

dr inż. **Michał Marzec**

Katedra Inżynierii Kształtowania Środowiska i Geodezji

Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie

ul. Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin

### **AUTOREFERAT PRZEDSTAWIAJĄCY CYKL PUBLIKACJI POWIĄZANYCH TEMATYCZNIE ORAZ POZOSTAŁE OSIĄGNIĘCIA NAUKOWE**

<b>1.</b>	Imię i nazwisko	2
<b>2.</b>	Posiadane dyplomy i stopnie naukowe	2
<b>3.</b>	Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych	2
<b>4.</b>	Wskazanie osiągnięcia wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz stopniach i tytule z zakresie sztuki	3
<b>4.1.</b>	Tytuł osiągnięcia naukowego	3
<b>4.2.</b>	Publikacje będące podstawą do ubiegania się o stopień naukowy doktora habilitowanego	3
<b>4.3.</b>	Cel naukowy oraz omówienie osiągniętych wyników ww. prac w aspekcie ich praktycznego wykorzystania	5
<b>4.3.1.</b>	Wprowadzenie i uzasadnienie prowadzonych badań	5
<b>4.3.2.</b>	Główne cele osiągnięcia naukowego	8
<b>4.3.3.</b>	Osiągnięte wyniki badań w cyklu publikacji stanowiących podstawę postępowania habilitacyjnego	9
<b>4.3.4.</b>	Najważniejsze osiągnięcia cyklu publikacji	20
<b>4.3.5.</b>	Możliwości wykorzystania osiągniętych wyników badań	21
<b>4.3.6.</b>	Piśmiennictwo	23
<b>5.</b>	Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych	26
<b>5.1.</b>	Przed uzyskaniem stopnia naukowego doktora	26
<b>5.2.</b>	Po uzyskaniu stopnia naukowego doktora	26
<b>6.</b>	Zestawienie całego dorobku naukowego	31
<b>7.</b>	Osiągnięcia dydaktyczne, popularyzatorskie i organizacyjne	33
<b>8.</b>	Współpraca z ośrodkami naukowymi, instytucjami i przedsiębiorstwami	33

## **1. Imię i Nazwisko: Michał Marzec**

## **2. Posiadane dyplomy i stopnie naukowe:**

24.06.1999 r. – uzyskanie tytułu magistra inżyniera ochrony środowiska, Akademia Rolnicza w Lublinie (obecnie Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie), Wydział Biologii i Hodowli Zwierząt (obecnie Wydział Biologii, Nauk o Zwierzętach i Biogospodarki), kierunek ochrona środowiska.

Tytuł pracy magisterskiej: *„Jakość wód z oczyszczalni indywidualnych na przykładzie asenizacji indywidualnej w Jastkowie”*. Promotor: dr inż. Tadeusz Mazurek.

26.06.2003 r. – uzyskanie stopnia naukowego doktora nauk rolniczych w zakresie inżynierii rolniczej – kształtowanie środowiska rolniczego. Akademia Rolnicza w Lublinie (obecnie Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie), Wydział Techniki Rolniczej (obecnie Wydział Inżynierii Produkcji).

Tytuł rozprawy doktorskiej: *„Wpływ niektórych zabiegów agromelioracyjnych i nawożeniowych na retencję wody i plonowanie roślin w terenie erodowanym”*. Promotor: prof. dr hab. Tadeusz Orlik. Recenzenci: prof. dr hab. Stanisław Pałys i dr hab. inż. Krzysztof Maślanka.

## **3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych:**

1999-2003 – studia doktoranckie, Akademia Rolnicza w Lublinie (obecnie Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie), Wydział Techniki Rolniczej (obecnie Wydział Inżynierii Produkcji).

od 1.10.2003 r. – obecnie – adiunkt w Katedrze Inżynierii Kształtowania Środowiska i Geodezji, Wydział Inżynierii Produkcji, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie.

od 1.07.2015 r. – obecnie – kierownik Laboratorium Analityki Wód i Ścieków w Katedrze Inżynierii Kształtowania Środowiska i Geodezji, Wydział Inżynierii Produkcji, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie.

**4. Wskazanie osiągnięcia wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz stopniach i tytule z zakresie sztuki**

**4.1. Tytuł osiągnięcia naukowego:**

**Efektywność i niezawodność usuwania zanieczyszczeń w wybranych technologiach stosowanych w przydomowych oczyszczalniach ścieków**

**4.2. Publikacje będące podstawą do ubiegania się o stopień naukowy doktora habilitowanego:**

1. **Marzec M., Józwiakowski K.** 2006. Wstępna analiza funkcjonowania małej oczyszczalni ścieków ze złożem biologicznym. *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej im. H. Kollątaja w Krakowie, Inżynieria Środowiska*, 28 (434), 123-130  
**[2 pkt. MNiSW, udział habilitanta: 50%]**
2. **Marzec M., Józwiakowski K.** 2007. Operational and environmental problems of the functioning of mini-sewage treatment plants with activated sludge. *Polish Journal of Environmental Studies*, Vol. 16, No 2A, Part III, 525-529  
**[0 pkt. MNiSW, udział habilitanta: 50%]**
3. **Marzec M., Józwiakowski K.** 2010. Efektywność i uwarunkowania eksploatacyjne pracy przydomowych oczyszczalni ścieków z osadem czynnym. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 547, 229-236  
**[6 pkt. MNiSW, udział habilitanta: 50%]**
4. **Marzec M.** 2016. Efficiency of removing organic pollutants from wastewater in a household wastewater treatment plant with a hybrid reactor. *Journal of Ecological Engineering*, 17 (5), 240-246  
**[12 pkt. MNiSW, udział habilitanta: 100%]**
5. **Marzec M.** 2017. Reliability of removal of selected pollutants in different technological solutions of household wastewater treatment plants. *Journal of Water and Land Development*, 35, 141-148  
**[14 pkt. MNiSW, udział habilitanta: 100%]**
6. **Marzec M.** 2018. Niezawodność technologiczna unieszkodliwiania zanieczyszczeń biogenych w wybranych technologiach stosowanych w małych oczyszczalniach ścieków. *Przemysł Chemiczny*, 97 (5), 753-757  
**[15 pkt. MNiSW, IF<sub>2018</sub>: 0,399; udział habilitanta: 100%]**
7. **Marzec M., Józwiakowski K., Dębska A., Gizińska-Górna M., Pytka-Woszczyło A., Kowalczyk-Juśko A., Listosz A.** 2018. The efficiency and reliability of pollutant removal in a hybrid constructed wetland with common reed, manna grass, and Virginia mallow. *Water*, 10 (10), 1445  
**[30 pkt. MNiSW, IF<sub>2018</sub>: 2,069; udział habilitanta: 50%]**

8. **Marzec M.**, Gizińska-Górna M., Józwiakowski K., Pytka-Woszczyło A., Kowalczyk-Juśko A., Gajewska M. 2019. The efficiency and reliability of pollutant removal in a hybrid constructed wetland with giant miscanthus and Jerusalem artichoke in Poland. *Ecological Engineering*, 127, 23-35  
[35 pkt. MNiSW, IF<sub>2018</sub>: 3,023; udział habilitanta: 50%]

Osiągnięcie naukowe będące podstawą do ubiegania się o stopień naukowy doktora habilitowanego stanowi cykl 8 jednotematycznych publikacji o łącznej liczbie punktów MNiSW **114**, oraz sumarycznym IF wg bazy Journal Citation Reports (JCR) – **5,491**. Średni udział habilitanta w publikacjach wynosi 68,75%.

Kopie publikacji wchodzących w skład cyklu zamieszczono w załączniku 5. Oświadczenia współautorów prac zaliczonych do osiągnięcia naukowego wraz z określeniem ich indywidualnego wkładu w ich powstanie zawiera załącznik 6.

### **4.3. Cel naukowy oraz omówienie osiągniętych wyników ww. prac w aspekcie ich praktycznego wykorzystania**

#### **4.3.1. Wprowadzenie i uzasadnienie prowadzonych badań**

Jednym z najważniejszych czynników warunkujących rozwój społeczno-gospodarczy danego obszaru jest stan infrastruktury sanitarnej, czyli systemów odprowadzania i unieszkodliwiania ścieków. W Polsce, w ostatnich latach obserwuje się wyraźny wzrost inwestycji związanych z budową i modernizacją systemów odprowadzania i oczyszczania ścieków [Pawełek 2016; Pawełek, Bugajski 2017]. W efekcie odsetek osób korzystających z sieci kanalizacyjnej w okresie 2005–2017 zwiększył się z 59,2% do 70,5% (wzrost o 11,3%) [GUS 2018a]. Tempo rozbudowy systemów kanalizacyjnych w dużych aglomeracjach miejskich w porównaniu do terenów gmin wiejskich, czy miejsko-wiejskich jest znacznie większe. Obecnie w tym zakresie występują znaczne dysproporcje pomiędzy obszarami miast a terenami wiejskimi. Wg danych z 2017 roku w miastach z systemów kanalizacyjnych korzystało 90,2% ludności, natomiast na obszarach wiejskich zaledwie 40,8% ludności [GUS 2018a].

W Polsce tereny wiejskie zamieszkuje około 15318 tys. osób, co stanowi 39,9% ludności kraju [GUS 2018b]. Znaczna część miejscowości położonych na terenie gmin wiejskich charakteryzuje się zabudową rozproszoną, tzn. odległość między budynkami jest większa niż 100 m [Józwiakowski i in. 2018]. Budowa kanalizacji na tych terenach jest utrudniona i wymaga znacznie większych nakładów finansowych. W myśl zapisów w ustawie Prawo wodne [Dz. U. 2017, poz. 1566] oraz w ustawie o utrzymaniu czystości i porządku w gminach [Dz. U. 2018, poz. 1454] na tego typu obszarach wskazane jest instalowanie indywidualnych systemów oczyszczania ścieków, zapewniających odpowiedni poziom ochrony środowiska. Obecnie jednym ze sposobów usuwania ścieków z gospodarstw domowych na terenach wiejskich, gdzie nie ma zbiorczych systemów kanalizacyjnych jest korzystanie z bezodpływowych zbiorników na nieczystości ciekłe, zwanych powszechnie „szambami”. Eksploatacja tego typu zbiorników wiąże się z wieloma problemami, głównie natury ekonomicznej i ekologicznej [Karolinczak i in. 2015; Błażejowski, Nawrot 2009; Nowak 2012]. Jak wynika z danych statystycznych [GUS 2018a], liczba zbiorników bezodpływowych systematycznie maleje i w roku 2017 wyniosła 2121 tys. sztuk. Jednocześnie coraz powszechniejszym elementem infrastruktury sanitarnej na terenach wiejskich są przydomowe oczyszczalnie ścieków. Wg danych na koniec 2017 r. w Polsce funkcjonowało około 234 tys. tego typu obiektów [GUS 2018a]. W latach 2006-2017 w Polsce wybudowano około 201,5 tys. przydomowych oczyszczalni ścieków. Przewiduje się, że w najbliższych latach tendencja wzrostowa budowy oczyszczalni przydomowych będzie się utrzymywać, jednocześnie przewiduje się spowolnienie tempa rozbudowy zbiorczych systemów kanalizacyjnych. Powodem takiej sytuacji może być m.in. wyczerpanie się tzw. „łatwych inwestycji”, przy których uwarunkowania terenowe i przestrzenne sprzyjają projektowaniu i budowie systemów kanalizacyjnych i zapewniają ich ekonomiczną efektywność [Pawełek, Bugajski 2017]. Mając na względzie znaczny udział obszarów o zabudowie rozproszonej, szacuje się, że w najbliższych latach konieczne będzie

wybudowanie kolejnych 700 tys. oczyszczalni przydomowych, obsługujących około 3,8 mln ludzi [Gajewska i in. 2016].

Przydomowe oczyszczalnie ścieków definiowane są jako obiekty obsługujące do 50 mieszkańców [PN-EN 12566-3:2016-10], a ich maksymalna przepustowość w Polsce wynosi  $5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  wg Prawa wodnego [Dz. U. 2017, poz. 1566] i  $7,5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  wg Prawa Budowlanego [Dz. U. 2018, poz. 1202]. W przydomowych oczyszczalniach stosowane są następujące układy technologiczne: osadnik wstępny z drenażem rozsączającym, osadnik wstępny z filtrem gruntowym (piaskowym), zespolony osadnik wstępny ze złożem biologicznym, zespolony osadnik wstępny z komorą osadu czynnego, osadnik wstępny z bioreaktorem hybrydowym, osadnik wstępny ze układem hydrofitowym, oczyszczalnie glebowo-roślinne, oczyszczalnie hydroponiczne [Jawecki i in. 2015; Pawełek, Bugajski 2017; Skrzypiec i in. 2017].

Wybór konkretnego układu technologicznego przydomowej oczyszczalni ścieków wymaga uwzględnienia wielu czynników technologicznych, środowiskowych i ekonomicznych, jak również specyficznych uwarunkowań, które kształtują gospodarkę ściekową na danym terenie [Karolinczak i in. 2015]. Należą do nich m.in.: małe jednostkowe zużycie wody przez mieszkańców, wysokie stężenia zanieczyszczeń w ściekach dopływających do oczyszczalni, duża nierównomierność dopływu ścieków i zmienność ich składu, niewłaściwe korzystanie z kanalizacji, niska temperatura ścieków w okresie zimowym, niska jakość zabiegów eksploatacyjnych, mniejsza niezawodność oczyszczalni [Mucha, Mikosz 2009].

W Polsce, stan prawny dotyczący budowy przydomowych oczyszczalni ścieków regulują przepisy zawarte w ustawie Prawo budowlane [Dz. U. 2018, poz. 1202], ustawie Prawo ochrony środowiska [Dz. U. 2018, poz. 799] oraz rozporządzeniu Ministra Środowiska w sprawie rodzajów instalacji, których eksploatacja wymaga zgłoszenia [Dz. U. 2010 nr 130, poz. 880]. Zgodnie z nimi istnieje instytucjonalny nadzór nad indywidualnymi systemami oczyszczania ścieków o przepustowości do  $5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ , zarówno z punktu widzenia ochrony środowiska, jak też w zakresie poprawności ich wykonania pod względem technicznym. Jest on realizowany poprzez wymogi zgłoszenia budowy tych obiektów właściwym organom administracji architektoniczno-budowlanej oraz samorządu gminnego (wójt, burmistrz lub prezydent miasta).

Wspomniane przepisy nie regulują kwestii związanych z wyborem technologii oczyszczania oraz kontrolą ich działania. Wprawdzie 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 [Dz. U. 2014, poz. 1800] zawarto wymagania dotyczące jakości ścieków z oczyszczalni przydomowych, jednak nie wskazano „narzędzi” do wyegzekwowania tych zapisów w formie okresowych kontroli jakości ścieków. Zgodnie z rozporządzeniem ścieki pochodzące z własnych gospodarstw domowych lub rolnych w ilości nie przekraczającej  $5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  powinny spełniać następujące wymagania (wartości dopuszczalne):

- BZT<sub>5</sub> –  $40 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ,
- ChZT –  $150 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ,
- zawiesiny ogólne –  $50 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ .

Warto nadmienić, że wymagania w zakresie dopuszczalnej wartości azotu ogólnego i fosforu ogólnego w ściekach oczyszczonych zostały określone tylko dla szczególnych przypadków, gdy ścieki odprowadzane są do jezior i ich dopływów oraz bezpośrednio do sztucznych zbiorników wodnych usytuowanych na wodach płynących. Przy odprowadzaniu ścieków do gruntu w granicach własności wymaga się jedynie zapewnienia minimalnego stopnia redukcji wynoszącego dla BZT<sub>5</sub> 20%, dla zawiesin ogólnych 50% oraz zachowania minimalnej warstwy gruntu oddzielającej miejsce wprowadzania ścieków od najwyższego użytkowego poziomu wodonośnego wód podziemnych wynoszącej co najmniej 1,5 m [Dz. U. 2014, poz. 1800].

W świetle obowiązującego prawa z zakresu ochrony wód powyższe przepisy mają charakter teoretyczny, brakuje bowiem podstaw do ich egzekwowania. Obecnie obowiązek wykonywania badań wielkości emisji zanieczyszczeń dotyczy wyłącznie instalacji, których funkcjonowanie wykracza poza zwykłe korzystanie z wód i wymaga pozwolenia wodnoprawnego (oczyszczalnie o przepustowości powyżej 5 m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>). Przesłanką do wyłączenia z tego obowiązku oczyszczalni przydomowych jest potencjalnie niewielki zakres ich oddziaływania na środowisko. Jedyne zapisy zobowiązujące gminy do prowadzenia ewidencji i kontroli przydomowych oczyszczalni ścieków zawarto w ustawie o utrzymaniu czystości i porządku w gminach [Dz. U. 2018, poz. 1454], jednak dotyczą one sprawdzenia częstotliwości i sposobu usuwania osadów ściekowych.

Obecny stan prawny nie sprzyja tworzeniu i wdrażaniu wysokosprawnych technologii oczyszczania małych ilości ścieków, a wręcz przeciwnie, faworyzuje rozwiązania tanie, lecz mało skuteczne, głównie systemy z drenażem rozsączającym [Błażejowski 2005; Józwiakowski i in. 2012; Jawecki i in. 2015; Pryszech, Mrowiec 2015]. Z badań ankietowych przeprowadzonych przez Józwiakowskiego i in. [2012] w województwie lubelskim wynika, że udział systemów z drenażem rozsączającym w ogólnej liczbie oczyszczalni przydomowych wynosi 71%. Stosowanie tego rozwiązania jako samodzielnego systemu unieszkodliwiania ścieków wzbudza duże wątpliwości, m.in. z powodu braku możliwości kontroli skuteczności jego działania [Józwiakowski i in. 2014; Pawełek Bugajski 2017]. Poza tym, do oczyszczania małych ilości ścieków powszechnie stosuje się układy technologiczne oparte na metodach konwencjonalnych, tj. systemy z osadem czynnym, złożem biologicznym i reaktorem hybrydowym. Wyniki wspomnianych badań ankietowych [Józwiakowski i in. 2012] wskazują, że udział tych systemów w ogólnej liczbie oczyszczalni przydomowych wynosił odpowiednio 15,7%, 11,6%, oraz 1,6%. Stosunkowo najmniej popularne okazały się systemy hydrofitowe, które stanowiły zaledwie 0,1% oczyszczalni przydomowych.

Zważywszy na liczbę istniejących oczyszczalni przydomowych w Polsce oraz perspektywę jej wzrostu w najbliższych latach niezwykle ważnym zagadnieniem wydaje się określenie rzeczywistej efektywności działania poszczególnych układów technologicznych (typów) oczyszczalni przydomowych. W przypadku szerszego zastosowania systemów mało efektywnych na terenach wiejskich istnieje potencjalne zagrożenie degradacji środowiska glebowego i wodnego.

W celu pełnej diagnozy funkcjonowania oczyszczalni, oprócz standardowej oceny polegającej na określeniu stopnia redukcji zanieczyszczeń wyrażonego w % należy również określać jej niezawodność technologiczną [Oliveira, Von Sperling 2008; Bugajski, Wałęga 2010; Alderson i in. 2015]. W odniesieniu do oczyszczalni ścieków niezawodność

definiowana jest jako zdolność do unieszkodliwiania przewidywanej ilości ścieków w stopniu wymaganym ze względu na odbiornik, przy określonych warunkach eksploatacji, w ciągu założonego czasu eksploatacji oraz przy losowych zmianach charakterystyk funkcjonalnych elementów oczyszczalni [Andraka, Dzienis 2003]. Poziom niezawodności odpowiada prawdopodobieństwu osiągnięcia w odpływie z oczyszczalni wartości wskaźnika niższego od wartości dopuszczalnej, stąd niezawodność może być rozumiana jako procent czasu, w którym oczekiwane stężenia zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych są zgodne z przyjętymi normami lub celami oczyszczania [Oliveira, Von Sperling 2008; Bugajski i in. 2012; Bugajski 2014]. Kompleksowa analiza efektywności pracy różnych typów oczyszczalni ścieków poszerzona o wnioskowanie statystyczne z uwzględnieniem elementów teorii niezawodności umożliwia zidentyfikowanie rozwiązań technologicznych, które charakteryzują się najwyższą sprawnością i stabilnością działania w zmiennych warunkach podczas wieloletniej eksploatacji. Ma to istotne znaczenie zarówno z administracyjno-prawnego punktu widzenia, pozwala bowiem oszacować szanse na pozytywne przejście ewentualnych procedur kontrolnych, jak również z ekologicznego, hierarchizując poszczególne technologie pod kątem ich wpływu na środowisko. Informacje dotyczące sprawności i niezawodności funkcjonowania stosowanych technologii przydomowych oczyszczalni ścieków powinny stanowić ważny element w planowaniu rozwoju infrastruktury technicznej na terenach wiejskich, umożliwiając wybór rozwiązań optymalnych w danych warunkach. Wyniki badań dotyczące skuteczności i niezawodności funkcjonowania oczyszczalni ścieków mogą stać się bodźcem do zrewidowania przepisów prawnych z zakresu ochrony wód, regulujących zasady odprowadzania ścieków do środowiska.

Z dotychczasowych badań opisanych w literaturze wynika, że w systemach przydomowych oczyszczalni wykorzystujących technologie osadu czynnego, złoża biologicznego, czy kompilacji osadu czynnego i złoża zawieszonego możliwe jest uzyskanie skuteczności i niezawodności usuwania zanieczyszczeń z grupy podstawowej (BZT<sub>5</sub>, ChZT, zawiesiny ogólne) na poziomie przekraczającym nawet 90%. Przy czym wyniki przedstawiane w literaturze są rozbieżne i wskazują na znaczną niestabilność pracy i trudności z utrzymaniem wysokiej sprawności w zmiennych warunkach eksploatacyjnych [Sowińska, Makowska 2014; Krzanowski, Wałęga 2008; Bugajski, Wałęga 2010; Bugajski i in. 2012]. W obiektach tego typu uzyskiwano wyraźnie niższe efekty w odniesieniu do eliminacji związków azotu i fosforu [Bugajski i in. 2013]. Z kolei systemy seminaturalne, których przykładem są oczyszczalnie hydrofitowe umożliwiają osiągnięcie niezawodności w zakresie usuwania związków organicznych na poziomie 100% oraz biogennych – powyżej 75% [Jucherski i in. 2017].

#### **4.3.2. Główne cele osiągnięcia naukowego**

Uwzględniając dotychczasowe doświadczenia związane z funkcjonowaniem indywidualnych systemów oczyszczania ścieków, wykorzystujących różne technologie usuwania zanieczyszczeń sformułowano następujące tezy badawcze:



- warunki eksploatacyjne silnie determinują funkcjonowanie przydomowych oczyszczalni ścieków z technologią osadu czynnego i złoża biologicznego, wpływając na ich efektywność i niezawodność technologiczną;
- seminaturalne systemy oczyszczania ścieków, w tym systemy hydrofitowe wykazują dużą odporność na zmienne warunki eksploatacyjne;
- przydomowe oczyszczalnie ścieków, pomimo niewielkiej przepustowości mogą mieć znaczący wpływ na skażenie wód powierzchniowych oraz podziemnych;
- w oczyszczalniach przydomowych, funkcjonujących w warunkach eksploatacyjnych charakterystycznych dla obszarów wiejskich możliwe jest uzyskanie wartości normatywnych wskaźników zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych, zgodnych z wymaganiami określonymi w rozporządzeniu Ministra Środowiska dla oczyszczalni poniżej 2000 RLM.

W ramach badań, których wyniki przedstawiono w cyklu publikacji zrealizowano trzy zasadnicze cele, służące weryfikacji przyjętych tez. Należą do nich:

1. ocena efektywności i niezawodności usuwania zanieczyszczeń ze ścieków w wybranych technologiach, stosowanych w oczyszczalniach przydomowych,
2. ocena wpływu warunków sezonowych (temperatura, opady atmosferyczne) oraz parametrów technicznych i technologicznych (konstrukcja obiektu, charakterystyka ilościowa i jakościowa ścieków, obciążenie hydrauliczne oraz ładunkiem zanieczyszczeń) na sprawność i niezawodność usuwania zanieczyszczeń,
3. określenie problemów eksploatacyjnych i środowiskowych funkcjonowania przydomowych oczyszczalni ścieków.

#### **4.3.3. Osiągnięte wyniki badań w cyklu publikacji stanowiących podstawę postępowania habilitacyjnego**

##### **Ad. 1. Ocena efektywności i niezawodności usuwania zanieczyszczeń ze ścieków w wybranych technologiach stosowanych w przydomowych oczyszczalniach ścieków**

Podstawową przesłanką do realizacji celu było zidentyfikowanie rozwiązań technologicznych przydomowych oczyszczalni ścieków, które charakteryzują się najwyższą sprawnością i niezawodności działania, co jest warunkiem niezbędnym do uzyskania pozytywnej oceny obiektu, jak również ograniczenia negatywnego wpływu na jakość wód powierzchniowych i podziemnych.

Badaniami objęto cztery różne układy technologiczne, stosowane w przydomowych oczyszczalniach ścieków: zblokowana oczyszczalnia z bioreaktorem przepływowym z osadem czynnym, zblokowana oczyszczalnia ze złożem biologicznym zraszanym, zblokowana oczyszczalnia z bioreaktorem hybrydowym (osad czynny i złożo biologiczne zanurzone) oraz układ, składający się z osadnika wstępnego i hybrydowego układu złóż gruntowo-roślinnych (hydrofitowe oczyszczalnie z podpowierzchniowym, pionowym i poziomym przepływem ścieków). Do badań wytypowano oczyszczalnie, funkcjonujące w pełnej skali technicznej, obsługujące budynki jednorodzinne i wielorodzinne oraz obiekty użyteczności publicznej. Przepustowość oczyszczalni wynosiła od 0,9 do 4,5 m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>. W ocenie efektywności i niezawodności technologicznej uwzględniono wskaźniki jakości ścieków

z grupy podstawowej: BZT<sub>5</sub>, ChZT i zawiesiny ogólne oraz wskaźniki z grupy eutroficznych: azot ogólny i fosfor ogólny. Efekty oczyszczania ścieków określono w oparciu o stężenia i ładunki zawarte w ściekach dopływających i odpływających z badanych układów technologicznych. Niezawodność technologiczną oczyszczalni określono z wykorzystaniem elementów teorii niezawodności Weibulla, uwzględniając wartości normatywne wskaźników dla oczyszczalni poniżej 2000 RLM. W przypadku azotu ogólnego i fosforu ogólnego były to wartości wymagane dla ścieków odprowadzanych do jezior i ich dopływów oraz bezpośrednio do sztucznych zbiorników wodnych usytuowanych na wodach płynących [Dz. U. 2014, poz. 1800].

Badaniami objęto trzy indywidualne oczyszczalnie z **bioreaktorem przepływowym z niskoobciążonym osadem czynnym**, każda o zakładanej przepustowości 0,9 m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>. Obiekty zostały wybudowane w ramach gminnego programu sanitacyjnego. Oczyszczalnie w okresie badań obsługiwały budynki jednorodzinne zamieszkałe przez 4-6 osób. Na podstawie uzyskanych wyników odnośnie efektywności oczyszczania ścieków wykazano, że zastosowany układ technologiczny, bazujący na bioreaktorze z osadem czynnym nie gwarantuje wysokiego stopnia eliminacji zanieczyszczeń ze ścieków (4.2.2., 4.2.3.). W początkowym okresie funkcjonowania średnia efektywność usuwania zawiesin ogólnych w wytypowanych obiektach wahała się w granicach od 58% do 94%. Zanieczyszczenia organiczne wyrażone wskaźnikiem BZT<sub>5</sub> były usuwane ze skutecznością od 61% do 95%, zaś ChZT – od 59% do 90% (4.2.2.). We wstępnym etapie eksploatacji oczyszczalni stwierdzono niską skuteczność eliminacji związków biogenych ze ścieków. Średnie stężenie azotu ogólnego w ściekach odpływających z oczyszczalni było maksymalnie 7% niższe w porównaniu do ścieków surowych, choć stwierdzono również przypadki wzrostu stężenia azotu ogólnego (4.2.2.). Decydujące znaczenie miała tu niska skuteczność procesu nitrifikacji lub całkowite jego zahamowanie, o czym świadczyła niewielka zmienność proporcji azotu amonowego i azotanowego w ściekach surowych i oczyszczonych. Średni stopień redukcji fosforu ogólnego w poszczególnych obiektach wynosił odpowiednio 3%, 37% i 63%. Utrzymanie stabilnego poziomu eliminacji zanieczyszczeń organicznych w dłuższym okresie czasu jest trudne, co potwierdzono również w innych doniesieniach opisujących tego typu badania [Sowińska, Makowska 2014; Straub 2007; Bugajski, Wałęga 2010]. W kolejnych latach funkcjonowania dwóch badanych obiektów, gdzie poziom zabiegów eksploatacyjnych był najniższy średnia skuteczność usuwania zawiesin ogólnych spadła do poziomu średnio 15% i 47%. Jednocześnie stopień zmniejszenia wskaźnika BZT<sub>5</sub> wyniósł 7% i 10%, zaś ChZT – 11% i 12%. W przypadku azotu ogólnego i fosforu ogólnego często notowano wartości wyższe w ściekach odpływających w stosunku do ścieków dopływających, co świadczy o wtórnym uwalnianiu tych składników z osadów zgromadzonych w osadniku wstępnym. W jednej z analizowanych oczyszczalni z osadem czynnym efekty pracy utrzymały się na względnie wysokim poziomie, głównie dzięki prawidłowej eksploatacji. W tym przypadku wykazano, że możliwe jest zmniejszenie ilości zawiesin ogólnych oraz BZT<sub>5</sub> i ChZT średnio o 80-90%. W tym obiekcie uzyskano stopień redukcji azotu ogólnego i fosforu ogólnego na poziomie 40-50% (4.2.3.).

Wykazano, że wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach odprowadzanych z przydomowych oczyszczalni z osadem czynnym w większości przypadków przekraczały

wartości dopuszczalne określone w Rozporządzeniu Ministra Środowiska [Dz. U. 2014, poz. 1800], co znalazło odzwierciedlenie w analizie niezawodnościowej (4.2.5., 4.2.6.). Niezawodność technologiczna usuwania zanieczyszczeń organicznych wyrażonych jako BZT<sub>5</sub> w oczyszczalni z osadem czynnym wyniosła 70%. W ujęciu statystycznym oznacza to, że w 110 dobach w ciągu roku z oczyszczalni odpływały ścieki o ponadnormatywnej wartości BZT<sub>5</sub>. Prawdopodobieństwo, że wielkość ChZT w ściekach oczyszczonych, odprowadzanych do środowiska nie przekroczy wartości normatywnej, wyniosło 87%. Pozwala to na wnioskowanie, że przez 48 dni w roku wielkość ChZT w ściekach oczyszczonych może przekraczać poziom dopuszczalny. W analizowanym obiekcie niezawodność usuwania zawiesiny ogólnej wyniosła 66%, co wskazuje, iż możliwe jest przekroczenie wartości normatywnej tego parametru w 124 dobach w ciągu roku (4.2.5.).

Niezawodność technologiczna przydomowej oczyszczalni z osadem czynnym w zakresie usuwania związków biogenych kształtowała się na bardzo niskim poziomie. Prawdopodobieństwo uzyskania w ściekach oczyszczonych stężenia azotu ogólnego, zgodnego z wymaganiami wyniosło 24%, zaś w przypadku stężenia fosforu ogólnego było to 5% (4.2.6.). Oznacza to, że w odniesieniu do rocznego okresu referencyjnego oczyszczalnia zapewnia wymagany poziom usuwania azotu ogólnego przez 87 dni, zaś fosforu ogólnego, przez 18 dni.

**Efektywność systemów z bioreaktorem ze zraszanym złożem biologicznym** analizowano na przykładzie obiektu przeznaczonego do unieszkodliwiania ścieków bytowych z komunalnego budynku wielorodzinnego, zamieszkałego przez około 70 osób. Obciążenie hydrauliczne oczyszczalni w okresie badań wynosiło średnio 4,5 m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>. Stwierdzono, że skuteczność eliminacji zawiesin ogólnych kształtowała się na poziomie ponad 90%, zaś zanieczyszczenia organiczne wyrażone wskaźnikami BZT<sub>5</sub> i ChZT były usuwane odpowiednio w 88% i 83% (4.2.1.). Wyraźnie niższą skuteczność zanotowano w przypadku unieszkodliwiania zanieczyszczeń biogenych. Średnie stężenie azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych w porównaniu do stężenia tego parametru w ściekach surowych zmniejszyło się o 40-50%, zależnie od rozpatrywanego okresu (4.2.1., 4.2.6.). Intensywność przemian azotu oraz wzajemne proporcje pomiędzy poszczególnymi jego formami zmieniały się sezonowo, w zależności od temperatury ścieków. W przedmiotowym reaktorze biologicznym stwierdzono prawidłowy przebieg procesów nityfikacyjnych, jednocześnie wykazano, że proces usuwania związków azotu był niepełny, głównie ze względu na brak warunków anoksydacyjnych. W analizowanej oczyszczalni fosfor ogólny usuwany był ze średnią skutecznością na poziomie 59%.

Pomimo umiarkowanie dobrych efektów usuwania zanieczyszczeń ogólna ocena pracy oczyszczalni była nie wysoka, głównie ze względu na liczne przekroczenia wartości normatywnych zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych oraz niski poziom niezawodności. Spośród pobranych próbek ścieków oczyszczonych zaledwie 15% spełniało wszystkie wymagania dotyczące wskaźników z grupy podstawowej. Prawdopodobieństwo uzyskania w ściekach oczyszczonych wartości BZT<sub>5</sub> poniżej wartości dopuszczalnej w badanym obiekcie określono na poziomie 30%. Na tej podstawie stwierdzono, że okres wadliwej pracy oczyszczalni w zakresie zmniejszenia BZT<sub>5</sub> obejmował 256 dni w ciągu roku. Niezawodność technologiczna oczyszczalni w zakresie usuwania zanieczyszczeń organicznych wyrażonych

jako ChZT wyniosła 60%, co oznaczało, że 146 dni w roku oczyszczalnia nie spełniała wymagań odnośnie wartości dopuszczalnej dla tego parametru. Niezawodność oczyszczalni w zakresie usuwania zawiesiny ogólnej wyniosła 67% (4.2.5.). W ujęciu statystycznym oczyszczalnia zapewniała wymagany poziom usuwania zawiesin przez 244 dni w roku.

Wykazano niski poziom niezawodności technologicznej oczyszczalni w odniesieniu do wskaźników biogennych. Prawdopodobieństwo wystąpienia stężenia azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych nie przekraczającego stężenia dopuszczalnego ( $30 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ) wyniosło 15%. Jednocześnie niezawodność oczyszczalni w zakresie usuwania fosforu ogólnego do poziomu nieprzekraczającego  $5 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  wyniosła 10% (4.2.6.). Odnosząc te wartości do okresu rocznego można wnioskować, iż stężenia azotu ogólnego i fosforu ogólnego w ściekach odpływających z obiektu były zgodne ze stężeniami wymaganymi przez okres odpowiednio 54 i 36 dni w roku.

Efektywność i niezawodność **systemów z bioreaktorem hybrydowym** przeanalizowano na przykładzie oczyszczalni wykorzystującej metodę osadu czynnego i stałego złoża biologicznego zanurzonego. W oczyszczalni o projektowanej przepustowości około  $1 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  unieszkodliwiane były ścieki bytowe odpływające z dwóch budynków jednorodzinnych zamieszkałych przez 5 osób. Pracę oczyszczalni analizowano dla 6 interwałów czasowych (napowietrzanie - brak napowietrzania), które wynosiły a) 2h-2h, b) 1h-1h, c) 1h-2h, d) 1h-3h, e) 2h-1h i f) 1h-0,5h.

Wykazano, że skuteczność usuwania zawiesin ogólnych w różnych wariantach napowietrzania wahała się od 66% do 89%. We wszystkich wariantach badań średnia skuteczność usuwania zanieczyszczeń organicznych, wyrażonych jako BZT<sub>5</sub> była zbliżona i oscylowała w granicach 80-90% (4.2.4.). Stopień zmniejszenia wskaźnika ChZT w ściekach wyniósł od 64% do 84%. Optymalne efekty, tzn. uwzględniające wszystkie wskaźniki z grupy podstawowej uzyskano przy cyklu a) tj. 2 godziny napowietrzania i 2 godziny bez napowietrzania oraz cyklu f) tj. 1 godzina napowietrzania i 30 minut braku napowietrzania. Drugi z tych wariantów był najbardziej efektywny w zakresie usuwania azotu ogólnego i fosforu ogólnego, odpowiednio 53% i 53,8%. Niższą skuteczność usuwania związków biogennych, na poziomie 34% dla azotu ogólnego i 44% dla fosforu ogólnego odnotowano w wariantcie a) 2h-2h. W pozostałych przypadkach azot ogólny i fosfor ogólny były usuwane ze skutecznością nie przekraczającą 21% (4.2.4.).

W oczyszczalni z reaktorem hybrydowym stężenia zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych z reguły były wyższe od wartości wymaganych (dopuszczalnych) dla oczyszczalni poniżej 2000 RLM. Jak wykazano w badaniach głównym problemem w tego typu obiektach jest uzyskanie wartości normatywnych dla wskaźników biogennych, tj. azotu ogólnego i fosforu ogólnego. Prawdopodobieństwo uzyskania w ściekach oczyszczonych wartości azotu ogólnego niższej niż wymagana wyniosło 21%, a w przypadku fosforu ogólnego było to 18% (4.2.6.). W ujęciu statystycznym oznacza to, że stężenie azotu w ściekach oczyszczonych osiągało poziom niższy od dopuszczalnego przez okres zaledwie 76 dni w ciągu roku, a stężenie fosforu ogólnego przez 65 dni. Wyższy poziom niezawodności wykazano w zakresie usuwania zanieczyszczeń organicznych (BZT<sub>5</sub> i ChZT) – 67% oraz zawiesin ogólnych – 72% (4.2.5.). Oczyszczalnia zapewniała prawidłową pracę

przez 244 dni w roku w odniesieniu do eliminacji BZT<sub>5</sub> i ChZT oraz 262 dni, w przypadku zawiesin ogólnych.

Badania **systemów hydrofitowych** prowadzono na dwóch obiektach hybrydowych z podpowierzchniowym przepływem ścieków. Oczyszczalnie zbudowane są z szeregowo ustawionych złóż gruntowo-roślinnych z pionowym (VF) i poziomym (HF) przepływem ścieków. Projektowana średnio dobowa przepustowość obydwu oczyszczalni wynosi 2,5 m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>.

Pierwsza z analizowanych oczyszczalni funkcjonuje przy komunalnym budynku wielorodzinnym, zamieszkałym przez około 20 osób. Złoża gruntowo-roślinne obsadzono w niej roślinami, które w Polsce nie były wykorzystywane w procesie oczyszczania ścieków i są traktowane pod tym względem jako „egzotyczne”. Pierwsze złożo, z pionowym przepływem ścieków (VF) obsadzono miskantem olbrzymim (*Miscanthus x giganteus* Greef et Deu.), natomiast drugie, z poziomym przepływem ścieków (HF) – słonecznikiem bulwiastym - topinamburem (*Helianthus tuberosus* L.) (4.2.8.).

Druga oczyszczalnia obsługuje kilka obiektów, w tym budynek usługowy, budynek użyteczności publicznej oraz gospodarstwo domowe. W układzie technologicznym tego obiektu zastosowano 3 złoża gruntowo-roślinne: 2 równoległe złoża z pionowym przepływem ścieków obsadzone trzciną pospolitą (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud) i manną mielec (*Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb.) oraz złożo z poziomym przepływem ścieków (HF) ze ślazowcem pensylwańskim (*Sida hermaphrodita* (L.) Rusby) (4.2.7.).

Analizowane systemy hydrofitowe zapewniały korzystne warunki do biodegradacji zanieczyszczeń organicznych oraz umiarkowane dla usuwania zanieczyszczeń biogenych. Stwierdzono wysoką efektywność obydwu oczyszczalni hydrofitowych w odniesieniu do wskaźników z grupy podstawowej. Średnia skuteczność układów VF-HF w zakresie usuwania zanieczyszczeń organicznych ze ścieków była bardzo zbliżona w obu obiektach i wyniosła około 99% dla BZT<sub>5</sub> i 98% dla ChZT. W przypadku zawiesin ogólnych było to 92-94% (4.2.7., 4.2.8.). Badania wykazały, że kluczową rolę dla oczyszczania biologicznego odgrywał pierwszy etap oczyszczania w złożach z pionowym przepływem ścieków (VF). Na tym etapie usunięta została znaczna część ładunku zanieczyszczeń wprowadzanego do układów ze ściekami oczyszczonymi mechanicznie. Odnotowano stopień redukcji ładunku dla BZT<sub>5</sub> w granicach od 93,6 do 97%, dla ChZT od 94 do 95% i dla zawiesiny ogólnej od 71 do 87%. Średnia efektywność usuwania azotu ogólnego w analizowanych układach VF-HF wyniosła 64,1-86,5%. Z uwagi na brak sprzyjających warunków do denitryfikacji, w złożach VF usuwane było średnio około 50% ładunku azotu ogólnego dopływającego z osadnika wstępnego, przy czym najbardziej wydajnie proces przebiegał na złożu z manną mielec (53%), nieco gorzej w złożu z miskantem olbrzymim (47,5%) oraz trzciną pospolitą (37%). Średni stopień eliminacji fosforu ogólnego w oczyszczalni z miskantem olbrzymim i topinamburem wyniósł 68,1%, natomiast w oczyszczalni z trzciną pospolitą, manną mielec i ślazowcem pensylwańskim – 96,1% (4.2.7., 4.2.8.). Najwyższe efekty stwierdzono w początkowym okresie eksploatacji oczyszczalni, co jest efektem sorpcji tego składnika w złożu filtracyjnym – piaskowym. W dalszym okresie badań stwierdzono obniżenie efektywności usuwania związków fosforu, co związane jest ze zmniejszającą się zdolnością

sorpcyjną złoża piaskowego. Zjawisko to potwierdzają Wu i in [2015] oraz Józwiakowski i in. [2018].

Zarówno oczyszczalnia z trzcina pospolitą, manną mielec, ślazowcem pensylwańskim, jak i miskantem olbrzymim oraz słonecznikiem bulwiastym zapewniały efekty usuwania zanieczyszczeń organicznych i biogennych zbliżone do innych systemów, wykorzystujących klasyczne gatunki roślin, funkcjonujących w podobnych warunkach klimatycznych [Vymazal, Kröpfelová 2009; Gajewska, Obarska-Pempkowiak 2011]. W ściekach oczyszczonych notowano regularnie wartości wskaźników zanieczyszczeń wielokrotnie niższe od wartości dopuszczalnych, co potwierdza wysoką niezawodność hybrydowych systemów hydrofitowych [Jucherski i in. 2017]. Niezawodność technologiczna w zakresie usuwania BZT<sub>5</sub> i ChZT wyniosła w obydwu badanych obiektach 100%. Oznacza to, że w danych warunkach eksploatacyjnych, przy ryzyku operatora na poziomie  $\alpha = 0,05$  oczyszczalnie zapewniały bezawaryjną pracę i spełnienie wymagań zawartych w obowiązujących przepisach prawnych. W przypadku oczyszczalni z trzcina pospolitą, manną mielec i ślazowcem pensylwańskim maksymalny poziom niezawodności stwierdzono również w odniesieniu do zawiesin ogólnych i fosforu ogólnego, zaś w przypadku azotu ogólnego było to 94% (4.2.7.). Prawdopodobieństwo osiągnięcia w ściekach oczyszczonych wartości normatywnych w oczyszczalni z miskantem olbrzymim i topinamburem było nieco niższe, dla zawiesiny ogólnej wyniosło 93%, co odpowiadało 339 dobom efektywnej pracy. Dla azotu ogólnego i fosforu ogólnego niezawodność określono na poziomie odpowiednio 32% i 28%. W ujęciu statystycznym przez 263 dni w roku oczyszczalnia nie gwarantowała uzyskania w odpływie wartości normatywnej dla azotu ogólnego, w przypadku fosforu ogólnego było to 249 dni.

Reasumując, najwyższą sprawność usuwania zanieczyszczeń organicznych stwierdzono w przypadku oczyszczalni hydrofitowych. Technologia oparta na imitacji warunków zbliżonych do naturalnych ekosystemów bagiennych pozwalała na usunięcie ze ścieków ładunku BZT<sub>5</sub> i ChZT praktycznie w całości, a także ponad 90% ładunku zawiesin ogólnych. Dla porównania średnia skuteczność usuwania tego rodzaju zanieczyszczeń w systemach, wykorzystujących konwencjonalne technologie oczyszczania (osad czynny lub złoża biologiczne) wyniosła od 58% do 95%, a w niektórych obiektach nie przekraczała 50%. W przypadku wskaźników biogennych różnice były mniejsze, jednakże w jednej z oczyszczalni hydrofitowych, możliwe było usuwanie azotu ogólnego i fosforu ogólnego na poziomie od 85 do 95%, który to poziom był nieosiągalny w systemach konwencjonalnych.

Określone poziomy niezawodności technologicznej wskazują, że w przypadku niemal wszystkich analizowanych obiektów, opartych na technologiach konwencjonalnych stężenia zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych, odprowadzanych do środowiska często przekraczały dopuszczalny poziom wskazany w Rozporządzeniu Ministra Środowiska [Dz. U. 2014, poz. 1800] jako bezpieczny (4.2.5.). Regułą było, że najniższą niezawodność technologiczną uzyskiwano w analizowanych oczyszczalniach w zakresie usuwania azotu ogólnego i fosforu ogólnego.

W kontekście zaprezentowanych wyników badań nie należy traktować oczyszczalni przydomowych jako obiektów potencjalnie „nieszkodliwych”, dlatego powinny one być objęte stałą i systematyczną kontrolą jakości ścieków odpływających do środowiska. Ponadto,

mając na względzie działania na rzecz ochrony wód śródlądowych oraz wód Morza Bałtyckiego przed eutrofizacją, jak również przyjęte przez Polskę zobowiązania [HELCOM 2013; Sweco Consulting, DHI Polska 2016], zwrócono uwagę na potrzebę objęcia wymaganiami prawnymi w zakresie usuwania związków biogenych ze ścieków wszystkich oczyszczalni, bez względu na ich wielkość i rodzaj odbiornika (4.2.6.).

Zgodnie z obowiązującym Rozporządzeniem Ministra Środowiska [Dz. U. 2014, poz. 1800] liczba próbek kontrolnych ścieków bytowych, pobranych w ciągu roku dla oczyszczalni poniżej 2000 RLM powinna wynosić 4, przy czym do uzyskania pozytywnej oceny wymaga się nieprzekroczenia dopuszczalnych wartości wskaźników zanieczyszczeń przynajmniej w trzech z tych próbek. Oznacza to, że poziom niezawodności obiektu poddawanego kontroli, zapewniający mu pozytywne przejście procedury powinien wynosić minimum 75%. Badania wykazały, że jedynie systemy hydrofitowe zapewniały niezawodność w zakresie usuwania zanieczyszczeń z grupy podstawowej na poziomie przekraczającym 90%, najczęściej było to 100%. W pozostałych rozwiązaniach technologicznych niezawodność wyniosła w granicach 30-70% w przypadku BZT<sub>5</sub>, 60-87% dla ChZT oraz 66-72% dla zawieszin ogólnych.

Przy założeniu, że wymagania dotyczące badań kontrolnych obejmowałyby wszystkie oczyszczalnie, również o wydajności poniżej 5 m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>, można stwierdzić, że rozwiązania technologiczne wykorzystujące konwencjonalne metody oczyszczania nie spełniałyby tych wymagań. Inaczej mówiąc istniałoby duże prawdopodobieństwo przekroczenia dopuszczalnej liczby prób, w których wartości wskaźników zanieczyszczeń są wyższe niż poziomy normatywne.

#### ***Ad. 2. Ocena wpływu warunków sezonowych (temperatura, opady atmosferyczne) oraz parametrów technicznych i technologicznych (konstrukcja obiektu, charakterystyka ilościowa i jakościowa ścieków, obciążenie hydrauliczne oraz ładunkiem zanieczyszczeń) na sprawność i niezawodność usuwania zanieczyszczeń***

Wobec stwierdzonej, niezadowalającej skuteczności i niezawodności wybranych rozwiązań technologicznych, stosowanych w oczyszczalniach przydomowych, zasadne było zidentyfikowanie głównych czynników, które miały na to wpływ. Oddziaływanie warunków termicznych oraz parametrów technologicznych na osiągnięte efekty oczyszczania ścieków we wszystkich typach oczyszczalni jest ogólnie znane i nie podlega dyskusji. W dużych, zbiorczych oczyszczalniach warunki te są bardziej stabilne, szczególnie w odniesieniu do jakości i ilości ścieków, co więcej istnieje możliwość szybkiej reakcji na ich zmianę, dzięki zaawansowanym systemom monitorowania procesów oczyszczania. W przypadku oczyszczalni przydomowych sytuacja jest całkowicie odmienna, gdyż są to obiekty bez stałego nadzoru i kontroli. Brak zaangażowania użytkowników w prawidłową eksploatację tego typu obiektów stwarza poważne problemy środowiskowe w przypadku odprowadzania do środowiska nie w pełni oczyszczonych ścieków.

Przebieg procesu oczyszczania ścieków jest wypadkową oddziaływania wielu czynników, a wrażliwość na te czynniki w dużej mierze związana jest ze specyfiką danej technologii. Technologie konwencjonalne opierają się na aktywności zbiorowisk mikroorganizmów, funkcjonujących w wyizolowanych, ściśle określonych warunkach, a każda ich zmiana może

powodować swoistą reakcję całego układu i rzutować na przebieg procesów oczyszczania i ich skuteczność.

Wyniki badań własnych wykazały, że największy wpływ na efektywność oczyszczalni wykorzystujących metody konwencjonalne miały m.in. jakość ścieków poddawanych oczyszczaniu, obciążenie ładunkiem zanieczyszczeń, temperatura ścieków, ale również właściwa eksploatacja.

Na podstawie obserwacji oraz wywiadów prowadzonych z mieszkańcami w trakcie badań wykazano, że poza funkcją obiektu istotne znaczenie dla jakości ścieków miał poziom wyposażenia budynków w instalacje wodociągowe i kanalizacyjne, przyzwyczajenia mieszkańców, a także ich sytuacja materialna. W ściekach odprowadzanych z budynków jednorodzinnych, obsługiwanych przez oczyszczalnie z osadem czynnym wielkości wybranych wskaźników zanieczyszczeń różniły się nawet o około 70% (4.2.2., 4.2.3.). W oczyszczalniach obciążonych ściekami o jakości zbliżonej do typowych ścieków bytowych efekty oczyszczania były relatywnie wysokie i stabilne w czasie. Z kolei w przypadku oczyszczalni o wyższym obciążeniu ładunkiem zanieczyszczeń organicznych (wielkość BZT<sub>5</sub> w ściekach surowych na poziomie 700-800 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>, ChZT – 1200-2000 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>) efekty ich usuwania utrzymywały się na średnim poziomie jedynie w początkowym okresie eksploatacji, po czym zmniejszyły się do poziomu około 10% (4.2.2., 4.2.3.).

Ważną grupę obiektów stanowią budynki wielorodzinne z mieszkaniami komunalnymi, zamieszkałe głównie przez osoby niepracujące, korzystające z różnych form pomocy społecznej. To wciąż istotny element infrastruktury obszarów wiejskich najczęściej jako pozostałość po państwowych gospodarstwach rolnych (tzw. PGR-ach). Ścieki bytowe, odprowadzane z tego typu obiektu do oczyszczalni ze złożem biologicznym charakteryzowały się koncentracją zanieczyszczeń na poziomie 700 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup> w przypadku BZT<sub>5</sub>, 1100-1500 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup> dla ChZT oraz 600-700 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup> dla zawiesin ogólnych (4.2.1., 4.2.5, 4.2.6.). Wykazano, że w tym przypadku czynnikiem silnie determinującym ilość i jakość powstających ścieków była sytuacja materialna mieszkańców. Wpływała ona nie tylko na standard wyposażenia mieszkań w instalacje wodociągowo-kanalizacyjne, ale przede wszystkim kształtowała nawyki w zakresie korzystania z wody w gospodarstwach domowych. Skutkiem tego średnia ilość ścieków powstających w budynku była 4-krotnie mniejsza od przyjętej w projekcie oczyszczalni. Wskazano, że duże niedociążenie hydrauliczne, przy względnie wysokim obciążeniu ładunkiem zanieczyszczeń mogło mieć duży wpływ na sprawność oczyszczalni ze złożem biologicznym i poziom jej niezawodności (4.2.1., 4.2.5., 4.2.6.).

W przypadku oczyszczania małych ilości ścieków metodami konwencjonalnymi istotnym problemem, szczególnie z punktu widzenia unieszkodliwiania związków azotu mogły być niesprzyjające warunki termiczne. Niewielka objętość ścieków, duże oddalenie oczyszczalni od budynków, jak też płytkie posadowienie zbiorników oczyszczalni i ich niedostateczna izolacja powodowały nadmierne wychłodzenie ścieków. W oczyszczalni w reaktorze hybrydowym i złożem biologicznym stwierdzono ograniczenie utleniania azotu amonowego w okresach, gdy temperatura ścieków spadała do poziomu poniżej 13°C. Skutkiem tego był niskie efekty usuwania azotu ogólnego (4.2.1., 4.2.4.).

Badania i obserwacje terenowe wykazały, że ważnym czynnikiem determinującym prawidłowy przebieg procesów unieszkodliwiania zanieczyszczeń w oczyszczalniach



wykorzystujących metody konwencjonalne jest ich właściwa eksploatacja. Obejmuje ona głównie przestrzeganie zasad korzystania z instalacji wodociągowo-kanalizacyjnej w budynku oraz stosowania środków zawierających substancje potencjalnie szkodliwe (detergenty, preparaty do udrażniania przewodów itp.), ale również dokonywanie okresowych przeglądów oczyszczalni. Zaniechania w tym zakresie prowadzić mogą do zakłóceń w pracy urządzeń, w tym do spowolnienia lub całkowitego zatrzymania procesów unieszkodliwiania zanieczyszczeń. Skutki takie zaobserwowano w przypadku oczyszczalni z osadem czynnym (4.2.2., 4.2.3.). Funkcje oczyszczalni ograniczały się wówczas do magazynowania ścieków, a stan ten, przy braku zainteresowania użytkowników utrzymywał przez długi czas. W tym aspekcie wskazano na rolę użytkowników w identyfikowaniu zakłóceń w pracy oczyszczalni, wynikających zarówno z błędów własnych, ale często też związanych z błędami projektowymi, niefachowym wykonawstwem, czy zdarzeniami losowymi (4.2.3.).

Oczyszczalnie hydrofitowe, dzięki strukturze i technologii symulują warunki hydrauliczne i siedliskowe naturalnych ekosystemów bagiennych. Wykorzystanie wzajemnych interakcji pomiędzy różnymi komponentami oraz złożonych mechanizmów fizycznych, chemicznych i biologicznych decyduje o zdolności dostosowania się do zmiennych warunków technologicznych [Wu i in. 2015].

W badaniach własnych wykazano, że hybrydowe systemy gruntowo-roślinne zapewniały skuteczne usuwanie zanieczyszczeń ze ścieków niezależnie od warunków sezonowych. Wpływ na to miała głównie duża stabilność pracy złóż z pionowym przepływem ścieków (VF). W złożach HF zmienność efektów była wyższa, choć trudno ją było powiązać ze zmianami sezonowymi (4.2.7., 4.2.8.). Warto nadmienić, że efektywność systemów hydrofitowych w odniesieniu do niektórych wskaźników była wyższa w okresie jesienno-zimowym, co potwierdziło nie dość powszechną teorię, że w procesie oczyszczania dominującą rolę odgrywać mogą procesy fizyczne i chemiczne, mniejszą zaś procesy mikrobiologiczne, czy pobieranie przez rośliny [Wu i in. 2015; Józwiakowski i in. 2018].

Badania biomasy pozyskanej ze złóż gruntowo-roślinnych wykazały, że rola roślin, nawet w okresie wegetacyjnym, polega głównie na tworzeniu korzystnych warunków dla przemian biochemicznych w złożach, mniej zaś na aktywnym pobieraniu składników, zawartych w ściekach. Udział azotu i fosforu w biomase roślin, nawet przy wysokich ich plonach nie przekraczał z reguły 10% (4.2.8.). Testowane rośliny w zróżnicowany sposób reagowały na warunki siedliskowe. W przypadku manny mielec oraz ślazuowca pensylwańskiego stwierdzono słabe parametry wzrostu i plonowania, głównie jako wynik zachwaszczenia złóż i dużej wrażliwości na konkurencję ze strony roślin przypadkowych, szczególnie w początkowym okresie eksploatacji oczyszczalni (4.2.7.). Z kolei miskant olbrzymi i topinambur charakteryzowały się cechami korzystnymi z punktu widzenia stosowania ich w oczyszczalniach hydrofitowych w warunkach klimatu umiarkowanego, m.in. odpornością na niekorzystne warunki atmosferyczne, wysokim potencjałem plonowania, nawet przy niewielkim obciążeniu hydraulicznym złóż oraz wysokim wskaźnikiem akumulacji azotu w biomase nadziemnej. Plon miskanta olbrzymiego na złożu VF wahał się w granicach 3,55-4,43 kg DM·m<sup>-2</sup> i przekraczał plony tej rośliny uzyskiwane w uprawach polowych [Gizińska i in. 2016; Szulczewski i in. 2018] (4.2.8.).

Doświadczenia eksploatacyjne i badania wykazały większą przydatność miskanta olbrzymiego, poza wyraźnie wyższą produkcją biomasy posiadał on dobrze rozwinięty system korzeniowy, a eksploatacja złóż z miskantem była prostsza. Topinambur wytwarzał duże ilości bulw, które pozwalały roślinie na zwarte zasiedlanie całej powierzchni złoża. Z czasem ich nagromadzenie mogło wpływać na bilans zanieczyszczeń w złożu, stąd w trakcie eksploatacji pojawiała się często konieczność ich usuwania (4.2.8.).

Poza gatunkiem roślinności, istotnym czynnikiem różnicującym analizowane oczyszczalnie hydrofitowe była ilość i jakość zasilających je ścieków. Oczyszczalnie obsługiwały różne obiekty, w jednym przypadku (oczyszczalnia z miskantem olbrzymim i topinamburem) był to budynek wielorodzinny z mieszkaniami komunalnymi. Podobnie jak w opisanym wcześniej przykładzie uwarunkowania społeczne, ekonomiczne i techniczne decydowały o tym, że ścieki odpływające z budynku charakteryzowały się wysoką koncentracją zanieczyszczeń, ale ich ilość była wyraźnie mniejsza od założonej w projekcie oczyszczalni (4.2.8.). W drugim przypadku (oczyszczalnia z trzciną pospolitą, manną mielec i ślazowcem pensylwańskim) ścieki pochodziły w różnych źródłach, przy czym ich ilość była zgodna z projektowaną przepustowością oczyszczalni, zaś stężenia zanieczyszczeń podobne, jak w typowych ściekach bytowych. W efekcie oczyszczalnie funkcjonowały przy zróżnicowanym obciążeniu hydraulicznym (odpowiednio  $0,0068 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  oraz  $0,0147 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ) oraz zbliżonym obciążeniu ładunkiem zanieczyszczeń (BZT<sub>5</sub> – 3,66-4,17  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ , ChZT – 8,64-8,93  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ , N – 1,07-1,20  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ , P – 0,14-0,20  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ) (4.2.7., 4.2.8.). Fakt niedociążenia hydraulicznego oczyszczalni z miskantem olbrzymim i topinamburem mógł mieć wpływ na mniejszą dostępność tlenu w złożu VF i ograniczenie przemian azotu, co przełożyło się na wyraźnie niższą efektywność jego usuwania.

### ***Ad. 3. Określenie problemów eksploatacyjnych i środowiskowych funkcjonowania przydomowych oczyszczalni ścieków***

Eksploatacja przydomowych oczyszczalni ścieków, przy specyficznych uwarunkowaniach społecznych, ekonomicznych, przestrzennych i fizjograficznych danego obszaru wiązała się z wieloma problemami, które rzutowały na ciągłość pracy i sprawność poszczególnych systemów oczyszczania. Czynniki te miały wpływ na finalną jakość ścieków oraz ich oddziaływanie na środowisko przyrodnicze. Rozpoznanie i zdefiniowanie tych problemów było wskazane w aspekcie dalszego rozwoju systemów kanalizacyjnych opartych o przydomowe oczyszczalnie ścieków.

W oczyszczalniach bazujących na technologii osadu czynnego, realizowanych w ramach programu sanitacyjnego część problemów była związana z błędami na etapie projektowania i budowy. Konieczność realizacji dużej liczby oczyszczalni w ściśle określonym terminie i przy ograniczonych środkach finansowych skłaniała wykonawców do modyfikowania ogólnie przyjętych zasad i procedur. Nie bez znaczenia była tu bierność ze strony inwestora, przejawiająca się brakiem należytego nadzoru nad realizacją inwestycji. Skutkiem tego było ograniczenie do minimum studiów przedprojektowych, obejmujących rozpoznanie warunków glebowo-wodnych oraz układu przestrzennego na poszczególnych działkach inwestycyjnych. W wyniku generalizacji warunków wodnych i glebowych, przy silnej mozaikowości gleb badanego obszaru i ich związłym charakterze oraz wysokim poziomie wód gruntowych wiele

oczyszczalni wyposażono w nieodpowiednie systemy do odprowadzania ścieków oczyszczonych. W trakcie eksploatacji stwierdzono liczne przypadki zatrzymania odpływu, przepełnienia zbiorników oczyszczalni i wymieszania ich zawartości, z cofnięciem ścieków do wewnętrznej instalacji kanalizacyjnej w budynku łącznie (4.2.7., 4.2.8.).

Nie bez wpływu na eksploatację omawianych systemów było ograniczanie kosztów budowy przez stosowanie najtańszych urządzeń, m.in. programatorów czasowych, odpowiedzialnych za pracę układu napowietrzania i recyrkulacji ścieków. Częste awarie lub utrata zadanych parametrów przy przerwach w dopływie prądu powodowały zakłócenie reżimu pracy i szybką destrukcję mikroorganizmów osadu czynnego (4.2.2., 4.2.3.).

Przykład oczyszczalni ze złożem biologicznym oraz jednej z oczyszczalni hydrofitowych zwraca uwagę na inny problem, związany z projektowaniem małych oczyszczalni ścieków, mianowicie określanie ich przepustowości hydraulicznej w oparciu o obowiązujące normy zużycia wody. W budynkach mieszkalnych, szczególnie komunalnych zużycie wody okazało się wyraźnie mniejsze, niż przyjęte w założeniach projektowych. Efektem tego było wielokrotne przeszacowanie przepustowości oczyszczalni. W warunkach eksploatacji oznaczało to dopływ ścieków w mniejszej ilości, lecz o większym stężeniu zanieczyszczeń, co mogło mieć wpływ na usuwanie niektórych zanieczyszczeń, np. azotu ogólnego (4.2.1., 4.2.8.).

Podłożem opisanych, negatywnych zjawisk były błędy na etapie realizacji inwestycji, jednak trwałość tych zjawisk była warunkowana przede wszystkim zaangażowaniem mieszkańców w użytkowanie oczyszczalni. Badania i obserwacje potwierdziły niski poziom zabiegów eksploatacyjnych, przejawiający się przede wszystkim zaniechaniem przeglądów kontrolnych oczyszczalni i ich wyposażenia. Stwierdzenie awarii następowało zwykle w momencie, gdy jej skutki były widoczne na powierzchni terenu, bądź w instalacji wewnętrznej budynku. W efekcie oczyszczalnie były długotrwale wyłączone z prawidłowego funkcjonowania, po czym wymagały przeprowadzenia ponownego, czasochłonnego rozruchu (4.2.2., 4.2.3.).

Należy zaznaczyć, że w wielu przypadkach problemy eksploatacyjne lub unieczynnienie oczyszczalni były bezpośrednią konsekwencją zachowań mieszkańców, w tym m.in. niewłaściwego korzystania z kanalizacji (wprowadzanie odpadów stałych oraz nadmierne stosowanie detergentów i środków zawierających substancje szkodliwe – preparaty do udrażniania przewodów), oszczędzania energii (świadome wyłączenia dopływu prądu w porze nocnej), czy zaniechania przeglądów. Wiele z opisanych działań wynikało z niewiedzy, nieznamomości podstawowych zasad funkcjonowania oczyszczalni i ich obsługi, ale również z dość powszechnego przekonania, że oczyszczalnie ścieków są obiektami „bezobsługowymi” i nie wymagają żadnych zabiegów. Przyczyniły się do tego zaniechania ze strony administracji samorządowej, która w trakcie realizacji inwestycji pominęła ważny jej aspekt, mianowicie edukację mieszkańców. Poza tym, jako właściciel wszystkich wybudowanych oczyszczalni jednostka samorządowa nie objęła ich należyty nadzorem w okresie gwarancyjnym, przenosząc ten obowiązek na nie przygotowanych do tego użytkowników (4.2.2., 4.2.3.).

Na podstawie powyższych przesłanek sformułowano zalecenia dotyczące roli jednostek samorządowych w realizacji programów sanitacyjnych opartych o sieć przydomowych oczyszczalni. Podkreślono funkcję kontrolną inwestora względem innych uczestników

procesu budowlanego, obejmującą szczegółowy nadzór zarówno nad opracowaniem projektu, jak i jego realizacją (4.2.2., 4.2.3.).

Opisane wyżej problemy, podobnie jak czynniki technologiczne i środowiskowe miały wpływ na jakość ścieków oczyszczonych. Wykazana niska niezawodność oraz liczne przekroczenia wartości dopuszczalnych zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych w analizowanych obiektach wskazywały na możliwość negatywnego oddziaływania na środowisko. Dla zweryfikowania tej tezy przeprowadzono badania jakości wód podziemnych w sąsiedztwie wybranych oczyszczalni z osadem czynnym, powyżej i poniżej miejsc odprowadzania ścieków. Na podstawie badań stwierdzono, że wody z otworów piezometrycznych położonych poniżej odpływów z oczyszczalni charakteryzowały się gorszą jakością w porównaniu do wód z otworów zlokalizowanych powyżej odpływów. Najbardziej widoczne różnice dotyczyły mineralnych form azotu i fosforu oraz siarczanów i potasu (4.2.2.). Stężenia wskaźników odpowiadały najniższej klasie jakości w obowiązującej wówczas klasyfikacji dla prezentowania stanu wód podziemnych [Dz. U. Nr 32, poz. 284]. Badania wykazały, że nawet małe instalacje przeznaczone do oczyszczania ścieków, w przypadku wadliwego lub niestabilnego ich działania, zamiast funkcji ochronnej mogą stać się źródłem zanieczyszczeń i mieć negatywny wpływ na lokalne środowisko. Zagrożenie wzrasta na obszarach, gdzie cały system kanalizacyjny oparty będzie o przydomowe oczyszczalnie ścieków, tzn. na stosunkowo małej powierzchni będzie zainstalowanych wiele takich obiektów. Na tej podstawie można kwestionować opinię o małej szkodliwości oczyszczalni przydomowych dla środowiska oraz poddawać w wątpliwość przesłanki, które uwzględniono przy wyłączeniu przydomowych oczyszczalni ścieków z obowiązku przeprowadzania kontroli i wykonywania okresowych badań ścieków oczyszczonych.

#### **4.3.4. Najważniejsze osiągnięcia cyklu publikacji**

Do najważniejszych osiągnięć ww. prac, stanowiących oryginalny wkład w dyscyplinę naukową – ochrona i kształtowanie środowiska, zaliczam:

- wykazanie, że przydomowe oczyszczalnie ścieków, których technologia w części biologicznej oparta jest na metodach typu: osad czynny, złożo biologiczne oraz reaktor hybrydowy w warunkach eksploatacyjnych, charakterystycznych dla terenów wiejskich zapewniają średnią skuteczność usuwania zanieczyszczeń organicznych oraz zanieczyszczeń biogennych. W obiektach tego typu istnieje wysokie prawdopodobieństwo niespełnienia określonych wymagań w zakresie jakości ścieków oczyszczonych;
- wykazanie, że hybrydowe systemy hydrofitowe w układzie: złożo pionowe i złożo poziome, w warunkach klimatycznych wschodniej Polski i przy obciążeniu hydraulicznym do  $15 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$  zapewniają efektywne usuwanie zanieczyszczeń organicznych (BZT<sub>5</sub> i ChZT) oraz maksymalny poziom niezawodności niezależnie od warunków sezonowych i gatunku zastosowanej roślinności;
- poszerzenie wiedzy na temat ilości, składu chemicznego oraz czynników kształtujących ilość i jakość ścieków odprowadzanych z budynków mieszkalnych, zlokalizowanych na

terenach wiejskich, ze szczególnym uwzględnieniem wielorodzinnych budynków komunalnych; wykazanie, że rzeczywiste zużycie wody w budynkach tego typu może być wielokrotnie niższe niż przewidują obowiązujące normy, co należy uwzględnić przy projektowaniu lokalnych instalacji do oczyszczania ścieków;

- określenie przydatności nowych gatunków roślin: miskanta olbrzymiego, topinamburu i ślazuca pensylwańskiego do stosowania w systemach hydrofitowych w warunkach klimatu umiarkowanego, w tym określenie odporności na warunki środowiskowe, potencjału plonowania oraz zdolności akumulacji azotu i fosforu w nadziemnych częściach roślin;
- wskazanie przyczyn wadliwego funkcjonowania przydomowych oczyszczalni ścieków z osadem czynnym, do których można zaliczyć: niski poziom zabiegów eksploatacyjnych, brak wiedzy użytkowników na temat zasad obsługi oczyszczalni, nieprawidłowe użytkowanie przyborów sanitarnych oraz skłonność do oszczędzania energii elektrycznej;
- poszerzenie wiedzy na temat wpływu małych instalacji do oczyszczania ścieków na jakość wód podziemnych i weryfikacja przesłanek do wyłączenia oczyszczalni przydomowych z obowiązku badań kontrolnych ścieków oczyszczonych;
- zdefiniowanie zaleceń dotyczących realizacji programów sanitacyjnych opartych o indywidualne systemy kanalizacyjne, w szczególności roli jednostek samorządowych na różnych etapach realizacji inwestycji i po jej zakończeniu. Wskazanie na konieczność szczegółowego nadzoru nad wykonaniem projektów, budową oczyszczalni i ich funkcjonowaniem oraz edukacji potencjalnych użytkowników w zakresie zasad prawidłowej eksploatacji;
- rozwinięcie i uzasadnienie koncepcji objęcia oczyszczalni przydomowych, bez względu na ich przepustowość i rodzaj odbiornika, obowiązkiem wykonywania okresowych badań jakościowych ścieków oczyszczonych oraz uwzględnienia w ocenie oczyszczalni wskaźników biogenych.

#### **4.3.5. Możliwości wykorzystania osiągniętych wyników badań**

Celem nadrzędnym prowadzonych badań było poszerzenie wiedzy na temat efektywności i niezawodności różnych rozwiązań technologicznych przydomowych oczyszczalni ścieków w okresie ich wieloletniej eksploatacji. Wyniki badań pozwalają na identyfikację rozwiązań, które w specyficznych warunkach obszarów wiejskich zapewniają relatywnie najwyższe efekty usuwania zanieczyszczeń ze ścieków. Z tego względu wyniki badań mogą się okazać pomocne w procesie decyzyjnym dla potencjalnych inwestorów. Ważną grupę inwestorską stanowią jednostki samorządowe, zainteresowane rozwiązywaniem problemów gospodarki ściekowej w oparciu o sieć oczyszczalni przydomowych, szczególnie na obszarach nie przeznaczonych ze względów ekonomicznych do budowy zbiorczej sieci kanalizacyjnej. W tym przypadku możliwe jest wykorzystanie wyników badań przy opracowywaniu specyfikacji istotnych warunków zamówienia podczas postępowań na udzielenie zamówień

publicznych na zadania obejmujące gminne programy sanitacyjne, jak również przy realizacji pojedynczych inwestycji o wysokim stopniu pilności lub w newralgicznych lokalizacjach. Kolejną grupę stanowią inwestorzy indywidualni, którzy z różnych przyczyn, najczęściej ekonomicznych decydują się na zastąpienie tradycyjnego systemu gromadzenia ścieków instalacją do ich unieszkodliwiania na terenie własnego gospodarstwa. Wybór optymalnego rozwiązania wymaga konfrontacji wad i zalet poszczególnych rozwiązań z czynnikami ograniczającymi, charakterystycznymi dla konkretnej lokalizacji. Powyższy aspekt wykorzystania wyników badań wydaje się bardzo istotny, tym bardziej, że w najbliższej perspektywie czasowej niemal pewny jest dalszy przyrost inwestycji w sektorze gospodarki komunalnej, w tym indywidualnych systemów oczyszczania ścieków.

Wnioski płynące z badań mogą być również wykorzystane na etapie wykonywania koncepcji projektowych i projektów wykonawczych małych oczyszczalni ścieków dla różnych obiektów na terenach wiejskich. Wskazują one po pierwsze na konieczność uwzględniania w tych opracowaniach rzeczywistego zużycia wody przez mieszkańców, określonego w oparciu o odczyty z urządzeń pomiarowych, w mniejszym stopniu zaś korzystania z ogólnie przyjętych w praktyce projektowej norm. W budynkach na terenach wiejskich obie te wielkości mogą się istotnie różnić, dlatego takie postępowanie pozwala uniknąć efektu „przeszacowania” ilości ścieków, który przekłada się na niedociążenia hydrauliczne oczyszczalni. Zaprojektowanie instalacji o mniejszych gabarytach, ale dostosowanych do rzeczywistego obciążenia hydraulicznego może korzystnie wpłynąć zarówno na przebieg procesu oczyszczania i osiągnięte efekty, jak również na obniżenie kosztów inwestycji. Ponadto wszystkie projekty oczyszczalni ścieków, szczególnie realizowanych w ramach zamówień publicznych przez jednostki samorządowe powinny być traktowane indywidualnie pod względem rozpoznania warunków gruntowo-wodnych i przestrzennych. W takich sytuacjach należy unikać generalizacji, dzięki czemu można przewidzieć właściwy system odprowadzania ścieków do gruntu, jak i głębokość jego posadowienia. Dodatkowo, przy projektowaniu coraz popularniejszych systemów hydrofitowych mogą być wykorzystane wyniki badań dotyczące stosowania nowych gatunków roślin, szczególnie zaś miskanta olbrzymiego, jako alternatywy dla roślin tradycyjnie do tej pory wykorzystywanych w tych systemach.

Badania i obserwacje terenowe wykazały liczne błędy w realizacji przydomowych oczyszczalni ścieków w ramach zamówień publicznych. Dlatego ich wyniki mogą być użyteczne przy planowaniu inwestycji, obejmujących gminne programy sanitacyjne. Może się to przejawiać w tworzeniu przez samorzady komórek organizacyjnych, odpowiedzialnych za edukację użytkowników oraz zapewnienie odpowiedniego nadzoru inwestorskiego w trakcie budowy oczyszczalni, ale również kontroli i serwisowania na etapie powykonawczym. Możliwe jest również przeniesienie tych kompetencji, na drodze umów na producenta oczyszczalni lub wykwalifikowane osoby lub firmy, co należy uwzględnić w planach finansowych inwestycji. Celem tych działań powinno być maksymalne odciążenie użytkowników z obowiązku serwisowania oczyszczalni, szczególnie opartych na technologiach konwencjonalnych, które wykazują wiele problemów eksploatacyjnych, trudnych do opanowania nawet przez fachowców.

Wyniki badań dotyczące efektywności i niezawodności funkcjonowania przydomowych oczyszczalni ścieków oraz ich negatywnego wpływu na środowisko mogą stać się podstawą

do modyfikacji obowiązującego prawa z zakresu ochrony środowiska. Przede wszystkim mogą stać się przesłanką do objęcia oczyszczalni o przepustowości nie przekraczającej  $5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  obowiązkiem wykonywania systematycznych badań kontrolnych oraz stworzenia instrumentów prawno-organizacyjnych, umożliwiających wyegzekwowanie tego obowiązku. Zakładając realizację tych propozycji (postulatów) uzyskane wyniki badań będą przydatne przy ustalaniu zakresu badań kontrolnych oraz wartości granicznych wskaźników zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych i wymaganego poziomu niezawodności, rozumianego jako liczba próbek ścieków, które w danym okresie referencyjnym powinny spełniać wymagania jakościowe.

#### 4.3.6. Piśmiennictwo

1. Alderson M.P. dos Santos A.B., Mota Filho C.R. 2015. Reliability analysis of low-cost, full-scale domestic wastewater treatment plants for reuse in aquaculture and agriculture. *Ecol. Eng.*, 82, 6-14.
2. Andraka D., Dzieńis L. 2003. Wymagany poziom niezawodności oczyszczalni ścieków w świetle przepisów polskich i europejskich. *Zeszyty Naukowe Politechniki Białostockiej. Ser. Inżynieria Środowiska* 16. 24-28.
3. Błażejowski R. 2005. Aktualny status przydomowych oczyszczalni ścieków i perspektywy ich rozwoju. *Wodociągi – Kanalizacja*, 1, 24-25.
4. Błażejowski R., Nawrot T. 2009. Jak uszczelnić system gromadzenia i dowożenia nieczystości ciekłych?, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 9, 2-3.
5. Bugajski P. 2014. Ocena niezawodności usuwania związków biogenych w oczyszczalni ścieków metodą Weibulla. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, Nr 576, 13-21.
6. Bugajski P., Kaczor G., Bergel T. 2013. Skuteczność eliminacji azotu w przydomowych oczyszczalniach z osadem czynnym. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich* 3/IV/2013, 205-216.
7. Bugajski P., Wałęga A. 2010. Ocena niezawodności działania przydomowej oczyszczalni ścieków. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich* 3/2010, 45-53.
8. Bugajski P., Wałęga A., Kaczor G. 2012. Zastosowanie metody Weibulla do analizy niezawodności działania przydomowej oczyszczalni ścieków. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna* 2, 56-58.
9. Gajewska M., KołECKA K., Obarska-Pempkowiak H., Wojciechowska E., Ostojski A., Bejnarowicz A. 2016. Pre-feasibility study for treatment wetland application for wastewater treatment in dispersed development. *J. Ecol. Eng.*, 17 (3), 79–86.
10. Gajewska M., Obarska-Pempkowiak H., 2011. Efficiency of pollutant removal by five multistage constructed wetlands in a temperate climate. *Environ. Prot. Eng.* 37 (3), 27-36.
11. Gizińska-Górna M., Czekala W., Józwiakowski K., Lewicki A., Dach J., Marzec M., Pytka A., Janczak D., Kowalczyk-Juśko A., Listosz A. 2016. The possibility of using plants from hybrid constructed wetland wastewater treatment plants for energy purposes. *Ecol. Eng.* 95, 534-541.
12. GUS. 2018a. Infrastruktura komunalna w 2017 roku. Warszawa.
13. GUS. 2018b. Rocznik demograficzny 2018. Warszawa.

14. HELCOM. 2013. Copenhagen Ministerial Declaration Taking Further Action to Implement the Baltic Sea Action Plan - Reaching Good Environmental Status for a healthy Baltic Sea, October 2013, Denmark.
15. Jawecki B., Marszałek J., Pawęska K., Sobota M., Malczewska B. 2016. Budowa i funkcjonowanie przydomowych oczyszczalni ścieków w świetle obowiązujących przepisów – część 1. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, II/2, 501-516.
16. Józwiakowski K., Bugajski P., Kurek K., Fátima Nunes de Carvalho M., Adelaide Almeida M., Siwiec T., Borowski G., Czekala W., Dach J., Gajewska M., 2018. The efficiency and technological reliability of biogenic compounds removal during long-term operation of a one-stage subsurface horizontal flow constructed wetland. *Sep. Purif. Technol.*, 202 (31), 216-226.
17. Józwiakowski K., Mucha Z., Generowicz A., Baran S., Bielińska J., Wójcik W. 2015. The use of multi-criteria analysis for selection of technology for a household WWTP compatible with sustainable development. *Archiwum Ochrony Środowiska*, 3/2015, 76-82.
18. Józwiakowski K., Pytka A., Marzec M., Gizińska M., Dąbek J., Głaz B., Sławińska A. 2012. Rozwój infrastruktury wodno-ściekowej w województwie lubelskim w latach 2000-2011. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich* 3 (I), 73-86.
19. Józwiakowski K., Steszuk A., Pieńko A., Marzec M., Pytka A., Gizińska M., Sosnowska B., Ozonek J. 2014. Ocena wpływu przydomowych oczyszczalni ścieków z drenażem rozsączającym na jakość wód podziemnych w studniach kopanych i głębinowych. *Inżynieria Ekologiczna*, 39, 74-84.
20. Jucherski A., Nastawny M., Walczowski A., Józwiakowski K., Gajewska M. 2017. Assessment of the technological reliability of a hybrid constructed wetland for wastewater treatment in a mountain eco-tourist farm in Poland. *Water Sci. Technol.*, No. 75, p. 2649-2658.
21. Karolinczak B., Miłaszewski R., Sztuk A. 2015. Analiza efektywności kosztowej różnych wariantów technologicznych przydomowych oczyszczalni ścieków. *Rocznik Ochrona Środowiska*, No. 17, p. 726-746.
22. Krzanowski S., Wałęga A. 2008. Effectiveness of organic substance removal in household conventional activated sludge and hybrid treatment plants. *Environ. Prot. Eng.*, Vol. 34, 3, 5–12.
23. Mucha Z., Mikosz J. 2009. Racjonalne stosowanie małych oczyszczalni ścieków z uwzględnieniem kryteriów zrównoważonego rozwoju. *Czasopismo Techniczne. Środowisko*, 106, z. 2-Ś, 91-100.
24. Nowak R. 2012. Kanalizacja bezodpływowa – potencjalne i realne zagrożenie dla środowiska przyrodniczego, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 6, 263-265.
25. Oliveira S.C., Von Sperling M. 2008. Reliability analysis of wastewater treatment plant. *Water Res.*, 42, 1182-1194.
26. Pawełek J. 2016. Degree of Development and Functionality of the Water Supply and Sewage Systems in Rural Poland. *Barometr Regionalny*, 14 (1), 141-149.
27. Pawełek J., Bugajski P. 2017. Rozwój przydomowych oczyszczalni ścieków w Polsce – zalety i wady rozwiązań. *Acta Sci. Pol. Formatio Circumiectus* 16 (2), 3–14.



28. PN-EN 12566-3:2016-10. Małe oczyszczalnie ścieków dla obliczeniowej liczby mieszkańców (OLM) do 50 -- Część 3: Kontenerowe i/lub montowane na miejscu przydomowe oczyszczalnie ścieków.
29. Pryszcz M., Mrowiec B. M. 2015. Funkcjonowanie przydomowych oczyszczalni ścieków w Polsce. Inżynieria Ekologiczna, 41, 133-141.
30. Puchlik M., Ignatowicz K. 2014. Porównanie wybranych rozwiązań przydomowych oczyszczalni ścieków. W: Interdyscyplinarne zagadnienia w inżynierii i ochronie środowiska. Tom 4. Wrocław.
31. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia z dnia 11 lutego 2004 r. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód (Dz. U. Nr 32, poz. 284).
32. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 2 lipca 2010 r. w sprawie rodzajów instalacji, których eksploatacja wymaga zgłoszenia [Dz. U. 2010 nr 130, poz. 880].
33. 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, poz. 1800).
34. Skrzypiec K., Bejnarowicz A., Gajewska M. 2017. Rozwiązania gospodarki wodno-ściekowej na obszarach nieurbanizowanych. Małe oczyszczalnie ścieków zgodne z zasadami zrównoważonego rozwoju. Rynek instalacyjny, 4, 85-89.
35. Sowińska A., Makowska M. 2014. Wykorzystanie reaktora porcjowego (SBR) w indywidualnym systemie oczyszczania ścieków. Nauka Przyr. Technol. 8, 3, #29. 3.
36. Straub A. 2007. Praxisvergleich von biologischen Kleinklaranlagen – derzeitiger Stand in Deutschland. Jahrb. Kleinkläranlag. DWA-Landesverb. Sachsen/Thüringen: 81-94.
37. Sweco Consulting sp. z o.o., DHI Polska Sp. z o.o. 2016. Krajowy Program Ochrony Wód Morskich, ss. 206.
38. Szulczewski W., Żyromski A., Jakubowski W., Biniak-Pieróg M., 2018. A new method for the estimation of biomass yield of giant miscanthus (*Miscanthus giganteus*) in the course of vegetation. Renewable and Sustainable Energy Reviews 82 (2), 1787-1795.
39. Ustawa z dnia 7 lipca 1994 r. Prawo budowlane (Dz. U. 2018, poz. 1202).
40. Ustawa z dnia 13 września 1996 r. o utrzymaniu czystości i porządku w gminach (Dz. U. 2018, poz. 1454).
41. Ustawa z dnia 21 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (Dz. U. 2018, poz. 799).
42. Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne (Dz. U. 2017, poz. 1566).
43. Vymazal J., Kröpfelová L. 2009. Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: A review of the field experience. Science of The Total Environment, (407) (13) (2009) 3911-3922.
44. Wu H., Zhang J., Ngo H.H., Guo W., Hu Z., Liang S., Fan J., Liu H., 2015. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation, Bioresour. Technol. 175, 594-601.

## **5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych**

### **5.1. Przed uzyskaniem stopnia naukowego doktora**

Przed uzyskaniem stopnia naukowego doktora moje zainteresowania naukowe skupiały się na zagadnieniach związanych z wpływem zabiegów agromelioracyjnych na właściwości chemiczne i fizyczne zerodowanych gleb lessowych oraz plonowanie roślin uprawnych. W ramach badań analizowano zabiegi polegające na wprowadzaniu do gleby wybranych materiałów: wełny mineralnej, obornika i kompostu (**Z3, B.4.5.**; **Z3, B.4.7.**). Wykazano pozytywny wpływ obornika i kompostu na właściwości chemiczne gleb, a także poprawę ich właściwości powietrzno-wodnych, co ma istotne znaczenie w aspekcie ochrony gleb przed erozją (**Z3, B.4.7.**). Jednocześnie nie stwierdzono wpływu zastosowania wełny mineralnej na zdolności retencyjne gleb i plonowanie roślin (**Z3, B.4.5.**).

Ponadto, na tym etapie pracy naukowej przedmiotem moich zainteresowań były zagadnienia związane z ochroną środowiska wodnego, w szczególności z wpływem różnego rodzaju presji antropogenicznych na jakość wód powierzchniowych i podziemnych. Badania obejmowały m.in. inwentaryzację i monitoring jakości wód w cieku wyżynnym oraz w małych zbiornikach wodnych, zlokalizowanych w jego rolniczej zlewni. Wykazano, że małe zbiorniki wodne wpływają na wyrównanie przepływów w rzece oraz na ograniczenie dopływu do rzeki zanieczyszczeń pochodzenia rolniczego, głównie związków biogenych i zawiesin. Skutkiem tego była poprawa jakości wody w rzece, jednocześnie stwierdzono ponadnormatywne stężenia zanieczyszczeń w wodach analizowanych zbiorników wodnych (**Z3, B.4.1.**). Wyniki badań wskazują na istotny wpływ rolniczego użytkowania gruntów na jakość wód podziemnych w dolinach cieków wyżynnych. Jednocześnie wykazano pozytywną rolę barier biologicznych w postaci stref użytków zielonych w ograniczaniu migracji zanieczyszczeń pochodzenia rolniczego (**Z3, B.4.4.**).

### **5.2. Po uzyskaniu stopnia naukowego doktora**

Po uzyskaniu stopnia naukowego doktora moje zainteresowania naukowe i badawcze koncentrują się na zagadnieniach związanych z ochroną i kształtowaniem środowiska wodnego, w szczególności dotyczą optymalizacji pracy małych oczyszczalni ścieków. Moją działalność naukowo-badawczą, poza stanowiącą osiągnięcie naukowe opisane w pkt. 4, można zgrupować w podanych poniżej działach tematycznych.

1. Ocena przydatności skały węglanowo-krzemionkowej (opoki) do usuwania fosforu ze ścieków i oczyszczania wód.
2. Ocena możliwości zastosowania nadtlenu wodoru ( $H_2O_2$ ) do optymalizacji efektów oczyszczania ścieków bytowych.
3. Określenie możliwości wykorzystania biomasy roślin z oczyszczalni hydrofitowych do celów energetycznych.
4. Badania przydatności instalacji do odwadniania osadów ściekowych z oczyszczalni przydomowych.

## **Ad. 1 Ocena przydatności skały węglanowo-krzemionkowej (opoki) do usuwania fosforu ze ścieków i oczyszczania wód**

Celem badań było określenie przydatności złóż filtracyjnych ze skałą węglanowo-krzemionkową (opoką) do stosowania jako trzeciego stopnia oczyszczania ścieków w instalacjach przydomowych (POŚ). W badaniach wykorzystywano opokę dekarbonizowaną po wypaleniu w temperaturze 900°C. Wykazano, że poddanie opoki działaniu wysokiej temperatury prowadzi do rozkładu CaCO<sub>3</sub> do bardziej reaktywnej formy – CaO. Skutkiem tego jest zwiększenie zdolności sorpcyjnych materiału względem fosforu, nawet do poziomu 56 mg P·g<sup>-1</sup> (**Z3, B.1.1.**). W badaniach modelowych wykazano, że skuteczność usuwania fosforu ze ścieków w kolumnach filtracyjnych z opoką zależy od granulacji materiału oraz obciążenia hydraulicznego filtra (**Z3, B.1.5.**). Przeanalizowano kilka wariantów zróżnicowanych ze względu na powyższe parametry (granulacja: G<sub>1</sub>: 1-2 mm, G<sub>2</sub>: 2-5 mm i G<sub>3</sub>: 5-10 mm, czas zatrzymania ścieków: T<sub>1</sub>: 12h, T<sub>2</sub>: 16h, T<sub>3</sub>: 24h) W filtrach wypełnionych opoką o granulacji w zakresie 1-2 mm średnia skuteczność usuwania fosforu wyniosła od 77,9%, przy dwunastogodzinnym czasie retencji ścieków w filtrze, do 97,1%, przy czasie retencji równym 24 h. Zwiększanie średnicy cząstek w filtrze z opoką powodowało istotny spadek efektów usuwania fosforu ogólnego niezależnie od wielkości obciążenia hydraulicznego. Najniższą skuteczność usuwania fosforu ogólnego, w granicach 55-60% stwierdzono w filtrze z opoką o granulacji 5-10 mm (**Z3, B.1.5.**). Jako skutek stosowania opoki stwierdzono wzrost wartości pH w ściekach oczyszczonych.

Ponadto przeprowadzono badania nad przydatnością opoki do usuwania z wód podziemnych najbardziej problematycznych zanieczyszczeń chemicznych, żelaza i manganu oraz niektórych mikroorganizmów wskaźnikowych. Przeanalizowano trzy warianty doświadczenia zróżnicowane ze względu na granulację zastosowanej opoki oraz czas retencji wody w kolumnach filtracyjnych (Filtr A – frakcja 2-5 mm; czas retencji T=2h; Filtr B – frakcja 1-2 mm; czas retencji T=1h; Filtr C – frakcja 2-5 mm; czas retencji T=1h) (**Z3, B.4.42.**). Stwierdzono wysokie efekty usuwania żelaza z wody we wszystkich analizowanych wariantach, w filtrze A – 97,72%, w filtrze B – 98,33%, zaś w filtrze C – 96,17%. Wykazano, że mangan usuwany był z wody ze skutecznością od 93% w filtrze A do ponad 96% w filtrach A i B. W efekcie oczyszczania wody w kolumnach z opoką stwierdzono wyraźny wzrost wartości pH w wodzie, w skrajnych przypadkach do poziomu 11,50, co wskazuje na konieczność korekty odczynu w wodzie oczyszczonej. Wykazano, że silna alkalizacja środowiska mogła mieć duże znaczenie dla uaktywnienia procesów sorpcji żelaza oraz dezynfekcji wody. Wyniki badań wskazują, że filtracja wody przez złoża z opoką, przy pH przekraczającym 10,0 pozwala na całkowitą eliminację bakterii z grupy *coli* oraz znaczną redukcję liczby bakterii mezofilnych i psychrofilnych (**Z3, B.4.42.**).

## **Ad. 2. Ocena możliwości zastosowania nadtlenu wodoru (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) do optymalizacji efektów oczyszczania ścieków bytowych**

Głównym celem badań była ocena możliwości zastosowania nadtlenu wodoru do usprawnienia procesu usuwania azotu amonowego ze ścieków bytowych oraz określenie optymalnych warunków dla jego utleniania. Badania wykonywano w warunkach

laboratoryjnych, w modelowej oczyszczalni ścieków składającej się z osadnika wstępnego i filtra piaskowego z poziomym przepływem ścieków, przy stałym obciążeniu hydraulicznym na poziomie  $1,44 \text{ dm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ . W trakcie badań do ścieków wprowadzanych do filtra dawkowano automatycznie 0,1% roztwór  $\text{H}_2\text{O}_2$  i kontrolowano stężenie tlenu rozpuszczonego w oczyszczanych ściekach w zakresach: 0-10%, 10-20%, 20-30%, 30-40% i 40-50% (**Z3, B.1.6.**).

Wyniki badań potwierdziły wcześniejsze założenia, że nadtlenek wodoru może być stosowany jako źródło tlenu dla mikroorganizmów i jako czynnik intensyfikujący przemiany biochemiczne podczas utleniania azotu amonowego w procesie nityfikacji. Wykazano, że skuteczność eliminacji azotu amonowego w filtrze piaskowym z przepływem poziomym była zależna od dawki  $\text{H}_2\text{O}_2$  i poziomu natlenienia ścieków. Przy wysyceniu tlenem poniżej 20% stężenie azotu amonowego w ściekach oczyszczonych obniżyło się średnio o 31% w stosunku do wartości wyjściowej. Najwyższą skuteczność usuwania azotu amonowego stwierdzono przy wyższych poziomach natlenienia, przy poziomie 20-30% wyniosła ona 68,5%, przy poziomie 30-40% – 81,2%, zaś przy 40-50% – 75,1%.

Badania wykazały również, że zastosowanie nadtlenu wodoru pozytywnie wpływa na rozkład zanieczyszczeń organicznych i prowadzi do obniżenia wielkości  $\text{BZT}_5$  w ściekach. Przy wysyceniu tlenem w zakresie 10-20% oraz 20-30% wartość  $\text{BZT}_5$  w oczyszczanych ściekach obniżyła się o około 78%. Najwyższą skuteczność usuwania zanieczyszczeń organicznych wyrażonych jako  $\text{BZT}_5$  (94,3%) uzyskano przy poziomie utleniania 30-40% (**Z3, B.1.6.**). W oparciu o uzyskane wyniki badań wskazano na możliwość wykorzystania nadtlenu wodoru do intensyfikacji procesów usuwania azotu i związków organicznych w różnych typach oczyszczalni, w tym również w systemach z osadem czynnym, złożem biologicznym, czy systemach drenażowych. Analiza ekonomiczna wykazała, że koszty zastosowania nadtlenu wodoru są wyższe w porównaniu z tradycyjnymi metodami napowietrzania sprężonym powietrzem, jednakże uwzględniając wzrost cen energii elektrycznej w przyszłości może stać się dla nich korzystną alternatywą.

### **Ad. 3. Określenie możliwości wykorzystania biomasy roślin z oczyszczalni hydrofitowych do celów energetycznych**

Badaniami objęto 4 gatunki roślin stosowane w systemach hydrofitowych, tj. trzinę pospolitą *Phragmites australis* Cav. Trin. Ex Steud., wierzbę wiciową *Salix viminalis* L., topinambur *Helianthus tuberosus* L. i miskanta olbrzymiego *Miscanthus giganteus*. Materiał do badań pozyskiwano ze złóż gruntowo-roślinnych hybrydowych, hydrofitowych oczyszczalni ścieków. Przydatność roślin do celów energetycznych określano analizując plon roślin, skład chemiczny biomasy oraz wybrane właściwości energetyczne, w tym wartość opałową oraz produkcję metanu (**Z3, B.1.4.; Z3, B.4.27.; Z3, B.4.50.**).

Z badań wynika, że analizowane rośliny wykazują korzystny skład chemiczny w aspekcie ich energetycznego wykorzystania. W biomacie wszystkich gatunków stwierdzono zawartość popiołu od 2,44% w przypadku wierzby, do 3,88% w przypadku miskanta. Wyjątek stanowiła trzcina pospolita, w której zawartość popiołu wyniosła 10,37%. Ponadto w biomacie miskanta i topinamburu stwierdzono niski poziom substancji potencjalnie szkodliwych z punktu widzenia ochrony środowiska oraz eksploatacji kotłów energetycznych. Zawartość metali

ciężkich, arsenu, ołowiu, kadmu, miedzi, rtęci i cynku w suchej masie, jak również całkowita zawartość siarki i azotu nie przekraczała norm ustalonych dla biopaliw stałych (**Z3, B.4.50.**).

Wartość opałowa analizowanych próbek biomasy (substratów) kształtowała się na wyrównanym poziomie, przy czym najwyższą stwierdzono w przypadku wierzby ( $18,01-18,44 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), miskanta ( $17,55-17,85 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) i topinamburu ( $17,56-17,68 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). Są to wartości nieznacznie mniejsze w porównaniu z wartością opałową węgla kamiennego. Relatywnie najniższą wartością opałową charakteryzowała się biomasa trzciny pospolitej –  $16,78-16,85 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$  (**Z3, B.1.4.; Z3, B.4.27.; Z3, B.4.50.**).

W badaniach wykazano, że wszystkie substraty charakteryzują się dobrym potencjałem produkcji biogazu. Stężenie metanu w każdej próbce przekraczało 50%. Najwyższą wydajność produkcji metanu zarówno dla świeżej, jak i suchej masy miała trzcina pospolita, odpowiednio  $108 \text{ m}^3\cdot\text{Mg s.m.}^{-1}$  i  $212 \text{ m}^3\cdot\text{Mg s.m.}^{-1}$ . Najniższą wydajność w odniesieniu do świeżej masy miał topinambur ( $66,02 \text{ m}^3\cdot\text{Mg s.m.}^{-1}$ ), zaś w odniesieniu do suchej masy – wierzba ( $150,08 \text{ m}^3\cdot\text{Mg s.m.}^{-1}$ ). W oparciu o produkcję biomasy na złożach gruntowo-roślinnych oszacowano, że w przypadku trzciny pospolitej produkcja metanu w przeliczeniu na jednostkę powierzchni złoża wyniosła około  $1500 \text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$  (**Z3, B.1.4.; Z3, B.4.50.**).

Uzyskane wyniki porównano ponadto z najbardziej typowym substratem do produkcji biogazu – kiszonką z kukurydzy. Wykazano, że przy założeniu parametrów fermentacji, jakie stosuje się w typowej biogazowni, wykorzystującej kiszonkę z kukurydzy, wydajność produkcji metanu z biomasy analizowanych roślin nie jest zadowalająca. Wartość parametru była około trzykrotnie niższa niż w przypadku kiszonki z kukurydzy (**Z3, B.1.4.**).

Badania wykazały, że energetyczne właściwości roślin zebranych ze złóż oczyszczalni gruntowo-roślinnych są ich dodatkową zaletą. Jednak hydrofitowe oczyszczalnie ścieków, ze względu na stosunkowo mały areal nie mogą być ważnym źródłem biomasy energetycznej, a jedynie jej uzupełnieniem. Dodatkowo termin zbioru roślin ze złóż gruntowo-roślinnych (zimowo-wiosenny) nie sprzyja osiągnięciu parametrów biomasy optymalnych z punktu widzenia fermentacji metanowej (**Z3, B.1.4.**).

#### **Ad. 4. Badania przydatności instalacji do odwadniania osadów ściekowych z oczyszczalni przydomowych**

W ramach badań przeanalizowano możliwości wykorzystania instalacji do stabilizacji osadów ściekowych z przydomowych oczyszczalni ścieków, wykonanej wg patentu nr P-387607. Badania wykonywano w pełnej skali technicznej, przy dwóch gospodarstwach indywidualnych, wyposażonych w oczyszczalnie przydomowe. Instalacja ma postać komory z kręgów betonowych, w której, na metalowej konstrukcji umieszczono worki filtracyjne. Worki napełniano okresowo surowymi osadami ściekowymi z osadnika wstępnego oczyszczalni. Proces stabilizacji osadów wspomagano dodatkiem preparatu mikrobiologicznego o nazwie ProBio Emy w różnych dawkach. Analizie poddano osady ściekowe bezpośrednio po zakończeniu pracy instalacji oraz po trzech miesiącach składowania w workach (**Z3, B.4.29.; Z3, B.5.2.**).

Wykazano, że w żadnej z prób osadów ściekowych, niezależnie od dawki preparatu mikrobiologicznego nie odnotowano przekroczenia dopuszczalnych stężeń metali ciężkich,

ołowiu, kadmu, rtęci, niklu, cynku, miedzi i chromu. Nie wykryto w nich również bakterii z gatunku *Salmonella* oraz nie stwierdzono obecności jaj pasożytów jelitowych człowieka (*Ascaris sp.*, *Trichuris sp.*, *Toxocara sp.*) (**Z3, B.4.29.**; **Z3, B.5.2.**).

Bezpośrednio po zakończeniu pracy instalacji uwodnienie osadów ściekowych wahało się w granicach 64,2-83,6%. Stan skupienia odwodnionych osadów był porównywalny do mokrej ziemi. Wyniki badań wykazały, że ustabilizowane w instalacji osady ściekowe z oczyszczalni przydomowych mogą być wykorzystywane w rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na cele rolne. Poza niską zawartością składników niepożądanych przemawia za tym obecność składników pokarmowych dla roślin. Wykazano, że zawartość substancji organicznej w osadach może sięgać 65% s.m., azotu ogólnego – 2,0% s.m., fosforu ogólnego – 0,56-0,61% s.m., wapnia – 4,09% s.m., zaś magnezu – 0,56% s.m. Zawartość substancji organicznej w osadach może sięgać 65% s.m., (**Z3, B.4.29.**; **Z3, B.5.2.**).

Dzięki zastosowaniu analizowanej metody odwadniania i unieszkodliwiania osadów można wykluczyć konieczność ich wywożenia z osadnika gnilnego za pomocą wozów asenizacyjnych, a co za tym idzie ograniczyć koszty eksploatacji oczyszczalni przydomowych. Jednocześnie wykazano, że problemem w trakcie eksploatacji instalacji może być awaryjność systemu tłoczenia osadów z osadnika wstępnego, wynikająca w dużej mierze z niewłaściwego korzystania z urządzeń sanitarnych w budynkach i obecności w osadach odpadów stałych (**Z3, B.5.2.**).

Do najważniejszych moich osiągnięć w zakresie pozostałego dorobku naukowego można zaliczyć:

- wykazanie, że filtry ze skałą węglanowo-krzemionkową, po odpowiednim przygotowaniu (dekarbonizacja, rozdrobnienie) mogą być stosowane do usuwania fosforu ogólnego jako trzeci stopień oczyszczania, jak również stanowić korzystną alternatywę dla metod odżelaziania i odmanganiania wód podziemnych;
- wykazanie, że nadtlenuk wodoru może być stosowany w oczyszczaniu ścieków jako źródło tlenu dla mikroorganizmów i jako czynnik intensyfikujący przemiany biochemiczne podczas utleniania azotu amonowego w procesie nityfikacji; zastosowanie dużych dawek nadtlenuku wodoru w połączeniu z filtracją ścieków może również istotnie wpływać na eliminację zanieczyszczeń organicznych ze ścieków;
- określenie właściwości wybranych gatunków roślin, stosowanych w hydrofitowych oczyszczalniach ścieków w aspekcie ich wykorzystania na cele energetyczne; określenie możliwości wykorzystania oczyszczalni hydrofitowych jako źródła biomasy na cele energetyczne;
- wykazanie, że zastosowanie indywidualnej instalacji do odwadniania i unieszkodliwiania osadów może być wykorzystywana do zagospodarowania osadów, ograniczając przy tym koszty eksploatacji przydomowych oczyszczalni ścieków.

## 6. Zestawienie całego dorobku naukowego

Mój dotychczasowy (na dzień 04.02.2019 r.) dorobek naukowy obejmuje łącznie 67 oryginalnych prac twórczych (tab. 1 i 2), w tym 3 rozdziały w monografiach, jeden artykuł w materiałach konferencyjnych z bazy WoS, a także 63 artykuły recenzowane, z czego 12 publikacji posiada współczynnik wpływu (IF). Oprócz oryginalnych prac twórczych opublikowanych w recenzowanych czasopismach naukowych lub monografiach na mój dorobek składa się autorstwo lub współautorstwo 19 innych prac, m.in. raportów z badań, ekspertyz oraz opracowań koncepcyjnych i projektowych, wykonanych na zlecenie instytucji zewnętrznych. Łączna **liczba punktów wg MNiSW** dla mojego dorobku naukowego wynosi **661**. Sumaryczny **Impact Factor** wg listy JCR zgodny z rokiem ukazania się publikacji wynosi **23,401**. Liczba cytowań publikacji wg WoS wynosi **64** (47 - bez autocytowań), a **Indeks Hirscha** wg WoS – **4**. Szczegółowe informacje dotyczące mojego dorobku naukowego przedstawiłem w tabeli 1 i 2.

Tabela 1. Syntetyczne zestawienie całego dorobku naukowego

Wyszczególnienie	Ogółem	Przed doktoratem	Po doktoracie
Oryginalne prace twórcze	67	4	63
w tym:			
w czasopismach z listy JCR	12	0	12
w innych czasopismach	51	4	47
w materiałach konferencyjnych i monografiach	4	0	4
Inne prace			
Raporty	2	0	2
Ekspertyzy i prace zleczone przez instytucje zewnętrzne	17	0	17

Tabela 2. Zestawienie dorobku według wskaźnika Impact Factor (IF) oraz wg oceny punktowej wykazu czasopism naukowych Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego

Nazwa czasopisma	Liczba publikacji	IF <sup>1)</sup>	Liczba punktów MNiSW <sup>1)</sup>	Sumaryczna liczba punktów MNiSW
		w roku wydania		
<b>Publikacje wyróżnione w JCR (lista A)</b>				
Przemysł Chemiczny	4	0,367; 0,399	15	60
Rocznik Ochrona Środowiska	1	0,899	15	15
Water	1	2,069	30	30
Ecological Engineering	5	2,914; 3,023	30; 35	170
Separation and Purification Technology	1	3,927	45	45
<b>Publikacje w recenzowanych czasopismach krajowych (lista B)</b>				
Inżynieria Rolnicza	2	-	4	8
Zeszyty Naukowe AR w Szczecinie, Agricultura	1	-	1	1
Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych	7	-	0; 3; 4; 6	25
Zeszyty Naukowe AR w Krakowie, Inżynieria Środowiska	2	-	1	2
Acta Scientiarum Polonorum Formatio Circumiectus	1	-	4	4
Roczniki AR w Poznaniu, Melioracje i Inżynieria Środowiska	1	-	3	3
Roczniki AR w Poznaniu, Rolnictwo	1	-	2	2
Acta Agrophysica	2	-	4	8
Roczniki Gleboznawcze	2	-	4	8
Przegląd Naukowy - Inżynieria i Kształtowanie Środowiska	1	-	2	2
Polish Journal of Environmental Studies	1	-	0	0
Gaz, Woda i Technika Sanitarna	6	-	6	36
Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich	5	-	5	25
Teka Komisji i Ochrony Kształtowania Środowiska Przyrodniczego	1	-	4	4
Technologia Wody	2	-	5	10
Instal	1	-	6	6
Inżynieria Ekologiczna	1	-	5	5
Barometr Regionalny	1	-	8	8
Logistyka	1	-	10	10
Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie	1	-	10	10
Journal of Ecological Engineering	9	-	12	108
Journal of Water and Land Development	2	-	14	28
<b>Monografie / rozdziały w monografiach</b>				
Rozdziały w monografiach	3		4; 5	13
<b>Publikacje nie posiadające współczynnika IF, indeksowane w bazie Web of Science</b>				
Proceedings of the 3rd International Conference on Energy and Environment	1	-	15	15
<b>Razem</b>	<b>67</b>	<b>23,401</b>	<b>-</b>	<b>661</b>

<sup>1)</sup> IF oraz punktacja MNiSW zgodne z rokiem opublikowania



## **7. Osiągnięcia dydaktyczne, popularyzatorskie i organizacyjne**

Moja działalność dydaktyczna jest ściśle powiązana z działalnością naukowo-badawczą. Od początku zatrudnienia prowadziłem i prowadzę zajęcia dydaktyczne (ćwiczenia, wykłady, seminaria) na Wydziale Inżynierii Produkcji, na kierunkach: inżynieria kształtowania środowiska, inżynieria chemiczna i procesowa, geodezja i kartografia, zarządzanie i inżynieria produkcji, technika rolnicza i leśna, edukacja techniczno-informatyczna, na Wydziale Agrobiotechnologii, na kierunkach: inżynieria środowiska i gospodarka przestrzenna, oraz na Wydziale Biologii, Nauk o Zwierzętach i Biogospodarki, na kierunkach: bezpieczeństwo i higiena pracy, ochrona środowiska. Zakres tematyczny zajęć obejmuje zagadnienia związane z ogólnie pojętą ochroną, kształtowaniem i inżynierią środowiska, oraz budownictwem i infrastrukturą techniczną.

W latach 2003-2018 byłem promotorem 35 prac magisterskich i 59 prac inżynierskich na kierunkach: technika rolnicza i leśna, inżynieria środowiska, gospodarka przestrzenna, bezpieczeństwo i higiena pracy, ochrona środowiska. Ponadto, jestem promotorem pomocniczym w dwóch przewodach doktorskich, z których jeden został zakończony.

Osiągnięcia popularyzatorskie obejmują współudział w realizacji projektów dla różnych grup słuchaczy w ramach Lubelskiego Festiwalu Nauki (LFN) (8 edycji LFN w latach 2009-2016) oraz w Pikniku Naukowym w Warszawie (2013). W 2013 roku uczestniczyłem w szkoleniu na temat możliwości rozwoju indywidualnych systemów oczyszczania ścieków, organizowanym w Siedlcach przez Mazowiecką Okręgową Izbę Inżynierów Budownictwa. Przez kilka lat uczestniczyłem w pracach Wydziałowego Zespołu ds. Preorientacji, ukierunkowanych na popularyzację nauki oraz promocję Wydziału Inżynierii Produkcji i Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie.

Moja działalność organizacyjna obejmuje udział w organizacji 12 konferencji naukowych, w tym dwóch międzynarodowych. Wykaz moich osiągnięć w działalności dydaktycznej i organizacyjnej przedstawiłem w załączniku 4.

## **8. Współpraca z ośrodkami naukowymi, instytucjami i przedsiębiorstwami**

Moja współpraca z innymi ośrodkami naukowymi obejmuje realizację wspólnych badań i prac naukowo-badawczych, w ramach działalności statutowej, projektów finansowanych przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego i Komitet Badań Naukowych lub prac zleconych przez instytucje publiczne i przedsiębiorstwa. Efektem tej współpracy są liczne publikacje naukowe, prezentowane na konferencjach naukowych oraz inne opracowania projektowe i koncepcyjne.

Ponadto brałem czynny udział w różnych formach współpracy z instytucjami publicznymi oraz podmiotami gospodarczymi. Do pierwszej grupy zaliczają się jednostki samorządu terytorialnego (samorząd województwa, samorządy gminne) i parki narodowe. Współpraca ta skupiała się na realizacji wspólnych projektów, związanych z rozwojem infrastruktury sanitarnej na terenie wspomnianych jednostek administracyjnych i wdrażaniem innowacyjnych technologii oczyszczania ścieków, głównie systemów przydomowych.

Istotną część mojego dorobku w tej dziedzinie stanowi współpraca z otoczeniem gospodarczym. Poza wspólnymi działaniami w zakresie sporządzania projektów, bądź

koncepcji współpraca obejmuje wykonywanie na zlecenie podmiotów gospodarczych ekspertyz i prac badawczych, mających na celu opracowanie innowacyjnych materiałów, bądź technologii, służących ochronie środowiska, głównie do ochrony wód. Efektem mojej współpracy z instytucjami publicznymi i przedsiębiorstwami jest 19 opracowań w formie projektów i koncepcji, programów funkcjonalno-użytkowych, bądź sprawozdań z badań. Szczegółowy wykaz osiągnięć w zakresie różnych form współpracy z ośrodkami naukowymi (dorobek publikacyjny) oraz instytucjami publicznymi i otoczeniem gospodarczym przedstawiłem w załączniku 3 i 4.

*Michał Marec*