

POLITECHNIKA BIAŁOSTOCKA
WYDZIAŁ BUDOWNICTWA
I INŻYNIERII ŚRODOWISKA



POLSKIE ZRZESZENIE INŻYNIERÓW
I TECHNIKÓW SANITARNYCH



MONOGRAFIE

„INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – MŁODYM OKIEM”

TOM 12

ŚCIEKI I OSADY ŚCIEKOWE

pod redakcją
Iwony Skoczko
Janiny Piekutin
Iwony Barszczewskiej



Białystok 2015

POLITECHNIKA BIAŁOSTOCKA
WYDZIAŁ BUDOWNICTWA
I INŻYNIERII ŚRODOWISKA



POLSKIE ZRZESZENIE INŻYNIERÓW
I TECHNIKÓW SANITARNYCH



MONOGRAFIE

TOM 12

ŚCIEKI I OSADY ŚCIEKOWE

MONOGRAFIE

TOM 12



*Patronat
Rektora Politechniki Białostockiej
prof. dr hab. inż. Lecha Dzieńsi*



*Wydział Budownictwa
i Inżynierii Środowiska
Politechniki Białostockiej*



*Honorowy Patronat
Prezydenta
Miasta Białegostoku*

Serdecznie dziękujemy za pomoc w organizacji uroczystości
i wydaniu niniejszej publikacji.

Sponsorzy:



Patronaty medialne:



INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – MŁODYM OKIEM

TOM 12

ŚCIEKI I OSADY ŚCIEKOWE

**pod redakcją
Iwony Skoczko
Janiny Piekutin
Iwony Barszczewskiej**

Oficyna Wydawnicza Politechniki Białostockiej
Białystok 2015

Redaktor tomu:

Iwona Skoczko
Janina Piekutin
Iwona Barszczewska

Zespół redakcyjny:

Iwona Skoczko – Redaktor Naczelny
Janina Piekutin – Redaktor Naczelny
Iwona Barszczewska – skład monografii
Paulina Mielniczuk – skład monografii
Natalia Woroniecka – skład monografii

Recenzenci monografii:

dr hab. inż. Jacek Piekarski, prof. PK
dr inż. Elżbieta Grygorczuk-Petersons

Zespół naukowy:

dr hab. inż. Iwona Skoczko – Politechnika Białostocka
dr n. tech. Janina Piekutin – Politechnika Białostocka
prof. dr hab. inż. Józefa Wiater – Politechnika Białostocka
prof. dr hab. inż. Rafał Miłaszewski – Politechnika Białostocka
prof. Aleksey Ternovtsev – Kijowski Narodowy Uniwersytet Budownictwa i Architektury
prof. Dmitry Spitsov – Moskiewski Państwowy Uniwersytet Budownictwa
prof. Javier Bayo – Uniwersytet Techniczny Cartagena
dr hab. inż. Mariusz Dudziak – Politechnika Śląska
dr hab. Aneta Dorota Petelska – Uniwersytet w Białymstoku
prof. nzw. dr hab. Bożena Łozowicka – Instytut Ochrony Roślin
dr hab. inż. Jacek Piekarski, prof. PK - Politechnika Koszalińska
dr hab. inż. Katarzyna Ignatowicz – Politechnika Białostocka
dr hab. inż. Mirosław Żukowski, prof. PB - Politechnika Białostocka
dr n. tech. Joanna Szczykowska – Politechnika Białostocka
dr inż. Anna Siemieniuk – Politechnika Białostocka
dr inż. Elżbieta Grygorczuk-Petersons – Politechnika Białostocka
dr inż. Dariusz Andraka – Politechnika Białostocka
dr inż. Katarzyna Gładyszewska-Fiedoruk – Politechnika Białostocka
dr inż. Jacek Leszczyński – Politechnika Białostocka

Wszystkie zamieszczone w monografii prace są recenzowane

Copyright by Politechnika Białostocka, Białystok 2015

ISBN – 978-83-62582-67-9

Publikacja nie może być w jakikolwiek sposób powielana i rozpowszechniana
bez pisemnej zgody posiadacza praw autorskich

Oficyna Wydawnicza Politechniki Białostockiej

Oficyna Wydawnicza Politechniki Białostockiej
Ul. Wiejska 45C, 15-351 Białystok
Tel.: 85 746 91 37 fax: 85 746 90 12
e-mail: oficyna.wydawnicza@pb.edu.pl
www.pb.edu.pl

SPIS TREŚCI

Termiczne przekształcanie osadów ściekowych – szansa, czy zagrożenie?	9
---	---

mgr inż. Magdalena Filkiewicz

Oddziaływanie efektywnych mikroorganizmów (EM) na rozwój pałeczek Gram-ujemnych z rodziny <i>Enterobacteriaceae</i> występujących w ściekach bytowo-gospodarczych.....	34
--	----

inż. Paweł Kondzior, dr inż. Barbara Błachno

Wpływ roślinności na cykl hydrologiczny oraz miejską wyspę ciepła. Nowoczesne sposoby odprowadzania wód opadowych.....	54
--	----

mgr inż. Małgorzata Sobczyk

Kształtowanie jakości ścieków opadowych przez rowy na terenie zurbanizowanym Kielce oraz obszarze NATURA 2000 - Dolina Krasnej.....	72
---	----

dr inż. Anna Rabajczyk, Kamila Orlińska, Katarzyna Żak

Szanse i zagrożenia gospodarki wodami opadowymi.....	87
--	----

mgr inż. Michał Preisner

Analiza gospodarki wodno-ściekowej w powiecie grajewskim	113
--	-----

mgr inż. Monika Puchlik, dr hab. inż. Katarzyna Ignatowicz, mgr inż. Ewa Sulewska

Usuwanie koloidalnych tlenków mineralnych z wód i ścieków w obecności biopolimerów.....	129
---	-----

mgr Katarzyna Szewczuk-Karpisz, prof. UMCS Małgorzata Wiśniewska

Badania efektów dezintegracji osadów nadmiernych zagęszczonych w polu ultradźwiękowym z zastosowaniem dezintegratorów różnego typu	154
--	-----

mgr inż. Malwina Tytła, dr hab. inż. Ewa Zielewicz prof. nzw. w Pol. Śl.

Wykorzystanie reaktora SBR do oczyszczania ścieków mleczarskich na przykładzie oczyszczalni ścieków S.M. Bielmlek w Bielsku Podlaskim.....	177
--	-----

mgr inż. Radosław Żyłka

Przegląd rozwiązań gospodarki ściekowej stosowanych na terenach niezurbanizowanych 202

mgr inż. Joanna Smyk, dr hab. inż. Katarzyna Ignatowicz

Ocena stopnia immobilizacji wybranych metali ciężkich w osadach ściekowych 219

dr Alicja Zawadzka, mgr inż. Monika Janas

mgr inż. Magdalena Filkiewicz¹

Politechnika Białostocka, Katedra Systemów Inżynierii Środowiska

ul. Wiejska 45E, 15-351 Białystok

e-mail: ¹magdalena_kupiec@wp.pl

Termiczne przekształcanie osadów ściekowych – szansa, czy zagrożenie?

Słowa kluczowe: *osad ściekowy, unieszkodliwianie osadów, termiczne przekształcanie osadów ściekowych*

Streszczenie: Osad ściekowy, w świetle przepisów prawa kwalifikowany jest jako odpad. Jego zagospodarowanie stanowi znaczący problem gospodarki komunalnej. Zgodnie z KPGO 2014 gospodarka osadowa ma za zadanie: ograniczyć składowanie, zmaksymalizować stopień wykorzystania substancji biogennych, a także zwiększyć ilość osadów przetwarzanych przed wprowadzeniem do środowiska oraz przekształconych termicznie. W związku z tym, popularne dotychczas składowanie osadów ściekowych ustępuje miejsca innym metodom, w tym: rolniczemu i przyrodniczemu wykorzystaniu osadów, a także termicznej ich obróbce. Zgodnie z ustawą o odpadach jako termiczne przekształcanie rozumie się: spalanie odpadów, współspalanie, a także inne procesy termicznego przekształcania odpadów, w tym pirolizę, zgazowanie i proces plazmowy, przy czym substancje powstające podczas tych procesów są następnie spalane. Termiczne przekształcanie osadów pozwala na współspalanie ich z tradycyjnym paliwem, co jest wykorzystywane w energetyce i pozwala na spełnienie wymagań odnośnie strumienia energii generowanej z odnawialnych źródeł energii. Co więcej pozwala ono na wykorzystanie popiołów jako dodatku w procesach wytwórstwa betonu, klinkieru i cementu. Jednakże, trzeba mieć na uwadze, że termiczna obróbka osadów ściekowych nie likwiduje w 100% zagrożenia jakie niosą za sobą osady. Przyczynia się ona m.in.: do zwiększonej emisji zanieczyszczeń do powietrza, a także następstwa jakim jest opad suchy. Przy czym zastosowanie rozwiązań związanych z ochroną powietrza niweluje ww. uciążliwości, ale tym samym wpływa na rachunek ekonomiczny eksploatacji instalacji. Ponadto, pozostawia również problem zawartości metali ciężkich chociażby zawartych w produkcie ubocznym spalania jakim jest popiół, który nadal traktowany jest jako odpad niebezpieczny.

1. Wstęp

Osady ściekowe w praktyce są odpadem wymagającym zagospodarowania. Stanowią one organiczno – mineralną materię wyodrębnioną ze ścieków w trakcie ich oczyszczania, która pod względem ilościowym stanowi nieznaczny procent wytwarzanych w Polsce odpadów. Niemniej jednak, jak wynika z wieloletnich badań stanowią one zagrożenie dla zdrowia ludzi oraz środowiska naturalnego. Tym samym muszą być poddawane odpowiedniej przeróbce, a następnie odpowiednio zagospodarowane. Ostatnie lata stanowią przełom w gospodarce osadem ściekowym. Wynika to między innymi ze zmian społeczno – gospodarczych, które kładą nacisk na ochronę środowiska naturalnego. Pociąga to za sobą również zmiany normatywów poprzez nowelizację prawa krajowego jak i implementację

przepisów prawa wspólnotowego. Aktualnie w istniejących oczyszczalniach ścieków przeprowadza się modernizację gospodarki osadami ściekowymi, a w nowo projektowanych uwzględnia się ciągi przeróbki osadów. Pociąga to za sobą znaczny koszt inwestycyjny i eksploatacyjny, którego wartość sięga przeciętnie 40 - 50% całkowitych kosztów inwestycji i ogólnych kosztów rocznych. Nowoczesne technologie oczyszczania ścieków pociągają za sobą powstawanie znacznych ilości osadów ściekowych [1]. Według KPGO 2014 szacowana na rok 2015 ilość osadów ściekowych osiągnie poziom 662 tys. Mg [2]. Jak dotychczas najpopularniejszą metodą zagospodarowania osadów ściekowych było składowanie nieprzetworzonych osadów ściekowych. Z uwagi na nową literę prawa i Dyrektywy Unii Europejskiej wskazane jest ograniczanie składowania osadów na rzecz ich zagospodarowania rolniczego i termicznego przekształcenia, a wręcz od 1 stycznia 2016 r. składowanie ich nie będzie możliwe [3]. Należy podkreślić, że wybór metody zagospodarowania osadów ściekowych jest uzależniony od wielu czynników, w tym aspektów technicznych, ekonomicznych, ekologicznych oraz uwarunkowań lokalnych.

2. Stan prawny w zakresie gospodarowania osadami ściekowymi

Ilość rozwiązań zagospodarowania komunalnych osadów ściekowych jest szeroka. Jednakże nie mogą być one powszechnie stosowane, chociażby przez ograniczenia prawne. Z uwagi na przynależność Polski do Unii Europejskiej duże znaczenie mają dla nas postanowienia wspólnotowe. Dyrektywa 91/271/EEC (Urban Waste Water Treatment Directive) wraz z jej poprawką – Dyrektywą 98/15/EC, jasno sformułowały nakaz przetwarzania osadów ściekowych, co zdecydowanie ogranicza możliwość ich składowania. Ponadto, tzw. „Dyrektywa osadowa” – The Sewage Sludge Directive 86/278/EEC, wprowadza ograniczenia w używaniu osadów ściekowych w rolnictwie i przyrodniczym ich wykorzystaniu, chociażby poprzez określenie norm w zakresie stężeń metali ciężkich w osadach. Zbiór dyrektyw obejmujących tematykę osadów ściekowych, został poszerzony jeszcze o tzw. „Dyrektywę odpadową” (Council Directive 91/156/EEC, 1991). Wytyczne te nie mają bezpośredniego zastosowania na gruncie polskim, jednakże są one implementowane do aktów prawa krajowego [4].

Kierując się literą prawa, w tym rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 9 grudnia 2014 r. w sprawie katalogu odpadów można jednoznacznie stwierdzić, że osady ściekowe klasyfikowane są jako odpady z grupy 19 wymienionej w załączniku do niniejszego rozporządzenia, o kodzie 19 08 05 - ustabilizowane komunalne osady ściekowe [5].

W związku z powyższym, podstawowym aktem prawnym regulującym zagadnienia gospodarki odpadami, w tym osadami ściekowymi jest aktualnie ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Dz. U. z 2013 r. poz. 21 ze zm.) oraz szereg rozporządzeń, które w sposób szczegółowy określają postępowanie z osadami ściekowymi. Stosownie do postanowień tej ustawy posiadacz osadów jest obowiązany do postępowania z nimi w sposób zgodny z hierarchią postępowania z odpadami. Tym samym, w pierwszej kolejności sposobem zagospodarowania osadów jest odzysk. Przy czym odpady, których poddanie odzyskowi nie jest możliwe z przyczyn technologicznych lub nie jest uzasadnione z przyczyn ekologicznych lub ekonomicznych, posiadacz odpadów jest obowiązany unieszkodliwiać. Zgodnie z art. 3 ust. 1 pkt. 13 ww. ustawy pod pojęciem odzysku rozumie się jakikolwiek proces, którego głównym wynikiem jest to, aby odpady służyły użytecznemu zastosowaniu przez zastąpienie innych materiałów, które w przeciwnym przypadku zostałyby użyte do spełnienia danej funkcji, lub w wyniku którego odpady są przygotowywane do spełnienia takiej funkcji w danym zakładzie lub ogólnie w gospodarce. Rozważając temat termicznego przekształcania osadów ściekowych, należy również zwrócić uwagę, że ustawodawca wśród licznych procesów wyróżnił również proces odzysku energii, który stanowi termiczne przekształcanie odpadów w celu odzyskania energii (art. 3 ust. 1 pkt. 15 ww. ustawy) [6]. Przedstawione definicje, jak i zasady postępowania z odpadami, wskazują na kolejność wykorzystania metod zagospodarowania odpadów. W wyniku czego, proces powszechnego dotychczas składowania został "zepchnięty" na drugi plan wobec metod odzysku i unieszkodliwiania osadów ściekowych.

Ponadto, transponując prawo wspólnotowe, jako normatyw wykonawczy wprowadzono rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 lipca 2010 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych. Określa ono warunki, jakie muszą być spełnione przy przyrodniczym i rolniczym wykorzystaniu komunalnych osadów ściekowych. Między innymi limituje ono obciążenia osadów ściekowych oraz gleb nawożonych osadami określając dopuszczalne stężenia metali ciężkich. Ponadto, określa ono dawki, zakres, częstotliwość oraz metody referencyjne badań komunalnych osadów ściekowych i gruntów, na których osady te mają być stosowane [7]. Uwzględniając powyższe, w praktyce sposób tego zagospodarowania staje się coraz mniej popularny.

Co więcej, do zbioru przepisów prawa polskiego, dodatkowo wprowadzono Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 8 stycznia 2013 r. w sprawie kryteriów oraz procedur dopuszczania odpadów do składowania na składowisku odpadów danego typu

(Dz. U. z 2013 r. poz. 38) [8]. Określa ono parametry i ich wielkości dopuszczające osad ściekowy do składowania.

Tabela 1. Kryteria dopuszczenia ustabilizowanych osadów ściekowych do składowania na składowisku odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne

Lp.	Parametr	Wartość graniczna
1.	Ogólny węgiel organiczny (TOC)	5% suchej masy
2.	Strata przy prażeniu (LOI)	8% suchej masy
3.	Ciepło spalania	maksimum 6 MJ/kg suchej masy

Źródło: Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 8 stycznia 2013 r. w sprawie kryteriów oraz procedur dopuszczania odpadów do składowania na składowisku odpadów danego typu (Dz. U. z 2013 r. poz. 38)

Ponadto, uchwalono m. in.:

- Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 21 marca 2002 r. w sprawie wymagań dotyczących prowadzenia procesu termicznego przekształcania odpadów (Dz. U. z 2002 r., Nr 37, poz. 339 ze zm.);
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 4 listopada 2014 r. w sprawie standardów emisyjnych dla niektórych rodzajów instalacji, źródeł spalania paliw oraz urządzeń spalania lub współspalania odpadów (Dz. U. z 2014 r. poz. 1546 ze zm.).

Określają one wymagania dotyczące prowadzenia procesu termicznego przekształcania odpadów, standardy emisyjne z instalacji w zakresie wprowadzania gazów do powietrza oraz sposoby postępowania z odpadami powstałymi w wyniku termicznego przekształcania odpadów.

3. Zagospodarowanie osadów ściekowych

Do metod utylizacji oraz zagospodarowania osadów ściekowych zaliczane jest: składowanie, wykorzystywanie do rekultywacji terenów, wykorzystanie rolnicze, kompostowanie, produkcja biogazu czy unieszkodliwianie termicznie. Jak dotychczas najpowszechniej stosowanym w Polsce sposobem zagospodarowania osadów ściekowych było ich składowanie. Jednakże, jak wynika z prognoz będzie ono ustępowało miejsca unieszkodliwianiu termicznemu, a także wykorzystaniu rolniczemu i przyrodniczemu [9].

3.1. Metody zagospodarowania osadów ściekowych, poza termiczną ich utylizacją

3.1.1. Składowanie

Składowanie to jedna z metod zagospodarowania osadów ściekowych, jednakże aktualnie jest ona najmniej pożądaną metodą utylizacji osadów ściekowych. Jak wynika z danych GUS, ilość utylizowanych w ten sposób osadów w ostatnich latach znacznie zmalała z 40% w 2000 roku do ok. 10% w 2012 [10]. Nowelizacja prawa, w tym Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 8 stycznia 2013 r. w sprawie kryteriów oraz procedur dopuszczania odpadów do składowania na składowisku odpadów danego typu, wskazuje, że od 2016 roku będzie obowiązywać zakaz składowania odpadów o cieple spalania powyżej 6 MJ/kg suchej masy. Uwzględniając posiadane dane dotyczące parametrów paliwowych osadów ściekowych, określono, że ciepło spalania waha się w granicach 13 - 15 MJ/kg (tab. 2). W związku z tym, większość osadów ściekowych od 2016 nie będzie mogła być składowana [9].

Tabela 2. Parametry paliwowe osadów ściekowych

Lp.	Parametr	Jednostka	w suchej masie	
1.	Ciepło spalania	MJ/kg	15,377	13,294
2.	Wartość opałowa	MJ/kg	14,299	12,437

Źródło: Burzała B.: Termiczne przekształcanie osadów ściekowych jako jedna z metod ich utylizacji, Nowa energia, 2014, nr 1(37), s. 29 - 32

3.1.2. Wykorzystanie rolnicze i przyrodnicze

Stanowi ono jedną z zalecanych przez KPGO 2014 metod odzysku. Reprezentowane jest przez wykorzystanie osadów ściekowych na cele rolnicze lub przez przyrodnicze do rekultywacji terenów. Głównymi argumentami przemawiającymi do tego typu zagospodarowania jest ich skład - duża zawartość substancji organicznych, mikroelementów i związków biogenych. Dzięki nim, osady ściekowe posiadają wysokie walory glebotwórcze oraz nawozowe. KPGO 2014 przewiduje, że do 2020 roku ilość przetworzonych tą metodą osadów wzrośnie do poziomu 30% wykorzystania rolniczego oraz 15% do stosowania przy rekultywacji terenów. Jednakże, zagospodarowanie to, podlega wielu ograniczeniom, dlatego też przed wprowadzeniem osadów do gruntu należy spełnić wymogi bezpieczeństwa sanitarnego, chemicznego i środowiskowego. Zostały one określone Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 13 lipca 2010 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych,

/Dz. U. Nr 137, poz. 924/. Zgodnie z ww. rozporządzeniem limitowane są metale ciężkie, takie jak: kadm, miedź, nikiel, ołów, cynk, rtęć, chrom. Normy te uzależnione są również od rodzaju gruntu do jakiego osady są wprowadzane i jakie przeznaczenie ma dany grunt. Ponadto, ze względu na bezpieczeństwo sanitarne osady bada się pod kątem obecności bakterii chorobotwórczych z rodzaju Salmonella oraz żywych jaj pasożytniczych. Rozważając względy bezpieczeństwa używania osadów ściekowych w zakresie rolniczym i przyrodniczym należy również zaznaczyć, że ostatnimi czasy pojawia się coraz więcej badań dotyczących zawartości mikrozanieczyszczeń organicznych, takich jak: wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne WWA, pestycydy, detergenty, polichlorowane dwufenyle PCB, dioksyne PCDD, furany PCDF. Jednakże, ww. mikrozanieczyszczenia organiczne nie są imitowane literą prawa. Co nie zmienia faktu, że w przyszłości mogą stać się dodatkowym ograniczeniem w wykorzystaniu osadów na cele rolnicze i przyrodnicze czy w rekultywacji terenów [9]. Należy zaznaczyć, że w celu pełnoprawnego wykorzystania osadów ściekowych w rolnictwie, powinny one być przekształcone w produkt na drodze pozyskania stosownego certyfikatu wydanego na podstawie decyzji Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi. Dzięki któremu przetworzony osad ściekowy traci status odpadu, a staje się produktem - pozwala na wprowadzenie do obrotu przetworzonego osadu w formie nawozu organicznego. W dużej mierze wpływa to na poprawę rachunku ekonomicznego.

3.2. Termiczna utylizacja

Jednym z głównych celów Krajowego Planu Gospodarki Odpadami 2014 jest zwiększenie ilości przetwarzanych osadów ściekowych w procesach termicznych. Ilość zutylizowanych tą metodą osadów ściekowych ma przekroczyć 30% w roku 2020 [2]. Zgodnie z zebranymi przez Główny Urząd Statystyczny danymi widoczny jest wyraźny wzrost zastosowania tej metody. W roku 2000 tylko 1 % osadów ściekowych był poddany termicznej utylizacji, natomiast w roku 2012 poziom ten wzrósł do 11% [10].

Jedną z barier do wykorzystania metod termicznych jest wysoki stopień uwodnienia osadów, który dla ustabilizowanych komunalnych osadów ściekowych kształtuje się na poziomie ok. 80%. Tak duża zawartość wody uniemożliwia ich spalanie. W związku z tym niezbędnym warunkiem jest wysuszenie osadu do poziomu poniżej 40% zawartości wody [9]. Innym ważnym elementem jest również zawartość substancji palnych takich jak: węgiel, wodór, siarka, których zawartość powinna wynosić powyżej 25% [11]. Powyższe wskaźniki mogą być różne w zależności od stosowanej technologii termicznej obróbki. Przykładem może być współspalanie w przemyśle cementowym, gdzie wymagane jest, aby osad ściekowy

został wysuszony do zawartości suchej masy na poziomie 10 – 30%. Suszenie osadów zwiększa ich atrakcyjność również jako paliw, gdyż poprawia ich właściwości paliwowe, a także redukuje masę i objętość. Jednakże, pociąga ono za sobą uciążliwość, jaką jest wydzielanie się odorów wynikające z rozkładu związków organicznych. Ważnym elementem suszenia jest również rachunek ekonomiczny. Wysokotemperaturowe suszarnie osadów ściekowych wymagają znacznych nakładów finansowych i związane są ze skomplikowanym technologicznie procesem, co wskazuje, że najlepsze ich zastosowanie jest dla dużych oczyszczalni ścieków. Mniej kosztownym procesem, preferowanym w mniejszych oczyszczalniach ścieków mogą być suszarnie solarne.

3.2.1. Aspekt prawny

Wprowadzone w polskim prawie aksjomaty ograniczające zastosowanie składowania, czy też rolniczego, przyrodniczego wykorzystania osadów ściekowych powodują, że coraz bardziej popularną metodą zagospodarowania osadów ściekowych jest termiczny proces ich przekształcania. Zgodnie z art. 3 ust.1 pkt. 29 ustawy o odpadach definiuje czym jest termiczne przekształcanie odpadów. Określa, że stanowi ono:

- a) spalanie odpadów przez ich utlenianie,
- b) inne niż wskazane w lit. a procesy termicznego przetwarzania odpadów, w tym pirolizę, zgazowanie i proces plazmowy, o ile substancje powstające podczas tych procesów są następnie spalane [6].

Proces ten pozwala na wykorzystanie osadów ściekowych do odzysku energii. Jednocześnie pozwala on na wypełnienie zobowiązań akcesyjnych w dziedzinie zagospodarowania odpadów, a w szczególności przepisów dotyczących redukcji odpadów ulegających biodegradacji. Oczywistym jest, że procesy te dodatkowo "obwarowane" są wymaganiami prawnymi w zakresie dotrzymania standardów emisyjnych, wymagań procesowych oraz wymagań związanych z obowiązkiem monitoringu emisji i procesu, które zostały przetransponowane do ustawodawstwa polskiego z prawa wspólnotowego.

Zgodnie z art. 155 ww. ustawy: termiczne przekształcanie odpadów prowadzi się wyłącznie w spalarniach odpadów lub we współspalarniach odpadów. Przy czym, jako spalarnię odpadów rozumie się zakład lub jego część przeznaczone do termicznego przekształcania odpadów z odzyskiem lub bez odzysku wytwarzanej energii cieplnej, obejmujące instalacje i urządzenia służące do prowadzenia procesu termicznego przekształcania odpadów wraz z oczyszczaniem gazów odlotowych i wprowadzaniem ich do powietrza, kontrolą, sterowaniem i monitorowaniem procesów oraz instalacjami

związanymi z przyjmowaniem, wstępnym przetwarzaniem i magazynowaniem odpadów dostarczonych do termicznego przekształcania oraz instalacjami związanymi z magazynowaniem i przetwarzaniem substancji otrzymanych w wyniku spalania i oczyszczania gazów odlotowych. Natomiast jako współspalarnię odpadów traktuje się zakład lub jego część, których głównym przedmiotem działalności jest wytwarzanie energii lub produktów, w których wraz z paliwami są przekształcane termicznie odpady w celu odzyskania zawartej w nich energii lub w celu ich unieszkodliwiania, obejmujące instalacje i urządzenia służące do prowadzenia procesu termicznego przekształcania wraz z oczyszczaniem gazów odlotowych i wprowadzaniem ich do atmosfery, kontrolą, sterowaniem i monitorowaniem procesów, instalacjami związanymi z przyjmowaniem, wstępnym przetwarzaniem i magazynowaniem odpadów dostarczonych do termicznego przekształcania oraz instalacjami związanymi z magazynowaniem i przetwarzaniem substancji otrzymanych w wyniku spalania i oczyszczania gazów odlotowych.

Standardy emisyjne dla instalacji i urządzeń spalania i współspalania odpadów określa załącznik nr 7 i 8 do rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 4 listopada 2014 r. w sprawie standardów emisyjnych dla niektórych rodzajów instalacji, źródeł spalania paliw oraz urządzeń spalania lub współspalania odpadów [12]. Zgodnie z tym rozporządzeniem, standardy emisyjne dla instalacji i urządzeń spalania odpadów uznaje się za dotrzymane, jeżeli w przypadku prowadzenia ciągłych pomiarów wielkości emisji substancji są spełnione jednocześnie następujące warunki:

- 1) średnie dobowe wartości stężeń pyłu, substancji organicznych w postaci gazów i par w przeliczeniu na całkowity węgiel organiczny, chlorowodoru, fluorowodoru, dwutlenku siarki oraz tlenków azotu, a w przypadku tlenku węgla 97% średnich dobowych wartości stężeń w ciągu roku kalendarzowego, licząc od początku roku, nie przekraczają standardów emisyjnych tych substancji określonych, jako średnie dobowe, w załączniku nr 7 do rozporządzenia;
- 2) średnie trzydziestominutowe wartości stężeń pyłu, substancji organicznych w postaci gazów i par w przeliczeniu na całkowity węgiel organiczny, chlorowodoru, fluorowodoru, dwutlenku siarki oraz tlenków azotu nie przekraczają wartości A standardów emisyjnych tych substancji, określonych w załączniku nr 7 do rozporządzenia, lub 97% średnich trzydziestominutowych wartości stężeń tych substancji w ciągu roku kalendarzowego, licząc od początku roku, nie przekracza wartości B standardów emisyjnych tych substancji, określonych w załączniku nr 7 do rozporządzenia;

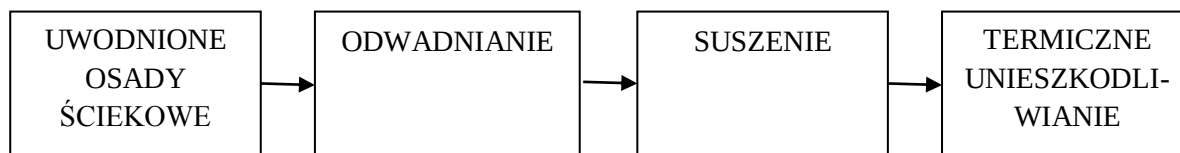
3) średnie trzydziestominutowe wartości stężeń tlenku węgla nie przekraczają wartości A standardu emisyjnego tej substancji, określonego w załączniku nr 7 do rozporządzenia, lub 95% średnich dziesięciominutowych wartości stężeń tej substancji w ciągu 24 godzin nie przekracza wartości B standardu emisyjnego tej substancji, określonego w załączniku nr 7 do rozporządzenia; w przypadku instalacji i urządzeń spalania odpadów, w których temperatura gazu powstałego w procesie spalania wynosi co najmniej 1100°C przez co najmniej dwie sekundy, dla dokonania oceny średnich wartości dziesięciominutowych można zastosować okres siedmiodniowy [12].

Natomiast, kryteria współspalania odpadów uznaje się za dotrzymane, jeżeli w przypadku prowadzenia ciągłych pomiarów wielkości emisji substancji średnie dobowe wartości stężeń pyłu, substancji organicznych w postaci gazów i par w przeliczeniu na całkowity węgiel organiczny, chlorowodoru, fluorowodoru, dwutlenku siarki, tlenków azotu oraz tlenku węgla nie przekraczają standardów emisyjnych ustalonych w sposób określony w załączniku nr 8 do rozporządzenia [12].

W procesie termicznego przekształcania odpadów powstają produkty uboczne w tym np. popiół denny oraz popiół lotny o zróżnicowanym składzie chemicznym. Zgodnie z katalogiem odpadów są one kwalifikowane w grupie 19 (Odpady z instalacji i urządzeń służących zagospodarowaniu odpadów, z oczyszczalni ścieków oraz z uzdatniania wody pitnej i wody do celów przemysłowych), w podgrupie 19 01 – Odpady ze spalarni odpadów, w tym z instalacji do pirolizy odpadów. Zgodnie z § 13 rozporządzenia Ministra Gospodarki z dnia 21 marca 2002 r w sprawie wymagań dotyczących prowadzenia procesu termicznego przekształcania odpadów pozostałości po termicznym przekształceniu należy poddać odzyskowi, a w przypadku braku takiej możliwości skierować do unieszkodliwiania przy szczególnej uwadze skierowanej na metale ciężkie. Niniejszy akt jednoznacznie pozwala na zastosowanie ww. produktów ubocznych do sporządzania mieszanek betonowych na potrzeby budownictwa, z wyłączeniem budynków przeznaczonych do stałego przebywania ludzi lub zwierząt oraz do produkcji lub magazynowania żywności. Jednakże, z uwagi na bezpieczeństwo, unormowana jest w nich zawartość metali ciężkich, chociażby przez wskazanie, że ich stężenia w wyciągach wodnych z badania wymywalności tych metali z próbek mieszanek betonowych, nie może przekroczyć 10 mg/dm³ łącznie w przeliczeniu na masę pierwiastków [13].

3.2.2. Metody termicznego przekształcania osadów ściekowych

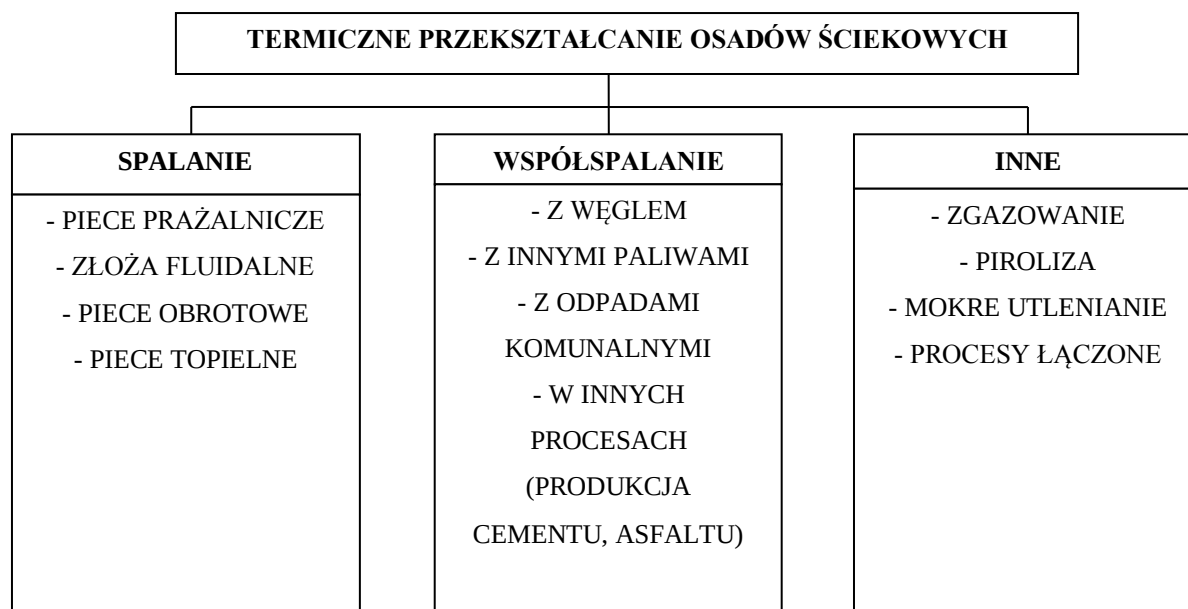
Termiczne metody utylizacji osadów ściekowych najczęściej poprzedzone są procesem suszenia częściowego.



Rysunek 1. Podstawowy ciąg technologiczny - procesy przed termicznym przekształceniem osadu

Źródło: Werle S., Wilk K.: Energetyczne wykorzystanie osadów ściekowych, monografia III Ogólnopolskiego Kongresu Inżynierii Środowiska - tom I/37KO

Co więcej, osady przed suszeniem są poddawane zagęszczeniu (np. mechanicznie przy użyciu pras filtracyjnych czy też wirówek), wybranym procesom stabilizacji oraz odwadnieniu. Ww. zależy m. in.: od schematu technologicznego oczyszczalni oraz od rodzaju przewidywanego sposobu termicznej utylizacji. Procesy te mogą stanowić integralną część układu oczyszczalni ścieków lub wchodzić w skład elementów projektowanej instalacji termicznej utylizacji osadów [14].



Rysunek 2. Metody termicznego przekształcania osadów ściekowych

Źródło: Werle S., Wilk K.: Energetyczne wykorzystanie osadów ściekowych, monografia III Ogólnopolskiego Kongresu Inżynierii Środowiska - tom I/37KO

3.2.2.1. Spalanie

Spalanie jest podstawowym procesem termicznej utylizacji. Jednakże bezwzględnie jest on związany z emisją pyłów, związków siarki i azotu oraz dioksyn i furanów. To powoduje, że instalacje spalania muszą być wyposażone w szereg urządzeń służących do oczyszczania spalin. Spalanie osadów najczęściej jest realizowane w paleniskach fluidalnych ze złożem pęcherzykowym lub cyrkulacyjnym [15].

Przykładem instalacji spalania osadów ściekowych może być oczyszczalnia ścieków w Gdyni-Dębogórze. Proces właściwego spalania osadu poprzedzony jest suszeniem w obrotowej suszarce bębnowej, za pomocą czynnika suszącego (pary przegrzanej). Spalanie wysuszonego osadu prowadzone jest w piecu ze złożem fluidalnym. Dla utrzymania wymaganych temperatur w komorze spalania (850°C) w okresach problemów z autotermiczności procesu możliwe jest dodatkowe spalanie w piecu biogazu lub oleju opałowego. Istotnym elementem instalacji jest zespół wymienników ciepła, w których podgrzewana jest para z obiegu suszarki oraz powietrze podmuchowe do pieca. Spaliny, żeby sprostać wymogom prawa, są dwustopniowo oczyszczane (w filtrze workowym oraz zraszanym absorberze ze specjalnym wypełnieniem). Wydajność spalarni wynosi około 80÷90 Mg osadu odwodnionego na dobę (projektowa: 110 Mg/db) [16].

3.2.2.2. Współspalanie

Współspalanie jest jednym z racjonalnych, niskonakładowych sposobów wykorzystania komunalnych osadów ściekowych. Może ono stanowić odzysk energii, chociażby na drodze współspalania osadów z węglem w istniejących obiektach energetycznych. Współspalanie osadów ściekowych prowadzone jest obecnie w wielu elektrowniach w krajach Europy Zachodniej np. w Niemczech, Belgii, Holandi czy Austrii [17]. Proces ten związany jest z możliwością współspalania osadów w dużych, istniejących zakładach przemysłowych tj. elektrowniach, elektrociepłowniach bądź cementowniach. Decydującą o zastosowaniu osadu ściekowego do niniejszego procesu jest ich jakość. Wysoka wilgotność, duży udział części lotnych oraz niska gęstość utrudniają ich energetyczne użytkowanie. Pierwsza z ww. cech przyczynia się do zwiększenia zapotrzebowania na energię zewnętrzną oraz obniża kaloryczność mieszanki paliwowej. Natomiast niska gęstość powoduje, że do komory paleniskowej należy dostarczać więcej paliwa [15]. Jednakże, zastosowanie takiego rozwiązania wymaga przeprowadzenia dokładnej analizy instalacji.

Jest to niezbędne by sprostać wymogom określonym w wymaganiach prawnych, w tym ograniczeniom związanym z emisją np. substancji organicznych oraz metali ciężkich. Istotnym jest, że technologie oczyszczania gazów spalinowych w Polsce nie są przystosowane do eliminacji zanieczyszczeń w stopniu wymaganym, gdyż limity wyznaczone dla stężeń zanieczyszczeń powstających w wyniku spalania węgla są znacznie niższe niż w przypadku spalania odpadów [18].

W Polsce obecnie najczęściej prowadzi się spalanie węgla w technologii fluidalnej oraz pyłowej [18].

3.2.2.2.1. Współspalanie w kotłach fluidalnych

Kotły fluidalne charakteryzują się niskimi wartościami temperatur spalania, co pociąga za sobą ograniczenie emisji, w tym przede wszystkim związków azotu. Równie dobrze poprzez bezpośrednie wprowadzanie do kotła sorbentów technologia ta radzi sobie ze związkami tlenków siarki. W przypadku spalania samego węgla technologia fluidalna jest najbardziej efektywna w zakresie osiągniętych standardów emisji zanieczyszczeń. Znaczącym jest, że w przypadku tej technologii osady ściekowe mogą być dostarczane bez uprzedniego przygotowania bezpośrednio do komory paleniskowej. Temperatura charakterystyczna dla instalacji fluidalnych wynosi 850 C, a jej utrzymanie może być trudne, chociażby z powodu wprowadzania uwodnionych osadów, które tą temperaturę będą dodatkowo obniżać. Ponadto konstrukcja kotłów powoduje, że komory paleniskowe nie są zbyt wysokie, a powietrze wtórne doprowadza się na kilku poziomach. Tak więc czas przebywania spalin w komorze liczony jest od górnych rzędów dysz powietrza do wylotu z komory paleniskowej.

Przykładem instalacji współspalania osadów ściekowych jest Stacja Termicznej Utylizacji Osadów Ściekowych na terenie województwa świętokrzyskiego. Jej maksymalna przepustowość wynosi ok. 91 MG odpadów na dobę. Zastosowano w niej technologię spalania fluidalnego. Doprowadzane osady ściekowe, jak i pozostałe odpady procesowe powstające w trakcie oczyszczania ścieków: skratki, piasek i tłuszcze są magazynowane w specjalnych silosach. Osady kierowane są do podsuszenia w suszarce dyskowej, w temperaturze +215°C, gdzie częściowo odparowywana jest woda. Następnie mieszane są z pozostałymi odpadami i wspólnie transportowane do pieca ze złożem fluidalnym, w którym podlegają utylizacji w temperaturze 850°C. Gazy spalinowe są oczyszczane za pomocą wysokosprawnego, dwustopniowego systemu w sposób mechaniczny poprzez cyklon i filtr workowy oraz chemicznie przy użyciu reagentów. Zastosowana metoda oczyszczania spalin oraz pełna automatyczna kontrola tego procesu i jakości spalin umożliwia

usunięcie zanieczyszczeń w gazach odlotowych do stopnia wymaganego przepisami prawa polskiego [19].

3.2.2.2.2. Współspalanie w kotłach pyłowych

Kotły pyłowe są najbardziej efektywne, gdy spala się w nich paliwa rozdrobnione. Osady ściekowe, a szczególnie wysuszone, spełniają to kryterium. Istotnym jest, że to od zawartości suchej masy zależy użycie rodzaju węgla, z którym może zachodzić proces współspalania. Osady ściekowy o znacznym uwodnieniu mogą być współspalane z węglem brunatnym. Niniejsze wynika, z faktu, że węgiel brunatny charakteryzuje się często wysoką wilgotnością. Taki stan rzeczy wymusza na wykorzystanie technologii, która to posiada większe rezerwy energii przeznaczone na dosuszanie paliw. Inaczej jest w przypadku węgla kamiennego, gdyż wymogiem jest aby wstępnie wysuszyć osad do co najmniej 85% s.m. W związku z powyższym ważnym jest przed wykorzystaniem osadów ściekowych sprawdzić ich stan uwodnienia.

Doprowadzenie osadów ściekowych do instalacji kotłowej można dokonać za pomocą trzech głównych sposobów:

- na warstwę węgla transportowanego zespołami taśmociągów do młynów węglowych. Metoda ta nie jest preferowana dla mocno uwodnionych osadów ściekowych, gdyż związana jest z uciążliwością zapachową, bowiem istnieje możliwość intensywnego wydzielania się części lotnych w mieszance węgiel-osady.;
- bezpośrednio do młyna węglowego –zalecana dla osadów podsuszonych, które trafiają bezpośrednio do młyna, gdzie poddawane są mieszaniu z węglem i współmielone dostarczane są do komory paleniskowej;
- do dysz zamontowanych bezpośrednio w komorze paleniskowej kotła – metoda wymaga instalacji w kotle dodatkowych dysz, do których należy również doprowadzić parę wodną, która zapewni będzie rozbiecie strumienia odwodnionych mechanicznie osadów.

Zdecydowaną zaletą tej metody jest całkowita szczelność przy wprowadzaniu osadów do komory paleniskowej kotła. Z doświadczeń eksploatacyjnych wynika, że ilość osadów ściekowych w mieszance paliwowej nie powinna przekraczać 10% masowo [18].

3.2.2.3. Piroliza

Piroliza stanowi proces degradacji (rozkładu) cząsteczki związku chemicznego pod wpływem dostatecznie wysokiej temperatury wynoszącej od 300-900°C w środowisku beztlenowym.

Głównymi grupami produktów powstającymi z pirolizy osadów ściekowych są frakcje:

- gazowa, której głównym składnikiem jest wodór, metan, tlenek i ditlenek węgla i inne gazy (w mniejszej ilości); wartość opałowa otrzymywanego gazu pirolitycznego kształtuje się na poziomie 15 MJ/m³;
- stała, stanowiąca tzw. koks pirolityczny, substancje obojętne oraz pyły ze znaczną zawartością metali ciężkich
- ciekle, złożona głównie ze smół i olejów, wody oraz składników organicznych

Proporcje między poszczególnymi składnikami zależą m. in. od temperatury i ciśnienia procesu, a także charakteru przepływu w reaktorze.

Przykładem instalacji, w której zachodzi proces pirolizy jest technologia Oil From Sludge, której istotą jest podawanie osadów ściekowych o zawartości 95% suchej masy, działaniu temperatury 450°C przez okres dłuższy niż 30 minut przy ciśnieniu atmosferycznym. W efekcie otrzymuje się węglowodory i stałe produkty zwęglania (np. koks pirolityczny). Natomiast uzyskana ciecz węglowodorowa może służyć jako surowiec do wykorzystania w wielu gałęziach przemysłu (np. w przemyśle petrochemicznym).

Jedną z bardzo istotnych, wśród procesów pirolizy osadów ściekowych, jest technologia Carvera - Greenfielda (C-R), której głównym produktem ma być zastępcze paliwo stałe. Proces ten mimo produkcji paliwa, pozwala jednocześnie wysuszyć osady przed podaniem ich do spalania czy też zgazowania. Istotą procesu jest zmieszanie surowych osadów ściekowych z olejem odpadowym (np. silnikowym), a następnie przepuszczenie przez system wyparny. Po osuszeniu, szlam podaje się do wirówki, gdzie dochodzi do oddzielenia fazy ciekłej od cząstek stałych. W efekcie uzyskuje się paliwo stałe, a faza ciekle zawracana jest do układu [4].

3.2.2.4. Zgazowanie

Zgazowanie to proces przekształcania paliwa stałego lub ciekłego w paliwo gazowe poprzez oddziaływanie tlenem (lub powietrzem) i pary wodnej na paliwo stałe zamknięte w generatorze. Prowadzi ono do uzyskania palnego gazu, który może być wykorzystywany

w procesie generacji energii elektrycznej lub wspierająco, np. proces suszenia osadów ściekowych. Taki gaz składa się z tlenku węgla, wodoru, metanu, etanu, a także z tlenu, ditlenku węgla, czy też azotu, których obecność zależna jest od medium zgazowującego. Wartość opałowa gazu ze zgazowania waha się wokół wartości 4 MJ/m³. Otrzymywany gaz może być wykorzystywany do generacji energii elektrycznej lub do produkcji ciepła w celu suszenia osadów. Istotnym jest, że niniejszy proces ściśle związany jest z produkcją wodoru. Wśród licznych technologii pozwalających przeprowadzenie zgazowania można wymienić Technologie Krupp Uhde PreCon zgazowania suchego osadu w reaktorze fluidalnym w temperaturze 700 – 1000 °C [4].

3.2.2.5. Procesy kombinowane

Procesy kombinowane termicznej utylizacji osadów ściekowych stanowią najczęściej kombinacje pirolizy i zgazowania bądź zgazowania i spalania. Przykładem jest metoda Thermostelect, której istota opiera się na szeregowym wykorzystaniu procesu pirolizy i procesu zgazowania jej stałego produktu. W wyniku pirolizy uzyskuje się koks, ten zaś jest zgazowywany w celu uzyskania gazu syntezowego. Innym przykładem procesu kombinowanego jest The Noell Conversion. W technologii tej wsad jest zgazowywany pod wysokim ciśnieniem (>3,5MPa) i wysokiej temperaturze (>2000°C). Technologie SVZ również należy zaliczyć do kombinacji, tym razem obok pirolizy i zgazowania również spalania. Wysuszone osady ściekowe są kruszone i mielone, a następnie kompresowane i poddawane zgazowaniu w temperaturze 1300°C. Gazy z procesu po oczyszczeniu z lekkich olejów i smół służą jako materiał i surowiec do produkcji np. metanolu [4].

3.2.3. Potencjalne zagrożenia i szansa

Właściwości fizyczne i chemiczne osadów ściekowych determinują przydatność osadów ściekowych do ich termicznego przekształcania. Jak powszechnie wiadomo skład osadów ściekowych zależy od wielu czynników, między innymi od zagospodarowania terenu, regionu, rozwoju gospodarczego [4]. Osad ściekowy z uwagi na swój skład chemiczny oraz właściwości fizyczne nie jest odpadem obojętnym dla środowiska. Przede wszystkim ma on tendencję do gromadzenia występujących w ściekach metali ciężkich, w tym m. in: cynku (Zn), miedzi (Cu), niklu (Ni), kadmu (Cd), ołowiu (Pb), rtęci (Hg) i chromu (Cr). Ich potencjał akumulacji w tkankach ludzkich i bioakumulacji stwarza zagrożenie dla środowiska i zdrowia ludzi. Dlatego też, zawartość metali ciężkich stanowi jedno z podstawowych kryteriów dalszego zagospodarowania osadów.

Mimo powyższego, a z uwagi na konieczność zagospodarowania osadów ściekowych, skupiono się na ich potencjale energetycznym. Praktyczne znaczenie w ocenie przydatności osadów w zakresie termicznego ich przekształcania mają parametry takie jak np.: wartość opałowa i ciepło spalania. Wartość opałowa określa użyteczny efekt cieplny spalania. Z kolei ciepło spalania jest większe od wartości opałowej o ciepło skraplania całkowitej ilości pary wodnej ze spalin, a pochodzącej z wilgoci paliwa i powstałej ze spalania wodoru [20]. Jak wynika z danych literaturowych, wartości te można określić doświadczalnie, jak i empirycznie lub odczytać z licznych nomogramów. Istotnym jest, że określenie wartości spalania przy uwzględnieniu tylko wilgotności odpadów nie daje pełnego obrazu ilości ciepła użytecznego. Chociażby z faktu, że efekt cieplny jest odpowiedzialny również za odparowanie wilgoci. Dlatego też bardziej dokładne przy określeniu możliwości zastosowania osadów ściekowych w mieszkankach paliwowych są nomogramy wieloczynnikowe. Uwzględniając zebrane dane literaturowe, można powiedzieć, że parametr wartości opałowej osadów ściekowych porównywalny jest do parametru węgla brunatnego, ale zdecydowanie niższy niż węgla kamiennego. W związku z tym, osad ściekowy nie stanowi tak efektywnego paliwa jak tradycyjny węgiel kamienny.

Tabela 3. Charakterystyka wybranych parametrów paliw i osadów ściekowych [21]

Lp.	Parametr	Jednostka	Osad ściekowy	Węgiel kamienny	Węgiel brunatny
1.	Wartość opałowa	MJ/kg	8 - 21,5	25-30	8-16
2.	Popiół	%	30	5,3	10-20
3.	Węgiel	%	50	88	66
4.	Wodór	%	6	6	5
5.	Siarka	%	1	0,8	0,7-7

Źródło: Rečko K.: Termiczna utylizacja osadów ściekowych, Archives of Waste Management and Environmental Protection, ISSN 1733-4381, Vol. 2 (2005), p-17-24

Jednakże, podkreślenia wymaga fakt, że zgodnie z zapisami KPGO, jak i innymi aktami prawa krajowego jak i unijnego aktualnym trendem jest ograniczenie emisji gazów cieplarnianych. Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 12 września 2008 r. w sprawie sposobu monitorowania wielkości emisji substancji objętych wspólnotowym systemem handlu uprawnieniami do emisji osady ściekowe zostały uznane za biomasę neutralną pod względem CO₂ [26]. W związku z tym spalanie osadów jest sposobem uzyskania celów wyznaczonych przy rozliczaniu energii z odnawialnych źródeł energii.

W dużej mierze, czyni je to atrakcyjnym ko-paliwem. Zgodnie z danymi zawartymi w tabeli 4 osad ściekowy charakteryzuje się niższą ilością węgla, wodoru i tlenu, a wyższą zawartością siarki, fluoru i chloru. Jednakże różnice te nie dyskwalifikują osadów jako konkurencyjnych dodatków do mieszanek paliwowych.

Tabela 4. Porównanie właściwości odnawialnych źródeł energii z osadem ściekowym

Parametr	Trociny sosnowe	Słoma rzepakowa	Osad ściekowy (1)	Osad ściekowy (2)
C	0.4618	0,427	0,2772	0,3179
H	0,0576	0,0547	0,0381	0,0436
N	0,0001	0,006	0,0359	0,0488
O	0,38826	0,36735	0,13534	0,1527
S	0,0002	0,0015	0,0181	0,0167
F	0,00001	0,00003	0,00003	0,00013
Cl	0,00003	0,00042	0,00033	0,00217
Wilgoć	0,088	0,106	0,053	0,053
Popiół	0,004	0,037	0,442	0,365
Zawartość części lotnych	0,77	0,70	0,49	0,51
Wartość opałowa MJ/kg	16,8	15,4	10,7	13,0

Źródło: Werle S.: *Bezpośrednie oraz pośrednie (na drodze zgazowania) współspalanie osadów ściekowych w energetyce*, VII/VIII 2013
Piecze Przemysłowe & Kotły

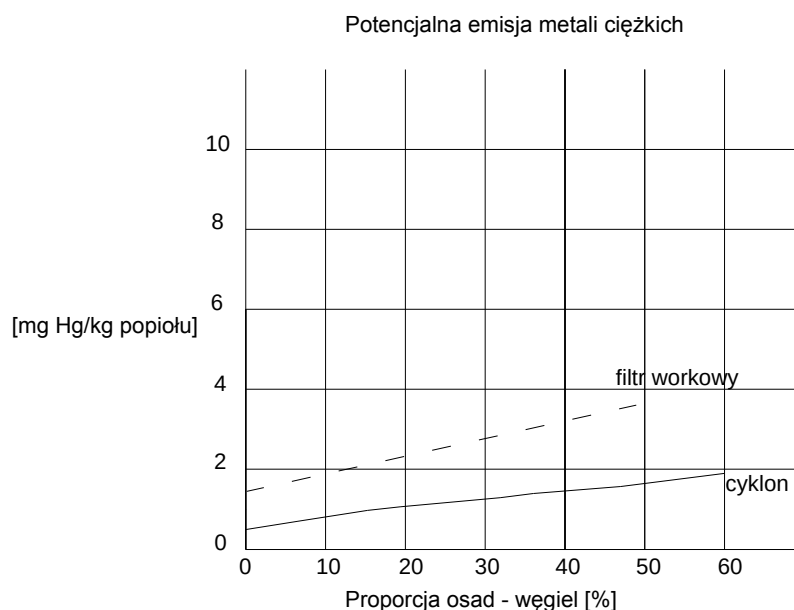
Ponadto, spalanie osadu, jak i tradycyjnego paliwa przyczynia się do powstawania popiołów. Jak wynika z tab. 5 im większy udział osadów ściekowych w mieszance paliwowej tym większa ilość popiołu, co stanowi nieodłączny efekt uboczny procesu. Jak widać z tab. 4 osad po spalaniu charakteryzuje się ok. dziesięciokrotnie wyższą zawartością popiołu w stosunku do słomy rzepakowej i dziewięćdziesięciokrotnie w stosunku do trocin sosnowych.

Tabela 5. Zmiany ilości popiołu w zależności od udziałów energetycznych osadów ściekowych w paliwowej mieszance z węglem

Lp.	Udział energetyczny (węgiel/osad ściekowy)	Popiół kg/h
1.	100/0	0,75
2.	85/15	4,9
3.	75/25	6,2

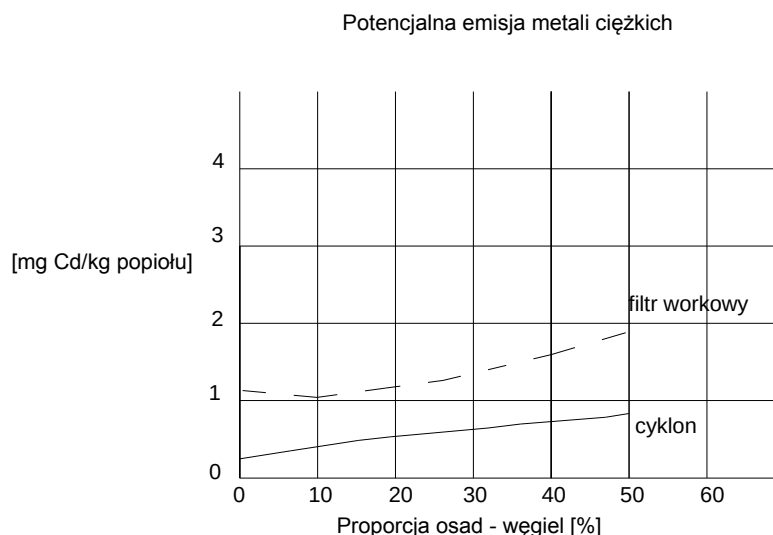
Źródło: Bałazińska M., Stelmach S.: *Energetyczne zagospodarowanie osadów ściekowych w powiązaniu z produkcją energii elektrycznej*

Należy również zaznaczyć, że zawartość frakcji mineralnej w osadach jest zdecydowanie większa niż w paliwie węglowym. Tym samym, udział popiołów z osadów może mieć istotny wpływ na ilość oraz ogólny skład popiołów ze spalania mieszanki paliwowej węgiel - osady komunalne. Popiół jest odpadem, który z uwagi na zawartość metali ciężkich i zanieczyszczeń organicznych np. wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA), polichlorowanych bifenyli (PCB), polichlorowanych dibenzodioskyn i dibenzofuranów (PCDD/F) może wywoływać wśród społeczeństwa obawy o negatywne jego oddziaływanie. W związku z powyższym powstałe w procesie termicznego przekształcania popioły muszą być traktowane jako odpady niebezpieczne, co podnosi ich koszt całkowitej utylizacji. Zwiększoną zawartość metali ciężkich w popiołach pochodzących ze spalania mieszanek paliwowych z dodatkiem osadów potwierdzają rys. 3 i 4, które wskazują wzrost rtęci i kadmu.



Rysunek 3. Emisja metali ciężkich - Hg - w wyniku spalania mieszanki paliwowej, w zależności od ilości osadów ściekowych

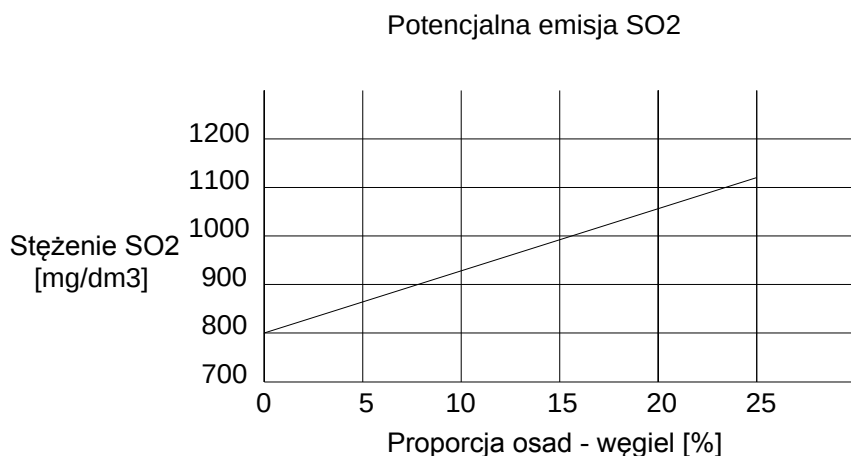
Źródło: Bałazińska M., Stelmach S.: Energetyczne zagospodarowanie osadów ściekowych w powiązaniu z produkcją energii elektrycznej



Rysunek 4. Emisja metali ciężkich - Cd - w wyniku spalania mieszanki paliwowej, w zależności od ilości osadów ściekowych

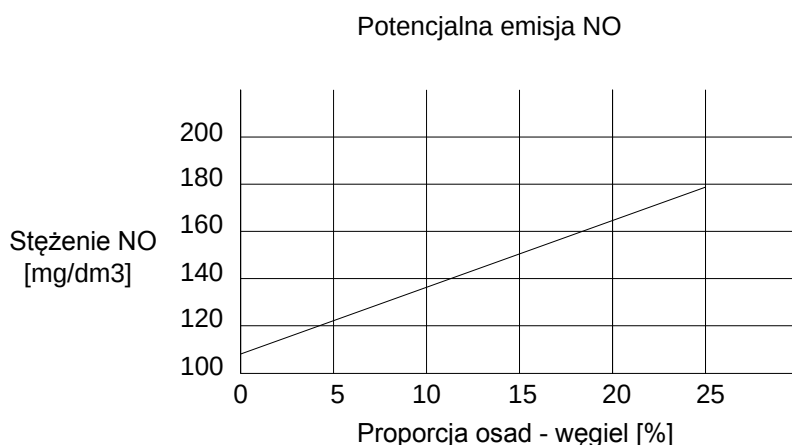
Źródło: Bałazińska M., Stelmach S.: Energetyczne zagospodarowanie osadów ściekowych w powiązaniu z produkcją energii elektrycznej

Jak wynika z przeprowadzonych dotychczas badań, współspalanie osadów ściekowych może powodować wzrost emisji zanieczyszczeń do powietrza. Zgodnie z poniższymi wykresami (rys. 5 i 6), im większy udział osadów w stosunku do bazowego paliwa tym większa emisja gazów, w tym: dwutlenku siarki, tlenki azotu. Co więcej, procesy termiczne związane są z emisją dioksyn i furanów, NO_x, SO₂, N₂O, jak HCl, HF i C_xH_y, co stanowi potencjalne zagrożenie dla środowiska [24]. Ponadto, termiczna obróbka osadów stwarza ryzyko emisji metali ciężkich, chociażby poprzez popioły lotne obecne w gazach spalinowych. W prawdzie, zjawisko to jest minimalizowane poprzez zastosowanie urządzeń do ograniczania ich emisji, co powoduje z jednej strony ograniczenie emisji szkodliwych pierwiastków do atmosfery i dalej na otaczające tereny w wyniku opadu mokrego lub suchego, ale jednocześnie przenosi problem środowiskowy z emisji metali ciężkich do atmosfery na ich obecność w wychwyconym popiele. Tym samym, termiczne przekształcanie osadów ściekowych z uwagi na emisje tlenków azotu, metali ciężkich i innych szkodliwych związków budzi wiele wątpliwości, wywołuje sprzeciw społeczny i wymaga dużych nakładów inwestycyjnych na człon oczyszczania gazów odlotowych.



Rysunek 5. Zmiana emisji SO₂ w zależności od wzrostu ilości osadu w mieszance paliwowej

Źródło: Bałazińska M., Stelmach S.: Energetyczne zagospodarowanie osadów ściekowych w powiązaniu z produkcją energii elektrycznej



Rysunek 6. Zmiana emisji NO w zależności od wzrostu ilości osadu w mieszance paliwowej

Źródło: Bałazińska M., Stelmach S.: Energetyczne zagospodarowanie osadów ściekowych w powiązaniu z produkcją energii elektrycznej

Zmiana ilości i właściwości cząstek stałych unoszonych przez spaliny powoduje nie tylko zmianę emisyjności spalin, ale również zmianę intensywności zanieczyszczania popiołem powierzchni ogrzewalnych. W związku z tym, współspalanie osadów w instalacjach grzewczych przyczynia się również do zużłowania i zanieczyszczania powierzchni ogrzewalnych kotła. Polega ono głównie na powstawaniu twardych, trudnych do usunięcia osadów gromadzących się na ścianach powierzchni ogrzewalnych, obmurza i innych elementów zabudowanych wewnątrz kotła. Jak wynika z literatury specjalistycznej szlakowanie jest niewątpliwie jednym z istotniejszych zjawisk utrudniających poprawną eksploatację kotłów [25]. Jak wynika z posiadanych doświadczeń znaczący wpływ

na zachowanie się substancji mineralnej przy spalaniu osadów ściekowych mają metale alkaliczne - sód (Na), potas (K), wapń (Ca) oraz niemetal - chlor (Cl), siarka (S) i fosfor (P). Sód i potas w wysokich temperaturach spalania odparowują, a w wyższych partiach kotła pyłowego wchodzi w reakcje z innymi składnikami spalin, tworząc związki niskotopliwe, które osadzają się na powierzchniach przegrzewaczy. Rodzaj osadów, ich kształt i grubość zależą w dużej mierze od stosunku S/Cl [17]. Należy również podkreślić, że zgodnie z zestawieniem w tabeli 6, powstały podczas spalania osadów ściekowy popiół charakteryzuje się zdecydowanie gorszymi parametrami niż popiół powstały ze spalania trocin sosnowych czy też biomasy tradycyjnej. Spalany osad ściekowy charakteryzuje się 4 krotnie wyższą skłonnością do żużlowania niż słoma rzepakowa i pięćdziesięciopięć większą niż trociny sosnowe.

Tabela 6. Skład chemiczny popiołu osadów i biomasy tradycyjnej [30]

Lp.	Parametr [%]	Trociny sosnowe	Słoma rzepakowa	Osad ściekowy (1)	Osad ściekowy (2)
1.	Al (skłonność do żużlowania)	0,58	8,42	53,68	39,93
2.	Rb/a (skłonność do obrastania powierzchni ogrzewalnych)	1,44	1,53	1,19	1,06
3.	BAI (skłonność do tworzenia aglomeratów popiołu)	0,199	0,0097	6,46	6,70

Źródło: Werle S.: *Bezpośrednie oraz pośrednie (na drodze zgazowania) współspalanie osadów ściekowych w energetyce*, VII/VIII 2013
Piecze Przemysłowe & Kotły

Należy zaznaczyć, że podejmując współspalanie osadów ściekowych, eksploatacja jest zobowiązany do przestrzegania wymagań emisyjnych, w tym też dokonywania pomiarów zgodnie ze standardami wymienionymi w powyższych akta prawa. Co zdecydowania ogranicza do minimum zagrożenie oddziaływania na środowisko produktów ubocznych termicznej obróbki osadów ściekowych. Jednakże pociąga to za sobą koszty inwestorskie jak i eksploatacyjne.

Wykorzystanie osadów ściekowych jako dodatku mieszanki paliwowej w energetyce nie wyczerpuje możliwości wykorzystania osadów czy też produktów ubocznych powstałych ze spalania. Alternatywą może być również metoda współspalania osadów ściekowych

w piecu cementowym. Temperatura spalania w piecu sięga 2000°C, a na wylocie z walczaka wynosi około 1000 - 1200°C. Warunki te są wystarczające do całkowitej neutralizacji wielkocząsteczkowych węglowodorów czy odchlorowania dioksan. Ponadto proces prowadzony jest w środowisku alkalicznym, dzięki czemu zubożeniu ulegają kwaśne składniki gazów spalinowych, takie jak: HCl, HF, SO₂, a powstałe związki wchodzą w skład klinkieru. Zaletą jest również to, że niepalne części, w tym przede wszystkim metale ciężkie wbudowane zostają w strukturę cegły, a proces w sam sobie jest procesem bezodpadowym [18]. Takie wykorzystanie osadu ściekowego pozwala na zmniejszenie emisji CO₂, a także częściowe zastąpienie surowców budowlanych [27]. Kolejną możliwością termicznego przekształcania osadów ściekowych jest współspalanie osadów i odpadów komunalnych, czy też używanie ich jako domieszki składników betonu [18].

Co więcej, na gruncie niemieckim stosowany jest również reburning, pozwalający na ograniczenie emisji tlenków azotu, który umożliwia wykorzystanie gazu ze zgazowania danego paliwa. Istota tej metody polega na doprowadzeniu do komory spalania, w której spalane jest paliwo podstawowe (najczęściej węgiel) paliwa dodatkowego, zwanego paliwem reburningowym. Dzięki temu zabiegowi w miejscu, w którym zostało doprowadzone dodatkowe paliwo powstaje strefa redukcyjna. W strefie tej paliwo reburningowe ulega rozkładowi, którego produktami są rodniki węglowodorowe CH_i. Rodniki te przyczyniają się do redukcji tlenków azotu (powstałych wskutek spalania paliwa podstawowego) do azotu atmosferycznego. Odpowiednim paliwem reburningowym jest paliwo, które zawiera dużo części lotnych oraz jest bardzo reaktywne. Do takich paliw zaliczyć można m.in. gaz ze zgazowania osadów ściekowych. Wstępne wyniki pokazują, iż połączenie technologii zgazowania osadów ściekowych i współspalania otrzymanego gazu daje szansę z jednej strony na utylizację osadów ściekowych, a z drugiej daje możliwość obniżenia emisji tlenków azotu z procesu spalania węgla [28].

W związku z powyższym, w tym z ograniczeniami prawnymi, obostrzającymi możliwość składowania osadów, a także sposobność przyrodniczego ich wykorzystania termiczne metody stanowią szansę rozwoju zagospodarowania osadów ściekowych, w tym też są odpowiedzią na problem związany z ich utylizacją.

W niniejszym temacie należy również podkreślić, że popiół powstały w wyniku monospalania osadów jest bogaty w fosfor oraz posiada tak mało zanieczyszczeń, że można go stosować w rolnictwie. W trakcie procesu spalania osadów zanieczyszczenia organiczne ulegają rozkładowi podczas spopielenia, a następnie podczas termicznej obróbki popiołów związku fosforu przekształcane są w fazy mineralne przyswajalne dla roślin. Natomiast z fazy

stałej usuwane są metale ciężkie poprzez przeprowadzenie ich do fazy gazowej w postaci lotnych chlorków, które podlegają kondensacji i są absorbowane w szeregu płuczek myjących i skrubarów [27]. Oczywiście jest, że przed ich zastosowaniem powinny one zostać przebadane w tym pod względem ew. zawartości metali ciężkich.

Tym samym, z uwagi na ograniczoną możliwość składowania osadów ściekowych, jak i coraz większe restrykcje dotyczące wykorzystania osadów ściekowych na cele rolnicze i przyrodnicze, mimo obaw związanych z emisją zanieczyszczeń do powietrza, w tym metali ciężkich, a także zanieczyszczeń organicznych i metali ciężkich deponowanych w popiel metody termiczne są przyszłością zagospodarowania osadów ściekowych.

4. Wnioski

1. Spełnienie wymagań Unii Europejskiej odnośnie strumienia energii generowanej w kraju z odnawialnych źródeł energii, nie jest możliwe do realizacji bez wprowadzenia technologii termicznej utylizacji odpadów.
2. Współspalanie osadów ściekowych z paliwami naturalnymi czy też odpadami komunalnymi stanowi dobry i perspektywiczny sposób zagospodarowania osadów ściekowych. Jednakże tylko przy dodawaniu małych ilości osadów ściekowych w stosunku do całkowitej masy spalanej paliwa, metody te nie wymagają dodatkowych nakładów inwestycyjnych.
3. Procesy takie jak: piroliza, zgazowanie czy też procesy kombinowane stanowią ważny aspekt w szeroko rozumianym problemie unieszkodliwiania osadów. Ich niewątpliwą zaletą, oprócz samej utylizacji osadów, jest możliwość uzyskania produktu, który może być w sposób efektywny wykorzystany w generacji energii.
4. Termiczne metody przeróbki osadów ściekowych pozwalają na uzyskanie recyklingu energetycznego i materiałowego.
5. Stosowanie technologii oczyszczania gazów, a także ewentualne deponowanie powstałych popiołów na składowiskach odpadów niebezpiecznych, przy tak szerokim spektrum wykorzystania odpadów jako produktów przedstawia termiczne metody unieszkodliwiania osadów ściekowych jako szansę, a nie zagrożenie.

Literatura

1. Bień J. D.: *Zagospodarowanie komunalnych osadów ściekowych metodami termicznymi*, Inżynieria i Ochrona Środowiska, 2012, t. 15, nr 4, s. 439-449.
2. Krajowy Plan Gospodarki Odpadami 2014, Warszawa 2010.

3. Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 8 stycznia 2013 r. w sprawie kryteriów oraz procedur dopuszczenia odpadów do składowania odpadów danego typu (Dz. U. 2013 poz. 38).
4. Werle S., Wilk R.; *Energetyczne wykorzystanie osadów ściekowych*, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, vol.58, p.391-346, Lublin 2009
5. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia z dnia 9 grudnia 2014 r. w sprawie katalogu odpadów (Dz. U. z 2014 r. 1923).
6. Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Dz. U. z 2013 r. poz. 21 ze zm.).
7. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 lipca 2010 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz. U. z 2010 r. Nr 137 poz. 924).
8. Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 8 stycznia 2013 r. w sprawie kryteriów oraz procedur dopuszczania odpadów do składowania na składowisku odpadów danego typu (Dz. U. z 2013 r. poz. 38).
9. Burzała B.: *Termiczne przekształcanie osadów ściekowych jako jedna z metod ich utylizacji*, Nowa energia, 2014, nr 1(37), s. 29 - 32
10. Ochrona Środowiska 2013, Główny Urząd Statystyczny, Warszawa październik 2013, Tabl. 61 (108). Osady z przemysłowych i komunalnych oczyszczalni ścieków
11. Bień J. B.: *Osady ściekowe, teoria i praktyka*, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2007.
12. Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 4 listopada 2014 r. w sprawie standardów emisyjnych dla niektórych rodzajów instalacji, źródeł spalania paliw oraz urządzeń spalania lub współspalania odpadów (Dz. U. z 2014 r. poz. 1546 ze zm.).
13. Rozporządzenia Ministra Gospodarki z dnia 21 marca 2002 r w sprawie wymagań dotyczących prowadzenia procesu termicznego przekształcania odpadów.
14. Werle S., Wilk K.: *Energetyczne wykorzystanie osadów ściekowych*, monografia III Ogólnopolskiego Kongresu Inżynierii Środowiska - tom I/37KO <http://wis.pol.lublin.pl/kongres3/tom1/37.pdf>NGRES INŻYNIERII ŚRODOWISKA.
15. Werle S.; *Termiczne sposoby zagospodarowania osadów ściekowych. Energia ze ścieków*, Energetyka ciepła i zawodowa, nr 9/2010.
16. <http://www.pewik.gdynia.pl/wp-content/uploads/2011/07/12V-opis-GOŚDĘBOGÓRZE.pdf>.
17. Słowik K., Stelmach S., Wasilewski R.: *Sewage sludge co-combustion in coal-fired boilers*, Archives of Waste Management and Environmental Protection, ISSN 1733-4381, vol. 13, issue 4 (2011), p. 41-50.

18. Bień J.: *Wybrane aspekty termicznej utylizacji komunalnych osadów ściekowych*, www.plan-rozwoju.pcz.pl/energetyka.html
19. <http://sitkowka.wod-kiel.com.pl/stacja-termicznej-utylizacji-osadow-sciekowych-technologie-bezpieczna-dla-srodowiska-i-ludzi-,52932.html>
20. Bernacka K. Pawłowska L.; *Przeróbka i zagospodarowanie osadów z miejskich oczyszczalni ścieków*. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, 1996.
21. Rečko K.: *Termiczna utylizacja osadów ściekowych*, Archives of Waste Management and Environmental Protection, ISSN 1733-4381, Vol. 2 (2005), p-17-24.
22. Gerhardt Th., Rebmann M., Spliethoff H., Hein K.R.G.: *Untersuchungen zur Mitverbrennung von kommunalen Klärschlämmen in Kohlenstaubfeuerungen*. VGB Kraftwerkstechnik 76, 1996.
23. Bałazińska M., Stelmach S.: *Energetyczne zagospodarowanie osadów ściekowych w powiązaniu z produkcją energii elektrycznej*.
24. Fytyli D., Zabaniotou A.: *Utylization of sewage sludge in EU application of old and new metod - A review*, Renewable & Sustainable energy reviewes, Elsevier, 12(2008), str. 116-140.
25. http://www.pentol.com.pl/dokumenty/Pentol_REFERAT_Pentomag_Konferencja_Szczyrk_2007CD2_z_karta%20char.pdf
26. Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 12 września 2008 r. w sprawie sposobu monitorowania wielkości emisji substancji objętych wspólnotowym systemem handlu uprawnieniami do emisji (Dz. U. z 2008r. Nr 183, poz. 1142).
27. Hudziak G., Gorazda K., Wzorek Z.: *Główne kierunki w zastosowaniu popiołów po termicznej obróbce osadów ściekowych*, Czasopismo techniczne, Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej, zeszyt 16 1-Ch/2012.
28. Werle S., *Modelling of the reburning process using sewage sludge-derived syngas*. Waste Management, 4 (2012), 753-758.
29. Werle S.: *Bezpośrednie oraz pośrednie (na drodze zgazowania) współspalanie osadów ściekowych w energetyce*, VII/VIII 2013 Piece Przemysłowe & Kotły.

inż. Paweł Kondzior¹, dr inż. Barbara Błachno²

Politechnika Białostocka, Zakład Biologii Sanitarnej i Biotechnologii

ul. Wiejska 45A, Białystok 15-351

e-mail: ¹franek203@gmail.com, ²b.blachno@pb.edu.pl

Oddziaływanie efektywnych mikroorganizmów (EM) na rozwój pałeczek Gram-ujemnych z rodziny *Enterobacteriaceae* występujących w ściekach bytowo-gospodarczych

Słowa klucze: efektywne mikroorganizmy (EM), pałeczki Gram-ujemne, ścieki bytowo-gospodarcze

Streszczenie: W pracy przedstawiono wyniki badań oddziaływania efektywnych mikroorganizmów (EM) na rozwój pałeczek Gram-ujemnych z rodziny *Enterobacteriaceae* występujących w ściekach bytowo-gospodarczych. Zakres pracy obejmował charakterystykę ścieków, ze szczególnym uwzględnieniem zanieczyszczeń mikrobiologicznych, omówienie Gram-ujemnych pałeczek z rodziny *Enterobacteriaceae*, opis efektywnych mikroorganizmów, przedstawienie wyników badań, ich analizę oraz wnioski.

Ocenę oddziaływania preparatów EM na bakterie z rodziny *Enterobacteriaceae* prowadzono w oparciu o porównanie wskaźników (NPL) i miana *E. coli* w hodowli bulionowej tej bakterii oraz po inkubacji bakterii z dodatkiem preparatów EM. Wyniki wykazały pozytywne oddziaływanie preparatu EM 5 na redukcję liczebności bakterii *E. coli* oraz brak rezultatów z zastosowaniem preparatu EM BIO.

1. Wstęp

Znana jest od dawna rola mikroorganizmów w tworzeniu i utrzymywaniu odpowiedniego stanu środowiska na Ziemi. To właśnie one brały czynny udział w ewolucji życia. Dzięki ich możliwościom przystosowania się nie ma na świecie miejsca, którego by nie zasiedliły. Nie ma również organizmu wyższego, który mógłby żyć bez ich obecności. Wielka różnorodność bakterii, w każdym środowisku przyczyniła się do podjęcia badań nad ich właściwym wykorzystaniem.

Szacuje się, że poznano około 0,5% wszystkich bakterii na Ziemi. Czy te, które już poznaliśmy pozwolą nam na skuteczne oczyszczenie zanieczyszczeń mikrobiologicznych w środowisku? Według jednego z badaczy, profesora Teruo Higa odpowiedź jest twierdząca. Stworzył on mieszankę różnych mikroorganizmów, działających w ściśle przewidzianym przez niego kierunku.

Jednym z możliwych zastosowań takiej mieszanki jest użycie jej do oczyszczania ścieków. Ścieki zawierają nie tylko ogromną ilość zanieczyszczeń chemicznych, ale są też

wielkim rezerwuarem drobnoustrojów patogennych. Chorobotwórcze bakterie, wirusy, pierwotniaki czy grzyby obecne w ściekach mogą stanowić zagrożenie sanitarne. Badania wykazują, że usunięcie nawet 99% zanieczyszczeń mikrobiologicznych może być niewystarczające z sanitarnego punktu widzenia, a to dlatego, że ilość np. bakterii grupy *coli* w ściekach dopływających do oczyszczalni może sięgać nawet $10^8/100\text{ cm}^3$. Poprawa stanu sanitarnego oczyszczanych ścieków jest więc bardzo ważna, gdyż ocenia się, że ok. 80% chorób zakaźnych na świecie jest spowodowanych kontaktem z zanieczyszczoną wodą bądź bezpośrednim jej użyciem.

2. Drobnoustroje w ściekach

Stan sanitarny ścieków zależy od ich pochodzenia. Najbardziej zanieczyszczone mikrobiologicznie są ścieki bytowo-gospodarcze. Większość gatunków bakterii izolowanych z tych ścieków należy do flory heterotroficznej żyjącej w przewodzie pokarmowym. Związane jest to z wydalaniem odchodów ludzi i zwierząt.

W kale ludzkim występuje od 500 do 1000 różnych gatunków bakterii. Najliczniej występują bezwzględnie beztlenowce, w tym 30-40 gatunków stanowi 99% całej masy bakterii. Dominują rodzaje *Bacteroides*, *Bifidobacterium*, *Lactobacillus*, *Eubacterium*, *Clostridium*, *Enterococcus* i bakterie z rodziny *Enterobacteriaceae*. Ich średnią liczebność przedstawiono w tabeli 1. [4]

Tabela 1. Prokarioty dominujące w jelicie grubym człowieka

Takson	Liczebność bakterii w 1 gramie suchej masy kału (* 10^{10} komórek)	
	zakres	średnio
<i>Bacteroides</i>	9,2-13,5	11,3
<i>Bifidobacterium</i>	4,9-13,4	10,2
<i>Clostridium</i>	3,3-13,1	9,8
<i>Desulfovibrio</i>	5,2-10,9	8,4
<i>Escherichia coli</i>	3,9-12,3	8,6
<i>Eubacterium</i>	5,0-13,3	10,7
<i>Fusobacteria</i>	5,1-11,0	8,4
<i>Lactobacillus</i>	3,6-12,5	9,6
<i>Methanobrevibacterium</i>	7,0-10,5	8,8
<i>Ruminococcus</i>	4,6-12,8	10,2
<i>Peptostreptococcus</i>	3,8-12,6	10,1
<i>Peptococcus</i>	5,1-12,9	10
<i>Propionibacteria</i>	4,3-12,0	9,4
<i>Streptococcus</i>	3,9-12,3	8,9

Źródło: Błaszczyk, 2014

Należy zwrócić uwagę, iż dużą część stanowią mikroorganizmy chorobotwórcze, w jednym gramie masy kałowej człowieka występuje 13 milionów bakterii z grupy *coli* i około 3 miliony enterokoków. Inaczej wygląda skład odchodów zwierzęcych, np. w 1 gramie odchodów owcy znajduje się 16 milionów bakterii grupy *coli* i 36 milionów enterokoków. [1]

W ściekach, oprócz bakterii, wstępują również wirusy, grzyby, pierwotniaki, a także jaja helmintów (robaków pasożytniczych). Drobnoustroje te mogą powodować liczne choroby, np. dur brzuszny, czerwonkę, cholere, zakażenia-jelitowe, żółtaczkę, chorobę Heinego-Medina, zakażenia układu moczowego, posocznice, schorzenia skórne, gruźlicę i wiele innych. [1,3]

W tabeli 2 przedstawiono choroby przenoszone drogą wodną oraz czynniki etiologiczne tych chorób.

Tabela 2. Zespoły chorobowe i objawy wywołane przez bakterie, wirusy, pierwotniaki i pasożyty przenoszone drogą wodną

Czynnik chorobotwórczy		Zespoły chorobowe oraz objawy
Rodzaj lub gatunek drobnoustroju	<i>Salmonella typhi</i>	Dur brzuszny
	<i>Salmonella paratyphi</i>	Dur rzekomy
	<i>Salmonella</i>	Salmonellozy odzwierzęce
	<i>Shigella</i>	Czerwonka bakteryjna
	<i>Vibrio cholerae</i> , <i>Vibrio cholerae</i> typ eltor	Cholera
	Enteropatogenne <i>Escherichia coli</i> , <i>Klebsiella pneumoniae</i> , <i>Aeromonas hydrophila</i> , <i>Aeromonas (Plesiomonas) shigelloides</i> , <i>Pseudomonas aeruginosa</i> , <i>Vibrio parahaemolyticus</i> , <i>Campylobacter (Vibrio) fetus</i> subsp. jejuni, <i>Clostridium perfringens</i> , <i>Bacillus cereus</i>	Nieżyty żołądkowo-jelitowe
	<i>Yersinia enterocolitica</i>	Yersinioza
	<i>Pasteurella (Francisella) tularensis</i>	Tularemia
	<i>Leptospira</i>	Leptospirozy
	<i>Pseudomonas aeruginosa</i> , <i>Mycobacterium (M. balnei, M. phlei, M. marinum, M. kansasii, M. fortuitum, M. chelonae, M. gorgoniae)</i>	Zakażenia skórne
	<i>Pseudomonas aeruginosa</i> , <i>Pseudomonas cepacia</i>	Bakteriemia, zapalenie górnych dróg oddechowych, uszu, spojówek
	Gram-ujemne pałeczki wodne (<i>Pseudomonas</i> , <i>Achromobacter</i> , <i>Xantomonas</i> , <i>Moraxella</i> , <i>Acinetobacter</i>)	Stany gorączkowe
	<i>Legionella pneumophila</i>	Choroba legionistów

Wirusy	Poliovirus	Porażenia, zapalenie opon mózgowych, gorączka
	ECHO	Zapalenie opon mózgowych, choroby układu oddechowego, wysypka, biegunka, gorączka
	Coxsackie A	Herpangina, choroby układu oddechowego, zapalenie opon mózgowych, gorączka
	Coxsackie B	Zapalenia mięśnia sercowego, wrodzone wady serca, wysypka, gorączka, zapalenie opon mózgowych, choroby układu oddechowego, pleurodynia
	Enterowirusy	Zapalenie opon mózgowych i mózgu, choroby układu oddechowego, ostre krwotoczne zapalenie spojówek, gorączka
	Wirus wzw A	Wirusowe zapalenie wątroby
	Wirus Norwalk	Epidemiczne biegunki, gorączka
	Parwowirusy	Towarzyszą chorobom układu oddechowego
	Adenowirusy	Choroby układu oddechowego, zakażenia oczu, biegunki
	Rotawirusy	Epidemiczne biegunki (głównie u dzieci)
	Reowirusy	Choroby dróg oddechowych
Pierwotniak	<i>Giardia lamblia</i> (wiciowiec)	Giardioza. Chroniczne biegunki, skurcze brzucha, wzdęcia, ubytek masy ciała, zmęczenie
	<i>Cryptosporidium parvum</i> (sporowiec)	Kryptosporidioza. Bóle brzucha, brak łaknienia, wodniste biegunki, ubytek masy ciała.
	<i>Entamoeba histolytica</i> (korzenionózka)	Amebioza. Od łagodnej biegunki z krwią i śluzem do postaci ostrej z biegunką, gorączką i dreszczami.
	<i>Acanthamoeba castellani</i> (korzenionózka)	Pelzakowate zapalenie opon mózgowych i mózgu. Objawy ze strony centralnego układu nerwowego
	<i>Naegleria gruberi</i> (korzenionózka)	Pelzakowate zapalenie opon mózgowych i mózgu. Przedostaje się przez nos do mózgu ludzi kąpiących się, wywołuje ostre objawy zapalenia mózgu i opon mózgowych, kończące się śmiercią zakażonego osobnika.
	<i>Balantidium coli</i> (orzęsek)	Czerwotka balantydiowa. Krwawa biegunka z powodu owrzodzenia ścian jelita grubego, w które wwierca się orzęsek
Pasożyt	Glista ludzka - <i>Ascaris lumbricoides</i> (nicienie)	Askarydoza, glistnica. Larwy pasożyta (nicienia) wywołują odczyny zapalne w różnych częściach organizmu. Niekiedy dochodzi do przerwania ciągłości pęcherzyków płucnych. Jeżeli w przewodzie pokarmowym występuje duża ilość glist może to spowodować niedrożność jelit, ich przebicie i uszkodzenie powłok brzusznych.
	Włosogłówka – <i>Trichuris trichiura</i> (nicienie)	Trychocefaloza choroba wywołwana przez nicienia żyjącego w jelicie grubym i ślepym człowieka. Dochodzi do zmian w błonie śluzowej jelita, a przy dużej inwazji pojawiają się znaczne ubytki błony śluzowej.
	<i>Trichiuris trichura</i> (nicienie)	Czasami może wystąpić zapalenie wyrostka robaczkowego

<i>Acanthocephala</i> (kolcogłowy)	Choroba kolcogłowa. Pasożyty żyją w jelitach przedstawicieli wszystkich gromad kręgowców. W środowisku wodnym ich żywicielami pośrednimi są najczęściej skorupiaki. Choroba objawia się stanami zapalnymi przewodu pokarmowego oraz jego mechanicznym uszkodzeniem.
<i>Taenia saginata</i> , <i>Taenia solium</i> (płazińce, tasieńce)	Pasożyty rozwijają się w gospodarzu pośrednim do momentu osiągnięcia postaci larwalnej zw. cysticerkusem i zakażają człowieka, który jest żywicielem ostatecznym. Zasiedlają przewód pokarmowy, głównie jelito cienkie człowieka, powodując nudności, chroniczną niestrawność, bóle brzucha oraz wychudzenie
<i>Schistosoma mansoni</i> (płazińce, przywry)	Schistosomatoza objawia się dolegliwościami ze strony przewodu pokarmowego, zapaleniem błony śluzowej jelita oraz marskością wątroby

Źródło: Kołwzan i in., 2005

Ścieki przemysłowe mogą charakteryzować się bardzo różną ilością drobnoustrojów, często dużo mniejszą niż ścieki bytowo-gospodarcze. Wiąże się to z zawartością metali ciężkich, odczynem pH, obecnością substancji toksycznych, które hamują rozwój bakterii.

3. Charakterystyka pałeczek Gram-ujemnych z rodziny *Enterobacteriaceae*

Rodzina *Enterobacteriaceae* stanowi dużą grupę bakterii obejmującą ponad dwieście gatunków należących do czterdziestu rodzajów. Niektóre z rodzajów to: *Cedecea*, *Citrobacter*, *Edwardsiella*, *Enterobacter*, *Escherichia*, *Hafnia*, *Klebsiella*, *Kluyvera*, *Morganella*, *Pantoea*, *Plesiomonas*, *Proteus*, *Providencia*, *Salmonella*, *Serratia*, *Shigella*, *Yersinia*.

Są to gram-ujemne pałeczki, względnie beztlenowe. Wiele rodzajów jest perytrychalnie urzęsionych, czyli posiadają rzęski na całej długości ciała. Szerokość komórki wynosi ok. 2 µm, długość do 6 µm. Do odżywiania potrzebują oprócz substancji mineralnych tylko jednego organicznego źródła węgla. Bakterie tworzą błyszczące szare kolonie, o dużych rozmiarach. Posiadają zdolność fermentacji glukozy, często z wytworzeniem gazu. Nie wytwarzają oksydazy cytochromowej, redukują azotany do azotynów, wytwarzają katalazę. [6]

Rodzina *Enterobacteriaceae* jest określana jako bakterie jelitowe lub pałeczki jelitowe. Należą one do bakterii enteropatogennych, gdyż mogą powodować zakażenia przewodu pokarmowego.

Za bezwzględnie patogenne, wywołujące choroby uważa się bakterie:

- z rodzaju *Salmonella* - powodujące zatrucia pokarmowe (salmonellozy), niezbyt żołądka,

- z rodzaju *Shigella* - wywołujące czerwonkę bakteryjną,
- z rodzaju *Yersinia* - wywołujące dżumę. [6,7]

Większość bakterii rodziny *Enterobacteriaceae* uznaje się za tzw. drobnoustroje oportunistyczne co oznacza, że mogą powodować zakażenia u osób z obniżoną odpornością, jeśli dostaną się do innych układów niż przewód pokarmowy.

Bakterie z rodziny *Enterobacteriaceae*, a konkretnie tzw. bakterie grupy *coli* stanowią wskaźniki zanieczyszczeń pochodzenia kałowego wody pitnej, zbiorników wód powierzchniowych, basenów.

Bakterie te spełniają cechy mikroorganizmów wskaźnikowych, czyli:

- żyją stale w przewodzie pokarmowym człowieka,
- nie wytwarzają przetrwalników (spor),
- ich identyfikacja jest możliwa łatwo dostępnymi metodami,
- ich liczebność jest duża w jelicie człowieka i kale,
- nie namnażają się w środowisku wodnym. [8]

Gatunek *Escherichia coli* jest typowym przedstawicielem rodziny *Enterobacteriaceae*, a jednocześnie ważnym i wszechstronnym wskaźnikiem sanitarnym. Występuje w przewodzie pokarmowym człowieka i zwierząt. Bakterie te zasiedlają najczęściej dolne partie jelita cienkiego i okrężnicę. Są to gram-ujemne pałeczki o wymiarach 0,5x1-3 μm . Dzięki urzęsieniu posiadają zdolność do poruszania się. Nie wytwarzają przetrwalników. Żyją w temperaturze od 6 do 46°C, przy czym temperaturą optymalną jest temperatura ciała ludzkiego. Zakres pH to przedział od 4,4 do 9 zaś optymalny odczyn to pH 6-7.

Pałeczki *E. coli* charakteryzują się zdolnością do fermentacji glukozy, laktozy, mannitolu i arabinozy. Tworzą indol z tryptofanu, mogą prowadzić dekarboksylację lizyny. Nie upłynniają żelatyny, nie wytwarzają siarkowodoru, nie hydrolizują mocznika, nie tworzą acetoiny. Posiadają zdolność syntezy aminokwasów, poprzez tworzenie ich w cyklu kwasu cytrynowego. Przekształcają α -ketoglutaran w glutaminian i glutaminę wykorzystując do tego celu enzymy. Wykorzystują różne akceptory elektronów, organiczne i nieorganiczne. W przypadku gdy zabraknie tlenu i azotanu przeprowadzają metabolizm fermentacyjny, a źródłem azotu jest amoniak.

W analizie mikrobiologicznej wykorzystuje się podłoża różnicujące zawierające laktozę. Bakterie te posiadają enzym β -galaktozydazę, który odpowiada za hydrolizowanie laktozy do glukozy i galaktozy. Obecność bakterii stwierdza się na podstawie pojawienia się w rurce Durhama gazu oraz zmiany pH podłoża.

Bakterie posiadają zdolność do przeżycia w różnych miejscach, nawet poza układem pokarmowym. Ich występowanie w wodzie łatwo wykazać, co przyczyniło się do wykorzystywania *E. coli* jako wskaźnika zanieczyszczenia kałem. Wykazanie obecności tych bakterii wskazuje na zanieczyszczenie wody kałem, w tym potencjalną możliwość zanieczyszczenia bakteriami bezwzględnie chorobotwórczymi.

Niektóre gatunki *E. coli* są enteropatogenne i powodują biegunki. Na świecie każdego roku występują zatrucia zbiorowe wywoływane przez szczepy *E. coli* tzw. enterokrwotoczne (EHEC). Największe odnotowane zatrucie spowodowane było spożyciem kiełków rzodkiewki, przez około 9500 dzieci w Japonii w 1996r. [7, 9, 10, 11]

4. Efektywne mikroorganizmy (EM)

Efektywne mikroorganizmy (EM) to zbiór regeneratywnych mikroorganizmów, którymi zaszczepia się wybrane miejsce. Preparat jest przyjazny dla zdrowia ludzi, zwierząt i roślin. Twórcą preparatów jest Teruo Higa, znany profesor rolnictwa, specjalista w dziedzinie uprawy tropikalnych roślin na wydziale rolnym Uniwersytetu Ryukyu na Okinawie. Jego zdaniem technologia EM prowadzi do korzystnych zmian w rolnictwie, środowisku naturalnym i medycynie.

Dobór drobnoustrojów zawartych w preparatach EM opiera się na wieloletnich analizach różnych mikroorganizmów. Badania dowiodły, że skutecznie można połączyć w jednym preparacie bakterie tlenowe i beztlenowe. Kombinacja taka jest możliwa dzięki wzrostowi mikroorganizmów i pobieraniu składników hamujących wzrost innych rodzajów. Bakterie produkowały również substancje odżywcze, potrzebne do wzrostu innym rodzajom. Innymi słowy przyswajały produkt odpadu mikroorganizmów innego rodzaju bakterii. Przykładem są dwa rodzaje bakterii *Azotobacter* i bakterie fotosyntetyzujące. Tlenowe bakterie rodzaju *Azotobacter* odżywają się substancją organiczną oraz pobierają tlen, co prowadzi do zmniejszenia jego ilości. Bakterie produkują odpady, które są pożywieniem dla beztlenowych bakterii fotosyntetyzujących.

Profesor Higa przebadiał 2000 rodzajów mikroorganizmów, z których wyeliminował niepożądane i szkodliwe. Do produkcji preparatu użył około 80 pożytecznych mikroorganizmów. Do najważniejszych grup zalicza się: bakterie fotosyntetyzujące, bakterie kwasu mlekowego, grzyby (w tym drożdże). [12-14]

- Bakterie fotosyntetyzujące (fototrofy)

Charakteryzują się zdolnością wykorzystywania światła jako źródła energii do wzrostu. Wszystkie bakterie fotosyntetyzujące mogą asymilować związki organiczne.

Proces pobierania związków organicznych i asymilacja CO₂ może zachodzić jednocześnie. Należą do mikroorganizmów samożywnych, wytwarzając pożyteczne substancje z wydzielin korzeni, materiału organicznego i szkodliwych gazów (H₂S, H₂). Wykorzystywanie tych gazów (wyjątkiem jest rodzaj *Cyjanobacter*), wiąże się z brakiem zdolności bakterii do wykorzystywania wody jako donora wodoru, tak jak robią to rośliny. W trakcie procesu fotosyntezy nie zostaje uwolniony tlen, przez co sam proces nazywa się fotosyntezą anoksygenową. Obecność bakterii fotosyntetyzujących stwierdza się również w wodach słodkich i słonych. Charakteryzują się barwą czerwoną, pomarańczową lub zieloną, która zależy od zawartości bakteriochlorofilu i karotenoidu. Bakterie fotosyntetyzujące dzielimy na: sinice (cyjanobakterie) i *Prochlorales*, bakterie zielone (*Chlorobiaceae*, *Chloroflexaceae*, *Heliobacteriaceae*), bakterie purpurowe siarkowe (*Chromatiaceae*) oraz purpurowe bakterie bezsiarkowe (*Rhodospirillaceae*). [10, 11, 14, 15, 16]

- Promieniowce

Promieniowce to gram-dodatnie pałeczki. Występują w dużej ilości w glebie, skąd są pozyskiwane, ale stwierdza się je również w wodach słodkich i słonych. Posiadają zdolność dostosowania się do istniejących warunków klimatycznych. Biorą udział w procesie rozkładu szczątków zwierzęcych i roślinnych. Zaliczają się do saprofitów, niektóre z nich powodują choroby roślin i zwierząt. Posiadają zdolność do degradacji związków trudnorozkładalnych dla innych bakterii, którymi są: sterydy, ligniny, chityny, węglowodory, długołańcuchowe kwasy tłuszczowe, kwasy huminowe. Komórki przybierają postać splecionych, rozgałęzionych nitek (strzępek), przypominających grzybnie. Ich produkty metaboliczne działają przeciwbakteryjnie, przeciwwirusowo, przeciwgrzybiczo, przeciwnowotworowo i utrudniają rozwój robaków. Niektóre z antybiotyków produkowanych przez promieniowce to: streptomycyna, wankomycyna, erytromycyna, neomycyna, tetracyklina i wiele innych. [6, 11, 17]

- Bakterie kwasu mlekowego

Są to gram-dodatnie pałeczki o różnej morfologii. Przybierają kształty długich lub krótkich laseczek, mogą tworzyć też formy okrągłe (ziarniaki). Nie wytwarzają endospor, za wyjątkiem *Sporolactobacillus inulinus*, w większości są nieruchliwe. Są heterotrafami, do procesów metabolicznych potrzebują węglowodanów, a produktem ubocznym są kwasy mlekowe. Rodzina *Lactobacteriaceae*, a szczególnie paciorkowce, mimo iż nie zawierają heminu (cytochromy, katalaza), rosną w obecności powietrza lub tlenu. Są one tolerancyjnymi beztlenowcami. Najczęściej bakteria, która rośnie w warunkach tlenowych i nie wytwarza katalazy to bakteria mlekowa.

Bakterie wytwarzają duże ilości kwasu mlekowego, obniżając pH środowiska, dzięki temu łatwo mogą stać się organizmami dominującymi. „Czyste kultury” występują w kwaśnym mleku, niekiedy w przetworach mlecznych, w kiszanej kapuście i innych produktach. Można je w prosty sposób izolować. [11]

- Grzyby

Grzyby to organizmy eukariotyczne, przynależą do plechowców. Komórki grzybów nie zawierają chloroplastów, są otoczone ścianą komórkową. Jednak różni się ona składem chemicznym, u roślin zbudowana jest z celulozy, a u grzybów z chityny. Zdobywają energię dzięki utlenianiu związków organicznych. Wydzielają na zewnątrz enzymy, rozkładające substancje organiczne na prostsze, które następnie zostają wchłonięte do wnętrza komórki. [11, 18]

W środowisku naturalnym grzyby odgrywają ważną rolę. Uczestniczą w licznych procesach zachodzących w glebie, takich jak rozkład materii organicznej, krążenie minerałów. Wpływają na stan fizjologiczny i odżywianie roślin, kształtują zespoły roślin i glebę w ekosystemach. W sposób znaczący odgrywają ważną rolę w rozpadzie materii polimerycznej – lignocelulozowej, występującej w ściółce lasów i glebie. W tym procesie biorą udział gatunki z rodzajów *Fusarium* i *Trichoderma*, które są zdolne do wydzielania enzymów celulolitycznych. [4]

Drożdże to grzyby jednokomórkowe, zalicza się je do *Protoascomycetes*. Typowe dla nich jest rozmnażanie bezpłciowe przez pączkowanie. Podział komórki przez rozszczipienie występuje bardzo rzadko. Obecne są w postaci płynnej wydzieliny we wszystkich siedliskach zawierających cukry łatwo podlegające fermentacji. Ich zdolność do fermentacji cukru z wytworzeniem alkoholu etylowego i dwutlenku węgla znalazła szerokie zastosowanie w produkcji różnych napojów alkoholowych. W preparacie EM drożdże syntetyzują antybiotyczne i pożyteczne substancje, metabolizując produkty wydzielane przez bakterie fotosyntetyzujące. [11, 14]

5. Część badawcza

5.1. Materiały zastosowane w badaniach

- Preparaty EM

Producentem preparatów EM jest Greenland Technologie EM Sp. z o.o. z siedzibą w Janowcu przy ulicy Trzcianki 6. Preparaty użyte w badaniach mikrobiologicznych w niniejszej pracy to EM BIO oraz EM-5 opisane poniżej.

EM BIO to koncentrat efektywnych mikroorganizmów (EM). Preparat stosowany w oczyszczalniach ścieków i do rewitalizacji wód użytkowych z przetwórstwa rolno spożywczego. Skutecznie stabilizuje osad ściekowy i inne odpady komunalne w bezpieczny produkt organiczny. W jego skład wchodzi bakterie, które potrafią przetrwać w różnych środowiskach, co umożliwia im skuteczne rozłożenie materii organicznej w każdych warunkach, przy znacznej redukcji odoru. Dzięki temu poprawia się stan środowiska naturalnego odbiornika ścieków.

Producent podaje następujące zalety:

- stabilizuje osad oraz przeprowadza higienizację,
- zapewnia wstępną obróbkę ścieków w kanalizacji,
- udrażnia rurociągi w kanalizacji,
- wspomaga procesy technologiczne w urządzeniach do biologicznego oczyszczania ścieków,
- usuwa organiczne związki azotu. [19]

EM 5 to preparat stosowany do odstraszania szkodników i zmniejszający rozwój pleśni. Wzmacnia i uodparnia rośliny. Skład preparatu oparty jest o wyciągi roślinne i mikroorganizmy, które pozwalają ograniczyć używanie chemicznych środków ochrony roślin. Preparat zmienia pH środowiska. Systematyczne spryskiwanie plantacji środkiem EM 5 pozwala zabezpieczyć glebę przed rozwojem patogennych drobnoustrojów. [19]

- Bulion wzbogacony (do namnożenia bakterii), produkowany przez Biocorp, o składzie na 1 dm³:
 - wyciąg mięsny 0,4 g,
 - enzymatyczny hydrolizat kazeiny 5,4 g,
 - hydrolizat drożdży 1,7 g,
 - pepton 4,0 g,
 - chlorek sodowy 3,5 g.

Odpowiednią ilość gotowego podłoża wymieszano z wodą destylowaną. Po dokładnym wymieszaniu rozlano do probówek po 4 cm³ i zamknięto, po czym poddano sterylizacji w szybkowarze przez 20 minut w temp. 115°C.

- Agar wzbogacony (do sporządzenia skosów służących do przechowywania badanych szczepów) produkowany przez Biocorp, o składzie na 1 dm³:
 - pepton 4,0 g,
 - wyciąg mięsny 0,4 g,
 - enzymatyczny hydrolizat kazeiny 5,4 g,
 - hydrolizat drożdży 1,7 g,

- chlorek sodowy 3,5 g,
- agar 10,0 g.
- Podłoże płynne Eijkmana do oznaczenia bakterii grupy *coli*, produkowane przez Biocorp, o składzie na 1 dm³:
- pepton 10 g,
- chlorek sodu 5 g,
- purpura bromokrezolowa 0,01 g,
- laktoza 10 g.

Odpowiednią ilość gotowego podłoża rozpuszczono w wodzie destylowanej. Po dokładnym wymieszaniu rozlano podłoże do probówek po 10 cm³. W każdej probówce umieszczono rurkę Durhama. Probówki zamknięto i poddano jałowieniu przez 20 minut w szybkowarze w temp. 115°C.

- Płyn fizjologiczny (0,85%), do rozcieńczania badanych próbek.

Do sporządzenia roztworu użyto 8,5 g chlorku sodowego na 1000 cm³ wody destylowanej. Dokładnie wymieszano i rozlano do probówek po 9 cm³ roztworu i poddano jałowieniu przez 20 minut w szybkowarze w temp. 115°C.

- hodowle bakterii *E. coli*, *Bacillus sp.*, *Corynebacterium sp.*, *Pseudomonas sp.*, *Sarcina sp.*
- probówki, płytki Petriego, pipety, pompka i dozownik.

5.2. Metodyka badań

Badania miały charakter pilotażowy. Wybrano bakterie z gatunku *E.coli* jako typowego przedstawiciela rodziny *Enterobacteriaceae*.

Ocenę oddziaływania preparatów EM na bakterie z rodziny *Enterobacteriaceae* prowadzono w oparciu o porównanie wskaźników (NPL) i miana *E. coli* w hodowli bulionowej tej bakterii oraz po inkubacji bakterii z dodatkiem preparatów EM.

- Najbardziej prawdopodobna liczba bakterii (NPL) jest liczba bakterii w 100 cm³ badanej próbki określona na podstawie rachunku prawdopodobieństwa, zaś miano to najmniejsza objętość badanej próbki, w której stwierdza się jeszcze obecność badanych bakterii.

Wskaźnik (NPL) bakterii *E. coli* oznaczano metodą fermentacyjną probówkową. Metoda oparta jest na zdolności bakterii grupy *coli* do fermentowania laktozy z wytworzeniem w podłożu kwasu oraz gazu. Posiewu dokonywano systemem dwuprobówkowym. Inkubację prowadzono przez 48 godzin w temperaturze 37°C. Za wynik

dotadni przyjęto obecność gazu w rurce Durhama, zmętnienie pożywki i zmianę jej barwy z fioletowej na żółtą. Wartość wskaźnika (NPL) oraz miano bakterii *E. coli* odczytano z tabeli Mc Crady'ego. Badania podzielono na cztery serie badawcze opisane poniżej.

Seria I

W badaniu zastosowano preparat EM 5.

- próba I - hodowla bulionowa *E. coli*
- dokonano posiewu bakterii *E. coli* do próbki z bulionem wzbogaconym.

W tym celu wyjałowioną eżą pobrano odrobinę z czystej kolonii i wprowadzono do bulionu wzbogaconego.

- próba II - hodowla bulionowa *E. coli* z dodatkiem EM 5
- dokonano posiewu bakterii *E. coli* do próbki z bulionem wzbogaconym.

Dodatkowo do próbki wprowadzono 0,1 cm³ preparatu EM 5.

- próba III - bulion z dodatkiem EM 5
- do próbki z bulionem wzbogaconym dodano preparat EM 5 w ilości 0,1 cm³.

Próbki wstawiono do inkubacji na 24 godziny. Po tym czasie dokonano rozcieńczeń wszystkich prób w płynie fizjologicznym i posiewu na podłoże Eijkmana celem określenia wskaźnika (NPL) i miana bakterii *E. coli*.

Seria II

- próba I - hodowla bulionowa *E. coli*
- dokonano posiewu bakterii *E. coli* do próbki z bulionem wzbogaconym, analogicznie jak w serii I.

- próba II
- dokonano posiewu bakterii *E. coli* i *Sarcina sp.* do próbki z bulionem wzbogaconym. Zastosowano procedurę opisaną powyżej (próba I), z uwzględnieniem każdorazowego wyjałowienia eży przed pobraniem bakterii i po dokonaniu posiewu.

- próba III
- dokonano posiewu bakterii *E. coli*, *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Corynebacterium* i *Sarcina* do próbki z bulionem wzbogaconym. Zastosowano procedurę opisaną powyżej (próba I), z uwzględnieniem każdorazowego wyjałowienia eży przed pobraniem bakterii i po dokonaniu posiewu.

- próba IV
- dokonano posiewu bakterii *E. coli*, *Pseudomonas* i *Corynebacterium* do próbki z bulionem wzbogaconym. Zastosowano procedurę opisaną powyżej (próba I),

z uwzględnieniem każdorazowego wyjałowienia czy przed pobraniem bakterii i po dokonaniu posiewu.

Probówki wstawiono do inkubacji w temp. 37°C przez 24 godziny. Po tym czasie dokonano rozcieńczeń wszystkich prób w płynie fizjologicznym i posiewu na podłoże Eijkmana celem określenia wskaźnika (NPL) i miana bakterii *E. coli*.

Seria III

W badaniu zastosowano preparat EM BIO.

- próba I – hodowla bulionowa *E. coli*
- przygotowana jak w seriach poprzednich.
- próba II - hodowla bulionowa *E. coli* z dodatkiem EM BIO
- dokonano posiewu bakterii *E. coli* do próbki z bulionem wzbogaconym oraz dodano preparat EM BIO w ilości 0,1 cm³.
- próba III - bulion z dodatkiem EM BIO
- do próbki z bulionem wzbogaconym dodano preparat EM BIO w ilości 0,1 cm³.

Probówki wstawiono do inkubacji w temp. 37°C przez 24 godziny. Po tym czasie dokonano rozcieńczeń wszystkich prób w płynie fizjologicznym i posiewu na podłoże Eijkmana celem określenia wskaźnika (NPL) i miana bakterii *E. coli*.

Seria IV

Badania przeprowadzono tak jak w serii III, dodatkowo przygotowano próbę z hodowlą bulionową *E. coli* z dodatkiem 1 cm³ EM BIO.

- próba I - hodowla bulionowa *E. coli*
- próba II - hodowla bulionowa *E. coli* z dodatkiem 0,1 cm³ EM BIO
- próba III - hodowla bulionowa *E. coli* z dodatkiem 1 cm³ EM BIO
- próba IV - bulion z dodatkiem EM BIO

Probówki inkubowano w temp. 37°C przez 24 godziny. Po tym czasie dokonano rozcieńczeń wszystkich prób w płynie fizjologicznym i posiewu na podłoże Eijkmana celem określenia wskaźnika (NPL) i miana bakterii *E. coli*.

6. Wyniki badań i dyskusja

Wyniki badań serii I przedstawiono w tabeli 6.

Tabela 6. Wskaźnik (NPL) oraz miano bakterii *E. coli* w serii I

Próba	Wskaźnik NPL	Miano
hodowla bulionowa <i>E. coli</i>	$24 \cdot 10^9$	$0,4 \cdot 10^{-8}$
hodowla bulionowa <i>E. coli</i> z dodatkiem 0,1 cm ³ EM 5	$62 \cdot 10^2$	$2 \cdot 10^{-2}$
bulion z dodatkiem EM 5	<5	>20

Wyniki badań serii II przedstawiono w tabeli 7.

Tabela 7. Wskaźnik (NPL) oraz miano bakterii *E. coli* w serii II

Próba	Wskaźnik NPL	Miano
hodowla bulionowa <i>E. coli</i>	$70 \cdot 10^8$	$0,1 \cdot 10^{-8}$
próba II	$>24 \cdot 10^7$	$<0,04 \cdot 10^{-5}$
próba III	$>24 \cdot 10^4$	$<0,04 \cdot 10^{-2}$
próba IV	$>24 \cdot 10^4$	$<0,04 \cdot 10^{-2}$

Legenda:

Próba II – hodowla bulionowa *E. coli* i *Sarcina* sp.

Próba III – hodowla bulionowa *E. coli*, *Bacillus* sp., *Pseudomonas* sp., *Corynebacterium* sp., *Sarcina* sp..

Próba IV – hodowla bulionowa *E. coli*, *Pseudomonas* sp., *Corynebacterium* sp.

Wyniki badań serii III przedstawiono w tabeli 8.

Tabela 8. Wskaźnik (NPL) oraz miano bakterii *E. coli* w serii III

Próba	Wskaźnik NPL	Miano
hodowla bulionowa <i>E. coli</i>	$24 \cdot 10^7$	$0,4 \cdot 10^{-7}$
hodowla bulionowa <i>E. coli</i> z dodatkiem 0,1 cm ³ EM BIO	$>24 \cdot 10^8$	$<0,04 \cdot 10^{-6}$
bulion z dodatkiem EM BIO	<5	>20

Wyniki badań serii IV przedstawiono w tabeli 9.

Tabela 9. Wskaźnik (NPL) oraz miano bakterii *E. coli* w serii IV

Próba	Wskaźnik NLP	Miano
hodowla bulionowa <i>E. coli</i>	$62 \cdot 10^8$	$2 \cdot 10^{-8}$
hodowla bulionowa <i>E. coli</i> z dodatkiem 0,1 cm ³ EM BIO	$21 \cdot 10^9$	$5 \cdot 10^{-9}$
hodowla bulionowa <i>E. coli</i> z dodatkiem 1 cm ³ EM BIO	230	0,4
bulion z dodatkiem EM BIO	-	-

Preparaty zawierające tzw. efektywne mikroorganizmy oraz możliwość ich wykorzystania w środowisku od lat budzą kontrowersje. Są zwolennicy, jak i przeciwnicy ich stosowania. Ci pierwsi uważają, że poprawiają żyzność gleby, jej strukturę gruzelkową, wpływają na powstawanie próchnicy glebowej i zawartość związków mineralnych potrzebnych do wzrostu roślinom. Drudzy zaś twierdzą, że współistnienie mikroorganizmów tlenowych i beztlenowych jest niemożliwe, niepokojący jest też sposób przechowywania preparatów. Są one zamknięte w szczelnych plastikowych opakowaniach, gdzie mikroorganizmy tlenowe mają nikłe szanse na przeżycie. Wynika z tego, iż skład każdego pojemnika jest niejednakowy. Niektórzy zaś przypisują pozytywny wpływ nie działaniu mikroorganizmów lecz melasie cukrowej, wchodzącej w skład preparatu [20].

Doniesienia o pozytywnych skutkach stosowania efektywnych mikroorganizmów najczęściej pochodzą od producentów tych preparatów bądź osób, które je wykorzystywały w ogrodach, na polach, gospodarstwach domowych, w hodowli zwierząt i itp.

Niewiele jest opracowań naukowych, które w rzetelny sposób przedstawiałyby korzyści płynące z zastosowania preparatów EM.

A. Popławska [21] w swojej pracy magisterskiej przytacza wyniki badań naukowych dotyczących omawianego tematu. Wyróżnić należy badania na temat wpływu efektywnych mikroorganizmów na osady ściekowe, prowadzone przez Boruszko [22]. Stwierdzono w nich szybszy rozkład substancji organicznej i zmniejszenie uciążliwości zapachowej. Pozytywny wpływ EM na ścieki i osady ściekowe potwierdzono również w badaniu Józwiakowskiego [23], gdzie zauważono szybszy rozkład zanieczyszczeń, udrożnienie kanalizacji, minimalizację powstającego osadu i inne korzyści wynikające ze stosowania technologii EM.

Najczęściej preparaty EM są stosowane w rolnictwie do poprawy jakości gleby, w ochronie przed szkodnikami, itp. Mniej badań odnosi się do wykorzystywania efektywnych mikroorganizmów w oczyszczalniach ścieków.

W związku z brakiem badań na temat wpływu preparatów EM na poprawę stanu sanitarnego oczyszczanych ścieków podjęto badania własne. Ich celem było sprawdzenie

i uzasadnienie możliwości podjęcia dalszych prób badawczych w laboratorium lub instalacjach pół-technicznych z wykorzystaniem ścieków bytowo-gospodarczych.

W badaniach stwierdzono, iż preparat EM 5 skutecznie hamuje rozwój pałeczek *E. coli*. Należy zatem zadać pytanie, co powoduje zmniejszenie wartości wskaźnika *coli* z $24 \cdot 10^9$ do 6200. Przypuszczać możemy iż bakterie, które wchodzi w skład EM 5, działają antagonistycznie na bakterie *E. coli*, co wydaje się być zgodne z teorią prof. Teruo Higa, mówiącą o wypieraniu patogennych organizmów przez pożyteczne bakterie zawarte w mieszaninie nazwanej efektywnymi mikroorganizmami. Wpływ na zmniejszenie się wskaźnika *E. coli* mają przede wszystkim bakterie fermentacji mlekowej. Drugą możliwością wyjaśniającą zmniejszenie się ilości bakterii *E. coli* jest wyczerpanie się składników pokarmowych w podłożu. W przedstawionych badaniach środowiskiem bytowania bakterii był bulion wzbogacony o objętości 4 cm^3 , czas inkubowania 24h. Wprowadzona ilość preparatu EM zawiera dużą liczbę bakterii, które mogły szybko spożytkować pożywienie (węgiel organiczny), co znacząco zahamowało rozwój bakterii *E. coli*.

W badanej hodowli stwierdzono bardzo dużą liczebność *E. coli* - $24 \cdot 10^9$ kom./ 100 cm^3 . Jest to wartość zdecydowanie większa od tej jaką się obserwuje w ściekach surowych doprowadzanych do komunalnych oczyszczalni ścieków. Wg literatury wynosi ona od $3,1 \cdot 10^3$ do $1,6 \cdot 10^6$ [24]. Wartość wskaźnika *coli* w ściekach jest znacznie mniejsza niż w badanej hodowli, tak więc można zastanowić się nad dawką aplikacji preparatu jeśli podjęte będą dalsze badania. Należy nadmienić, iż wskaźnik (NPL) bakterii grupy *coli* w oczyszczonych ściekach odprowadzanych do środowiska wynosi od 1 do 11000 [24]. Wykazanie obecności grupy *coli* świadczy o niedostatecznym oczyszczeniu ścieków i możliwości występowania chorobotwórczych bakterii i wirusów. Szczególnie niepokojąca jest okresowa obecność pałeczek *Salmonella* w ściekach oczyszczonych. [24]

Drugą serię badań przeprowadzono aby zweryfikować teorię o wyczerpywaniu się składników pokarmowych w podłożu i sprawdzić, czy podobny efekt nastąpi w przypadku użycia przypadkowych bakterii (innych niż te w preparacie EM 5). W tym celu w bulionie, oprócz *E. coli* zaszczepiono bakterie z rodzaju *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Corynebacterium*, *Sarcina*. Ilość bulionu wzbogaconego oraz czas inkubacji nie zmienił się. Otrzymane wyniki nie stwierdzają zahamowania wzrostu *E. coli*. Dlatego też można wykluczyć wyczerpanie się pożywienia jako czynnik determinujący ilość bakterii *E. coli* w badanych próbach. Stwierdzono również, iż różne połączenia bakterii w 3 próbach nie wpłynęły na zmianę wskaźnika *E. coli*. Oczywiście należy zauważyć, iż bakterie i grzyby będące w składzie EM 5

mają zdolność do produkowania substancji hamujących rozwój drobnoustrojów, czego nie posiadały bakterie użyte w serii II.

Trzecia i czwarta seria badań wykazała, że preparat EM BIO nie działa skutecznie na zmniejszenie rozwoju pałeczek *E. coli*. Produkt zdaniem producenta ma zastosowanie stricte w oczyszczaniu ścieków i ma za zadanie eliminację zanieczyszczeń sanitarnych przy jednoczesnym zmniejszeniu substancji biogenych. W przeprowadzanych badaniach otrzymano wynik pozytywny na obecność *E. coli*.

Podjęta próba z dużo wyższym stężeniem preparatu miała na celu sprawdzenie czy większa ilość mikroorganizmów zawartych w preparacie wpłynie na zmniejszenie ilości bakterii *E. coli*. Nie jest to jednak ekonomicznym rozwiązaniem w warunkach oczyszczalni ścieków. Należy mieć na uwadze aby dążąc do osiągnięcia zadowalającego rezultatu nie działać jednak za wszelką cenę.

Jedną z prac dotyczących możliwości wykorzystania preparatów EM do oczyszczenia ścieków, stabilizacji oraz higienizacji osadów i gnojowicy jest praca Wrońskiego i in. [25] pt. „Wpływ preparatu EM na przeżywalność bakterii wskaźnikowych *Salmonella* Senftenberg W₇₇₅ w gnojowicy bydłowej”. Badania wykazały, że preparat EM-1 przyczynił się do zwiększenia tempa eliminacji pałeczek *Salmonella* Senftenberg W₇₇₅. Z przeprowadzonych przez badacza obliczeń teoretyczny czas przeżycia bakterii w próbie kontrolnej wynosi 70 dni, w próbie z dodatkiem EM wyniósł on 50 dni. Jak wnika z podanych danych wpływ jest wyraźny i istnieje możliwość zastosowania preparatu EM w praktyce, jako dodatku do gnojowicy poprawiającego efekt jej higienizacji. W skład preparatu EM wchodzi m. in. bakterie fermentacji mlekowej, które wpływają antagonistycznie w stosunku do drobnoustrojów chorobotwórczych. Bakterie te produkują w procesach metabolicznych bakteriocyny, które skutecznie hamują wzrost mikroorganizmów, takich jak: *Escherichia coli*, *Listeria monocytogenes*, *Campylobacter jejuni*, *Yersinia enterocolitica*, *Staphylococcus aureus* i *Salmonella spp.* Jednakże autor podaje, iż mimo licznych publikacji naukowych związanych z oddziaływaniem bakterii fermentacji mlekowej na mikroorganizmy chorobotwórcze, brakuje informacji na temat badań wpływu preparatów EM na owe drobnoustroje patogenne [25].

Zdaniem Bauzy-Kaszewskiej, Szali i Paluszaka [26], właściwości antagonistyczne bakterii kwasu mlekowego w stosunku do wielu mikroorganizmów patogennych, w tym pałeczek z rodzaju *Salmonella*, stwarzają możliwość szerszego wykorzystania tych drobnoustrojów i produktów ich metabolizmu w rolnictwie między innymi do eliminacji

zarazków chorobotwórczych występujących w odchodach zwierzęcych przeznaczonych do celów nawozowych.

Producent preparatów EM nie podaje dokładnego składu mikrobiologicznego ani proporcji pomiędzy poszczególnymi grupami drobnoustrojów tylko skład przybliżony, co utrudnia badania i stanowi problem przy wyjaśnianiu zachodzących zmian.

7. Wnioski

1. Stwierdza się pozytywne oddziaływanie preparatu EM 5 na redukcję liczebności bakterii *E. coli* oraz brak rezultatów z zastosowaniem preparatu EM BIO.
2. Wybór preparatu EM i jego dawkowanie jest ważnym czynnikiem skuteczności procesu higienizacji.
3. Zasadnym jest podjęcie dalszych badań nad pozytywnym oddziaływaniem efektywnych mikroorganizmów na poprawę stanu sanitarnego ścieków bytowo-gospodarczych.
4. Zastosowanie preparatów z efektywnymi mikroorganizmami może usprawnić wykorzystywane metody oczyszczania ścieków zapewniając tym samym większe bezpieczeństwo sanitarne ścieków.

Literatura

1. Zmysłowska I., Filipkowska Z., Gołaś I., Korzeniewska E., Lewandowska D.: Mikrobiologia ogólna i środowiska. Wydawnictwo Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego, Olsztyn 2002.
2. Oleksiak B., Niesler M.: Wybrane zagadnienia z ochrony środowiska dla studentów wydziału Inżynierii Materiałowej i Metalurgii. Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice 2009.
3. Dymaczewski Z.: Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków, Wydawnictwo Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych Oddział Wielkopolski, Poznań, 2011.
4. Błaszczyk M.K.: Mikrobiologia środowiska. Wydawnictwo PWN. Warszawa 2014.
5. Błaszczyk M.K.: Mikrobiologia w ochronie środowiska. Wydawnictwo PWN. Warszawa 2009.
6. Szewczyk E. M.: Diagnostyka bakteriologiczna. Wydawnictwo naukowe PWN, Warszawa 2005.
7. Virella G.: Mikrobiologia choroby zakaźne. Wydawnictwo Medyczne Urban, Wrocław 2000.

8. Kołwzan B., Adamiak W., Grabas K., Pawelczyk A.: Podstawy mikrobiologii w ochronie środowiska. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej. Wrocław 2005.
9. Libudziś Z., Kowal K., Żakowska Z.: Mikrobiologia Techniczna T.1. Mikroorganizmy i środowisko ich występowania. Wydawnictwo Naukowe PWN, 2007.
10. Salyers A.A. i Whitt D.D.: Mikrobiologia. Różnorodność, chorobotwórczość i środowisko. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2012.
11. Schlegel H. G.: Mikrobiologia ogólna. wydawnictwo naukowe PWN, Warszawa, 2003.
12. Hammes E. i Gisela van den Hoovel: EM rozwiązania. Dom i Ogród. Możliwości Efektywnych Mikroorganizmów. Wydawnictwo Fundacja Źródło Życia, 2010.
13. Higa T.: Rewolucja w ochronie naszej planety. Wydawnictwo Fundacja Rozwój SGGW, Warszawa 2003.
14. Mau Franz-Peter: EM. Niezwykłe rezultaty stosowania Efektywnych Mikroorganizmów w domu i w ogrodzie dla lepszego wzrostu roślin i dla zdrowia. Wydawnictwo Fundacja Źródło Życia, 2014 .
15. Kunicki-Golfinger W. J.H.: Życie bakterii. Wydawnictwo naukowe PWN, Warszawa 1998.
16. Singleton P.: Bakterie w biologii, biotechnologii i medycynie. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2000.
17. Solecka J., Ziemska J., Rajniś A., Laskowska A., Guśpiel A.: Promieniowce – występowanie i wytwarzanie związków biologicznie czynnych. Artykuł Post. Mikrobiol. 2013, 52, 1, 83-91
18. Bobrowski M.M.: Podstawy Biologii Sanitarnej. Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok 2002.
19. www.emgreen.pl
20. Martyniuk S.: Skuteczne i nieskuteczne preparaty mikrobiologiczne stosowane w ochronie i uprawie roślin oraz rzetelne i nierzetelne metody ich oceny. Publikacje Metodyczne i Standardy 2011.
21. Popławska A.: Aktywność Efektywnych Mikroorganizmów (EM) w świetle badań naukowych. Politechnika Białostocka, 2012.
22. Boruszko D.: Intensyfikacja niskonakładowych metod przeróbki komunalnych osadów ściekowych. Inżynieria ekologiczna 5/2011.
23. Juźwiakowski K.: Ocena możliwości stosowania preparatu EM-Farming do optymalizacji pracy osadników wstępnych. Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich 5/2008.

24. Butarewicz A.: Organizmy patogenne w osadach ściekowych – ich wykrywanie i unieszkodliwianie. Oficyna Wydawnictwa Politechniki Białostockiej. Białystok 2013.
25. Wroński G., Szejniuk B., Affelska M.: Wpływ preparatu EM na przeżywalność bakterii wskaźnikowych *Salmonella* Senftenberg W₇₇₅ w gnojowicy bydlęcej. Woda-Środowisko- Obszary Wiejskie, 2010: t.10 z.2 (30) s.223-231.
26. Baura-Kaszewska J., Szala B., Paluszak Z.: Antagonistyczne oddziaływanie bakterii fermentacji mlekowej na pałeczki *Salmonella* w warunkach hodowli mieszanej. Med. Wet., 2006: 62 s.1313-1316.

mgr inż. Małgorzata Sobczyk¹
Politechnika Częstochowska, Instytut Inżynierii Środowiska
ul. Brzeźnicka 60 a, 42-200 Częstochowa
e-mail: ¹sobczyk.m1@wp.pl

Wpływ roślinności na cykl hydrologiczny oraz miejską wyspę ciepła. Nowoczesne sposoby odprowadzania wód opadowych.

Słowa kluczowe: *ekohydrologia, miejska wyspa ciepła, tereny zurbanizowane, zielony dach*

Streszczenie: Postępująca urbanizacja doprowadza do powstawania coraz to nowych osiedli mieszkaniowych uwzględniających minimalną ilość terenów zielonych (wymaganą i wynikającą z przepisów prawa budowlanego), przyczynia się do zachwiania naturalnego obiegu wody w przyrodzie. Istotą rozwoju miast powinna być zgodność z zasadą zrównoważonego rozwoju. Problemy zarządzania wodami opadowymi na terenach miast powinny zostać rozwiązane poprzez zwiększenie terenów pokrytych roślinnością. W takie rozwiązanie wpisuje się roślinność znajdującą się na tzw. dachach zielonych zwanych również eko-dachami. Istotą takie rozwiązania jest opóźnienie oraz zminimalizowanie odpływu wód opadowych do sieci kanalizacyjnej. Woda magazynowana jest w warstwach zielonego dachu na potrzeby prawidłowego funkcjonowania roślinności, a także zostaje oddana do atmosfery poprzez transpirację oraz parowanie. Taka technologia wpływa pozytywnie na przywrócenie naturalnego obiegu wody w przyrodzie. Należy zaznaczyć, iż osiedla z budynkami z zastosowaniem eko-dachów funkcjonuje np. w Berlinie. Godnym polecenia jest ekologiczne centrum kulturalne ufaFabrik, w którym znajduje się teatr, piekarnia, cukiernia, restauracja, a także gospodarstwo ze zwierzętami. Największą zaletą jest promowanie ekologicznego stylu życia poprzez prowadzenie warsztatów, seminariów oraz wycieczek dla gości. W centrum istnieje zbiornik gromadzący wody opadowe, które wykorzystywane są do spłukiwania toalet oraz nawadniania roślin. Odwiedzenie takiej zielonej oazy pozwala nam zrozumieć potencjał roślinności w dzisiejszych czasach.

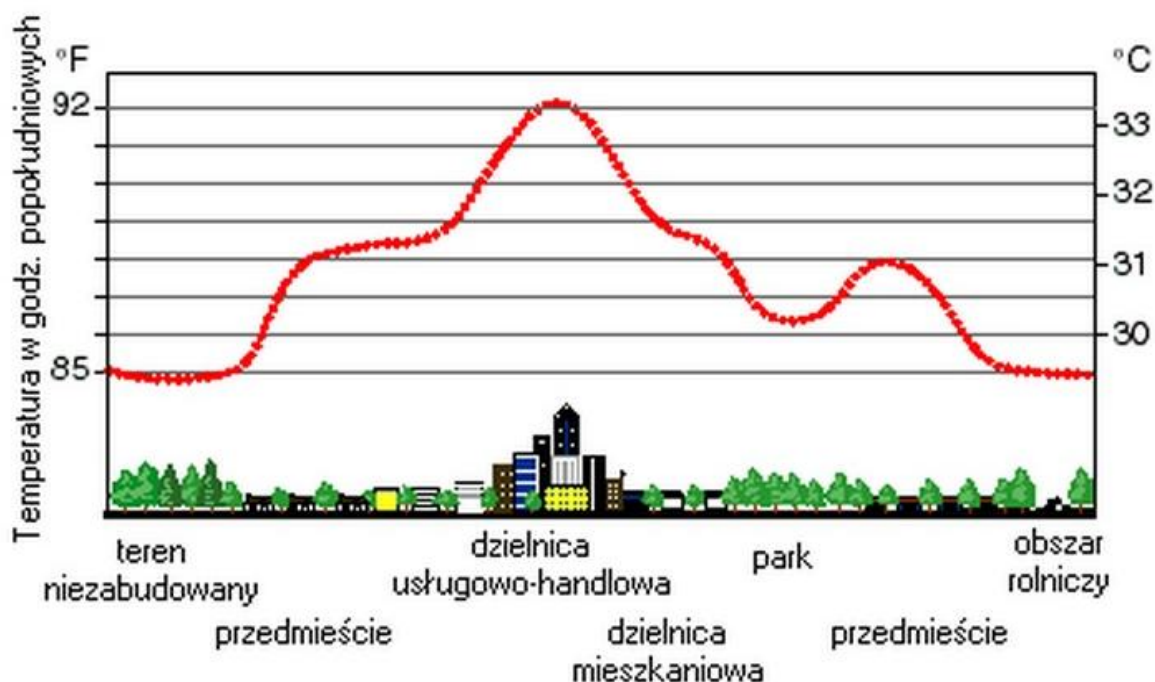
1. Wstęp

Przestrzeń miejska, to miejsca dostępne powszechnie dla społeczeństwa, które stanowią drogi, ulice, place miejskie, budynki użyteczności publicznej, pasáže handlowe, a także parkingi. Do tej przestrzeni również należą przestrzenie krajobrazu przyrodniczego, tj. parki miejskie, które coraz częściej zostają przekształcane w tereny pod biurowce lub centra handlowe. W zrównoważonym rozwoju terenów miejskich problem zmniejszania terenów zielonych jest minimalizowany. Przestrzeń miejska idealnie komponuje się z przestrzenią krajobrazu przyrodniczego i posiada wiele zalet, które mogą być wykorzystane dla polepszenia ekosystemu miejskiego. W pracy przedstawione zostaną przykłady połączeń tych dwóch przestrzeni, które funkcjonują w dzisiejszym świecie.

Proces postępującej urbanizacji powoduje negatywny wpływ na środowisko naturalne, tj.:

- zmiany w strukturze i sposobie użytkowania gleby,
- zmiany w naturalnej rzeźbie terenu,
- obniżenie poziomu wód gruntowych,
- zwiększenie zanieczyszczenia środowiska,
- zmiany na terenach przyległych do miasta,
- powstanie klimatu miejskiego,
- powstanie specyficznych zoocenoz i fitocenoz [1].

Według Chełmickiego [2] zjawisko miejskiej wyspy ciepła wynika z zaburzeń cyklu hydrologicznego i zmian klimatycznych. Kształtowanie w godzinach popołudniowych i nocnych „wyspa ciepła” prowadzi do napływu chłodnego i wilgotnego powietrza z okolicy. W zderzeniu z ciepłymi i suchymi masami powietrza miejskiego następuje lokalna konwergencja mas powietrza i ich konwekcyjne wznoszenie się, co prowadzi do powstawania chmur burzowych.



Rysunek 1. Rozkład temperatur – miejska wyspa ciepła

Źródło: <http://urbnews.pl/miejska-wyspa-ciepła-powstaje-zaradzić/7>

Na rysunku nr. 1 przedstawiono rozkład temperatur, jaki jest nad poszczególnymi obszarami miasta w godzinach popołudniowych, np. dzielnica usługowo-handlowa posiada

temp. 33°C, a już park–ponad 30°C, zaś teren niezabudowany ma temp. poniżej 30°C. Z ilustracji nasuwa się wniosek, że tereny, na których znajduje się roślinność powoduje niższą temperaturę powietrza od terenów zabudowanych. Można w takich przypadkach połączyć budownictwo mieszkalne czy z zastosowanym eko-dachem, co spowoduje obniżenie temperatury otoczenia.

Najważniejszym problemem miast w zarządzaniu wodą opadową jest zbyt szybki jej odpływ do sieci kanalizacyjnej. Podczas ulewnych opadów deszczu występują podtopienia terenów przyległych, w następstwie powodzie, natomiast w rzekach odbierających dane wody przyczynia się do ekstremalnych przepływów. Zjawiska takie wpływają na mniejszą retencję i przedłużające się okresy suszy, które negatywnie wpływają na tereny zielone w miastach. Wzrastające zanieczyszczenia powietrza przyczynia się do powstawania **miejskiej wyspy ciepła**.

Idealnym rozwiązaniem jest zastosowanie procesów hydrologii z ekologią. Ekohydrologia, czyli nauka badająca powiązania między procesami hydrologicznymi (tj. cykl hydrologiczny, przepływ w rzekach, czas retencji w zbiorniku) oraz biologicznymi (tj. infiltracja, parowanie, transpiracja, biofiltracja). Kluczowym zadaniem tej dziedziny jest regulacja procesów ekologicznych i hydrologicznych dla poprawy funkcjonowania środowiska miejskiego przez zastosowanie infrastruktury zielonej oraz błękitnej [3].

Ważnymi czynnikami wpływającymi na poprawę cyklu hydrologicznego w miastach są m.in.:

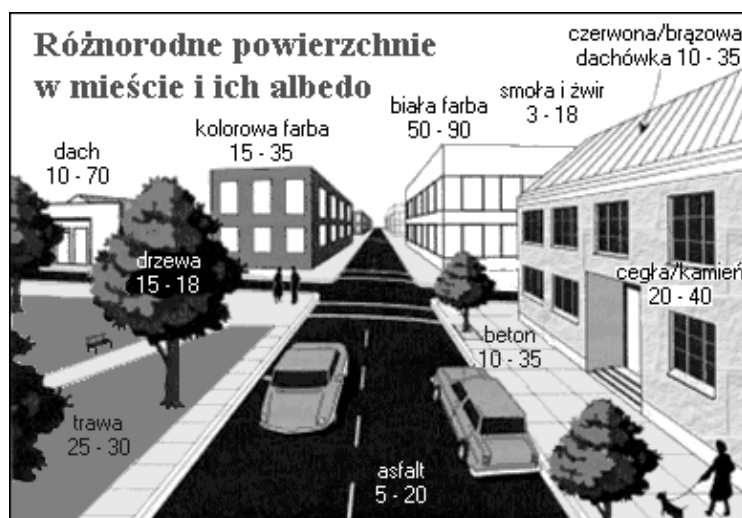
- poprawa jakości powietrza oraz wody,
- poprawa jakości środowiska miejskiego,
- zrównoważone gospodarowanie wodami opadowymi zgodnie z zachodzącymi zmianami klimatu.

Natomiast narzędziami przyczyniającymi się do polepszenia powyższych czynników są:

- wyłączenie z zabudowy terenów zielonych, które umożliwiają infiltrację oraz retencję wód deszczowych,
- ochronę przed zabudową ekosystemów wodnych wraz z ich otuliną,
- zapewnienie przestrzennej łączności zielonej i niebieskiej infrastruktury [4].

Na rysunku 2 zostały przedstawione powierzchnie znajdujące się w każdym mieście oraz ich albedo. Pojęcie albedo jest to stosunek ilości promieniowania odbitego do padającego, tzn. określa zdolność odbijania promieni przez daną powierzchnię. Albedo jest

niskie w miastach, ponieważ przestrzeń miejska gromadzi duże ilości ciepła i nie powoduje parowania z tych powierzchni, ponieważ w miastach podczas ogrzewania domów, działania klimatyzacji czy intensywnego ruchu ulicznego powoduje nadmierne ilości sztucznego ciepła. Brak powierzchni przepuszczalnych wpływa na szybki odpływ wody deszczowej do kanalizacji i spływu powierzchniowego. Dzięki takiemu działaniu w miastach nie występuje parowanie, jakie mam miejsce na terenach zielonych. Aby wspomóc procesy parowania istotne jest wprowadzenie większej ilości terenów zielonych.



Rysunek 2. Powierzchnie w mieście i ich albedo

Źródło: <http://urbnews.pl/miejska-wyspa-ciepla-powstaje-zaradzic/>

Rozpoczęcie przestrzegania poszczególnych warunków może pozwolić na minimalizację powstających w miastach wysp ciepła. Dobrym rozwiązaniem może być zastosowanie technologii zielonego dachu na budynku [5, 6, 7]. Technologia ta pozwoli na połączenie terenów zielonych z osiedlami miejskimi, pozwalając na zmniejszenie wielu czynników przyczyniających się do powstawania miejskiej wyspy ciepła.

2. Roślinność w mieście – technologia zielonych dachów

Zastosowanie roślinności na dachu powodują wiele korzyści ekologicznych, ekonomicznych, przyrodniczych, społecznych, a także przestrzennych, tj.:

- poprawa mikroklimatu, ponieważ dachy pokryte roślinnością nawilżają i chłodzą powietrze. Dzięki temu eko - dachy polepszają mikroklimat w miastach, a co za tym idzie zmniejszają miejskie wyspy ciepła. Poprzez mniejsze nagrzewanie powierzchni dachu pozwala na znacznie ekonomiczniejsze działanie klimatyzatorów w pomieszczeniach,

- roślinność zlokalizowana na dachu zielonym pochłania od 10 do 20 % szkodliwych pyłów z otoczenia. Zatrzymane zostają także substancje szkodliwe z powietrza czy opady atmosferycznego, gdyż warstwy zielonego dachu działają jak filtr,
- bioróżnorodność, dzięki roślinności na dachach wzbogacony i urozmaicony jest miejski system ekologiczny, gdzie stworzone są idealne warunki do funkcjonowania różnorodnej fauny i flory,
- retencja oraz oczyszczanie wody opadowej, poprzez tworzenie dodatkowej powierzchni chłonnej dla deszczówki, która magazynowana jest w warstwach systemów. Bierze udział w bilansie wodnym terenów zurbanizowanych, co przyczynia się do nawilżania powietrza wokół i poprawia warunki klimatyczne. Zatrzymanie wody opadowej w miejscu powstania powoduje odciążenie sieci kanalizacyjnej oraz przelewów burzowych [8, 9],
- izolacja termiczna, którą daje zielony dach zapobiega zbytniemu nagrzewaniu latem oraz nadmiernego wychłodzenia zimą,
- izolacja hałasu, warstwy wegetacyjne absorbują zakres fal o niskiej częstotliwości, a wyższe zostają zatrzymane poprzez roślinność
- żywotność dachu, eko – dachy powodują dwukrotne wydłużenie żywotności eksploatacji materiałów użytych do budowy oraz trwałość konstrukcji dachu. Zabezpiecza również przed czynnikami atmosferycznymi (tj. wiatr, grad, promieniowanie UV, silne mrozy) oraz czynnikami mechanicznymi (tj. uszkodzeniem przy pielęgnacji) [10].

3. Rodzaje zielonych dachów

Dachy zielone można podzielić ze względu na zastosowaną roślinność tj.:

- ekstensywny dach zielony
- intensywny dach zielony
- pół-ekstensywny dach zielony.

Ekstensywny dach zielony to taki, który posiada warstwę substratu w granicach od 2 do 20 cm, co pozwala na mniejsze obciążenie konstrukcji dachy. Ciężar dachów jednowarstwowych wynosi 50 kg/m^2 , natomiast pozostałe przypadki wahają się w granicach od 70 do 170 kg/m^2 . Zastosowanie ekstensywnego zielonego dachu wiąże się z możliwością doboru roślin, które posiadają płytki system korzeniowy, a także charakteryzują się minimalnymi wymaganiami pielęgnacyjnym. Najczęściej stosowanymi roślinami są rozchodniki oraz rojniki (rys.3).



Rysunek 3. Rojniki i rozchodniki

Źródło: www.swiatkwiatow.pl/poradnik-ogrodniczy/

Intensywne zielone dachy to najczęściej ogrody na dachu, które są udostępniane dla okolicznych mieszkańców. W Polsce najczęściej spotykane są patia na garażu podziemnym.

Konstrukcja budynku pod taki dach zielony musi być przystosowana do przyjęcia znacznie większych obciążeń niż z dachami ekstensywnymi. W zależności od użytej roślinności (oprócz bylin można tu zastosować trawy, krzewy i drzewa) i od wysokości substratu mamy tu doczynienia z wagą od 290 do 1000 kg/m². Dodatkowymi elementami takiego dachu mogą być oczka wodne, baseny, fontanny, altanki, place zabaw, ławki itp. Ze względu na większy wachlarz roślinności zastosowanej na tej formie dachów zielonych musimy się liczyć z częstszą pielęgnacją.

Idealnymi przykładami ogrodów na dachu są dach Biblioteki Uniwersytetu Warszawskiego (rys.4) oraz dach Centrum Nauki Kopernik (rys.5).



Rysunek 4. Dach zielony Biblioteki Uniwersytetu Warszawskiego

Źródło: Zdjęcie własne



Rysunek 5. Dach zielony Centrum Nauki Kopernik

Źródło: Zdjęcie własne

Dach pół-ekstensywny to taki, który posiada warstwę substratu 20 cm. Przy takiej grubości warstwy zwiększa się możliwości doboru gatunków roślin. Taki dach może zostać udostępniony dla użytkowników.

Dachy zielone można również podzielić ze względu na warstwę izolacji termicznej:

- dachy nieocieplone, które nie posiadają warstwy izolacji termicznej,
- dachy docieplone, które posiadają warstwę izolacji termicznej. Do tej grupy zaliczamy dach standardowy i dach odwrócony.

Dach standardowy, w którym warstwa hydroizolacji umieszczona jest wyżej niż warstwa termoizolacji. Natomiast w dachu odwróconym warstwa hydroizolacji umieszczona jest niżej jak warstwa termoizolacji. Spływ wody deszczowej z dachu odwróconego odbywa się na dwa sposoby, pierwszy to – odpływ do systemu odwodnieniowego, a drugi – pozostałość, która nie odpłynie przenika przez ocieplenie, a następnie odprowadzana po powierzchni izolacji przeciwwilgociowej. Dach zielony odwrócony posiada wiele korzyści, do których zaliczymy bardzo dobrą ochronę hydroizolacji, zabezpieczenie przed skokami temperatur, wydłużenie okresu użytkowania oraz szybkość wykonania).

Dachy zielone dzielimy również ze względu na zróżnicowany stopień nachylenia powierzchni:

- dach zielony płaski, czyli posiadające nachylenie do 10° ,
- dach zielony skośny, który posiada spadek od 10 do 25° ,
- dach zielony stromy, posiadający nachylenie powyżej 25° .

Dachy zielone skośne (rys.6) i strome ze względu na nachylenie powierzchni wymagają zastosowania specjalnych mocowań, aby uniemożliwiło zsuwanie substratu z roślinnością.

Dach skośny przedstawiony na rysunku 6 posiada 10 cm substratu glebowego, drenaż georaster, który zapobiega osuwaniu się substratu z roślinnością, a także matę rozchodnikową.



Rysunek 6. Dach zielony skośny z zastosowaną matą rozchodnikową

Źródło: Zdjęcie własne

4. Przykładowe realizacje minimalizacji miejskiej wyspy ciepła w Berlinie

Idealnym przykładem szeroko rozwiniętej technologii zielonych dachów są Niemcy, dlatego w artykule przedstawione będą przykładowe budynki i osiedla znajdujące się na terenie Berlina. Technologia ta bardzo dobrze poznana pod względem warunków klimatycznych tego państwa. Na potrzeby zapoznania się z eko-dachami przygotowano wytyczne FLL dotyczące wszystkich wymaganych uwarunkowań, które muszą spełniać budowa zielonych dachów. Materiały, które są wykorzystywane do budowy takich dachów muszą spełnić wszystkie wymogi i są sprowadzane z Niemiec, bądź są produkowane w Polsce na podstawie badań własnych i wyżej wymienionych wytycznych. Coraz popularniejsze stosowanie tej technologii przyczynia się do powstania wytycznych dla warunków klimatycznych Polski oraz na podstawie prawa i norm budowlanych.

W Berlinie, aby poprawić wartość przyrodniczą terenu oraz uniknąć jego degradacji poprzez wprowadzone zmiany zastosowano współczynnik BAF (ang. Biotope Area Factor). Współczynnik ten wyraża stosunek biologicznie czynnej powierzchni do powierzchni

całkowitej terenu. System oceny wpływu inwestycji na środowisko stosowany jest tylko na terenach silnie zurbanizowanych. Po raz pierwszy został wykorzystany w praktyce dla miasta Berlina i Malmö. Za pomocą współczynnika BAF określa się wartość przyrodniczą terenu przed realizacją i po wykonaniu inwestycji.

Współczynnik BAF pozwala na zapobieganie w większych miastach powodzią oraz wysokim temperaturą, które towarzyszą miejskiej wyspie ciepła.

Współczynnik BAF posiada następujące cele, które mają zostać osiągnięte:

- poprawa jakości powietrza i mikroklimat,
- ochrony funkcji gleby i efektywności gospodarki wodnej,
- zwiększenie dostępności terenów jako siedliska dla roślin i zwierząt

Poszczególne typy powierzchni poddawane są ocenie według kryterium:

- zwiększenie wilgotności powietrza, czyli ewapotranspiracja, w wyniku parowania z powierzchni gleby i roślin, a w następstwie powoduje to ochłodzenie,
- zdolność wchłaniania zanieczyszczeń z powietrza przez roślinność,
- zdolność magazynowania wody opadowej oraz jej infiltracja, czasowe zatrzymanie wody powoduje zmniejszenie spływu do kanalizacji, natomiast infiltracja do wód gruntowych skutkuje nawadnianiem roślin,
- siedlisko dla flory i fauny.

Poniżej w tabeli 1 przedstawione zostały typy powierzchni, współczynnik BAF oraz opis powierzchni.

Tabela 1. Rodzaje powierzchni i współczynniki wagowe

Typ powierzchni	Współczynnik wagowy	Opis powierzchni
Powierzchnia nieprzepuszczalna	0,0	Powierzchnia nieprzepuszczalna dla powietrza i wody, brak roślinności, np. asfalt, beton.
Powierzchnia częściowo nieprzepuszczalna	0,3	Powierzchnia przepuszczalna dla powietrza i wody, brak roślinności, np. cegła klinkierowa, mozaika, płytki podłogowe.
Powierzchnia półotwarta	0,5	Powierzchnia przepuszczalna dla powietrza i wody, infiltracja, roślinność, np. żwir, drewno, kostka brukowa.
Roślinność na garażach podziemnych i piwnicach	0,5	Warstwa gleby mniej niż 80 cm., powierzchnia oddzielona od gruntu konstrukcją inżynierską bądź budowlą
Roślinność na powierzchniach	0,7	Warstwa gleby więcej niż 80 cm., powierzchnia oddzielona od gruntu konstrukcją inżynierską bądź budowlą
Powierzchnie z roślinnością na rodzimym gruncie	1,0	Roślinność dostępna dla fauny i flory
Infiltracja wody opadowej na m ² powierzchni dachu	0,2	Infiltracja na potrzeby wód podziemnych oraz dla istniejącej roślinności
Zielone ściany do max. 10 m. wysokości	0,5	Pokrycie ściany zewnętrznej zielenią
Zielone dachy	0,7	Pokrycie dachu zielenią

Dla przykładu zostaną przedstawione centrum kulturalne ufaFabrik oraz centrum Berlina, czyli Potsdamer Platz.

Na początek centrum kulturalne ufaFabrik (rys.7), które zostało stworzone zgodnie z zasadą zrównoważonego rozwoju. Centrum kulturalne powstało w 1976 roku i cały czas rozwija się pod względem uwarunkowań ekologicznych.



Rysunek 7. Widok na zielone dachy centrum kulturalnego ufaFabrik w Berlinie

Źródło: <http://www.lebenslernorte.de/ufofabrik/>

Budynki znajdujące się tam posiadają zielone dachy oraz niektóre panele słoneczne, co jest zgodne z budownictwem ekologicznym. Woda deszczowa, która zostanie zmagazynowana po oczyszczeniu wykorzystana jest do spłukiwania toalet. Według danych podanych na stronie centrum wynika, że przy średnim rocznym opadzie wynoszącym 500 mm przy 8000 m² powierzchni dachów zielonych można zmagazynować 4000 m³ ciepłej wody na potrzeby centrum. Natomiast do spłukiwania toalet oraz nawadniania terenów zielonych potrzeba 3000 m³. Magazynowanie wody polega na oczyszczaniu na filtrach zbudowanych z naturalnych złożach (rys.8) tj. gleba, rośliny do pierwszego zbiornika, z którego organizmy glebowe w korzeniach roślin pobierane są inne zanieczyszczenia. W taki sposób powstaje woda, która posiada miano wody pitnej. Podciśnieniem woda poprzez instalację podgrzewa wodą, następnie ciepła woda trafia do budynków zlokalizowanych w centrum.



Rysunek 8. Przedstawienie naturalnego filtru na zbiorniku gromadzącym wodę deszczową

Źródło: Zdjęcie własne

W 1997 roku na dachach centrum pojawiły się zaawansowane systemy słoneczne (rys.9), które produkują 53 kw. energii elektrycznej przy pogodzie słonecznej. Nadmiar wytwarzanej energii zostaje przesłany do miejskiej sieci. Instalacja ta powoduje znaczącą poprawę zanieczyszczeń z centrum ufaFabrik.



Rysunek 9. Panele słoneczne na dachu zielonym centrum kulturalnego ufaFabrik w Berlinie

Źródło: Zdjęcie własne

Zastosowanie eko – dachów przyczynia się do izolacji termicznej budynków, a także poprawia mikroklimat na terenie centrum (rys.10).



Rysunek 10. Zielony dach na restauracji w ufaFabrik

Źródło: Zdjęcie własne

Na koniec przedstawiono Potsdamer Platz, który znajduje się w centrum Berlina. Centrum Berlina charakteryzuje się wysokim rozwojem miasta. Rozwój ten wpływa na warunki środowiskowe, wynikające w dużej mierze z nieprzepuszczalnych powierzchni, a także niewystarczającego nawodnienia wód podziemnych. Szybki odpływ wody opadowej do kanalizacji, brak wilgotności powietrza przyczynia się do nadmiernego ocieplenia miasta.

Do tej pory zostało przedstawione miejsce znajdujące się na obrzeżach. Natomiast w centralnej części miasta, a zarazem najruchliwszy Plac Poczdamski.



Rysunek 11. Plac Poczdamski (Potsdamer Platz) w Berlinie

Źródło: Zdjęcie własne

Idealny przykład magazynowania wody opadowej w miejscu powstania. Na Placu znajduje się zbiornik retencyjny (rys.11), który oprócz funkcji zatrzymania wody opadowej posiada funkcję rekreacyjną dla mieszkańców Berlina. Pojemność zbiornika wynosi 2 550 m³. Wokół Placu znajdują się budynki (rys.12), na których znajdują się zielone dachy (zarówno ekstensywne jak i intensywne), które zajmują 48 000 m².

Zastosowane metody gospodarowania wodami opadowymi w Berlinie na Placu Poczdamskim:

- wykorzystanie do spłukiwania toalet, nawadniania,
- zastosowanie zielonych dachów,
- zastosowanie terenów nieprzepuszczalnych, które powodują infiltrację w głąb gruntu,
- zastosowanie sztucznego krajobrazu wodnego w mieście.



Rysunek 12. Widok na zielone dachy na Placu Poczdamskim w Berlinie

Źródło: Zdjęcie własne

5. Podsumowanie

Po przeprowadzeniu analizy nasuwa się wniosek, że zastosowanie zielonych dachów powoduje znaczące zmniejszenie miejskiej wyspy ciepła. Korzyści wynikają z wielu aspektów zastosowania tej technologii, m.in. społeczne, gospodarcze oraz środowiskowe.

Ważne jest, aby działania były nakierowane zgodnie ze zrównoważonym gospodarowaniem wód deszczowych, do których zaliczamy:

- ograniczenie strat powstałych podczas podtopień terenów,
- utworzenie przestrzeni miejskiej przyjaznej człowiekowi,
- poprawienie atrakcyjności terenów miejskich,
- poprawienie działania sieci kanalizacyjnej,
- ograniczenie zanieczyszczeń wód powierzchniowych,
- poprawienie warunków gruntowo-wodnych w zlewniach miejskich,
- poprawienie bioróżnorodności na terenie miasta,
- ukształtowanie w przestrzeni miejskiej mikroklimatu [11].

Przedstawione w pracy przykłady ukazują, że możliwa jest realizacja ekologicznych osiedli w przestrzeni miejskiej. Takie rozwiązania korzystnie wpływają, na jakość życia społeczeństwa oraz otaczające tereny zurbanizowane.

W artykule przedstawiono przykłady rozwiązań z kraju i Niemiec. Omawiana technologia zielonych dachów wpisuje się w nowoczesne sposoby odprowadzenia wód opadowych.



Artykuł przygotowany na podstawie zdobytego doświadczenia i zdjęć wykonanych podczas projektu „Zamień szare na zielone. Dachy i ściany zielone w Niemczech, jako przykład najlepszych praktyk. Projekt wymiany doświadczeń dla nauczycieli akademickich, nauczycieli szkół zawodowych oraz trenerów dachów zielonych w Polsce.”.

Literatura

1. Dobrzańska B., Dobrzański G., Kiełczewski D.: *Ochrona środowiska przyrodniczego*. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa 2008.
2. Chełmicki W.: *Woda. Zasoby, degradacja, ochrona*. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa 2001.
3. Zalewski M.: *Woda jako podstawa jakości życia w miastach przyszłości. Zrównoważony Rozwój – Zastosowania 5*, Wyd. Fundacja Sendzimira, Kraków 2014.
4. Januchta – Szostak A.: *Usługi ekosystemów wodnych w miastach. Zrównoważony Rozwój – Zastosowania 3*, Wyd. Fundacja Sendzimira, Kraków 2013.
5. Dunnett N., Nagase A., Booth R., Grime P.: *Influence of vegetation composition on runoff in two simulated green roof experiments*, Urban Ecosystem, 11/2008.
6. Köhler M., Poll H. P.: *Long-term performance of selected old Berlin greenroofs in comparison to younger extensive greenroofs in Berlin*. Ecological Engineering, 36/2010.
7. Nardini A., Andri S., Crasso M.: *Influence of substrate depth and vegetation type on temperature and water runoff mitigation by extensive green roofs: shrubs versus herbaceous plants*. Urban ekosystem, 15/2012.
8. Sobczyk M., Mrowiec M.: *Dachy zielone a gospodarka wodami opadowymi na terenach zurbanizowanych*. Rynek Instalacyjny, 9/2014.
9. Mrowiec M., Sobczyk M.: *Ekologiczne zagospodarowanie wód opadowych – zielone dachy*. Woda - Środowisko - Obszary Wiejskie, 14/2014.

10. Oberndorfer E., Lundholm J., Bass B., Coffman R. R., Doshi H., Dunnett N., Gaffin S., Köhler M., Liu Y. K. K., Rowe B.: *Green Roofsas Urban Ecosystems: Ecological Structures, Functions, and Services*. BioScience No.10 Vol.57.
11. Słyś D.: *Zrównoważone systemy odwodnienia miast*. Dolnośląskie Wydawnictwo Edukacyjne, Wrocław 2014.

dr hab. Anna Rabajczyk¹, Kamila Orlińska, Katarzyna Żak

Uniwersytet Jana Kochanowskiego w Kielcach, Katedra Ochrony i Kształtowania Środowiska,
ul. Świętokrzyska 15, 25-406, Kielce,
e-mail: ¹chromium@ujk.edu.pl

Kształtowanie jakości ścieków opadowych przez rowy na terenie zurbanizowanym Kielce oraz obszarze NATURA 2000 - Dolina Krasnej

Słowa kluczowe: *ścieki opadowe, rów, teren zurbanizowany, Natura 2000*

Streszczenie: Ważnymi obiektami z punktu widzenia podczyszczania ścieków opadowych na terenach zurbanizowanych oraz rolniczych są rowy. Ich zadaniem jest nie tylko redukcja zanieczyszczeń odprowadzanych do środowiska, ale również retencjonowanie ścieków deszczowych i ograniczenie ich transportu. Tego typu ekosystemy odgrywają w związku z tym istotną rolę w gospodarce wodno-ściekowej na danym obszarze. Rowy na terenach zurbanizowanych są jednym z elementów systemu kanalizacji deszczowej i mogą być umiejscowione w różnych jej miejscach. Dlatego też badaniami zostały objęte 4 obiekty zlokalizowane w różnych punktach systemu kanalizacji deszczowej na terenie miasta Kielce oraz o różnym sposobie zagospodarowania terenu. Wytypowano rowy znajdujące się na terenach z zabudową domków jednorodzinnych, na ogródkach działkowych, z wykorzystaniem na cele rolnicze oraz przemysłowe. Celem porównania kształtowania jakości ścieków opadowych analizie zostały poddane również rowy znajdujące się na obszarach Natura 2000 w Dolinie Krasnej. Na tym terenie wybrano 3 obiekty, które przede wszystkim pełnią funkcje melioracyjne przechodząc przez nieużytki rolne, tereny silnie zabagnione i torfowiska. Próbkę ścieków opadowych pobierane były z miejsca wlotowego oraz z wylotu z danego obiektu. Materiał do analizy był pobierany po intensywnych opadach w okresie wiosennym oraz jesiennym w 2014 r. W pobranym materiale oznaczono takie parametry jak: pH, przewodnictwo elektrolityczne, zawiesinę ogólną oraz twardość węglanową.

1. Wstęp

Człowiek w swych działaniach wodnogospodarczych na obszarach miejskich i rolniczych często ingeruje w naturalne procesy hydrologiczne i biologiczne, naruszając zarówno ich cykl, jak i równowagę. Tym samym w wyniku urbanizacji i intensywnej działalności człowieka dochodzi do zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego, powierzchni miejskich oraz tak ważnego komponentu środowiska jakim są wody [1,2]. Problem ochrony wód dodatkowo komplikuje duże zanieczyszczenie odpływów z kanalizacji deszczowych, zrzutów przez przelewy ogólnospławne oraz znaczący wzrost objętości tych odpływów wskutek wzrostu nieprzepuszczalności podłoża [3].

Duża kapitałochłonność przedsięwzięć kanalizacyjnych oraz bagatelizowanie problemów ochrony środowiska powodują, że realizacja systemów kanalizacji miejskiej

bardzo często nie jest komplementarna z rozwojem miast. Taka niekorzystna sytuacja występuje nie tylko na obszarze Polski, ale również w krajach wysoko rozwiniętych. Urbanizacja, poprzez wzrost powierzchni skanalizowanych i nieprzepuszczalnych, powoduje zwiększanie spływu wód deszczowych przy jednoczesnym zmniejszaniu infiltracji do gruntu, co sprzyja wzrostowi zagrożenia powodziowego i jednocześnie uszczupla zasoby wód gruntowych. Z tych względów we współczesnych strategiach i planach ochrony przed powodzią i zanieczyszczeniami wód zaznacza się potrzebę zachowania, tworzenia i odtwarzania systemów retencji wód w zlewniach [4,5].

Spływ powierzchniowy jest tym etapem w procesie migracji wód i zanieczyszczeń w środowisku, w którym następuje przemiana wód opadowych w ścieki deszczowe [6]. Dlatego też skład tych roztworów zależy od wielu czynników, w tym m.in. rodzaju zlewni, sposobu jej zagospodarowania, parametrów opadu atmosferycznego, pory roku oraz zastosowanych metod zwalczania gołoledzi [7].

Zanieczyszczenia ścieków deszczowych pochodzą z dwóch głównych źródeł. Jedną grupę stanowią zanieczyszczenia atmosferyczne wychwytywane przez opad, zaś drugą wszelkiego rodzaju substancje spłukiwane z powierzchni utwardzonych, do których zalicza się m.in. ulice, dachy, place [8]. Substancjami zanieczyszczającymi ścieki opadowe są zawiesiny, metale ciężkie, substancje ropopochodne, biogeny tj. związki azotu i fosforu oraz wiele innych. W okresie zimowym oraz wczesnowiosennym dodatkowym zanieczyszczeniem są chlorki pochodzące z mieszaniny NaCl, CaCl₂ oraz, rzadziej MgCl₂ stosowane do usuwania lodu i śniegu z ulic [7,9]. Największe znaczenie ma jednak zawiesina (*Suspended Particular Matter*, SPM) będąca jednocześnie wskaźnikiem normatywnym charakteryzującym ścieki deszczowe. W skład SPM wchodzi pyły, aerozole występujące w powietrzu, zanieczyszczenia zmywane z powierzchni zlewni, produkty ścierania opon i nawierzchni ulic, zmiotki uliczne, pozostałości niespalonych paliw oraz środki stosowane do walki z gołoledzią. Zawiesina, ze względu na rozbudowaną powierzchnię, jest nośnikiem innych substancji występujących w spływach oraz ściekach opadowych, przede wszystkim metali ciężkich, związków organicznych, znacznej części zanieczyszczeń olejowych oraz bakterii [10].

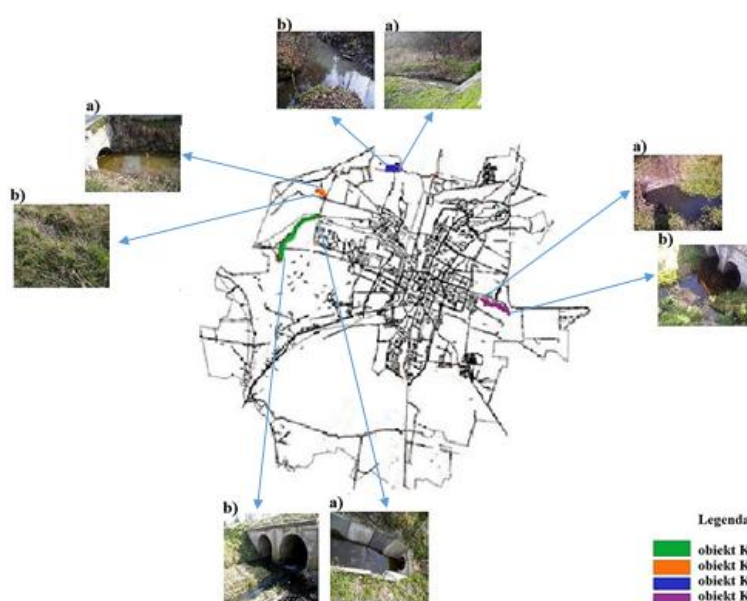
Jakość ścieków opadowych wprowadzanych do odbiorników uwarunkowana jest zastosowaniem systemów kanalizacyjnych, w tym kanałów otwartych, tj. rowów [11,12]. Obiekty te wykorzystywane są do retencjonowania wody oraz redukcji niektórych ładunków zanieczyszczeń występujących w ściekach deszczowych [13], a w procesie tym istotną rolę odgrywają różne gatunki roślin, typowe dla tego typu obiektów. Morfologia oraz panujące

w nich warunki wilgotnościowe wpływają na wykształcenie się nietypowych zbiorowisk roślinnych znajdujących się w obrębie trzech sfer: dna, skarpy oraz pobocza [14]. Dlatego też roślinami charakterystycznymi dla rowów na terenach zurbanizowanych są gatunki szuwarowe oraz ruderalne, posiadające zdolność do akumulacji różnego typu zanieczyszczeń, w tym metali ciężkich [15], podczas gdy na naturalnych występuje w przeważającej mierze roślinność drzewiasta (bór sosnowy), krzewiasta oraz szuwarowa.

Celem badań było określenie zmiany wartości wybranych parametrów jakości ścieków opadowych w wyniku przepłynięcia przez rowy zlokalizowane na terenach o różnym znaczeniu i zagospodarowaniu.

2. Teren i metodyka badań

Do badań wytypowano 7 rowów, w tym 4 na terenie miasta Kielce i 3 na obszarach Natura 2000. Wybrano obiekty zlokalizowane w różnych punktach systemu kanalizacji deszczowej charakteryzujące się również odmiennym sposobem zagospodarowania. Obiekty na terenie miasta Kielce znajdują się na terenach rolniczych, przemysłowych, z zabudową domków jednorodzinnych oraz obszarach niezabudowanych (rysunek 1).



Rysunek 1. Rowy występujące w granicach administracyjnych miasta Kielce z uwzględnieniem wlotu (a) i wylotu (b) z poszczególnych obiektów

Źródło: MZD, Kielce, 2014

Jednym z badanych obiektów (obiekt K1) jest rów zlokalizowany w zachodniej części miasta Kielce między ul. Skrajną a ul. Piekoszowską - Malików. Jego łączna długość wynosi 2,95 km. Rów przejmuje ścieki deszczowe z zamkniętej kanalizacji deszczowej ulic Skrajnej, Malików i Kolejarzy. Ścieki po przepłynięciu przez rów są podczyszczane w usytuowanej

w rejonie wylotu podczyszczalni wód deszczowych przy ul. Jarząbek, a następnie odprowadzane do rzeki Sufraganiec. Większość rowu przecina zlewnię w miejscach niezabudowanych, jednakże fragment obiektu znajduje się także na terenie betoniarni. Sąsiedztwo rowu stanowią obiekty o charakterze przemysłowo-składowym. Wylot z rowu od ul. Piekoszowskiej jest nieuporządkowany, zanieczyszczony odpadami komunalnymi, najprawdopodobniej pochodzącymi z okolicznych budynków mieszkalnych, zamulony i zatopiony.

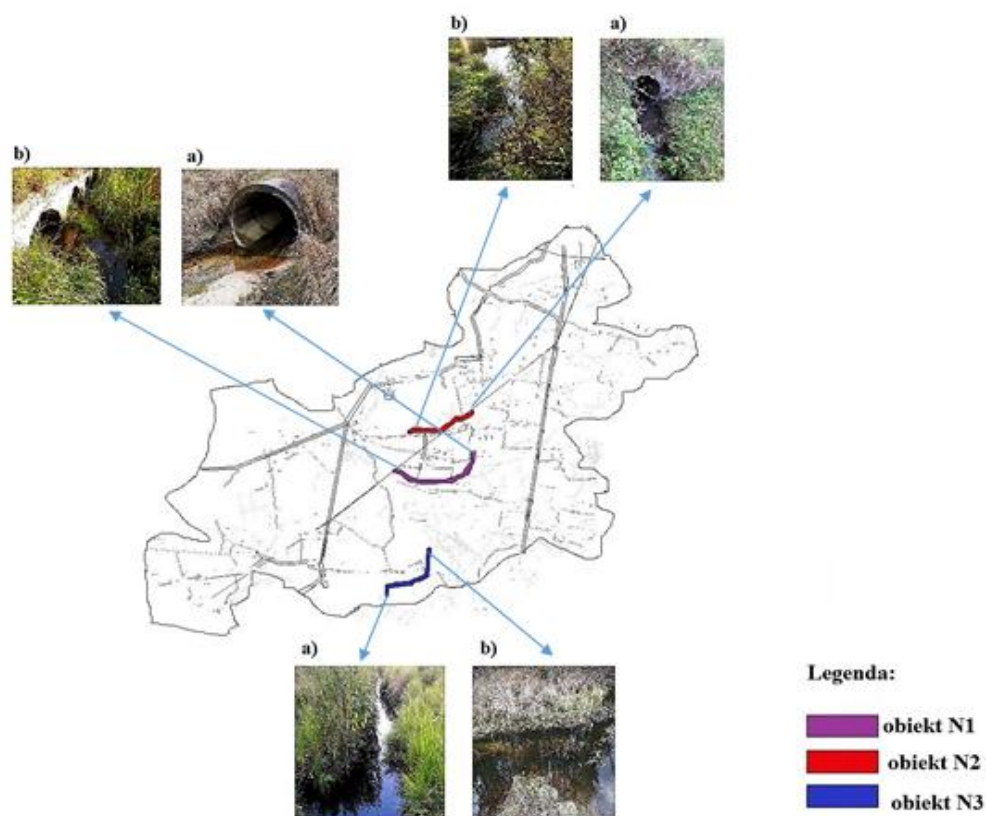
Przy ulicy Miedzianej (obiekt K2) znajduje się rów o długości 0,7 km, który przejmuje ścieki z zamkniętej kanalizacji deszczowej. Koryto na całym odcinku jest udrożnione dzięki widocznym zabiegom konserwacyjnym. Wyprofilowane w dolnym odcinku zostało przegrodzone płotem i betonowym ogrodzeniem, co uniemożliwia przepływ ścieków wzdłuż koryta w kierunku do Sufragańca. Ponadto w wielu miejscach jest poprzegradzany betonowymi lub drewnianymi kładkami oraz przepustami dla pieszych. W jego zlewni znajdują się liczne zakłady, które zrzucają ścieki do zamkniętej kanalizacji deszczowej i tym samym wpływają na jakość ścieków znajdujących się w rowie. Obiekt nie posiada podczyszczalni na odpływie do rzeki Sufraganiec.

Wytypowany do analizy został także rów zlokalizowany od Fabryki Mebli – Gruchawka (obiekt K3), który ma długość 1,2 km. Ciek w dolnym odcinku jest nieuregulowany, miejscami zanikający, tworzący rozlewiska. Koryto zanieczyszczone jest odpadami komunalnymi pochodzącymi najprawdopodobniej z terenów okolicznych domów jednorodzinnych i wielorodzinnych. Wzdłuż ciek w rejonie zabudowań osiedli (Łazy, Zastawie) widoczne są nielegalne dzikie wysypiska śmieci. Obiekt ten jest zaniedbany i nie poddawany żadnym zabiegom konserwacyjnym.

Obiekt K4 znajduje się przy ulicy Leszczyńskiej i jest przedłużeniem kanalizacji deszczowej usytuowanej na ulicy Domaszowskiej. Rów ma 3,40 km długości, odprowadza ścieki deszczowe z osiedli mieszkaniowych: Wichrowe Wzgórze, Słoneczne Wzgórze i Bocianek oraz ulicy Górnej i Domaszowskiej. Obiekt ten w początkowym odcinku usytuowany jest na terenach zagospodarowanych rolniczo, a następnie ogródkach działkowych, przy czym z jednej strony jest ogrodzony i w znacznym stopniu zadrzewiony. W pobliżu znajdują się także gospodarstwa domowe, liczne ciągi komunikacyjne, po których odbywa się ruch, oraz stacja benzynowa ORLEN wraz z myjnią samochodową.

W celu porównania możliwości redukcji zanieczyszczeń badaniem objęte zostały także 3 rowy melioracyjne zlokalizowane na obszarze Natura 2000 w Dolinie Krasnej w takich miejscowościach jak: Luta – Kucębów Dolny, Gustawów oraz Rogowice, terenach

o odmiennym zagospodarowaniu (rysunek 2). Wybór tego typu obiektów był podyktowany koniecznością zebrania informacji o zmianach analizowanych wskaźników jakości wód płynących przez rowy na obszarach o ograniczonej działalności człowieka. Tym samym wytypowane do badań obiekty można traktować jako wskaźnikowe.



Rysunek 2. Położenie rowów na obszarze Natura 2000 – Dolina Krasnej z uwzględnieniem wlotu (a) i wylotu (b) z obiektów

Źródło: Geoportal, 2014

Długość obiektu N1, znajdującego się w miejscowości Luta – Kucębów Dolny, wynosi ok 2,20 km. Jego betonowy wlot znajduje się na terenie torfowisk, podczas gdy wylot przy trasie komunikacyjnej. Większa część rowu zlokalizowana jest na terenach niezabudowanych, choć w pobliżu znajdują się liczne drogi powiatowe i gminne.

Kolejny obiekt (obiekt N2) o długość ok. 1,20 km zlokalizowany jest w miejscowości Gustawów. W tym rejonie działają zakłady średniego i drobnego przemysłu, brak jest dużych zakładów przemysłowych. Rów w większości znajduje się na obszarach rolniczych oraz leśnych, a w pobliżu jest uczęszczana i nieutwardzona droga oraz występują nieliczne gospodarstwa domowe.

Rów melioracyjny w miejscowości Rogowice (obiekt N3) o długości 2,20 km, zlokalizowany jest na terenach w znacznej części pokrytych lasami, które tworzy przede wszystkim bór świeży sosnowy. Początek, jak również koniec rowu znajdują się na terenach bagiennych.

Materiał do badań pobierany był czterokrotnie w ciągu 8 miesięcy, od 10.04.- 06.11. 2014 r., po roztopach śniegu oraz po długotrwałych opadach atmosferycznych. Próbkę ścieków opadowych pobierane były zarówno u wlotu, jak i u wylotu rowów, za pomocą chwytaka, zgodnie z normą PN-ISO 5667-10:1997. Materiał pobrany z rowów znajdujących się terenie miasta Kielce oraz obszarze Natura 2000 poddano analizie w celu oznaczenia takich wskaźników jakości jak: pH, przewodnictwo elektrolityczne (cond), zawiesina ogólna (wg PN-72/C 04559.0) oraz twardość węglanowa [n°] i wodorowęglany (wg PN-C-04540-01:1990). Obliczając średnie wartości pH, w pierwszej kolejności dokonano przeliczeń na stężenia jonów H^{+} , a następnie średnie stężenie H^{+} ponownie przedstawiano w formie pH.

3. Wyniki badań i dyskusja

Tabela 1. Wyniki analiz parametrów ścieków opadowych pobranych z wlotu i wylotu rowów znajdujących się na terenie miasta Kielce

Parametr	Jednostka	Punkty pobierania próbek							
		obiekt K1		obiekt K2		obiekt K3		obiekt K4	
pH śred. (min-max)	-	7,08 (6,68- 7,47)	7,29 (7,15- 7,43)	7,01 (6,75- 7,27)	7,14 (6,85- 7,43)	7,09 (6,83 - 7,35)	6,93 (6,65 - 7,21)	7,18 (6,94- 7,41)	7,19 (7,08- 7,29)
Cond. śred. (min-max)	[mS·cm ⁻¹]	0,75 (0,14- 1,36)	0,91 (0,09- 1,71)	0,85 (0,28- 1,42)	0,98 (0,52- 1,42)	0,25 (0,09- 0,41)	0,25 (0,08- 0,42)	0,62 (0,15- 1,09)	0,58 (0,15- 1,02)
Twardość węglanowa [n°] śred. (min-max)	[mol ·dm ⁻³]	9,54 (7,52- 11,56)	8,50 (5,47- 11,53)	11,58 (5,82- 17,35)	13,66 (8,71- 18,60)	2,74 (1,89- 3,59)	2,89 (2,01- 3,77)	6,48 (4,64- 8,32)	9,10 (6,38- 11,81)
Zawiesina śred. (min-max)	[mg·dm ⁻³]	56,0 (22,0- 90,0)	52,0 (40,0- 65,0)	431,0 (30,0- 833,0)	106,0 (53,0- 159,0)	57,0 (45,0- 69,0)	48,0 (35,0 - 62,0)	87,0 (38,0- 136,0)	89,0 (38,0- 141,0)

Źródło: Opracowania własne

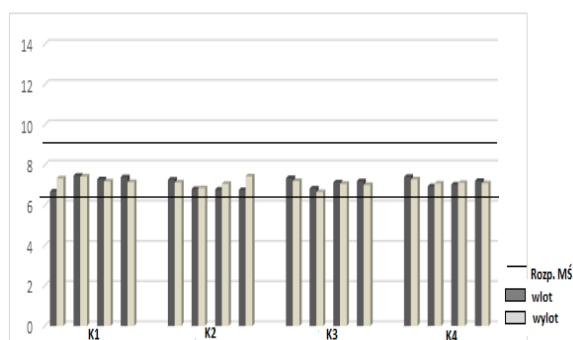
Tabela 2. Wyniki analiz parametrów ścieków opadowych pobranych z wlotu i wylotu rowów znajdujących się na terenie obszaru Natura 2000

Parametr	Jednostka	Punkty pobierania próbek					
		obiekt N1		obiekt N2		obiekt N3	
pH śred. (min-max)	-	7,19 (6,93-7,45)	6,82 (6,68 - 6,96)	7,33 (7,07-7,59)	6,80 (6,73 - 6,87)	5,64 (5,03-6,25)	6,48 (6,29-6,66)
Cond. śred. (min-max)	[mS·cm ⁻¹]	0,17 (0,07-0,26)	0,14 (0,07-0,20)	0,21 (0,10-0,32)	0,11 (0,02-0,20)	0,05 (0,02-0,08)	0,09 (0,03-0,15)
Twardość węglanowa [n°] śred. (min-max)	[mol ·dm ⁻³]	3,67 (2,05-5,29)	3,12 (2,49-3,75)	4,87 (3,32-6,41)	3,45 (2,75-4,15)	2,14 (1,14-3,13)	2,75 (1,59-3,92)
Zawiesina śred. (min-max)	[g·dm ⁻³]	88,0 (27,0-149,0)	87,0 (19,0-156,0)	79,0 (19,0-140,0)	78,0 (13,0-144,0)	80,0 (21,0-140,0)	83,0 (13,0-153,0)

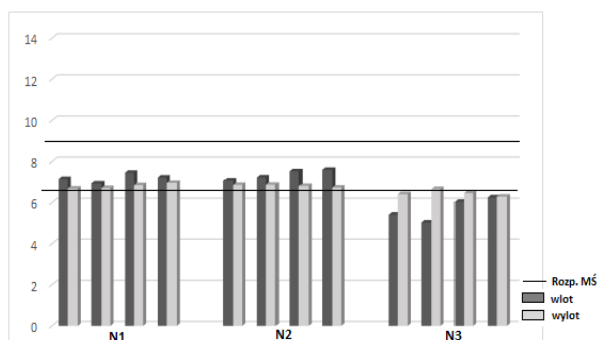
Źródło: Opracowania własne

Próbki ścieków opadowych pobranych zarówno na wlocie, jak i wylocie rowów zlokalizowanych na terenach zurbanizowanych oraz objętych ochroną wykazały odczyn od kwaśnego do zasadowego (rysunek 3). Biorąc pod uwagę wymagania prawne wartości pH powinny znajdować się w przedziale 6 – 9,5 [16]. Na podstawie uzyskanych wyników można stwierdzić, że tylko w przypadku ścieków opadowych przepływających przez obiekt N3 wartość badanego parametru nie spełniała wymagań.

a)



b)



Rysunek 3. Zmiany średnich wartości pH w próbkach ścieków opadowych pobieranych u wlotu i wylotu obiektów na terenie zurbanizowanym (a) i Natura 2000 (b) na przestrzeni od 10.04.- 06.11.2014 r.

Źródło: Opracowania własne

Zróznicowane wartości pH ścieków opadowych przepływających przez rowy mogą świadczyć o zanieczyszczeniu ich produktami rozkładu związków organicznych bądź

ściekami zawierającymi wolne zasady, kwasy i sole, przy czym obecność soli mocnych zasad i słabych soli powoduje wzrost wartości pH [17].

Zmiany wartości pH obserwowane na terenach zabudowanych wynikają z faktu, iż w bezpośrednim sąsiedztwie analizowanych rowów znajdują się budynki o charakterze przemysłowo-składowym, w tym betoniarnia (obiekt K1), elektrociepłownia (obiekt K3) oczyszczalnia ścieków (obiekt K2), które emitują różnorodne substancje, w tym o charakterze alkalicznym lub kwasotwórczym. Zgodnie z badaniami prowadzonymi przez Chomutowską [18], zasadowy odczyn ścieków opadowych może powstawać także na skutek intensywnych procesów syntezy oraz kumulacji zanieczyszczeń.

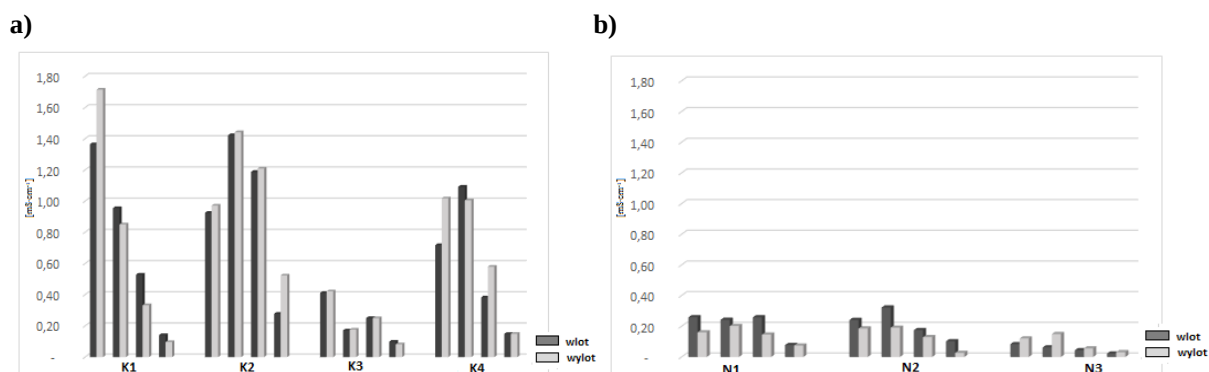
W większości przypadków następowało obniżenie wartości pH analizowanych próbek pobranych u wylotu rowów. Sytuacja taka jest prawdopodobnie konsekwencją strącania i sedimentacji takich substancji jak np. wodorotlenki, tlenki, węglany. Ponadto, w pobliżu obiektów K1, K2, K3 oraz K4 znajdują się także gospodarstwa domowe emitujące do powietrza związki siarki oraz azotu powstałe na skutek spalania różnego typu i gatunku materiału opałowego, które mogą tworzyć związki obniżające wartość pH w końcowym fragmencie rowów. Modelowym przypadkiem kiedy w wyniku przepływu przez rów następuje obniżenie wartości pH w całym okresie badań jest obiekt K3. Sytuacja taka wskazuje na stabilność analizowanego układu i jest konsekwencją jednorodnego zagospodarowania terenu, gdyż wylot rowu znajduje się w przeważającej części na terenie leśnym. Na skutek biochemicznych przemian obumarłych szczątków, głównie pochodzenia roślinnego, oraz w procesie humifikacji liści dochodzi do rozkładu materii organicznej bogatej w substancje humusowe. Substancje te obniżają wartość pH i tworzą rozpuszczalne połączenia m. in. metaloorganiczne, przez co wpływają na migrację zanieczyszczeń w ściekach opadowych przepływających przez ten rów.

Należy jednak zauważyć, że w przypadku innych obiektów w poszczególnych terminach miały miejsce sytuacje, kiedy wartości pH u wylotu były wyższe niż przy wlocie. Takie zdarzenia zaobserwowano w przypadku rowów znajdujących się przy ulicy Miedzianej (październik, listopad), Leszczyńskiej (maj, październik) oraz Piekoszowskiej (kwiecień). W otoczeniu analizowanych obiektów znajdują się liczne ciągi komunikacyjne, po których porusza się znaczna ilość pojazdów. Taka sytuacja prowadzi do depozycji w rowach substancji powstałych na skutek ścierania się opon samochodowych, nawierzchni asfaltowych, jak również spływu do rowów zawiesiny, metali ciężkich, substancji ropopochodnych, chlorków oraz wielu innych.

Podobne wartości pH oraz tendencja zmian obserwowana była w przypadku obiektów zlokalizowanych w miejscowości Luta i Gustawów (rysunek 3), co jest konsekwencją podobieństwa w zagospodarowaniu terenu, tj. małą ilością gospodarstw oraz obecnością dróg o niewielkim natężeniu ruchu.

W przypadku obiektu usytuowanego w miejscowości Rogowice wartości tego parametru zarówno u wlotu, jak i wylotu rowu były znacznie niższe niż w przypadku pozostałych obiektów zlokalizowanych na objętym ochroną. Mniejsze wartości pH w wodach płynących przez obiekt N3 mogą być spowodowane obecnością znacznych ilości substancji humusowych. Na tym obszarze bowiem w przeważającej mierze rośnie bór świeży sosnowy, który występuje na glebach kwaśnych, ubogich w próchnicę, utworzonych z piasków luźnych lub słabo gliniastych oraz torfowiskowych [19]. Na skutek procesu ługowania dochodzi do wymywania substancji humusowych z podłoża i jednocześnie obniżenia wartości pH [20].

Odczyn jest istotnym parametrem determinującym rozpuszczalność substancji występujących w ściekach opadowych. Według Dojlido [21] wartości konduktywności w wodach płynących mogą wynosić do kilku tysięcy $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Na podstawie analizy uzyskanych wyników badań ścieków opadowych pobranych z rowów na terenach zurbanizowanych stwierdzono wysokie wartości przewodności elektrolitycznej zarówno u wlotu, jak i wylotu do analizowanych obiektów, co świadczy o dużej ilości substancji jonowych (rysunek 4). Należy jednak zaznaczyć, że parametr ten nie jest normowany w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego [16].



Rysunek 4. Zmiany średnich wartości przewodności elektrolitycznej w próbkach ścieków opadowych pobieranych u wlotu i wylotu obiektów na terenie zurbanizowanym (a) i Natura 2000 (b) na przestrzeni od 10.04.- 06.11.2014 r.

Źródło: Opracowania własne

W okresie wiosennym (kwiecień) we wszystkich obiektach na terenie Kielc (K1, K2, K3, K4) zaobserwowano wyższe wartości tego parametru na wylocie z rowu. Podwyższone wartości cond w tym czasie należy wiązać ze spływami wód roztopowych niosącymi duże ładunki zanieczyszczeń, zwłaszcza rozpuszczonych soli stosowanych do oczyszczania ulic. Jedynie w przypadku obiektu K2 taka zależność miała miejsce w całym okresie badań. Na podwyższenie wartości tego wskaźnika na końcu analizowanego rowu duży wpływ miało m.in. zagospodarowanie terenu oraz sposób działań prowadzonych przez człowieka w obrębie danej zlewni jak np. nielegalne zrzuty ścieków przemysłowych, komunalno-bytowych oraz dzikie wysypiska śmieci.

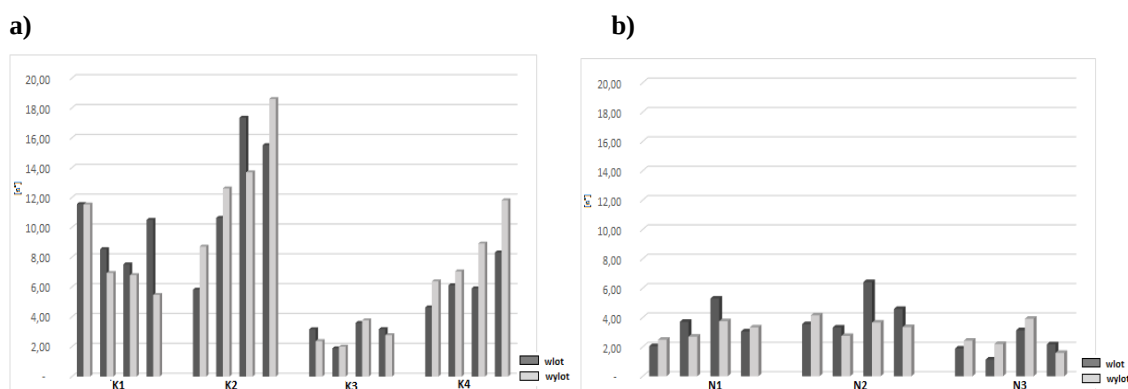
W przypadku rowu K3 odnotowano w całym okresie badań na obszarze miasta Kielce najniższe wartości, co może wynikać ze zdolności retencyjnych środowiska (roślinność drzewiasta, krzewiasta), które pozwalają na zatrzymywanie wielu zanieczyszczeń, a następnie wbudowywanie ich w biomasę roślin oraz profil glebowy. Ponadto należy dodać, że we wszystkich terminach pobierania próbek wartości przewodnictwa elektrolitycznego u wlotu i wylotu kształtowały się na podobnym poziomie, co na obszarach objętych ochroną, które są znacznie niższe w porównaniu do obiektów K1, K2 i K4.

W przypadku rowów N1 i N2 wartości te kształtują się na podobnym poziomie, a wraz z przepływem ścieków przez rów następuje redukcja badanego parametru w całym okresie badań. Większe wartości próbek wód pobranych na wlocie są konsekwencją migracji substancji pochodzących z nawozów mineralnych stosowanych w rolnictwie. Duża ilość substancji biogenych natomiast pozwala na szybki rozwój roślinności na tym terenie. Rośliny pobierają substancje znajdujące się w wodach i ściekach opadowych przyczyniając się jednocześnie do zmniejszenia wartości cond. Należy zaznaczyć, że w miejscowości Rogowice, gdzie zlokalizowany został obiekt N3, odnotowano najniższe wartości przewodności elektrolitycznej oraz tendencję zwiększania się tego parametru na skutek przepływu przez rów. Jest to konsekwencją naturalnych procesów zachodzących w środowisku, niskiego pH, przede wszystkim procesów wymywania z podłoża oraz rozpuszczania w zakwaszonym środowisku wielu substancji.

Przewodnictwo kształtują jony obecne w środowisku, w tym wodorowęglany tworzące twardość węglanową. Obecność m.in. CO_3^{2-} i HCO_3^- ma bardzo istotne znaczenie dla ekosystemów wodnych, gdyż jednym z dominujących układów buforowych w tych warunkach jest układ kwas-zasada, składający się z ditlenku węgla, kwasu węglowego, wodorowęglanów i węglanów. Względne proporcje tych składowych zależą natomiast od pH wody. W sytuacji kiedy odczyn wody jest kwaśny, ditlenek węgla występuje w postaci

gazowej, natomiast wraz ze wzrostem wartości tego parametru zanika wolny CO_2 i pojawia się węgiel związany w postaci wodorowęglanowej i węglanowej. Ilość wodorowęglanów oraz węglanów determinuje procesy jakie zachodzą w środowisku wodnym, w tym strącanie, powstawanie trudno rozpuszczalnych soli oraz kształtowanie zawiesiny. Na podstawie otrzymanych wyników można zauważyć, że najwyższe stężenia wodorowęglanów determinujących „twardość- miękkość wody” zaobserwowano w przypadku obiektu K1, K2 i K4 (rysunek 5). Wynika to z faktu dużego zróżnicowania zagospodarowania otoczenia poddanych analizie rowów. Znajdujące się w pobliżu zakłady drobnego i większego przemysłu w tym cementownia, betoniarnia, elektrociepłownia oraz gospodarstwa domowe i ciągi komunikacyjne emitują znaczne ilości tlenków metali i niemetalu. Na skutek spalania paliw powstają także duże ilości CO_2 , który ulegając depozycji w ekosystemach wodnych wpływa na równowagę $\text{CO}_2 \leftrightarrow \text{HCO}_3^- \leftrightarrow \text{CO}_3^{2-}$. Wodorowęglany i węglany w połączeniu z jonami Ca^{2+} i Mg^{2+} kształtują twardość węglanową. Wskaźnik ten podobnie jak przewodność elektrolityczna nie jest normowany w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego [16], pomimo roli jaką węglany i wodorowęglany pełnią w środowisku wodnym.

Wyniki analiz wykazały, że próbki ścieków pobrane z rowów na terenach zurbanizowanych charakteryzują się wyższymi wartościami twardości niż próbki pobrane z obiektów na obszarze objętym ochroną (rysunek 5), z wyjątkiem obiektu K3, z którego próbki ścieków charakteryzują się twardością zbliżoną do pobranych z terenów Natura 2000.



Rysunek 5. Zmiany średnich wartości twardości węglanowej w próbkach ścieków opadowych pobieranych u wlotu i wylotu obiektów na terenie zurbanizowanym (a) i Natura 2000 (b) na przestrzeni od 10.04.- 06.11.2014 r.

Źródło: Opracowania własne

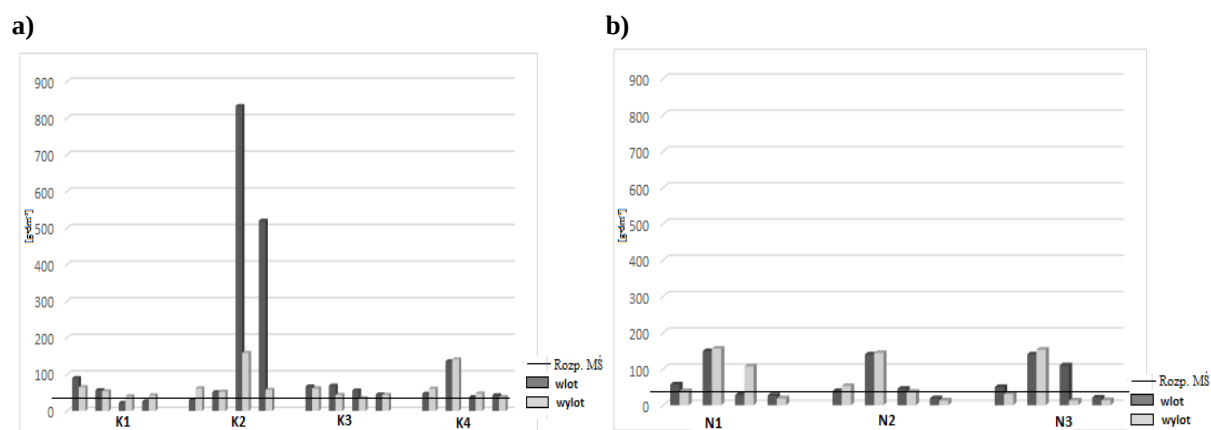
Na podwyższone wartości twardości wpływają m.in. zrzuty ścieków z gospodarstw domowych zawierających znaczne ilości substancji organicznych i nieorganicznych, w tym CO_3^{2-} i HCO_3^- będących jednym z podstawowych składników wody pitnej na terenie Kielc i determinujących jej wysoką twardość. Podwyższone stężenie wodorowęglanów jest szczególnie widoczne w przypadku obiektów zlokalizowanych przy ulicy Piekoszowskiej (K1), Leszczyńskiej (K4) oraz Miedzianej (K2), co może być także rezultatem realizowanych w tym okresie prac związanych z modernizacjami i budową dróg, chodników oraz budynków. Na skutek wymywania węglanu wapnia ze stosowanych materiałów budowlanych wzrasta twardość ścieków, na co zwracał uwagę w swoich badaniach Ciupa [22]. Jednakże we wszystkich objętych badaniami rowach obserwowane są niższe wartości tego parametru w okresie wiosennym, po roztopach śniegu, co jest ściśle związane z obecnością chlorków, wapnia i magnezu stosowanych w walce z gołoledzią.

Porównanie wyników analiz próbek ścieków pobranych z terenów zurbanizowanych z wynikami analiz materiału z obszaru Natura 2000 wykazało, że wody płynące przez rowy na obszarach chronionych są bardziej „miękkie” aniżeli na terenach zurbanizowanych. Przyczyną może być mniejsza ilość źródeł emisji zanieczyszczeń oraz więcej materiału organicznego niż nieorganicznego na tych terenach. Sprawczą rolę przypisuje się bujnej roślinności oraz lasom, które występują nie tylko wzdłuż rowów, ale i na całym obszarze chronionym. Rośliny absorbują ditlenek węgla w procesie fotosyntezy i tym samym zmniejszają ilość związanego CO_2 mogącego dostać się do ekosystemów wodnych [23].

Głównym źródłem jonów CO_3^{2-} i HCO_3^- na obszarze objętym ochroną są zatem procesy naturalne zachodzące w środowisku, w tym mineralizacja materii organicznej i ługowanie gleb. Mniejsza jest także ilość emitowanych jonów Ca^{2+} i Mg^{2+} , co również determinuje mniejsze wartości twardości. W przypadku rowów N1 i N2 wartości tego parametru kształtują się na podobnym poziomie, co może być wynikiem podobnego zagospodarowania terenu. Należy jednak zaznaczyć, że nieznacznie wyższe wartości tego parametru obserwuje się w miesiącach październik – listopad, kiedy na skutek prowadzonych prac rolnych uruchamiane i uwalniane są z gleb różnorodne substancje, w tym jony wapnia i magnezu. Ponadto procesy mineralizacji doprowadzają do uwalniania CO_2 , który rozpuszcza się w wodzie tworząc słaby kwas węglowy. Wyniki badań potwierdzają ogólną prawidłowość, że wraz ze wzrostem pH rośnie twardość ogólna ścieków opadowych, na co wskazują badania prowadzone przez Augustyna [24].

Czynnikiem odpowiedzialnym za migracje zanieczyszczeń w ekosystemie wodnym jest zawiesina, w skład której wchodzi najczęściej substancje pochodzenia naturalnego

np. cząstki iłu, gliny, mikroorganizmy wodne, jak też związki chemiczne pochodzące z zanieczyszczeń [25]. W ściekach opadowych zawiesiny mają charakter ziarnisty i tworzą najczęściej struktury porowate, a w wyniku działania sił międzycząsteczkowych mają zdolność do kumulowania na własnej powierzchni innych zanieczyszczeń [26]. Drobne frakcje zawiesin, o dobrze rozwiniętej powierzchni adsorpcyjnej, mogą dzięki temu zawierać również znaczne ilości substancji biogennych, organicznych oraz metali ciężkich [10,27]. Biorąc pod uwagę wymagania prawne dotyczące ilości zawiesiny ogólnej w ściekach opadowych powinno ono wynosić maksymalnie $0,035 \text{ g} \cdot \text{dm}^{-3}$ [16]. Na podstawie uzyskanych wyników można stwierdzić, że we wszystkich analizowanych przypadkach wartości dopuszczalne zostały przekroczone (rysunek 6).



Rysunek 6. Zmiany średnich wartości zawiesiny w próbkach ścieków opadowych pobieranych u wlotu i wylotu obiektów na terenie zurbanizowanym (a) i Natura 2000 (b) na przestrzeni od 10.04.-06.11.2014 r.

Źródło: Opracowania własne

Z przeprowadzonych badań wynika, iż wartość masy zawiesiny w ściekach deszczowych na terenach miejskich jest bardzo zmienna. Porównując wartości z wlotu do obiektu i wylotu stwierdzono, iż w okresie wiosennym w większości analizowanych rowów (K1, K3, K4) masa zawiesiny uległa zmniejszeniu lub jej wartość pozostawała na podobnym poziomie. Przyczyną takiej sytuacji jest możliwość występowania procesu sedymentacji ze względu na obecność makrofitytów, które powodują zmniejszenie przepływu ścieków i sprzyjają opadaniu drobnych cząstek zawiesiny wraz z zatrzymanymi na nich zanieczyszczeniami i mikroorganizmami. Na skutek tego typu procesów dochodzi do powstawania osadów dennych stanowiących potencjalne źródło wtórnego zanieczyszczenia wody. Zgodnie z danymi literaturowymi w okresie wiosenno-letnim przeważającym składnikiem zawiesiny są substancje mineralne unoszone z dna rowów

lub wprowadzane wraz ze spływami powierzchniowymi [28]. Związki mineralne, podobnie jak cząstki organiczne, stanowią frakcje, wolno opadającą w środowisku wodnym, stąd też w większości analizowanych przypadków w okresie wiosennym odnotowano większe ilości substancji zawieszonych zarówno w początkowym, jak i końcowym fragmencie rowów.

Wyraźny wzrost ilości materiału zawieszonego w okresie jesiennym (październik-listopad) nastąpił w przypadku obiektu K2 zlokalizowanego przy ulicy Miedzianej, co może być wynikiem zrzutu ścieków z pobliskich terenów do przydrożnej kanalizacji oraz prac drogowych wykonywanych w tych miesiącach, o czym świadczą także wysokie wartości twardości węglanowej zaobserwowane w przypadku tego obiektu.

Należy dodać, że na wielkość ładunku zawiesiny transportowanej w kierunku wylotu, wpływają nie tylko warunki hydrauliczne, ale także procesy rozkładu materiału organicznego, intensywność opadów atmosferycznych, wilgotność gruntu oraz stopień rozwoju szaty roślinnej [29, 30]. Ważną rolę odgrywa również działalność wielu organizmów, w tym mikroorganizmów bytujących w osadach dennych. W wyniku ich aktywności dochodzi do rozkładu zanieczyszczeń obecnych w zawieszynie, które następnie mogą być pobierane przez rośliny i akumulowane w ich tkankach. Dlatego też odmiennie kształtują się zmiany SPM na terenach objętych ochroną w porównaniu z obszarami zurbanizowanymi. Sąsiedztwo badanych rowów stanowią zróżnicowane gatunki roślin, typowych dla tego obszaru, które warunkują mniejsze ilości zawiesiny w próbkach wód pobranych z obszaru Natura 2000.

Wzrost ilości zawiesiny obserwowanej w miesiącu maj w przypadku obiektów N1, N2, N3 w porównaniu do próbek pobieranych w innych terminach, może być spowodowany przeprowadzaną w tym okresie orką i pracami terenowymi, jak również wykaszaniem roślinności przez mieszkańców. Ilość zawiesiny może być również konsekwencją natężenia ruchu na drogach jednojezdniowych położonych w bezpośrednim sąsiedztwie tych obiektów, co jest związane bezpośrednio ze wzrostem zapylenia o zasięgu lokalnym i depozycją tych zanieczyszczeń na powierzchni gruntu i roślinności. Na skutek tego procesu, jak też spływu powierzchniowego zanieczyszczenia te mogą być wprowadzane do koryta.

Istotnym czynnikiem w kształtowaniu ilościowo-jakościowym zawiesiny jest także proces sedymentacji, który przyczynia się do redukcji ilości zawiesiny, zwłaszcza łatwoopadającej. Jednakże w sytuacji intensywnych opadów, wzmożonego przepływu oraz braku roślinności bądź innych elementów stabilizujących koryto obiektu, proces ten jest ograniczony. W takich sytuacjach dochodzi do unosu sedymentu i wprowadzenia go do wody, w wyniku czego ilość zawiesiny na wylocie z rowu jest większa niż na wlocie, jak również struktura SPM ulega zmianie. Sytuacje takie były obserwowane zarówno na terenach

zurbanizowanych, jak i objętych ochroną, jak np. w przypadku obiektów K1, K2, K4 oraz N1, N2 i N3.

4. Wnioski

Jakość ścieków na terenie miasta Kielce oraz objętych ochroną Natura 2000 Doliny Krasnej wykazuje duże zróżnicowanie, co związane jest bezpośrednio z formą zagospodarowania danego obszaru, jego użytkowaniem oraz prowadzoną działalnością antropogeniczną. Przeprowadzone badania wykazały bowiem, że:

1. Ścieki deszczowe płynące przez rowy na terenach zurbanizowanych charakteryzują się dużą zmiennością wskaźników jakościowych.
2. Próbkę wód pobranych z rowów z terenów objętych ochroną były ze sobą porównywalne pod względem jakościowym.
3. Obiekt K3 oraz obiekty z terenów objętych ochroną wykazywały podobieństwa w zakresie charakterystyki jakościowej próbek ścieków pobranych z tych obiektów.
4. Próbkę pobrane z terenów leśnych (obiekt N3) charakteryzowały się mniejszymi wartościami pH.
5. Istotne znaczenie dla kształtowania jakości ścieków opadowych przepływających przez rowy stanowiące element systemu kanalizacji na terenach zurbanizowanych ma zagospodarowanie terenu.
6. Konieczny jest stały monitoring składu ścieków deszczowych odprowadzanych ze zlewni i wprowadzanych do rowów z uwzględnieniem zróżnicowanego zagospodarowania terenu tej zlewni.
7. W celu kształtowania efektywnych działań w zakresie redukcji zanieczyszczeń płynących przez rowy i wprowadzanych wraz ze ściekami opadowymi wskazane jest wykorzystywanie procesów zachodzących w środowisku naturalnym.

Literatura

1. Ociepa E.: *Ocena zanieczyszczeń ścieków deszczowych trafiających do systemów kanalizacyjnych*, Inżynieria i Ochrona Środowiska 2011, t.14, 4, 357-364.
2. Kaniecki A.: *Ochrona zasobów wodnych na obszarach miejskich na przykładzie Poznania*, Ciupa T., Suligowski R., (red.) Woda w mieście, Monografie Komisji Hydrologicznej PTG- tom 2. Kielce 2014, 91-98.
3. Osmólska-Mróż.: *Prognozowanie i ochrona jakości wód powierzchniowych na terenach miejskich* Instytut Ochrony Środowiska. Warszawa 1992.

4. Dyrektywa 2007/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2007 r. w sprawie oceny ryzyka powodziowego i zarządzania nim.
5. Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. Prawo wodne, Dz.U.2001.115.1229.
6. Gradkowski K.: *Kontrola spływu powierzchniowego wód z pasów drogowych cz.1.*, Polski Instalator 2011, 1/2011, 63-67.
7. Królikowski A.: *Wody opadowe*, Wydawnictwo Seidel-Przywecki, Warszawa 2012.
8. Bąk Ł., Górski J., Górski K., Szela B.: *Zawartość zawieszin i metali ciężkich w wybranych falach ścieków deszczowych w zlewni miejskiej*, Ochrona Środowiska 2012.
9. Eyles N., Meriano M.: *Road-impacted sediment and water in a Lake Ontario watershed and lagoon*, City of Pickering, Ontario, Canada: An example of urban basin analysis. *Sedimentary Geology* 2010, 224: 15-28.
10. Królikowska J.: *Urządzenia inżynierskie z ruchem wirowym stosowane na sieci kanalizacyjnej do zmniejszenia ładunku zawiesziny w ściekach deszczowych*, Inżynieria Ekologiczna 2011.
11. Riss T., Sand-Jensen K., Vestergaard O.: *Plant communities in lowland streams: species composition and environmental factors*, *Aquatic Botany*, 66 (2000) 255-272.
12. Dajdok Z., Wuczyński A.: *Biocentoic differentiation, functions and protection problems of the small mid-field ditches (in Poland)*, In: *Środowiskowe aspekty gospodarki wodnej*, KOP PAN, Wrocław 2005, 227-252.
13. Kröger R.: *Landscape hydrogeomorphic conditions determine structure and species composition of an ephemeral floodplain wetland*, *Acta Ecologica Sinica* 2010, 30, 280-287.
14. Podlaska M.: *Flora rowów melioracyjnych nieużytkowanych łąk pobagiennych Dolnego Śląska*, Wydawnictwo IMUZ, Wrocław 2011, 109-124.
15. Czamara A., Czamara W.: *Metale ciężkie w systemie ekologicznym zbiornika Mściwojów*, *Infrastruktura i Ekologia terenów wiejskich* 2008, 9, 283-296.
16. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego, Dz.U. 2014 nr 137 poz. 984.
17. Gomółka E., Szaynok A.: *Chemia wody i powietrza*, wyd.4, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1997.

18. Chomutowska H.: *Wpływ wybranych czynników fizykochemicznych na bakterio plankton rzeki Rospuda*, Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych 2009, 40.
19. Szczykowska J., Siemieniuk A.: *Kształtowanie się stężeń związków biogenych w wodach zbiornika Czapielówka*, Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych 2011, 48.
20. Krupińska I.: *Problemy związane z występowaniem substancji humusowych w wodach podziemnych*, Inżynieria Środowiska 2012, Zeszyty Naukowe 148.
21. Dojlido J.: *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków*, Wydawnictwo Arkady 1999, Warszawa.
22. Ciupa T.: *Rola zagospodarowania terenu w tym urbanizacji na koncentrację głównych jonów w wodach rzeki Silnicy i Sufragańca (Kielce)*. Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych 2009, 38, 44-53.
23. Gwiazdowicz M., Kowalczewski T.: *Rola lasów w polityce klimatycznej*, Studia BAS 2012, 1(29), 55-84.
24. Augustyn E., Kaniuczak J., Stanek-Tarkowska J.: *Wybrane właściwości fizykochemiczne i chemiczne wód powierzchniowych Wisłoki przeznaczonych do spożycia*, Inżynieria ekologiczna 2012, 28, 7-19.
25. Bezak- Mazur E.: *Metody analizy zanieczyszczeń fizyczno- chemicznych wód*, Wyższa Szkoła Pedagogiczna im. Jana Kochanowskiego, Kielce 1990.
26. Dziopak J., Hypiak J., Słyś D.: *Zbiornik infiltracyjno-retencyjny ścieków deszczowych. Retencja i zagospodarowanie wód opadowych*. Nowoczesne budownictwo inżynijne 2011, 60 – 63.
27. Dąbrowski W.: *Parametry fizyczne zawiesin wód deszczowych jako podstawa do projektowania systemów podczyszczania*. Gaz, Woda i Techn. Sanitarna 2001, 6.
28. Barbusiński K., Nocoń W., Kermert J.: *Rola zawiesin w transporcie metali ciężkich w wodach powierzchniowych na przykładzie Kłodnicy*, Ochrona Środowiska 2012, 34, 2.
29. Froehlich W.: *Mechanizm transportu fluwialnego i dostawy zwietrzelin w górskiej zlewni fliszowej*. Prace Geogr. IGiPZ PAN 1982, 143.
30. Kostrzewski A., Mazurek M.: *Zmienność koncentracji i ładunku materiału rozpuszczonego i zawieszonego w zlewni górnej Parsęty w roku hydrologicznym 1989*. Sprawozdania PTPN , 109, cz.1.

mgr inż. Michał Preisner¹

Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica, Wydział Geodezji Górniczej i Inżynierii
Środowiska, Katedra Kształtowania i Ochrony Środowiska,
30-059 Kraków, Al. Mickiewicza 30,
e-mail: ¹preisner@agh.edu.pl

Szanse i zagrożenia gospodarki wodami opadowymi

Słowa kluczowe: *wody opadowe, zielone dachy, kanalizacja deszczowa, rozwój zrównoważony*

Streszczenie: Zarządzanie wodami opadowymi praktycznie w każdym mieście na świecie jest ściśle powiązane z trzema aspektami: środowiskowym, ekonomicznym i społecznym. Częstym scenariuszem, podczas prób doskonalenia gospodarki wodami opadowymi jest brak środków finansowych dla realizacji koniecznych inwestycji infrastrukturalnych. Z drugiej strony, społeczeństwo dąży do posiadania takiego systemu gospodarowania wodami opadowymi, który gwarantowałby bezpieczeństwo mieszkańców podczas okresów intensywnego opadu. W artykule podjęto próbę przedstawienia powiązań między tymi aspektami w kontekście potencjalnych zagrożeń. Analizowano różnego rodzaju rozwiązania mogące poprawić stan gospodarki wodami opadowymi, z uwzględnieniem kryterium kosztów i korzyści środowiskowych. Celem pracy jest prezentacja technicznych metod racjonalnego zagospodarowania wód opadowych zgodnych z zasadami rozwoju zrównoważonego z uwzględnieniem lokalnych uwarunkowań. Zaprezentowano możliwości zastosowania systemów rozsączania wód opadowych do gruntu a także szanse na poprawę gospodarki wodami opadowymi, co umożliwia podejście zakładające zagospodarowanie ścieków deszczowych w miejscu ich powstawania. Szczególną uwagę poświęcono głównemu zagrożeniu, którym jest zjawisko ciągłego uszczelniania powierzchni terenu. Problem ten dotyka w szczególności tereny silnie zurbanizowane. Skutki tego niekorzystnego zjawiska objawiają się podczas gwałtownych opadów. Efektem są między innymi lokalne podtopienia, konieczność odprowadzania dużej ilości ścieków deszczowych w krótkim okresie czasu. Na znaczeniu zyskują naturalne tereny zielone, powierzchnie przepuszczalne, jako substytut asfaltu, tam gdzie to możliwe oraz powrót do stosowania małej retencji, która w Polsce ma bardzo długą tradycję. Analizowane rozwiązania wpisują się w realizację zasad rozwoju zrównoważonego. Uwzględniają aspekt środowiskowy, ekonomiczny i społeczny. Dodatkową zaletą jest ich niski stopień skomplikowania technicznego co czyni je tylko bardziej godnymi uwagi.

1. Wstęp

Inspiracją do podjęcia tematu artykułu był fakt, że od początku istnienia cywilizacji ludzie osiedlali się w miejscach o dostępie do wody i pożywienia. Obszary o wysokiej liczbie opadów były najbardziej cenne ze względu na możliwość ich gospodarczego wykorzystania. Z upływem czasu człowiek uczył się jak okiełznać naturę aby dostarczyć mieszkańcom miast wodę. Wraz z rozwojem techniki ludzie nauczyli się zdobywać wodę dzięki budowie zapór, zbiorników wodnych, akweduktów czy systemów irygacyjnych. Jednak to właśnie rozwój

cywilizacji w dużej mierze odpowiada za negatywne zjawiska, którym czoło stawić musi człowiek rozsądnie gospodarując zasobami wód.

2. Aktualność problematyki i zagrożeń wynikających z odpływu wód opadowych

Rozwój aglomeracji miejskich powoduje ciągle uszczelnianie powierzchni terenu. Zjawisko to sprzyja występowaniu powodzi w związku ze zwiększeniem spływu wód deszczowych po powierzchni dachów, placów, parkingów, dróg czy chodników. Wody opadowe z terenów zurbanizowanych przeważnie odprowadzane są do kanalizacji, która często nie będąc odpowiednio przystosowana do przyjęcia większej ilości wód opadowych, nie spełnia funkcji odwadniania terenów.

Jedną z głównych przyczyn, dla których przeprowadzano analizę szans i zagrożeń w zakresie gospodarki wodami opadowymi jest zjawisko uszczelniania powierzchni terenu. Powierzchnie nieuszczelnione charakteryzują się wysoką możliwością przyrostu poziomu wód gruntowych oraz parowaniem. Spływ powierzchniowy jest niewielki i powolny, co prowadzi do niskich kosztów przy budowie sieci kanalizacyjnej.

Powierzchnie uszczelnione charakteryzują się szybkim spływem wód powierzchniowych do kanalizacji, co niesie ze sobą duże koszty budowy i utrzymania infrastruktury kanalizacyjnej. Dodatkowo powoduje to obniżenie poziomu wód gruntowych i zmniejszenie intensywności parowania.

3. Aspekty prawne w gospodarce wodami opadowymi

Wody opadowe zgodnie ze znowelizowanym według wymogów Unii Europejskiej prawem należy traktować jako nieodłączny element zrównoważonego rozwoju miast. Przy ingerencji w środowisko naturalne należy odtworzyć spływ i retencję deszczu w maksymalnym stopniu naśladując stan przed wprowadzeniem zmian. Przewidzieć trzeba też rozbudowę i modernizację sieci kanalizacyjnej.

Podstawowe przepisy prawne w Unii Europejskiej nakazują, aby nie naruszać obecnej równowagi poziomów wód gruntowych oraz przepływu w ciekach wodnych. Europejskie prawo podkreśla też istotność ochrony zasobów wodnych. Najważniejszym dokumentem jaki został wydany przez Parlament Europejski jest obecnie Ramowa Dyrektywa Wodna 2000/60/WE z 23 października 2000 roku w sprawie zasad działalności Wspólnoty w dziedzinie polityki wodnej [1].

Nadrzędnym celem wprowadzenia tego dokumentu było poprawa stanu wód powierzchniowych i podziemnych oraz ekosystemów zależnych od tych wód. Dokument ten ma na celu osiągnięcie do 2015 roku „dobrego stanu ekologicznego wód” w państwach Wspólnoty.

Potrzebę poprawy stanu wód ujęto także w polskim prawie między innymi w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 roku w sprawie warunków jakie należy spełnić przed wprowadzeniem ścieków do wód i ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz.U.06.137.984) [2].

4. Klasyczne systemy odwodnieniowe

Uszczelnienie terenu powoduje konieczność odprowadzania wód z danej zlewni. Idea systemów kanalizacji deszczowej polega na odbiorze i przetransportowaniu wód poza teren kanalizowany. Rozwiązania techniczne dotyczące kanalizacji ewoluowały przez wieki. Klasyfikacja kanalizacji zależy od tego jak traktuje się ścieki deszczowe. Wyróżniamy kanalizację ogólnospławną, rozdzielczą i półrozdzielczą. Innym kryterium klasyfikacji może być sposób transportu ścieków:

- a) grawitacyjny,
- b) wymuszony (ciśnieniowy lub podciśnieniowy).

W podrozdziałach 3.1. – 3.3. przedstawiono charakterystykę poszczególnych systemów.

4.1. Kanalizacja ogólnospławną

Kanalizacja ogólnospławną jest to system odprowadzania ścieków deszczowych i bytowo-gospodarczych, jednym kanałem do oczyszczalni ścieków. Przyływy w kanalizacji ogólnospławnej cechuje duża zmienność w czasie. Podczas okresów bezdeszczowych kanałem płyną wyłącznie ścieki bytowo-gospodarcze, natomiast podczas deszczu lub odwilży następuje znaczne zwiększenie przepływu ścieków w kanale. Problemem przy eksploatacji sieci ogólnospławnej jest fakt, iż zostały one zaprojektowane na maksymalne przepływy które występują raz na kilka lat. Duże przekroje kanałów zwiększają koszty inwestycyjne, a przez większość czasu ich przepustowość nie jest w pełni niewykorzystana. Aby zredukować to zjawisko stosuje się między innymi przelewy burzowe jako sposób na odciążenie sieci ogólnospławnej i oczyszczalni ścieków komunalnych podczas opadu deszczu.

Według Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 roku dla miast o równoważnej liczbie mieszkańców $RLM > 100\,000$ można odprowadzać ścieki do wód powierzchniowych lub przybrzeżnych jeżeli roczna liczba zrzutów burzowych jest mniejsza od 10. Natomiast w miastach o $RLM < 100\,000$ zrzuty burzowe są dopuszczane gdy strumień ścieków ogólnospławnych jest cztery razy większy od średniego dobowego strumienia ścieków w okresie pogody bezdeszczowej [2].

Stosowane bywają także zbiorniki retencyjne, których zadaniem jest uśrednienie ładunku zanieczyszczeń i ilości ścieków do oczyszczalni.

4.2. Kanalizacja rozdzielcza

Kanalizacja rozdzielcza jest to system, w którym osobno odprowadzane są ścieki bytowo-gospodarcze i deszczowe. Podobnie jak w systemie ogólnospławnym problemem jest przewymiarowanie kanałów odprowadzających wody opadowe, ponieważ projektowane są one na maksymalny przepływ. Środkiem zaradczym są tutaj zbiorniki retencyjne, ale także zbiorniki terenowe otwarte. Jest to wyjątkowo rozsądne rozwiązanie ze względu na niską szkodliwość ścieków opadowych dla otoczenia. Pozwala to na znaczące zmniejszenie kosztów inwestycyjnych przy prowadzeniu wykopów.

Ścieki deszczowe mogą być bezpośrednio odprowadzane do odbiornika. Jednak w przypadku odprowadzania wód zanieczyszczonych z ulic należy zastosować separatory substancji ropopochodnych poprzedzone osadnikiem. Zbiorniki retencyjne zlokalizowane przed wylotem ścieków do odbiornika pełnią także rolę ochronną przed „szokiem hydraulicznym”. Zjawisko to polega na niszczeniu koryt rzecznych, ruchu osadów rzecznych i nagłym podniesieniem się poziomu wód powodując zagrożenie powodziowe. Ponadto następuje nagłe pogorszenie jakości wód i zwiększenie prędkości przepływu [3].

Ścieki bytowo-gospodarcze w kanalizacji rozdzielczej transportowane są bezpośrednio do oczyszczalni ścieków. Kanały sanitarne są dużo mniejsze od kanałów deszczowych podobnie jak i oczyszczalnia, która pracuje w tym systemie wydajniej. Związane jest to z faktem, iż dopływa do niej mniej ścieków niż w systemie ogólnospławnym, a wahania w dopływie ścieków są dużo mniejsze.

4.3. Kanalizacja półrozdzielcza

Kanalizacja półrozdzielcza nie jest już klasycznym rozwiązaniem odprowadzania wód a raczej alternatywą dla dwóch wyżej opisanych systemów. Transport ścieków następuje dwoma oddzielnymi rurociągami, tak jak w kanalizacji rozdzielczej. Sieci te są jednak powiązane ze sobą separatorami. Urządzenia te służą do przechwycenia pierwszej, o największym stężeniu zanieczyszczeń fali deszczu i skierowanie jej do kanałów odprowadzających ścieki bytowo-gospodarcze. Rozwiązanie to powoduje, że ścieki deszczowe są dużo mniej obciążone zanieczyszczeniami zbieranymi przez pierwszą falę odpływu po gwałtownych opadach. Mogą być one oprowadzane bezpośrednio do odbiornika, jednak tak jak w przypadku kanalizacji rozdzielczej deszczowej, wskazane jest zastosowanie osadników przed wprowadzaniem ścieków do odbiornika.

4.4. Prawdopodobieństwo wystąpienia opadu

Do projektowania infrastruktury służącej zagospodarowaniu wód opadowych stosuje się zalecenia według polskiej normy PN-EN 752 [4] oraz niemieckich wytycznych ATV A118 [5] z 1999 roku. Częstotliwości dla różnych rodzajów zabudowy przy założeniu braku występowania żadnych przeciążeń przedstawia tabela 1 [6].

Tabela 1. Prawdopodobieństwa wystąpienia deszczu obliczeniowego do projektowania sieci odwodnień infrastruktury

	Częstotliwość występowania deszczu obliczeniowego	Częstotliwość przepełnienia według PN-EN 752	Częstotliwość przepełnienia według ATV A118
Tereny wiejskie	1 raz na 1 rok	1 raz na 10 lat	1 raz na 2 lata
Tereny mieszkalne	1 raz na 2 lata	1 raz na 20 lat	1 raz na 3 lata
Z uwzględnieniem przepełnienia	1 raz na 2 lata	1 raz na 30 lat	Nie częściej niż 1 raz na 5 lat
Bez uwzględnienia przepełnienia	1 raz na 5 lat	-	Nie częściej niż 1 raz na 5 lat
Podziemne obiekty komunikacyjne	1 raz na 10 lat	1 raz na 50 lat	Nie częściej niż 1 raz na 10 lat

Źródło: PN-EN 752; ATV A118; Suligowski Z., 2006

4.5. Obliczenie odpływu wód deszczowych

W środowisku miejskim wody opadowe spływają do kanalizacji z różnych typów powierzchni: dachów, parkingów, ulic i chodników. Odpływ wód deszczowych zależy głównie od trzech parametrów: wysokości średniego opadu, współczynnika spływu i obszaru zlewni, z której spływają wody opadowe. Do obliczenia odpływu wód opadowych powszechnie stosowany jest więc wzór 1 [7].

$$Q = F * \psi * H \quad (1)$$

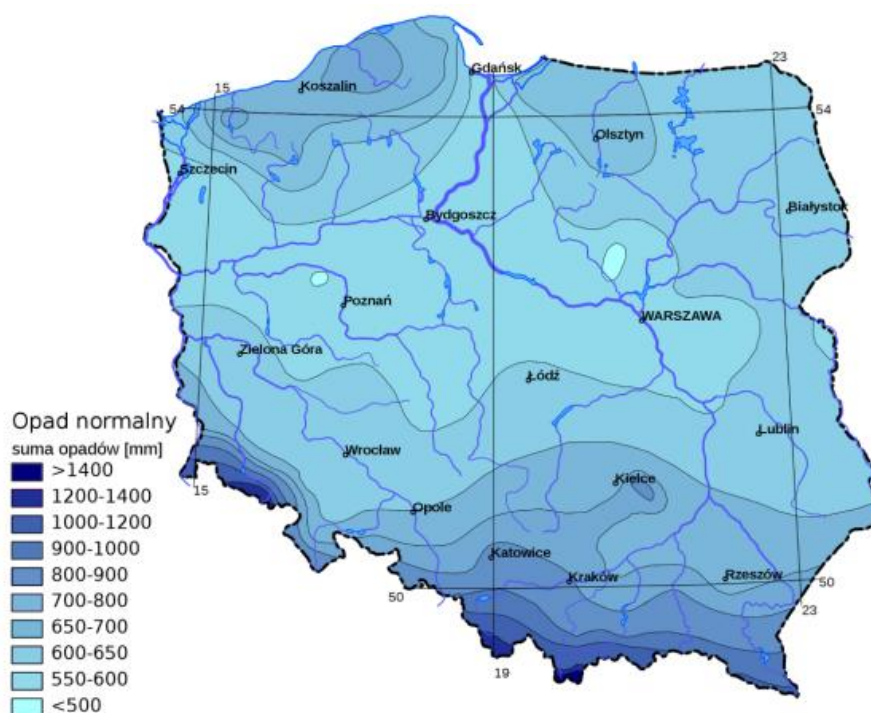
gdzie:

F – powierzchnia zlewni [m^2]

ψ – współczynnik spływu zależny od rodzaju powierzchni

H – średnie natężenie obliczeniowe deszczu [$m/m-c$]

Wielkość opadów na terenie Polski przedstawiono na rysunku 1.



Rysunek 1. Izolinie opadu rocznego na terenie Polski

Źródło: <http://pl.wikipedia.org>

Współczynnik spływu wód opadowych ψ może być przyjmowany na podstawie rodzaju zabudowy na terenie zlewni lub w odniesieniu do rodzaju powierzchni składowych. (tabela 2 i 3)

Tabela 2. Wartości współczynnika spływu wód opadowych w zależności od rodzaju zabudowy

Wartość współczynnika ψ	Rodzaj zabudowy
0,7 – 0,9	Zabudowa bardzo gęsta
0,5 – 0,7	Zabudowa zwarta
0,3 – 0,5	Zabudowa wielorodzinna luźna
0,2 – 0,3	Zabudowa jednorodzinna willowa
0,1 – 0,2	Powierzchnie niezabudowane
0,0 – 0,1	Parki i ogrody

Źródło: Królikowska J., Królikowski A., 2012

Tabela 3. Wartości współczynnika spływu wód opadowych w zależności od rodzaju powierzchni spływu

Wartość współczynnika ψ	Rodzaj powierzchni
0,9 – 0,95	Dachy szczelne
0,75 – 0,85	Jezdnie asfaltowe lub betonowe
0,15 – 0,3	Drogi i ścieżki żwirowe
0,1 – 0,2	Powierzchnie niezabudowane
0,0 – 0,1	Parki i ogrody

Źródło: Królikowska J., Królikowski A., 2012

5. Alternatywne sposoby zagospodarowania wód opadowych

W polskich realiach dominującymi rozwiązaniami zagospodarowania wód opadowych są sposoby konwencjonalne z wyraźną przewagą odprowadzania wód poza tereny zurbanizowane. W przeszłości, przy projektowaniu miast, projektanci nie uwzględniali problemu odprowadzania wód opadowych, ponieważ dysponowali większą ilością powierzchni przepuszczalnych. Obecnie uszczelnione place parkingowe czy chodniki podczas większych opadów często zostają zalane wodą ze względu na deficyt powierzchni przepuszczalnych i przeciążeniem kanalizacji.

W obecnych czasach coraz częściej odchodzi się od stosowania kanalizacji na rzecz zwiększania powierzchni przepuszczalnych, które pozwalają na zagospodarowanie wód opadowych blisko miejsca ich powstania. Specyfika terenu, z którego zbiera się wody deszczowe wymaga dokładnej analizy przy wyborze sposobu zagospodarowania. Duże znaczenie ma tutaj głębokość zalegania wód gruntowych, przepuszczalność podłoża czy dostępna powierzchnia terenu.

Najmniej skomplikowanym i pożądanym sposobem zagospodarowania wód deszczowych jest infiltracja do gruntu. Doprowadzenie wód do miejsca infiltrowania lub retencji powinno być zlokalizowane na powierzchni terenu. Ze względów finansowych unika się prowadzenia wykopów i budowania kanałów.

Wprowadzanie wód opadowych do gruntu nie jest zalecane na powierzchniach z wysoko zalegającym poziomem wód gruntowych i podłożem z gruntów ciężkich ponieważ istnieje wówczas zagrożenie negatywnego wpływu na zabudowę. Materiały sypkie takie jak żwir, kamień łamany, pospółka oraz powierzchnie pokryte warstwą roślinną stanowią idealny teren do rozsączania wód opadowych.

Na powierzchniach utwardzonych zalecanym rozwiązaniem są płyty ażurowe lub kostka brukowa bez zalanych spoin. Jest to rozwiązanie dedykowane dla parkingów i chodników osiedlowych, czyli miejsc wyjątkowo narażonych na podtopienia po gwałtownych deszczach. Powierzchnie ażurowe są dużo tańszym rozwiązaniem niż prowadzenie kanalizacji podziemnej.

W przypadkach ograniczonej powierzchni częstym rozwiązaniem bywa budowa studni chłonnych, rigoli, skrzynek rozsączających i rowów infiltracyjnych. Dużym potencjałem do zagospodarowania wód opadowych cechują się dachy budynków, które przy pokryciu warstwą biologiczno-czynną zamieniają się w ogrody znacznie zmniejszając odpływ wód deszczowych a dodatkowo są niezwykle ciekawym obiektem architektonicznym.

Ogólne zestawienie podstawowych rozwiązań alternatywnych zagospodarowania wód opadowych [8] przedstawia tabela 4.

Tabela 4. Korzyści wynikające z zastosowania poszczególnych rozwiązań technicznych w gospodarce wodami opadowymi

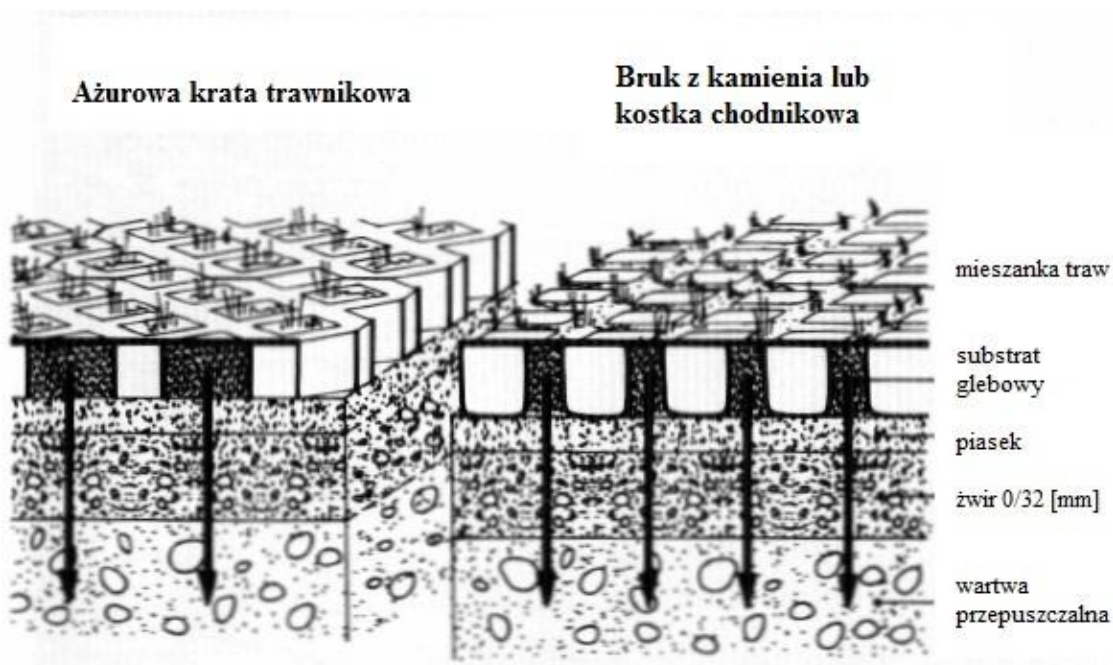
Rodzaj rozwiązania	Infiltracja	Retencja	Opóźnienie odpływu	Redukcja zanieczyszczeń
Powierzchnie przepuszczalne	+			+
Powierzchnie ażurowe	+			+
Studnie chłonne	+	+		
Bioretencja (ogrody deszczowe)	+	+	+	+
Rowy infiltracyjne	+			+
Zielone dachy			+	+
Muldy chłonne	+		+	+
Oczyszczalnie hydrofitowe			+	+
Zbiorniki na wodę deszczową		+		

Źródło: Burszta-Adamiak E., 2010

5.1. Powierzchnie przepuszczalne sposobem zmniejszenia spływu powierzchniowego

Jednym z najprostszych rozwiązań problemu zagospodarowania wód opadowych jest stosowanie tam gdzie to możliwe i uzasadnione powierzchni przepuszczalnych. Przy wsiąkaniu powierzchniowym następuje infiltracja wód przez wierzchnie, ożywione warstwy gruntu o drobnym uziarnieniu a na nawierzchniach obsadzonych trawą następuje powolne przesączanie i skuteczne oczyszczanie wód.

Powierzchnie trawiaste wymagają pielęgnacji. Wymagana jest także gwarancja, że zdolność chłonna powierzchni będzie większa od spodziewanego spływu wód opadowych lub roztopowych. Stosowane są na glebach dobrze lub średnio przepuszczalnych. Przykłady zastosowania powierzchni przepuszczalnych przedstawia rysunek 2.



Rysunek 2. Przekrój przez powierzchnie przepuszczalne

Źródło: Geiger W., Dreiseitl H., 1999

Pierwszy z nich, czyli ażurowa krata trawnikowa jest rozwiązaniem świetnie sprawdzającym się w warunkach miejskich w szczególności na osiedlach mieszkaniowych jako zamiennik asfaltu na parkingach samochodowych. Przestrzeń między kratą betonową najczęściej obsiewa się trawą, co umożliwia swobodne przepuszczanie wody deszczowej. Drugim sposobem na wypełnienie wolnych przestrzeni może być zastosowanie materiału sypkiego takiego jak żwir z dużą zdolnością filtracyjną [9].

Drugim rozwiązaniem jest również widoczny na rysunku 2 bruk chodnikowy bez zalanych spoin. Powierzchnia jest umocniona brukiem i jednocześnie obsiana mieszanką traw

dzięki czemu woda po obfitych opadach nie gromadzi się na powierzchni jak w przypadku dróg asfaltowych. Rozwiązanie to również eliminuje konieczność kanalizowania terenu zmniejszając koszty budowy.

Możliwość wykorzystania przedstawionych rozwiązań to głównie ścieżki w parkach, place zabaw, drogi pożarowe i osiedlowe, parkingi samochodowe, place manewrowe. Wyróżnia się kilka zasadniczych typów powierzchni przepuszczalnych jak trawniki, ażurowe kraty trawnikowe lub żwirowe, kostka brukowa w układzie przepuszczalnym, podłoża mineralne i beton przepuszczalny.

Do zalet takich powierzchni na pewno można zaliczyć niskie wymagania jakościowe wody poddawanej przesiąkaniu, niskie nakłady finansowe oraz niski stopień skomplikowania technicznego. Do wad należy mała zdolność retencji wód i fakt, że rozwiązania te wymagają dużych powierzchni.

5.2. Zielone dachy

Dachy pokryte roślinnością stosowali już architekci w starożytności. Można tutaj przytoczyć między innymi wiszące ogrody Babilonu. Doskonałe właściwości izolacyjne dachów zielonych wykorzystywano także w krajach nordyckich. Wiele z nich można znaleźć w mieście Thorshavn na wyspach owczych (rysunek 3) gdzie ich właściwości zostały szczególnie docenione ze względu na surowy klimat morski.



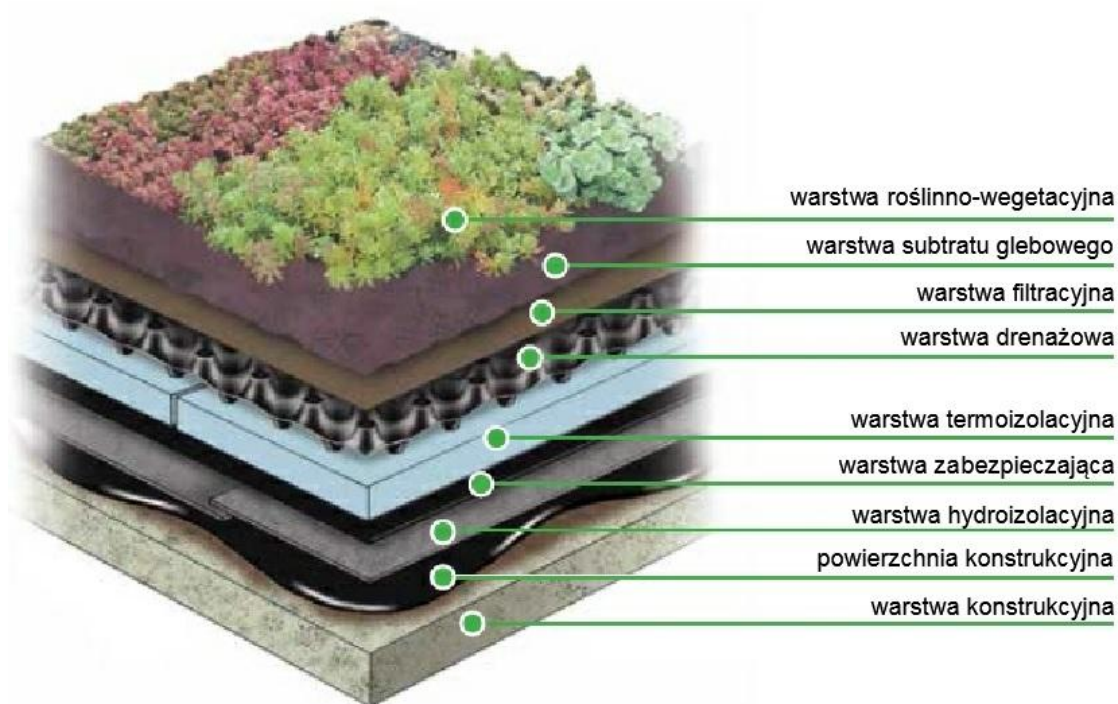
Rysunek 3. Zielone dachy na historycznych budynkach miasta Torshavn (Wyspy Owcze)

Źródło: Zbiór prywatny autora

Obecnie zielone dachy stosowane są także jako element dekoracyjny w często ponurym krajobrazie miejskim. Uznanie wśród inżynierów zielone dachy zawdzięczają jednak głównie przez swoje właściwości poprawiające mikroklimat. Dzięki zastosowaniu warstwy biologicznej na dachu budynku poprawie ulega lokalny bilans wodny w skutek

zatrzymania przez roślinność większej części wód opadowych odciążając tym samym kanalizację podczas gwałtownych opadów. Dodatkowo występuje także ważne zjawisko opóźnienia odpływu wód z dachu. Struktura dachu zielonego zatrzymuje zanieczyszczenia znajdujące się w wodach deszczowych powstałe m.in. w skutek zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego (tlenki azotu, pył respirabilny, metale ciężkie). Dzięki zieleni zachodzi także redukcja hałasu wewnątrz budynku. Dachy zielone posiadają dobre właściwości izolacyjne. Przyczyniając się do zmniejszenia ilości cykliów zamarzania konstrukcji dachu wydłużają jego żywotność.

Można wyróżnić trzy zasadnicze rodzaje dachów zielonych: Dach ekstensywny, dach intensywny i dach nachylony. Przy budowie dachów ekstensywnych (rysunek 4) nakłady inwestycyjne są niewielkie, jest on łatwy w utrzymaniu i praktycznie nie wymaga pielęgnacji. Poprawia odporność termiczną i ogniową budynku oraz magazynuje wodę opadową. Na takim dachu sadzi się roślinność sucholubną – rozchodniki, zioła, mchy, niektóre trawy. Dach taki nie wymaga pielęgnacji i stałej obsługi. Jest to dobre rozwiązanie dla konstrukcji pozwalających na minimalne dociążenie (hale stalowe, więźby drewniane). Dachy ekstensywne nie są wykorzystywane w celach użytkowych [10].

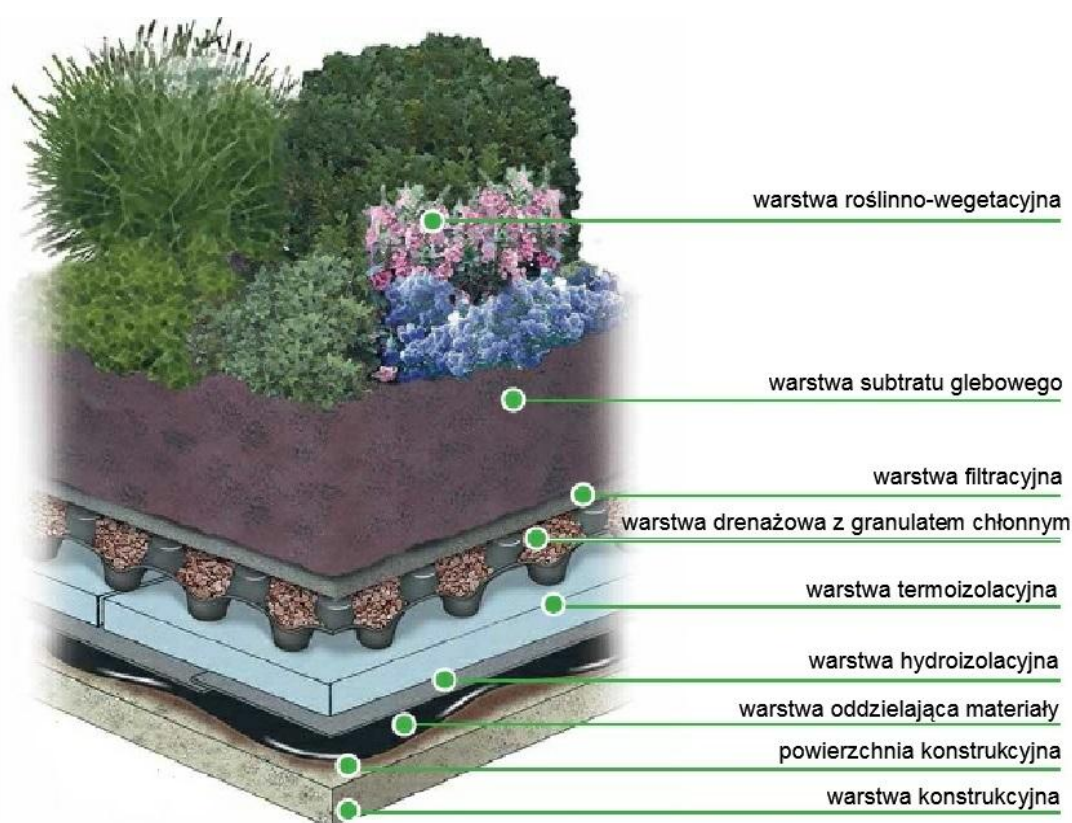


Rysunek 4. Dach ekstensywny pokryty roślinnością sucholubną

Źródło: Materiały firmy American Hydrotech, Inc.

Warstwę roślinno-wegetacyjną tworzy się z różnych gatunków rozchodników. Nie wymagają one szczególnej troski przez użytkownika, dobrze znoszą okresy suszy, ponieważ w naturze występują w miejscach o małej wilgotności.

Dachy intensywne (rysunek 5) mają dużo większe możliwości zagospodarowania niż dachy ekstensywne. Można na nich rozmieścić różne gatunki krzewów i drzew. Mogą być pokryte roślinnością niską (bylinami i trawami) lub wysoką (wysokie krzewy i niektóre gatunki drzew). Są one zatem ciężkie i wymagają solidnych warstw konstrukcyjnych. Na dachach intensywnych znajdować się mogą także oczka wodne, fontanny, chodniki, a nawet drogi dojazdowe. Intensywne dachy bywają często mylone z zazielenionymi tarasami ponieważ odróżnia je głównie fakt iż na zielonym dachu roślinność musi być trwale wbudowana w konstrukcję budynku i współżyć z nią.



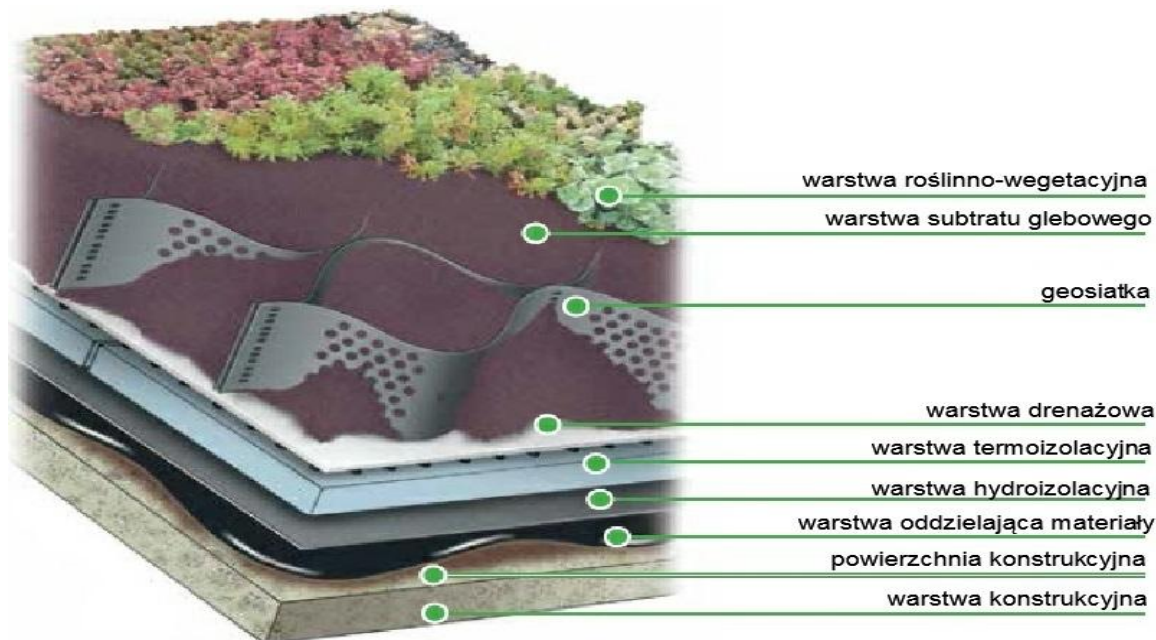
Rysunek 5. Dach intensywny pokryty roślinnością wysoką

Źródło: Materiały firmy American Hydrotech, Inc.

Należy pamiętać, że gdy warstwę roślinno-wegetacyjną stanowi trawa wymaga ona regularnego przycinania i nawadniania.

Dachy nachylone pozwalają projektantom na rozszerzenie zastosowania zielonych dachów nie tylko na powierzchniach płaskich, ale także do zazieleniania dachów o nachyleniu

nawet do 45° . Ponadto inżynierowie nie muszą ograniczać się tylko do połaci dachowych. Nachylone ściany budynków także mogą zostać przykryte warstwą wegetacyjną. Rozwiązanie z wykorzystaniem geosiatki przedstawione na rysunku 6 sugerowane jest dla nachyleń większych niż 10° [11].



Rysunek 6. Dach pochylony z zastosowaniem geosiatki

Źródło: Materiały firmy American Hydrotech, Inc.

Budowa dachów zielonych możliwa jest o dowolnych konstrukcjach stropów i dachów. Warunkiem uniemożliwiającym budowę może być jedynie odpowiednia nośność konstrukcji. Musimy mieć pewność, że istniejący lub projektowany strop utrzyma swój własny ciężar oraz ciężar dachu zielonego. Dodatkowo nie wolno zapomnieć przy obliczaniu nośności stropu o uwzględnieniu ciężaru zatrzymanej w warstwie glebowej dachu wodzie opadowej a w sezonie zimowym o zalegającym na nim śniegu. Co do kształtu dachu i pochyleń względem siebie połaci nie ma większych ograniczeń.

Ważnym elementem konstrukcyjnym są drenaże służące do odprowadzania nadmiaru wód opadowych. Standardowym sposobem wykonania drenażu jest zastosowanie kruszywa mineralnego, rzadziej kruszywa sztucznego lub pochodzącego z recyklingu. Najczęściej wykorzystywany jest żwir kopalny lub otoczaki rzeczne.

6. Teren i metodyka badań

Analiza realizacji i wdrażania alternatywnych rozwiązań w zakresie gospodarki wodami opadowymi pokazuje, że dotychczas nie znajdują one szerokiego zastosowania

w Polsce ze względu na wiele ograniczeń. Zaprezentowane w dalszej części artykułu koncepcje stanowią próbę implementacji dostępnych technicznych rozwiązań w rzeczywistych obiektach. Zawarto w nich szereg wariantów zagospodarowania wód opadowych z uwzględnieniem aspektów środowiskowych oraz ekonomicznych.

Jako obiekt koncepcyjny wybrano budynek C-4 Wydziału Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska położony na terenie kampusu Akademii Górniczo-Hutniczej w Krakowie.

6.1. Rozwiązanie istniejące

W obecnej sytuacji wody opadowe zbierane są z dachu budynku systemem rynnowym (rysunek 7) i odprowadzane w całości do kolektora kanalizacyjnego. Jest to dominujące rozwiązanie odwadniania dachów w Polsce. Negatywny wpływ takiego podejścia do problemu, objawiający się głównie przeciążeniem kanalizacji podczas obfitych opadów, był już wielokrotnie poruszany w poprzednich rozdziałach.



Rysunek 7. Obecnie wykorzystywany system rynnowy w budynku C-4 AGH

Źródło: Fotografia autora

Opisane w dalszej części artykułu rozwiązania techniczne mają na celu pokazać możliwość traktowania wody opadowej jako cennego zasobu.

6.2. Możliwe rozwiązania alternatywne

W ramach możliwości zastosowania alternatywnych rozwiązań technicznych zaprojektowano różne warianty zagospodarowania wód opadowych zbieranych z dachu budynku C-4 Wydziału Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska AGH.

Do obliczenia ilości wód opadowych wykorzystano wzór (1) (podrozdział 3.5.)

Opracowanie koncepcji wymagało obliczenia powierzchni dachu. W tym celu z geoportal.gov.pl pobrano mapę Krakowa i przy użyciu narzędzia mierzącego powierzchnię odczytano powierzchnię dachu budynku (rysunek 8), która wyniosła 11,89 arów.



Rysunek 8. Zdjęcie satelitarne powierzchni dachu budynku C-4 AGH

Źródło: geoportal.gov.pl

Współczynnik spływu ψ zależny od rodzaju powierzchni dachu przyjęto dla dachów szczelnych zgodnie z tabelą 3, a jego wartość wyniosła 0,9.

Zgodnie z danymi Zakładu Klimatologii UJ [12] roczna wysokości opadów w Krakowie osiąga średnio wartości w przedziale 650 - 700 mm. Natomiast średnia suma opadu to 679 mm. Średni opad roczny w Krakowie jest więc około 90 mm większy od średniego opadu obszarowego w Polsce wynoszącego 590 mm [12]. Zgodnie z tymi parametrami przyjęto do obliczeń wysokość opadu H na poziomie 0,679 m.

Ilość wód deszczowych obliczona na podstawie wzoru (1) wynosi:

$$Q = 1189[m^2] * 0,9 * 0,679[m] = 732,1[m^3/rok]$$

$$732,1[m^3/rok] = 2005,75[dm^3/d]$$

Obliczenie pokazuje, że ilość wody deszczowej zbieranej z dachu budynku, która może nadawać się do zagospodarowania, przekracza $2[m^3/d]$. Przedstawiono dwa warianty zagospodarowania tych wód opadowych, które stanowią alternatywę dla istniejącego rozwiązania.

6.2.1. Wykorzystanie wód opadowych do spłukiwania toalet

Woda deszczowa nie nadaje się do spożycia ani na cele higieny osobistej. Cechuje ją natomiast duży potencjał do wykorzystania do celów, gdzie nie ma znaczenia jej jakość. Spłukiwanie toalet wodą uzdatnioną, identyczną jak woda płynąca w kranie, zdatną do spożycia [13] jest sprzeczne z zasadami zrównoważonego rozwoju. Można zadać sobie pytanie czy konieczne jest inwestowanie w drogie technologie uzdatniania wody, która przeznaczona jest do spłukiwania nieczystości. Poza samą etyczną stroną podejścia istnieje też strona ekonomiczna. Zgodnie z taryfami MPWiK [14] opłata za $1m^3$ wody, niezależnie do jakich celów jest wykorzystana wynosiła w styczniu 2014 roku 3,91 zł brutto. System naliczeń opłat za wodę w Krakowie uwzględnia także koszt odprowadzania ścieków, który liczony jest na podstawie zużycia wody i wynosił 5,64 zł brutto za $1 m^3$ w 2014 roku. Cena łączna za $1 m^3$ wody i ścieków wynosi, więc 9,55 zł. W przyszłości przewiduje się wzrost tych opłat ze względu na wyższe koszty oczyszczania ścieków.

Wykonanie instalacji umożliwiającej spłukiwanie toalet w analizowanym budynku wymagałoby zakupu odpowiednio zaprojektowanych zbiorników na wodę deszczową. Zbiorniki wyposażone muszą być w filtry uniemożliwiające przedostaniu się do dalszej części instalacji cząstek stałych. Poza zbiornikami niezbędnym będzie zaprojektowanie odpowiednich instalacji wewnętrznych wodno-kanalizacyjnych.

Największą trudność na etapie projektowania stanowi wyliczenie zapotrzebowania na wodę do spłukiwania toalet. Na cele projektu przyjęto następujące założenie zawarte w tabeli 4.

Tabela 4. Oszacowane ilości osób kształtujących zapotrzebowanie na wodę w budynku WGGiŚ AGH

Użytkownicy	Liczba osób
Studenci	1565
Kadra akademicka	120
Doktoranci	40
Pozostali pracownicy	40
Razem	1765

Źródło: Opracowanie własne

W obliczeniach nie uwzględniono uczestników studiów niestacjonarnych i podyplomowych.

Projekt instalacji do wykorzystania wód opadowych do spłukiwania toalet ma obsługiwać 1765 osoby przez 250 dni roboczych w roku. Do celów projektowych założono, że każdy użytkownik korzysta z instalacji średnio 2 razy w przeciągu 5 dni roboczych. Takie założenie jest mało precyzyjne, ale zastosowano je ze względu na brak dostępu do dokładnych danych. Dodatkowo przyjmuje się, że jedno spłukanie toalety dwufunkcyjnej pochłania 6 litrów wody [15]. Do obliczenia zapotrzebowania na wodę do spłukiwania toalet w budynku zastosowano wzór (2)

$$Z = a * \frac{x}{5} * n * 6 [dm^3] \quad (2)$$

$$Z = 250 [dni] * \frac{2}{5} * 1765 [os] * 6 [dm^3] = 1059 [m^3 / rok]$$

gdzie,

Z – zapotrzebowanie na wodę do spłukiwania toalet w budynku,

a – liczba dni roboczych w roku,

n – liczba użytkowników instalacji,

x – ilość spłukań średnio na jednego użytkownika

Istotnym elementem każdej instalacji do wykorzystania wód opadowych są różne typy zbiorników do gromadzenia wód deszczowych. Istnieją zbiorniki piwniczne, ogrodowe i podziemne. Wybierać możemy spośród klasycznych, plastikowych lub ozdobnych zbiorników w kształcie pnia drzewa lub głazu. Istotnym faktem przy doborze zbiornika jest natomiast jego pojemność. W doborze optymalnego wielkościowo zbiornika może pomóc wzór 3 [16].

$$V = \frac{Q+Z}{2} * \frac{n}{365} \quad (3)$$

gdzie:

V – pojemność zbiornika [dm^3]

Q – ilość wód deszczowych [dm^3/rok]

Z – zapotrzebowanie na wodę [dm^3/rok]

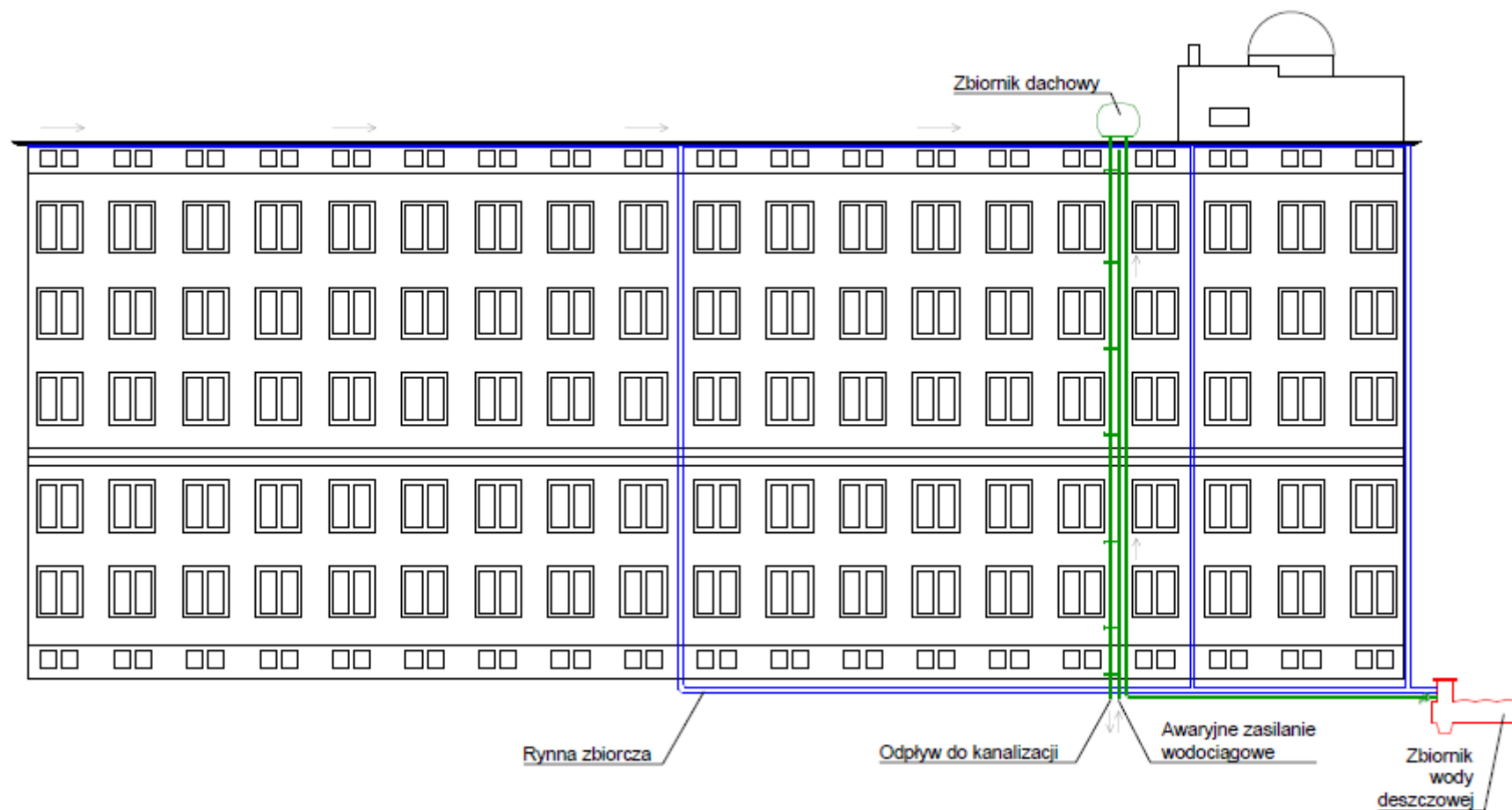
n –okres bezdeszczowych w ciągu roku

Znając przewidywane zapotrzebowanie na wodę deszczową można przejść do obliczenia objętości zbiornika na wodę deszczową. Wykorzystany został wzór (3):

$$V = \frac{732,1 + 1059}{2} * \frac{11}{365} = 27[\text{m}^3]$$

Zbiornik na wodę deszczową powinien mieć objętość 27 m^3 jednak ilość dostępnych wód deszczowych jest mniejsza od zapotrzebowania na wodę do spłukiwania toalet w budynku ($732,1 \text{ m}^3 < 1059 \text{ m}^3$). Projektowany system musiałby być wspomagany tradycyjnym układem spłukiwania wodą wodociągową, aby sprostać zapotrzebowaniu na wodę w trakcie suszy lub podczas okresu zimowego.

Rysunek 9 ilustruje instalację wykorzystania wód opadowych w budynku. Koncepcja zakłada ułożenie zbiornika lub baterii zbiorników na wodę deszczową o pojemności 30 m^3 pod ziemią obok budynku. Woda deszczowa zbierana będzie z dachu istniejącymi upustami rynnowymi i transportowana grawitacyjnie do zbiorczej rynny podziemnej, która doprowadzi wodę do zbiornika. Po przefiltrowaniu woda tłoczona będzie rurami przy pomocy pompy o wysokości podnoszenia powyżej 20 m do zbiornika dachowego o objętości 2 m^3 . Zbiornik ten napełniany będzie w porze nocnej w związku z niższymi opłatami za energię elektryczną. Urządzenia sanitarne muszą zostać podłączone do układu oddzielnymi rurami. W przypadku braku wód opadowych instalacja będzie wykorzystywać istniejący, konwencjonalny układ rur wodociągowych. Ścieki transportowane będą grawitacyjnie do sieci kanalizacyjnej.



Rysunek 9. Schemat instalacji do wykorzystania wód opadowych w budynku C-4 AGH

Źródło: Opracowanie własne

6.2.2. Zielony dach

Wariant alternatywny zakłada pokrycie stropu budynku C-4 zielonym dachem. Poza zdolnością do akumulacji wód opadowych zielone dachy mają szereg innych właściwości opisanych szczegółowo w podrozdziale 4.2. Najważniejsze z nich to oprócz wspomnianej retencji wód opadowych także opóźnienie ich odpływu oraz możliwość oczyszczania. Poprawiają lokalny mikroklimat i bilans wodny oraz klimat akustyczny. Zielony dach działa jak warstwa izolacji powodując spadek temperatury wewnątrz budynku latem, a zimą zatrzymywanie ciepła wewnątrz. Dodatkowo pokrycie zielenią wydłuża żywotność konstrukcji dachu, ponieważ chroni dach przed czynnikami atmosferycznymi, promieniami UV oraz dzięki właściwościom termoizolacyjnym zmniejsza liczbę cykli zamarzania i odmarzania zewnętrznych warstw dachu.

Projekt zakłada zastosowanie dachu ekstensywnego z rozchodników (rysunek 10). Są one odporne na zmieniające się warunki pogodowe, dobrze znoszą długie okresy suszy, silny wiatr a także mocne nasłonecznienie. Są przy tym niedrogie i nie wymagają grubej warstwy substratu co jest bardzo ważne przy budynkach będących od lat w eksploatacji.



Rysunek 10. Dach ekstensywny z rozchodników

Źródło: <http://www.projektowanie-ogrodow.warszawa.pl/>

Zielony dach z rozchodników wymaga sprawnie działającego drenażu, ponieważ rośliny te nie przepadają za dużą ilością wilgoci. Konieczne jest więc zastosowanie wydajnej maty drenażowej.

Parametry konstrukcyjne dachu dobrano według wytycznych producenta komponentów zielonego dachu [17]:

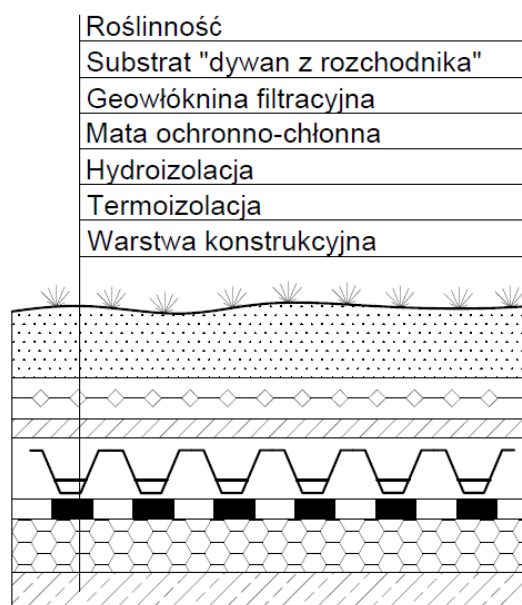
Powierzchnia dachu: 1198 [m²]

Wysokość systemu: 9 [cm]

Waga przy pełnym nasyceniu wodą: 95 [kg/m²]

Objętość zgromadzonej wody: 25 [dm³/m²]

Współczynnik spływu wody $\psi = 0,38$ (dla ekstensywnego dachu zielonego)



Rysunek 11. Przekrój projektowanego zielonego dachu

Źródło: Opracowanie własne na podstawie: <http://www.projektowanie-ogrodow.warszawa.pl/>

Głównym czynnikiem ograniczającym projekt zielonego dachu jest jego wytrzymałość. Przed inwestycją należy dokładnie obliczyć wytrzymałość obecnego dachu i dodać do niego ciężar wszystkich warstw zielonego dachu wraz z ciężarem objętościowym zieleni i wody opadowej a także pokrywy śnieżnej.

Jeżeli na dachu nie będzie odbywać się ruch pieszy poza kontrolą i konserwacją, nie trzeba przyjmować dodatkowych obciążeń. Dodatkowe obciążenia ruchome dla dachów intensywnych jako powierzchni użytkowych wynoszą wg normy DIN 1055 3,5 kN/m² (ok. 357 kg/m²). Natomiast obciążenia od śniegu, w zależności od strefy obciążeń śniegiem i wysokości budynku, należy przyjąć 0,75 kN/m² (ok. 76,5 kg/m²) dla każdego rodzaju dachu zielonego [18].

Ilość powstałych wód opadowych odprowadzanych z dachu w tym wypadku obliczono korzystając ze wzoru (1) przyjmując wartość współczynnika spływu $\psi = 0,38$.

$$Q = 1189[m^2] * 0,38 * 0,679[m] = 306,8[m^3/rok]$$

$$306,8[m^3/rok] = 840,5[dm^3/d]$$

7. Wyniki badań i dyskusja

Analizując pod względem finansowym wariant 5.2.1 zakładający zbieranie wody deszczowej w celu spłukiwania toalet instalacja pozwoli zaoszczędzić na kosztach poboru wody wodociągowej kwotę obliczoną według wzoru (4):

$$Wb [zł/rok] = Z[m^3/rok] * Oj[zł/m^3] \quad (4)$$

gdzie,

Wb – wartość brutto oszczędności [zł/rok],

Z – zapotrzebowanie na wodę,

Oj – opłaty jednostkowe za wodę i ścieki.

$$732,1[m^3/rok] * 9,55[zł/m^3] = 6991,53 [zł/rok]$$

Przeprowadzona analiza kosztów pokazuje, że przy wykorzystaniu wody deszczowej można zaoszczędzić do 7 000 złotych rocznie.

Na koszty inwestycyjne całej instalacji wykorzystania wód opadowych składać się będą od:

- ceny zbiornika podziemnego i jego montaż w gruncie,
- kosztu zakupu pompy elektrycznej,
- kosztu wykonania instalacji doprowadzającej wodę deszczową do urządzeń sanitarnych

Koncepcja zakłada zakup 4 zbiorników podziemnych na wodę deszczową o pojemności 7500 litrów każdy. Koszt jednego zbiornika to 18 880,50 zł brutto [19]. Szacuje się, że sam zakup wszystkich materiałów pochłonąłby do 100 000 złotych podobnie jak koszty wykonania wszystkich prac budowlano-remontowych. Przewidywany okres zwrotu całej instalacji przy stałej cenie wody wodociągowej wyniósłby 25-30 lat.

Z obliczeń przeprowadzonych dla wariantu 5.2.2 zakładającego powstanie dachu zielonego wynika, że ilość wód opadowych, które będą odprowadzane z dachu pokrytego zielenią będzie około 2/3 mniejsza od ilości wód odprowadzanych z dachu szczelnego. Dodatkową zaletą tego rozwiązania jest w przypadku dachów zielonych opóźnienie odpływu wód z dachu. Odciąża to kanalizację przy gwałtownych opadach redukując falę burzową.

Rozwiązanie takie pozwoliłoby na zaprzestanie odprowadzenia wód z dachu do kanalizacji i rozsądzanie ich w gruncie w pobliżu budynku.

8. Wnioski

Zastosowanie dachu zielonego na budynku C-4 AGH jest jednym z alternatywnych rozwiązań technicznych w zakresie gospodarki wodami opadowymi. Jest to miejsce idealne do zastosowania rozwiązania przyjaznego dla środowiska, będąc również miejscem edukacyjnym i rekreacyjnym dla studentów z całej uczelni. Koncepcja utworzenia zielonego dachu mogłaby znaleźć zastosowanie na wielu innych budynkach Akademii Górniczo-Hutniczej w Krakowie oraz innych szczelnych dachach poprawiając w ten sposób warunki wodne i mikroklimat w terenie silnie zurbanizowanym.

Na chwilę obecną jeden z niewielu zielonych dachów w Polsce powstał na dachu Biblioteki Uniwersytetu Warszawskiego. Od samego otwarcia stał się miejscem spotkań kadry akademickiej, studentów i pozostałych osób. Jednocześnie jest pokazem możliwości technicznych w zakresie gospodarki wodnej i inżynierii środowiska.

Literatura

1. Ramowa Dyrektywa Wodna 2000/60/WE z 23 października 2000 roku w sprawie zasad działalności Wspólnoty w dziedzinie polityki wodnej.
2. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 roku w sprawie warunków jakie należy spełnić przed wprowadzeniem ścieków do wód i ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz.U.06.137.984).
3. Słyś D.: *Zrównoważone systemy odwodnienia miast*. Dolnośląskie Wydawnictwo Edukacyjne, 2013.
4. PN-EN 752, *Zewnętrzne systemy kanalizacyjne*. PKN 2000- 2002
5. Arbeitsblatt ATV-A 118. *Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen*, Gfa, Hennef 1999
6. Suligowski Z.: *Infrastruktura kanalizacyjna w gospodarce komunalnej*, Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej, Gdańsk 2006.
7. Królikowska J., Królikowski A.: *Wody opadowe. Odprowadzanie, zagospodarowanie, podczyszczanie i wykorzystanie*. Wydawnictwo Seidel-Przywecki, 2012.
8. Burszta-Adamiak E.: *Zrównoważone gospodarowanie wodami opadowymi*, Rynek Instalacyjny 2010 nr 9.

9. Geiger W., Dreiseitl H.: *Nowe sposoby odprowadzania wód deszczowych*, Wydawnictwo Projprzem-Eko, Bydgoszcz 1999.
10. Laboratorium Zielonych Dachów: <http://www.dachyzielone.pl/>
11. American Hydrotech, Inc: <http://www.hydrotechusa.com/>
12. Kożuchowski K., Żmudzka E.: *100-year series of areally averaged temperatures and precipitation totals in Poland*. Kraków 2003.
13. Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji w Krakowie: <http://www.mpwik.krakow.pl/440/DOBRA-WODA-prosto-z-kranu>
14. Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji w Krakowie: <http://www.mpwik.krakow.pl/432/Taryfa-i-Cennik>
15. Kronenberg J., Bergier T.: *Wyzwania zrównoważonego rozwoju w Polsce*. Fundacja Sendzimira, Kraków 2010.
16. Hala B.: *Wykorzystanie wody opadowej w małych budynkach mieszkalnych – efektywność ekonomiczna*. INFRAEKO, Rzeszów 2008.
17. <http://www.projektowanie-ogrodow.warszawa.pl/>
18. Paul Bauder GmbH & Co. KG: <http://www.bauder.pl/pl/dachy-zielone.html>
19. Katalog firmy HYDROMIL: http://zbiornikinadeszczowke.com/systemy-domowe/197-zestaw-ogrodowy-na-wode-deszczowa-z-filtrem-przeplywowym-i-zbiornikiem-f-line.html#/pojemnosc_zbiornika-7500_1

mgr inż. Monika Puchlik¹, dr hab. inż. Katarzyna Ignatowicz², mgr inż. Ewa Sulewska
Politechnika Białostocka, Katedra Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska
ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok
e-mail: ¹m.puchlik@pb.edu.pl, ²k.ignatowicz@pb.edu.pl

Analiza gospodarki wodno-ściekowej w powiecie grajewskim

Słowa klucze: *gospodarka wodno-ściekowa, powiat grajewski*

Streszczenie: W artykule przedstawiono analizę gospodarki wodno-ściekowej na podstawie ankiet przeprowadzonych wśród mieszkańców powiatu grajewskiego. Celem było przeprowadzenie obiektywnej analizy oraz określenie rzeczywistych potrzeb mieszkańców powiatu grajewskiego, odnalezienie słabych i mocnych stron.

1. Wstęp

Gospodarka wodno-ściekowa - jest jednym z priorytetów we Wspólnocie Europejskiej. Wynika to z ograniczonych zasobów wodnych oraz nieproporcjonalnego, nadmiernego zużycia wody oraz emisji ścieków. Obejmuje ona obszary, których ramy określa Prawo wodne [1] oraz Ustawa o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i odprowadzeniu ścieków [2]. Ustawy są definiowane dodatkowo kilkunastoma aktami wykonawczymi. Zapisy zawarte we wspomnianych aktach prawnych ściśle definiują zasady korzystania z wód oraz wytwarzania i odprowadzania ścieków.

Rozwój gospodarki komunalnej i powszechność świadczonych usług przez poszczególne sektory inżynieryjne stanowi bardzo ważny wyróżnik ogólnego rozwoju gospodarki narodowej. Gospodarka komunalna jest istotnym elementem standardu życia ludzkiego poprzez dostawę mediów i ich zużycie jest miarą osiągniętego standardu cywilizacyjnego oraz jest wyznacznikiem racjonalnego ich wykorzystywania, gospodarowania zdeteminowanego poprzez nowoczesne rozwiązania technologiczno – ekonomiczne, organizacyjne i inwestycyjne. Wchodząc w struktury europejskie nasz kraj musi objąć ludność świadczeniami usług poprzez sektory inżynieryjne gospodarki komunalnej. Nie chodzi tu tylko o zaspokojenie potrzeb ludności żyjącej w miastach, ale również mieszkańców wsi.

Ścisła współpraca sektora gospodarki komunalnej z każdym innym rodzajem działalności gospodarczej wpływa bezpośrednio na mieszkańców, rozwój regionu, podniesienie jego konkurencyjności jak i atrakcyjności. Zaspokajanie podstawowych potrzeb ludności poprzez zaopatrywanie w wodę, odprowadzanie ścieków, utrzymanie czystości

poprzez odpowiednia gospodarkę odpadami, zadbanie o stan dróg oraz ograniczenie emisji zanieczyszczeń powoduje, że egzystencja ludzi na tym terenie nie jest uciążliwa i znajduje się w odpowiednich standardach higienicznych jak i rekreacyjnych.

1.1. Charakterystyka gospodarki wodno-ściekowej

Gospodarka wodno-ściekowa jako sektor gospodarki komunalnej obejmuje w szczególności zadania o charakterze użyteczności publicznej, których celem jest bieżące i nieprzerwane zaspokajanie zbiorowych potrzeb ludności w drodze świadczenia usług powszechnie dostępnych. Termin „przedsiębiorstwo komunalne” według Dziembowskiego [3] rozpatrywać należy w nawiązaniu do aktualnego rozumienia gospodarki komunalnej jako jednego z działów gospodarki narodowej, której zadaniami jest zaspokajanie codziennych i powszechnych materialno- bytowych potrzeb ludzkości, wynikających z jej warunków życia w mieście, osiedlu czy wsi oraz przebywają na terenach zakładów pracy [3]. Obejmuje ona takie działalności jak: zakłady i urządzenia techniczno – sanitarne, zakłady i urządzenia transportu miejskiego oraz zakłady energetyki lokalnej. Przytaczając Denczewska [4,5] gospodarka komunalna jako sektor inżynieryjny zarządzany przez samorząd terytorialny, świadczący usługi materialne, które obejmują takie sektory inżynieryjne jak: wodociągi i kanalizacje, elektryka, ciepło, gaz, telekomunikacja, drogi, komunikacja, odpady melioracja i zieleń miejska i niematerialne (obiekty użyteczności publicznej) jest bardzo istotnym elementem ogólnej gospodarki, z którym ma do czynienia każdy obywatel danego powiatu czy gminy. Zazwyczaj nie pamięta się o tym, dopóki pracują prawidłowo, a ich wielkie znaczenie dostrzega się, gdy występują zakłócenia w ich działaniu, bardzo uciążliwe dla mieszkańców [6,7]. Zagadnienia związane z infrastrukturą techniczną gospodarki komunalnej dotyczą mieszkańców danego powiatu, ponieważ świadczone usługi są kierowane bezpośrednio dla nich i do nich. Usługi w tej dziedzinie obejmują kilka sfer. W zakresie gospodarki wodno-ściekowej realizowane poprzez przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjne mają za zadanie zapewnić dostawę wody i odprowadzać ścieki w sposób ciągły i niezawodny [8]. W ich gestii leży również zapewnianie należytej jakości wody i oczyszczonych ścieków. W zakresie gospodarki komunalnej w szczególności prowadzone są sprawy związane z [2]: zabezpieczaniem podstawowych potrzeb bytowych mieszkańców oraz mające na celu utrzymanie mienia komunalnego w technicznej sprawności. Zapotrzebowanie w wodę i odprowadzenie ścieków jest podstawowym zadaniem gospodarki komunalnej, regulowanym za pomocą aktu prawnego jakim jest ustawa o zbiorowym zapotrzebowaniu

na wodę i zbiorowym odprowadzeniu ścieków. Ustawa ta mówi, że zbiorowe zaopatrzenie w wodę i zbiorowe odprowadzanie ścieków jest zadaniem własnym gminy. Zgodnie z nią regulowane są stosunki prawne pomiędzy gminą a przedsiębiorstwem wodociągowo – kanalizacyjnym oraz między przedsiębiorstwem wodociągowo – kanalizacyjnym a odbiorcą usług. Zadaniem przedsiębiorstwa wodociągowo – kanalizacyjnego jest zapewnienie zdolności posiadania 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 należyłą jakość dostarczanej wody i odprowadzanych ścieków [9]. Podstawowym instrumentem prawnym regulującym stosunki pomiędzy przedsiębiorstwem wodociągowo – kanalizacyjnym a odbiorcą usług jest umowa o zaopatrzenie w wodę i odprowadzanie ścieków. Zbiorowe zaopatrzenie w wodę to działalność polegająca na ujmowaniu, uzdatnianiu i dostarczaniu wody, prowadzona przez przedsiębiorstwo wodociągowo – kanalizacyjne. Zbiorowe odprowadzanie ścieków oznacza natomiast działalność polegającą na odprowadzaniu i oczyszczaniu ścieków, prowadzoną przez przedsiębiorstwo wodociągowo – kanalizacyjne [10].

2. Charakterystyka powiatu grajewskiego

Powiat grajewski leży w północnozachodniej części województwa podlaskiego zajmując powierzchnię 968 km², co stanowi około 4,8% obszaru województwa. Od zachodu graniczy z Wysoczyzną Kolneńską od wschodu z Kotliną Augustowską, tereny na północ stanowią południową część Pojezierza Elckiego. Od północy powiat grajewski sąsiaduje z województwem warmińsko- mazurskim oraz powiatem augustowskim, od wschodu z powiatem monieckim, a na południu z powiatem kolneńskim i łomżyńskim. Teren powiatu jest pofałdowany i poprzecinany licznymi jeziorami typu rynnowego. Powiat jest niezwykle atrakcyjny turystycznie za sprawą dużej ilości jezior i lasów oraz terenów bagiennych. Przez powiat przebiegają główne linie komunikacyjne - linia kolejowa Białystok-Elk oraz drogi tranzytowe Warszawa - Łomża - Augustów oraz Białystok - Elk - Gołdap. Wody powierzchniowe powiatu stanowią rzeki, cieki wodne, rowy stale odprowadzające wodę oraz jeziora, stawy, bagna i mokradła. Powiat Grajewski położony jest w dorzeczu rzeki Elk, dopływu Biebrzy. Największą rzeką płynącą na obrzeżu powiatu grajewskiego jest Biebrza - prawobrzeżny dopływ Narwi [11,12,13] Bezpośrednio do Biebrzy niosą swoje wody Wissa i Jegrznia. Najważniejsze zbiorniki wód stojących na tym terenie stanowią: jezioro

Rajgrodzkie, Toczyłowo i Mierucie. Z powiatem graniczy też jezioro Dręstwo. Pod względem administracyjnym na obszarze powiatu funkcjonuje 6 gmin, 161 sołectw, 3 miasta: Grajewo – siedziba powiatu (ok. 22,3 tys. mieszkańców); Szczuczyn (3,5 tys. mieszkańców); Rajgród (1,7 tys. mieszkańców); 180 miejscowości wiejskich [13,14].

Tabela 1. Struktura administracyjna i ludność powiatu grajewskiego

Jednostka terytorialna	Powierzchnia [km ²]	Liczba ludności
Gminy miejskie		
Grajewo	19	22246
Gminy miejsko- wiejskie		
Rajgród	207	5418
Szczuczyn	116	6381
Gminy wiejskie		
Grajewo	308	6027
Radziłów	200	4951
Wąsosz	118	3893
Powiat grajewski	968	48 916

Źródło: WIOŚ w Białymstoku o stanie środowiska na terenie powiatu grajewskiego w 2013/2014r [13,14]

W 2013 roku ludność w powiecie grajewskim wg danych z GUS-u wynosiła 48 916 osób, z czego 27 361 osób zamieszkuje w miastach (głównie w Grajewie), a 21 555 osób to mieszkańcy wsi. Według danych GUS z 2013 roku średnie zagęszczenie mieszkańców powiatu wynosiło 51 osób/km². Rozmieszczenie ludności na terenie powiatu jest nierównomierne. Oprócz miasta Grajewo, gdzie wskaźnik gęstości zaludnienia jest najwyższy i wynosi ok. 1 190 osób/km², największe zagęszczenie występuje w gminie miejsko - wiejskiej Szczuczyn.

Większość mieszkańców powiatu grajewskiego utrzymuje się z pracy na roli. Powiat specjalizuje się w produkcji mleka, mięsa wieprzowego i wołowego, w produkcji roślinnej przeważają uprawy zbóż i ziemniaków. Stolica powiatu – Grajewo, to jedno z bardziej uprzemysłowionych miast województwa. Według danych GUS w 2013 roku na terenie omawianego powiatu zarejestrowanych było 2 825 podmiotów gospodarczych, z czego 2 672 podmiotów to jednostki z sektora prywatnego, reprezentowane głównie poprzez osoby fizyczne prowadzące własną działalność gospodarczą. W sektorze publicznym zarejestrowane były 153 podmioty, najliczniej reprezentowane przez państwowe i samorządowe jednostki

prawa budżetowego. Jednostki gospodarcze powiatu stanowią ok. 3,2% wszystkich jednostek z terenu województwa podlaskiego[15].

Na terenie powiatu grajewskiego obszary prawnie chronione zajmują łącznie aż 18 887,1 ha z czego 6 615 ha to obszar Biebrzańskiego Parku Narodowego, 194,6 ha objęte jest ochroną rezerwatową w ramach 4 rezerwatów przyrody (w gminach Wąsosz i Rajgród), 12 027 ha to obszary chronionego krajobrazu w gminie Rajgród, a 62,1ha stanowią użytki ekologiczne. W 2013 roku było tu 19 pomników przyrody z czego większość (14) w gminie Szczuczyn. Na terenie powiatu leżą też tereny objęte ochroną w sieci Natura 2000: OSO – Ostoja Biebrzańska i SOO - Dolina Biebrzy. Krajobraz powiatu urozmaicony jest od północy jeziorami: Rajgrodzkim, Toczyłowo i Mierucie, natomiast od wschodu teren pokryty jest sandrami i bagnami, wchodzącymi w skład Biebrzańskiego Parku Narodowego i jego otuliny. Największą rzeką płynącą na obrzeżu powiatu jest Biebrza, która płynie 25 km na południe od Grajewa i wpada do Narwi w okolicy Wizny. Biebrza zasięgiem swojego dorzecza obejmuje cały obszar regionu Grajewa. Do Biebrzy wpływają bezpośrednio lub pośrednio wszystkie większe i mniejsze ciek wodne. Płynie ona zabagnioną doliną zwaną Kotliną Augustowską lub Kotliną Biebrzańską stanowiącą największy obszar bagien w Polsce (Kuwały, Czerwone Bagno). Pozostałe większe rzeki powiatu grajewskiego to rzeki: Elk, Jegrznia i Wissa. W powiecie występują duże i zwarte kompleksy leśne, tereny mokradłowe oraz grunty użytkowe[15].

Wody powierzchniowe powiatu stanowią rzeki, ciek wodne, rowy stale odprowadzające wodę oraz jeziora, stawy, bagna i mokradła. Powiat grajewski położony jest w dorzeczu rzeki Elk będącej jednym z większych dopływów Biebrzy. Największą rzeką płynącą na obrzeżu powiatu grajewskiego jest Biebrza - prawobrzeżny dopływ Narwi. Bezpośrednio do Biebrzy niosą swoje wody Wissa i Jegrznia. Najważniejsze zbiorniki wód stojących na tym terenie stanowią: jezioro Rajgrodzkie, Toczyłowo i Mierucie. Z powiatem graniczy też jezioro Dręstwo[13,15].

W 2013 roku w powiecie grajewskim pobrano na potrzeby gospodarki narodowej i ludności 3 362 dam³ (dam³=100m³) [15]. Najwięcej wody zużyto na eksploatację sieci wodociągowej (1 557,6 dam³) w tym gospodarstwa domowe (1 382,7 dam³). Najmniejsze zużycie wody zanotowano w przemyśle (771dam³) [13,14,15]. Najwyższe zużycie wody na cele przemysłowe i eksploatację sieci wodociągowej było w Grajewie, gdzie sieć wodociągowa i przemysł są najlepiej rozwinięte, w stosunku do pozostałych miast powiatu. W 2013 roku wysokie było zużycie wody na cele rolnicze i leśne w gminie Wąsosz i gminie Rajgród. Zagadnienia związane z zaopatrzeniem w wodę realizowane są indywidualnie przez

poszczególne jednostki samorządu lokalnego z ujęć głębinowych poprzez lokalną, najczęściej gminną sieć wodociągową. Systematycznie rozbudowywana jest sieć wodociągowa powiatu grajewskiego, jej całkowita długość wynosiła w 2013 roku 603,1 km, co stanowiło 4,6% sieci województwa podlaskiego. Najdłuższą sieć posiadają gminy: Grajewo i Radziłów. Ludność korzystająca z sieci wodociągowej na terenie powiatu grajewskiego stanowi 74% ludności powiatu. Najwięcej, w stosunku do liczby mieszkańców, osób korzysta z wodociągów w mieście Szczuczyn (93%). Nieco mniej w mieście Grajewo (89,5%) i gminie Radziłów (82%). Najniższy stopień zwodociągowania mieszkańców ma miasto i gmina Rajgród (ok. 48%).

W 2013 roku z terenu powiatu grajewskiego odprowadzono do wód lub do ziemi łącznie 1638 dam^3 ścieków komunalnych i przemysłowych wymagających oczyszczenia [11]. Z ogólnej ilości ścieków tylko 2,1 dam^3 stanowiły ścieki nieoczyszczone (0,1%). Od 2004 roku dominującym sposobem oczyszczania ścieków jest ich oczyszczanie z podwyższonym usuwaniem biogenów (związków azotu i fosforu), co w znaczniej mierze przyczynia się do ograniczenia antropopresji na środowisko wodne [17]. Dotyczy to oczywiście tylko terenów skanalizowanych. W powiecie grajewskim sieć kanalizacyjna jest niestety znacznie krótsza niż sieć wodociągowa. Od lat kanalizacja jest bardzo powoli rozbudowywana. Jej długość wyniosła 95,7 km w 2013 roku, tj. tylko ok. 3 km więcej jak w 2012 roku (rozbudowano sieć kanalizacyjną w Rajgrodzie). Najdłuższą sieć kanalizacyjną ma miasto Grajewo, a z gmin wiejskich – Radziłów. Tereny wiejskie są w większości nieskanalizowane. Kanalizacja obsługuje 48,5% mieszkańców powiatu grajewskiego i są to głównie mieszkańcy miast: Grajewa, Rajgrodu i Szczuczyna [11,12,17]. Wszystkie miejscowości gminne w powiecie grajewskim posiadają oczyszczalnie ścieków. Ze względu jednak na słabo rozbudowaną sieć kanalizacyjną, głównie na terenach wiejskich, znaczna ilość ścieków gromadzona jest w nie zawsze dokładnie uszczelnionych lub wcale nieuszczelnionych szambach. Ponadto część nieczystości wywożona jest na łąki, pola lub wylewana do rowów, skąd trafia bezpośrednio do środowiska wodnego przyczyniając się często do wzrostu zagrożenia sanitarnego, wywołanego obecnością w wodzie mikroflory jelitowej świadczącej o kontakcie wody z fekaliami lub ściekami. Są to m.in.: pałeczki okrężnicy (*Escherichia coli*), paciorkowce kałowe z typowym gatunkiem *Enterococcus faecalis*, beztlenowce przetrwalnikujące *Clostridium perfringens*. W 2013 roku w powiecie grajewskim funkcjonowało 11 oczyszczalni w tym: 8 oczyszczalni ścieków komunalnych i 3 przemysłowe. Łączna przepustowość oczyszczalni komunalnych i przemysłowych w 2013 roku wyniosła 11 750 $\text{m}^3/\text{dobę}$, z czego 8 700 m^3/d stanowiła przepustowość oczyszczalni zlokalizowanych na

terenie Grajewa [15]. Wszystkie oczyszczalnie to oczyszczalnie mechaniczno – biologiczne, w tym dwie oczyszczalnie w Grajewie posiadają podwyższony stopień usuwania substancji biogennych (oczyszczalnia miejska i Spółdzielnia Mleczarskiej MLEKPOL). Oczyszczalnie odprowadzają ścieki do wód powierzchniowych, odbiornikami są głównie rzeki: Ełk i Wissa. Ewidencja WIOŚ obejmuje ponadto 3 nowopowstałe w Gminie Grajewo niewielkie oczyszczalnie roślinno-stawowe oczyszczające ścieki bytowe ze szkół [13,14]. Ścieki z tych oczyszczalni odprowadzane są do ziemi. Wody podziemne są głównym źródłem zaopatrzenia powiatu grajewskiego w wodę do celów komunalnych i przemysłowych. Zużycie wody w powiecie wynosi ok. 3 362,6 dam³ na rok. Zużycie wody w powiecie na 1 mieszkańca wyniosło 28,2 m³. Zużycie wody na 1 mieszkańca powiatu w ostatnich latach powoli wzrasta. Na wsi zużycie wody na mieszkańca jest wyższe niż w miastach, co świadczy o wysokim stopniu zwodociągowania wsi w powiecie.

3. Metodyka badań

Jako metodę badań wybrano analizę jakościową i ilościową zebranych materiałów źródłowych. Analizą objęto dwa elementy gospodarki komunalnej: gospodarkę wodną i ściekową. Analizowano poziom rozwoju poszczególnych systemów, zarówno pod kątem ilościowym jak i jakościowym. Materiały źródłowe pochodzą ze stworzonych i przeprowadzonych na terenie powiatu grajewskiego ankiet (ankiety przeprowadzane osobno w gminach miejskich i wiejskich). Na podstawie danych ankietowych określono wiedzę mieszkańców powiatu grajewskiego na temat gospodarki wodnej i ściekowej, jak i ustalono efekty działania miejscowych władz.

4. Wyniki badań i dyskusja

Do przeprowadzenia analizy w niniejszej pracy posłużono się ankietą skonstruowaną z 56 pytań podzielonych na 3 dziedziny. Odpowiedzi udzieliło 100 badanych, w tym 60 osób z terenów gmin miejskich oraz 40 osób z terenów gmin wiejskich, w tym 37 osób płci męskiej i 63 płci żeńskiej. Wykształcenie ankietowanych było różne, od niepełnego podstawowego do wyższego, natomiast wiek badanych osób to od 15 do ponad 70 lat (tabela 2).

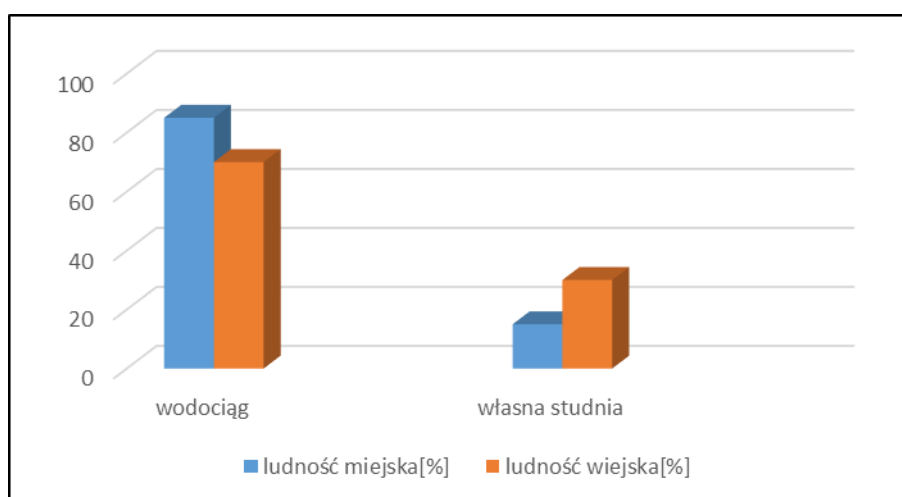
Tabela 2. Ilość oraz dane respondentów uczestniczących w ankiecie

Dane respondentów		Ilość respondentów	
Gminy miejskie		Gminy wiejskie	
Płeć respondentów			
KOBIETY	39	24	
MĘŻCZYŹNI	21	16	
Wykształcenie respondentów			
Niepełne podstawowe	2	1	
Podstawowe	6	4	
Niepełne średnie	8	7	
Średnie	24	17	
Niepełne wyższe	6	6	
Wyższe	14	5	
Wiek respondentów			
15-20	6	4	
21-30	19	8	
31-40	14	8	
41-50	9	8	
51-60	7	5	
61-70	4	4	
Powyżej 70	1	3	

Źródło: Opracowanie własne na podstawie ankiet

Ankieta zawierała pytania z zadań gospodarki komunalnej na terenie powiatu grajewskiego. Pierwsza część pytań dotyczyła gospodarki wodnej, druga gospodarki ściekowej, trzecia zawierała pytania podsumowujące, w której ankietowani podsumowali działanie władz oraz stan środowiska i ewentualne zmiany. Głównym źródłem zaopatrzenia w wodę ludności Powiatu Grajewskiego są wody podziemne, ujmowane studniami wierconymi z utworów czwartorzędowych na stacjach wodociągowych oraz wody ujmowane studniami kopanymi zlokalizowanymi przy gospodarstwach domowych. Woda czerpana przy pomocy studni kopanych (m.in. ze względu na ich niewłaściwą lokalizację) charakteryzuje się znacznymi zanieczyszczeniami bakteriologicznymi i chemicznymi, a w okresie suszy występują jej deficyty. Wody podziemne charakteryzuje się stosunkowo dobrą jakością, niestety przeważnie w stanie surowym nie nadają się do spożycia. Funkcjonujące na terenie powiatu ujęcia wody, oprócz ujęcia wody w Święcieninie i Ławsku posiadają stacje

uzdatniania wody, które nie w każdym przypadku spełniają swoje zadanie. Sieć wodociągowa na terenie powiatu grajewskiego jest nie do końca rozwinięta, aczkolwiek z roku na rok podejmowane są inwestycje polegające na wydłużeniu sieci wodociągowej jak i kanalizacyjnej. Na rysunku 1 zobrazowany jest sposób dostarczania wody do gospodarstw domowych ankietowanych.

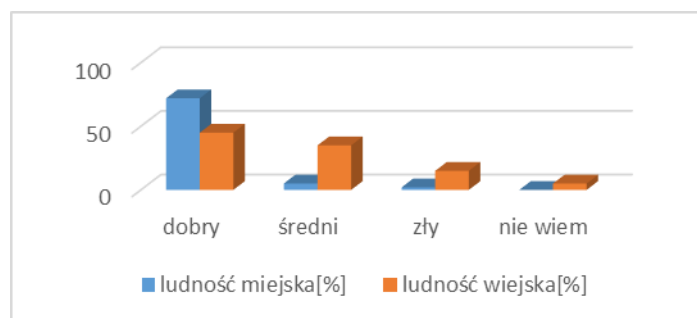


Rysunek 1. Sposoby pobierania wody do gospodarstwa domowego

Źródło: Opracowania własne

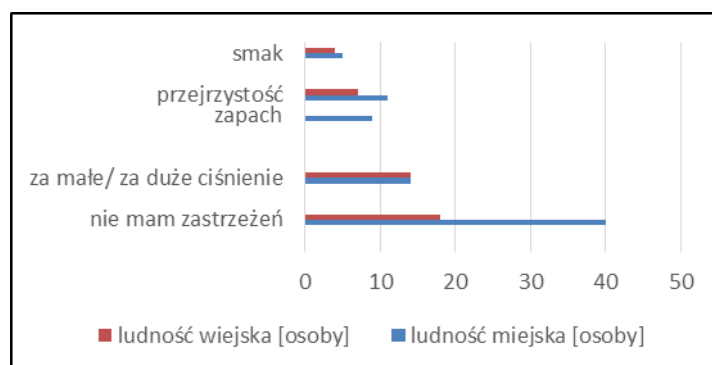
Jak wynika z rysunku 1 dla terenów gmin miejskich ankietowani zadeklarowali, że w 85% pobierają wodę z wodociągu, a 15% ankietowanych ze studni. Wynika z tego, że mieszkańcy miast mają łatwiejszy dostęp do wodociągu a na nowo budowanych osiedlach bezpośrednio buduje się nowy wodociąg w celu przyłączenia. Ludność korzystająca ze studni prawdopodobnie nie ma możliwości podłączenia się do wodociągu lub czeka na podłączenie. Aczkolwiek korzystanie ze studni zwalnia z opłat za pobór wody, ale na własny koszt należy badać ujęcie pod względem bakteriologicznym. Na terenach gmin wiejskich 70% ankietowanych deklaruje pobór wody z wodociągu a 30% ze studni. Prawdopodobnie ankietowani mają podłączenie zarówno do wodociągu jak i do studni. Jest to spowodowane dużym zwodociągowaniem wsi. Większość ludności zamieszkałej na wsi posiada studnię, z której pobiera wodę do celów gospodarczych i nawadniania. Woda z wodociągu jest używana do celów pitnych. Ankietowani z terenów gmin miejskich jak i wiejskich ocenili (rysunek 2), że stan pobieranej wody do gospodarstwa domowego jest dobry.

W gminach miejskich 72% ankietowanych uważa, że stan wody jest dobry, 21% ankietowanych uważa, że średni, 5% nie ma zdania, a 2% uważa, że stan wody jest zły. Na terenach gmin wiejskich ankietowani uważają, że 45% pobieranej wody jest dobra, 35% średnia, 15% ankietowanych nie ma zdania zaś 5% uważa, że stan pobieranej wody jest zły. Można wnioskować, że powodem może być pobór wody ze studni lub problemy w eksploatacji wodociągu.



Rysunek 2. Ocena stanu pobieranej wody do gospodarstwa domowego

Źródło: Opracowania własne

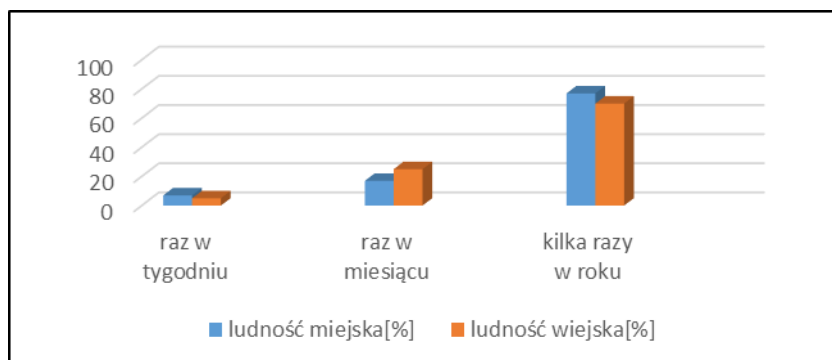


Rysunek 3. Parametry wody nie spełniające oczekiwań odbiorców

Źródło: Opracowania własne

Z obszarów gmin miejskich 40 ankietowanych osób nie ma zastrzeżeń do jakości pobieranej wody, 14 osób uważa, że jest za duże lub za małe ciśnienie, 11 osób stwierdziło, że przejrzystość wody nie jest zadowalająca, dla 9 osób mankamentem jest zapach, a dla 5 osób smak wody. Na obszarze gmin wiejskich również najwięcej ankietowanych stwierdza, że nie ma zastrzeżeń do jakości wody (18 osób), 14 osób, że jest za małe lub za duże ciśnienie wody, 7 osób uważa, że niezadowalająca jest przezroczystość, a 4 osoby, że smak. Wyniki obu analiz są zbieżne. Jeżeli chodzi o ciśnienie (za duże lub za małe) może to być spowodowane dużym rozbiorem wody na danym terenie lub daleką odległością miejsca zamieszkania od pompowni wody. Przejrzystość smak i zapach, to parametry związane

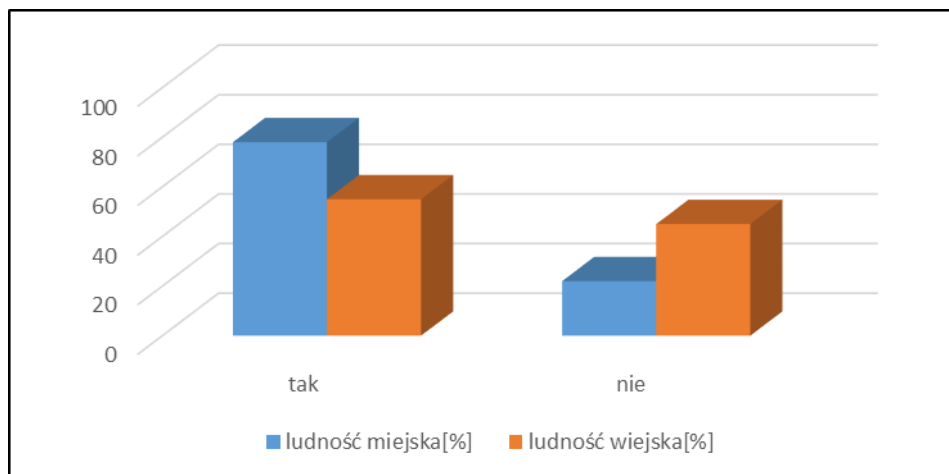
bezpośrednio z jakością pobieranej wody. Możliwe, że spowodowane było to płukaniem sieci lub zanieczyszczeniem ujęcia. Kolejne pytanie dotyczyło częstości występowania awarii (rysunek 4).



Rysunek 4. Parametry wody nie spełniające oczekiwań odbiorców

Źródło: Opracowania własne

Ankietowani z terenów gmin wiejskich i miejskich stwierdzają, że awarie związane z dostawą wody występują najczęściej kilka razy w roku. Na terenach gmin miejskich 77% ankietowanych stwierdza, że awarie występują kilka razy do roku, 17% stwierdza, że raz w miesiącu, a 7% raz w tygodniu. Na terenach gmin wiejskich 70% ankietowanych stwierdza, że awarie występują kilka razy do roku, 25% ankietowanych stwierdza, że awaria jest raz w miesiącu, a 5% że raz w tygodniu. Sieć wodociągowa jest narażona na awaryjność na całej długości od ujęcia do odbiorcy, czyli domu. Awaryjne jest także ujęcie ze studni, chociażby brak dopływu prądu do agregatu powoduje, że do domu woda nie dopłynie. Brak dostawy wody może być również spowodowane podłączeniem nowego odcinka sieci. Stąd można wnioskować częstość awarii.



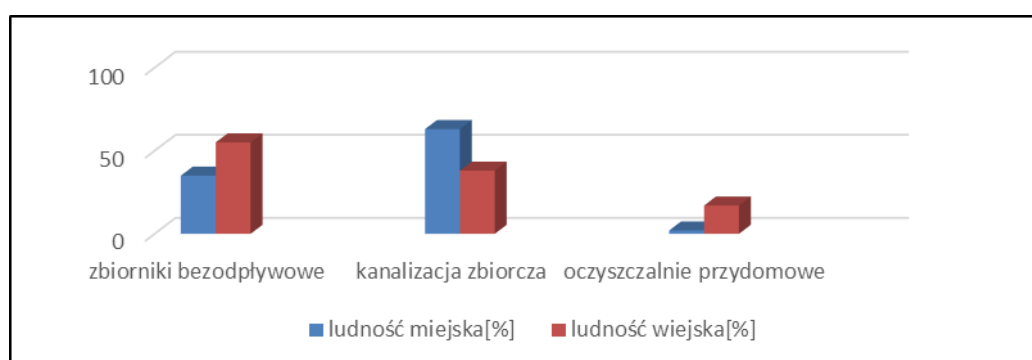
Rysunek 5. Opinia ankietowanych na temat oszczędności wody w gospodarstwie domowym

Źródło: Opracowania własne

Jak wynika z rysunku 5, ludność miejska wodę oszczędza, natomiast ludność wiejska nie. Ludność na terenach gmin miejskich deklaruje, że wodę oszczędza 78%, pozostałe 22% nie oszczędza. Na terenach gmin wiejskich 55% ludności nie oszczędza wody. Rozbieżność między mieszkańcami z terenów miejskich a wiejskich jest spowodowana tym, że najczęściej na terenach wiejskich jest gospodarstwo rolne, na którym nie można wody oszczędzać, a ludność miejska najczęściej zamieszkuje w bloku lub na działce bez ogrodu. Różnicą są również inne stawki opłat za wodę oraz fakt, że na wsi więcej ludzi ma podłączoną własną studnię. Pytanie kolejne zostało skierowane do ankietowanych, którzy oszczędzają wodę. Spośród ankietowanych z gmin miejskich oszczędzających wodę najwięcej oszczędza wodę (46 osób) poprzez dbanie o stan armatury, 44 osoby deklarują zakręcanie wody podczas mycia zębów lub golenia się, 40 osób woli prysznic zamiast kąpieli, 43 osoby używają deszczówki do podlewania roślin, 23 osoby posiadają w toalecie spłuczkę typu STOP, a 16 osób używa do zmywania zmywarki. Ankietowani z gmin wiejskich oszczędzają wodę poprzez używanie deszczówki do podlewania roślin (18 osób), 16 osób zakręca wodę podczas mycia i golenia, 14 osób dba o stan armatury, 12 osób bierze prysznic, 8 osób posiada w toalecie spłuczkę typu STOP i najmniej osób – 6 używa zmywarki. Na jakość wód powierzchniowych ma wpływ wiele czynników, między innymi warunki klimatyczne i hydrologiczne oraz zdolność samooczyszczania i presje antropogeniczne. W przeprowadzonej ankiecie ludzie ocenili stan czystości wód powierzchniowych (rzek, jezior) na obszarze powiatu grajewskiego, a wyniki zostały. Połowa ankietowanych z gmin miejskich uważa, że stan wód powierzchniowych w okolicy jest średni, 27% uważa, że stan wód jest dobry, 17% uważa, że stan wód jest zły, a 6% ankietowanych nie potrafi ocenić

kondycji wód powierzchniowych w powiecie. Najwięcej ankietowanych z gmin wiejskich (38%) uważa, że stan wód jest średni, zły stan stwierdza 28% ankietowanych, dobry 20% ankietowanych, a nie potrafi ocenić 14% ankietowanych. Duże zanieczyszczenie wód jest spowodowane najczęściej czynnikami antropogenicznymi, nawożeniem pól nawozami odchwyconymi oraz obecność zwierząt przy rzece czy jeziorze. Głównymi sprawcami zanieczyszczeń są również ludzie (turyści), którzy nie umieją zachować czystości i porządku wokół siebie.

Po przeanalizowaniu gospodarki wodnej można stwierdzić, że woda powierzchniowa z terenu powiatu grajewskiego jest narażona na wiele czynników szkodliwych i zanieczyszczających, co niesie za sobą konsekwencje. Wody powierzchniowe w powiecie grajewskim klasyfikują się w IV klasie czystości wód powierzchniowych i nie nadają się do celów spożywczych. Do picia i celów spożywczych jest pobierana woda podziemna, która zanim trafi do odbiorców przepływa przez stację uzdatniania. Ogólny stan wody docierającej do konsumentów. Drugim głównym zadaniem gospodarki komunalnej jest odprowadzenie oraz oczyszczenie powstających ścieków z terenów gospodarstw domowych. W powiecie grajewskim stosunek sieci wodociągowej do kanalizacyjnej wynosi 7:1, tak więc znaczna część użytkowników sieci wodociągowej nie ma przyłącza kanalizacyjnego. Priorytetem gmin jest zwiększenie kilometrażu sieci kanalizacyjnej i z roku na rok się on zwiększa. Na terenie powiatu grajewskiego występuje 6 oczyszczalni ścieków mechaniczno - biologicznych z podwyższonym usuwaniem biogenów. Każda oczyszczalnia jest przygotowana na dostarczenie większej ilości ścieków.



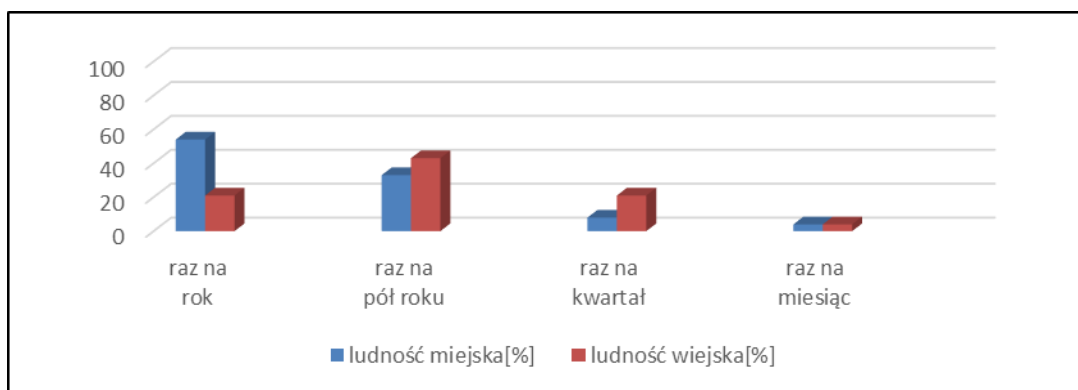
Rysunek 6. Rodzaj odbiornika ścieków z gospodarstwa domowego.

Źródło: Opracowanie własne

Jak pokazano na rysunku 6 u mieszkańców gmin miejskich największy udział ma kanalizacja zbiorcza (63%), ze zbiornika bezodpływowego korzysta 35% ankietowanych,

natomiast własna przydomowa oczyszczalnia występuje u 2% ankietowanych. Mieszkańcy gmin wiejskich w największym udziale (55%) korzystają ze zbiorników bezodpływowych, w 38% z kanalizacji zbiorczej oraz 17% ankietowanych z przydomowych oczyszczalni. Rozbieżność w kanalizacji zbiorczej (gminy miejskie) i zbiornikach bezodpływowych (gminy wiejskie) powoduje niedostateczne skanalizowanie obszarów wiejskich, więc pozostaje zbiornik bezodpływowy oraz coraz popularniejsze przydomowe oczyszczanie. W najbliższych latach zgodnie z programami Ochrony Środowiska skanalizowane zostaną wszystkie tereny, które do tej pory kanalizacji nie miały.

Pytanie kolejne zostało skierowane do mieszkańców powiatu, którzy korzystają ze zbiorników bezodpływowych. Pytanie dotyczy częstości opróżniania zbiorników, którego odpowiedzi zostały zaprezentowane na rysunku 7.



Rysunek 7. Częstość opróżniania zbiorników bezodpływowych

Źródło: Opracowanie własne

Mieszkańcy gmin miejskich najczęściej opróżniają zbiorniki bezodpływowe raz na rok (54%), raz na pół roku deklaruje 33% mieszkańców, raz na kwartał 8% i tylko 4% raz na miesiąc. Mieszkańcy gmin wiejskich opróżniają zbiorniki bezodpływowe najczęściej raz na pół roku (43%), 32% ankietowanych opróżnia raz kwartał, 21% raz rok i 4% raz na miesiąc. Częstość opróżniania zbiorników bezodpływowych jest głównie skorelowana z wielkością zbiornika oraz ilością osób w gospodarstwie domowym.

Kolejne pytania dotyczyły oceny funkcjonowania odbiorników ścieków, czyli oczyszczalni i zbiornika bezodpływowego. Pierwsze pytanie było skierowane do mieszkańców korzystających ze zbiorczej kanalizacji, których bezpośrednim odbiornikiem jest oczyszczalnia ścieków. Mieszkańcy gmin miejskich oceniają w 72% działalność oczyszczalni ścieków jako dobrą, dla 17% ankietowanych trudno jest powiedzieć, 8% nie ma zdania, i 3% pracę oczyszczalni ocenia źle. Następne pytanie z ankiety dotyczyło oceny

funkcjonowania zbiornika bezodpływowego (szamba) jako odbiornika ścieków. 55% respondentów z terenów gminy miejskiej oceniają zbiornik odpływowy jako dobrze funkcjonujący, 22% nie mają zdania ankietowanych, 14% ocenia go jako źle funkcjonujący. 70% respondentów z gmin wiejskich ocenia zbiornik bezodpływowy 70% jako dobrze funkcjonujący, 20% nie umie się wypowiedzieć na ten temat, 10% ankietowanych uważa, że zbiornik bezodpływowy funkcjonuje źle, a 5% ankietowanych nie ma na ten temat zdania. Zadowolenie mieszkańców gmin wiejskich ze zbiornika bezodpływowego jest możliwe dlatego, że nie mają kanalizacji i korzystanie z „szamba” jest ich jedynym odbiornikiem, który trzeba okresowo opróżniać. W tym pytaniu zapytano respondentów o to, jak oceniają stopień oczyszczalni ścieków a wynik ukazuje rysunek. Ankietowani z gmin miejskich oceniają w ponad połowie (52%) stopień oczyszczenia jako dobry, 25% ankietowanym trudno powiedzieć, dla 15 % stopień oczyszczenia jest zły, a 8% nie ma zdania. Ankietowani z terenów gmin wiejskich w 45% nie potrafili powiedzieć nic na temat stopnia oczyszczenia ścieków, mniej bo 30% uważa, że ścieki są oczyszczane dobrze, 14% ankietowanych nie ma zdania a 11% ankietowanych uważa, że stopień oczyszczania ścieków jest zły. 32% ankietowanych z gmin miejskich w są za budową przydomowej oczyszczalni, 28% ankietowanych nie jest ich zwolennikami, a aż 40 % ankietowanych nie ma zdania. Podobna sytuacja jest wśród ankietowanych z gmin wiejskich, z tym, że największy udział mają ankietowani, którzy nie popierają budowy oczyszczalni przydomowej na własnym podwórku (40%), 30% ankietowanych nie ma zdania, jedynie 25% ankietowanych popiera budowę. Małe poparcie przydomowej oczyszczalni może wynikać z faktu, że nie ma wystarczającej edukacji i wiedzy na dany temat bądź występuje obawa przed eksploatacją oczyszczalni.

Przeprowadzona analiza pozwoliła na sformułowanie następujących wniosków:

1. Podstawowym problemem jest brak odpowiedniej jakości wód powierzchniowych ujmowanych na cele pitne oraz zwiększenie kontroli ich jakości.
2. Duża dysproporcja pomiędzy siecią wodociągową a kanalizacyjną powoduje, że wiele gospodarstw domowych korzysta ze zbiorników bezodpływowych oraz że popularne stają się przydomowe oczyszczalnie.
3. Obywatele są świadomi zagrożeń jakie niesie za sobą zanieczyszczenie środowiska i starają się temu zapobiegać.

Finansowanie

Praca powstała w ramach realizacji grantu Narodowego Centrum Nauki N N304 274840 oraz pracy własnej W/WBIIŚ/8/2015 w Katedrze Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska Politechniki Białostockiej.

Literatura

1. Ustawa Prawo wodne z dnia 30.05.2014 o zmianie ustawy, (Dz.U. 2014 poz. 850)
2. Ustawa z dnia 7 czerwca 2001 r. o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzaniu ścieków, Dz. U. Nr 72, poz. 747.
3. Dziembowski Zygmunt.: *Ekonomika przedsiębiorstwa komunalnego*, wyd. Państwowe Wydawnictwo Ekonomiczne, Warszawa 1983.
4. Denczew S.: *Gospodarka komunalna w praktyce*, wyd. Politechniki Białostockiej, Białystok 2007,
5. Denczew S.: *Podstawy gospodarki komunalnej. Współczesne zagadnienia sektorów inżynierskich*, wyd. Politechniki Białostockiej, Białystok 2004.
6. Denczew S.: *Organizacja i zarządzanie infrastrukturą komunalną w ujęciu systemowym*, wyd. Politechniki Białostockiej, Białystok 2006.
7. Biedugnis S., Smolarkiewicz M.: *Bezpieczeństwo i niezawodność funkcjonowania układów wodociągowych*, Wydawnictwo Szkoły Głównej Służby Pożarowej, Warszawa 2004.
8. Bałdyga M.: *Gospodarka komunalna: aspekty prawne*, wyd. ALPHA pro , Ostrołęka 2005.
9. Rakoczy.: *Prawo gospodarki komunalnej*, wyd. LexisNexis, Warszawa 2010
10. ABC Samorządu Terytorialnego
11. Plan rozwoju lokalnego gminy Grajewo na lata 2008-2015, Grajewo.
12. WIOŚ BIAŁYSTOK, Raport o stanie środowiska województwa podlaskiego w latach 2008-2015, Białystok 2014, Wydawnictwo ekonomia i środowisko
13. WIOŚ BIAŁYSTOK, Informacja o stanie środowiska na terenie powiatu grajewskiego. Białystok 2014, WIOŚ Białystok
14. Rocznik statystyczny 2014
15. Plan Rozwoju Lokalnego 2008-2015 Powiat grajewski,
16. Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 23 lipca 2008r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych (Dz.U. Nr 143 poz. 896)
17. Plan rozwoju lokalnego gminy Szczuczyn, Radziłów, Rajgród, Wąsosz na lata 2008-2015.

mgr Katarzyna Szewczuk-Karpisz¹, prof. UMCS Małgorzata Wiśniewska
Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej, Wydział Chemii, Zakład Radiochemii i Chemii Koloidów
Pl. M. Curie-Skłodowskiej 3, 20-031 Lublin
e-mail: ¹k.szewczuk-karpisz@wp.pl

Usuwanie koloidalnych tlenków mineralnych z wód i ścieków w obecności biopolimerów

Słowa kluczowe: zanieczyszczenia koloidalne, tlenek chromu(III), białka, oczyszczanie wód i ścieków

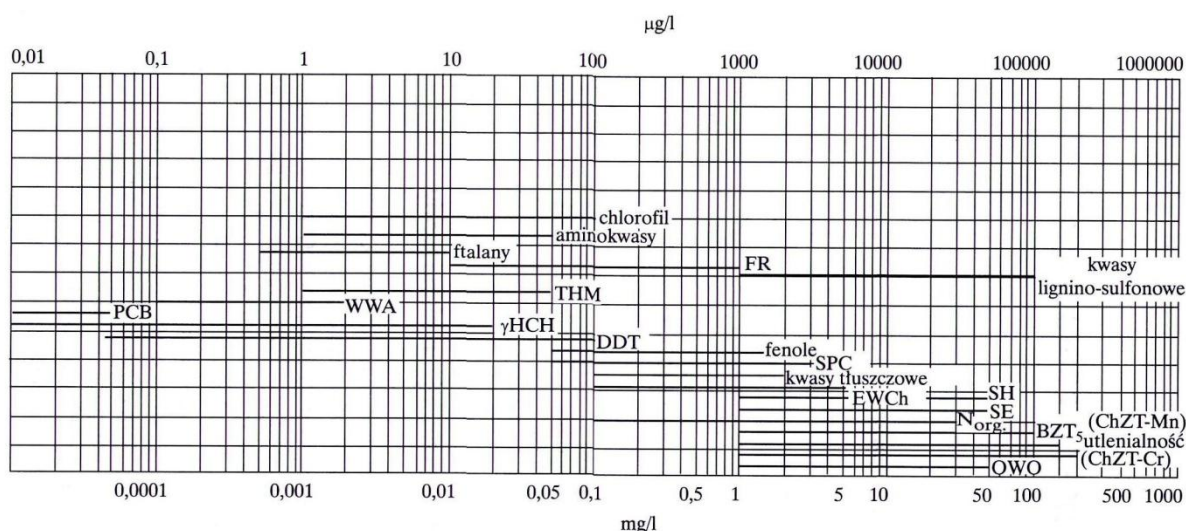
Streszczenie: Zanieczyszczenia koloidalne często nadają wodzie niepożądany kolor i mętność, czyniąc ją nieprzydatną do spożycia. Ponadto, substancje te blokują przenikanie promieni słonecznych w głąb zbiornika wodnego, obniżając w ten sposób wydajność fotosyntezy i innych procesów życiowych. Dlatego też tak ważne jest efektywne usuwanie cząstek koloidalnych z wód i ścieków. Najbardziej pożądanym zjawiskiem w procedurze oczyszczania wód i ścieków jest destabilizacja układu koloidalnego, która prowadzi do powstania szybko sedimentujących agregatów cząstek stałych. Może ona zachodzić w obecności substancji wielkocząsteczkowych, tj. polimerów. W tej pracy sprawdzono, jaki wpływ na proces usuwania tlenku chromu(III) z roztworów wodnych mają wybrane białka (surowicza albumina wołowa, owoalbumina oraz lizozym). Prace doświadczalne obejmowały szereg pomiarów, tj. pomiary wielkości adsorpcji białek na powierzchni cząstek tlenku mineralnego, pomiar gęstości ładunku powierzchniowego oraz potencjału elektrokinetycznego adsorbentu przy braku i w obecności biopolimerów, a także pomiary stabilności układu w określonych warunkach. Wszystkie prace doświadczalne wykonano w funkcji pH roztworu. Na podstawie zebranych wyników stwierdzono, że albuminy, tj. surowicza albumina wołowa oraz owoalbumina, niezależnie od pH roztworu podnoszą stabilność suspensji tlenku chromu(III), co utrudnia usunięcie tlenku metalu. Z kolei wpływ lizozymu na stabilność układu jest zależny od pH roztworu. Lekką destabilizację zawiesiny zaobserwowano wyłącznie w pH 9.

1. Wstęp

Czynniki klimatyczne oraz warunki hydrologiczne sprawiają, że Polska nie jest krajem zasobnym w wodę. Stosunkowo niskie opady, a także zjawisko bezpośredniego odpływu wód podziemnych do Morza Bałtyckiego, przyczyniły się do powstania tzw. obszarów deficytowych na terytorium kraju. Zanieczyszczenie polskich wód, które jest przede wszystkim spowodowane odprowadzaniem do odbiorników ścieków nieoczyszczonych lub oczyszczonych tylko wstępnie (mechanicznie), stanowi dodatkowy problem. To właśnie zanieczyszczenia wprowadzane przez rzeki, a także punktowe zrzuty ścieków z instalacji komunalnych przyczyniły się do zmiany Morza Bałtyckiego z oligotroficznego w mocno zeutrofizowane [1]. Dlatego też tak istotne staje się skuteczne oczyszczanie wód i ścieków.

Skład fizyczno-chemiczny wód powierzchniowych, w odróżnieniu od składu wód podziemnych, jest w wysokim stopniu uzależniony od działalności gospodarczej człowieka. Zanieczyszczenia antropogeniczne przyczyniają się m.in. do różnorodności oraz zmienności udziału procentowego poszczególnych związków chemicznych w wodach powierzchniowych. Innymi czynnikami kształtującymi skład fizyczno-chemiczny wód powierzchniowych są: budowa geologiczna zlewni i wielkość kompleksu sorpcyjnego gleb, topografia zlewni, procesy fizyczne (sedymentacja, sorpcja) i chemiczne (hydroliza, reakcje redoks, strącania i kompleksowania) zachodzące w środowisku wodnym, mieszanie się wód o różnym składzie, stopień regulacji rzeki. Istotne są również warunki atmosferyczne danego regionu, tj. temperatura, wysokość opadów atmosferycznych. Duża ilość czynników wpływających na skład wód powierzchniowych świadczy o skomplikowanym mechanizmie jego kształtowania [2].

W ostatnich latach coraz częściej zwraca się uwagę na mikrozanieczyszczenia wód. W rezultacie wzrosła liczba normowanych wskaźników jakości wody przeznaczonej do spożycia i celów gospodarczych. Ponadto, pojawiła się tendencja do ciągłego obniżania dopuszczalnych stężeń mikrozanieczyszczeń do takich, przy których nie wywołują one patologicznych zmian u konsumentów [3]. Ilość domieszek i zanieczyszczeń obecnych w wodach powierzchniowych zmienia się w szerokich zakresach, tj. od ilości śladowych do kilkuset g/m³. Wyróżniono zanieczyszczenia pierwotne, tj. występujące w wodach naturalnych, oraz wtórne, czyli te powstające podczas oczyszczania wody [4]. Przeciętne zakresy zawartości substancji organicznych i nieorganicznych w wodach powierzchniowych przedstawiono na rysunkach 1 i 2.

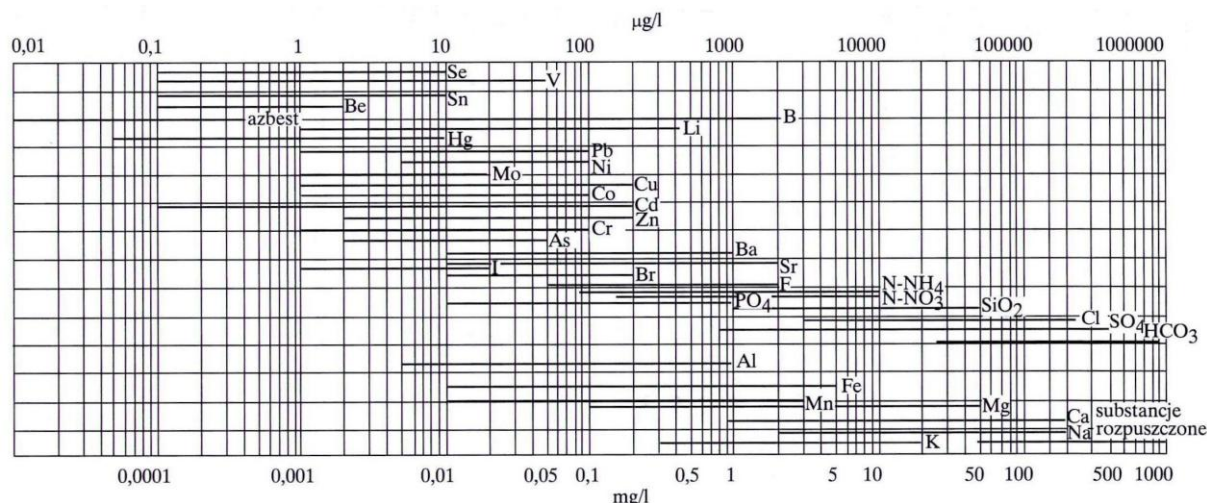


Rysunek 1. Przeciętne zakresy stężeń substancji organicznych w wodach powierzchniowych

ChZT-Cr – chemiczne zapotrzebowanie na tlen wyznaczone wobec dwuchromianu potasu, ChZT-Mn – utlenialność, DDT – dichlorodifenylotrichloroetan, EWCh – ekstrakt węglowo-chloroformowy, FR – związki refrakcyjne, N_{org} – azot organiczny, OWO – ogólny węgiel organiczny, PCB – polichlorowane bifenyle, SPC – substancje powierzchniowo czynne, SH – substancje humusowe, SE – substancje ekstrahujące się rozpuszczalnikami organicznymi, THM – trihalometany, WWA – wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, γ -HCH – lindan.

Źródło: Dojlido J.: *Chemia wody*. Akrady, Warszawa 1987

Niezanieczyszczone wody powierzchniowe są zdominowane przez kationy i aniony nieorganiczne. Ich udział w składzie chemicznym wody jest zależny przede wszystkim od rodzaju skał i gleb w zlewni. Wzrost zawartości związków organicznych w wodzie świadczy o jej stopniowym zanieczyszczeniu. Wskaźnikiem obecności niepożądanych substancji mogą być również organizmy wodne, których gatunek jest zależny od jakości wody [3]. Jednakże, ich obecność nie służy wyłącznie celom diagnostycznym, ponieważ często stanowi poważny problem. Organizmy te mogą powodować biotransformację związków nieorganicznych, prowadząc w ten sposób do powstania bardziej uciążliwych substancji. Ponadto, obecność bakterii i innych drobnoustrojów w wodzie wyklucza ją z bezpośredniego spożycia oraz narzuca konieczność jej efektywnej dezynfekcji [5].



Rysunek 2. Przeciętne zakresy stężeń substancji nieorganicznych w wodach powierzchniowych

$N-NH_4$ – azot amonowy, $N-NO_3$ – azot azotanowy, PO_4 – fosforany(V), SO_4 – siarczany (VI), HCO_3 – wodorowęglany.

Źródło: Dojlido J.: *Chemia wody*. Akrady, Warszawa 1987

Wskaźniki jakości wody, mówiące o ilości skumulowanych w niej zanieczyszczeń oraz stanie wodnych biocenoz, podzielono na fizyczne, chemiczne oraz biologiczne. Do pierwszych zaliczono barwę, temperaturę, mętność, przezroczystość, zapach i smak.

Do wskaźników chemicznych – odczyn i twardość wody, ChZT (chemiczne zapotrzebowanie na tlen), utlenialność, zasadowość, kwasowość oraz zawartość poszczególnych związków i pierwiastków (np. siarczanów, azotanów, metali ciężkich, rozpuszczonego tlenu, węgla organicznego itd.). Z kolei, do biologicznych wskaźników należą miano coli, BZT₅ (pięciodobowe biochemiczne zapotrzebowanie na tlen), indeks saprobowości. Warto, przypomnieć, że wskaźnik ChZT określa ilość tlenu (w mg) pobraną z utleniacza chemicznego (najczęściej dwuchromianu potasu) potrzebną do utlenienia związków organicznych i nieorganicznych, znajdujących się w 1 dm³ wody. Utlenialność jest odmianą ChZT i wskazuje zawartość substancji organicznych, utleniających się w danych warunkach pod wpływem nadmanganianu potasu. Natomiast BZT₅ określa ilość tlenu zużytego podczas tlenowej przemiany związków organicznych (przy udziale mikroorganizmów) w temperaturze 20°C, przy ustalonej jednostce objętości wody oraz pięciodobowym czasie obserwacji [5].

Większość substancji występujących w wodach powierzchniowych posiada charakter koloidalny. Są to głównie koloidy związków organicznych, krzemionka koloidalna i substancje ilaste. Częstki układu koloidalnego posiadają wymiary w zakresie 1 - 1000 nm. Ponadto, charakteryzują się zazwyczaj dużą powierzchnią właściwą – od 100 do 5000 m²/g. Częstki koloidalne są zazwyczaj obdarzone ujemnym ładunkiem elektrycznym, który pochodzi od jonów wodorotlenkowych. Znacznie rzadziej stwierdza się obecność koloidów dodatnich lub amfoterycznych. Ładunek elektryczny jest czynnikiem wpływającym na stabilność układu koloidalnego. Według podstawowej klasyfikacji cząstki koloidalne występujące w wodach naturalnych dzieli się na hydrofilowe (odpowiadające za barwę wody) oraz hydrofobowe (nadające wodzie mętność). To właśnie charakter danej cząstki decyduje o sposobie jej usunięcia z wody. Cząstki hydrofilowe są bardziej trwałe w środowisku wodnym niż cząstki hydrofobowe. Ponadto, koloidy hydrofilowe mogą tworzyć warstwy ochronne wokół koloidów hydrofobowych, zwiększając w ten sposób ich trwałość [2, 6].

W procedurze oczyszczania wody wykorzystuje się wiele procesów jednostkowych, m.in. sedymentację, koagulację, filtrację, flokulację. Ich zastosowanie ma na celu usunięcie z wody wszystkich mikrozanieczyszczeń, nadających wodzie niepożądaną barwę i mętność. Proces flokulacji, polegający na skupianiu cząstek fazy rozproszonej w większe aglomeraty, jest wysoce skuteczny w usuwaniu koloidów z wody. Utworzone w jego wyniku agregaty cząstek koloidalnych podlegają sedymentacji i filtracji, które prowadzą do całkowitego usunięcia wybranych zanieczyszczeń [7]. Zagadnieniu flokulacji oraz jej wykorzystaniu w procedurze oczyszczania wód poświęca się wiele uwagi w literaturze światowej. Nieustannie poszukuje się nowych, skuteczniejszych flokulantów oraz dąży do wyznaczenia

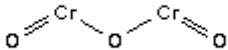
najbardziej optymalnych warunków prowadzenia procesu. W niniejszej pracy zbadano wpływ biopolimerów, tj. różnego rodzaju białek, na proces usuwania koloidalnego tlenku chromu(III). Wybór tlenku mineralnego wykorzystanego w doświadczeniach jako adsorbent został podyktowany jego szerokim zastosowaniem w przemyśle. Tlenek chromu(III) jest najbardziej stabilnym zielonym barwnikiem używanym m.in. w malarstwie, budownictwie i przemyśle szklarskim [8, 9]. Jego obecność w wodach powierzchniowych jest wysoce niepożądana. Ze względu na swoją barwę ogranicza on przenikanie promieni słonecznych do głębokich warstw wody, co przyczynia się do spadku wydajności fotosyntezy i innych procesów życiowych zachodzących w ekosystemach wodnych.

2. Materiały i metody

2.1. Materiały

W doświadczeniach jako adsorbent wykorzystano tlenek chromu(III) – Cr_2O_3 (*POCh*). Jest to drobno krystaliczne ciało stałe o właściwościach amfoterycznych. Powierzchnię właściwą tlenku mineralnego oznaczono metodą izoterm adsorpcji-desorpcji azotu (metoda BET). Wynosiła ona $7,12 \text{ m}^2/\text{g}$. Średni rozmiar porów (D_p) w strukturze wykorzystanego adsorbentu był równy $9,3 \text{ nm}$. Z kolei, średni rozmiar cząstek (D) ciała stałego wynosił 265 nm . Informacje na temat adsorbentu zestawiono w tabeli 1. Przed rozpoczęciem badań tlenek chromu(III) odmywano wodą redetylowaną do przewodności ok. $3 \mu\text{S}/\text{cm}$. Czynność ta pozwoliła na usunięcie zanieczyszczeń nieorganicznych. W kolejnym etapie adsorbent osuszono i rozdrobniono w porcelanowym tyglu.

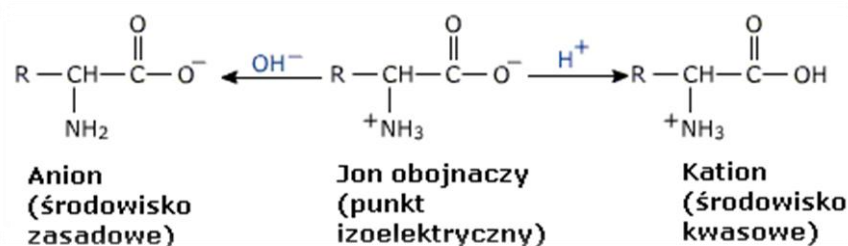
Tabela 1. Charakterystyka adsorbentu

Nazwa	Wzór	$S_{\text{BET}} [\text{m}^2/\text{g}]$	$D [\text{nm}]$	$D_p [\text{nm}]$
Tlenek chromu(III)	Cr_2O_3 	7,12	265	9,3

W pracach doświadczalnych jako adsorbaty wykorzystano następujące białka: surowiczą albuminę wołową (BSA), owoalbuminę (OVA) oraz lizozym (LSZ). Są to biopolimery o łańcuchach złożonych z aminokwasów w ściśle określonej sekwencji. Ładunek makrocząsteczek białek zależy od pH roztworu. W punkcie izoelektrycznym białka posiadają wypadkowy ładunek bliski zero, ponieważ w ich makrocząsteczkach ilości grup dodatnio i ujemnie naładowanych są sobie równe. W pH poniżej punktu izoelektrycznego białka mają

ładunek dodatni ze względu na protonację grup aminowych. Z kolei, w pH powyżej punktu izoelektrycznego makrocząsteczki są naładowane ujemnie, co jest podyktowane dysocjacją grup karboksylowych. Zależność ładunku białek od pH roztworu przedstawiono na rysunku 3 [10].

Surowicza albumina wołowa oraz owoalbumina to kwaśne białka globularne. Masa (M) BSA wynosi ok. 66 kDa, a wartość jej punktu izoelektrycznego (pI) mieści się w zakresie 4,7 – 4,9 [11, 12]. Albumina ta pełni bardzo ważne funkcje w organizmie. Uczestniczy m.in. w mechanizmie utrzymywania stałego ciśnienia osmotycznego oraz stałego odczynu krwi. BSA jest wykorzystywana w wielu pracach laboratoryjnych, tj. jako białko do sporządzania krzywych wzorcowych, jako substancja odżywcza linii komórkowych itd. Z kolei, owoalbumina ma masę ok. 45 kDa oraz punkt izoelektryczny z przedziału 4,43 – 4,9 [13]. Jest ona głównym składnikiem białka jaja kurzego. Ze względu na jej dużą dostępność, OVA jest wykorzystywana w pracach doświadczalnych nad strukturą i właściwościami białek. Albuminy zostały sklasyfikowane jako białka o niskiej stabilności wewnętrznej, tzw. miękkie proteiny (ang. *soft proteins*) [14].



Rysunek 3. Zależność ładunku makrocząsteczek białek od pH roztworu

Źródło: Kłyszajko-Stefanowicz, L.: Ćwiczenia z biochemii. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2003

Lizozym to białko enzymatyczne, którego działanie opiera się na hydrolizie wiązania β -1,4-glikozydowego pomiędzy N-acetyloglukozoaminą i kwasem N-acetylmuraminowym w ścianie komórkowej bakterii. Jest ono składnikiem łez, śliny oraz płynów tkankowych. Masa LSZ to 14,3 kDa, a jego punkt izoelektryczny wynosi ok. 11 [15]. Lizozym został zaliczony do białek o wysokiej stabilności wewnętrznej, tzw. twardych protein (ang. *hard proteins*) [14]. Właściwości wszystkich wykorzystanych w badaniach biopolimerów zestawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Właściwości biopolimerów

Nazwa	Skrót	M [kDa]	pI
Owoalbumina	OVA	66	4,43 – 4,9
Surowicza albumina wołowa	BSA	45	4,7 – 4,9
Lizozym	LSZ	14,3	11

2.2. Metody

Wszystkie pomiary przeprowadzono w 25°C, w funkcji pH roztworu (3; 4,6; 7;6 lub 9). Do badań wykorzystano NaCl o stężeniu 0,01 mol/dm³ jako elektrolit podstawowy.

Wielkość adsorpcji poszczególnych białek na powierzchni tlenku chromu(III) określano na podstawie różnicy w ich stężeniu w roztworze przed i po procesie adsorpcji. Stężenie białek oznaczano przy użyciu spektrofotometru UV-Vis (*Cary 100, Malvern Instruments*), przy takiej długości fali, przy której wykazywały one maksimum absorpcji, tj. 278 nm dla OVA, 279 nm dla BSA oraz 280 nm dla LSZ.

Pomiary adsorpcyjne przeprowadzono metodą statyczną. Początkowo, przygotowywano szereg roztworów białka o stężeniach: 50, 100, 150, 200, 300, 400 i 500 ppm. Następnie dodawano do nich odpowiednie naważki tlenku chromu(III), tj. 0,1 g dla OVA i BSA oraz 0,3 g dla LSZ, oraz ustalano pH suspensji. Proces adsorpcji prowadzono przez 1 godzinę w warunkach ciągłego wytrząsania. Po jego zakończeniu suspensje odwirowywano oraz oznaczano stężenie białka w otrzymanym supernatancie.

Właściwości elektrokinetyczne suspensji tlenku chromu(III) przy braku i w obecności białek zbadano wykonując miareczkowanie potencjometryczne oraz pomiary potencjału dzeta. Miareczkowanie potencjometryczne pozwoliło na określenie znaku i gęstości ładunku powierzchniowego adsorbentu przy braku i w obecności białek. Przeprowadzono je przy wykorzystaniu zestawu składającego się z: termostatowanego teflonowego naczynka, termostatu RE 204 (*Lauda*), dwóch elektrod: szklanej i kalomelowej (*Beckman Instruments*), pHmetru PHM 240 (*Radiometer*), automatycznej mikrobiurety Dosimat 765 (*Metrohm*), komputera i drukarki. Podczas pomiarów korzystano z oprogramowania komputerowego ‘titr_v3’ opracowanego przez W. Janusza. W metodzie tej gęstość ładunku powierzchniowego jest obliczana na podstawie wzoru:

$$\sigma^0 = \frac{\Delta V \cdot c \cdot F}{m \cdot S_w} \quad (1)$$

gdzie:

ΔV - różnica w objętości zasady dodanej do suspensji oraz do roztworu elektrolitu podstawowego w celu uzyskania określonego pH roztworu ($\Delta V = V_s - V_e$),

c - stężenie zasady,

F – stała Faraday’a,

m – masa ciała stałego w suspensji,

S_w – powierzchnia właściwa ciała stałego.

Wszystkie układy miareczkowano roztworem NaOH o stężeniu 0,1 mol/dm³. Na początku przeprowadzono miareczkowanie elektrolitu podstawowego. Następnie miareczkowano układy: tlenek chromu(III)-roztwór elektrolitu podstawowego oraz tlenek chromu(III)-roztwór białka, które wcześniej przygotowano poprzez dodanie 1,5 g ciała stałego do 50 cm³ odpowiedniego roztworu. Stężenie białek wynosiło 50 ppm. Do układów dodawano 0,2 cm³ roztworu HCl o stężeniu 0,1 mol/dm³, otrzymując w tej sposób pH wyjściowe ok. 3,5.

Pomiary potencjału elektrokinetycznego cząstek ciała stałego przeprowadzono z wykorzystaniem zetametru *Zetasizer 3000 (Malvern Instruments)*, w oparciu o zjawisko mikroelektroforezy. W metodzie tej cząstki koloidalne poruszają się w polu elektrycznym w celi elektroforetycznej. Potencjał dzeta jest mierzony automatycznie w momencie, gdy ruch cząstek jest kompensowany przez przyłożone napięcie. Według Smoluchowskiego szybkość cząstek (u) poruszających się w polu elektrycznym jest związana z potencjałem elektrokinetycznym (ζ) następującym równaniem:

$$\zeta = \frac{\alpha u}{DF} \eta \quad (2)$$

gdzie:

α – współczynnik zależny od kształtu cząstek (dla cząstek kulistych $\alpha = 6\pi$, dla cylindrycznych $\alpha = 4\pi$),

D – stała dielektryczna,

F – natężenie pola elektrycznego,

η – lepkość.

Do zlewki zawierającej 500 cm³ roztworu elektrolitu podstawowego wprowadzono 0,03 g Cr₂O₃. Otrzymaną suspensję poddawano działaniu ultradźwięków przez 3 minuty.

Następnie do sześciu erlenmajerek przeniesiono po ok. 80 cm³ przygotowanej w powyższy sposób suspensji i ustalano w każdej z nich określone pH, tj. 3; 4; 5; 6,5; 8,5 oraz 10 ± 0,1. Przed pomiarem potencjału elektrokinetycznego dwukrotnie przepłukiwano układ pomiarowy analizowaną suspensją. W analogiczny sposób wyznaczono potencjał dzeta cząstek Cr₂O₃ w obecności wybranych białek. Do kolby miarowej o objętości 500 cm³ dodawano 50 cm³ elektrolitu podstawowego oraz odpowiednią objętość adsorbentu, dającą jego stężenie równe: 10 lub 100 ppm. Następnie kolbę dopełniano do kreski przy użyciu wody redestylowanej. Pojedynczy wynik pomiarowy stanowił średnią z 5 powtórzeń.

Stabilność suspensji tlenku chromu(III) przy braku i w obecności białek określono przy wykorzystaniu turbidymetru *Turbiscan Lab^{Expert}*. Jest on wyposażony w dwa zsynchronizowane detektory:

- detektor transmisji rejestrujący światło przechodzące przez próbkę pod kątem 0° w stosunku do kierunku padania wiązki światła,
- detektor rozproszenia wstecznego odbierający światło rozproszone pod kątem 135°.

Podczas pomiaru stabilności przez próbkę przechodziła wiązka światła z zakresu podczerwieni o długości fali 880 nm, której źródłem jest dioda elektroluminescencyjna. Urządzenie sprzężone jest z komputerem. Zainstalowany na nim program zapamiętuje, przetwarza i podaje dane w postaci wykresów intensywności transmisji i rozproszenia wstecznego w funkcji czasu. Niski poziom transmisji oraz wysoki poziom rozproszenia wstecznego świadczą o wysokiej stabilności analizowanego układu. W miarę zmniejszania stabilności suspensji rośnie transmisja oraz spada rozproszenie wsteczne. Proces klarowania zachodzący w badanych układach uwidacznia się w postaci pików na krzywych transmisji. Z kolei, grubość sedymentu powstałego podczas pomiaru odpowiada szerokości pików na krzywych rozproszenia wstecznego. Analiza ułożenia krzywych względem siebie, a zwłaszcza ich wzajemnej odległości, pozwala na ocenę dynamiki procesów zachodzących w próbce w trakcie pomiaru. Znaczna odległość pomiędzy poszczególnymi krzywymi świadczy o mniejszej stabilności suspensji, a tym samym o dużej szybkości migracji cząstek i gwałtownym procesie sedymentacji. Natomiast pokrywanie się poszczególnych krzywych wskazuje na większą stabilność układu oraz znacznie mniejszą szybkość sedymentacji cząstek. Bardzo użytecznym parametrem pozwalającym na oszacowanie stabilności badanego układu jest tzw. współczynnik stabilności TSI (ang. *Turbiscan Stability Index*). Jest to wielkość statystyczna uwzględniająca wszystkie procesy zachodzące w próbce, tj. grubość powstałego sedymentu oraz warstwy klarownej, a także szybkość sedymentacji cząstek stałych. Zatem określona wartość współczynnika stabilności TSI jest wynikiem

uśrednienia parametrów charakteryzujących procesy zachodzące w analizowanych układach. TSI przyjmuje wartość w zakresie od 0 do 100. Im wyższa wartość TSI, tym mniejsza stabilność suspensji. Wartość ta obliczana jest przez oprogramowanie komputerowe współpracujące z turbidymetrem na podstawie wzoru:

$$TSI = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - x_{BS})^2}{n-1}} \quad (3)$$

gdzie:

x_i – średnie rozproszenie wsteczne dla każdej minuty pomiaru,

x_{BS} – średnie x_i ,

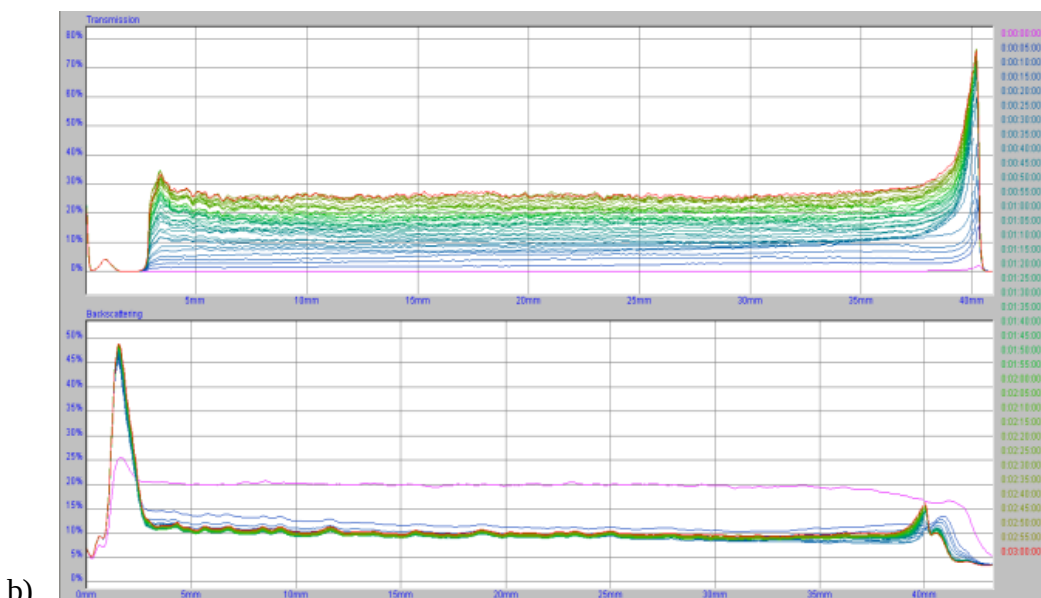
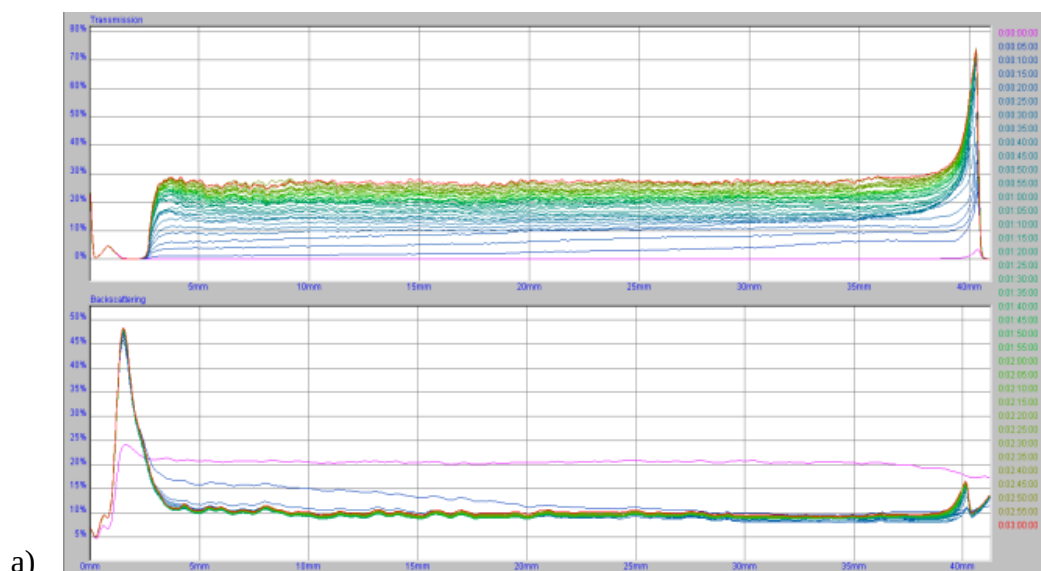
n – ilość skanów.

Suspensję, przygotowaną poprzez dodanie 0,02 g tlenku chromu(III) do 20 cm³ roztworu elektrolitu podstawowego, poddawano działaniu ultradźwięków przez 3 minuty. Następnie ustalano żadaną wartość pH, po czym badano zmiany stabilności układu. W analogiczny sposób sporządzano suspensje zawierające wybrany adsorbat. Biopolimer dodawano tuż przed rozpoczęciem pomiaru. Pojedynczy pomiar stabilności trwał 3 godziny, podczas których co 5 minut rejestrowano odpowiednie dane.

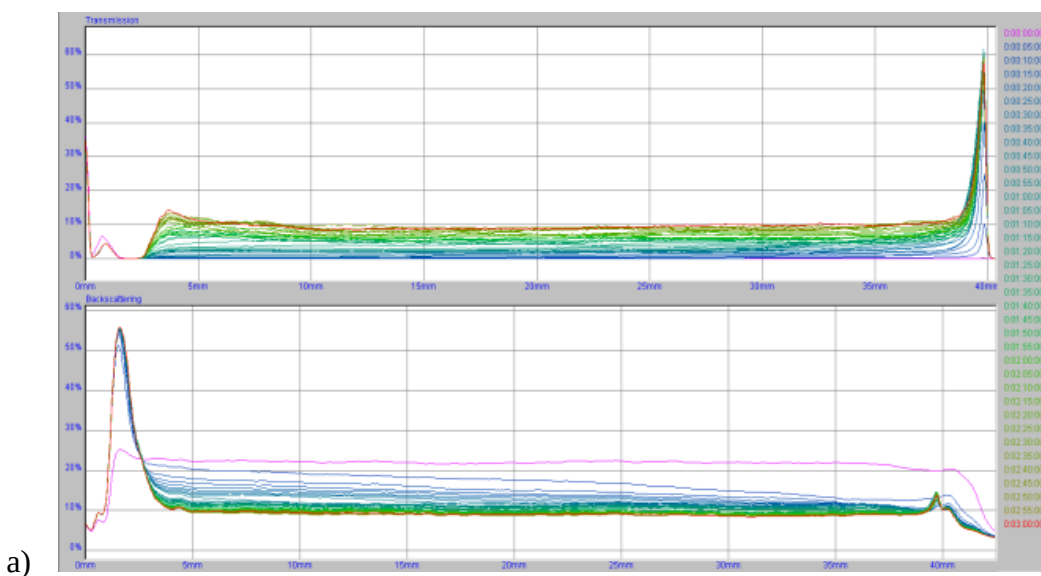
3. Wyniki badań i dyskusja

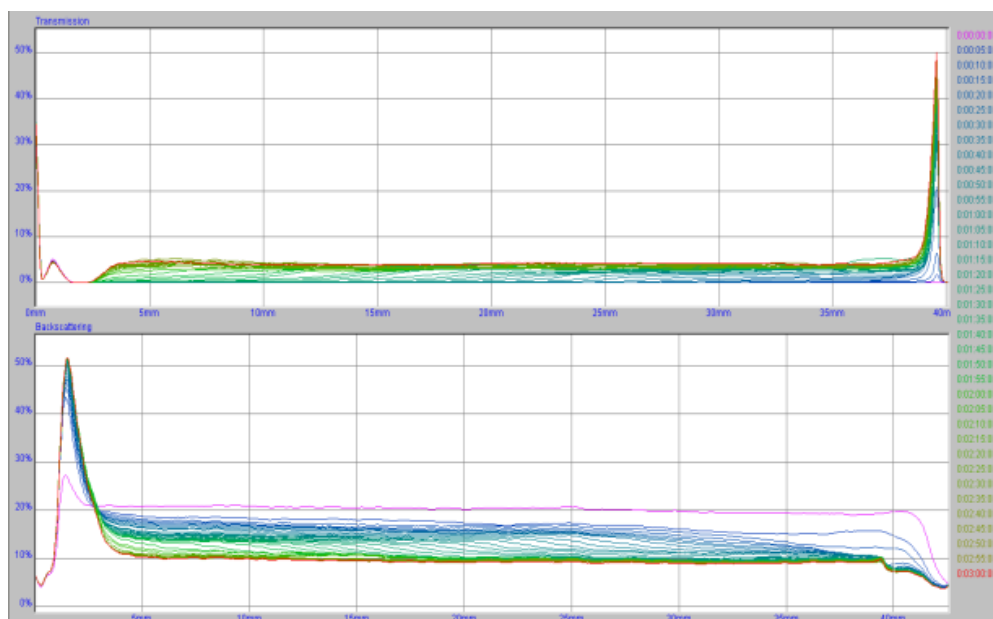
3.1. Stabilność suspensji tlenku chromu(III) przy braku i w obecności białek

Stabilność suspensji tlenku mineralnego przy braku i w obecności wybranych białek zmierzono metodą turbidymetryczną. Wyniki uzyskano w postaci krzywych transmisji i rozproszenia wstecznego. Na rysunkach 4-6 przedstawiono krzywe otrzymane dla układów Cr₂O₃, Cr₂O₃-OVA oraz Cr₂O₃-LSZ w pH 4,6 i 9.



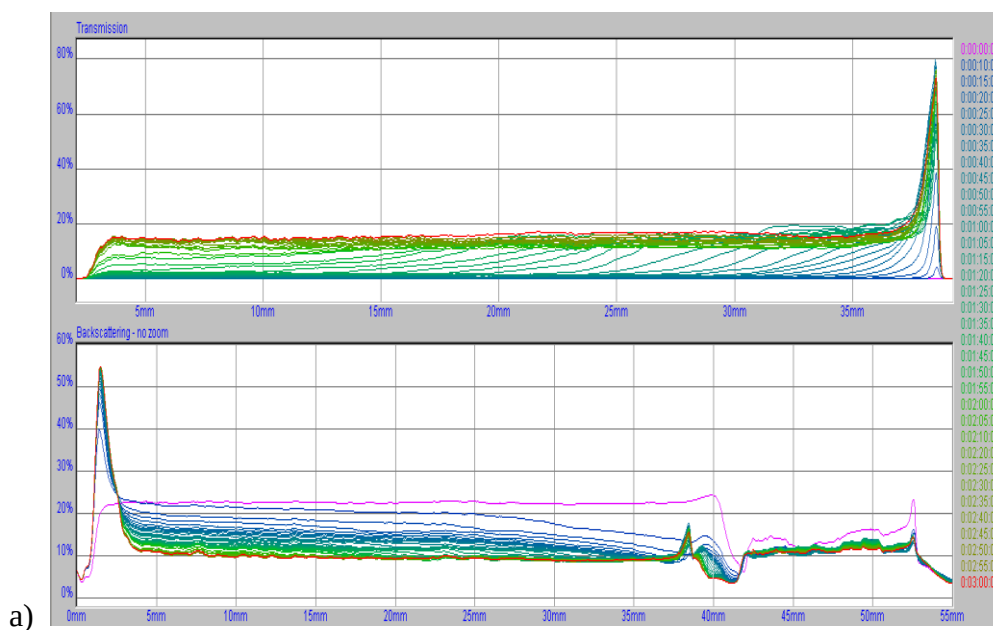
Rysunek 4. Krzywe transmisji i rozproszenia wstecznego dla suspensji tlenku chromu(III) w: a) pH 4,6, b) pH 9



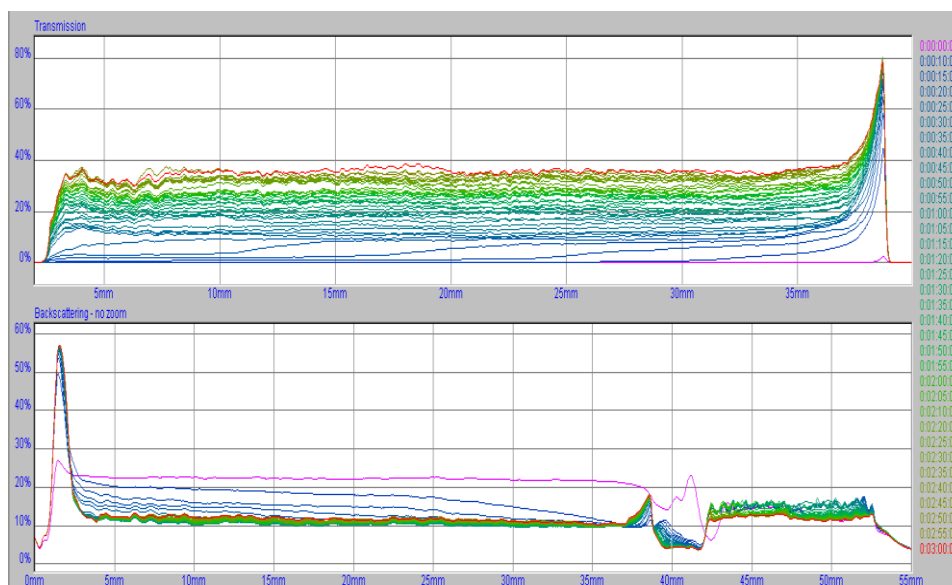


b)
Rysunek 5. Krzywe transmisji i rozproszenia wstecznego dla układu tlenku chromu(III) - owoalbumina w:
a) pH 4,6, b) pH 9

Rezultaty otrzymane dla surowiczej albuminy wołowej nie zostały przedstawione, ponieważ są one analogiczne do tych, uzyskanych dla owoalbuminy. Jak już wspomniano w poprzednim rozdziale, bardzo pomocnym parametrem przy określaniu stabilności układu jest współczynnik TSI (ang. *Turbiscan Stability Index*). Wraz ze wzrostem jego wartości, stabilność układu maleje. A zatem, analiza wartości powyższego współczynnika pozwala na dokładne określenie trwałości badanych suspensji. Otrzymane wartości TSI zestawiono na rysunku 7.



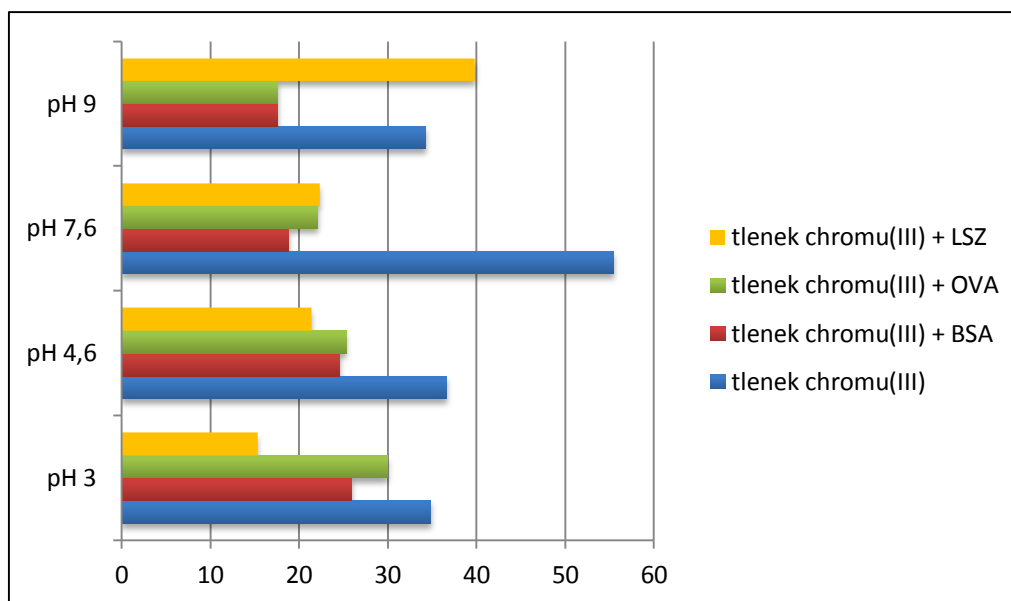
a)



Rysunek 6. Krzywe transmisji i rozproszenia wstecznego dla układu tlenku chromu(III) - lizozym w: a) pH 4,6, b) pH 9

Suspensja stabilna to taka, w której nie obserwuje się sedymentacji cząstek nawet po upływie stosunkowo długiego czasu. Z kolei, w układzie niestabilnym dochodzi do agregacji cząstek ciała stałego, dzięki czemu możliwe jest stopniowe klarowanie układu. Destabilizacja układu jest zjawiskiem wysoce pożądanym podczas oczyszczania wód i ścieków.

Analiza otrzymanych wyników wykazała, że suspensja tlenku chromu(III) charakteryzuje się najniższą stabilnością w pH 7,6. Świadczy o tym wysoka wartość współczynnika TSI (ok. 55). W pH 3, 4,6 i 9 stabilność badanej zawiesiny jest stosunkowo większa, co objawia się obniżoną wartością powyższego parametru (ok. 34, 36 i 34, odpowiednio). Analogiczną zależność stabilności suspensji tlenku chromu(III) od pH roztworu zaobserwowano podczas badania właściwości poliaminokwasów [16].



Rysunek 7. Wartość współczynnika TSI dla poszczególnych układów

W obecności albumin (surowiczej albuminy wołowej i owoalbuminy) dochodzi do podwyższenia stabilności suspensji tlenku mineralnego. Świadczą o tym m.in. obniżone poziomy transmisji, podwyższone poziomy rozproszenia wstecznego, a także spadek wartości współczynnika stabilności. Z kolei, w obecności lizozymu, w zależności pH roztworu, zaobserwowano podwyższenie lub obniżenie stabilności układu. W pH 3, 4,6 i 7,6 dodatek LSZ przyczynia się do podwyższenia stabilności układu, co objawia się w identyczny sposób, jak w przypadku albumin. Natomiast w pH 9 zaobserwowano lekką destabilizację suspensji tlenku chromu(III) w obecności lizozymu, o której świadczą podwyższone poziomy transmisji, obniżone poziomy rozproszenia wstecznego oraz wzrost wartości współczynnika TSI.

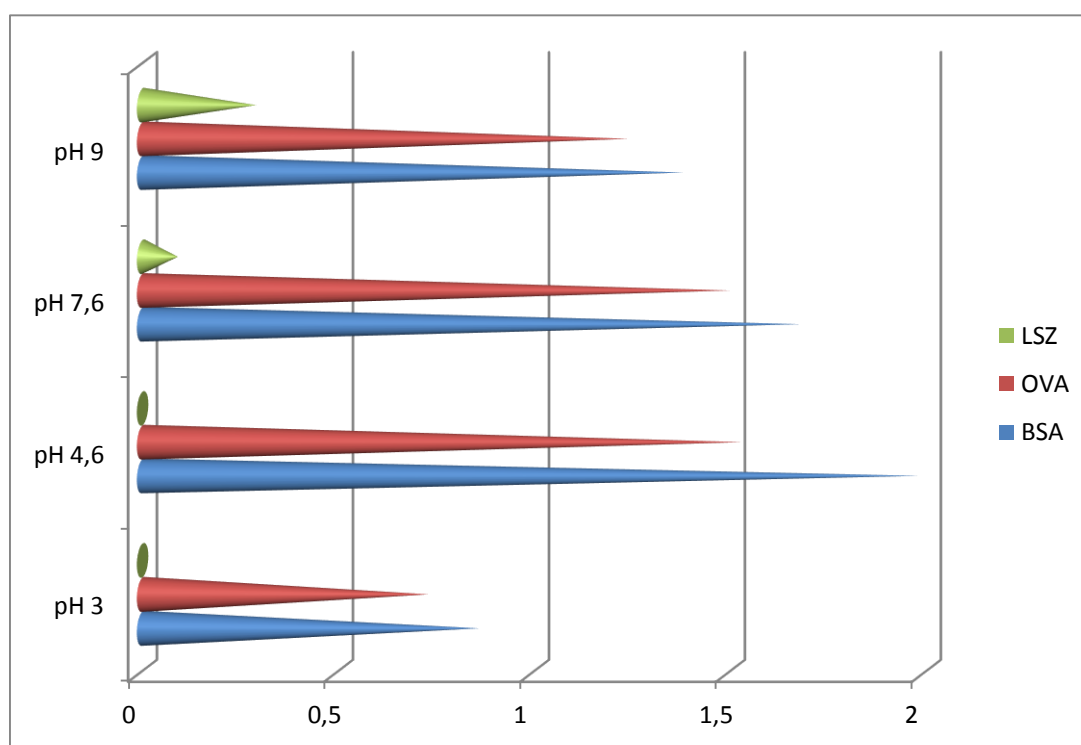
3.2. Właściwości adsorpcyjne białek na powierzchni tlenku chromu(III)

W celu wyjaśnienia zaobserwowanych zmian stabilności suspensji tlenku chromu(III) w obecności poszczególnych białek przeprowadzono pomiary adsorpcyjne. Wyniki otrzymane w poszczególnych pH roztworu, przy wyjściowym stężeniu białka równym 200 ppm przedstawiono na rysunku 8.

Podczas analizy uzyskanych rezultatów stwierdzono, że właściwości adsorpcyjne surowiczej albuminy wołowej oraz owoalbuminy są bardzo podobne i wyraźnie różnią się od właściwości lizozymu. Jest to związane z odmiennymi cechami badanych białek. Jak już wcześniej wspomniano surowicza albumina wołowa oraz owoalbumina zostały zaliczone

do białek o niskiej stabilności wewnętrznej. Adsorpcja tych białek na powierzchni ciała stałego może zachodzić nawet w niesprzyjających warunkach, np. w warunkach odpychania elektrostatycznego pomiędzy cząstkami adsorbentu i powierzchnią adsorbentu, co jest możliwe dzięki zmianom strukturalnym makrocząsteczek. Z kolei lizozym należy do białek o wysokiej stabilności wewnętrznej. Białka tej grupy preferują adsorpcję na powierzchniach hydrofobowych. Na powierzchniach hydrofilowych adsorbują się wyłącznie pod nieobecność odpychania elektrostatycznego pomiędzy makrocząsteczkami biopolimeru a powierzchnią ciała stałego [17].

Niezależnie od rodzaju białka stwierdzono, że ilość zaadsorbowanych makrocząsteczek na powierzchni ciała stałego zmienia się wraz ze zmianą pH roztworu. W przypadku albumin najwyższą wielkość adsorpcji zaobserwowano w pH 4,6, tj. w pH bliskim wartości ich punktu izoelektrycznego (pI). W tych warunkach zawartość α -helis w łańcuchu polipeptydowym BSA wynosi 55% [18], a jej promień hydrodynamiczny ma długość ok. 3,32 nm [19], co wskazuje na jego silnie upakowaną konformację. Dzięki takiej strukturze możliwa jest adsorpcja dużej ilości makrocząsteczek na jednostkowej powierzchni adsorbentu. W pozostałych pH roztworu, tj. 3, 7,6 i 9, zaobserwowano niższe wielkości adsorpcji. Jest to związane ze stopniowym rozciąganiem konformacji makrocząsteczek. Obniżenie lub podwyższenie pH roztworu prowadzi do rozwinięcia określonych domen białkowych, tj. zachodzi pewna denaturacja białka.



Rysunek 8. Wielkość adsorpcji [mg/m²] poszczególnych białek na powierzchni tlenku chromu(III)

Bardziej rozciągnięta struktura makrocząsteczek jest równoznaczna z niższą wielkością adsorpcji, ponieważ makrocząsteczki o większych rozmiarach zajmują większą część powierzchni ciała stałego, blokując tym samym miejsce dla pozostałych. Można więc stwierdzić, że rozmiary makrocząsteczek w sposób bezpośredni przekładają się na ilość zaadsorbowanej albuminy. W pH 3 zawartość α -helis w łańcuchu BSA jest równa 45% [18], a promień hydrodynamiczny wynosi 4,31 nm [19]. W pH 7,6 promień hydrodynamiczny BSA wynosi 3,57 nm, natomiast w pH 9 jest on równy 4,10 nm [19]. Konformacja owoalbuminy zmienia się w analogiczny sposób do struktury surowiczej albuminy wołowej. W punkcie izoelektrycznym jej promień hydrodynamiczny wynosi 2,95 nm, w pH 3 – 4,16 nm, w pH 7,6 – 3,39 nm, z kolei w pH 9 – 3,82 nm [19]. Wartości te zestawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Długość promienia hydrodynamicznego albumin [nm]

Albumina	pH 3	pH 4,6	pH 7,6	pH 9
BSA	4,31	3,32	3,57	4,1
OVA	4,16	2,95	3,39	3,82

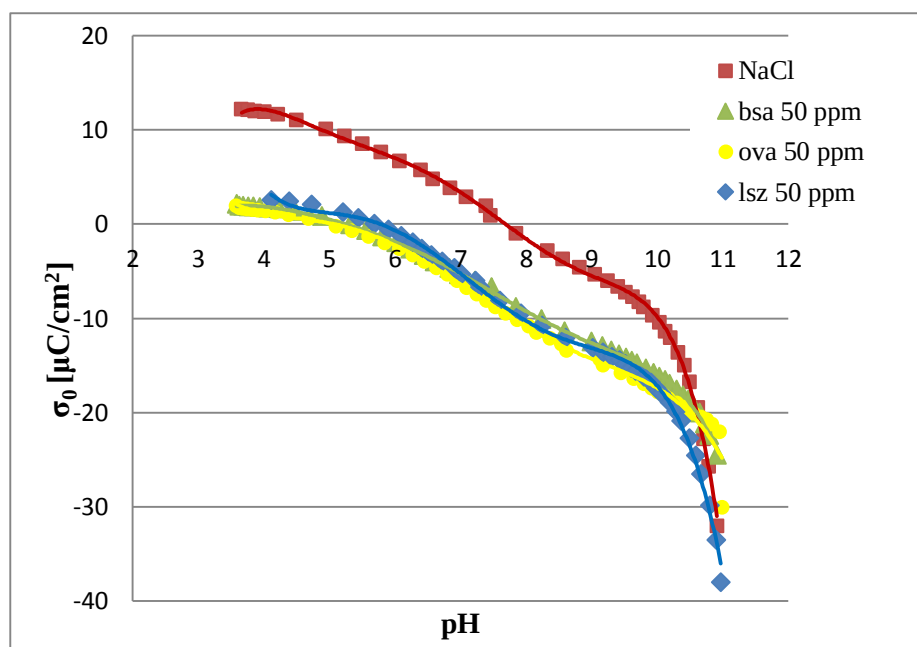
Źródło: Szewczuk-Karpisz K., Wiśniewska M.: *Adsorption Properties of the Albumin–Chromium(III) Oxide System – Effect of Solution pH and Ionic Strength*, *Soft Materials* 12, 2014, 268–276.

Warto również wspomnieć, że na wielkość adsorpcji albumin na powierzchni tlenku chromu(III) mają również wpływ siły elektrostatyczne działające pomiędzy powierzchnią adsorbentu a makrocząsteczkami biopolimeru. Wykonane miareczkowanie potencjometryczne wykazało, że punkt zerowego ładunku powierzchniowego tlenku chromu(III) wynosi 7,6. W tych warunkach stężenia dodatnich i ujemnych grup powierzchniowych są sobie równe. A zatem, w pH 7,6 zerowy ładunek cząstek ciała stałego sprawia, że w układzie nie występują siły elektrostatyczne, które utrudniałyby adsorpcję. Podobne warunki istnieją w pH 4,6, tj. w pobliżu wartości punktów izoelektrycznych albumin. Wówczas ładunek wypadkowy makrocząsteczek jest bliski 0, dzięki czemu nie występuje odpychanie elektrostatyczne pomiędzy adsorbentem i adsorbentem. W pH 3 i 9 wzajemne oddziaływania ciała stałego i makrocząsteczek białek są już odmienne. W pH 3 zarówno makrocząsteczki, jak i cząstki tlenku mineralnego są naładowane dodatnio. Z kolei, w pH 9 są one ujemne. W rezultacie w układzie pojawiają się siły odpychania elektrostatycznego, które utrudniają wzajemny kontakt makrocząsteczek i cząstek tlenku metalu, co przekłada się na niższą wielkość adsorpcji.

Właściwości adsorpcyjne lizozymu są odmienne niż wyżej opisane właściwości albumin. Zmiany konformacyjne jego makrocząsteczek nie wpływają znacząco na przebieg procesu adsorpcji [17]. Decydującym czynnikiem warunkującym adsorpcję lizozymu na powierzchni ciała stałego są warunki elektrostatyczne. Białko to adsorbuje się wyłącznie w warunkach przyciągania elektrostatycznego adsorbent-adsorbat, tj. w pH 7,6 i 9. Makrocząsteczki lizozymu w całym badanym zakresie pH są naładowane dodatnio. W pH 7,6 ładunek powierzchniowy adsorbentu jest bliski 0, a zatem w układzie nie występują siły elektrostatyczne wykluczające adsorpcję lizozymu. W pH 9 powierzchnia adsorbentu jest ujemna i w rezultacie makrocząsteczki białka oraz cząstki ciała stałego wzajemnie się przyciągają. To właśnie w tych warunkach zaobserwowano najwyższą wielkość adsorpcji lizozymu na powierzchni tlenku chromu(III).

3.3. Gęstość ładunku powierzchniowego cząstek tlenku chromu(III) przy braku i w obecności białek

Miareczkowanie potencjometryczne umożliwiło wyznaczenie ładunku powierzchniowego tlenku chromu(III) przy braku i w obecności wybranych białek. Otrzymane zależności ładunku powierzchniowego cząstek tlenku metalu od pH roztworu przedstawiono na rysunku 9.

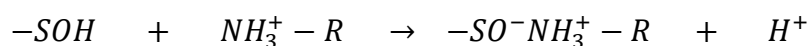


Rysunek 9. Gęstość ładunku powierzchniowego tlenku chromu(III) przy braku i w obecności wybranych białek

Źródło: Opracowanie własne

Analizując powyższe rezultaty stwierdzono, że punkt zerowego ładunku powierzchniowego, tj. pH_{pzc} , adsorbentu wykorzystanego w doświadczeniach wynosi ok. 7,6. Dodatek białek powoduje przesunięcie powyższego punktu w kierunku kwaśnych wartości. Wartość pH_{pzc} w obecności surowiczej albuminy wołowej o stężeniu 50 ppm wynosi ok. 5,2, podobnie jak w obecności owoalbuminy o takim samym stężeniu. Z kolei, dodatek lizozymu o stężeniu 50 ppm powoduje przesunięcie pH_{pzc} do wartości ok. 5,8.

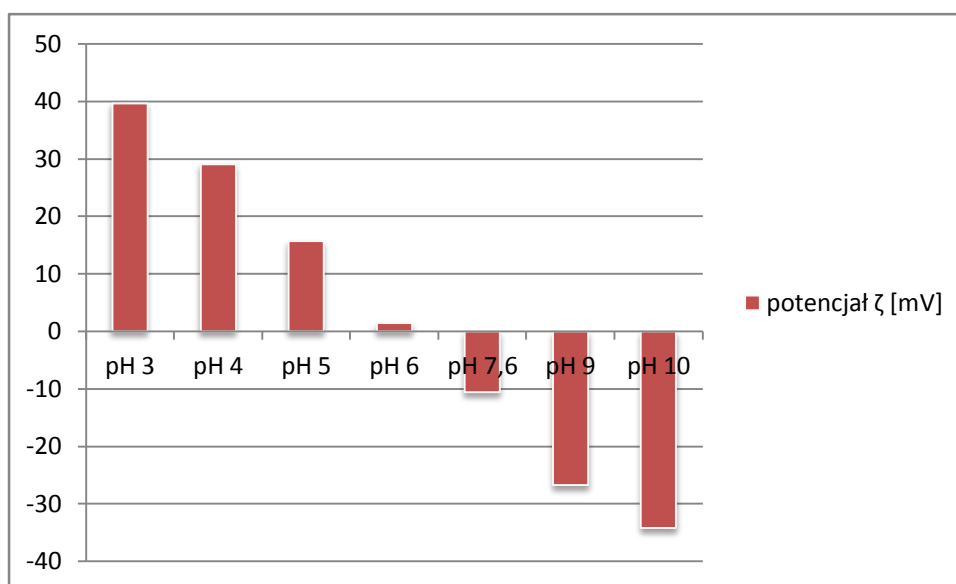
Adsorpcja wszystkich badanych białek powoduje obniżenie gęstości ładunku powierzchniowego cząstek tlenku chromu(III). Jest to rezultatem oddziaływania poszczególnych aminokwasów z grupami powierzchniowymi adsorbentu. W czasie adsorpcji makrocząsteczki białka przyjmują ściśle określoną orientację względem powierzchni ciała stałego. Prawdopodobnie, obniżenie gęstości ładunku adsorbentu jest wynikiem oddziaływania protonowanych grup aminowych ($-NH_3^+$) obecnych w łańcuchach polipeptydowych z grupami powierzchniowymi tlenku mineralnego ($-SOH$), zgodnie z poniższą reakcją:



Podobne zjawisko zaobserwowano podczas badania adsorpcji polietylenoiminy na powierzchni hematytu [20]. Warto również wspomnieć, że Hardvig opracował równania umożliwiające obliczenie ładunku powierzchniowego ciała stałego w czasie adsorpcji białek [21].

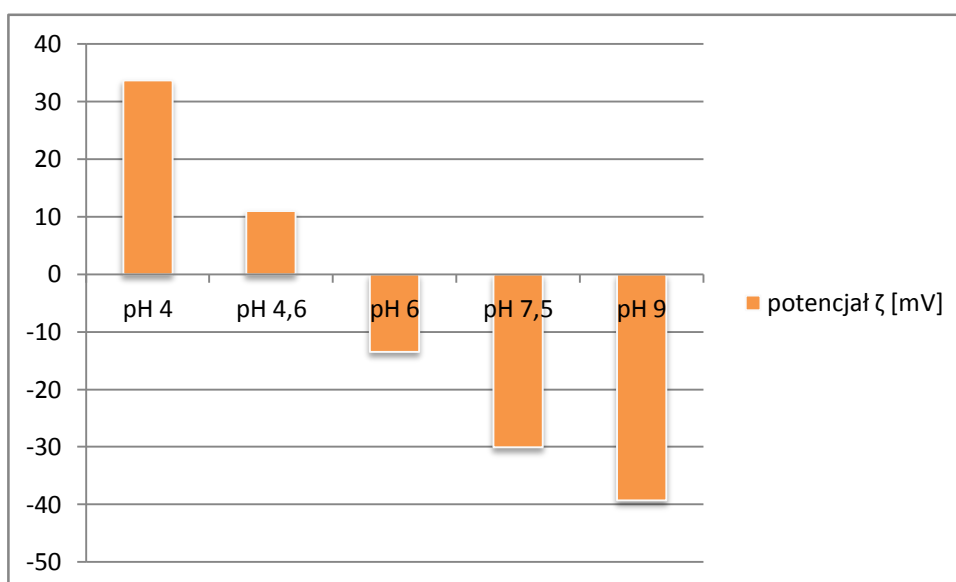
3.4. Potencjał elektrokinetyczny cząstek tlenku chromu(III) przy braku i w obecności białek

Znajomość gęstości ładunku powierzchniowego, a także wartości potencjału elektrokinetycznego cząstek stałych pozwala na określenie struktury podwójnej warstwy elektrycznej utworzonej na granicy faz ciało stałe / roztwór elektrolitu podstawowego (roztwór białka). Potencjał elektrokinetyczny mierzono z wykorzystaniem zjawiska mikroelektroforezy. Uzyskane wyniki przedstawiono na rysunkach 10-13.



Rysunek 10. Potencjał elektrokinetyczny cząstek tlenku chromu(III)

Źródło: Opracowanie własne

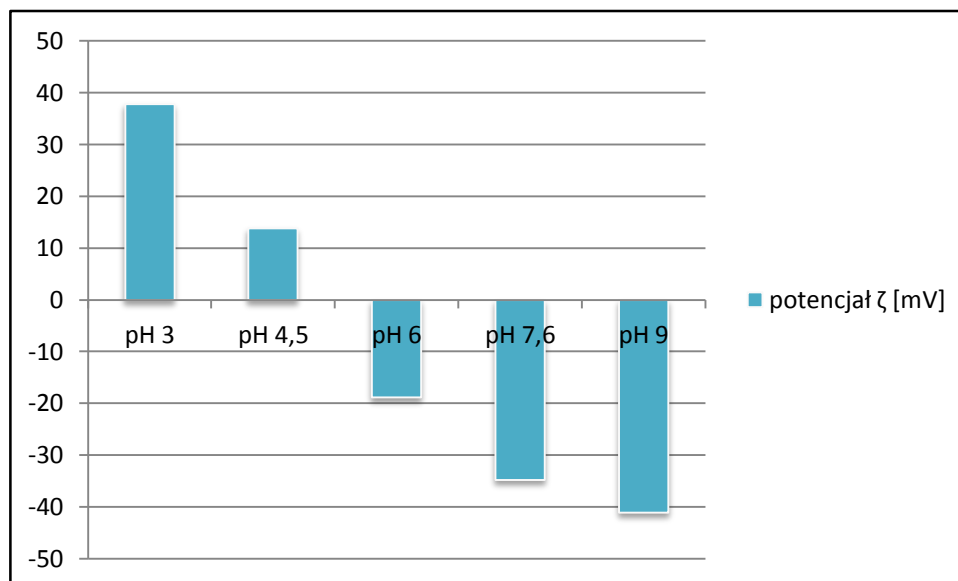


Rysunek 11. Potencjał elektrokinetyczny cząstek tlenku chromu(III) w obecności surowiczej albuminy wołowej (50 ppm)

Źródło: Opracowanie własne

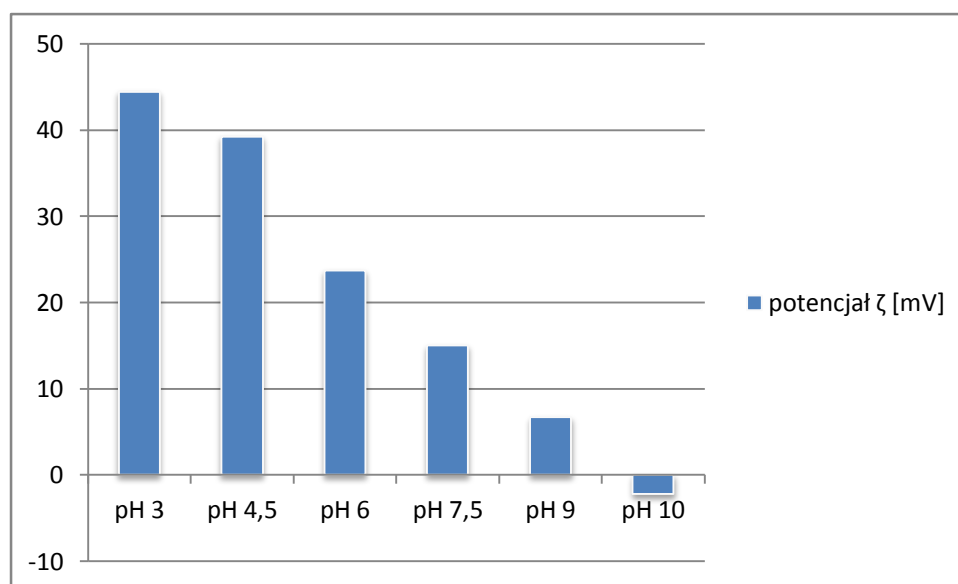
Punkt izoelektryczny cząstek stałych (pH_{iep}) to taka wartość pH, przy którym wypadkowy ładunek płaszczyzny poślizgu jest bliski 0. Przeprowadzone pomiary elektrokinetyczne wykazały, że pH_{iep} tlenku chromu(III) wynosi 6. W roztworach o pH powyżej tej wartości w płaszczyźnie poślizgu dominują jony ujemne. Z kolei, w pH poniżej 6 w płaszczyźnie poślizgu przeważają jony dodatnie. Adsorpcja białka powoduje zmianę wartości punktu izoelektrycznego badanego ciała stałego. W obecności surowiczej albuminy

wołowej lub owoalbuminy wartość ta wynosi ok. 5. Z kolei, w obecności lizozymu pH_{iep} przyjmuje wartość ok. 10. Powyższe dane zestawiono w tabeli 3.



Rysunek 12. Potencjał elektrokinetyczny cząstek tlenku chromu(III) w obecności owoalbuminy (50 ppm)

Źródło: Opracowanie własne



Rysunek 13. Potencjał elektrokinetyczny cząstek tlenku chromu(III) w obecności lizozymu (50 ppm)

Źródło: Opracowanie własne

Warto zauważyć, że wartości pH_{iep} zaobserwowane w obecności białek są bliskie wartościom ich punktów izoelektrycznych. Podobne zależności zaobserwował Rezwan [22]. Oznacza to, że podczas adsorpcji cała powierzchnia tlenku mineralnego jest pokryta makrocząsteczkami białek.

Tabela 3. Wartości pH_{iep} cząstek tlenku chromu(III) przy braku i w obecności białek (50 ppm)

Układ	pH_{iep}
Tlenek chromu(III)	6
Tlenek chromu(III) + BSA	5
Tlenek chromu(III) + OVA	5
Tlenek chromu(III) + LSZ	10

Źródło: Opracowanie własne

W ten sposób powierzchnia adsorbentu przyjmuje właściwości typowe dla makrocząsteczek albumin lub lizozymu. W roztworach o pH poniżej wartości pH_{iep} ładunek wypadkowy płaszczyzny poślizgu jest dodatni, ponieważ w tych warunkach makrocząsteczki białek są naładowane dodatnio. Natomiast w pH powyżej pH_{iep} płaszczyzna poślizgu jest naładowana ujemnie, co jest związane z ujemnym ładunkiem makrocząsteczek.

3.5. Mechanizm stabilności suspensji tlenku chromu(III) przy braku i w obecności białek

Analiza zbiorcza wyników adsorpcyjnych, elektrokinetycznych i stabilnościowych umożliwiła wyjaśnienie mechanizmu stabilizacji oraz destabilizacji suspensji tlenku chromu(III) przy braku i w obecności białek o wysokiej i niskiej stabilności wewnętrznej. W tabeli 4 zestawiono najważniejsze informacje na temat stabilności suspensji wybranego tlenku metalu w określonych warunkach.

Suspensja tlenku mineralnego nie zawierająca biopolimeru jest najbardziej stabilna w pH 3. W tych warunkach w układzie zachodzi stabilizacja elektrostatyczna, którą zapewnia najwyższa wartość potencjału dzeta, tj. +40 mV. W takiej sytuacji każda dodatnio naładowana cząstka ciała stałego jest otoczona warstwą dyfuzyjną ładunku ujemnego pochodzącego od jonów chlorkowych elektrolitu podstawowego. Warstwa ta stanowi barierę zapobiegającą zderzaniu się cząstek, a tym samym tworzeniu łatwo opadających agregatów. W pH 4,6 suspensja tlenku chromu(III) jest również stosunkowo stabilna. W tych warunkach mechanizm stabilności jest podobny do tego zachodzącego w pH 3. Jednakże, w pH 4,6 wartość potencjału elektrokinetycznego cząstek stałych jest niższa w porównaniu do pH 4 (wynosi ok. +29 mV), przez co stabilność suspensji jest odpowiednio mniejsza.

W pH 7,6 suspensja tlenku chromu(III) jest niestabilna, ponieważ w tym pH ładunek powierzchniowy cząstek stałych jest bliski 0. Wypadkowy ładunek zerowy powierzchni cząstek tlenku metalu jest równoznaczny z zanikiem odpychających sił elektrycznych

między nimi. Sprzyja to ich wzajemnym zderzeniom i tworzeniu dużych, szybko sedimentujących agregatów.

W pH 9 suspensja badanego tlenku metalu wykazuje stosunkowo dużą stabilność. W tych warunkach w roztworze zachodzi stabilizacja elektrostatyczna. Dokoła ujemnie naładowanych cząstek tlenku mineralnego tworzy się warstwa dyfuzyjna złożona z jonów sodowych elektrolitu podstawowego, która zapobiega ich agregacji. Stabilność układu w pH 9 jest bardzo zbliżona do jego stabilności w pH 4,6. Jest to rezultat podobnych wartości potencjału elektrokinetycznego cząstek stałych, tj. +29 mV i -28 mV, odpowiednio.

Tabela 4. Mechanizmy stabilności suspensji tlenku chromu(III) przy braku i w obecności wybranych białek

Układ	pH 3	pH 4,6	pH 7,6	pH 9
Tlenek chromu(III)	Stabilizacja elektrostatyczna	Stabilizacja elektrostatyczna	Destabilizacja (pH_{pzc})	Stabilizacja elektrostatyczna
Tlenek chromu(III) + BSA	Stabilizacja elektrosteryczna	Stabilizacja steryczna	Stabilizacja elektrosteryczna	Stabilizacja elektrosteryczna
Tlenek chromu(III) + OVA	Stabilizacja elektrosteryczna	Stabilizacja steryczna	Stabilizacja elektrosteryczna	Stabilizacja elektrosteryczna
Tlenek chromu(III) + LSZ	Stabilizacja zubożania	Stabilizacja zubożania	Stabilizacja elektrosteryczna	Destabilizacja (neutralizacja ładunku powierzchniowego)

Źródło: Opracowanie własne

Adsorpcja białka wpływa znacząco na stabilność suspensji tlenku chromu(III). Surowicza albumina wołowa oraz owoalbumina, ze względu na wzajemne podobieństwo, wykazują bardzo zbliżony wpływ na stabilność badanej suspensji. Dodatek albumin bez względu na ich rodzaj oraz pH roztworu powoduje wzrost stabilności suspensji tlenku chromu(III). Makrocząsteczki biopolimerów adsorbują się na powierzchni cząstek metalu w każdym badanym pH roztworu, przy czym największa ilość adsorbuje się w pH 4,6 (wartość bliska wartości punktu izoelektrycznego adsorbentu), a najmniejsza w pH 3. Podczas analizy otrzymanych wielkości adsorpcji i wartości potencjału dzeta tlenku metalu stwierdzono, że w całym badanym zakresie pH powierzchnia cząstek ciała stałego zostaje całkowicie pokryta makrocząsteczkami biopolimeru. A zatem, najbardziej prawdopodobnym mechanizmem stabilizacji suspensji, który przyczynia się do wzrostu stabilności badanego układu w tych warunkach jest stabilizacja steryczna lub elektrosteryczna. Pierwsza z nich zachodzi w pH 4,6, kiedy to wypadkowy ładunek makrocząsteczek jest bliski 0. Z kolei drugi typ stabilizacji ma miejsce w pH 3, 7,6 oraz 9, tj. w warunkach, w których makrocząsteczki są naładowane dodatnio lub ujemnie. Oba mechanizmy wynikają z wzajemnego odpychania się

warstewek adsorpcyjnych utworzonych na powierzchni ciała stałego. W przypadku stabilizacji elektrosterycznej dodatkowy wkład we wzrost stabilności wnosi wzajemne odpychanie elektrostatyczne zaadsorbowanych makrocząsteczek. Wzrost stabilności suspensji tlenku chromu(III) w obecności albumin jest równoznaczny z jeszcze bardziej utrudnionym tworzeniem agregatów z cząstek stałych, co jest wysoce niepożądane w procedurze oczyszczania wód i ścieków.

Wpływ lizozymu na stabilność suspensji tlenku chromu(III) jest odmienny niż wpływ albumin. W zależności od pH roztworu adsorpcja lizozymu powoduje wzrost lub spadek stabilności badanej zawiesiny. W pH 3, 4,6 oraz 7,6 w obecności omawianego białka zaobserwowano wzrost stabilności układu. Jak już wcześniej wspomniano, w pH 3 i 4,6 lizozym nie adsorbuje się na powierzchni tlenku chromu(III) ze względu na odpychanie elektrostatyczne pomiędzy jego makrocząsteczkami a cząstkami adsorbentu. Jednakże, sama obecność białka w układzie powoduje wzrost jego stabilności. Niezaadsorbowane makrocząsteczki otaczają cząstki tlenku mineralnego, tworząc w ten sposób fizyczną barierę zapobiegającą ich zderzaniu. Mechanizm ten został określony jako stabilizacja zubożania (ang. *depletion stabilization*). W pH 7,6 również zaobserwowano wzrost stabilności suspensji tlenku chromu(III) w obecności lizozymu. W tych warunkach makrocząsteczki adsorbują się na powierzchni ciała stałego ze względu na zerowy ładunek powierzchniowy adsorbentu. A zatem, w układzie ma miejsce stabilizacja elektrosteryczna, wynikająca ze sterycznego odpychania warstewek adsorpcyjnych oraz elektrostatycznego odpychania ładunków zaadsorbowanych makrocząsteczek. Ze względu na stosunkowo wysoką stabilność układu w pH 3, 4,6 i 7,6 tworzenie agregatów cząstek tlenku mineralnego oraz ich sedymentacja są znacznie utrudnione.

Adsorpcja lizozymu na powierzchni tlenku chromu(III) w pH 9 powoduje lekką destabilizację zawiesiny. W tym przypadku dodatnio naładowane makrocząsteczki białka adsorbują się na ujemnej powierzchni cząstek ciała stałego. W rezultacie dochodzi do neutralizacji ładunku powierzchniowego adsorbentu. Cząstki ciała stałego przestają się wzajemnie odpychać, a ich kontakt staje się bardziej prawdopodobny.

4. Wnioski

1. Suspensja tlenku chromu(III) nie zawierająca białek jest najbardziej niestabilna w pH 7,6, co wynika z zerowego ładunku powierzchniowego cząstek ciała stałego. W tych warunkach nie występują siły odpychania pomiędzy cząstkami tlenku mineralnego, co sprzyja ich zderzeniom i tworzeniu agregatów.

2. Dodatek albumin (owoalbuminy lub surowiczej albuminy wołowej) przyczynia się do podwyższenia stabilności suspensji tlenku chromu(III). Jest to związane ze zjawiskiem stabilizacji sterycznej lub elektrosterycznej. A zatem można stwierdzić, że albuminy utrudniają usuwanie koloidalnego tlenku chromu(III) z wód i ścieków.
3. Obecność lizozymu powoduje podwyższenie lub obniżenie stabilności badanego układu w zależności od pH roztworu. Lekką destabilizację suspensji, która sprzyja tworzeniu agregatów cząstek ciała stałego, zaobserwowano wyłącznie w pH 9. Wynika ona z neutralizacji ładunku powierzchniowego tlenku metalu. A zatem w określonych warunkach lizozym może być uznany za substancję ułatwiającą usuwanie tlenku chromu(III) z wód i ścieków.

Literatura

1. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska: *Stan środowiska w Polsce. Sygnały 2011*. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2011.
2. Kowal A. L., Świdarska-Bróż M.: *Oczyszczanie wody. Podstawy teoretyczne i technologiczne, procesy i urządzenia*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2009.
3. Świdarska-Bróż M.: *Mikrozanieczyszczenia wód i możliwości ich usuwania*. Ochrona Środowiska 3 (50), 1993, 23-28.
4. Dojlido J.: *Chemia wody*. Akady, Warszawa 1987.
5. Kaleta J., Puszkarewicz A.: *Uzdatnianie wody do spożycia przez ludzi*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów 2011.
6. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych: Dz. U. z 2008 r., Nr 162, poz. 1008.
7. Adamski W.: *Modelowanie systemów oczyszczania wód*. Wydawnictwo naukowe PWN, Warszawa 2002.
8. Barnhart J.: *Occurrences, Uses and Properties of Chromium*. Regulatory Toxicology and Pharmacology 26, 1997, 3-7.
9. Gettens R. J., Stout G. L.: *Painting materials: a short encyclopaedia*. Dover Publications 1966.
10. Kłyszejko-Stefanowicz, L.: *Ćwiczenia z biochemii*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2003.

11. Reed, R.G., Putnam, F.W., Peters Jr., T.: *Sequence of residues 400-103 of bovine serum albumin*. Biochem. J. 191, 1980, 867-868.
12. Dawson, R.M.C., Elliott, D.C., Elliott, W.H., Jones, K.M.: *Data for Biochemical Research*, 3rd ed. Clarendon Press, Oxford 1993.
13. Beeley, J.A., Stevenson, S.M., Beeley, J.G.: *Polyacrylamide gel isoelectric focusing of proteins: determination of isoelectric points using an antimony electrode*. Biochim. Biophys. Acta., 285, 1972, 293–300.
14. Norde, W., MacRitchie, F., Nowicka, G., Lyklema, J.: *Protein adsorption at solid-liquid interfaces: reversibility and conformation aspects*. J. Coll. Int. Sci. 112, 1986, 447–456.
15. Watter L. R.: *Immunological studies on egg white proteins: IV. Immunochemical and physical studies of lysozyme*. J. Biol. Chem. 192, 1951, 237-242.
16. Ostolska I., Wiśniewska M.: *Application of the zeta potential measurements to explanation of colloidal Cr₂O₃ stability mechanism in the presence of the ionic polyamino acids*. Colloid Polymer Sci. 292, 2014, 2453-2464.
17. Wang K., Zhou Ch., Hong Y., Zhang X.: *A review of protein adsorption on bioceramics*. DOI: 10.1098/rsfs.2012.0012.
18. Khan, M.Y.: *Direct evidence for the involvement of domain III in the N-F transition of bovine serum albumin*. Biochem. J. 236, 1986, 307–310.
19. Szewczuk-Karpisz K., Wiśniewska M.: *Adsorption Properties of the Albumin–Chromium(III) Oxide System – Effect of Solution pH and Ionic Strength*. Soft Materials 12, 2014, 268–276.
20. Chibowski S., Patkowski J., Grządka E.: *Adsorption of polyethyleneimine and polymethacrylic acid onto synthesized hematite*. J. Colloid Interface Sci. 329, 2009, 1-10.
21. Hartvig R.A., Van de Weert M., Ostergaard J., Jorgensen L., Jensen H.: *Protein adsorption at charged surfaces: the role of electrostatic interactions and interfacial charge regulation*. Langmuir 27, 2011, 2634-2643.
22. Rezwan K., Meier L.P., Rezwan M., Voros J., Textor M., Gaucier L.J.: *Bovine serum albumin adsorption onto colloidal Al₂O₃ particles: a new model based on zeta potential and UV-vis measurements*. Langmuir 20, 2004, 10055-10061.

mgr inż. Malwina Tytła¹, dr hab. inż. Ewa Zielewicz prof. nzw. w Pol. Śl²

Politechnika Śląska, Instytut Inżynierii Wody i Ścieków

ul. Konarskiego 18, 44-100 Gliwice

Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN

ul. M. Skłodowskiej-Curie 34, 41-819 Zabrze

e-mail: ¹malwina.tytla@polsl.pl; malwina.tytla@ipis.zabrze.pl, e-mail: ²ewa.zielewicz@polsl.pl

Badania efektów dezintegracji osadów nadmiernych zagęszczonych w polu ultradźwiękowym z zastosowaniem dezintegratorów różnego typu

Słowa kluczowe: *osady nadmierne, dezintegracja ultradźwiękowa, efekty dezintegracji, wskaźniki dezintegracji*

Streszczenie: Celem przeprowadzonych badań było porównanie efektów dezintegracji ultradźwiękowej osadów ściekowych przy użyciu dezintegratorów różnego typu. Nadźwiękawianiu poddawano osady nadmierne zagęszczone pochodzące z komunalnej oczyszczalni ścieków znajdującej się na terenie województwa śląskiego. Proces prowadzono przy użyciu dezintegratora WK-2000, wyposażonego w głowicę typu „sandwich” ze stożkowym koncentratorem energii (emiterem) (a) oraz dezintegratora typu „myjka”, wyposażonego w emiter płaski (b). Osady ściekowe poddawano dezintegracji falą o częstotliwości $f=23$ (a) i $f=25$ (b) [kHz], przy stałej geometrii w obszarze nadźwiękawiania. Badania prowadzono dla objętości osadu równej $V=0,3$ [L]. Dezintegrację osadów prowadzono przy stałej gęstości energii $E_v=30$ [kWh/m³]. Oceny efektów bezpośrednich dezintegracji dokonano w oparciu o wskaźnik zaproponowany przez Müllera oraz na podstawie przyrostu ChZT (Chemiczne Zapotrzebowanie na Tlen) w cieczy osadowej po zakończeniu procesu. Analizie poddano również podatność osadów na odwanianie (testem czasu ssania kapilarnego), stopień rozdrobnienia fazy stałej (analiza mikroskopowa) oraz stężenie suchej masy organicznej i ilość wydzielonego biogazu w procesie biologicznej stabilizacji osadów (efekty technologiczne). Dla każdego typu urządzenia określono również skuteczność dezintegracji η [%].

1. Wstęp

Wzrost efektywności biologicznego oczyszczania ścieków stanowi jedną z głównych przyczyn wzrostu ilości powstających osadów [1,2,3]. Szacuje się, że do 2018 roku wytworzonych zostanie około 707 tys. [Mg_{sm}] osadów ściekowych [4]. Ponadto, zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Gospodarki z dnia 8 stycznia 2013 roku od 1 stycznia 2016 roku składowanie osadów ściekowych będzie zabronione [5]. Dlatego też, konieczne jest stosowanie metod i technologii, które umożliwią zmniejszenie ich objętości oraz pozwolą na racjonalne wykorzystanie (m.in. na cele przyrodnicze).

Osady ściekowe powstające w oczyszczalniach ścieków poddawane są procesom przeróbki celem ustabilizowania ich właściwości jak również zmniejszenia objętości.

Procesem najczęściej wykorzystywanym w ciągu przeróbki osadów jest biologiczna stabilizacja beztlenowa osadów [6,7]. Koszty związane z przeróbką i zagospodarowaniem osadów ściekowych stanowią od 20% do 60% całkowitych nakładów związanych z funkcjonowaniem oczyszczalni, dlatego też konieczne jest wprowadzanie metod, które pozwolą na intensyfikację ww. procesów [8]. Jedną z metod, które wspomagają stabilizację beztlenową jest dezintegracja osadów nadmiernych w polu ultradźwiękowym. Nadźwiękawianie jest zjawiskiem pożądanym, ze względu na obecność w osadach nadmiernych organizmów odpornych na procesy beztlenowe [9]. Istotą dezintegracji jest rozerwanie błony komórkowej i liza komórek mikroorganizmów, w wyniku czego organiczne składniki stają się potencjalnie dostępne w postaci substratu dla żywych mikroorganizmów, przyczyniając się jednocześnie do poprawy efektów stabilizacji [6,10,11]. Dezintegracja jest uważana za metodę korzystną i przyjazną dla środowiska naturalnego, gdyż nie wymaga ona dodatkowego wspomagania środkami chemicznymi, ciśnieniem czy temperaturą [12,13].

W celu osiągnięcia jak najkorzystniejszych efektów dezintegracji ultradźwiękowej konieczne jest przeanalizowanie warunków jej prowadzenia, m.in. poprzez testowanie dezintegratorów o różnej budowie technicznej i parametrach pracy. Stosowanie dezintegracji ultradźwiękowej jako metody wstępnej obróbki osadów przed procesem biologicznej stabilizacji, wywołuje zmiany charakterystyki fizykochemicznej cieczy i osadów m.in. wzrost Chemicznego Zapotrzebowania na Tlen (ChZT), zmiany struktury kłaczków czy podatności osadów na odwadnianie, co może mieć wpływ na wybór sposobu ich zagospodarowanie. Ponadto istotnym zagadnieniem w procesie dezintegracji jest również wzrost temperatury osadów w wyniku ich nadźwiękawiania w urządzeniach nieposiadających układu chłodzącego, co może być zarówno czynnikiem pozytywnym jak i negatywnym z punktu widzenia dalszej przeróbki osadów. Wobec tego, należy pamiętać, że nadmierny wzrost wybranych wielkości charakteryzujących osady ściekowe poddawane dezintegracji ultradźwiękowej może przyczynić się do powstawania zakłóceń jak również załamania procesów przeróbki i stabilizacji. Dlatego też, aby uzyskać zadowalające efekty technologiczne dezintegracji (m.in. redukcję suchej masy organicznej czy wzrost produkcji biogazu), konieczne jest badanie zmian charakterystyki osadów nadmiernych przed i po zakończeniu ich nadźwiękawiania (efekty bezpośrednie).

1.1. Dezintegracja ultradźwiękowa osadów ściekowych

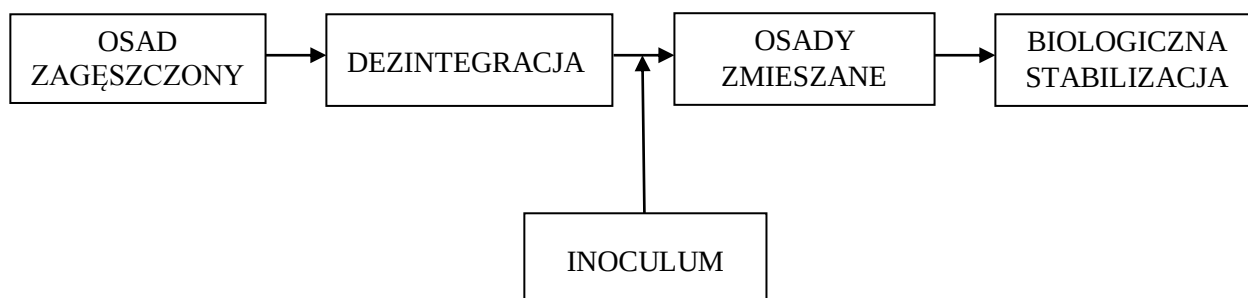
Proces dezintegracji ultradźwiękowej opiera się na zjawisku kawitacji, która jest wywołana zmiennym polem ciśnień cieczy w wyniku przejścia fali ultradźwiękowej. Zjawisko kawitacji może być wykorzystywane na różne sposoby, w zależności od wartości częstotliwości, ilości energii doprowadzonej w procesie dezintegracji oraz intensywności ultradźwięków [13,14].

Istotą dezintegracji ultradźwiękowej osadów ściekowych jest rozerwanie błony komórkowej i liza komórek, w wyniku czego organiczne składniki stają się potencjalnie dostępne w postaci substratu dla mikroorganizmów, co skutkuje przyspieszeniem fazy hydrolitycznej limitującej szybkość fermentacji i poprawą efektów stabilizacji [6,10]. Koszty związane z ilością energii dostarczanej do procesu można kontrolować prowadząc dezintegrację w określonym zakresie gęstości energii (energia objętościowa) E_v [kWh/m³] lub energii właściwej (energia specyficzna) E_s [kWh/kg_{sm}]. Zgodnie z zaleceniem Mues (1998) [15], wartość energii właściwej dla dezintegracji osadów nadmiernych na oczyszczalni ścieków nie powinna przekraczać 0,5 [kWh/kg_{sm}], z kolei Kopp i in. (1997) [16] podają, że zużycie energii powinno mieścić się w zakresie 1000 do 100000 [kJ/kg_{sm}] osadu.

Warunki i efekty dezintegracji ultradźwiękowej osadów ściekowych są zależne od częstotliwości (w przypadku układów polidispersyjnych do 100 kHz), mocy, natężenia, ilości energii dostarczonej w funkcji czasu, charakterystyki osadów ściekowych oraz warunków w obszarze nadźwiękawiania (tj. odległości emitera od dna komory, w której dezintegrowano osady) [10,17].

W procesie dezintegracji ultradźwiękowej można wyróżnić dwa rodzaje efektów, tj. bezpośrednie i technologiczne. Do efektów bezpośrednich zaliczane są: hydroliza (liza komórek mikroorganizmów) i rozdrobnienie cząstek fazy stałej osadów (zniszczenie struktur osadów) [10]. Oceny efektów bezpośrednich dokonuje się na podstawie wskaźników dezintegracji m.in. w oparciu o zawartość ChZT w cieczy osadowej, odwadnialność osadów, a także rzadziej stosowane badania aktywności oddechowej, zawartości białek oraz analizę zmian struktury i wielkości kłaczków [6,18,19]. Natomiast efekty technologiczne dezintegracji obserwowane są w trakcie dalszej przeróbki osadów. W przypadku stabilizacji beztlenowej efektem oczekiwanym jest m.in.: wzrost produkcji biogazu, redukcja masy organicznej oraz wzrost odwadnialności osadów i zmniejszenie ilości osadów przefermentowanych [12]. Dezintegracji ultradźwiękowa jest traktowana jako metoda wstępnej obróbki osadów ściekowych przed procesem fermentacji metanowej. Schemat

wstępnej obróbki osadów z wykorzystaniem dezintegracji ultradźwiękowej przed procesem biologicznej stabilizacji przedstawiono na rys. 1.

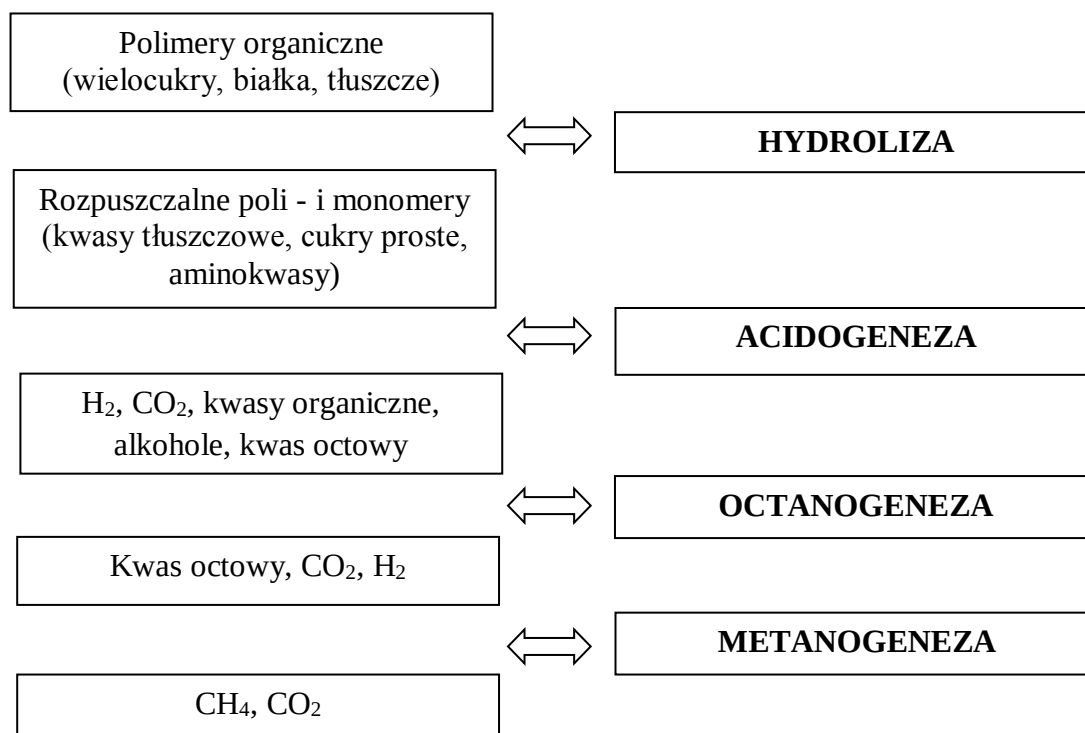


Rysunek 1. Schemat ścieżki osadowej z wykorzystaniem dezintegracji jako metody wstępnej obróbki osadów przed procesem biologicznej stabilizacji

Źródło: Schemat zmodyfikowany [20]

1.2. Stabilizacja beztlenowa osadów ściekowych

W dużych i średnich oczyszczalniach ścieków do stabilizacji osadów stosowane są głównie procesy beztlenowe. Biologiczna stabilizacja (fermentacja) to proces, w którym złożone wielkocząsteczkowe związki organiczne ulegają rozkładowi do metanu i dwutlenku węgla. Fermentacja przebiega w warunkach beztlenowych, w czterech kolejno następujących po sobie fazach tj. hydroliza, kwasogeneza, octanogeneza i metanogeneza, przy udziale różnych grup organizmów [21,22,23]. Produktem końcowym stabilizacji beztlenowej są osady przefermentowane o zredukowanej zawartości związków organicznych oraz biogaz, składający się głównie z metanu (od 60 do 80%) i dwutlenku węgla (od 20 do 40%) [8,24]. Produkcja biogazu, będącego jednym z nośników odnawialnych źródeł energii (OZE) [25], których rosnący udział w sektorze energetyki może wpłynąć na poprawę bilansu i bezpieczeństwo energetyczne kraju, stanowi niewątpliwą zaletę stabilizacji beztlenowej osadów [26]. Głównym celem prowadzenia fermentacji metanowej osadów jest likwidacja ich zdolności do zagniwania i uzyskanie osadów podatnych na odwadnianie oraz bezpiecznych pod względem sanitarnym [6]. Schemat fermentacji metanowej przedstawiono na rys. 2.



Rysunek 2. Schemat fermentacji metanowej

Źródło: Schemat zmodyfikowany [13]

2. Teren i metodyka badań

2.1. Materiał badawczy

Omawiane badania prowadzono w latach 2013 - 2014. Materiał badawczy stanowiły osady nadmierne zagęszczone pochodzące z komunalnej oczyszczalni ścieków o średniej przepustowości $Q_{sr}=32240$ [m³/d] i RLM=172632 (równoważna liczba mieszkańców), znajdującej się na terenie województwa śląskiego (zlewnia okręgu miejsko - przemysłowego). Osady ściekowe pobierano w określonym punkcie ciągu przeróbki osadów, tj. po zagęszczaczu mechanicznym. Pobrane próbki osadów w okresie wykonania analiz przechowywano w temperaturze 4 [°C]. Obraz konsystencji badanych osadów przedstawiono na rys. 3.



Rysunek 3. Osady nadmierne zagęszczone

Źródło: Zdjęcie własne

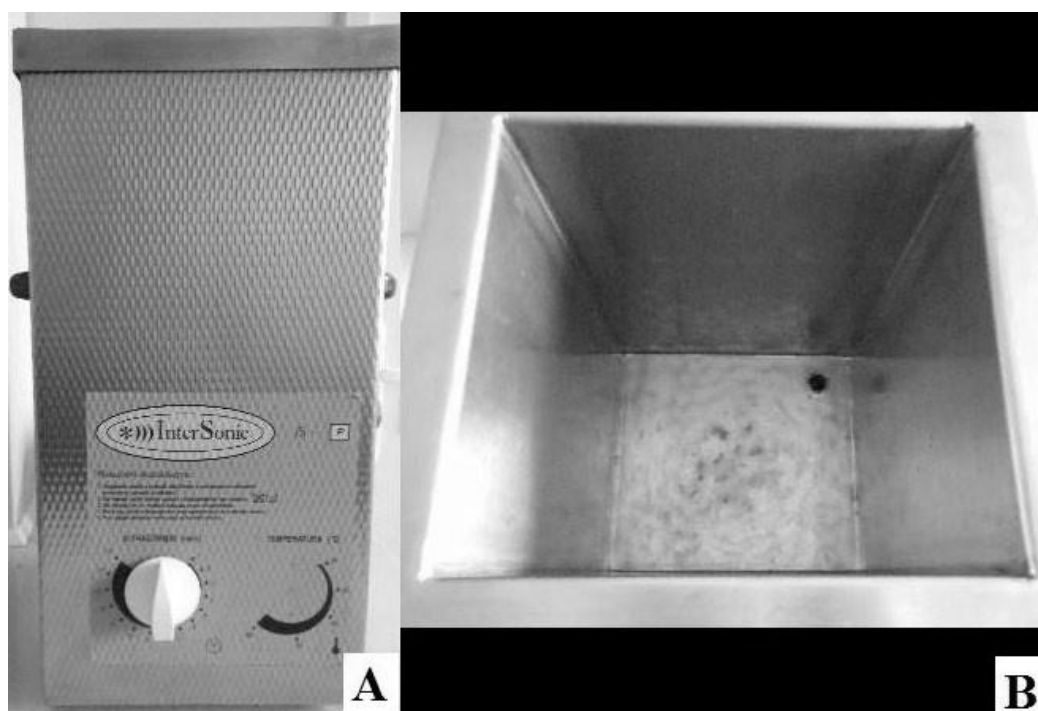
2.2. Metodyka badań

Proces dezintegracji osadów nadmiernych zagęszczonych prowadzono w dwóch stanowiskach badawczych. Pierwsze stanowisko (a) składało się z dezintegratora ultradźwiękowego WK-2000 o stałej mocy równej 400 [W], mierników do odczytu częstotliwości rezonansowej i mocy oraz energii pobieranej przez głowicę typu „sandwich”, wyposażoną w stożkowy koncentrator energii zakończony płaskim emiterem o średnicy $d_E=2$ [cm] (rys. 4). Drugie stanowisko badawcze (b) składało się z dezintegratora typu „myjka” ultradźwiękowa o stałej mocy 90 [W], wyposażonego w emiter płaski o średnicy $d_E=5$ [cm] na stałe wbudowany w dno urządzenia (rys. 5).



Rysunek 4. Dezintegrator WK - 2000 (A); głowica z wydłużonym koncentratorem energii (B)

Źródło: Zdjęcie własne



Rysunek 5. „Myjka” ultradźwiękowa (A) i widok od wewnątrz (B)

Źródło: Zdjęcie własne

Badania prowadzono w dwóch etapach. W pierwszym etapie osady nadmierne zagęszczone poddawano dezintegracji ultradźwiękowej w określonych warunkach, tj. przy stałej gęstości energii $E_V=30$ [kWh/m³] (obliczonej w oparciu o moc danego urządzenia) i objętości nadźwiękowanego osadu równej $V=0,3$ [L] oraz określonej częstotliwości (f), czasie (t) i geometrii w obszarze nadźwiękowania, tj. położeniu emitera względem dna komory do nadźwiękowania (h_E). Grubość warstwy dezintegrowanych osadów (h_o) była różna w zależności od średnicy komory do nadźwiękowania (d_K) danego urządzenia.

Gęstość energii oraz energia właściwa charakteryzujące pole ultradźwiękowe, określono w oparciu o równania 1 i 2 [14,27,28]:

$$E_V = \frac{P \cdot t}{V} \left[\frac{kWh}{m^3} \right] \quad (1)$$

$$E_s = \frac{P \cdot t}{V \cdot sm} \left[\frac{kJ}{kg_{sm}} \right] \left[\frac{kWh}{kg_{sm}} \right] \quad (2)$$

gdzie:

E_V - gęstość energii kWh/m³ dostarczona w procesie,

P - moc generatora ultradźwiękowego; W; kW,

V - objętość próbki osadów; m³,

t - czas nadźwiękowania; s; h,

sm - stężenie suchej masy w osadzie; kg/m³.

Po zakończeniu procesu dezintegracji ultradźwiękowej, osady ściekowe poddawano wirowaniu z prędkością 20000 [obr/min] przez okres 30 minut w temperaturze 18 [°C] w wirówce szybkoobrotowej, a następnie filtracji próżniowej przez filtry membranowe z octanu celulozy o średnicy porów 0,45 [µm]. W cieczy osadowej wykonano oznaczenia ChZT metodą dwuchromianową (w spektrofotometrze UV-VIS) oraz test odwadnialności osadu przy użyciu zestawu do pomiaru czasu ssania kapilarnego (CSK). Ponadto w osadach wykonano pomiar odczynu oraz zawartość suchej masy (sm), masy mineralnej (s_{mm}) i organicznej (s_{mo}) (oznaczenia zgodnie z obowiązującymi standardami). Zarówno osady surowe jak i dezintegrowane poddano obserwacji mikroskopowej, przy 100-krotnym powiększeniu, celem określenia zmian zachodzących w strukturze kłaczków (rozdrobnienie fazy stałej). Do obróbki zdjęć wykorzystano program Motic Images Plus 2.0. Oceny stopnia dezintegracji dokonano przy użyciu wskaźnika zaproponowanego przez Müllera, krotności

przyrostu badanej wielkości oraz skuteczności konwersji energii akustycznej na termiczną η [%] [28,29]. Wskaźniki dezintegracji określono w oparciu o równania 3 i 4 [12,28]. Natomiast skuteczność dezintegracji osadów dla poszczególnych urządzeń obliczono na podstawie równań od 5 do 7 [29].

$$D_M = \frac{ChZT_1 - ChZt_2}{(ChZT_3 - ChZt_2)} \cdot 100 [\%] \quad (3)$$

$$S_{K(n)} = \frac{W_d}{W_{nd}} \quad (4)$$

gdzie:

D_M - współczynnik dezintegracji wg Müller'a; %,

$ChZT_1$ - ChZT cieczy osadowej osadu dezintegrowanego; mg/L,

$ChZT_2$ - ChZT cieczy osadowej osadu niedezintegrowanego; mg/L,

$ChZT_3$ - ChZT cieczy osadowej osadu dezintegrowanego chemicznie (0,5M roztworem NaOH w proporcji 1:1, temperatura 20°C, czas 22h); mg/L.

$S_{K(n)}$ - stopień krotności przyrostu badanego wskaźnika w cieczy osadowej po procesie dezintegracji,

W_d - wartość wybranej wielkości wskaźnikowej w cieczy/osadzie po dezintegracji; mg/L; s,

W_{nd} - wartość wybranej wielkości wskaźnikowej w cieczy/osadzie osadowej przed dezintegracją; mg/L; s.

$$Q_w = C_m \cdot (T - T_o) [kJ] \quad (5)$$

$$Q_u = P \cdot t [kJ] \quad (6)$$

$$\eta = \frac{Q_w}{Q_u} \cdot 100 [\%] \quad (7)$$

gdzie:

T - temperatura osadu przed dezintegracją ultradźwiękową; °C,

T_o - temperatura osadu po dezintegracji ultradźwiękowej; °C,

Q_w - całkowita energia produkowane w procesie; kJ;

C - ciepło właściwe wody; 4,2 kJ/kg °C,

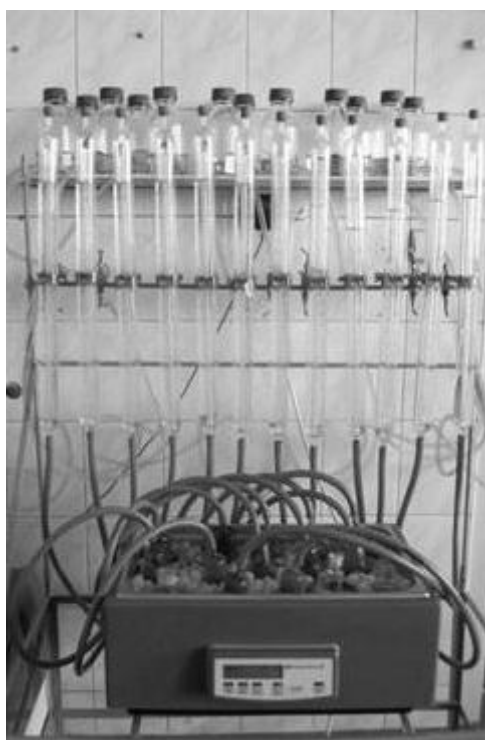
Q_u - energia ultradźwiękowa produkowana w procesie; kJ,

P - moc urządzenia; W,

t - czas nadźwiękawiania; s,

η - skuteczność konwersji energii akustycznej na energię termiczną; %.

W drugim etapie badań osady poddawano beztlenowej stabilizacji w warunkach mezofilowych (37°C). Fermentację osadów prowadzono w warunkach statycznych, przez okres 20 dni, w instalacji składającej się z 12 szczelnie zamkniętych szklanych kolb (komór fermentacyjnych), o pojemności 0,5 [L] każda. Komory fermentacyjne umieszczono w łaźni wodnej utrzymującej stałą temperaturę i wyposażono w zestaw do odbioru oraz pomiaru objętości wydzielanego gazu. Ponieważ komory nie posiadają mieszadeł, ich zawartość wstrząsano dwa razy na dobę w celu rozbicia powstającego kożucha, a także ułatwienia kontaktu bakterii prowadzących proces z badanymi substratami. Stanowisko badawcze do stabilizacji osadów ściekowych przedstawiono na rysunku 6.



Rysunek 6. Stanowisko do stabilizacji osadów ściekowych

Źródło: Zdjęcie własne

Badania efektów technologicznych dezintegracji w procesie fermentacji mezofilowej obejmowały charakterystykę fizykochemiczną osadów przed (próba odniesienia) i po nadzwyczajaniu, zmieszanych z osadami szczepiącymi (inoculum) po fermentacji w komorze technicznej przedmiotowej oczyszczalni ścieków. Zaszczep stanowił 30 [%] mieszaniny osadów. W trakcie fermentacji mezofilowej prowadzono pomiar ilości wydzielonego biogazu. Po zakończeniu procesu fermentacji wykonano charakterystykę

ilościową i jakościową cieczy osadowych i/lub osadów tj. pH, ChZT, stopień redukcji suchej masy organicznej i podatność osadów na odwadnianie.

Redukcję suchej masy organicznej obliczono w oparciu o równanie 8.

$$R_{smo} = \frac{(smo_1 - smo_2)}{smo_1} \cdot 100 \text{ [%]} \quad (8)$$

gdzie:

R_{smo} - redukcja suchej masy organicznej osadów [%],

smo_1 - zawartość suchej masy organicznej w mieszaninie osadów przed procesem [g/kg],

smo_2 - zawartość suchej masy organicznej w mieszaninie osadów po procesie [g/kg].

3. Wyniki badań i dyskusja

Przeprowadzone badania miały na celu określenie wpływu warunków prowadzenia dezintegracji ultradźwiękowej osadów nadmiernych zagęszczonych tj. typu oraz parametrów technicznych zastosowanych urządzeń, na uzyskiwane w procesie efekty bezpośrednie i technologiczne, tj.: zawartość ChZT w cieczy osadowej, podatność osadów na odwadnianie, zmiany w strukturze kłaczków osadów oraz redukcję masy organicznej i produkcję biogazu. Badania prowadzono w dwóch etapach.

Etap I - Efekty bezpośrednie dezintegracji ultradźwiękowej osadów nadmiernych zagęszczonych

W pierwszym etapie badań osady nadmierne zagęszczone podawano dezintegracji w polu ultradźwiękowym, w dwóch stanowiskach badawczych składających się z: dezintegratora WK-2000 (stanowisko a) oraz „myjki” ultradźwiękowej (stanowisko b). Nadźwiękowanie prowadzono przy stałej gęstości energii równej $E_v = 30 \text{ [kWh/m}^3\text{]}$, odpowiadającej $0,5 \text{ [kWh/kg}_{sm}\text{]}$ i $2204 \text{ [kJ/kg}_{sm}\text{]}$ energii właściwej (E_s). Gęstość energii po przeliczeniu na energię właściwą była zgodna zarówno z zakresem zalecanym przez Mues (1998) [15], tj. $E_s \leq 0,5 \text{ [kWh/kg}_{sm}\text{]}$, jak również przez Kopp i in. (1997) [16], tj. od 1000 do 100000 $\text{[kJ/kg}_{sm}\text{]}$ osadu. Przy obliczeniach uwzględniono moc każdego z zastosowanych urządzeń oraz stężenie suchej masy osadu. Warunki prowadzenia procesu dezintegracji osadów ściekowych w polu ultradźwiękowym przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Warunki prowadzenia dezintegracji ultradźwiękowej osadów ściekowych

Dezintegrator	E_v	P	V	f	T	d_E	d_K	h_o	h_E
	kWh/m ³	W	L	Hz	s	cm	cm	cm	cm
WK - 2000	30	400	0,3	23	81	2	10	3,5	1
Myjka	30	90	0,3	25	360	5	-	1,5	-

Źródło: Badania własne

Podczas nadźwiękawiania osadów przy użyciu dezintegratora WK-2000, wyposażonego w głowicę z emiterym o niewielkiej powierzchni w stosunku do średnicy komory i objętości nadźwiękawianego osadu, w pierwszej kolejności dezintegracji ulegał wyłącznie osad znajdujący się w bliskiej odległości od emitera. Pod wpływem przejścia fali ultradźwiękowej cząstki osadu wprowadzone w drgania ulegały przemieszczaniu, dzięki czemu kolejne warstwy osadu, położone w bliskim otoczeniu emitera podlegały dezintegracji. Podobne zależności zaobserwowali również inni badacze [10,30]. Natomiast, nadźwiękawianie osadów w dezintegratorze typu „myjka”, który stanowi pojedynczą komorę wyposażoną w emitery na stałe wbudowany w dno urządzenia zapewnia: ciągły kontakt osadu z emiterym, korzystniejszą proporcję między powierzchnią emitera i pojemnością komory oraz możliwość nadźwiękawiania grubszej warstwy osadu, co stwarza korzystniejsze warunki dezintegracji w porównaniu z urządzeniem typu WK-2000. W związku z powyższym, można stwierdzić że budowa i typ dezintegratora mogą wpływać na wielkość i charakter uzyskiwanych w procesie efektów.

Charakterystyka fizykochemiczna osadów nadmiernych zagęszczonych (surowych) przed i po zakończeniu procesu dezintegracji obejmowała analizę: odczynu, zawartości ChZT (w cieczy osadowej), stężenie suchej masy, masy organicznej i mineralnej oraz odwadnialność osadów (CSK). Charakterystykę osadów nadmiernych zagęszczonych przed rozpoczęciem procesu dezintegracji ultradźwiękowej przedstawiono w tabeli 2.

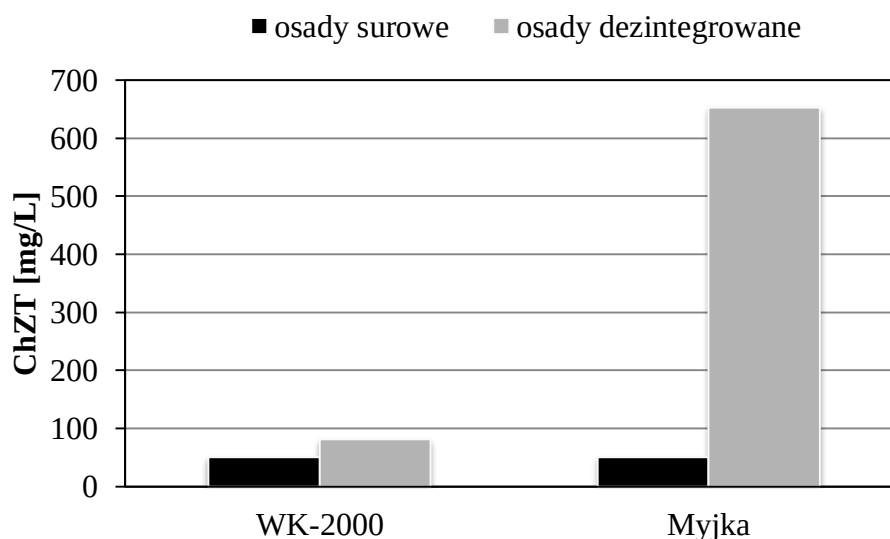
Tabela 2. Charakterystyka osadów nadmiernych zagęszczonych przed procesem dezintegracji

Parametr	Jednostka	Osad surowy
pH	-	7,3
sm	g/L	49,4
smo	g/L	32,9
smm	g/L	16,5
ChZT	mg/L	50,1
CSK	s	18

Źródło: Opracowanie własne

Zalecany zakres stężenia suchej masy w osadach poddawanych nadźwiękawianiu powinno zawierać się w przedziale od 2 do 3 [%] [31,32]. Jeżeli osad charakteryzuje się zbyt wysokim stężeniem suchej masy może dojść do wzrostu ich lepkości, co utrudnia powstawanie pęcherzyków kawitacyjnych niezbędnych do przebiegu procesu dezintegracji [33]. W omawianych badaniach stężenia suchej masy w osadach nadmiernych zagęszczonych wykroczało poza zalecany zakres, co mogło mieć istotny wpływ na wielkość uzyskanych efektów.

Przeprowadzone badania wykazały wzrost zawartości ChZT w cieczy osadów zagęszczonych poddanych dezintegracji ultradźwiękowej. Stopień krotności przyrostu (S_K) ChZT dla rozpatrywanych osadów, wyniósł odpowiednio: 1,6 (WK-2000) i 13 (Myjka). Wyższą krotność przyrostu badanego wskaźnika zaobserwowano w przypadku osadów nadźwiękawianych w „myjce” ultradźwiękowej. W wielu publikacjach naukowych wzrost zawartość ChZT cieczy osadowej jest podawany jako wskaźnik efektów dezintegracji [18,34]. Zawartość ChZT w cieczy osadowej przed i po zakończeniu dezintegracji ultradźwiękowej osadów zagęszczonych przedstawiono na rys. 7.

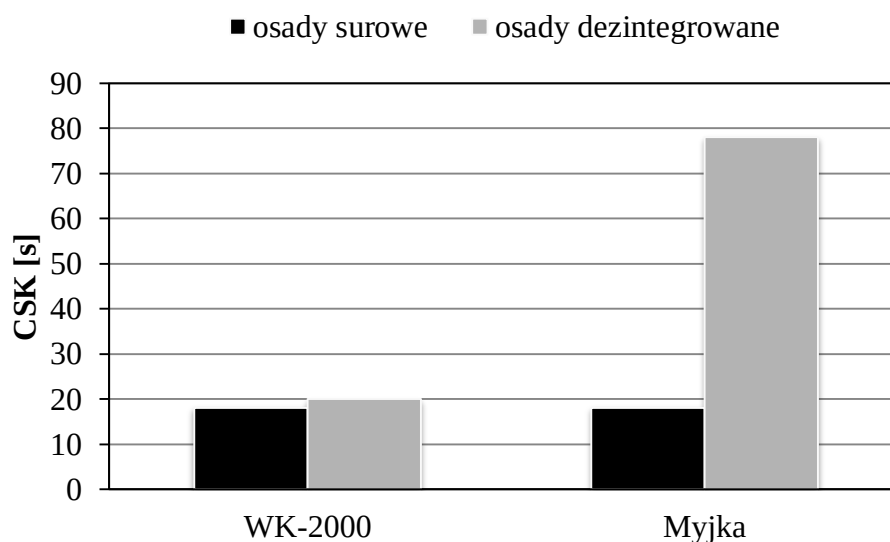


Rysunek 7. ChZT cieczy osadów nadmiernych zagęszczonych przed i po procesie dezintegracji

Źródło: Badania własne

Przeprowadzonych analizy wykazały pogorszenie odwadnialności osadów nadmiernych zagęszczonych (wyrażone wzrostem czasu ssania kapilarnego), w wyniku zastosowania dezintegracji ultradźwiękowej. Osady nadźwiękawiane w „myjce” ultradźwiękowej charakteryzowały się niższą podatnością na odwadnianie w porównaniu do osadów dezintegrowanych za pomocą urządzenia WK-2000. Stopień krotności przyrostu CSK

dla badanych osadów wyniósł odpowiednio: 1,1 (WK-2000) i 4,4 („myjka” ultradźwiękowa). Prawdopodobną przyczyną pogorszenia odwadnialności osadów były: wzrost zawartości wody związanej, rozdrobnienie kłaczków (zwiększenie ich powierzchni właściwej) lub też wzrost lepkości osadów w wyniku wydzielania przez mikroorganizmy substancji zewnątrzkomórkowych [13,35]. Wyniki testu CSK osadów nadmiernych zagęszczonych przedstawiono na rys. 8.

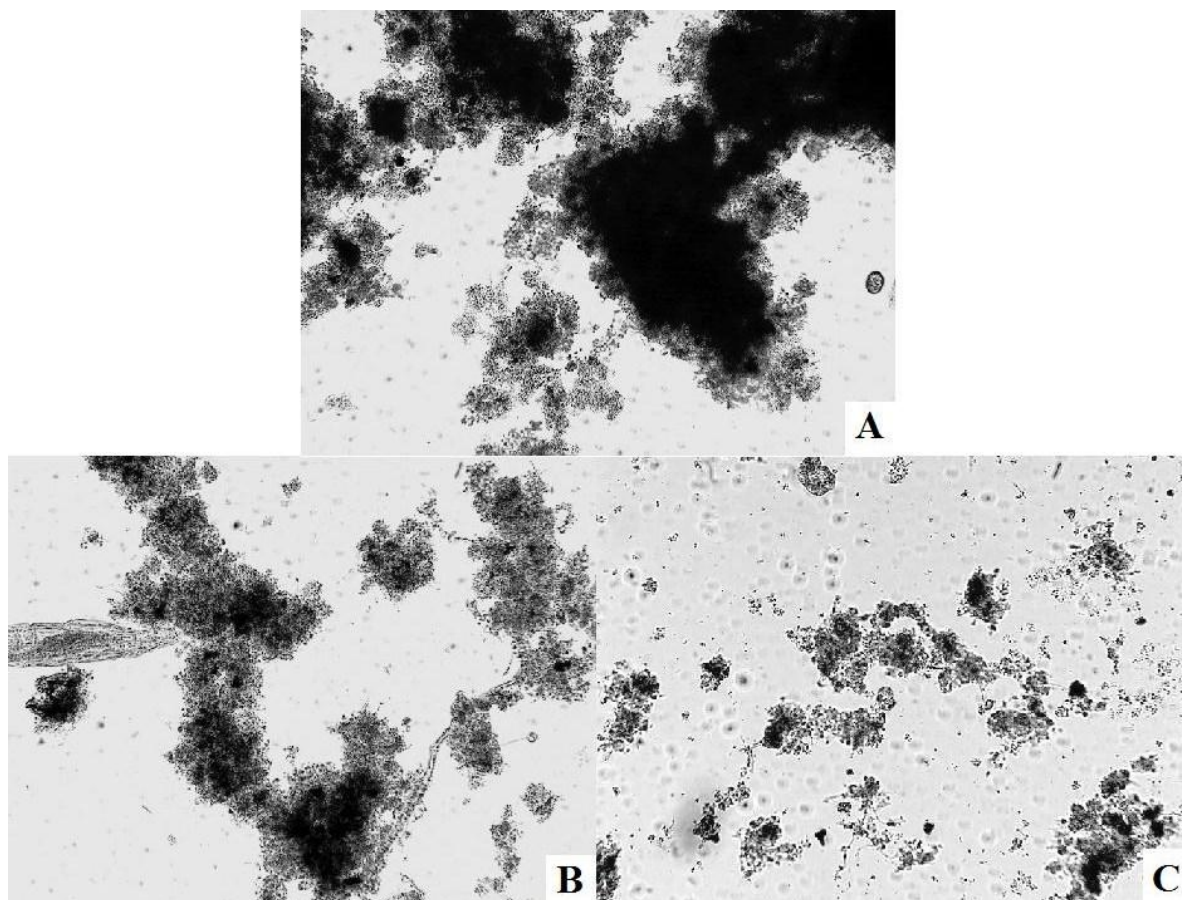


Rysunek 8. CSK osadów nadmiernych zagęszczonych przed i po procesie dezintegracji

Źródło: Badania własne

Analiza mikroskopowa osadów nadmiernych zagęszczonych przed i po zakończeniu dezintegracji w polu ultradźwiękowym wykazała, że proces ten powodował naruszenie struktury kłaczków a w rezultacie ich stopniowy rozpad. Zarówno w przypadku osadów nadźwiękawianych przy użyciu dezintegratora WK-2000 i „myjki” ultradźwiękowej zaobserwowano widoczne zmiany w ich strukturze. Większe rozdrobnienie kłaczków odnotowano w przypadku osadów dezintegrowanych za pomocą „myjki” ultradźwiękowej, co świadczy o istotnym wpływie typu i budowy dezintegratora na uzyskiwane efekty nadźwiękawiania. Można więc przyjąć, że zmiany struktury osadu zachodzące pod wpływem przejścia fali ultradźwiękowej mogą być wykorzystane jako jeden ze wskaźników określających wielkość efektów bezpośrednich dezintegracji ultradźwiękowej. Przydatność analizy mikroskopowej osadów do oceny stopnia ich dezintegracji opisywali również inni autorzy, którzy zaobserwowali wzrost rozdrobnienia fazy stałej osadu wraz ze wzrostem czasu nadźwiękawiania lub ilości energii dostarczonej w procesie, czego rezultatem było rozerwanie ściany komórkowej mikroorganizmów [34-37]. Wyniki analizy mikroskopowej

osadów ściekowych przed i po zakończeniu procesu dezintegracji ultradźwiękowej przedstawiono na rys. 8.



Rysunek 8. Analiza mikroskopowa osadów przed i po dezintegracji ultradźwiękowej; osady surowe (A), osady po dezintegracji przy użyciu WK-2000 (B) oraz myjki ultradźwiękowej (C)

Źródło: Zdjęcia własne

W omawianych badaniach, do obliczenia stopnia dezintegracji osadów nadmiernych zagęszczonych wykorzystano wskaźnik zaproponowany przez Müllera 1996 (D_M) [28], oparty na pomiarze ChZT substancji rozpuszczonych w cieczy osadowej. Wskaźnik ten był stosowany i opisywany również przez innych badaczy [18,19,22,27]. Stopień dezintegracji osadów ściekowych wyniósł: 0,3 i 6,3 [%] - odpowiednio dla osadów nadźwiękawianych przy użyciu dezintegratora WK-2000 i „myjki” ultradźwiękowej. Należy podkreślić, że wzór zaproponowany przez Müllera odnosi uzyskany przyrost ChZT do wartości otrzymanej w wyniku chemicznej dezintegracji osadu, przy użyciu stężonego NaOH. W związku z tym, w celu osiągnięcia wysokiego stopnia dezintegracji ultradźwiękowej, konieczne byłoby doprowadzenie bardzo dużej ilości energii, co w przypadku analizowanych osadów jest nieuzasadnione ekonomicznie, ze względu na wysokie stężenie suchej masy ($\approx 5\%$). Wielu

badaczy zaobserwowało związek pomiędzy stężeniem suchej masy osadu i uzyskiwanymi efektami dezintegracji [18,31,38].

W celu dokładniejszego opisu uzyskanych wyników, w niniejszej pracy określono skuteczność konwersji energii akustycznej na energię termiczną (η). Do obliczeń wykorzystano równanie zaproponowane przez Feng i in. (2009) [29]. Istotnym parametrem przy określeniu skuteczności konwersji energii był przyrost temperatury osadów w procesie dezintegracji, który wyniósł: odpowiednio 3 [°C] (osad dezintegrowany w urządzeniu WK-2000) i 15 [°C] (osad dezintegrowany w „myjce” ultradźwiękowej). Skuteczność konwersji dla osadów nadźwiękawianych za pomocą urządzenia WK-2000 była równa 37 [%], z kolei w przypadku „myjki” ultradźwiękowej wyniosła 98 [%]. Przeprowadzone badania wskazują na znaczący wpływ przyrostu temperatury osadów nadmiernych zagęszczonych w procesie dezintegracji ultradźwiękowej na uzyskiwane efekty.

Etap II - Efekty technologiczne dezintegracji ultradźwiękowej osadów nadmiernych zagęszczonych

Drugi etap omawianych badań obejmował określenie efektów technologicznych dezintegracji ultradźwiękowej osadów nadmiernych zagęszczonych, w procesie fermentacji mezofilowej. Oceny efektów technologicznych nadźwiękawiania osadów dokonano na podstawie: redukcji suchej masy organicznej, wielkości produkcji biogazu oraz zmian podatności osadów na odwadnianie [12]. Charakterystykę osadów szczepiących (inoculum) oraz zmieszanych przed procesem fermentacji metanowej przedstawiono w tabeli 3.

Tabela 3. Charakterystyka osadów przed procesem fermentacji mezofilowej

Parametr	Jednostka	Inoculum	Osad 0	Osad A	Osad B
pH	-	7,4	7,5	7,4	7,3
sm	g/L	31,8	45,4	44,7	44,5
smo	g/L	18,9	30,2	29,8	29,5
smm	g/L	12,9	15,2	14,9	15,0
ChZT	mg/L	291,0	121,0	136,0	606,0
CSK	s	243	37	51	136

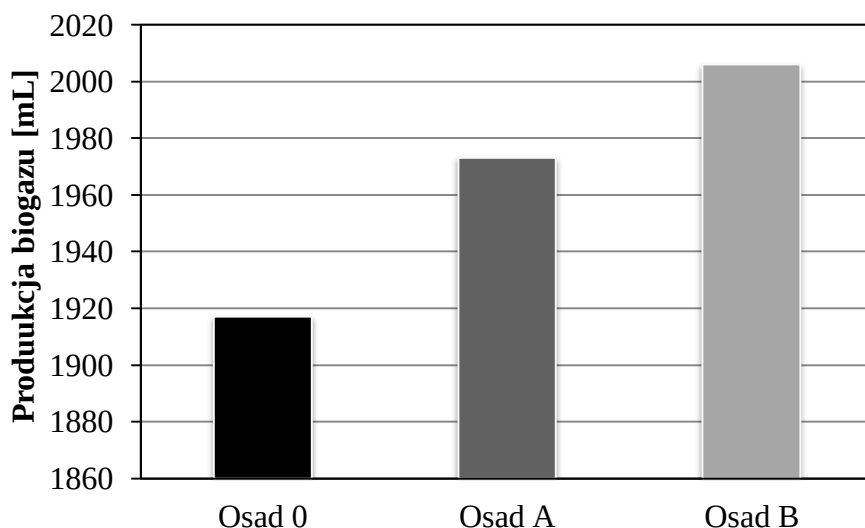
0 - inoculum + osad niedezintegrowany (próba odniesienia); A - inoculum + osad dezintegrowany w WK-2000; B - inoculum + osad dezintegrowany w „myjce” ultradźwiękowej

Źródło: Badania własne

Na podstawie przeprowadzonych badań, stwierdzono że pomimo krótkich czasów nadźwiękawiania osadów (uwarunkowanych mocą danego urządzenia), wyższy ubytek masy organicznej osadów (R_{smo}) w procesie ich biologicznej stabilizacji zaobserwowano

w przypadku mieszanin fermentacyjnych zawierających osady poddane wstępnej obróbce ultradźwiękami (Osad A i B). Procentowy ubytek masy organicznej osadów wyniósł odpowiednio: 23 [%] (Osad 0) i 26 [%] (Osad A i B). Wpływ dezintegracji ultradźwiękowej na redukcję masy organicznej w procesie fermentacji mezofilowej oraz zwiększenie ilości rozpuszczonych substancji organicznych dostępnych dla mikroorganizmów prowadzących procesy beztlenowe potwierdzili również inni badacze [2,18,39,40-41].

Przeprowadzone badania wykazały wzrost produkcji biogazu w osadach poddanych wstępnej obróbce ultradźwiękami w porównaniu z osadami niedezintegrowanymi (próba odniesienia). Przyrost biogazu w przypadku osadów nadźwiękowanych w urządzeniu WK-2000 wyniósł 3 [%], z kolei dla osadów dezintegrowanych w „myjce” ultradźwiękowej 5 [%]. Badania wielu autorów [13,18,37,40,42-44] wykazały, że sumaryczna ilość biogazu uzyskana w wyniku beztlenowej stabilizacji osadów nadmiernych, poddanych wstępnej dezintegracji ultradźwiękami wzrasta w zakresie od 20 do 50 [%] w porównaniu z osadami niedezintegrowanymi. Należy jednak podkreślić, że wielkość przyrostu biogazu w procesie stabilizacji jest zależna od typu i parametrów zastosowanego urządzenia oraz warunków prowadzenia procesu, tj. przede wszystkim: gęstości energii oraz czasu nadźwiękowania. W związku z tym, porównanie otrzymanych efektów z danymi prezentowanymi w literaturze jest utrudnione. Przyrost produkcji biogazu w omawianych badaniach przedstawiono na rys.9.

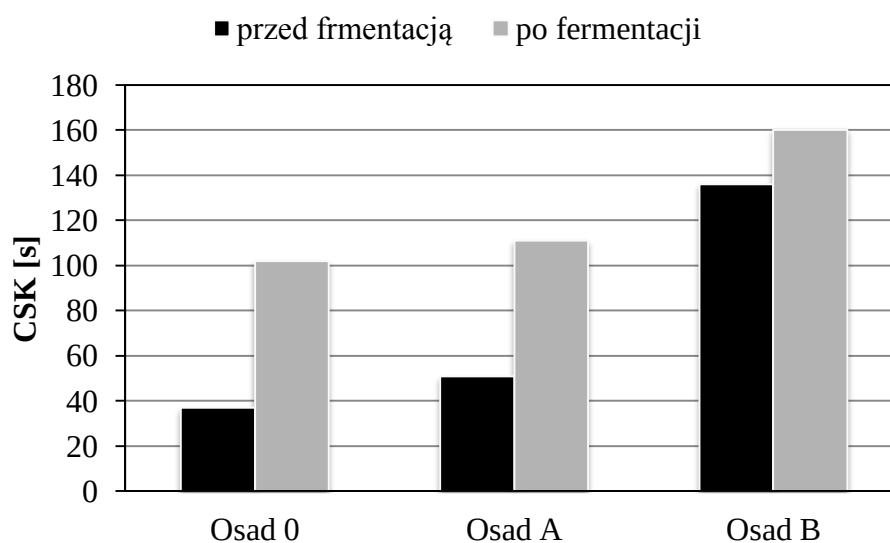


Rysunek 9. Przyrost produkcji biogazu

Źródło: Badania własne

Jednym ze wskaźników służących ocenie efektów technologicznych dezintegracji osadów w polu ultradźwiękowym jest wzrost odwadnialności osadów w procesie fermentacji

mezofilowej (skrócenie czasu ssania kapilarnego). Jak wynika z badań przeprowadzonych przez Barber (2005) [44], osady poddawane wstępnej obróbce ultradźwiękami przed procesem stabilizacji wykazują większą podatność na odwadnianie, tj. w zakresie od 3 do 7 [%], w porównaniu z osadami niedezintegrowanymi. Omawiane badania wykazały pogorszenie odwadnialności osadów w procesie ich biologicznej stabilizacji. Przyczyną zmniejszenia podatności osadów na odwadnianie było najprawdopodobniej zbyt wysokie początkowe stężenie suchej masy, o czym świadczy najwyższa krotność przyrostu CSK w osadach niedezintegrowanych, tj. 2,8. Osady poddane wstępnej obróbce ultradźwiękami przed procesem stabilizacji, charakteryzowały się niższą krotnością przyrostu CSK w porównaniu z próbą odniesienia, tj.: 2,2 (Osad A) i 1,2 (Osad B), co potwierdza pozytywny wpływ nadźwiękawiania na końcową jakość osadów w procesie fermentacji mezofilowej. Największą odwadnialnością po zakończeniu biologicznej stabilizacji charakteryzowały się osady nadźwiękawiane w „myjce” ultradźwiękowej. Podatność osadów na odwadnianie w procesie fermentacji mezofilowej przedstawiono na rys. 10.



Rysunek 10. Podatność osadów na odwadnianie w procesie fermentacji mezofilowej

Źródło: Badania własne

4. Wnioski

1. Efekty bezpośrednie i technologiczne procesu dezintegracji osadów nadmiernych zagęszczonych w polu ultradźwiękowym, zależą od: charakterystyki osadów, ilości energii dostarczonej, mocy, częstotliwości, czasu nadźwiękawiania jak również typu, budowy i parametrów technicznych dezintegratorów (w tym wymiarów i położenia

- emitera). Wyższe wartości analizowanych wskaźników dezintegracji ultradźwiękowej uzyskano dla osadów nadźwiękawianych za pomocą „myjki” ultradźwiękowej.
2. Jednym z najsilniej oddziałujących czynników, mających wpływ na otrzymane efekty dezintegracji ultradźwiękowej osadów nadmiernych zagęszczonych jest ich charakterystyka tj. stężenie suchej masy.
 3. Dezintegracja osadów nadmiernych zagęszczonych w polu ultradźwiękowym wpływa na zmianę ich charakterystyki fizykochemicznej, tj. zawartość substancji organicznych (ChZT) rozpuszczonych w cieczy osadowej, podatność osadów na odwadnianie oraz zmianę struktury kłaczków osadu. Przeprowadzone badania potwierdziły przydatność ww. parametrów jako wskaźników do oceny efektów bezpośrednich dezintegracji osadów w polu ultradźwiękowym.
 4. Wzrost czasu ssania kapilarnego w osadach nadźwiękawianych świadczy o wystąpieniu charakterystycznego dla dezintegracji rozbicia kłaczkowatej struktury osadów, a tym samym wzrostu zawartości wody związanej w strukturze osadów oraz zmianie lepkości cieczy osadowej wskutek lizy i uwolnienia do cieczy wewnątrzkomórkowych koloidów.
 5. Zmiany obserwowane w strukturze kłaczków tj. rozbicie i rozdrobnienie fazy stałej, zachodzące pod wpływem nadźwiękawiania, potwierdzają możliwość wykorzystania analizy mikroskopowej jako wskaźnika do oceny efektów dezintegracji ultradźwiękowej osadów nadmiernych zagęszczonych.
 6. Skuteczność dezintegracji ultradźwiękowej osadów zagęszczonych jest zależna od przyrostu temperatury w procesie ich dezintegracji ultradźwiękowej.
 7. Przeprowadzone analizy wskazują na konieczność badania warunków prowadzenia dezintegracji ultradźwiękowej osadów, indywidualnie dla każdego z typu stosowanych urządzeń, ze szczególnym uwzględnieniem charakterystyki fizykochemicznej osadów. Stanowi to istotny aspekt przy stosowaniu dezintegracji ultradźwiękowej w praktyce.

Badania zostały sfinansowane w ramach BK-538/RIE-4/2013 oraz BK-266/RIE-4/2013
Mgr inż. Malwina Tytła była Stypendystką w ramach projektu „DoktoRIS - Program stypendialny na rzecz innowacyjnego Śląska” współfinansowanego przez Unię Europejską w ramach Europejskiego Funduszu Społecznego.

Literatura

1. Bień J., Szparkowska I.: *Wpływ kondycjonowania osadów nadmiernych na stężenie lotnych kwasów tłuszczowych w procesie stabilizacji beztlenowej*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna, Nr 7 - 8, 39-46, 2005.
2. Tomczak-Wandzel R., Mędrzycka K., Cimochowicz-Rybickam M.: *Wpływ dezintegracji ultradźwiękowej na przebieg fermentacji metanowej*. red. Ozonek J., Pawłowska M. Monografie Polskiej Akademii Nauk Komitet Inżynierii Środowiska, Tom 1, Lublin, Nr 58, 331-337, 2009.
3. Farooq R., Rehman F., Baig S., Sadique M., Khan S., Farooq U., Rehman A., Farooq A., Pervez A., Mukhtar-ul-Hassan, Shaukat S.F.: *The Effect of Ultrasonic Irradiation on the Anaerobic Digestion of Activated Sludge*. World Applied Sciences Journal, Vol. 6, 234-237, 2009.
4. Krajowy Plan Gospodarki Odpadami 2010, Uchwała Rady Ministrów, z dnia 29.12.2006 roku, w sprawie „Krajowego Planu Gospodarki Odpadami 2010”, Monitor Polski 2006, Nr 90, poz. 946.
5. Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 8 stycznia 2013 r. w sprawie kryteriów oraz procedur dopuszczania odpadów do składowania na składowisku odpadów danego typu (Dz.U. 2013 nr 0 poz. 38).
6. Zhang G., Zhang P., Yang J., Chen Y.: *Ultrasonic reduction of excess sludge from the activated sludge system*. J. Hazardous. Materials., Vol. 145, 515-519, 2007.
7. Iskra K., Miodoński S.: *Interdyscyplinarne zagadnienia w inżynierii i ochronie środowiska*. Tom 4 Praca zbiorowa pod red. Teodory M. Traczewskiej i Bartosza Kaźmierczaka. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 325-336, 2014.
8. Andreoli C. V., Sperling M., Fernandes F.: *Sludge treatment and disposal*. IWA Publishing, Vol. 6, Chapter 4, Biological Wastewater Treatment Series, 2007.
9. Fukas-Płonka Ł., Janik M.: *Fermentacja osadów nadmiernych*. EkoTechnika, Nr 1, 2006.
10. Zielewicz E.: *Dezintegracja ultradźwiękowa osadów nadmiernego w pozyskiwaniu lotnych kwasów tłuszczowych*. Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej, Zeszyt 58, Gliwice 2007.
11. Podedworna J., Umiejewska K.: *Technologia osadów ściekowych*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, 2008.

12. Zielewicz E.: *Ultradźwiękowe wspomaganie hydrolizy osadów nadmiernych*. Przegląd Komunalny, Nr 12, 74-77, 2010.
13. Pilli S., Bhunia P., Yan S., LeBlanc R.J., Tyagi R.D., Surampalli R.Y.: *Ultrasonic pretreatment of sludge: A review*. Ultrasonics Sonochemistry 18, 1-18, 2011.
14. Śliwiński A.: *Ultrasound and its application*. WNT, Warszawa, 2001.
15. Mues A.: *Verfahrenstechnik und Kosten des Ultraschalleinsatzes auf Kläranlagen Klärschlammintegration*. Tech. Univ. Braunschweig, Vol. 61, 271-280, 1998.
16. Kopp J., Dichtl W., Müller J., Schwedes J.: *Anaerobic Digestion and Dewatering Characteristics of Mechanical Disintegrated Excess Sludge*. International Conference of Sludge Management "Wastewater Sludge-Waste of Resource", Politechnika Częstochowska, 231-238, 1997.
17. Portenlänger G.: *Mechanical and radical effects of ultrasound*. In *Ultrasound in Environmental Engineering*. TU Hamburg - Harburg Reports on Sanitary Engineering, eds A. Tiehm and U. Neis, Vol. 25, 139-151, 1999.
18. Tiehm A., Nickel K., Zellhorn M., Neis U.: *Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization*. Water Research, Vol. 35, No. 8, 2003-2009, 2001.
19. Rai C.L, Struenkmann G, Mueller J, Rao P.G.: *Influence of ultrasonic disintegration on sludge growth reduction and its estimation by respirometry*. Environ. Scien. Technol., No. 38 (21), 5779-85, 2004.
20. Riyadh S. Almukhtar, Asawer A. Alwasiti, Mohammed T. Naser: *Enhancement of Biogas production and organic reduction of sludge by different pre-treatment processes*. Iraqi Journal of Chemical and Petroleum Engineering Vol.13, 19- 31, 2012.
21. Bień J., Worwąg M., Neczaj E., Kacprzak M., Milczarek M., Gałwa-Widera M.: *Kofermentacja odpadów tłuszczowych i osadów ściekowych*. Inżynieria i Ochrona Środowiska, T. 11, 73-82, 2008.
22. Tuan L.N., Chau P.N.: *Evaluation approaches of sludge ultrasonic pretreatment efficiency: a review*. Science & Technology Development, Vol 16, 68-83, 2013.
23. Ariunbaatar J., Panico A., Esposito G., Pirozzi F., Lens P.N.L.: *Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid Waste*, Applied Energy 123, 143-156, 2014.
24. Dymaczewski Z., Oleszkiewicz J. A., Sozański M.M.: *Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków*. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych. Wyd. II, Poznań 1997.

25. Ustawa Prawo Energetyczne z dnia 10 kwietnia 1997 r. z późn. zmianami (Dz. U. z 2012 r., poz. 1059 oraz z 2013 r. poz. 984 i poz. 1238).
26. Ministerstwo Środowiska, *Strategia rozwoju energetyki odnawialnej*, Warszawa, wrzesień 2000.
27. Neis U., Nickel K., Tiehm A.: *Enhancement of anaerobic sludge digestion by ultrasonic disintegration*. Water Science and Technology, Vol. 42, No. 9, 73-78, 2000.
28. Müller J.: *Mechanischer Klärschlammaufschluß, Disseration*. Shaker-Verlag, Aachen, 1996.
29. Feng X., Lei H.Y., Deng J.C., Yu Q., Li H.L.: *Physical and chemical characteristics of waste activated sludge treated ultrasonically*. Chem. Eng. Process. 48, 187-194, 2009.
30. Gogate P.R., Kabadi A.M.: *A review of applications of cavitation in biochemical engineering/biotechnology*. Biochemical Engineering Journal 44, 60-72, 2009.
31. Show K.Y., Mao T., Lee D.J.: *Optimization of sludge disruption by sonication*. Water Research 41, 4741-4747, 2007.
32. Zhang G., Zhang J., Liu Y.: *Energ-efficient sludge sonication: power and sludge characteristics*. Bioresour. Technol. 99, 9029-9031, 2008.
33. Carrère H., Dumas C., Battimelli A., Batstone D.J., Delgenčs J.P., Steyer J.P., Ferrer I.: *Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: A review*. Journal of Hazardous Materials 183, 1-15, 2010.
34. Dewil R., Baeyens J., Goutvrind R.: *Ultrasonic treatment of waste activated sludge*. Environmental Progress 25, 121 - 128, 2006.
35. Chu C.P., Chang B.V., Liao G.S., Jean D.S., Lee D.J.: *Observations on changes in ultrasonically treated waste-activated sludge*. Water Research 35, 1038-1046, 2001.
36. Jianguo J., Shihui Y., Maozhe C., Qunfang Z.: *Disintegration of sewage sludge with bifrequency ultrasonic treatment*. Water Science & Technology, 1445-1453, 2009.
37. Tomczak-Wandzel R., Ofverstrom S., Dauknys R., Medrzycka K.: *Effect of disintegration pretreatment of sewage sludge for enhanced anaerobic digestion*. Environmental Engineering, 679-683, 2011.
38. Tytła M., Zielewicz E.: *Badania wpływu warunków prowadzenia dezintegracji ultradźwiękowej osadów ściekowych na uzyskiwane efekty*. Monografia „INŻYNIERIA ŚRODOWISKA - MŁODYM OKIEM”, Tom 5 - „Ścieki i Osady Ściekowe”. Oficyna Wydawnicza Politechniki Białostockiej, 70-96, 2014.

39. Naddeo V., Belgiorno V., Landi M., Zarra T., Napoli R.M.A.: *Effect of sonolysis on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability*. Desalination 249, 762-767, 2009.
40. Braguglia C.M., Gianico A., Mininni G.: *Laboratory-scale ultrasound pre-treated digestion of sludge: Heat and energy balance*. Bioresource Technology 102, 7567-7573, 2011.
41. Zawieja I., Wolny L.: *Ultrasonic Disintegration of Sewage Sludge to Increase Biogas Generation*. Chem. Biochem. Eng. Q. 27, 491-497, 2013.
42. Tiehm A., Nickel K., Neis U.: *The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge*. Water Sci. Technol. 36, 121-128, 1997.
43. Wang Q., Kuninobu M., Kakimoto K., Ogawa H.I., Kato Y.: *Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by ultrasonic pretreatment*. Bioresour. Technol. 68, 309-313, 1999.
44. Barber W.P.: *The effects of ultrasound on sludge digestion*. J. Chart. Inst. Water Environ. Manage. 19, 2-7, 2005.

mgr inż. Radosław Żyłka¹

„Bielmlek” Spółdzielnia Mleczarska w Bielsku Podlaskim

Politechnika Białostocka, Katedra Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska

ul. Wiejska 45E, 15-351 Białystok

e-mail: ¹radekzyłka@gmail.com, r.zylka@bielmlek.com.pl

Wykorzystanie reaktora SBR do oczyszczania ścieków mleczarskich na przykładzie oczyszczalni ścieków S.M. Bielmlek w Bielsku Podlaskim

Słowa kluczowe: *ścieki mleczarskie, reaktor SBR, flotacja DAF*

Streszczenie: Sekwencyjne biologiczne reaktory (SBR) znajdują zastosowanie w oczyszczaniu ścieków komunalnych a także ścieków pochodzących z wielu gałęzi przemysłu. Zakładowa oczyszczalnia ścieków Spółdzielni Mleczarskiej Bielmlek w Bielsku Podlaskim, w ramach modernizacji, została wyposażona w dwa reaktory SBR wykorzystujące nowoczesne turbiny mieszająco napowietrzające typu BSK. W artykule przedstawiono wyniki badań przeprowadzonych w 2014 roku. Obejmują one okres 45 tygodni i zawierają dane dotyczące stężeń substancji biogennych oraz wartości zanieczyszczeń organicznych wyrażanych jako BZT₅ i ChZT w ściekach surowych, po procesie flotacji ciśnieniowej oraz w ściekach oczyszczonych biologicznie. Uzyskane dane pozwoliły na określenie skuteczności usuwania zanieczyszczeń w procesie flotacji ciśnieniowej, w reaktorach SBR oraz relacji między dwoma procesami i ich wpływu na pracę całego systemu. Wartość BZT₅ w ściekach dopływających do reaktorów SBR wynosiła od 80 do 1600 mgO₂/dm³, natomiast ChZT od 192 do 1732 mgO₂/dm³. Ilość związków organicznych wyrażanych jako BZT₅ i ChZT po oczyszczaniu biologicznym uległa obniżeniu odpowiednio o 99% (BZT₅) oraz 97% (ChZT). Zaobserwowano również wysoką efektywność reaktorów SBR w usuwaniu związków biogennych, wynoszącą 73% dla fosforu ogólnego oraz 62,5% dla azotu ogólnego. Zauważono, iż sprawność defosfatacyjna reaktorów jest skorelowana ze stopniem usuwania fosforu w procesie flotacji DAF.

1. Wstęp

Pierwsze wzmianki o wyrobach mlecznych można odnaleźć w starożytnych dokumentach ludów semickich z III wieku p.n.e. [1] Ze względu na swoje walory odżywcze, produkty mleczarskie na stałe zagościły w jadłospisie człowieka. Wraz z rozwojem przemysłu, mleczarstwo przeobraziło się w zaawansowany proces technologiczny, umożliwiający maksymalne wykorzystanie surowca i wytworzenie ilości gotowego produktu pozwalającej na zaspokojenie potrzeb rosnącej populacji. W toku rozwoju przemysłu mleczarskiego opracowano wiele nowych technologii, umożliwiających produkcję szerokiego asortymentu wyrobów. Procesy produkcyjne w nowoczesnym mleczarstwie charakteryzują

się dużym zapotrzebowaniem na wodę, które przekłada się na generowanie równie dużych ilości zużytych wód, czyli ścieków mleczarskich. Wymagania prawne oraz zasady zrównoważonego rozwoju wymagają takiego oczyszczenia ścieków poprodukcyjnych, aby ograniczyć do minimum ich oddziaływanie na środowisko. Zadaniem inżynierów, naukowców i technologów jest nieustanna praca nad nowymi technologiami służącymi ochronie wód naturalnych przed negatywnym oddziaływaniem ścieków przemysłowych. Niezbędne jest również prowadzenie badań systemów istniejących, pozwalające na określenie ich skuteczności. Dzięki badaniom możliwa jest krytyczna ocena pracujących układów oraz wprowadzanie ulepszeń, które przekładają się na korzyści środowiskowe i ekonomiczne. Jak pokazuje Tabela 1. ilość ścieków mleczarskich w Polsce stale wzrasta. Należy zatem przykładać szczególną uwagę do oczyszczania ścieków pochodzących z tego sektora przemysłu.

Tabela 1. Ilość ścieków z sektora mleczarskiego w Polsce w latach 2009, 2011, 2012, 2013

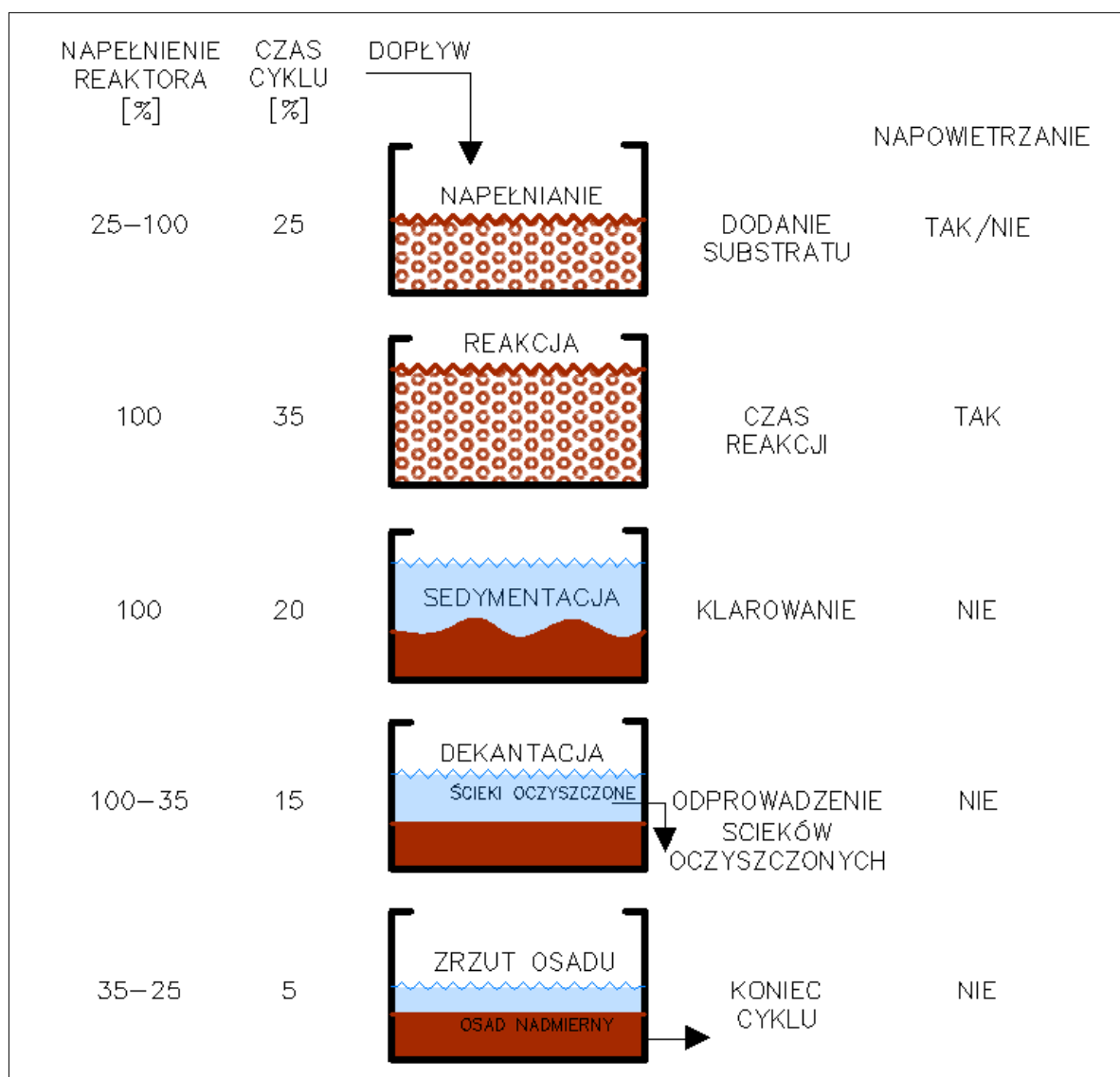
Rok	Ścieki odprowadzone	W tym ścieki wymagające oczyszczania odprowadzane bezpośrednio do wód lub ziemi						
		Razem	Oczyszczane					Nieoczyszczane
			Razem	Mechanicznie	Chemicznie	Biologicznie	Z podw. usuwaniem biogenów	
	hm ³							
2009	25,0	14,3	14,2	0,0	0,0	9,3	4,8	0,1
2011	25,4	14,0	13,8	0,0	-	9,0	4,8	0,2
2012	26,3	14,0	13,9	0,0	-	9,1	4,7	0,2
2013	26,2	14,8	14,7	0	-	9,3	5,4	0,2

Źródło: [2]

Jednym z systemów, służących do oczyszczania ścieków pochodzenia mleczarskiego, są reaktory SBR (z ang. Sequence Batch Reactors). Heidrich i Witkowski [3] określają porcjowy system osadu czynnego jako system wykorzystujący biologiczne procesy, cechujące się czterema wspólnymi cechami:

- biologiczne oczyszczanie ścieków prowadzone jest przez osad czynny,
- procesy biologicznego oczyszczania oraz oddzielania biomasy od oczyszczonych ścieków odbywają się w tym samym zbiorniku,
- zwierciadło cieczy w reaktorze podnosi się wraz z doprowadzaniem kolejnych porcji ścieków do oczyszczenia,
- oczyszczone ścieki odprowadzane są bezpośrednio z reaktora porcjowego.

Kazimierowicz i Ignatowicz [4] określają system SBR jako cechujący się większą elastycznością niż układy konwencjonalne. W okresach niskich obciążeń oczyszczalni istnieje możliwość okresowego wyłączenia pojedynczych reaktorów wprowadzając je w stan wydłużonego oczekiwania ze stabilizacją osadu. Cykl pracy reaktora porcjowego podzielony jest na kilka faz. Ogólny opis faz pracy urządzeń sekwencyjnych przedstawiony został na Rysunku 1. Pierwszą fazą jest napełnianie, które zazwyczaj odbywa się w warunkach niedotlenionych. Następna faza to czas reakcji, gdzie ścieki oczyszczane są w różnych reżimach tlenowych, zależnie od przyjętej technologii. Po upływie zadanego czasu reakcji mieszanina osadu i ścieków poddawana jest procesowi sedymentacji, który ma na celu oddzielenie biomasy od ścieków oczyszczonych. Ostatnimi fazami cyklu są dekantacja oczyszczonych ścieków oraz zrzut osadu nadmiernego. W eksploatacji spotkać można wiele rodzajów reaktorów SBR. Jednym z nich jest system z ciągłym dopływem i nieciągłym odpływem, gdzie stosuje się reaktor z przegrodą przy odpływie, stale zasilany ściekami. Okresowo, przy wyłączonym napowietrzaniu, reaktor przechodzi w fazę sedymentacji i dekantacji. Przegroda przy odpływie uniemożliwia ściekom surowym krótkie spięcie i trafienie do odpływu. Kolejną odmianą reaktora porcjowego jest system MSBR, pracujący przy stałym zwierciadle ścieków. Program sterujący przełącza komory aktualnie napowietrzane, sedymentujące lub prowadzące dekantację [5]. Według Podedwornej i Witkowskiej [6] oprócz tradycyjnych systemów napowietrzania, można w reaktorach SBR zastosować również napowietrzanie czystym tlenem. Umożliwia to uzyskanie pełnej nitrifikacji przy niższych temperaturach oraz ograniczenie uwalniania, uciążliwych zapachowo, aerozoli do atmosfery. Dodatkowo, czysty tlen może służyć jako uzupełnienie konwencjonalnego napowietrzania w okresach zwiększonych obciążeń osadu czynnego.



Rysunek 1. Cykle pracy reaktora SBR

Źródło: Opracowanie własne na podstawie: [6]

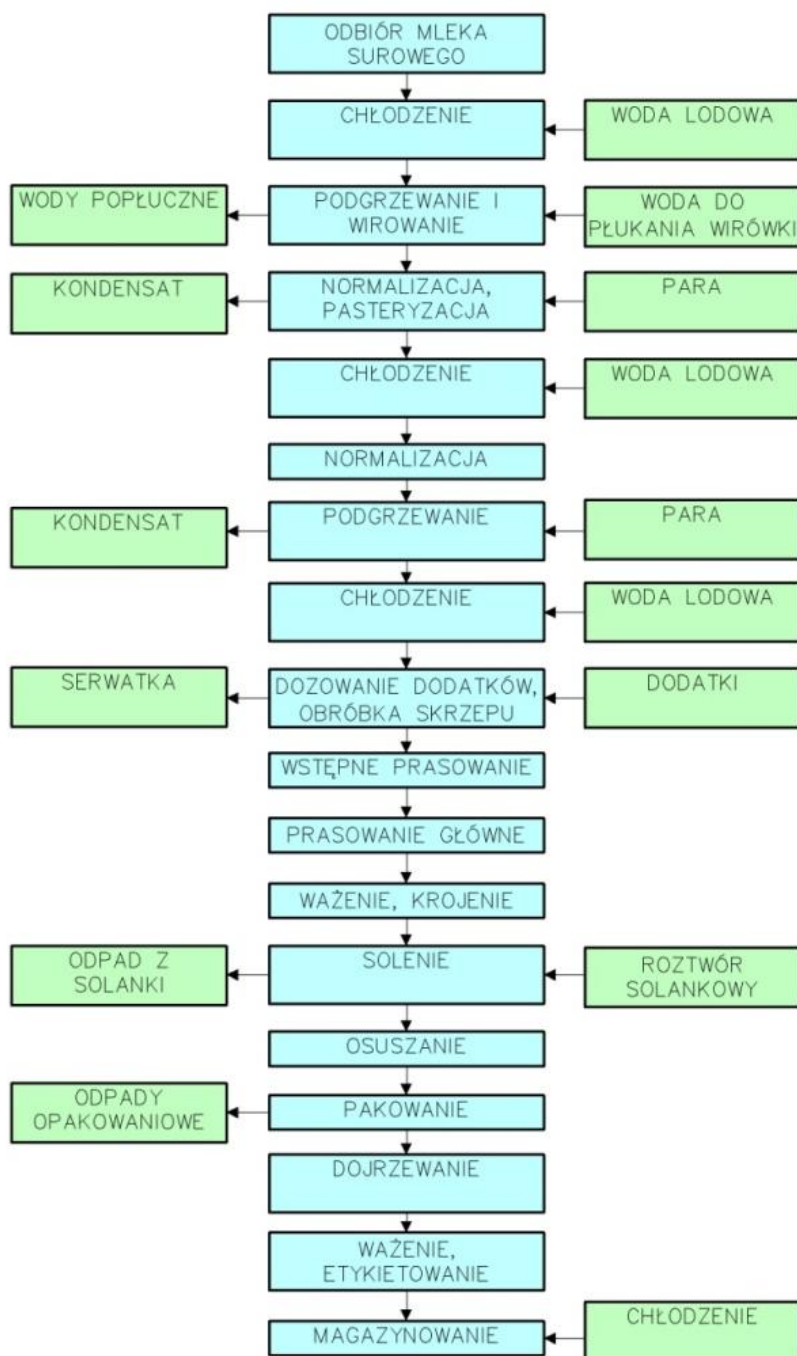
2. Teren i metodyka badań

2.1. Charakterystyka ogólna i gospodarka wodno-ściekowa Spółdzielni Mleczarskiej Bielmlek w Bielsku Podlaskim

Spółdzielnia Mleczarska rozpoczęła swoją działalność w latach 50-ych XX wieku. Główna siedziba firmy wraz z halami produkcyjnymi zlokalizowana jest w Bielsku Podlaskim. Od samego początku zakład rozwijał się dynamicznie co determinowało liczne rozbudowy i inwestycje, mające na celu poprawę jakości produktów oraz zwiększenie efektywności produkcji. Obecnie mleczarnia jest jednym z najnowocześniejszych obiektów do przetwórstwa mleka w województwie podlaskim. Park maszynowy i urządzenia technologiczne dostosowane są do produkcji szerokiego asortymentu produktów – od

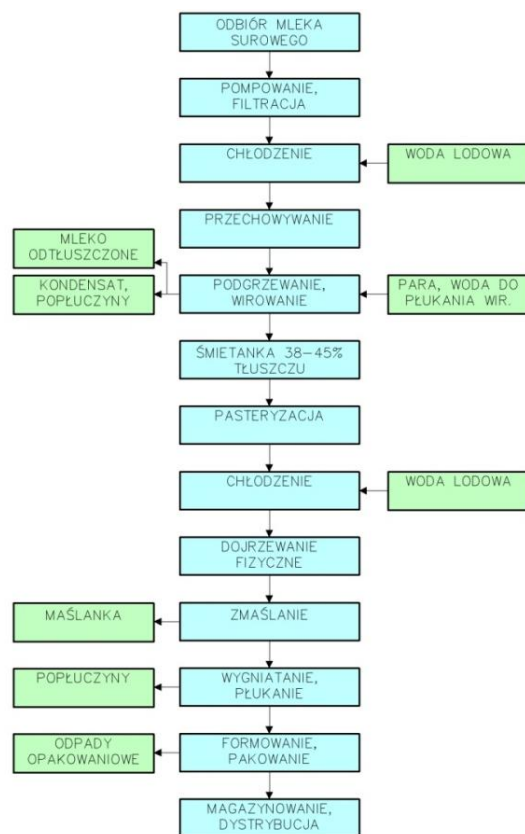
jogurtów i kefirów do mleka w proszku i sera twardego. Spółdzielnia Mleczarska Bielmleń prężnie działa na rynku międzynarodowym i eksportuje swoje towary do takich krajów jak Kuba, Algieria czy Iran [7].

Głównym asortymentem produkowanym przez zakład są sery twarde, mleko w proszku oraz masło. Schematy produkcyjne tych wyrobów, wraz z miejscem powstawania ścieków, przedstawiono na Rysunkach 2-4.



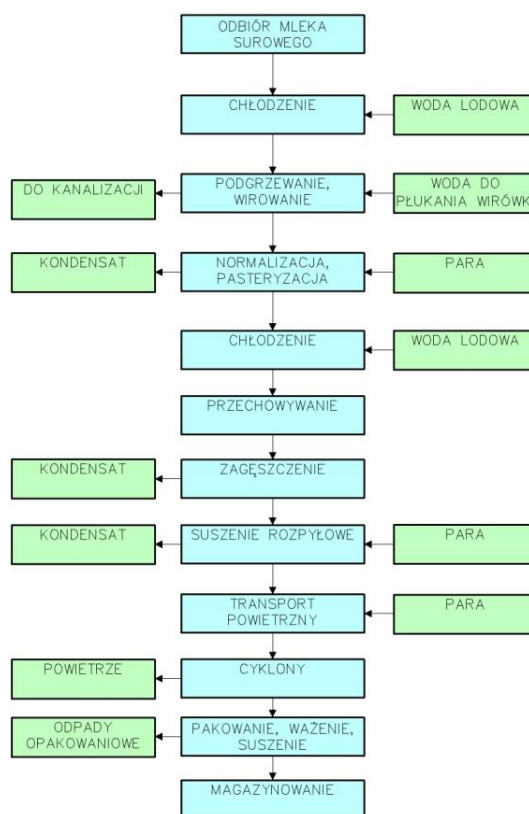
Rysunek 2. Schemat technologiczny produkcji serów twardych

Źródło: Opracowanie własne na podstawie: [8]



Rysunek 3. Schemat technologiczny produkcji masła

Źródło: Opracowanie własne na podstawie: [8]



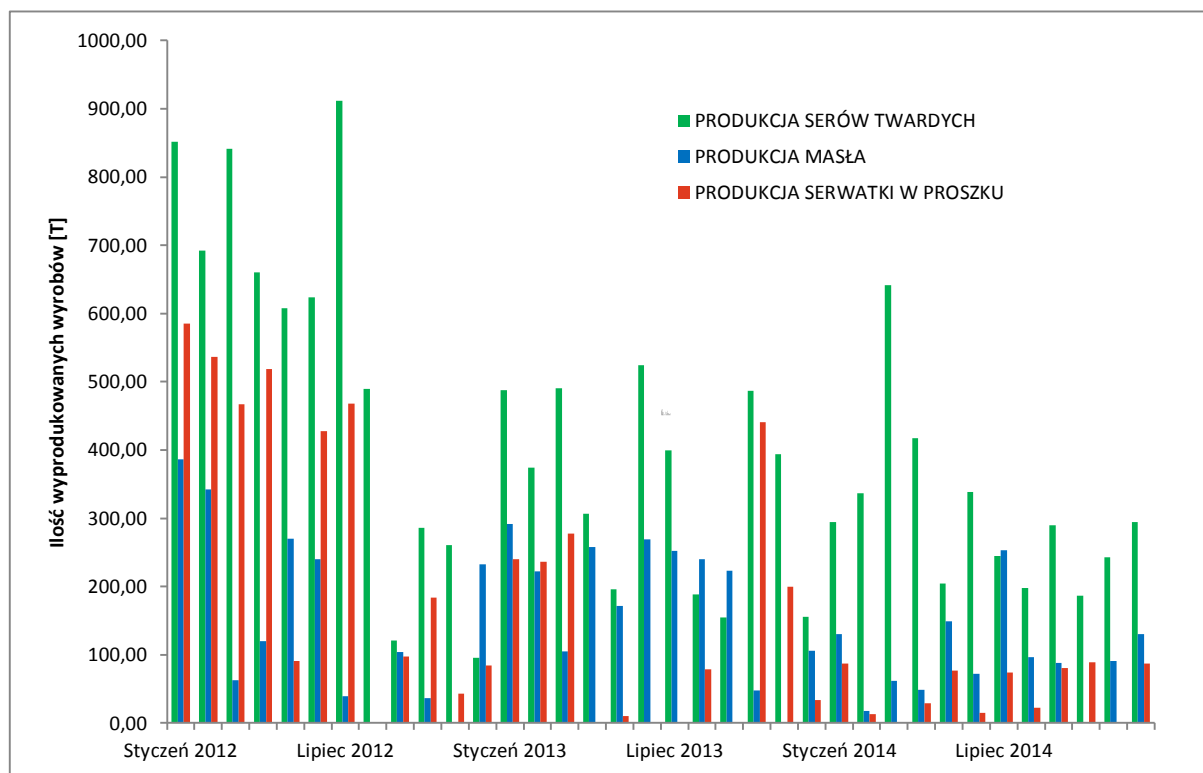
Rysunek 4. Schemat technologiczny produkcji mleka w proszku

Źródło: Opracowanie własne na podstawie: [8]

Woda na cele technologiczne i gospodarcze pobierana jest z własnego ujęcia, w skład którego wchodzi trzy studnie głębinowe [8].

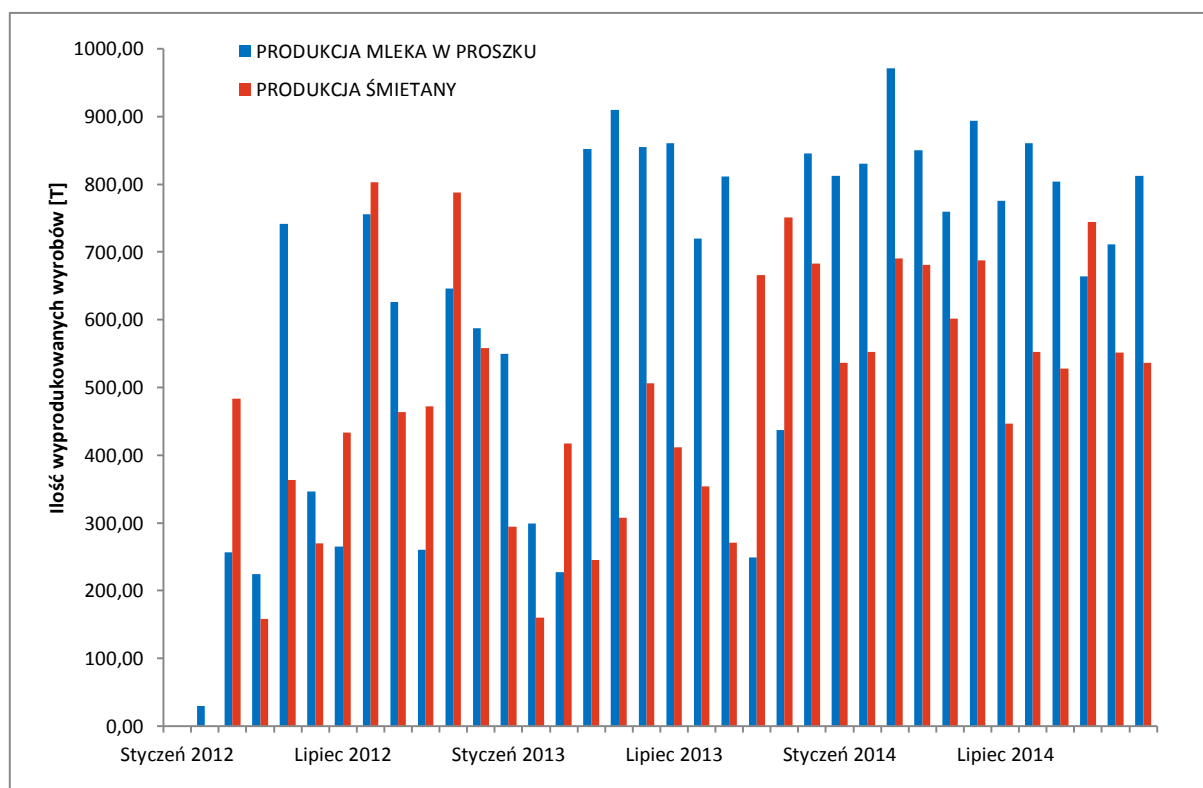
Zużyte wody, poprzez grawitacyjną sieć kanalizacyjną odpływają do własnej, mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków, która szczegółowo scharakteryzowana została w punkcie 2.2 niniejszego artykułu.

Ilości wyprodukowanych wyrobów w znacznym stopniu wpływają na wielkość przepływu i jakość ścieków odprowadzonych do zakładowej oczyszczalni. Rysunek 5. przedstawia wielkość produkcji wyrobów „wodochłonnych”, czyli serów twardych, masła i serwatki w proszku, w latach 2012-2014. Rysunek 6. przedstawia natomiast skalę produkcji wyrobów generujących mniejsze ilości ścieków, w tym samym okresie czasu. Porównując te dane do ilości przerabianego mleka, pobieranej wody i odprowadzanych ścieków w latach 2012-2014 przedstawionych na Rysunku 7., zauważyć można zwiększającą się koniunkturę rynkową na mleko w proszku, skutkującą mniejszymi ilościami odprowadzanych ścieków. Dodatkowo, według Żyłki [7] współczynnik wytwarzania ścieków odniesiony do skupowanego mleka wynosił w 2013 roku $3,17 \text{ m}^3_{\text{ścieków}}/\text{m}^3_{\text{mleka}}$. Wskaźnik ten w roku 2014 wyniósł $3,13 \text{ m}^3_{\text{ścieków}}/\text{m}^3_{\text{mleka}}$ oraz dla porównania $3,74 \text{ m}^3_{\text{ścieków}}/\text{m}^3_{\text{mleka}}$ w roku 2012. Świadczy to wprowadzaniu technologii wodo-oszczędnych takich jak CIP oraz wdrażania zasad czystej produkcji, skutkujących zmniejszonym poborem wody i odprowadzaniem ścieków. Ogólne współczynniki wytwarzania ścieków odniesione do skupionego oraz zakupionego mleka wyniosły odpowiednio $2,4 \text{ m}^3_{\text{ścieków}}/\text{m}^3_{\text{mleka}}$ w 2012 roku, $1,94 \text{ m}^3_{\text{ścieków}}/\text{m}^3_{\text{mleka}}$ w 2013 roku oraz $1,77 \text{ m}^3_{\text{ścieków}}/\text{m}^3_{\text{mleka}}$ w roku 2014. Przebieg wartości współczynnika wytwarzania ścieków i poboru wody w latach 2012-2014 przedstawiono na Rysunku 8. Spadek zużycia wody i odprowadzania ścieków nie przekłada się na niższe obciążenie oczyszczalni ścieków. Rysunek 9. obrazuje wartość BZT_5 w ściekach dopływających do oczyszczalni w okresie 45 tygodni objętych analizą na potrzeby niniejszego opracowania. Wartość współczynnika kierunkowego linii trendu naniesionej na serię danych ma wartość dodatnią co świadczy o stałym zwiększaniu się stężenia zanieczyszczeń w ściekach. Spowodowane jest to koniecznością stosowania tej samej ilości środków myjących do płukania linii technologicznych przy jednoczesnym zmniejszeniu zużycia wody.



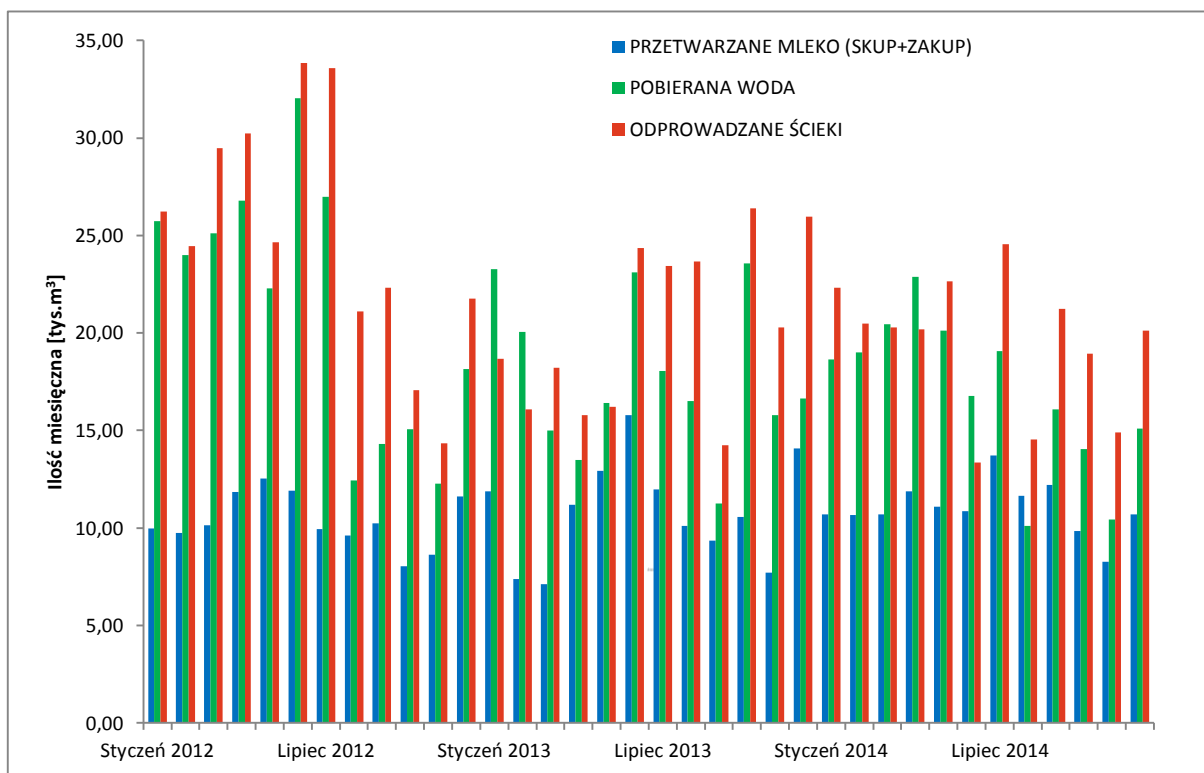
Rysunek 5. Ilości wyprodukowanych serów twardych, masła i serwatki w proszku w latach 2012-2014

Źródło: Opracowanie własne na podstawie: [8]



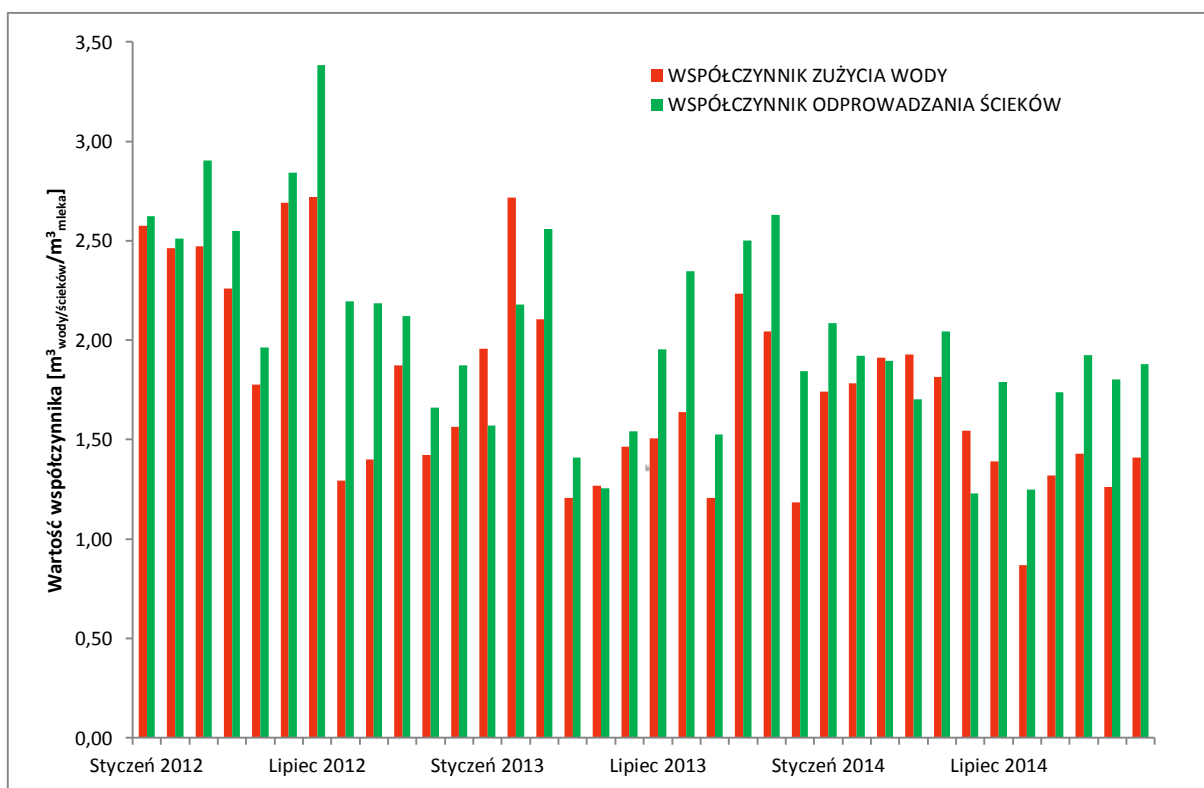
Rysunek 6. Ilości wyprodukowanego mleka w proszku i śmietany w latach 2012-2014

Źródło: Opracowanie własne na podstawie: [8]



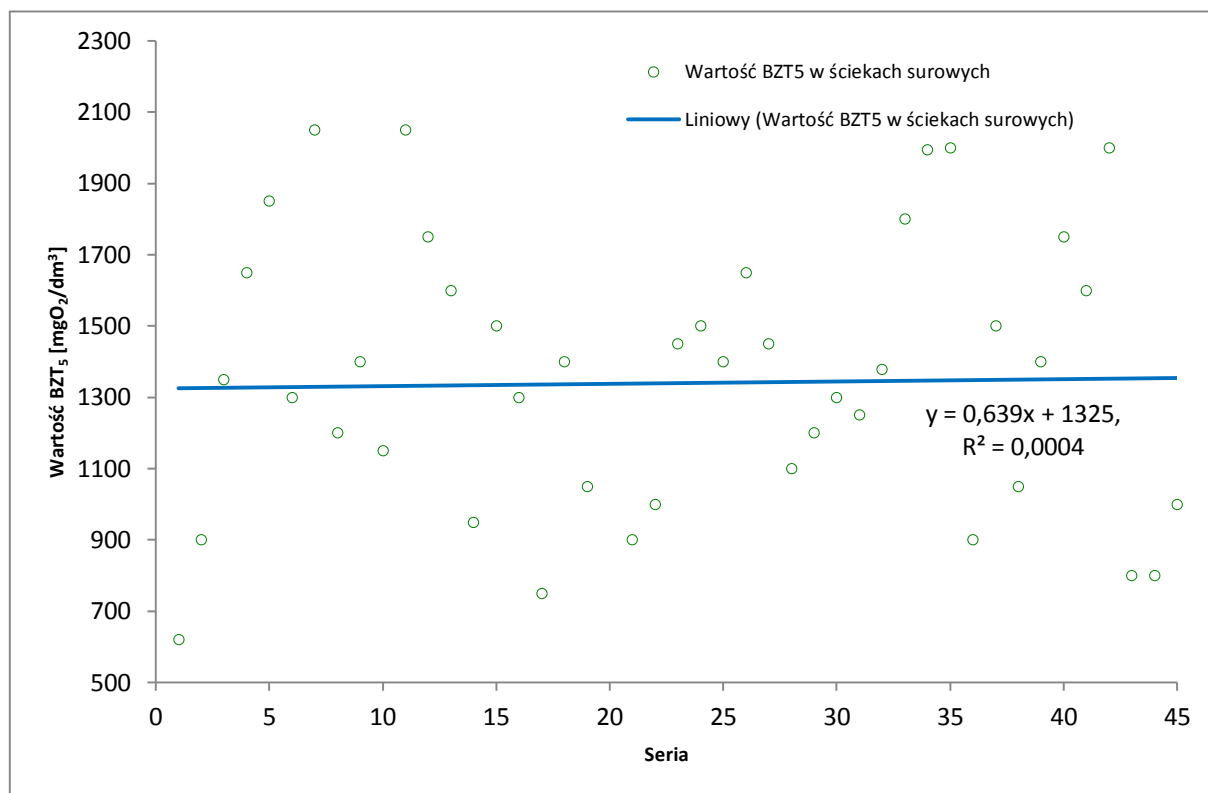
Rysunek 7. Ilości przetwarzanego mleka, pobieranej wody i odprowadzanych ścieków w latach 2012-2014

Źródło: Opracowanie własne na podstawie: [8]



Rysunek 8. Przebieg wartości współczynnika zużycia wody i odprowadzania ścieków w latach 2012-2014

Źródło: Opracowanie własne na podstawie: [8]



Rysunek 9. Przebieg wartości BZT₅ w okresie 45 tygodni objętych analizą

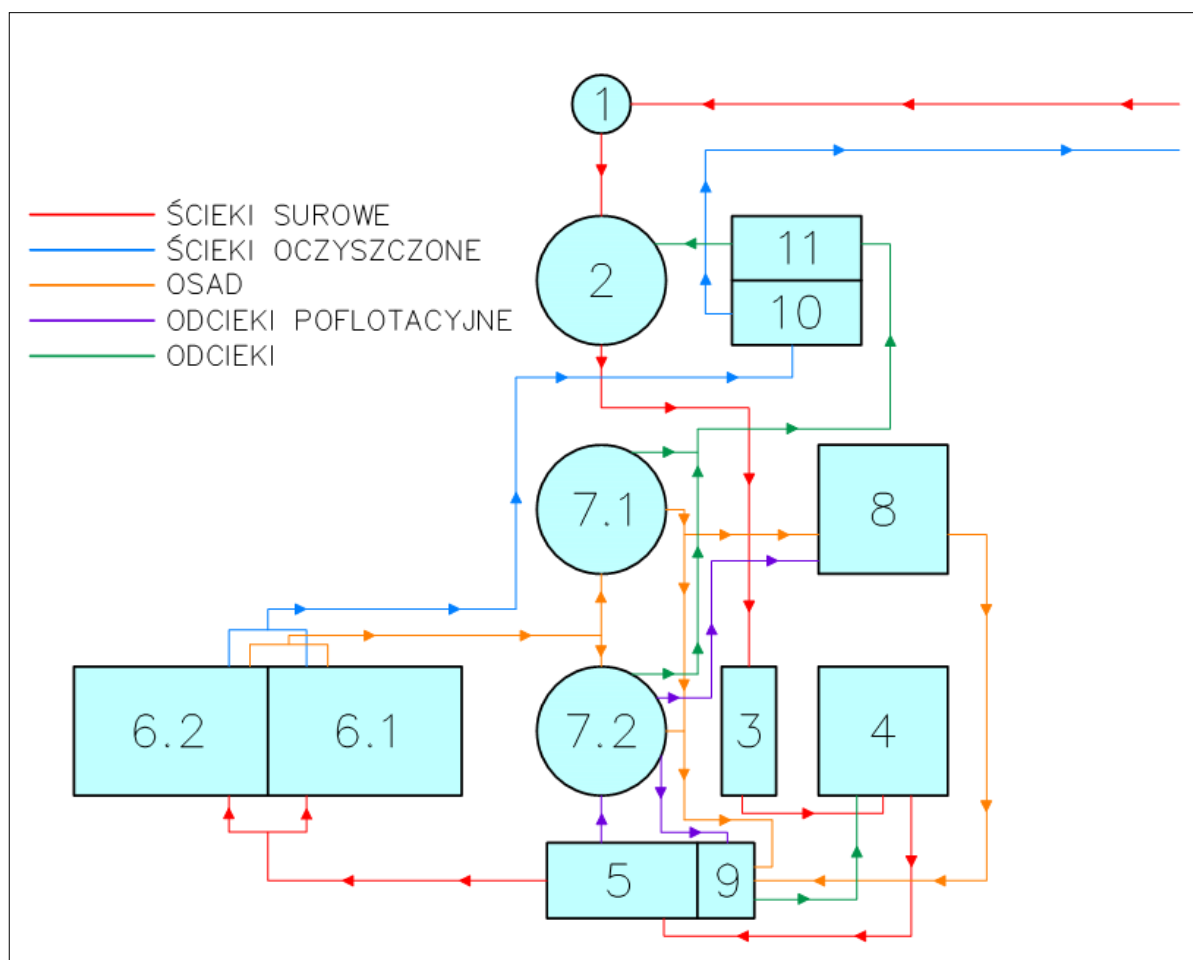
Źródło: Opracowanie własne na podstawie: [8]

2.2. Charakterystyka zakładowej oczyszczalni ścieków

Zakładowa oczyszczalnia ścieków SM Bielmlek jest obiektem pracującym od lat 70-tych XX wieku. Początkowo, zgodnie z obowiązującymi przepisami prawnymi, projektowana była na usuwanie substancji organicznej wyrażonej jako BZT₅ oraz zawiesiny ogólnej. Pierwotny system pracował w przepływie tłokowym z dwoma basenami pełnego mieszania typu Promlecz oraz współpracującymi z nimi dwoma osadnikami wtórnymi. Recyrkulacja osadu działała w oparciu o tlenową stabilizację i selektor beztlenny na wlocie do reaktorów biologicznych.

Zmiany legislacyjne i rozwój techniki były czynnikami, które wpłynęły na decyzję o modernizacji obiektu w 2011 roku. Podstawową zmianą wprowadzoną do systemu oczyszczania była zmiana hydrauliki obiektu z przepływu tłokowego na przepływ sekwencyjny. Ścieki z hal produkcyjnych oraz towarzyszących im obiektów socjalnych dopływają do oczyszczalni grawitacyjnie. Pierwszym obiektem w ciągu technologicznym oczyszczalni jest sito pionowe produkcji Pek – Mont. Sito o prześwicie 6 mm pozbawia ścieki płynących i wleczonych zanieczyszczeń oraz części zawiesiny. Ścieki z komory sita spływają do pompowni głównej, gdzie przy czasie przetrzymania ok. 1 h, zostają wstępnie

uśrednione i przepompowane do piaskownika poziomego. Kolejnym etapem jest usunięcie zawiesiny mineralnej w piaskowniku oraz uśrednienie i wstępne napowietrzenie ścieków w zbiorniku retencyjnym. Możliwość regulacji poziomu w zbiorniku umożliwia, w zależności od aktualnego przepływu, przetrzymanie ścieków do 18 h co sprzyja wyrównaniu ładunków oraz unormowaniu pH. Uśrednione ścieki tłoczone są do flotatora ciśnieniowego DAF produkcji Pek – Mont. W procesie flotacji usuwane jest od kilkunastu do kilkudziesięciu procent ładunku zanieczyszczeń oraz wysoce niepożądanych w procesie osadu czynnego związków tłuszczowych. Oczyszczone mechanicznie ścieki trafiają do jednego z dwóch pracujących na zmianę reaktorów SBR. Aktualny schemat technologiczny oczyszczalni pokazany został na Rysunku 10. [8,9]



Rysunek 10. Schemat technologiczny oczyszczalni ścieków Bielmlek po modernizacji: 1 – sito pionowe, 2 – pompownia główna, 3 – piaskownik poziomy, 4 – zbiornik retencyjny ścieków surowych, 5 – flotator ciśnieniowy DAF, 6.1 i 6.2 – reaktory SBR, 7.1 i 7.2 – grawitacyjne zagęszczacze osadu, 8 – zbiornik regeneracji osadu, 9 – prasa osadu, 10 – deflektor ścieków oczyszczonych, 11 – deflektor odcieków

Źródło: Opracowanie własne na podstawie: [8]

Reaktory SBR zostały zaadaptowane z basenu pełnego mieszania Promlecz. Objętość każdego z nich wynosi 1430 m^3 , natomiast głębokość czynna $3,05 \text{ m}$. Objętość czynna wynosi 400 m^3 . Na Rysunku 11. przedstawiono reaktory SBR pracujące w oczyszczalni ścieków SM Bielmlecz. System napowietrzania oparty jest o turbiny BSK nowej generacji napędzane silnikami o mocy 22 kW . Każdy reaktor SBR wyposażony jest w dwie turbiny umieszczone na systemie pływakowym, unoszące się na powierzchni mieszaniny osadu czynnego i ścieków. Praca turbin regulowana jest przez falowniki pozwalające na uzyskanie różnych prędkości obrotowych w zależności od prowadzonego aktualnie procesu. Reaktory pracują naprzemiennie. Rozpoczęcie cyklu pracy reaktora zaczyna się wraz otwarciem elektro-zasuwy na doprowadzającym ścieki po flotacji ciśnieniowej przewodzie $\Phi 400$. Jednocześnie uruchamiają się dwie turbiny rozpoczynając proces napowietrzania – nityfikacji. Po osiągnięciu zadanej nastawy maksymalnej tlenu rozpuszczonego – zwykle od $2,0$ do $3,0 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ – system sterujący daje sygnał do falowników, które spowalniają turbiny do prędkości mieszającej. Biomasa utrzymywana jest w stanie zawieszenia i pełnego wymieszania, a warunki tlenowe w reaktorze przechodzą w stan niedotleniony. Rozpoczyna się proces biologicznej denityfikacji. Osiągnięcie maksymalnego poziomu ścieków w reaktorze sygnalizuje rozpoczęcie kolejnego etapu – doczyszczania. Turbiny rozpoczynają napowietrzanie aby w pełni przeprowadzić proces nityfikacji w ostatniej porcji ścieków, która dopłynęła do reaktora. Po wskazaniu przez sondę tlenową maksymalnej nastawy tlenu rozpuszczonego turbiny zostają wyłączone i rozpoczyna się proces sedymentacji. Gdy rozdział osadu czynnego od oczyszczonych ścieków dobiegnie końca, program sterujący uruchamia pompę osadu nadmiernego, która odprowadza zadaną ilość osadu. Wyłączenie pompy osadu nadmiernego jest sygnałem do rozpoczęcia etapu desykacji ścieków oczyszczonych. To ciekawe rozwiązanie ma na celu powstrzymanie tzw. „chmury osadu” zalegającej na deflektorach i przedostającej się do odbiornika w pierwszej fazie zrzutu ścieków oczyszczonych. Po przekroczeniu progu mętności ($20\text{-}50 \text{ FNU}$) następuje otwarcie zasuw dekantacyjnej i zrzut pozbawionych zawiesiny ścieków oczyszczonych do odbiornika.



Rysunek 11. Reaktory SBR w zakładowej oczyszczalni ścieków SM Bielmlek

Źródło: Archiwum własne autora

2.3. Metodyka badań

W ramach pracy badawczej, przez okres pięciu tygodni, między 22 października a 18 listopada 2014 roku, raz w tygodniu pobierano uśrednione próbki ścieków. Próbkę pobierano jako średnie ze zmiany pracy zakładu między godziną 6.00 a 14.00, w odstępach godzinowych, a następnie zlewano do naczynia zbiorczego i uśredniano. Próbkę ścieków pobierano w trzech miejscach na obiekcie: ścieki surowe, uśrednione – na wlocie do flotatora DAF, ścieki oczyszczone mechanicznie, przed oczyszczaniem biologicznym w SBR – na wylocie z flotatora DAF oraz ścieki oczyszczone – z komory pomiarowej umiejscowionej na wylocie z reaktora SBR. Dodatkowo, w celu pełniejszej analizy uzyskano od obsługi oczyszczalni dane z okresowego monitoringu obiektu obejmujące okres 40 tygodni między 14 stycznia a 15 października 2014 roku. Zarówno próbki wykorzystane do własnych potrzeb badawczych oraz próbki wykorzystywane w ramach monitoringu, pobierane były według tej samej metodyki oraz poddane analizom w zakładowym laboratorium SM Bielmlek. Pozwoliło to na dokonanie analizy okresu 45 tygodni pracy oczyszczalni.

Do wykonania oznaczeń na badanych próbkach ścieków wykorzystano następujące metody [8]:

- Azot ogólny – test kuwetowy z odczynnikami firmy Merck. Wykonano na fotometrze Merck Nova 60.
- Fosfor ogólny – test kuwetowy z odczynnikami firmy Merck. Wykonano na fotometrze Merck Nova 60.

- Azot amonowy NH_4 – test kuwetowy z odczynnikiem firmy Merck. Wykonano na fotometrze Merck Nova 60.
- BZT_5 – metoda manometryczna z wykorzystaniem zestawu OxiTop Control firmy Merck.
- ChZT – test kuwetowy z odczynnikiem firmy Merck. Wykonano na fotometrze Merck Nova 60.
- Sucha pozostałość – metoda z użyciem wago-suszarki firmy Radwag. Temperatura suszenia 105 °C.

3. Wyniki badań i dyskusja

Wyniki badań zestawione zostały tabelarycznie w układzie chronologicznym odpowiadającym dacie badania. W Tabeli 2. przedstawione zostały wyniki uzyskane z badań ścieków surowych dopływających do oczyszczalni. Wartości BZT_5 i ChZT zawierały się w zakresie odpowiednio od 300 do 2050 mgO_2/dm^3 i od 475 do 3265 mgO_2/dm^3 dając średnie wartości 1340 mgO_2/dm^3 dla BZT_5 oraz 1643 mgO_2/dm^3 dla ChZT. Stężenia Nog i Pog zawierały się w zakresie odpowiednio od 5,0 do 25,0 mgPog/dm^3 i od 8,0 do 319,0 mgNog/dm^3 oraz dając średnie wartości 16,0 mg/dm^3 dla Pog oraz 82,7 mg/dm^3 dla Nog. Tabela 3. zawiera wyniki uzyskane z badań ścieków po procesie flotacji ciśnieniowej. Wartości BZT_5 i ChZT zawierały się w zakresie odpowiednio od 80 do 1600 mgO_2/dm^3 i od 1929 do 1732 mgO_2/dm^3 dając średnie wartości 758 mgO_2/dm^3 dla BZT_5 oraz 990 mgO_2/dm^3 dla ChZT. Stężenia Nog i Pog zawierały się w zakresie odpowiednio od 0,6 do 22,9 mgPog/dm^3 i od 4,8 do 108 mgNog/dm^3 dając średnie wartości 7,2 mg/dm^3 dla Pog oraz 54,7 mg/dm^3 dla Nog. Tabela 4. przedstawia wyniki otrzymane podczas badań ścieków oczyszczonych biologicznie. Wartości BZT_5 i ChZT zawierały się w zakresie odpowiednio od 2 do 20 mgO_2/dm^3 i od 2 do 86 mgO_2/dm^3 oraz dając średnie wartości 6 mgO_2/dm^3 dla BZT_5 oraz 25 mgO_2/dm^3 dla ChZT. Stężenia Nog i Pog zawierały się w zakresie odpowiednio od 0,1 do 3,7 mgPog/dm^3 i od 0,5 do 52,0 mgNog/dm^3 oraz dając średnie wartości 1,3 mg/dm^3 dla Pog oraz 18,7 mg/dm^3 dla Nog.

Tabela 2. Wyniki badań uzyskane z badań ścieków surowych

SERIA	DATA BADANIA	FOSFOR OGÓLNY	AZOT OGÓLNY	BZT ₅	ChZT
		mgP/dm ³	mgN/dm ³	mgO ₂ /dm ³	mgO ₂ /dm ³
1	14-1-2014	5,04	29	620	856
2	22-1-2014	9,2	73	900	1212
3	29-1-2014	16,8	81	1350	1790
4	5-2-2014	18,9	92	1650	1800
5	12-2-2014	14,6	79	1850	2768
6	19-2-2014	16	85	1300	1445
7	26-2-2014	19,4	104	2050	3265
8	6-3-2014	9,9	90	1200	2215
9	12-3-2014	14,3	90	1400	1510
10	19-3-2014	12,4	53	1150	1285
11	26-3-2014	23,4	104	2050	2390
12	2-4-2014	19,1	107	1750	2150
13	9-4-2014	20,3	100	1600	1880
14	16-4-2014	9,9	65	950	1300
15	23-4-2014	12,4	79	1500	1630
16	30-4-2014	14,9	93	1300	1605
17	8-5-2014	8,1	136	750	1015
18	14-5-2014	19,8	97	1400	1715
19	21-5-2014	14,8	78	1050	1842
20	29-5-2014	6,9	43	300	475
21	3-6-2014	13,7	53	900	1040
22	11-6-2014	15,7	58	1000	1256
23	20-6-2014	20,3	100	1450	1662
24	25-6-2014	22,4	89	1500	1660
25	30-6-2014	18,7	74	1400	1824
26	10-7-2014	24,7	126	1650	1926
27	17-7-2014	19,5	79	1450	1810
28	24-7-2014	18,5	98	1100	1460
29	29-7-2014	22,2	73	1200	1924
30	4-8-2014	21,5	66	1300	1760
31	13-8-2014	16,1	81	1250	1375
32	22-8-2014	15,4	82	1378	1516
33	27-8-2014	23,1	67	1800	1985
34	3-9-2014	25	111	1995	2200
35	10-9-2014	23,7	89	1999	2205
36	17-9-2014	16,7	8	900	950
37	26-9-2014	23,7	319	1500	1570
38	1-10-2014	12,1	54	1050	1010
39	8-10-2014	14,65	56	1400	1415
40	15-10-2014	17,2	58	1750	1820
41	22-10-2014	9,9	60	1600	1305
42	29-10-2014	13,7	62	2000	1990
43	5-11-2014	8,4	39	800	1030
44	12-11-2014	8,3	45	800	1382
45	18-11-2014	7,6	96	1000	1700

Źródło: Badania własne, [8]

Tabela 3. Wyniki badań ścieków po procesie flotacji DAF

SERIA	DATA BADANIA	FOSFOR OGÓLNY	AZOT OGÓLNY	BZT ₅	ChZT
		mgP/dm ³	mgN/dm ³	mgO ₂ /dm ³	mgO ₂ /dm ³
1	14-1-2014	0,6	15	230	302
2	22-1-2014	1,6	52	550	800
3	29-1-2014	11,7	78	900	1460
4	5-2-2014	4,5	41	700	868
5	12-2-2014	1,9	40	660	866
6	19-2-2014	6,8	61	800	952
7	26-2-2014	5,4	75	1400	1732
8	6-3-2014	9,9	77	1000	1228
9	12-3-2014	2	66	650	606
10	19-3-2014	6,9	30	660	880
11	26-3-2014	15,9	59	1250	1592
12	2-4-2014	16,4	99	1600	1710
13	9-4-2014	12,4	74	920	1066
14	16-4-2014	1,6	40	500	634
15	23-4-2014	1,75	38	660	988
16	30-4-2014	1,9	36	700	892
17	8-5-2014	1,3	108	340	526
18	14-5-2014	10,1	83	400	1226
19	21-5-2014	7,5	56	600	906
20	29-5-2014	2	42	80	192
21	3-6-2014	7,1	49	480	652
22	11-6-2014	2,9	50	540	700
23	20-6-2014	13,3	74	880	1298
24	25-6-2014	20,2	88	1050	1334
25	30-6-2014	12,8	57	920	1340
26	10-7-2014	11,9	100	920	1460
27	17-7-2014	1,3	40	800	936
28	24-7-2014	3,1	73	460	638
29	29-7-2014	9,3	61	1000	1320
30	4-8-2014	3,8	57	620	702
31	13-8-2014	5	48	800	968
32	22-8-2014	7,9	33	960	1162
33	27-8-2014	7,9	46	660	780
34	3-9-2014	22,9	81	1288	1522
35	10-9-2014	11,1	52	1330	1572
36	17-9-2014	2,3	5	460	538
37	26-9-2014	20,1	79	780	1054
38	1-10-2014	5,4	27	500	656
39	8-10-2014	5,1	27	710	848
40	15-10-2014	4,8	26	920	1040
41	22-10-2014	2,1	31	600	772
42	29-10-2014	6,1	46	860	1076
43	5-11-2014	1,1	27	460	666
44	12-11-2014	6,3	32	740	1026
45	18-11-2014	6,4	84	760	1049

Źródło: Badania własne, [8]

Tabela 4. Wyniki badań ścieków oczyszczonych biologicznie

SERIA	DATA BADANIA	FOSFOR OGÓLNY	AZOT OGÓLNY	BZT ₅	ChZT
		mgP/dm ³	mgN/dm ³	mgO ₂ /dm ³	mgO ₂ /dm ³
1	14-1-2014	0,2	6	3	19
2	22-1-2014	0,8	15	8	25
3	29-1-2014	0,5	11	6	42
4	5-2-2014	0,7	14	6	64
5	12-2-2014	0,9	17	6	86
6	19-2-2014	0,8	4	18	21
7	26-2-2014	1,4	3	16	26
8	6-3-2014	0,9	11	20	42
9	12-3-2014	0,3	20	11	22
10	19-3-2014	0,9	2	3	30
11	26-3-2014	0,7	17	5	38
12	2-4-2014	1,1	15	10	48
13	9-4-2014	1,2	4	5	42
14	16-4-2014	0,8	7	4	21
15	23-4-2014	0,65	12	2	14
16	30-4-2014	0,5	17	4	13
17	8-5-2014	0,2	41	3	22
18	14-5-2014	0,5	29	3	31
19	21-5-2014	1,25	35	5	29
20	29-5-2014	1	23	7	27
21	3-6-2014	2,9	39	5	29
22	11-6-2014	0,9	21	5	28
23	20-6-2014	1,3	35	5	21
24	25-6-2014	1,7	48	4	13
25	30-6-2014	2,4	41	5	16
26	10-7-2014	0,6	15	5	7
27	17-7-2014	0,9	2	8	24
28	24-7-2014	1,5	27	8	19
29	29-7-2014	2,1	52	7	14
30	4-8-2014	3	32	13	26
31	13-8-2014	2,1	41	7	16
32	22-8-2014	3,7	22	12	37
33	27-8-2014	2,3	30	3	17
34	3-9-2014	2,4	20	11	32
35	10-9-2014	1,8	1	4	18
36	17-9-2014	1,6	4	5	15
37	26-9-2014	2,2	2	4	15
38	1-10-2014	3,6	18	2	17
39	8-10-2014	1,4	11	2	15
40	15-10-2014	0,8	8	3	2
41	22-10-2014	0,5	22	2	20
42	29-10-2014	0,2	6	4	26
43	5-11-2014	0,7	4	5	15
44	12-11-2014	0,1	10	7	15
45	18-11-2014	0,4	28	4	18

Źródło: Badania własne, [8]

Na podstawie uzyskanych wyników obliczono efektywność usuwania zanieczyszczeń w poszczególnych etapach oczyszczania: flotacji DAF, oczyszczania biologicznego w reaktorach SBR oraz całego systemu. Skuteczność usuwania zanieczyszczeń obliczono posługując się równaniem (1).

$$\eta = \frac{C_P - C_K}{C_P} * 100 [\%] \quad (1)$$

gdzie:

η – efektywność usuwania zanieczyszczeń [%]

C_P – stężenie zanieczyszczeń przed procesem [mg/dm³]

C_K – stężenie zanieczyszczeń po procesie [mg/dm³]

Otrzymane wartości zostały zestawione w Tabeli 5. Podczas flotacji DAF fosfor ogólny usuwany był ze średnią skutecznością równą 57,6%, azot ogólny 31,9%, BZT₅ 43,8%, ChZT 39,9%. W reaktorach SBR zachodziło usuwanie fosforu ogólnego ze średnią skutecznością 73%, azot ogólny 62,5%, BZT₅ 99,0%, ChZT 97,0%. Średnia skuteczność całego obiektu wynosiła od 74,3% dla azotu ogólnego do 99,5% dla BZT₅. Na Rysunku 12. zestawiono średnie efekty usuwania zanieczyszczeń dla poszczególnych procesów technologicznych oraz dla całego systemu.

Tabela 5. Efektywność usuwania zanieczyszczeń w różnych etapach procesu oczyszczania

PROCES	FOSFOR OGÓLNY		AZOT OGÓLNY		BZT ₅		ChZT	
	%		%		%		%	
	ZAKRES	ŚR.	ZAKRES	ŚR.	ZAKRES	ŚR.	ZAKRES	ŚR.
FLOTACJA DAF	8,4 - 93,3	57,6	1,1 - 75,2	31,9	7,5 - 73,3	43,8	18,4 - 68,7	39,9
REAKTORY SBR	21,1 - 98,4	73,0	14,8 - 99,0	62,5	91,3 - 99,7	99,0	85,9 - 99,8	97,0
OCZYSZCZALNIA - CAŁOŚĆ	70,2 - 98,8	92,1	26,4 - 99,4	74,3	97,7 - 99,9	99,5	94,3 - 99,9	98,4

Źródło: Opracowanie własne

Na podstawie dostępnych danych obliczono wartość obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń wyrażonym jako BZT₅. Posłużono się do tego równaniem (2).

$$B_V = \frac{S_{BZT_5} * Q_d}{S_{SM} * V_R * 1000} [kgBZT_5/kg\ sm * d] \quad (2)$$

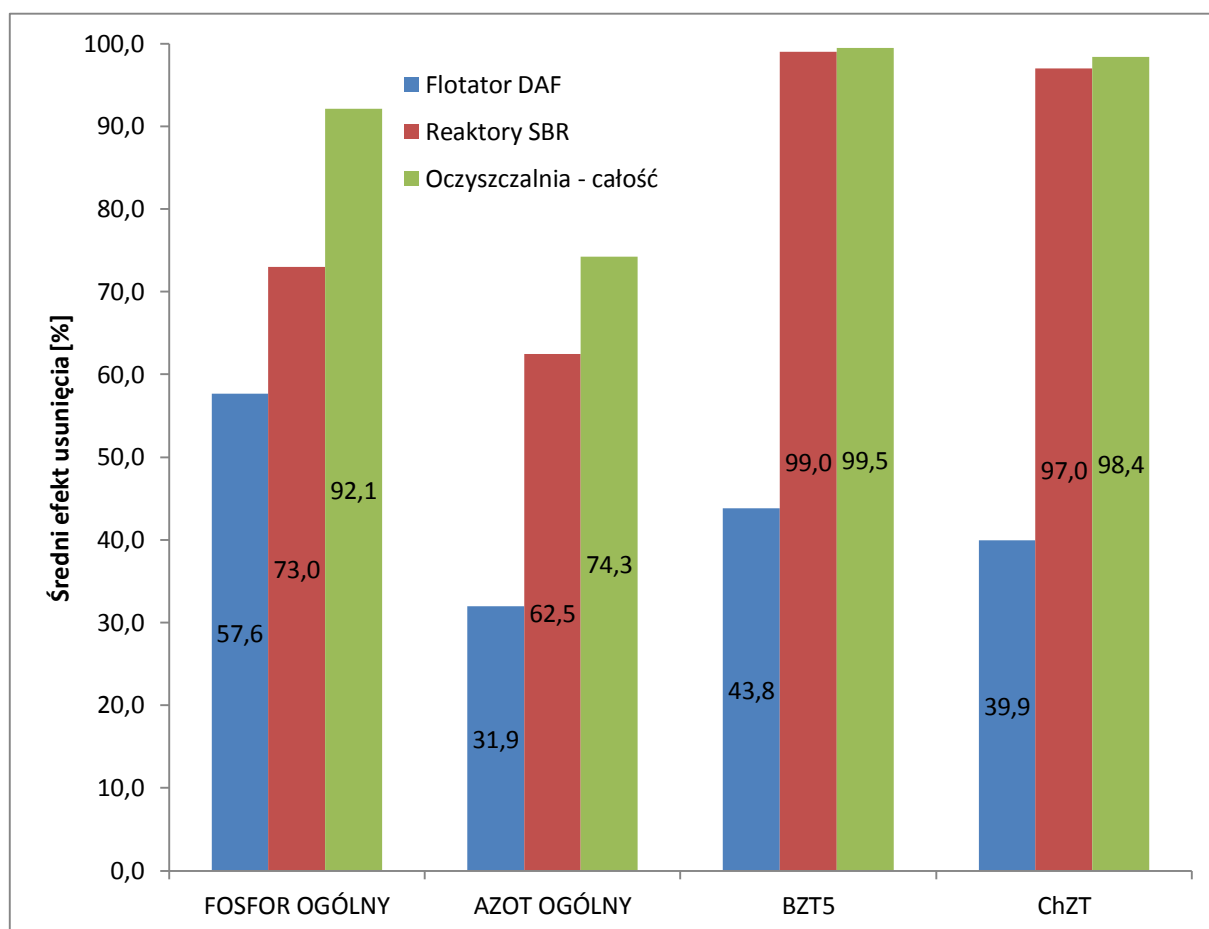
gdzie:

S_{BZT_5} – stężenie BZT₅ w ściekach dopływających do części biologicznej [mgO₂/dm³]

Q_d - średni dobowy przepływ [m³/d]

S_{SM} - zawartość suchej masy w reaktorze [kg sm/m³]

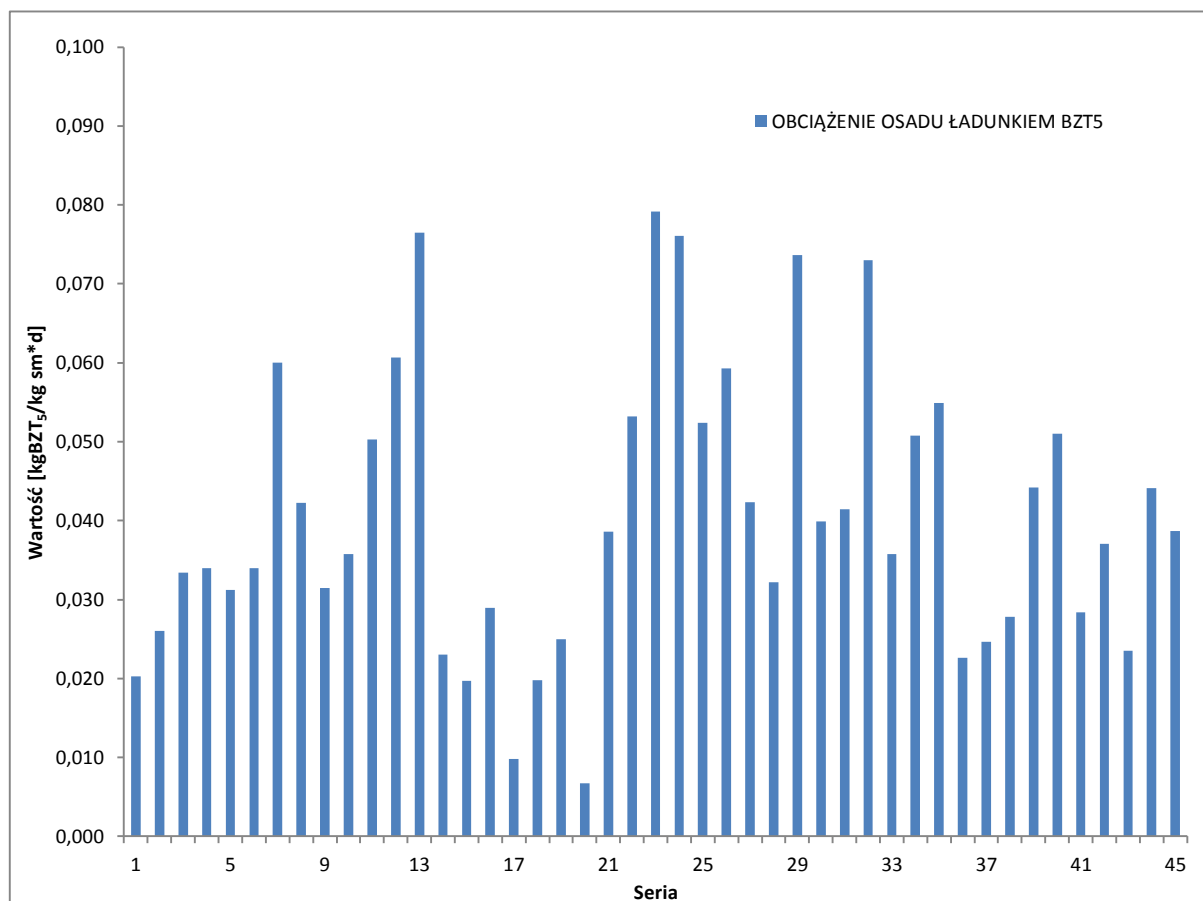
V_R - objętość reaktora [m³]



Rysunek 12. Zestawienie średnich efektów usunięcia zanieczyszczeń w badanych procesach technologicznych

Źródło: Opracowanie własne

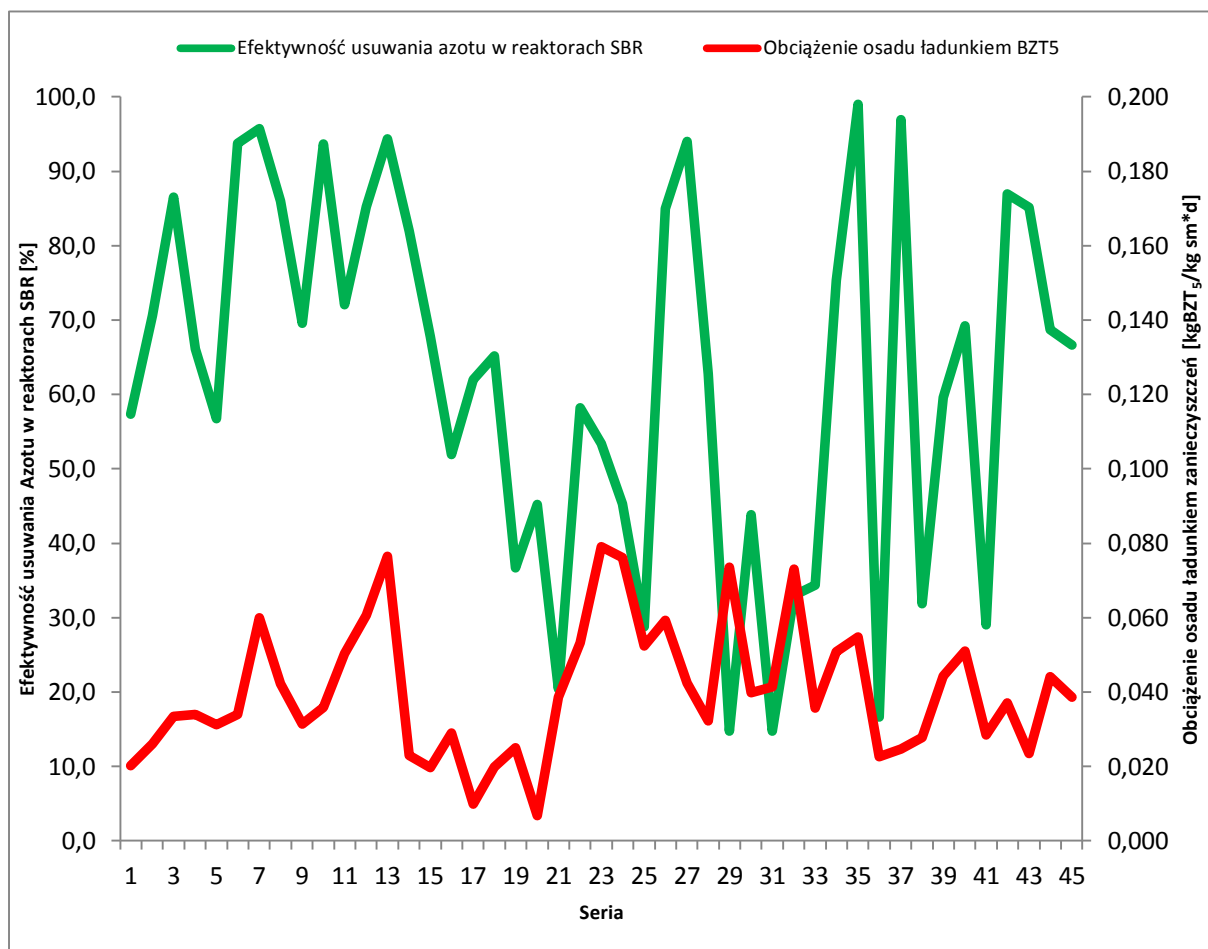
Wartości obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń wyrażonym jako BZT₅ kształtowały się na poziomie od 0,007 do 0,079 kgBZT₅/kg sm*d i wynosiły średnio 0,04 kgBZT₅/kg sm*d. Zmiany wartości obciążenia osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń w analizowanym okresie czasu przedstawiony został na Rysunku 13.



Rysunek 13. Zmiany wartości obciążenia osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń

Źródło: Opracowanie własne

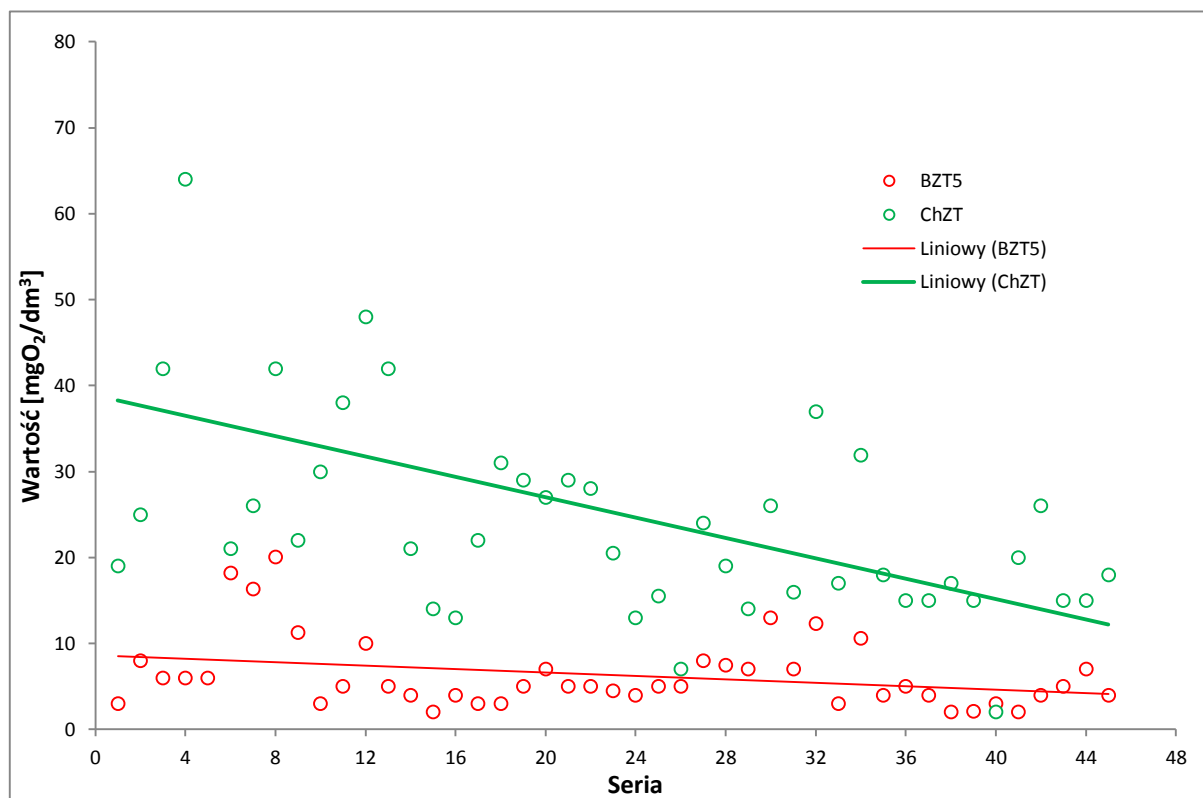
Nie stwierdzono jednoznacznego wpływu obciążenia osadu na skuteczność usuwania substancji organicznej wyrażonej jako BZT₅ i ChZT. Na Rysunku 15. przedstawiono wartości BZT₅ i ChZT w ściekach oczyszczonych. Brak jest korelacji między wartością substancji organicznej w ściekach oczyszczonych a obciążeniem osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń. Stwierdzono natomiast wpływ obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń wyrażonym jako BZT₅ na skuteczność usuwania azotu ogólnego w reaktorach SBR. W okresach niedoboru związków węgla obniża się sprawność denitryfikacyjna reaktorów SBR. Zjawisko to zostało przedstawione na Rysunku 14. Wartość BZT₅ w ściekach oczyszczonych wynosiła średnio 6,3 mgO₂/dm³ i zawierała się w zakresie od 2,0 do 20,1 mgO₂/dm³. Wartość ChZT w ściekach oczyszczonych wynosiła średnio 25,2 mgO₂/dm³ i zawierała się w zakresie od 2,0 do 86,0 mgO₂/dm³.



Rysunek 14. Zależność między efektywnością usuwania azotu ogólnego w reaktorach SBR a obciążeniem osadu ładunkiem BZT₅

Źródło: Opracowanie własne

W trakcie badań sprawdzono również skuteczność z jaką usuwany był azot amonowy N_{NH_4} w poszczególnych procesach oraz w całym ciągu technologicznym. We flotatorze zachodziło usuwanie azotu amonowego ze skutecznością w zakresie od 20,5 do 92,4% natomiast średnia wartość wyniosła 45,5%. W reaktory SBR zmniejszyła się ilość azotu amonowego ze skutecznością od 79,1 do 99,1% podczas gdy średnia wartość wyniosła 90,9%. Całkowity stopień usunięcia azotu amonowego w oczyszczalni zawierał się w zakresie od 72,0 do 99,5% ze średnią wartością 93,6%. Średnie stężenie azotu amonowego w ściekach surowych wyniosło od 1,5 do 37,0 mg/dm³ przy średniej wartości równej 17,0 mg/dm³. W ściekach po procesie flotacji stężenie azotu amonowego wyniosło od 1,3 do 40,0 mg/dm³ przy średniej wartości 14,8 mg/dm³. W ściekach oczyszczonych nie stwierdzono przekroczeń azotu amonowego, który wyniósł od 0,1 do 5,8 mg/dm³ z wartością średnią równą 0,8 mg/dm³.

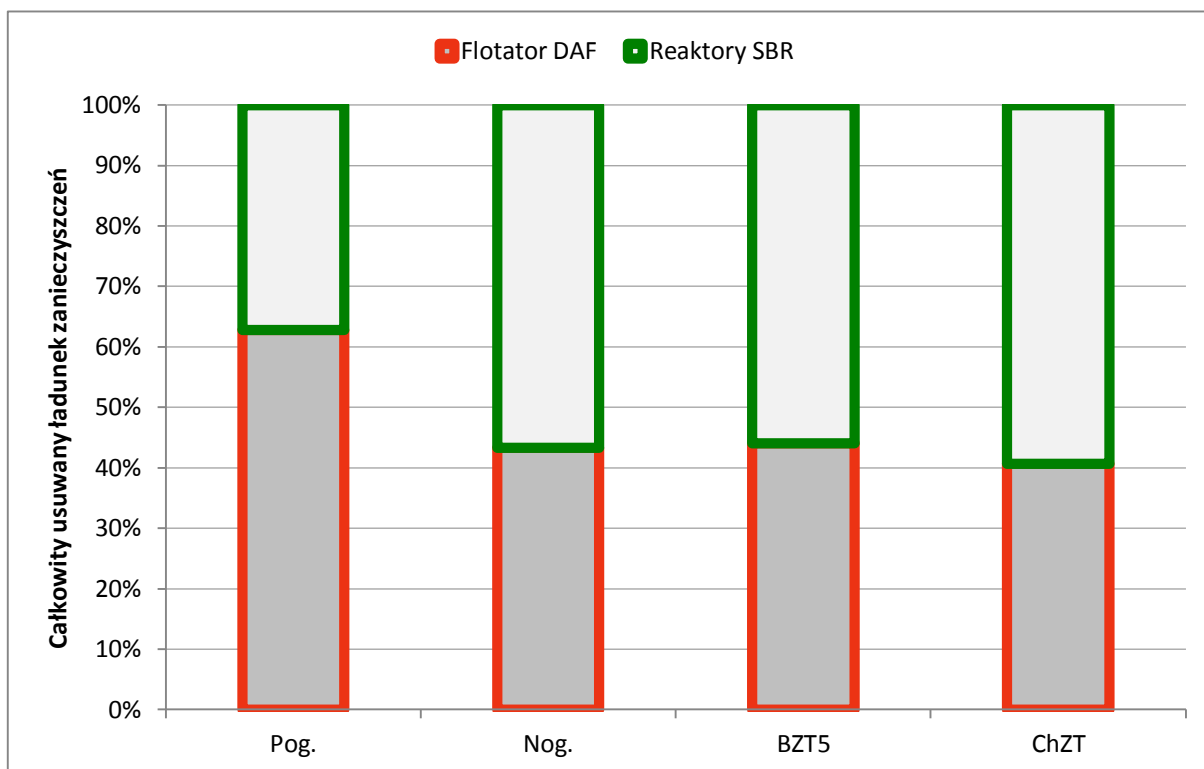


Rysunek 15. Ilość substancji organicznej wyrażonej jako BZT₅ i ChZT w ściekach oczyszczonych

Źródło: Opracowanie własne

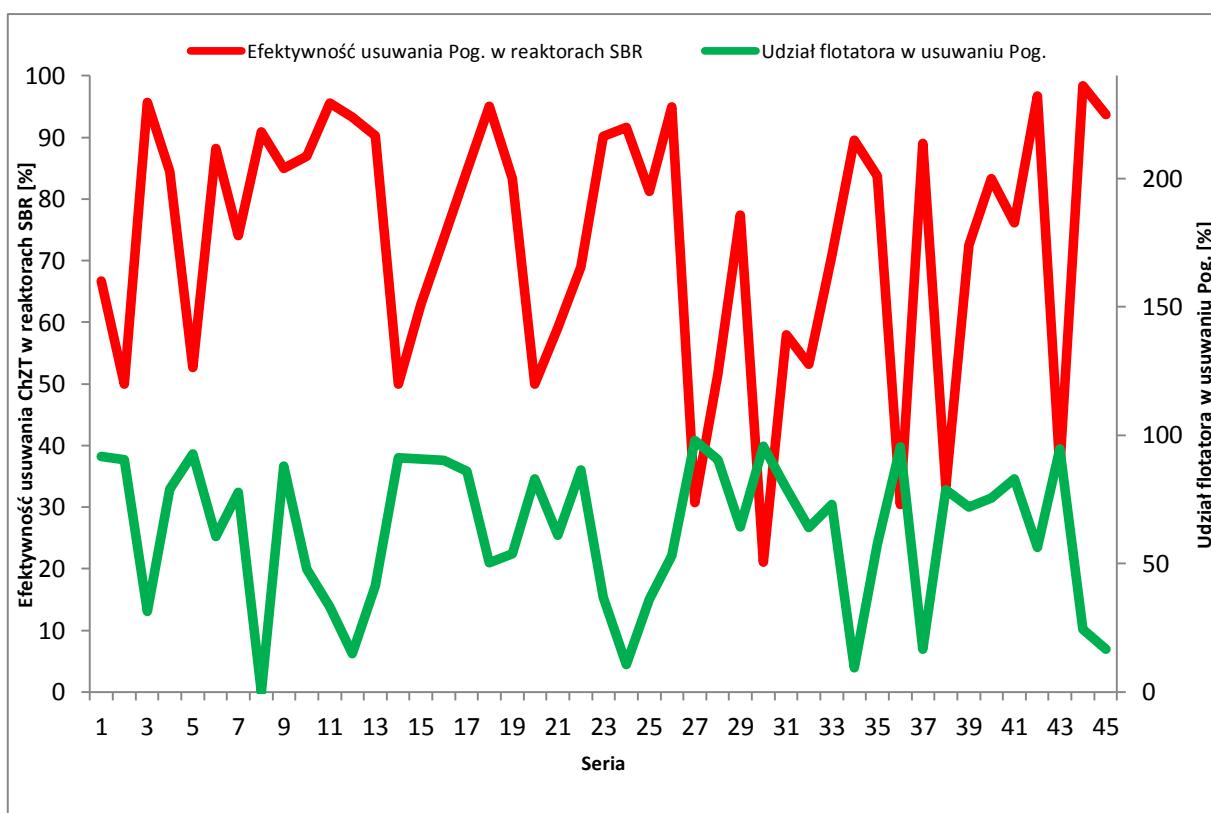
Na podstawie uzyskanych wyników możliwe było określenie udziału flotacji DAF oraz reaktorów SBR w usuwaniu całkowitego ładunku zanieczyszczeń ze ścieków. W reaktorach SBR zachodziło usuwanie średnio 37,2% całkowitego ładunku fosforu ogólnego, 56,7% azotu ogólnego, 55,9% BZT₅ oraz 59,4% ChZT. We flotator DAF usuwano średnio 62,8% całkowitego ładunku fosforu ogólnego, 43,3% azotu ogólnego, 44,1% BZT₅ oraz 40,6% ChZT. Wyniki te zostały przedstawione na Rysunku 16. Fosfor ogólny usuwany był w większości podczas flotacji ciśnieniowej. Spowodowane jest to wspomaganie procesu przez koagulację preparatami PIX 113 oraz PAX 18. Jednocześnie brak separatora beztlenowego oraz wydzielonej strefy beztlenowej w reaktorach SBR ogranicza zdolności defosfatacyjne reaktorów.

Podjęto próbę określenia wzajemnego oddziaływania na siebie procesów flotacji i oczyszczania biologicznego w reaktorach SBR oraz ich wpływu na sprawność całego procesu oczyszczania. Wyraźne powiązanie zaobserwowano tylko pomiędzy efektywnością usuwania fosforu ogólnego w reaktorach SBR a udziałem flotacji ciśnieniowej w usuwaniu Pog. W okresach podwyższonego strącania chemicznego fosforu podczas flotacji DAF, reaktory SBR wykazują obniżone zdolności defosfatacyjne. Zauważono również zjawisko odwrotne. Wyniki w formie graficznej zostały przedstawione na Rysunku 17.



Rysunek 16. Udziały flotatora DAF i reaktorów SBR w usuwaniu całkowitego ładunku zanieczyszczeń

Źródło: Opracowanie własne



Rysunek 17. Wpływ udziału flotacji DAF w usuwaniu Pog. na efektywność usuwania Pog. w SBR

Źródło: Opracowanie własne

4. Wnioski

1. Wykazano wysoką skuteczność w oczyszczaniu ścieków pochodzenia mleczarskiego w reaktorach SBR na poziomie 99,0% w przypadku BZT₅, 97,0% ChZT, 62,5% dla azotu ogólnego oraz 73% fosforu ogólnego
2. Oczyszczalnia ścieków SM Bielmlek w analizowanym okresie czasu pracowała z wysoką efektywnością kształtująca się na poziomie 99,5% dla BZT₅, 98,4% dla ChZT, 74,3% dla azotu ogólnego oraz 92,1% dla fosforu ogólnego. Świadczy to o poprawnej pracy układu technologicznego wykorzystującego reaktory SBR.
3. Stwierdzono przewagę układu zbiornik retencyjny – reaktor SBR nad układem z przepływem tłokowym do oczyszczania ścieków mleczarskich. Spowodowane jest to większą elastycznością reaktorów sekwencyjnych, przekładającą się na lepsze tolerowanie przez układ dużych wahań w stężeniach zanieczyszczeń oraz w ilościach ścieków. Dodatkowo, zastosowanie flotatora w systemie DAF, znacznie poprawia pracę całego układu, ze względu na możliwość kontroli obciążenia osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń i utrzymaniu go na możliwie niskim poziomie.
4. Reaktory SBR wykazały wysoką skuteczność w usuwaniu azotu amonowego. Efektywność usuwania kształtowała się na poziomie 79,1-99,1% podczas gdy średnia wartość wyniosła 90,9%.
5. Nie zaobserwowano wyraźnego związku między obciążeniem osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń wyrażonym jako BZT₅ a efektywnością usuwania substancji organicznej i fosforu ogólnego w reaktorach SBR. Jedynie skuteczność usuwania azotu ogólnego wykazywała zmniejszone wartości w okresach niedociążenia biomasy.
6. Stwierdzono związek między usuwaniem fosforu ogólnego w reaktorach SBR a ilością fosforu strąconego w procesie flotacji ciśnieniowej DAF. W okresach podwyższonego strącania chemicznego fosforu, układ biologiczny wykazuje mniejsze zdolności defosfatacyjne. Mimo iż reaktory biologiczne usuwały fosfor ogólny z wysoką skutecznością, rzędu 73% to większość ładunku fosforu usuwana była podczas flotacji DAF. Udział procesu flotacji w całkowitym usuwaniu ładunku fosforu ogólnego wyniósł 62,8%.

Literatura

1. Historia sera i mleczarstwa: http://www.oldpoland.pl/historia_sera_i_mleczarstwa.php
Dostęp: 12.02.2015r.
2. Główny Urząd Statystyczny (2010, 2012, 2013,2014). Ochrona Środowiska 2010, 2012, 2013,2014 Warszawa
3. Heidrich Z., Witkowski A.: *Urządzenia do oczyszczania ścieków – projektowanie i przykłady obliczeń*, Seidel – Przywecki, Warszawa 2005.
4. Kazimierowicz J., Ignatowicz K.: *Zależność między zmianami związków węgla, azotu, fosforu i zużyciem energii w sekwencyjnym reaktorze porcjowym (SBR) a procesami zachodzącymi w reaktorze*, Gaz, Woda i Technika Sanitarna 2014, 9/2014, 341 – 345.
5. Dymaczewski Z., Praca zbiorowa. *Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków*. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych Oddział Wielkopolski, Poznań 2011.
6. U.S. Environmental Protection Agency EPA: *Sequencing batch reactors for nitrification and nutrient removal*, Washington D.C. 1992.
7. Żyłka R., Vasilyeva G.: *Określenie efektywności procesu flotacji do oczyszczania ścieków mleczarskich na przykładzie oczyszczalni S.M. Bielmlek*. IV Międzynarodowa konferencja studencka Inżynieria Środowiska Młodym Okiem, Materiały konferencyjne, Tom X, Białystok 2014, 51 – 63.
8. Spółdzielnia Mleczarska Bielmlek: *Materiały uzyskane z zakładowej oczyszczalni oraz zakładu produkcyjnego*, Bielsk Podlaski 2015
9. Dąbrowski W.: *Modernizacja oczyszczalni ścieków mleczarskich na przykładzie S.M. Bielmlek w Bielsku Podlaskim*, Gaz, Woda i Technika Sanitarna, Warszawa 2012.

mgr inż. Joanna Smyk¹, dr hab. inż. Katarzyna Ignatowicz
Politechnika Białostocka
Katedra Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska
ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok
e-mail: ¹j.smyk@wp.pl

Przegląd rozwiązań gospodarki ściekowej stosowanych na terenach niezurbanizowanych

Słowa klucze: *gospodarka ściekowa na terenach niezurbanizowanych, przydomowe oczyszczalnie ścieków*

Streszczenie: W artykule przedstawiono przegląd stosowanych rozwiązań gospodarki ściekowej na terenach gdzie z różnych przyczyn nie została wybudowana sieć kanalizacji sanitarnej. Alternatywą dla zbiorników bezodpływowych są przydomowe oczyszczalnie ścieków. Rynek dostarcza wiele rozwiązań, które można zastosować w zależności od warunków gruntowo-wodnych oraz możliwości ekonomicznych. Opisano zasadę działania jak również wady i zalety oczyszczalni z drenażem rozsączającym, z filtrem piaskowym, z filtrem gruntowo-roślinnym, ze złożem biologicznym, komorą osadu czynnego oraz systemy hybrydowe.

1. Wstęp

Braki związane z systemem kanalizacji jak również oczyszczalni ścieków powodują, że wielu mieszkańców terenów wiejskich jest zmuszonych do indywidualnego rozwiązania problemu usuwania bądź oczyszczania wytwarzanych przez siebie ścieków. Jedną z możliwości jest gromadzenie ścieków na terenie działki w szczelnym zbiorniku i okresowe wywożenie przez służby asenizacyjne. Jednakże tak zwane szamba mają określoną pojemność, więc ich użytkowanie wiąże się niestety z dużymi kosztami wielokrotnego wywożenia nieczystości. Drugim rozwiązaniem jest unieszkodliwianie ścieków przez zastosowanie przydomowej oczyszczalni ścieków, która właściwie zaprojektowana oraz wykonana gwarantuje osiągnięcie wymaganego stopnia oczyszczania z odprowadzaniem ścieków do ziemi lub wody. Obecnie sięga się chętniej po drugie rozwiązanie. Zainteresowanie tym wygodnym oraz proekologicznym rozwiązaniem jest na tyle wysokie, że dąży się tego, by małe oczyszczalnie przydomowe mogły pracować na każdej działce, niezależnie od warunków gruntowych i wielkości działki. [1, 2, 3, 4]

Przydomowe oczyszczalnie ścieków są obiektami inżynierskimi służącymi do gromadzenia, unieszkodliwiania (oczyszczania), a następnie odprowadzania do środowiska oczyszczonych ścieków [5]. Są definiowane jako obiekty obsługujące do 50 mieszkańców.

Ich graniczna przepustowość przyjmowana jest w kraju jako 5 m³/d według Prawa wodnego lub 7,5 m³/d według Prawa budowlanego. Określenie "przydomowa oczyszczalnia ścieków" mimo, iż jest powszechnie stosowane, może wprowadzać w błąd, gdyż sugeruje zastosowanie oczyszczalni tylko dla domów. W związku z tym niektórzy dystrybutorzy bądź producenci używają pojęcia "mała" lub "indywidualna". [6, 3]

Obserwując dane przedstawione przez GUS można zauważyć, iż liczba przydomowych oczyszczalni wciąż rośnie. W 2011 r. oczyszczalni tego typu było około 103 tysięcy natomiast w 2012 już około 126 tysięcy [7].

W rzeczywistości oczyszczalni tego typu jest znacznie więcej, ponieważ wiele z nich powstało z pominięciem dość skomplikowanej procedury administracyjnej. W ostatnich latach procedura ta uległa uproszczeniu, co powinno sprzyjać poprawieniu ewidencji przydomowych oczyszczalni. [6]

Podjęcie decyzji o instalacji przydomowej oczyszczalni wymaga rozważenia szeregu czynników: środowiskowych, technicznych, prawnych i ekonomicznych. Oczyszczalnia jest inwestycją trwałą przynoszącą korzyść ekologiczną i ekonomiczną w dłuższym okresie. Jest to związane z tym, że koszt budowy szamba jest niższy, niż koszt montażu oczyszczalni, ale koszty eksploatacji szamba są znacznie wyższe, niż koszty eksploatacji indywidualnej oczyszczalni. Zwykle 50 – 70% ceny oczyszczalni stanowią koszty samej instalacji. Chociaż wybudowanie szamba kosztuje mniej niż przydomowej oczyszczalni ścieków, to jego eksploatacja jest droższa i bardziej kłopotliwa. Oczywiście dopiero po kilku latach okres budowy oczyszczalni się zwróci. W porównaniu do zbiornika bezodpływowego, zwrot ten jest uzależniony od rodzaju zastosowanych rozwiązań i waha się od 2 do 7 lat. Podczas użytkowania oczyszczalni trzeba jedynie płacić za energię elektryczną do zasilania pompy (pomp) i wywóz osadu (raz na mniej więcej dwa lata). To niewiele w porównaniu z opłatami za regularne opróżnianie szamba. Ważną kwestią jest również, czy na budowę oczyszczalni otrzymamy preferencyjny kredyt lub najlepiej dotację z funduszy unijnych. [8, 9]

2. Przegląd konstrukcji oczyszczalni przydomowych

Obecnie firmy zajmujące się produkcją oczyszczalni prześcigają się w różnorodności stosowanych konstrukcji jak również oferują coraz szerszą kompleksowość usług. Generalnie zasada działania oczyszczalni przydomowych jest podobna i polega na dwustopniowym, biologicznym oczyszczaniu ścieków przy pomocy w pierwszej kolejności bakterii beztlenowych, następnie za pomocą bakterii tlenowych. [8]

Pierwszym etapem jest podczyszczanie ścieków w osadniku gnilnym w warunkach beztlenowych gdzie ścieki zostają wstępnie oczyszczone. Na dno opadają ciała stałe tworząc osad, który podlega powolnemu procesowi fermentacji. W tym czasie cząstki zanieczyszczeń są rozkładane na substancje rozpuszczalne w wodzie oraz nierozpuszczalne substancje mineralne odkładające się na dnie zbiornika. W górnej części osadnika gnilnego (na powierzchni) z zanieczyszczeń lżejszych od wody tworzy się tzw. kożuch - najczęściej są to tłuszcze i piana powstająca w trakcie fermentacji substancji zawartych w ściekach. Aby proces ten był skuteczny musi trwać co najmniej trzy doby. Dobrze wykonany i prawidłowo umieszczony osadnik gnilny usuwa około 65% zanieczyszczeń. [10]

Drugi etap oczyszczania ścieków związany jest z doczyszczaniem tlenowym. Proces ten może być dodatkowo zintensyfikowany poprzez zastosowanie urządzeń napowietrzających. Etap ten może następować w różnych systemach takich jak drenaż rozsączający, złożo biologiczne, filtr piaskowy czy złożo roślinne. Oczyszczone w ten sposób ścieki wprowadzane są do odbiornika, którym może być woda płynąca lub stojąca bądź grunt. Wybór odbiornika jest uzależniony od rodzaju zastosowanej oczyszczalni przydomowej oraz warunków gruntowo-przestrzennych. [8, 10]

W oczyszczalniach przydomowych ścieków możliwe jest osiągnięcie wysokiego efektu unieszkodliwiania zanieczyszczeń, zależnego od przyjętego zestawu urządzeń. Stosowane są różne układy technologiczne, które generalnie można je podzielić na:

- z drenażem rozsączającym,
- z filtrem piaskowym,
- z filtrem gruntowo - roślinnym,
- ze złożem biologicznym,
- z komorą osadu czynnego
- systemy hybrydowe [8].

2.1. Oczyszczalnie z drenażem rozsączającym

Przydomowa oczyszczalnia z drenażem rozsączającym jest najprostszym rodzajem oczyszczalni, najtańszym i najczęściej stosowanym. Warto ją budować, jeśli tylko pozwalają na to warunki gruntowo-wodne - spora działka, niski poziom wody gruntowej, grunt dobrze przepuszczalny, najlepiej piaszczysty. Wymagania te powinny być spełnione, aby nastąpiło doczyszczenie ścieków w strefie aeracji, co jest istotne w celu zatrzymania bakterii, wirusów oraz niedopuszczenie do skażenia środowiska naturalnego. W przeciwnym wypadku

wszystkie związki organiczne nie zostaną usunięte i dodatkowo nastąpi podtopienie złoża rozsączającego. [8, 11]

Na Rys. 1 przedstawiono zdjęcie oczyszczalni z drenażem rozsączającym. W oczyszczalni tego typu ścieki odpływają grawitacyjnie z budynku do osadnika gnilnego, gdzie następuje mechaniczne oraz biologiczne oczyszczanie ścieków przy pomocy bakterii beztlenowych. W uzasadnionych przypadkach przed osadnikiem znajduje się separator tłuszczów. Po osadniku gnilnym ścieki bytowo-gospodarcze pod względem bakteriologicznym są bezpieczne, gdyż bakterie oraz jaja pasożytów są niszczone przez orzęski albo zostają w 99% usunięte wraz z sedymentującym osadem. Po wstępnym podczyszczeniu za pomocą studzienki rozdzielającej ścieki zostają równomiernie rozprowadzone do poszczególnych nitek drenażowych. Ścieki zostają rozsączone do gruntu przez otwory w przewodach, gdzie następuje doczyszczanie tlenowe. Wszystkie dreny mogą być połączone rurą zbierającą i studzienką zbierającą, która napowietrza dreny. [8, 11]



Rysunek 1. Schemat przydomowej oczyszczalni ścieków z drenażem rozsączającym

Źródło: <http://www.filtry.net.pl/images/oczyszczcz3.jpg>

Główne zalety oczyszczalni z drenażem rozsączającym to:

- niskie koszty zakupu urządzeń,

- prosta konstrukcja,
- długa żywotność urządzeń,
- nie wymaga specjalistycznej wiedzy ani nadzoru (praktycznie bezobsługowa),
- duża odporność na nierównomierności w dopływie ścieków,
- niskie koszty eksploatacji; potencjalnym kosztem może być zakup specjalnych biopreparatów wspomagających procesy oczyszczania w szczególnych okolicznościach,
- niska awaryjność, o ile przestrzegane są zalecenia producenta co do prawidłowej eksploatacji oraz okresowych przeglądów najważniejszych elementów [8].

Główne wady oczyszczalni z drenażem rozsączającym to:

- stosunkowo duża powierzchnia działki niezbędna do jej instalacji,
- sumienne i bezsprzecznie wymagane stosowanie biopreparatów w celu utrzymania odpowiedniej jakości flory bakteryjnej,
- brak kontroli sprawności oczyszczalni (efektów oczyszczania) ze względu na to, iż dreny są ułożone w ziemi, bardzo trudny jest pobór próbek do badania efektywności oczyszczania, jak również jakakolwiek regulacja zachodzących procesów,
- możliwość przewymiarowania podczas projektowania,
- istnieje poważne ryzyko związane ze zmianami fizyko-biologicznymi, które mogą mieć miejsce niezależnie od człowieka [8].

2.2. Oczyszczalnie z filtrem piaskowym

Oczyszczalnie przydomowe z filtrem piaskowym projektowane są w przypadku, gdy budowa drenażu rozsączającego jest niemożliwa ze względu na mało przepuszczalny grunt taki jak glina lub ił. Zasada działania jest bardzo podobna do oczyszczalni z drenażem rozsączającym. W tym rozwiązaniu pierwszym elementem jest osadnik gnilny, w którym następuje pierwsza faza oczyszczania. Następnie ścieki przepływają grawitacyjne lub są przetłaczane przez przepompownię na filtr piaskowy (Rys. 2). Na filtrze piaskowym ścieki są równomiernie rozprowadzane przez drenaż rozsączający przez otwory, gdzie następuje drugi etap oczyszczania - biologiczny. Na głównym wypełnieniu filtra który stanowi filtr, rozwijają się bakterie tlenowe i beztlenowe jak również inne mikroorganizmy odpowiedzialne za proces doczyszczania. Następnie przefiltrowane ścieki są odprowadzane przez dreny zbierające do studzienki zbiorczej, a stamtąd do odbiornika. Oczyszczone ścieki mogą być również oprowadzane do gruntu poprzez studnię chłonną. Dno jak i ściany boczne filtru piaskowego muszą być zabezpieczone przed skażeniem wód gruntowych. [8, 11]



Rysunek 2. Oczyszczalnia z filtrem piaskowym

Źródło: <http://ladnydom.pl/budowa/51,113332,13137657.html?i=4>

Główne zalety oczyszczalni z filtrem piaskowym to:

- niskie koszty zakupu oczyszczalni,
- prosta konstrukcja,
- duża odporność związana z nierównomiernością w dopływie ścieków,
- możliwość gospodarczego wykorzystania ścieków oczyszczonych (np.: do podlewania trawnika),
- niskie koszty eksploatacji (ewentualnie, o ile występuje przepompownia - koszty energii elektrycznej związanej z pracą pompy pływakowej) [8].

Główne wady oczyszczalni z filtrem piaskowym to:

- konieczność wykonania zabezpieczenia przed uszkodzeniem filtra piaskowego przez czynniki atmosferyczne np.: poprzez palikowanie obrzeży filtra lub czynniki mechaniczne (zwierzęta gospodarcze, itp.) poprzez wykonanie ogrodzenia,

- stosunkowo duża powierzchnia niezbędna do jej instalacji (podobna jak w przypadku drenażu rozsączającego),
- wyższe koszty i większy nakład pracy związany z wykonaniem filtra piaskowego, wynikający głównie z faktu, iż filtry najczęściej są wykonywane jako napowierzchniowe, m. in. ze względu na konieczność zachowania podstawowego warunku jakim jest 1,5 m od dna drenów do powierzchni zwierciadła wód gruntowych; w związku z tym integralnym elementem takiego rozwiązania często bywa także przepompownia. Istotnym kosztem jest także zakup folii uszczelniającej [8].

2.3. Oczyszczalnie gruntowo-roślinne (hydrofitowe)

Oczyszczalnie gruntowo-roślinne są to obiekty, w których system korzeniowy roślin tworzy specyficzną, bogatą w różnorodne organizmy biocenozę, porównywalną z biocenozą naturalnych systemów bagiennych. Szczególnie są polecane dla ośrodków wypoczynkowych, gdyż bardzo dobrze znoszą przerwy w dostawie ścieków, nawet kiedy przerwy są dłuższe niż rzeczywisty okres pracy np. w sezonie letnim. Ścieki są oczyszczane poprzez zachodzące procesy biochemiczne oraz filtrację. [12, 3]

Oczyszczalnie hydrofitowe dzielimy na:

- 1) oczyszczalnie z przepływem podpowierzchniowym:
 - a) z przepływem poziomym,
 - b) z przepływem pionowym,
- 2) oczyszczalnie z przepływem powierzchniowym:
 - a) z wynurzonymi makrofitami,
 - b) z pływającymi makrofitami,
 - c) z makrofitami zakorzenionymi o pływających liściach,
 - d) z makrofitami tworzącymi pływające maty,
 - e) z zanurzonymi makrofitami,
- 3) oczyszczalnie z przepływem kombinowanym [8].

W Polsce najpopularniejsze są oczyszczalnie ścieków z przepływem podpowierzchniowym. Różnice występują głównie ze składem gatunkowych nasad roślin oraz składem poszczególnych warstw w filtrze gruntowo-roślinnym. Przykładowy filtr z nasadzoną roślinnością przedstawiono na Rys. 3. [8]

Pierwszy etap oczyszczania przebiega analogicznie, jak w przypadku pozostałych oczyszczalni. Ze zbiornika gnilnego ścieki przepływają do studzienki rozdzielczej. W razie

konieczności ścieki są przepompowywane do studzienki mechanicznie. Ze studzienki ścieki przepływają za pomocą drenażu rozsączającego do filtra gruntowo-roślinnego. Doczyszczony ścieki na filtrze zbierane są przez drenaż. Oczyszczone ścieki mogą trafić do wody stojącej, płynącej lub do gruntu za pośrednictwem studni chłonnej lub drenażu rozsączającego. [8]



Rysunek 3. Filtr gruntowo-roślinny w oczyszczalni hydrofitowej

Źródło: Własne

Główne zalety oczyszczalni roślinno-gruntowych to:

- bardzo wysoka sprawność (redukcja zanieczyszczeń),
- prosta konstrukcja,
- możliwość wykorzystania (zagospodarowania) filtra jako elementu dekoracyjnego na działce,
- duża odporność na nierównomierność, a nawet okresowy brak w dopływie ścieków,
- możliwość wykorzystania lokalnej roślinności bagiennej,
- możliwość wykorzystania gospodarczego oczyszczonych ścieków
- możliwość wykorzystania istniejącego szamba (o ile jest ono szczelne) [8].

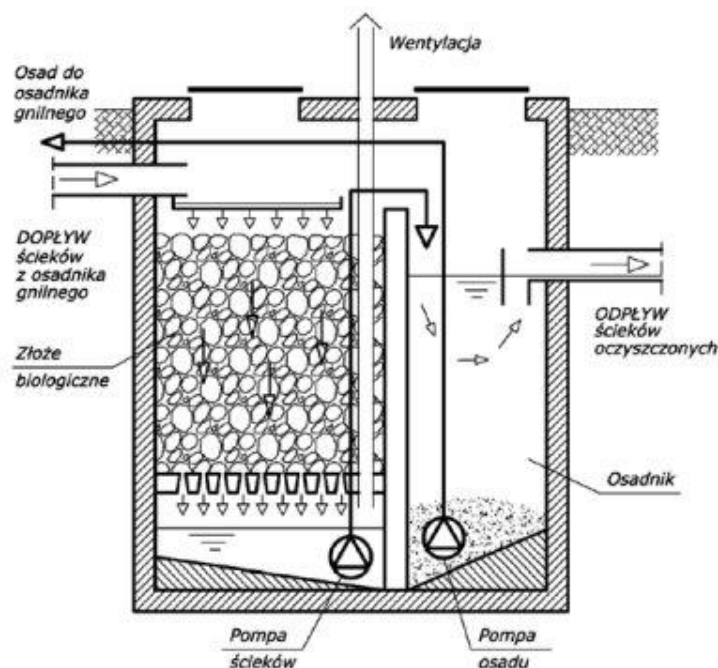
Główne wady oczyszczalni roślinno-gruntowych to:

- wysoki koszt zakupu folii, pompy, wypełnienia filtra
- stosunkowo duża powierzchnia niezbędna do wykonania filtra,
- konieczność zakupu roślin do nasadzeń na filtrze [8].

2.4. Oczyszczalnie ze złożem biologicznym

Technologia złóż biologicznych jest jedną z najstarszych rozwiązań problemu unieszkodliwiania ścieków, która jednocześnie zapewnia wysoki stopień redukcji zanieczyszczeń. Do oczyszczania ścieków wykorzystuje się naturalne, tlenowe procesy rozkładu biochemicznego zanieczyszczeń, które przebiegają na specjalnie przygotowanym wypełnieniu przez mikroorganizmy w postaci błony biologicznej. Podłożem dla mikroorganizmów mogą być: żużel, tłuczeń, torf, keramzyt, koks, pakiety z tworzywa, kształtki z tworzyw sztucznych, włókna poliestrowe. [12]

Podobnie jak w poprzednich przypadkach pierwszym elementem tego systemu jest osadnik gnilny. Ścieki są tam przetrzymywane 2-3 doby, gdzie następuje ich wstępne podczyszczenie. Następnie ścieki przepływają grawitacyjnie do drugiego zbiornika ze złożem biologicznym. Przykładowe złożo zraszane przedstawiono na Rys. 4. Na powierzchni wypełnienia rozwija się błona biologiczna - zespół mikroorganizmów składający się głównie z bakterii. Ścieki powoli przesączają się przez złożo gdzie bakterie i mikroorganizmy rozkładają zanieczyszczenia. Po doczyszczeniu na złożu biologicznym, oczyszczone ścieki mogą być odprowadzane do wody lub gruntu. [8]



Rysunek 4. Schemat złoza biologicznego zraszane

Źródło: Polski Klub Ekologiczny 2008

Najważniejsze zalety złoza biologicznego w stosunku do innych rozwiązań, to:

- długa żywotność urządzeń (ponieważ są wykonane najczęściej z tworzyw sztucznych wzmocnionej konstrukcji),
- duża odporność na nierównomierności w dopływie ścieków,
- niskie koszty eksploatacji; ewentualnym kosztem może być zakup specjalnych biopreparatów wspomagających procesy oczyszczania w szczególnych okolicznościach,
- wysoka redukcja zanieczyszczeń (powyżej 95%),
- niewielka powierzchnia potrzebna do zamontowania złoza biologicznego (uwzględniając osadnik, zbiornik ze złożem oraz rurę łączącą obydwie zbiorniki – ok. 1,5 - 2 m), potrzebujemy ok. 8 m² (przy założeniu stałej liczby mieszkańców - 5 osób lub osadnika o pojemności 2 m³). Zachowując powyższe założenia, oczyszczalnia drenażowa zajęłaby ok. 72 - 80 m²,
- wysoka odporność na zmienne temperatury zewnętrzne (zarówno wysokie jak i niskie) - co jest związane m.in. z dobrą konstrukcją (izolacją) zbiornika i dużą stabilnością zachodzących procesów biologicznych w złożu,
- brak konieczności posiadania fachowej wiedzy i sprawowania nadzoru nad zastosowanym systemem (okresowe przeglądy raz, dwa razy w roku, może dokonać osoba, która zapozna się uważnie z instrukcją obsługi i eksploatacji). [8]

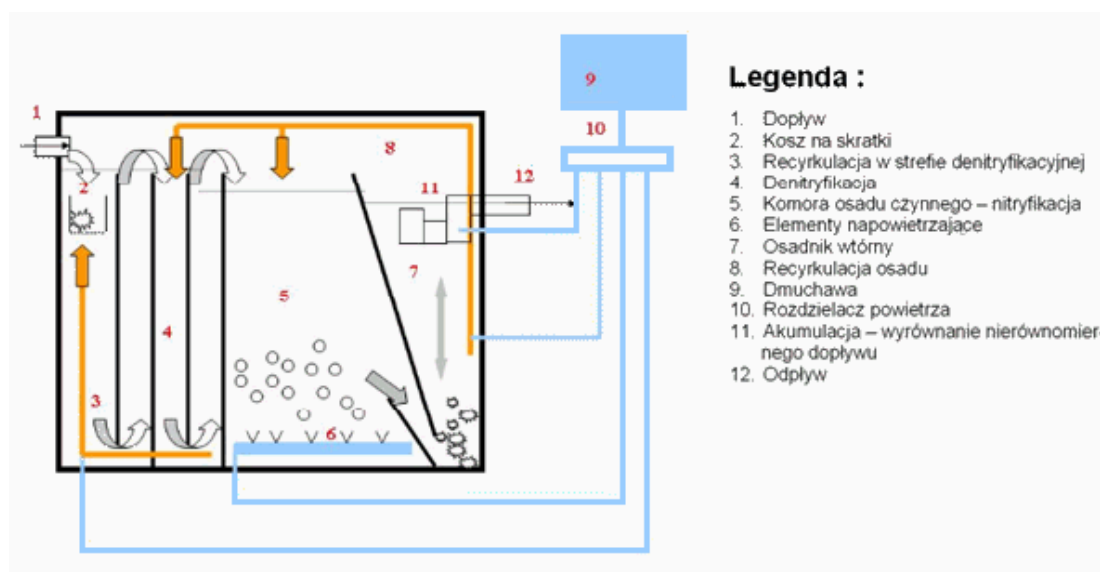
Główną wadą tego typu oczyszczalni przydomowej jest konieczność czyszczenia lub przepłukiwania wypełnienia złoza biologicznego, bądź wymiany części mechanicznych potencjalnie najbardziej narażonych na zużycie. [8]

2.5. Oczyszczalnie z osadem czynnym

Oczyszczalnie z osadem czynnym są najbardziej spośród omawianych układów zaawansowanymi technologicznie systemami do oczyszczania ścieków. Osadem czynnym nazywa się skupiska mikroorganizmów tlenowych, dzięki którym zachodzą procesy oczyszczania. Podczas pierwszego uruchomienia inicjuje się powstanie mikroorganizmów (kłaczków osadu) dzięki zastosowaniu specjalnych biopreparatów. W takiej oczyszczalni ścieków ilość jak i powierzchnia kłaczków osadu czynnego wzrasta, dlatego nadmiar musi być zawracany pompką recyrkulacyjną do osadnika wstępnego, z którego jest okresowo usuwany. Osad powinien zostać poddany właściwym procesom unieszkodliwiania i przeróbki. Aby taka oczyszczalnia dobrze działała niezbędna jest wysoko wykwalifikowana

obsługa. Ilość mogących wystąpić problemów technologicznych jest znacznie wyższa niż w przypadku innych systemów oczyszczalni przydomowych. [8,13]

Budowa oczyszczalni z osadem czynnym jest zbliżona do oczyszczalni ze złożem biologicznym. Pierwszym etapem jest podczyszczenie ścieków w osadniku gnilnym. Następnie ścieki są doprowadzane do drugiego zbiornika składającego się z dwóch komór: komory osadu czynnego i osadnika wtórnego, gdzie następuje drugi etap doczyszczania ścieków. Przykładową komorę osadu czynnego przedstawiono na Rys. 5. Mikroorganizmy odpowiedzialne za rozkład zanieczyszczeń w ściekach unoszą się swobodnie w zbiorniku. W zbiorniku, w którym zostały zaszczipione kłaczki osadu, niezbędny jest stały dopływ tlenu, aby oczyszczanie zachodziło prawidłowo, dlatego też montuje się na dnie specjalne membrany, przez które pompa napowietrzająca dostarcza tlen. Rozwiązanie to pozwala nie tylko na napowietrzanie samych ścieków, ale również powoduje stałe unoszenie się kłaczek osadu. W kolejnym etapie ścieki przepływają do osadnika wtórnego, w którym oddziela się pozostały osad. Oczyszczone ścieki mogą być bezpośrednio odprowadzane do wód lub gleby poprzez drenaż bądź studnię chłonną. [8]



Rysunek 5. Schemat komory osadu czynnego i osadnika wtórnego

Źródło: <http://www.prox.info.pl/pl/page/3/oczyszczalnie-sciekow/18/przydomowe-oczyszczalnie-sciekow>

Główne zalety oczyszczalni z osadem czynnym to:

- mała powierzchnia niezbędna do jej montażu,
- długa żywotność urządzeń,
- bardzo dobre napowietrzenie ścieków (przez co uzyskujemy wyższą redukcję zanieczyszczeń),

- równomierne i stabilne oczyszczanie ścieków,
- wysoka redukcja zanieczyszczeń zawartych w ściekach (w znacznym stopniu zachodzi także unieszkodliwienie wirusów, bakterii, oraz innych mikroorganizmów),
- możliwość gospodarczego wykorzystania ścieków oczyszczonych [8].

Główne wady oczyszczalni z osadem czynnym to:

- wyższe koszty związane z eksploatacją, związane z poborem energii elektrycznej, ewentualnym zakupem preparatów wspomagających procesy oczyszczania oraz z pracą pompy przepompowującej osad,
- duża wrażliwość na nierównomierności w dopływie ścieków,
- duża wrażliwość na okresowy brak energii elektrycznej,
- potencjalnie większa awaryjność elementów mechanicznych,
- konieczność przeszkolenia potencjalnego użytkownika co do prawidłowej eksploatacji oczyszczalni (np.: co do konieczności unikania stosowania niektórych preparatów chemicznych mogących szczególnie negatywnie oddziaływać na mikroorganizmy stanowiące osad czynny, wyłączania pomp napowietrzających, itp.) [8].

2.6. Systemy hybrydowe

Systemy hybrydowe obecnie uznawane są za jedną z najbardziej skutecznych technologii oczyszczania ścieków, a przy tym mało wrażliwych na niekorzystne warunki pracy. Wykorzystują one rozwiązania technologiczne oparte na jednoczesnym wykorzystaniu biomasy zawieszonej (osad czynny) oraz utwardzonej na złożu biologicznym. W Polsce na większą skalę zaczęto je stosować w ciągu ostatnich lat. Zauważono, że oczyszczalnie z osadem czynnym nie są odporne na duże nierównomierność ilości i składu dopływających ścieków, natomiast oczyszczalnie hybrydowe z dużą skutecznością usuwają związki węgla i azotu. Systemy te są dużo bardziej odporne na przeciążenia hydrauliczne i mogą przyjąć większy ładunek zanieczyszczeń niż system klasyczny (z osadem czynnym), ze względu na możliwość zgromadzenia większej ilości biomasy w dwóch postaciach. Są również odporne na okresowe braki prądu. Oprócz tego po odpowiedniej modyfikacji, w stosunku do klasycznych rozwiązań, mogą być prowadzone symultaniczne procesy usuwania zanieczyszczeń [14, 15].

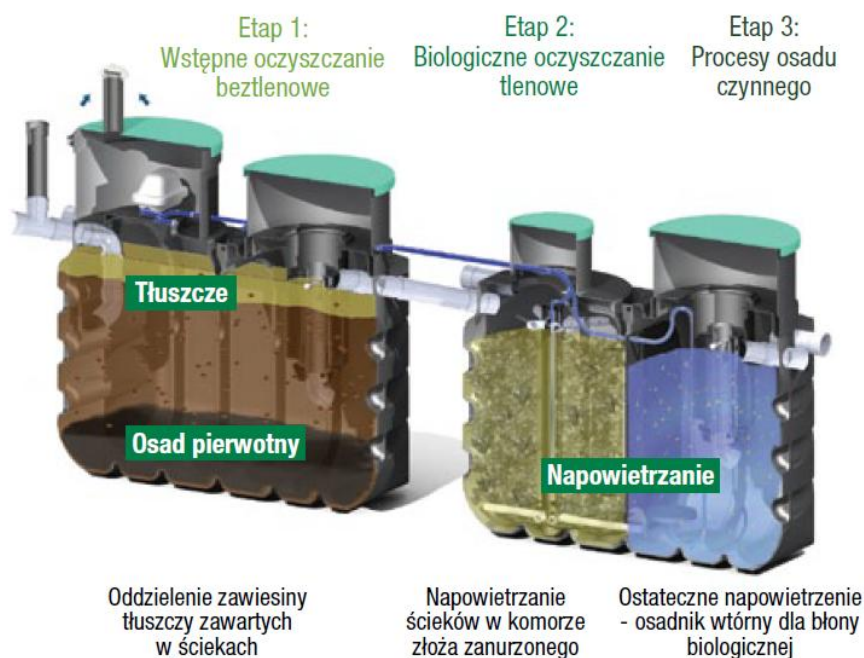
Zasadę funkcjonowania i budowę oczyszczalni hybrydowej BIO-DUO przedstawia Rys. 6. Ścieki przepływają przykanalikiem do osadnika gnilnego, w którym zachodzą wstępne procesy oczyszczania ścieków głównie na drodze mechanicznej. Dzięki deflektorowi

na wlocie dopływające ścieki nie powodują poderwania osadów z dna zbiornika. Tłuszcze i oleje flotują tworząc na powierzchni tzw. kożuch natomiast cząstki łatwo opadające sedymentują na dno zbiornika. Na odpływie wbudowany jest filtr szczelinowy, który dodatkowo filtruje ścieki z niesionej zawiesiny. Zachodzą tu procesy fermentacji beztlenowej. [16]

Podczyszczone ścieki przepływają grawitacyjnie do komory bioreaktora, która pracuje jako napowietrzane złożo zanurzone. W celu równomiernego wymieszania i napowietrzania ścieków oraz uzyskania odpowiedniego obciążenia hydraulicznego złoża, zastosowano powietrzny podnośnik cieczy pracujący jako wewnętrzny cyrkulator bioreaktora. Powoduje to wywołanie procesów biologicznego oczyszczania. [16]

Ścieki przepływają do drugiej komory reaktora przez dolną szczelinę w przegrodzie oddzielającej obie strefy bioreaktora. W drugiej komorze, ścieki są napowietrzane poprzez membranowy dyfuzor dyskowy. Komora ta pełni także rolę osadnika wtórnego dla obumarłej lub zerwanej błony biologicznej oraz osadu nadmiernego. [16]

Filtr szczelinowy końcowy stanowi ostatni element reaktora. Zabezpiecza przed przedostaniem się unoszonej przez pracujący dyfuzor zawiesiny. Filtr ten pełni jednocześnie funkcję komory anoksydacyjnej, która pozwala na częściową denitryfikację ładunku zanieczyszczeń. [16]



Rysunek 6. Schemat przydomowej hybrydowej oczyszczalni ścieków

Źródło: Katalog firmy Soltralentz

3. Kryteria doboru oczyszczalni

W Tab. 1. zestawiono kryteria, na które powinien zwrócić potencjalny użytkownik przydomowej oczyszczalni ścieków.

Tabela 1. Kryteria doboru przydomowej oczyszczalni ścieków

Kryteria doboru	Rodzaj przydomowej oczyszczalni ścieków				
	z drenażem rozsączającym	z filtrem piaskowym	z filtrem gruntowo-roślinnym	z osadem czynnym	ze złożem biologicznym
prosta technologia	✓	✓	✓		
wysoka sprawność usuwania zanieczyszczeń			✓	✓	✓
grunty dobrze przepuszczalne	✓		✓	✓	✓
grunty zbyt przepuszczalne lub nieprzepuszczalne		✓	✓	✓	✓
zastosowanie na małej powierzchni działki				✓	✓
niska cena	✓				
niskie koszty eksploatacji	✓	✓		✓	

Należy podkreślić, iż oczyszczalnie przydomowe nie są bezobsługowe. Pracochłonność obsługi przydomowej oczyszczalni ścieków zależy głównie od zastosowanej technologii. Nawet o te drenażowe czy trzcinowe należy dbać. Jednak to, jakie czynności należy wykonywać, zależy wyłącznie od typu oczyszczalni. Najprostsze w eksploatacji są oczyszczalnie złożone z osadnika gnilnego oraz drenażu rozsączającego z przepływem grawitacyjnym. Najbardziej skomplikowana a zarazem wymagająca fachowej wiedzy jest eksploatacja przydomowej oczyszczalni ścieków jest oczyszczalnia z osadem czynnym. [17]

Wybór rodzaju przydomowej oczyszczalni ścieków powinien być uwarunkowany ilością odprowadzanych ścieków i zawartych w nich ładunków zanieczyszczeń, warunków gruntowo-wodnych, dostępnej powierzchni terenu oraz aspektów ekonomicznych, które najczęściej wpływają na wybór danego rozwiązania. Uwzględnić należy także ochronę

otaczającego środowiska zewnętrznego. W innym przypadku ich funkcjonowanie miałyby się z celem. [18]

4. Posumowanie

Niewątpliwie decydując się na oczyszczalnię przydomową uzyskujemy korzyści ekologiczne. Wykorzystywane są naturalne procesy biochemiczne zachodzące naturalnie w przyrodzie. Zanieczyszczenia znajdujące się w domowych ściekach po przejściu przez etapy oczyszczalni rozkładają się do prostych związków. Oczyszczalnie te zastępują szamba które to wybudowane czasami wiele lat wstecz są po prostu nieszczelne. Zdecydowanie poprawia to czystość wód w okolicy. Dodatkową korzyścią z posiadania niektórych typów przydomowych oczyszczalni ścieków jest możliwość wykorzystania otrzymywanej wody do zasilania własnego oczka wodnego lub podlewania kwiatów, co pozwala uniknąć dodatkowych kosztów wynikających z zakupu wody potrzebnej do tych celów z wodociągu lub dostarczania jej elektryczną pompą z własnej studni.

Warto również zwrócić uwagę na walory estetyczne oczyszczalni z filtrem gruntowo-roślinnym wzorowanych na naturalnych ekosystemach zapewniających schronienie dla ptaków, płazów i owadów związanych ze środowiskiem wodnym. Tym samym pozwalają na zmniejszenie różnic między elementami naturalnymi a antropogenicznymi, a dobrze wkomponowany filtr roślinny może nawet podnieść walory estetyczne krajobrazu. Roślinność porastająca oczyszczalnię wpływa korzystnie na mikroklimat, zmniejsza prędkości wiatru oraz skutki ulewnych opadów deszczu. W czasie upałów zostaje obniżona temperatura powietrza oraz nadmierne promieniowanie słoneczne. Dodatkowo roślinność zapobiega rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń powietrza nawiewanych z terenów miejskich oraz dodatkowo jest oczyszczająca.

Oczywiście koszty eksploatacji oraz nakłady ekonomiczne w dalszym ciągu są pierwszym kryterium wyboru sposobu oczyszczania ścieków przez indywidualnych odbiorców. Na terenach wiejskich, gdzie świadomość ekologiczna społeczeństwa jest niska, niewielkie znaczenie mają rozwiązania oferujące wysoki stopień oczyszczenia ścieków. Rozpatrywane są proste sposoby oczyszczania, niskonakładowe i tanie w eksploatacji, jak też takie, przy których można starać się o dofinansowanie.

Literatura

1. Dymaczewski Z., "Technologie w przydomowych oczyszczalniach ścieków", Wodociągi-Kanalizacja, 2005, nr 1(10).
2. Heidrich Z., Przydomowe oczyszczalnie ścieków. Poradnik, Centralny Ośrodek Informacji Budownictwa, Warszawa 1998.
3. Ryńska J., Przydomowe oczyszczalnie ścieków. Poradnik, Log InMedia, 2006
4. Staniszevska M, „Wpływ ścieków nieoczyszczonych na środowisko naturalne”, Przydomowe oczyszczalnie ścieków dla zrównoważonego rozwoju terenów wiejskich, Gliwice : Polski Klub Ekologiczny, 2013.
5. Goleń M., Warężak T., Postawy prawne i finansowe budowy oczyszczalni przydomowych. Poradnik dla gmin oraz mieszkańców terenów niezurbanizowanych, Szkoła Główna Handlowa - Oficyna Wydawnicza, Warszawa 2012.
6. Błażejowski R., "Aktualny status przydomowych oczyszczalni ścieków i perspektywy ich rozwoju", Wodociągi - Kanalizacja", 2005, nr 1(10).
7. Infrastruktura komunalna w 2011 roku, Informacje i opracowania statystyczne, GUS, Warszawa 2012.
8. Brzostowski N., Hawryłyszyn M., Karbowski D., Paniczko K., Przydomowe oczyszczalnie ścieków. Poradnik, Podlaska Stacja Przyrodnicza Narew, Białystok 2008.
9. Dlaczego warto wybrać oczyszczalnię ścieków?
http://murator-dom.pl/instalacje/instalacje-kanalizacyjne/dlaczego-warto-wybrac-oczyszczalnie-sciekow,38_5218.html
10. Rosen P., Przydomowe oczyszczalnie ścieków, Centralny Ośrodek Informacji Budownictwa PP, Warszawa 2002, str. 23-24, 84,
11. Kalenik M., "Rozwiązania konstrukcyjne przydomowych oczyszczalni", Wodociągi-Kanalizacja, 2008, nr 3(49), str. 36-40,
12. Goleń M., Warężak T., Postawy prawne i finansowe budowy oczyszczalni przydomowych. Poradnik dla gmin oraz mieszkańców terenów niezurbanizowanych, Szkoła Główna Handlowa - Oficyna Wydawnicza, Warszawa 2012.
13. Dymaczewski Z., "Technologie w przydomowych oczyszczalniach ścieków", Wodociągi-Kanalizacja, 2005, nr 1(10).
14. Makowska M., Kolanko H., Kinetika przyrostu biomasy w reaktorach hybrydowych, Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu, „Melioracje, Inżynieria Środowiska”, z. 26, 2005.

15. Krzanowski S., Wałęga A., New technologies of small domestic sewage volume treatment applied in Poland, „Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich” nr 3/2007, PAN, Oddział w Krakowie.
16. Katalog firmy Soltrarenz,
http://www.sotralentz.pl/images/Sotralentz_Katalog_Produktow_2014.pdf (24.05.14)
17. Dymaczewski Z., "Technologie w przydomowych oczyszczalniach ścieków", Wodociągi-Kanalizacja, 2005, nr 1(10), s. 26.
18. Grygorczuk-Petersons E.H., "Ocena funkcjonowania przyzagrodowych oczyszczalni ścieków na terenie wybranej gminy zielonych płuc polski", Inżynieria Ekologiczna, 2011, nr 24, str. 32.

dr Alicja Zawadzka, mgr inż. Monika Janas¹

Politechnika Łódzka, Wydział Inżynierii Procesowej i Ochrony Środowiska

ul. Wólczańska 215, 93-005 Łódź

e-mail: ¹monika.janas90@gmail.com

Ocena stopnia immobilizacji wybranych metali ciężkich w osadach ściekowych

Słowa kluczowe: *osady ściekowe, metoda Tessiera, metale ciężkie*

Streszczenie: Rozwój cywilizacji oraz postępujący proces urbanizacji o coraz większym zasięgu obszarowym sprawiają, iż zawartość metali ciężkich w środowisku przyrodniczym znacząco wzrasta i stwarza poważne zagrożenie dla człowieka i prawidłowego funkcjonowania ekosystemów. Nagromadzone metale mogą przechodzić do toni wodnej bądź roztworu glebowego i oddziaływać niekorzystnie na wszystkie elementy składowe łańcucha troficznego, zaczynając od mikroorganizmów, przez świat roślin i zwierząt, a kończąc na człowieku.

Zatem w celu określenia stopnia mobilności metali ciężkich, czasu i tempa uwalniania ich do środowiska gruntowo-wodnego powszechnie wykorzystuje się metody ekstrakcji sekwencyjnej. W procedurze tej wykorzystuje się zasadę frakcjonowania, która umożliwia rozdzielenie metali ciężkich na formy chemiczne, które mogą być uwalniane do roztworu w różnych warunkach środowiskowych. Metoda ta bazuje na klasyfikacji składnika lub grupy składników z danej próbki, według właściwości fizycznych, takich jak: wielkość cząstek, rozpuszczalność oraz chemicznych – reaktywność.

W pracy określono stopień immobilizacji wybranych metali ciężkich (nikiel, rtęć, ołów, cynk) w osadach ściekowych, według procedury Tessiera. Metoda ta polega na etapowym wymywaniu pięciu frakcji metali uwalnianych w różnych warunkach środowiskowych. Do badań wykorzystano osady ściekowe pochodzące z oczyszczalni ścieków, gdzie realizowany jest proces oczyszczania ścieków komunalnych z domieszką ścieków przemysłowych. Badane osady ściekowe pobrano odpowiednio po ustabilizowaniu beztlenowym na drodze fermentacji metanowej oraz po zagęszczeniu na zagęszczarkach taśmowych. Dodatkowo osad odwodniony poddano procesowi kompostowania w warunkach laboratoryjnych. W eksperymentach do procesu immobilizacji użyto różne ilości tlenku wapnia od 1,5 do 75 g na 10 g s.m. osadu ściekowego oraz preparat handlowy wspomagający proces kompostowania „Komposter”.

Przeprowadzona analiza sekwencyjna wykazała, że w osadach ściekowych są obecne różnorodne formy metali. Ponadto potwierdziła ona duże zróżnicowanie zawartości metali w poszczególnych frakcjach (różny stopień wymycia metali). Dodatkowo stwierdzono, że dodatek różnych związków i substancji do osadów, nie ma wpływu na zwiększenie wymycia badanych pierwiastków z osadów ściekowych.