej wody, jak i o regularność jej dostaw – a w konsekwencji także o ograniczanie kosztów eksploatacji i utrzymania infrastruktury wodociągowo-kanalizacyjnej, co wpływa na wysokość cen wody.

Kolejne ogniwo, to instalacja wewnętrzna w budynku. Widząc podejrzany kolor lub nieprzyjemny zapach wody odbiorcy interweniują zwykle u przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych. To błąd, gdyż zgodnie z prawem powinni zwrócić się z problemem do właściciela lub administratora budynku, w którym mieszkają, chyba że tym właścicielem są oni sami. Nadzór nad jakością wody przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych kończy się na tzw. głównym wodomierzu budynku. Dalej do mieszkań lokatorów woda rozprowadzana jest przez instalacje wewnętrzne, za których stan odpowiada właściciel lub administrator budynku. I często na tym właśnie etapie następuje pogorszenie parametrów wody.

Okoliczności sprzyjające zanieczyszczeniu wody w instalacjach wewnętrznych, to wystąpienie przepływu zwrotnego wody zużytej, połączenia z obcą instalacją, wpływ czynników zewnętrznych, np. temperatury, złej jakości materiały i wyroby stosowane w instalacjach, stagnacja wody oraz nieodpowiednia lub niewłaściwa konserwacja instalacji wodociągowej. Instalacje wewnętrzne, tak samo jak rurociągi na sieci, również mają ograniczoną wytrzymałość, starzeją się, mogą zarastać i ulegać awariom. Wymiana starych instalacji nie zawsze wchodzi w grę, jednak ze względów higienicznych należy pamiętać przynajmniej o ich okresowym płukaniu, szczególnie po okresach stagnacji wody. Dobrą praktyką powinno być też odłączanie od instalacji wodociągowej nieeksploatowanych przewodów.

O jakość wody płynącej z kranu winni dbać też sami lokatorzy. Po pierwsze po dłuższej nieobecności, czyli zastoju wody w rurach, należy po powrocie odkręcić na chwilę kran i pozwolić tej wodzie po prostu spłynąć – koszt takiej operacji to kilka, kilkanaście groszy. Po drugie, należy pamiętać o okresowym płukaniu zakończeń

kranów – perlatorów i sitek. Powinny się one z łatwością odkręcać. Wreszcie warto pamiętać o regularnej wymianie, czyszczeniu lub dezynfekcji dodatkowych filtrów – jeśli takie są w mieszkaniu zamontowane. Zapominanie o tym fakcie może sprawić, że filtry zaczną działać zupełnie odwrotnie – wręcz brudząc wodę nagromadzonym osadem.

Wydaje się uzasadnione kierowanie przez przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjne do odbiorców informacji, kto i w jakim zakresie odpowiada za stan wody oraz jak sami odbiorcy mogą dbać o jakość spożywanej wody.

Należy przypomnieć, że organ antymonopolowy również zajmował się jakością wody. Problem dotyczył stosowania cen za wodę warunkowo dopuszczoną do spożycia w wysokości równej cenom taryfowym (dla przykładu decyzja nr RKR – 47/2013). Aktualnie, tak jak i w przypadku wcześniej omówionego problemu, to regulator w ramach swoich kompetencji winien rozstrzygać takie spory występujące pomiędzy przedsiębiorstwami wodociągowo-kanalizacyjnymi a odbiorcami usług.

Literatura

[1] https://www.polskiinstalator.com.pl/artykuly/instalacje-sanitarne/2534-systemy-zdalnego-odczytu-wodomierzy.
[2] https://www.polskiinstalator.com.pl/artykuly/instalacje-sanitarne/2534-systemy-zdalnego-odczytu-wodomierzy.
[3] Decyzja organu antymonopolowego nr RKR-19/2014, https://decyzje.uokik.gov.pl/.
[4] Decyzja organu antymonopolowego nr RGD-33/2014, https://decyzje.uokik.gov.pl/.
[5] Wyrok Sądu Apelacyjnego w Warszawie z dnia 5 listopada 2008 r., sygn. akt: VI ACa 525/08).
[6] Wyrok Sądu Apelacyjnego w Warszawie z dnia 28 listopada 2007r., sygn. akt: VI ACa 939/07.
[7] https://www.uokik.gov.pl/aktualnosci.php?news_id=12588.
[8] https://www.rp.pl/Nieruchomosci/302249999-Obowiazkowe-wodomierze-juz-za-trzy-lata.html.
[9] http://gazetainstalacyjna.pl/2019/09/13/pomiar-mediow-komunalnych/.
[10] https://www.teraz-srodowisko.pl/aktualnosci/kto-odpowiada-za-jakosc-wody-w-kranie-5716.html.
[11] Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej 23.12.2020 L 435/5.
[12] Bokajło W., Dziubko K.(2005), *UE – Leksykon Integracji*, Wyd. Europa, Warszawa.
[13] Decyzja organu antymonopolowego nr RKR-47/2013 https://decyzje.uokik.gov.pl/.

mgr inż. Bożena Rusinek

Zaprezentowane w niniejszym tekście opinie są prywatnymi opiniami autora.



Nowy termin IWA Wastewater, Water and Resource Recovery Conference

Szanowni Państwo, ze względu na ograniczenia związane z pandemią podjęliśmy decyzję o zmianie terminu konferencji „IWA Wastewater, Water and Resource Recovery". Konferencja organizowana przez Międzynarodowe Stowarzyszenie Wodne jest okazją do spotkania osób z całego świata zajmujących się tematyką wodno-ściekową. Z tego względu zależy nam na tradycyjnej formie konferencji. Nowy termin konferencji został ustalony na 10-13 kwietnia 2022 roku.

Konferencja dotyczy tematyki związanej z gospodarką ściekową, wodną oraz odzyskiem surowców. Jest to cykliczna konferencja organizowana przez dwie grupy robocze Międzynarodowego Stowarzyszenia Wodnego (IWA): Grupę NRR (*Nutrient Removal and Recovery*) oraz Grupę LWWTP (*Large Wastewater Treatment Plants*).

Kolejna edycja konferencja odbędzie się na Wydziale Inżynierii Środowiska i Energetyki Politechniki Poznańskiej. W poprzednich latach wydarzenie to odbywało się między innymi w Chinach, Australii, Nepalu oraz Finlandii. W Polsce konferencja organizowana była wcześniej w Gdańsku (2015) i Krakowie (2005, 2009). W roku 2022 konferencja po raz pierwszy odbędzie się w Poznaniu. Nawiązywać będzie do tradycji konferencji naukowo-technicznych organizowanych od 1965 roku przez poznański PZITS, a od 1994 roku współorganizowanych przez Politechnikę Poznańską w formule międzynarodowej pt. Zaopatrzenie w Wodę, Jakość i Ochrona Wód. Konferencja dedykowana jest prof. Janowi Oleszkiewiczowi z University of Manitoba w Kanadzie, za jego wkład w rozwój badań naukowych dotyczących usuwania i odzysku biogenów w oczyszczalniach ścieków.

10-13 kwietnia 2022 roku

Tematyka konferencji obejmuje innowacje w zakresie biologicznego usuwania i odzyskiwania azotu ze ścieków, odzysku energii, nowych trendów w technologii oczyszczania ścieków, zagospodarowania osadów, zagadnienia ponownego wykorzystania wody na obszarach miejskich, usuwania nowych zanieczyszczeń z wody, inteligentnych systemów wodno-ściekowych oraz bezpieczeństwa wody. W sesji wprowadzającej prof. Oleszkiewicz wygłosi wykład pod tytułem „Zrównoważone oczyszczanie ścieków zgodne z nowymi trendami". Planuje się również prezentację dotyczącą przemian w gospodarce ściekowej w Polsce w ciągu ostatnich 25 lat. Prezenterami będą uznane w świecie autorytety, m.in. dr Charles Bott, dr Norbert Jardin oraz dr Miklos Patziger. Planowana jest też wycieczka techniczna do Zakładu Uzdatniania Wody oraz do Oczyszczalni Ścieków jednego z największych w Polsce przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych – spółki Aquanet S.A., która jest współorganizatorem konferencji. Wydarzenie będzie szansą na pokazanie transformacji w gospodarce wodno-ściekowej w Polsce w ostatnich latach, jak również da możliwość nawiązania kontaktów naukowych i przemysłowych oraz promocji polskiej nauki na arenie międzynarodowej.

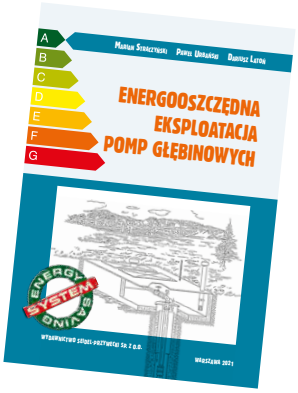
Serdecznie zapraszamy do udziału w konferencji w charakterze słuchacza lub prelegenta. Osoby chcące wygłosić referat podczas konferencji zapraszamy do przesłania streszczeń referatów w nowym terminie.

Szczegóły dostępne są na stronie internetowej konferencji: https://wwrr.put.poznan.pl.

prof. dr hab. inż. Jacek Mąkinia
– przewodniczący komitetu naukowego
dr hab. inż. Zbysław Dymaczewski, prof. PP
– przewodniczący komitetu organizacyjnego
dr inż. Jędrzej Bylka – sekretarz konferencji



Energooszczędna eksploatacja pomp głębinowych



Autorzy: Marian Strączyński, Paweł Urbański, Dariusz Latoń. Wydawca: Wydawnictwo Seidel-Przywecki Sp.z o.o., marzec 2021 r. 206 stron.

Eksploatacja ujęć głębinowych charakteryzuje się złożonością i wzajemnymi powiązaniami zagadnień techniki pompowej i hydrogeologii. Obecnie tematyka energooszczędności maszyn wymaga od projektantów układów pompowych korzystania z zaawansowanych metod projektowych wykorzystujących numeryczne metody obliczeń przepływowów w kanałach hydraulicznych pomp. Książka stanowi cenne źródło informacji dla osób zajmujących się eksploatacją, pomiarami, modernizacjami i remontami pomp przeznaczonych do pracy w zmiennych warunkach.

Autorzy przedstawili teoretyczne podstawy techniki pompowej i elektrotechniki. Zagadnienia teoretyczne ilustrowane są graficznie przykładami z praktyki przemysłowej autorów.

Książka jest cenna z uwagi na trafność i aktualność podjętej tematyki. Przedstawia optymalny sposób eksploatacji pomp głębinowych. Stanowi unikalne opracowanie, przyczyniające się do upowszechnienia wiedzy i zasad energooszczędnej eksploatacji, sposobów jej oceny oraz uzyskiwanych efektów energetycznych. Prezentuje wysoki poziom merytoryczny, ma charakter naukowo-techniczny, porządkujący problemy związane z optymalną eksploatacją oraz regulacją pomp i instalacji pompowych, wykorzystując wieloletni dorobek autorów w zakresie badań, pomiarów i analiz związanych z rozwiązywaniem problemów eksploatacyjnych tego typu maszyn i obiektów.

Prof. dr hab. inż.
Andrzej Błaszczyk

Książka dostępna na www.seidel-przywecki.pl i na https://seidel-przywecki.eu/biblioteka/.

FORUM DYSKUSYJNE wodociągów POLSKICH
www.forum-wodociagi.pl

JEDYNA W POLSCE
zamknięta lista dyskusyjna
dla branży wodociągowo-kanalizacyjnej:

- ponad **1100 UCZESTNIKÓW** z przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych oraz przedsiębiorstw komunalnych
- **DZIAŁY TEMATYCZNE:**
  - WODOCIĄGI
  - KANALIZACJA
  - ZARZĄDZANIE FIRMAMI WOD-KAN

KORZYŚCI z uczestnictwa w liście dyskusyjnej:

- szybkość wymiany informacji na dowolny temat związany z branżą
- swoboda wypowiedzi i jej hermetyczność w znanym gronie uczestników
- uczestnictwo oraz korzystanie z archiwum listy jest całkowicie BEZPŁATNE.

Archiwum dla zarejestrowanych uczestników List Dyskusyjnych z blisko 6000 e-maili to wielka baza wiedzy którą można i należy wykorzystywać.

Serdecznie zapraszamy na stronę internetową i do uczestnictwa w listach dyskusyjnych.

Bliższe informacje dostępne są na **www.forum-wodociagi.pl** w dziale lista dyskusyjna

Działalność Katedry Inżynierii Wody i Ścieków związana z przyjęciem nowej dyrektywy DWD

Sytuacja związana z rozprzestrzenianiem się wirusa COVID-19 istotnie wpłynęła na życie publiczne. Konieczność ograniczenia liczby kontaktujących się ze sobą osób nie pozwoliła na organizowanie imprez masowych, między innymi organizowanej przez Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki, Katedrę Inżynierii Wody i Ścieków Politechniki Śląskiej od 2001 roku w cyklu 2-letnim Konferencji Naukowo-Technicznej „Aktualne zagadnienia w uzdatnianiu i dystrybucji wody".

Istotnym elementem tego typu spotkań jest nie tylko prezentacja przygotowanych referatów, ale przede wszystkim bezpośredni kontakt naukowców i praktyków oraz swobodna wymiana doświadczeń. W przedłużającej się sytuacji pandemii termin Konferencji przekładany był dwukrotnie. Jednak, z uwagi na fakt przyjęcia w dniu 16 grudnia 2020 r. procedowanej od kilku lat nowej dyrektywy w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady nr 2020/2184; publikacja Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej, L 435, 23 grudnia 2020) oraz konieczność jej implementacji przez kraje członkowskie w ciągu 2 następnych lat, uznaliśmy, iż jak najszybsze spotkanie w ramach konferencji i dyskusja różnych grup interesariuszy są konieczne, jak również oczekiwana przez liczne środowiska. W tych uwarunkowaniach zdecydowaliśmy, iż mimo wciąż trudnej sytuacji, nie będziemy po raz kolejny przesuwać ustalonego kwietniowego terminu.

Konferencja odbędzie się w dniach 21-23 kwietnia 2021 r. w Brennej. Wszelkie szczegóły o konferencji dostępne są na stronie internetowej http://konferencje.polsl.pl/woda2020/default.aspx.

Ze względu na brak wiedzy, jak rozwijać się będzie epidemia i jakie obostrzenia będą obowiązywać w kwietniu, przewidzieliśmy różne opcje przeprowadzenia konferencji, w tym konferencji hybrydowej z możliwością udziału w formie stacjonarnej (z zachowaniem wszelkich reżimów sanitarnych) jak i udziału w e-konferencji dla części uczestników, z wykorzystaniem komunikacji zdalnej. Tradycją cyklu konferencji, wspólnie z Izbą Gospodarczą Wodociągi Polskie oraz Śląskim Forum Wodociągowców, zorganizujemy panel dyskusyjny Forum Wodociągowe, w którym udział wezmą osoby aktywnie uczestniczące w przygotowywaniu ostatecznej wersji dyrektywy, w tym przedstawiciele Ministerstwa Infrastruktury. Będzie więc to znakomita okazja do zadawania pytań i uzyskiwania wyjaśnień na temat poszczególnych zapisów dyrektywy i sposobów ich implementacji do prawa polskiego. Ponadto będzie to doskonała sposobność do prezentacji kierunków i planów inwestycyjnych w nowej perspektywie finansowej 2021-2027.

Wiedza dotycząca zagadnień poruszanych w dyrektywie jest podstawą nie tylko jej prawidłowej implementacji, ale także efektywnego jej wdrożenia w praktyce. Stąd, po przerwie spowodowanej pandemią, Katedra Inżynierii Wody i Ścieków Politechniki Śląskiej zamierza przywrócić od października br. studia podyplomowe z zakresu bezpieczeństwa zaopatrzenia w wodę przeznaczoną do spożycia przez ludzi. Uczestnicy studiów będą mogli przede wszystkim pozyskać wiedzę z zakresu zarządzania ryzykiem, w tym identyfikacji zagrożeń i zdarzeń niebezpiecznych, przeprowadzania oceny ryzyka, określania niezbędnych środków bezpieczeństwa, komunikacji z konsumentami. Ponadto będą mieli okazję nawiązania wzajemnych kontaktów i wymiany doświadczeń.

Nowa dyrektywa wprowadza zarządzanie ryzykiem w zaopatrzeniu w wodę jako obowiązkowe i nakłada określone obowiązki, o których mowa w artykułach:

— Artykuł 7. Podejście do bezpieczeństwa wody oparte na ryzyku;
— Artykuł 8. Ocena ryzyka i zarządzanie ryzykiem w obszarach zasilania dla punktów poboru wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi;
— Artykuł 9. Ocena ryzyka i zarządzanie ryzykiem w systemie zaopatrzenia;
— Artykuł 10. Ocena ryzyka w wewnętrznych systemach wodociągowych.

Więcej informacji na temat studiów podyplomowych „Systemy bezpieczeństwa zaopatrzenia w wodę można znaleźć można na stronie internetowej Konferencji Systemy Bezpieczeństwa Zaopatrzenia w Wodę.

Mamy nadzieję, że pomimo niepewnej obecnie sytuacji, w kwietniu okoliczności będą bardziej przychylne i pozwolą nam gościć Państwa w Brennej. Liczę na to, że spotkamy się w jak największym gronie.

Prof. dr hab. inż. Izabela Zimoch



FILTRALITE®

PRZYSZŁOŚĆ FILTRACJI DOSTĘPNA JUŻ DZIŚ

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

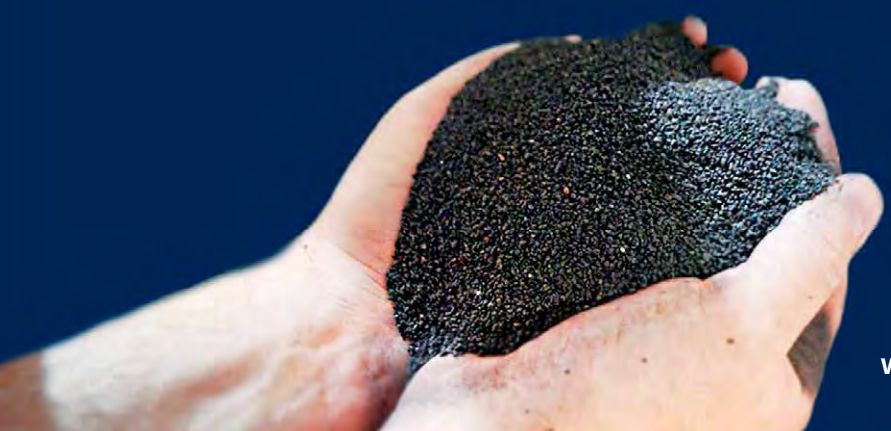
Kolejne regulacje prawne i rosnące wymagania odbiorców stawiają nowe wyzwania przed współczesnymi SUW. Wybierając Filtralite® można uzyskać:

- 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

