

Autoreferat

dr inż. Artur Mielcarek

Wydział Geoinżynierii
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

Olsztyn 2026

Spis treści

1. Imię i nazwisko	4
2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe lub artystyczne – z podaniem podmiotu nadającego stopień, roku ich uzyskania oraz tytułu rozprawy doktorskiej	4
3. Informacja o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych lub artystycznych.	5
4. Omówienie osiągnięć, o których mowa w art. 219 ust. 1 pkt. 2 ustawy z dnia 20 lipca 2018 r. Prawo o szkolnictwie wyższym i nauce (Dz. U. z 2021 r. poz. 478 z późn. zm.)	6
4.1. Charakterystyka dorobku naukowego.....	7
4.2. Publikacje wchodzące w skład pierwszego osiągnięcia naukowego	9
4.3. Omówienie celu badań, uzyskanych wyników i ich znaczenia.....	12
4.3.1. Jakość ścieków z bezglebowej uprawy pomidorów (<i>publikacje A3 i A7</i>)	13
4.3.2. Gospodarka wodno-ściekowa w bezglebowej uprawie roślin (<i>publikacja A3</i>)	15
4.3.3. Oczyszczanie ścieków i odzysk pierwiastków z wykorzystaniem procesów elektrochemicznych i bioelektrochemicznych (<i>publikacje A4 i A6</i>).....	17
4.3.4. Oczyszczanie ścieków i odzysk pierwiastków z wykorzystaniem alkalizacji (<i>publikacje A2 i A5</i>).....	21
4.3.5. Sposób odzysku pierwiastków i oczyszczania ścieków z bezglebowej uprawy pomidorów (<i>publikacja A1</i>).....	25
4.3.6. Wnioski obejmujące wyniki zaprezentowane w cyklu publikacji A1-A7.....	28
4.4. Publikacje wchodzące w skład drugiego osiągnięcia naukowego	33
4.5. Omówienie celu badań, uzyskanych wyników i ich znaczenia.....	35
4.5.1. Usuwanie związków biogennych w reaktorach z błoną biologiczną oraz poprzez wspomaganie zewnętrznym źródłem węgla organicznego	36
4.5.2. Zastosowanie kwasu octowego do wspomagania denitryfikacji i biologicznej defosfatacji w reaktorach typu SBBR (<i>publikacja B5</i>)	37
4.5.3. Zastosowanie kwasu cytrynowego do wspomagania denitryfikacji i biologicznej defosfatacji w reaktorach typu SBBR (<i>publikacje B2 i B4</i>)	38
4.5.4. Zastosowanie ścieków z browarów i słodowni do wspomagania denitryfikacji i biologicznej defosfatacji w reaktorach typu SBBR (<i>publikacja B3 i B6</i>).....	42
4.5.5. Wpływ zewnętrznego źródła węgla organicznego na usuwanie związków biogennych reaktorach typu SBBR (<i>publikacja B1</i>)	46
4.5.6. Wnioski obejmujące wyniki zaprezentowane w cyklu publikacji B1-B6	48
4.6. Omówienie pozostałej działalności naukowo-badawczej	54
4.6.1. Zastosowanie stałego prądu elektrycznego do wspomagania defosfatacji i biologicznej denitryfikacji	54
4.6.2. Produkcja i zużycie energii elektrycznej w procesach oczyszczania ścieków	55
4.6.3. Oczyszczanie wód zanieczyszczonych środkami do odladzania	57
4.6.4. Zastosowanie biofiltrów do oczyszczania ścieków	58
4.6.5. Zastosowanie sorpcji do usuwania zanieczyszczeń	58

4.6.6. Badania dotyczące występowania, przemian oraz efektywności usuwania benzotriazoli (BTRs)	60
4.6.7. Badania dotyczące ilości i jakości ścieków	61
5. Informacja o wykazywaniu się istotną aktywnością naukową albo artystyczną realizowaną w więcej niż jednej uczelni, instytucji naukowej lub instytucji kultury, w szczególności zagranicznej	63
5.1. Politechnika Białostocka.....	63
5.2. School of Agriculture, Polytechnic Institute of Beja (Portugalia)	65
5.3. Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie.....	66
6. Informacja o osiągnięciach dydaktycznych, organizacyjnych oraz popularyzujących naukę lub sztukę	69
6.1. Działalność dydaktyczna	69
6.2. Działalność organizacyjna i/lub popularyzująca.....	70
7. Pozostałe informacje dotyczące kariery zawodowej	71
7.1. Uprawnienia budowlane.....	71
7.2. Uzyskane stypendia naukowe	73
7.3. Komercjalizacja wyników badań	73
7.4. Promotor pomocniczy w przewodach doktorskich	73
7.5. Nagrody i wyróżnienia.....	74

1. Imię i nazwisko

Artur Mielcarek

Identyfikatory baz danych

- ORCID ID: 0000-0001-7478-837X
- Web of Science Researcher ID: K-1919-2016
- Scopus Author ID: 55655331300

2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe lub artystyczne – z podaniem podmiotu nadającego stopień, roku ich uzyskania oraz tytułu rozprawy doktorskiej

20.11.2017 r. stopień naukowy: **doktor**

Politechnika Lubelska

Wydział Inżynierii Środowiska

Dziedzina: Nauki techniczne

Dyscyplina: Inżynieria Środowiska

Tytuł rozprawy: *Efektywność denitryfikacji i biologicznej defosfatacji wspomaganej zewnętrznym źródłem węgla organicznego w sekwencyjnym reaktorze porcjowym z błoną biologiczną (SBBR)*

Promotor: prof. dr hab. inż. Wojciech Janczukowicz

Promotor pomocniczy: dr inż. Joanna Rodziewicz

Recenzenci: dr hab. inż. Ewa Felis

dr hab. inż. Wojciech Dąbrowski

05.07.2019 r. tytuł zawodowy: **magister inżynier**

Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

Wydział Nauk o Środowisku

Kierunek: inżynieria środowiska

Specjalność: inżynieria sanitarna i wodna

26.09.2011 r. tytuł zawodowy: **licencjat**

Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

Wydział Biologii

Kierunek: biologia

03.06.2011 r. tytuł zawodowy: **magister inżynier**
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie
Wydział Ochrony Środowiska i Rybactwa
Kierunek: ochrona środowiska
Specjalność: inżynieria ekologiczna

21.01.2010 r. tytuł zawodowy: **inżynier**
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie
Wydział Ochrony Środowiska i Rybactwa
Kierunek: ochrona środowiska

3. Informacja o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych lub artystycznych

Od 01.2020 Stanowisko: **adiunkt**
Miejsce zatrudnienia: Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie; Wydział Geoinżynierii, Katedra Inżynierii Środowiska

10.2019 – 12.2019 Stanowisko: **adiunkt**
Miejsce zatrudnienia: Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie; Wydział Nauk o Środowisku, Katedra Inżynierii Środowiska

03.2016 – 12.2019 Stanowisko: **technolog**
Miejsce zatrudnienia: Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie; Wydział Nauk o Środowisku, Katedra Inżynierii Środowiska

08.2013 – 07.2015 Stanowisko: **kierownik projektu Preludium 4 finansowanego z NCN**
Miejsce zatrudnienia: Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie; Wydział Nauk o Środowisku, Katedra Inżynierii Środowiska

4. Omówienie osiągnięć, o których mowa w art. 219 ust. 1 pkt. 2 ustawy z dnia 20 lipca 2018 r. Prawo o szkolnictwie wyższym i nauce (Dz. U. z 2021 r. poz. 478 z późn. zm.)

Osiągnięciami naukowymi stanowiącymi znaczący wkład w rozwój dyscypliny inżynieria środowiska, górnictwo i energetyka, będącym podstawą do nadania stopnia doktora habilitowanego zgodnie z art. 219 ust. 1 pkt. 2 Ustawy z dnia 20 lipca 2018 r. Prawo o szkolnictwie wyższym i nauce (Dz. U. 2021 poz. 478 z późn. zm.) są:

1. *„Sposób oczyszczania ścieków i odzysku pierwiastków z bezglebowej uprawy pomidorów”*

Osiągnięcie to zostało przedstawione w cyklu publikacji **A1-A7**.

2. *„Zastosowanie zewnętrznego źródła węgla organicznego do wspomagania usuwania azotu i fosforu ze ścieków w reaktorach z błoną biologiczną”*

Osiągnięcie to zostało przedstawione w cyklu publikacji **B1-B6**.

Artykuły naukowe zostały opublikowane w czasopismach naukowych, które w roku opublikowania artykułu w ostatecznej formie były ujęte w wykazie sporządzonym zgodnie z przepisami wydanymi na podstawie art. 267 ust. 2 pkt 2 lit. b. ustawy – Prawo o szkolnictwie wyższym i nauce.

4.1. Charakterystyka dorobku naukowego

Jestem autorem/współautorem **112** publikacji w tym **71** prac z punktacją MNiSW (z czego **54** z listy JCR). Pełen wykaz publikacji został przedstawiony w załączniku 4.

Łączna liczba punktów za artykuły w czasopismach zgodnie z kryteriami Ministerstwa wynosi **5501 pkt** (w tym 4845 pkt po wprowadzeniu „nowej punktacji” w 2019 r). Sumaryczny Impact Factor dorobku wynosi **IF=208,283**.

Sumaryczna liczba punktów za artykuły, w których pełnię rolę **pierwszego autora i/lub korespondencyjnego** wynosi **3286** (w tym 3020 pkt po wprowadzeniu „nowej punktacji w 2019 r.). Sumaryczny **IF dla tych publikacji wynosi 121,707**. Natomiast sumaryczna liczba punktów za artykuły, w których pełnię rolę **pierwszego autora** wynosi **2041** (w tym 1840 pkt po wprowadzeniu „nowej punktacji w 2019 r.). Odpowiadający im sumaryczny **IF=84,300**.

Tabela 1. Publikacje - liczba, punkty Ministerstwa, IF (stan na 26.03.2026)

Rodzaje publikacji	Liczba publikacji	Suma punktów	IF
Publikacje A1-A7 (cykl publikacji stanowiący osiągnięcie naukowe)	7	980	47,244
Publikacje B1-B6 (cykl publikacji stanowiący osiągnięcie naukowe)	6	355	20,812
Publikacje w czasopismach z listy JCR z wyłączeniem publikacji A1-A7 i B1-B6	41	3940	140,227
Publikacje w czasopismach z listy Ministerstwa z wyłączeniem publikacji z listy JCR oraz A1-A7 i B1-B6	17	226	-
Pozostałe publikacje w czasopismach spoza listy Ministerstwa, w tym rozdziały w monografiach i streszczenia w materiałach konferencyjnych	41	-	-
Wszystkie publikacje	112	5501	208,283

Liczba cytowań wg bazy Web of Science wynosi **826** (**654** z wyłączeniem autocytowań) natomiast wg bazy Scopus – **916** (**743** z wyłączeniem autocytowań). Wartość Indeksu Hirscha wg bazy Web of Science wynosi **18**, natomiast wg bazy Scopus – **18** (Tabela 2).

Tabela 2. Cytowania i indeks Hirscha (stan na 26.03.2026)

Źródło	Liczba cytowań	Liczba cytowań bez autocytowań	Indeks Hirscha
Web of Science	826	654	18
Scopus	916	743	18
Google Scholar	1170	-	20
Research Gate	992	-	19

W latach 2020-2023 byłem **kierownikiem** projektu badawczego pt. „*Opracowanie technologii precyzyjnego oczyszczania ścieków z bezglebowej uprawy pomidorów z*

wykorzystaniem *elektrobiologicznego reaktora hybrydowego*”, finansowanego przez **Narodowe Centrum Badań i Rozwoju** w ramach programu **Lider 10** (1 492 500 PLN).

W latach 2013-2015 byłem **kierownikiem** projektu badawczego pt. „*Zewnętrzne źródło węgla jako potencjalny czynnik rozmieszczenia i aktywności bakterii denitryfikacyjnych i defosfatacyjnych w układzie hybrydowym błony biologicznej i osadu czynnego*”, finansowanego przez **Narodowe Centrum Nauki** w ramach programu **Preludium 4** (99 580 PLN).

W latach 2012-2017 byłem **kierownikiem 5** wydziałowych projektów badawczych w Katedrze Inżynierii Środowiska (UWM w Olsztynie).

Wyniki badań prezentowałem na **32 konferencjach naukowych** w tym na **10 konferencjach zagranicznych** i na 5 krajowych konferencjach międzynarodowych.

W roku 2014 oraz w okresie 2019-2026 przygotowałem łącznie **103 recenzje artykułów naukowych** (Tabela 3).

Tabela 3. Zestawienie czasopism, dla których przygotowałem recenzje artykułów naukowych (stan na 26.03.2026)

Czasopismo	Liczba recenzji
Science of the Total Environment	20
Water	16
Environments	7
Microorganisms	7
Sustainability	6
Separation and Purification Technology	5
Agronomy	5
Energies	4
Chemosphere	3
Processes	3
Bioengineering	2
Desalination and Water Treatment	2
Irrigation Science	2
Nanomaterials	2
African Journal of Biotechnology	1
African Journal of Biotechnology	1
Applied Sciences	1
Atmosphere	1
Biology	1
Crop Design	1
Ecological Engineering	1
Fermentation	1
Horticulturae	1
Journal of Environmental Engineering	1
Journal of Environmental Management	1
Journal of Environmental Sciences	1

Journal of Water Process Engineering	1
Resources	1
Toxis	1
Water Conservation Science and Engineering	1
Water Science and Engineering	1
World Journal of Microbiology and Biotechnology	1
Agriculture	1

W tabeli 4 zostało przedstawione zestawienie dorobku naukowego przed i po uzyskaniu stopnia doktora.

Tabela 4. Zestawienie dorobku naukowego (stan na 26.03.2026)

Dane	Przed uzyskaniem stopnia doktora	Po uzyskaniu stopnia doktora	Łącznie
Artykuły naukowe z listy JCR	17	37	54
Artykuły naukowe z listy Ministerstwa z wyłączeniem publikacji z listy JCR	11	6	17
Pozostałe publikacje w czasopismach spoza listy Ministerstwa, w tym rozdziały w monografiach i streszczenia w materiałach konferencyjnych	20	21	41
Wszystkie publikacje	48	64	112
Udział w konferencjach naukowych	16 (w tym 2 zagraniczne i 4 krajowe międzynarodowe)	16 (w tym 8 zagranicznych i 1 krajowa międzynarodowa)	32
Projekty badawcze jako kierownik	6	1	7
Recenzje artykułów	2	101	103
Punkty Ministerstwa	561	4940	5501
Sumaryczny IF	34,377	173,906	208,283

Szczegółowe dane dotyczące osiągnięć naukowych przedstawione są w załączniku 4.

4.2. Publikacje wchodzące w skład pierwszego osiągnięcia naukowego

Pierwsze osiągnięcie naukowe zostało przedstawione w cyklu 7 publikacji zestawionych wg chronologii opublikowania. Mój wkład w przygotowanie każdej publikacji jest przedstawiony na końcu każdego artykułu zgodnie z wymogami czasopism, ponadto został wyszczególniony poniżej pod publikacjami wchodzącymi w skład cyklu. Oświadczenia współautorów znajdują się w załączniku 5.

Łączna suma punktów publikacji stanowiących cykl A – **980 pkt** wg list Ministerstwa,
Sumaryczny IF = **47,244**.

Osiągnięcie naukowe przedstawione w cyklu publikacji (A1-A7) jest częścią badań wykonanych w ramach projektu finansowanego przez **Narodowe Centrum Badań i Rozwoju LIDER X**, który był realizowany i kierowany przeze mnie w okresie od 01.01.2020 do 31.12.2023 r. pt. „*Opracowanie technologii precyzyjnego oczyszczania ścieków z bezglebowej uprawy pomidorów z wykorzystaniem elektrobiologicznego reaktora hybrydowego*”; kwota dofinansowania 1 492 500 PLN. W czasie realizacji projektu kierowałem pracami zespołu składającego się z 4 osób. Ponadto w ramach realizacji projektu oraz przedstawionego cyklu publikacji dokonano dwóch zgłoszeń patentowych: P.446108 („*Odzysk fosforu i innych pierwiastków pochodzących z wód drenarskich z bezglebowych upraw roślin*”) oraz P.454571 („*Sposób oczyszczania ścieków szklarniowych zwłaszcza z bezglebowej uprawy pomidorów*”). Oba zgłoszenia, na podstawie opinii Rzecznika Patentowego UWM w Olsztynie oraz oceny możliwości komercjalizacji dokonanej przez Centrum Współpracy z Otoczeniem Społeczno-Gospodarczym UWM w Olsztynie, uzyskały pozytywną decyzję o komercjalizacji, w wyniku której została przygotowana oferta technologiczna nr 29/TT oraz 30/TT. Dzięki uzyskanym wynikom rozszerzona została również oferta badawczo-usługowa UWM o „*Opracowywanie i wdrażanie rozwiązań technologicznych związanych z oczyszczaniem ścieków pochodzących z bezglebowej uprawy roślin pod osłonami, odzyskiem fosforu i innych pierwiastków, zamykaniem obiegów wody*.”

- A1** Mielcarek Artur & Przemieniecki Sebastian Wojciech (2026), *Citric acid-assisted biofilm treatment enabling nutrient recovery and safe discharge of hydroponic wastewater*, Journal of Environmental Management, 401, 129008. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2026.129008>

200 pkt MNiSW (2025)

IF=8,400

Opis wkładu AM: Koncepcja pracy, zaprojektowanie badań, utrzymanie modelu badawczego, wykonywanie analiz fizykochemicznych, opracowanie i interpretacja wyników, przygotowanie publikacji oraz odpowiedzi na recenzje, pozyskanie finansowania i zasobów, zarządzanie projektem. Autor korespondencyjny.

- A2** Mielcarek Artur, Józwiak Tomasz, Rodziewicz Joanna, Nowosad Joanna, Janczukowicz Wojciech (2025), *A precipitation-dissolution method for nutrient recovery from soilless cultivation drainage water*, Journal of Environmental Chemical Engineering, 13(5), 118417. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.118417>

100 pkt MNiSW (2025)

IF=7,200

Opis wkładu AM: Koncepcja pracy, zaprojektowanie badań, utrzymanie modelu badawczego, wykonywanie części analiz fizykochemicznych, opracowanie i interpretacja wyników, przygotowanie publikacji oraz odpowiedzi na recenzje, pozyskanie finansowania i zasobów.

- A3** Mielcarek Artur, Kłobukowska Karolina, Rodziewicz Joanna, Janczukowicz Wojciech, Bryszewski Kamil Łukasz, (2024), *Water nutrient management in soilless plant cultivation versus sustainability*, Sustainability, 16(1), 152. <https://doi.org/10.3390/su16010152>

100 pkt MNiSW (2023)

IF=3,300

Opis wkładu AM: Koncepcja pracy, przegląd literatury, opracowanie i interpretacja wyników wraz z przygotowaniem schematów, przygotowanie publikacji oraz odpowiedzi na recenzje, pozyskanie finansowania i zasobów.

- A4** Mielcarek Artur, Kłobukowska Karolina, Kalisz Barbara, Rodziewicz Joanna, Janczukowicz Wojciech (2024), *Separation and recovery of elements from drainage water arising in soilless tomato cultivation - Application of electrocoagulation*, Separation and Purification Technology, 354 (2), 128805. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2024.128805>

140 pkt MNiSW (2024)

IF=9,000

Opis wkładu AM: Koncepcja pracy, zaprojektowanie badań, wykonywanie części analiz fizykochemicznych, opracowanie i interpretacja wyników, przygotowanie publikacji oraz odpowiedzi na recenzje, pozyskanie finansowania i zasobów. Autor korespondencyjny.

- A5** Mielcarek Artur, Józwiak Tomasz, Rodziewicz Joanna, Bryszewski Kamil Łukasz, Janczukowicz Wojciech, Kalisz Barbara, Tavares Jorge Manuel Rodrigues (2023), *Recovery of phosphorus and other minerals from greenhouse wastewater generated during soilless tomato cultivation by means of alkalizing agents*, Science of The Total Environment, 164757. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164757>

200 pkt MNiSW (2022)

IF=8,200

Opis wkładu AM: Koncepcja pracy, zaprojektowanie badań, wykonywanie części analiz fizykochemicznych, opracowanie i interpretacja wyników, przygotowanie publikacji oraz odpowiedzi na recenzje, pozyskanie finansowania i zasobów.

- A6** Mielcarek Artur, Bryszewski Kamil Łukasz, Rodziewicz Joanna, Janczukowicz Wojciech (2022), *Single-stage or two-stages bio-electrochemical treatment process of drainage from soilless tomato cultivation with alternating current*, Separation and Purification Technology, 121762. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.121762>

140 pkt MNiSW (2022)

IF=8,600

Opis wkładu AM: Koncepcja pracy, zaprojektowanie badań, metodologia, opracowanie i interpretacja wyników, przygotowanie publikacji oraz odpowiedzi na recenzje, pozyskanie finansowania i zasobów.

- A7 **Mielcarek Artur**, Rodziewicz Joanna, Janczukowicz Wojciech, Dobrowolski Artur (2019), *Analysis of wastewater generated in greenhouse soilless tomato cultivation in Central Europe*, Water 11(12), 2538.
DOI: <https://doi.org/10.3390/w11122538>

100 pkt MNiSW (2019)

IF=2,544

Opis wkładu AM: Zaprojektowanie badań, metodologia, opracowanie i interpretacja wyników, przygotowanie publikacji oraz odpowiedzi na recenzje, pozyskanie finansowania i zasobów.

Oświadczenia współautorów odnośnie mojego wkładu w powstanie publikacji stanowiących cykl zostały zamieszczone w załączniku 5.

4.3. Omówienie celu badań, uzyskanych wyników i ich znaczenia

**W celu zachowania spójności z artykułami A1-A7 w omówieniu celu badań, uzyskanych wyników i ich znaczenia zastosowano takie same skróty i jednostki jak w artykułach.*

Cykl publikacji A1–A7 dotyczy problemu oczyszczania ścieków powstających w bezglebowej uprawie pomidorów pod osłonami oraz możliwości odzysku zawartych w nich pierwiastków biogennych. Intensyfikacja produkcji ogrodniczej prowadzi do powstawania znacznych ilości ścieków, które charakteryzują się wysokim stężeniem azotu, fosforu oraz innych składników mineralnych, przy jednocześnie bardzo niskiej zawartości materii organicznej. W praktyce ogrodniczej są one często odprowadzane do środowiska, co prowadzi do strat cennych składników nawozowych oraz stanowi zagrożenie dla wód powierzchniowych i podziemnych. Problem ten został zidentyfikowany i scharakteryzowany w publikacjach A3 i A7, w których wykazano skalę zjawiska oraz specyficzne właściwości ścieków hydroponicznych utrudniające ich oczyszczanie klasycznymi metodami.

W kolejnych pracach skoncentrowano się na identyfikacji możliwości odzysku składników biogennych. W publikacji A5 wykazano, że podwyższenie pH ścieków prowadzi do skutecznego wytrącania fosforu oraz części innych pierwiastków w postaci osadów mineralnych. Następnie w pracy A2 zaproponowano dwustopniową metodę obejmującą alkalizację prowadzącą do strącenia składników mineralnych, a następnie ich ponowne rozpuszczenie w celu uzyskania roztworu możliwego do ponownego wykorzystania w fertygacji. Uzyskane wyniki potwierdziły możliwość odzysku znacznej części fosforu oraz wybranych mikro- i makroelementów przy jednoczesnym ograniczeniu obecności jonów balastowych, takich jak sód i chlor.

Równolegle prowadzono badania nad metodami oczyszczania ścieków hydroponicznych z wykorzystaniem procesów elektrochemicznych i bioelektrochemicznych. W publikacjach A4 i A6 wykazano wysoką skuteczność takich procesów w usuwaniu fosforu oraz wspomaganiu usuwania azotu. Zastosowanie elektrokoagulacji umożliwiło selektywne

usuwanie i odzysk fosforu oraz części mikro- i makroelementów, a jednocześnie pozwoliło na częściową separację jonów balastowych ograniczających możliwość recyrkulacji pożywek. Badania te dostarczyły również danych dotyczących optymalizacji parametrów procesu, takich jak gęstość prądu elektrycznego, hydrauliczny czas zatrzymania oraz zużycie energii elektrycznej.

Końcowym etapem badań było opracowanie zintegrowanej strategii oczyszczania ścieków hydroponicznych oraz odzysku składników mineralnych. W publikacji A1 porównano dwa podejścia: bezpośrednie biologiczne oczyszczanie ścieków oraz system dwustopniowy obejmujący wstępne fizykochemiczne wytrącanie fosforu, a następnie biologiczne usuwanie azotu w reaktorze z biofilmem wspomagany zewnętrznym źródłem węgla w postaci kwasu cytrynowego. Wyniki badań wykazały, że zastosowanie wstępnej alkalizacji pozwala na odzysk ponad 95% fosforu oraz poprawia stabilność procesów biologicznych odpowiedzialnych za usuwanie azotu. Zaproponowane rozwiązanie umożliwia jednocześnie odzysk składników nawozowych oraz bezpieczne odprowadzenie oczyszczonych ścieków do środowiska.

W efekcie przeprowadzonych badań opracowano koncepcję technologii umożliwiającej jednoczesne oczyszczanie ścieków z bezglebowej uprawy pomidorów oraz odzysk zawartych w nich składników mineralnych, co wpisuje się w założenia gospodarki o obiegu zamkniętym i pozwala na ograniczenie strat wody oraz nawozów mineralnych.

CEL BADAŃ

Głównym celem badań przedstawionych w cyklu publikacji A1-A7 było ustalenie najbardziej efektywnych metod oczyszczania ścieków i odzysku pierwiastków z bezglebowej uprawy pomidorów pod osłonami.

4.3.1. Jakość ścieków z bezglebowej uprawy pomidorów (publikacje A3 i A7)

W ostatnich latach bezglebowe uprawy pod osłonami odgrywają coraz większą rolę w światowej produkcji warzyw i roślin ozdobnych, odpowiadając m.in. na rosnące zapotrzebowanie na świeże produkty czy kurczące się zasoby ziemi uprawnej. Obecnie globalna powierzchnia upraw bezglebowych, obejmujących systemy takie jak hydroponika, aeroponika, uprawy na inertych podłożach, szacowana jest na około 95 000 ha, z czego większość znajduje się w kilku krajach UE (m.in. Holandia, Hiszpania, Polska, Włochy, Francja) [1]. W Polsce, w 2023 r. szacowano, że uprawy pod osłonami zajmowały blisko

4552 ha (uprawa warzyw, głównie pomidorów). Ilość generowanych ścieków wzrasta wraz ze wzrostem powierzchni upraw i intensyfikacją produkcji i rośnie z każdym rokiem [2].

W celu zapewnienia odpowiednich warunków wzrostu, pożywka aplikowana jest z nadmiarem, co powoduje powstawanie znacznych ilości ścieków, w ogrodnictwie określanych jako przelew lub wody drenarskie (*ang.: drainage water*). Zazwyczaj ścieki te stanowią 25–50% objętości dozowanej pożywki [3], a w przypadku pomidorów ich ilość sięga nawet 45–126 m³/ha·d [4]. Ścieki te charakteryzują się niską zawartością związków organicznych i wysokim stężeniem związków mineralnych.

Celem badań przedstawionych w publikacji A7 było określenie zmian jakościowych wód drenażowych powstających w takich systemach oraz ocena ich znaczenia w kontekście możliwości recykulacji i odzysku składników mineralnych. Badania przeprowadzono w dwóch szklarniach do uprawy pomidorów zlokalizowanych w północno-wschodniej Polsce, różniących się zarówno skalą produkcji, jak i zastosowanym podłożem. Pierwsza instalacja miała charakter małoskalowy (ok. 100 m²) i wykorzystywała maty z włókna kokosowego, natomiast druga była obiektem przemysłowym (ok. 200 000 m²), opartym na uprawie w wełnie mineralnej oraz w dużym stopniu zautomatyzowanym systemie fertygacji. Próbkę do analiz pobierano regularnie, raz w miesiącu przez dziewięć miesięcy, zarówno z pożywki dostarczanej do roślin, jak i z odpływu z instalacji (wód drenażowych). W ramach analiz oznaczano parametry fizykochemiczne, takie jak pH, przewodność elektrolityczną (EC), azot ogólny (TN), fosfor ogólny (TP), chemiczne zapotrzebowanie tlenu (COD), a także formy azotu – azot amonowy i azotanowy(V). Dodatkowo przeprowadzono analizę statystyczną w celu określenia zależności pomiędzy wybranymi parametrami, głównie TN, TP i EC.

Uzyskane wyniki potwierdziły, że tego typu ścieki charakteryzują się bardzo niską zawartością materii organicznej, a jednocześnie wysokimi stężeniami składników biogennych, przede wszystkim azotu i fosforu, oraz wysokim zasoleniem przez cały okres wegetacji, bez względu na skalę produkcji czy zastosowane podłoże. Azot występował niemal wyłącznie w formie azotanów(V) (ponad 99% TN). Wartości COD w ściekach mieściły się w zakresie około 37–78 mg O₂/L, natomiast stężenia azotu ogólnego wynosiły od około 270 do ponad 600 mg N/L, a fosforu ogólnego od około 35 do ponad 100 mg P/L. Przewodność elektrolityczna osiągała wartości rzędu 3,5–6,9 mS/cm, co wskazuje na wysokie zasolenie roztworu. W porównaniu do pożywki dostarczanej roślinom, parametry te były wyraźnie wyższe w odpływie, co wynikało głównie z procesu transpiracji roślin prowadzącego do zagęszczenia roztworu oraz z wymiany składników w strefie korzeniowej. Były to wartości zbliżone z wynikami innych badaczy, w tym z upraw zlokalizowanych w innych krajach [3,5,6].

Analiza zależności między parametrami wykazała istotną statystycznie korelację pomiędzy wzrostem stężenia azotu ogólnego a przewodnością elektrolityczną. Nie stwierdzono natomiast istotnych zależności pomiędzy azotem a fosforem ani pomiędzy fosforem a przewodnością, co wskazuje na bardziej złożone mechanizmy przemian i transportu fosforu w systemie uprawowym. Wynik ten ma praktyczne znaczenie, ponieważ pokazuje, że sama kontrola EC nie jest wystarczająca do prawidłowego bilansowania składu pożywki w systemach z recyrkulacją (oprócz pH, EC jest podstawowym parametrem wykorzystywanym do regulowania stężenia pożywki zarówno świeżej jak i recyrkulowanej) [5]. W tej sytuacji należałoby prowadzić pełną analizę składu, w sposób ciągły, aby zapewnić odpowiedni skład świeżej pożywki co w praktyce jest trudne do przeprowadzenia.

4.3.2. Gospodarka wodno-ściekowa w bezglebowej uprawie roślin (publikacja A3)

Pomimo istotnego problemu środowiskowego jaki stanowią ścieki hydroponiczne ilość pozycji literaturowych poświęconych tej tematyce z perspektywy inżynierii środowiska jest ograniczona. Brakowało przeglądu literatury charakteryzującego uprawy hydroponiczne w kontekście rodzajów upraw, jakości powstających ścieków oraz możliwości ich oczyszczania, odzysku pierwiastków i bezpiecznego odprowadzenia do środowiska. Ta luka badawcza była podstawą przygotowania publikacji **A3**, której **głównym celem** było przedstawienie aktualnych metod zarządzania wodą i składnikami pokarmowymi w tego typu uprawach, ze szczególnym uwzględnieniem sposobów zagospodarowania wód drenażowych, technologii ich oczyszczania oraz możliwości odzysku cennych pierwiastków, takich jak azot i fosfor. W publikacji poddano ocenie wpływ systemów bezglebowych na środowisko oraz wskazano kierunki rozwoju zgodne z koncepcją gospodarki o obiegu zamkniętym. Artykuł opiera się na analizie badań oraz rozwiązań technologicznych. Omówiono różne systemy bezglebowej uprawy roślin, w tym uprawy w podłożach mineralnych i organicznych oraz systemy hydroponiczne i aeroponiczne. Szczególną uwagę poświęcono fertygacji jako podstawowej metodzie dostarczania składników pokarmowych. W pracy przeanalizowano również funkcjonowanie systemów otwartych, zamkniętych i kaskadowych jako sposobów zarządzania nadmiarem pożywki. Podkreślono, że w praktyce uprawowej nawet 20–80% pożywki staje się wodą drenażową, która musi być zagospodarowana [7–9]. Analiza danych literaturowych ponadto pokazała, że to właśnie otwarty system uprawy, w którym ścieki odprowadzane są w formie nieoczyszczonej bezpośrednio do środowiska, jest powszechnie stosowanym rozwiązaniem na świecie, w tym również w Polsce [10–13]. Dzięki częstej wymianie pożywki w obiegach otwartych łatwiej jest kontrolować jej jakość i tym samym osiągać plon o określonej jakości i w określonej ilości i

czasie. Łatwiejsza jest również ochrona roślin przed infekcjami. Utrudniona możliwość precyzyjnego określania składu świeżej pożywki oraz niebezpieczeństwo przedostania się patogenów wraz z recykulowaną pożywką, stanowi znaczne ograniczenie stosowania obiegu zamkniętych. Pomimo, że w Holandii i w Belgii zdecydowana większość szklarni jest wyposażona w systemy recykulacji [14], to badania przeprowadzone w holenderskich obiektach wykazały, że zrzut nieoczyszczonych ścieków do środowiska ma miejsce, pomimo technicznych możliwości recykulacji, gdy tylko zaistnieje najmniejsza wątpliwość co do jakości wody zarówno pod względem składu jak i obecności patogenów czy inhibitorów wzrostu [15]. Kolejnym aspektem, istotnym ze środowiskowego punktu widzenia, było wykazanie na podstawie danych literaturowych, że w obiegach zamkniętych można wykonać tylko kilka cykli recykulacji po czym recykulowane ścieki muszą zostać usunięte poza układ do fertygacji. Dotyczy to upraw nawet o małej biomasy jak np. truskawki, gdzie zmiana składu pożywki w porównaniu do uprawy np. pomidorów jest znacznie mniejsza (mniejsza transpiracja i pobór składników ze względu na mniejszy przyrost biomasy). Możliwość wykonania tylko kilku cykli cyrkulacji związana jest m.in. ze wzrostem zasolenia i kumulacją takich pierwiastków jak sód i chlor [10]. Z kolei jakikolwiek zrzut tego typu nieoczyszczonych ścieków do środowiska stanowi znaczne zagrożenie co na podstawie wielu badań zostało przedstawione w rozdziale „3 The Impact of Soilless Cultivation on the Natural Environment” w publikacji A3. Przedstawione przykłady świadczą, że nawet w znacznej odległości od obiektów do bezglebowej uprawy roślin stwierdzono zanieczyszczenie gruntu i wód podziemnych. Wody były zanieczyszczone do tego stopnia, iż ich wykorzystanie do przygotowania świeżej pożywki powodowałoby trudności w ustaleniu prawidłowych proporcji składników, co często uniemożliwia wykorzystanie jej w uprawach bezglebowych [16–19]. Dodatkowo ścieki te mogą zawierać środki ochrony roślin. W badaniach Vermeulen et al. (2017) wykazano, że 3.3 % zastosowanych środków ochrony roślin w uprawie szklarniowej może zostać wyemitowane do środowiska [20]. W rozdziale „4 Methods for the Final Management of the Overflow” w publikacji A3, szeroko omówiono metody oczyszczania ścieków, zarówno te zbadane wcześniej jak również te proponowane przeze mnie.

Podsumowując, pomimo rozwoju technologii nadal dominują systemy otwarte, które są prostsze, ale niekorzystne środowiskowo. Wskazano, że przyszłość należy do systemów zamkniętych oraz technologii umożliwiających odzysk składników. Publikacja A3 wskazuje, że kluczowe dla zrównoważonego rozwoju bezglebowych systemów upraw jest ograniczenie strat wody i składników pokarmowych poprzez ich recykulację oraz odzysk. Wdrożenie takich

rozwiązań jest niezbędne zarówno ze względów środowiskowych, jak i ekonomicznych, szczególnie w obliczu rosnących cen nawozów i ograniczonych zasobów naturalnych.

4.3.3. Oczyszczanie ścieków i odzysk pierwiastków z wykorzystaniem procesów elektrochemicznych i bioelektrochemicznych (publikacje A4 i A6)

Publikacje A4 i A6 były odpowiedzią na problemy środowiskowe związane z bezglebowymi uprawami roślin i kontynuacją wcześniejszych badań nad zastosowaniem procesów elektrochemicznych i bioelektrochemicznych w oczyszczaniu ścieków hydroponicznych. Do najważniejszych z nich należą:

- **Mielcarek A.**, Bryszewski K. Ł., Rodziewicz J., Kwietniewski M., Janczukowicz W., Kłobukowska K., Struk-Sokołowska J., (2023), *The Influence of the Duration of Exposure to Direct Current on the Treatment Efficiency of Wastewater from Soilless Tomato Cultivation in a Bio-Electrochemical Reactor*, Energies 16(23), 7767. <https://doi.org/10.3390/en16237767>
- Rodziewicz J., **Mielcarek A.**, Janczukowicz W., Tavares J. M. R., Józwiakowski K., (2023) *Characteristics of Sludge from the Treatment of Soilless Plant Cultivation Wastewater in a Rotating Electrobiological Disc Contactor (REBDC)*, Energies 16(3), 1022; <https://doi.org/10.3390/en16031022>
- Rodziewicz J., **Mielcarek A.**, Bryszewski K., Janczukowicz W., Kłobukowska K., (2022) *Energy Consumption for Nutrient Removal from High-Nitrate and High-Phosphorus Wastewater in Aerobic and Anaerobic Bioelectrochemical Reactors*, Energies 15, 7251. <https://doi.org/10.3390/en15197251>
- Rodziewicz J., **Mielcarek A.**, Janczukowicz W., Józwiak T., Struk-Sokołowska J., Bryszewski K. (2019) *The share of electrochemical reduction, hydrogenotrophic and heterotrophic denitrification in nitrogen removal in rotating electrobiological contactor (REBC) treating wastewater from soilless cultivation systems*, Science of the Total Environment 683, 21-28. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.239>

Badania te wykazały przydatność zastosowania metod elektrochemicznych do wspomagania biologicznego oczyszczania ścieków hydroponicznych, jednakże jakość ścieków oczyszczonych nie była zadowalająca, następowało wtórne zanieczyszczenie zarówno w postaci jonów rozpuszczonych elektrod jak również w wyniku zastosowania nadmiaru substratu organicznego. We wszystkich przytoczonych badaniach zastosowano stały prąd elektryczny. Zarówno w badaniach własnych jak i w literaturze brakowało danych dotyczących efektywnego wykorzystania **prądu przemiennego** (o jego pozytywnym wpływie na jakość i ilość osadów w reaktorach elektro-biologicznych donoszono w publikacjach) oraz porównania układów jedno i dwustopniowych, ta luka badawcza stanowiła punkt wyjścia dla badań przedstawionych w publikacji A6.

Celem badań w publikacji A6 było określenie: (1) sposobu prowadzenia procesu – jedno - czy dwustopniowego, tj. w jednym reaktorze bioelektrochemicznym (R1) lub w oddzielnych reaktorach biologicznym (R2-I) i elektrochemicznym (R2-II) połączonych szeregowo, (2) wpływu hydraulicznego czasu zatrzymania ścieków w reaktorach na

efektywność usuwania zanieczyszczeń oraz zużycie substratu organicznego, (3) udziału procesów biologicznych i elektrochemicznych w całkowitej efektywności usuwania azotu i fosforu oraz (4) kinetyki usuwania zanieczyszczeń.

Badania przeprowadzono z zastosowaniem **przemiennego prądu elektrycznego** w warunkach laboratoryjnych z wykorzystaniem rzeczywistych ścieków hydroponicznych pochodzących z wielkotowarowej szklarniowej uprawy pomidorów na wełnie mineralnej. Ścieki charakteryzowały się wysokim stężeniem azotu ogólnego (ok. 500 mg N/L, głównie w formie azotanów(V)) oraz fosforu (ok. 79 mg P/L), przy niskiej zawartości materii organicznej (ogólny węgiel organiczny ok. 14 mg C/L), co wykluczało zastosowanie „klasycznych biologicznych metod” oczyszczania bez zewnętrznego źródła węgla. Eksperyment trwał 4 miesiące i prowadzony był w 3 reaktorach wyposażonych w elektrody w postaci 5 tarcz wykonanych ze stali nierdzewnej, które jednocześnie stanowiły podłoże do rozwoju biofilmu oraz elektrody glinowej. Jako substrat organiczny zastosowano **octan sodu** w stosunku C/N=1. Gęstość prądu elektrycznego wynosiła 8,8 A/m². Na podstawie analizy uzyskanych danych, pod koniec doświadczenia zwiększono dawkę substratu organicznego (C/N=2), aby określić wpływ dodatkowego źródła węgla na efektywność usuwania zanieczyszczeń. HRT dla R1 wynosił 1-7 dni, a dla R2-I i R2-II HRT=1d. W systemie jednostopniowym R1 uzyskano najwyższą efektywność usuwania azotu całkowitego: od 62,7% przy HRT=1 do 89,8% przy HRT=7 dni, przy jednoczesnym ograniczeniu akumulacji azotanów(III) przy dłuższych czasach retencji. W układzie dwustopniowym efektywność usuwania azotu była niższa (ok. 54,9%), przy czym wykazano, że zasadniczy udział w denitryfikacji ma etap biologiczny (R2-I, ok. 51,9% usunięcia TN), a proces elektrochemiczny wpływa jedynie marginalnie (ok. 3% dodatkowego usunięcia). Usuwanie fosforu było bardzo wysokie we wszystkich wariantach i przekraczało 97%, przy czym w R1 uzyskano 97,1–98,3% (stężenie końcowe 1,16–2,32 mg P/L), a w układzie R2 obniżono stężenie fosforu w odpływie nawet do 0,18 mg P/L, co odpowiadało skuteczności 99,8%. Wykazano, że decydujący jest wzrost pH, prowadzący do wytrącania fosforu głównie w postaci trudno rozpuszczalnych fosforanów, a nie procesy elektrochemiczne jako takie. Analiza kinetyki usuwania zanieczyszczeń (modele rzędu zero i pseudopierwszego) potwierdziła, że sprzężenie procesów heterotroficznej i autotroficznej (hydrogenotroficznej) denitryfikacji z procesami elektrochemicznymi przyspiesza usuwanie azotu oraz fosforu, przy czym największe szybkości notowano w strefie intensywnego oddziaływania biofilmu na powierzchni elektrod. Zastosowanie prądu przemiennego (gęstość 8,8 A/m²) zwiększało aktywność bakterii denitryfikacyjnych i skuteczność usuwania azotu, jednak tylko w obecności zewnętrznego źródła węgla. Podwojenie dawki węgla (C/N = 2)

pozwoili na dalsze obniżenie stężenia TN w odpływie (do ok. 9 mg N/L w reaktorze R1) i wzrost efektywności denitryfikacji, ale prowadziło jednocześnie do zwiększenia zawartości materii organicznej w ściekach oczyszczonych. Wskazano także na zjawiska uboczne: przejściową akumulację azotanów(III) przy krótkich HRT, wzrost stężenia azotu amonowego (m.in. w wyniku redukcji elektrochemicznej i degradacji biomasy) oraz wtórne zanieczyszczenie ścieków jonami glinu pochodzącymi z elektrody.

Podsumowując, badania wykazały, że technologie bioelektrochemiczne, szczególnie w układzie jednostopniowym, stanowią skuteczną metodę oczyszczania ścieków z upraw bezglebowych. Kluczowe znaczenie mają odpowiedni czas zatrzymania ścieków oraz dostępność węgla organicznego. Jednocześnie wskazano potrzebę dalszych badań nad optymalizacją procesu, zwłaszcza w zakresie kontroli pH, ograniczania procesów prowadzących do powstawania produktów pośrednich oraz minimalizacji wtórnego zanieczyszczenia ścieków.

Zastosowanie zewnętrznego substratu organicznego we wcześniejszych badaniach powodowało wzrost efektywności denitryfikacji, ale jednocześnie również wzrost pH i usuwanie fosforu na skutek strącania z obecnymi w ściekach jonami wapnia i magnezu. Prąd elektryczny odpowiadał tylko w ograniczonym stopniu za defosfatację, w większym stopniu poprzez denitryfikację hydrogentotroficzną zwiększał szybkość oraz efektywność usuwania azotu. Jednocześnie w układach bioelektrochemicznych, korzystniejsze dla rozwoju biofilmu i jego efektywności w usuwaniu zanieczyszczeń okazały się niższe gęstości prądu elektrycznego [21]. Na podstawie wyników opisanych w A6 oraz innych badań prowadzonych równolegle, opisanych w publikacjach nie włączonych do cyklu, przeprowadzono badania obejmujące zastosowanie wyłącznie elektrokoagulacji z wykorzystaniem elektrod glinowych do precyzyjnego oczyszczania i odzysku składników mineralnych ze ścieków hydroponicznych. Tu także przedmiotem badań były rzeczywiste ścieki z upraw hydroponicznych o wysokiej zawartości składników biogennych (TN ok. 580 mg N/L, TP ok. 61–68 mg P/L) i soli (EC ok. 6,3 mS/cm) oraz niskiej zawartości związków organicznych (TOC ok. 9 mg C/L).

Celem pracy A4 było określenie wpływu gęstości prądu na efektywność i kinetykę usuwania zanieczyszczeń, jakość ścieków oczyszczonych, ilość i stabilność osadu oraz zużycie energii odniesione do usuniętego ładunku fosforu, a także pełne scharakteryzowanie składu wód nadosadowych po procesie elektrokoagulacji. Eksperyment prowadzono w reaktorze elektrochemicznym z anodą i katodą z glinu, przy trzech gęstościach prądu elektrycznego: 2, 4 i 8 A/m², w cyklach 24-godzinnych obejmujących 4 godziny właściwej elektrokoagulacji oraz 20 godzin mieszania–stabilizacji. W trakcie badań oznaczano stężenia P, N, S, Cl, Ca, Mg, K,

Na, Mo, Mn, Fe, Zn, Cu, B, węgla organicznego oraz Al, a także monitorowano zmiany pH, przewodności elektrolitycznej i temperatury, objętość powstającego osadu oraz zużycie energii elektrycznej. Uzyskane wyniki wykazały, że wzrost gęstości prądu prowadzi do zwiększenia szybkości i efektywności usuwania fosforu i części mikro- oraz makroelementów, przy jednoczesnym wzroście zużycia energii i ilości powstającego osadu. Kluczowym wynikiem było bardzo wysokie odzyskanie fosforu przy $\text{pH} < 7,0$ – od $95,3 \pm 0,6\%$ przy 2 A/m^2 do $99,9 \pm 0,1\%$ przy 8 A/m^2 , przy jednostkowym zużyciu energii w zakresie $6,03\text{--}29,98 \text{ kWh/kg P}$. We wszystkich wariantach ścieki po elektrokoagulacji charakteryzowały się niższą wartością EC. Wykazano, że elektrokoagulacja umożliwia nie tylko skuteczny odzysk fosforu, ale także istotne obniżenie stężeń B (od $8,5 \pm 1,0\%$ do 100% ; stężenie poniżej $0,001 \text{ mg B/L}$) oraz – w różnym stopniu – Fe (tylko dla $J=8 \text{ A/m}^2$; $95,7 \pm 0,4\%$), S (od $6,0 \pm 1,9\%$ do $19,9 \pm 1,6\%$), Mg (tylko dla $J=8 \text{ A/m}^2$; $30,7 \pm 3,1\%$), K (dla $J=8 \text{ A/m}^2$; $34,5 \pm 13,0\%$), Mn (od $36,7 \pm 4,3\%$ do $71,6 \pm 3,2\%$), Zn (od $68,6 \pm 10,3\%$ do $93,0 \pm 2,5\%$) i Cu (od $30,5 \pm 10,5\%$ do $78,8 \pm 9,5\%$), przy jednoczesnym utrzymaniu praktycznie stałych poziomów jonów Na i Cl. Umożliwia to rozdzielenie pierwiastków cennych nawozowo (P, część mikro- i makroelementów) od jonów balastowych ograniczających możliwość recyrkulacji pożywek (Na, Cl), co ma znaczenie dla projektowania zamkniętych obiegów wody i składników mineralnych w uprawach bezglebowych. W pracy podjęto próbę scharakteryzowania mechanizmów usuwania zanieczyszczeń, wskazując na rolę powstających w procesie elektrokoagulacji wodorotlenków glinu jako nośników sorpcyjnych i flokulacyjnych, a także na znaczenie odpowiedniego doboru gęstości prądu w kontekście kompromisu między efektywnością, stabilnością osadu, koncentracją Al w ściekach oczyszczonych oraz kosztami energetycznymi. Dzięki etapowi mieszania, stężenie rozpuszczonego glinu w odpływie obniżało się do poziomu poniżej $0,3 \text{ mg Al/L}$, co wskazuje na wysoką stabilność wytworzonych osadów i ograniczenie wtórnego zanieczyszczenia ścieków. Dodatkowo zaobserwowano umiarkowane obniżenie TOC (do ok. $20\text{--}35\%$ usunięcia), co stanowi korzystny efekt uboczny w kontekście dalszego wykorzystania wód nadosadowych.

Praca uzupełniła informacje dotyczące koncepcji precyzyjnego oczyszczania ścieków z bezglebowej uprawy pomidorów w kierunku odzysku fosforu, mikro- i makroelementów oraz selektywnego usuwania jonów balastowych, rozwijanej w ramach cyklu publikacji A1–A7. Wyniki potwierdzają, że elektrokoagulacja z wykorzystaniem elektrod glinowych może być efektywnym narzędziem do kształtowania składu ścieków hydroponicznych pod kątem ich dalszego zagospodarowania (recyrkulacja, przygotowanie do dalszego oczyszczania

biologicznego lub chemicznego). Jednocześnie dostarczyły danych niezbędnych do optymalizacji parametrów procesu (dobór gęstości prądu, czasu retencji, bilans energetyczny).

Badania opisane w publikacjach A4 i A6, są częścią znacznie szerszego zakresu badań dotyczących optymalizacji zastosowania metod elektrochemicznych i bioelektrochemicznych do oczyszczania ścieków o niskim stosunku C/N. Ten zakres badań, ale będący poza cyklem A1-A7 był również częścią pracy doktorskiej dr inż. Kamila Bryszewskiego pt. **„Efektywność oczyszczania ścieków z uprawy bezglebowej w sekwencyjnym reaktorze porcjowym z błoną biologiczną (SBBR) z zastosowaniem stałego prądu elektrycznego”**, gdzie pełniłem rolę promotora pomocniczego. Badania te są ciągle rozwijane również przez panią mgr inż. Karolinę Kłobukowską w pracy doktorskiej pt. **„Efektywność oczyszczania ścieków w beztlenowym bio-elektro reaktorze (BESBBR) ze stałym zewnętrznym źródłem węgla”**, gdzie również pełnię rolę promotora pomocniczego.

4.3.4. Oczyszczanie ścieków i odzysk pierwiastków z wykorzystaniem alkalizacji

(publikacje A2 i A5)

Prowadzone przeze mnie badania nad oczyszczaniem ścieków hydroponicznych z zastosowaniem procesów biologicznych, bioelektrochemicznych czy sorpcji [22] wskazywały na udział strącania fosforu oraz innych pierwiastków na skutek wzrostu pH. Brakowało jednak kompleksowych danych dotyczących możliwości wykorzystania alkalizacji do odzysku fosforu i innych pierwiastków z rzeczywistych ścieków hydroponicznych powstających w bezglebowej uprawie pomidorów. W szczególności brakowało informacji dotyczących optymalnych dawek czynników alkalizujących, wpływu ich rodzaju na przebieg procesu, zmian składu chemicznego oczyszczonych ścieków oraz ilości i właściwości powstających osadów mineralnych. W badaniach Dunets i Zheng [23], skupiono się tylko na fosforze oraz zastosowano sztuczne roztwory odpowiadające rzeczywistym ściekom hydroponicznym zawierające cztery stężenia fosforu w postaci $\text{PO}_4\text{-P}$: 20, 50, 90 oraz 190 mg P/L. W celu wytrącenia fosforu wykorzystano wapno hydratyzowane $\text{CaMg}(\text{OH})_4$, uzyskując 99% efektywność usuwania fosforu przy stosunku wapna do fosforu (stosunek molowy $\text{CaMg}(\text{OH})_4$: $\text{PO}_4\text{-P}$) wynoszącym 1,5. Optymalną efektywność usuwania fosforu uzyskano w przypadku, gdy dodatek wapna powodował wzrost pH z 8,6 do 9,0. Jednakże rzeczywiste ścieki poza składnikami mineralnymi zawierają również zanieczyszczenia pochodzące z mat uprawowych i systemu korzeniowego.

Dlatego w publikacji **A5** przedstawiono badania, których celem było (1) określenie efektywności alkalizacji w procesie odzysku fosforu i innych składników mineralnych, (2)

wyznaczenie ilości, składu i właściwości osadów powstających przy różnych typach i dawkach środków alkalizujących oraz (3) ocena zdolności tych osadów do sedymentacji i separacji z układu. Zakres prac obejmował analizy P, S, N, Cl, Ca, Mg, K, Mo, Mn, Fe, Zn, Cu i B w roztworze i w osadach, dla trzech wybranych środków alkalizujących (Ca(OH)_2 , KOH, NH_4OH). Badania przeprowadzono na rzeczywistych ściekach hydroponicznych przy pH alkalizacji: 6,5; 7,0; 7,5; 8,0; 8,5; 9,0; 9,5; 10,0; 10,5; 11,0; 11,5 i 12,0.

Uzyskane wyniki wykazały, że strącanie indukowane alkalizacją jest bardzo skuteczną metodą odzysku fosforu, wapnia, magnezu, manganu i boru, przy czym usuwanie azotu i potasu jest nieefektywne. Stwierdzono, że efektywność procesu zależy przede wszystkim od wartości pH ścieków, natomiast rodzaj zastosowanego czynnika alkalizującego ma znaczenie drugorzędne. Podniesienie pH do 8 umożliwiało odzysk fosforu przekraczający 90%, natomiast pH=9 (KOH, NH_4OH) i 9,5 (Ca(OH)_2) zapewniało >99% odzysk P i stężenie fosforu w wodach nadosadowych poniżej 1 mg P/L. Uzyskanie takiej efektywności wymagało zastosowania odpowiednio 0,20 g/L Ca(OH)_2 , 0,28 g/L KOH oraz 0,08 g/L NH_4OH , co wyznacza zapotrzebowanie reagentów dla projektowania procesu.

Mechanizm usuwania fosforu związany był przede wszystkim z procesem strącania trudno rozpuszczalnych fosforanów wapnia i magnezu. Wraz ze wzrostem pH następowała zmiana dominującej formy ortofosforanów w roztworze – z jonów H_2PO_4^- do HPO_4^{2-} i PO_4^{3-} – co sprzyjało powstawaniu słabo rozpuszczalnych soli takich jak CaHPO_4 , MgHPO_4 oraz $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$. Proces ten prowadził do wytrącania fosforu w postaci osadu mineralnego. Jednocześnie wykazano możliwość częściowego odzysku innych pierwiastków, w szczególności wapnia, magnezu, manganu oraz boru, które współstrącały się w powstającym osadzie mineralnym.

Skład i ilość powstającego osadu były silnie zależne od pH: maksymalną zawartość P w osadzie zanotowano przy pH=7 i wynosiła ona 18,0%, 16,8% i 16,3% (odpowiednio dla Ca(OH)_2 , KOH i NH_4OH), co wskazuje, że szczególnie Ca(OH)_2 sprzyja formowaniu osadów bogatych w fosfor. Wraz ze wzrostem pH powyżej 10 obserwowano istotny wzrost objętości osadów na skutek dodatkowego wytrącania wodorotlenków Ca i Mg, co ma znaczenie dla kompromisu między stopniem doczyszczania a koncentracją nawozową produktu. Indeks osadu był najniższy w zakresie pH 6,5–7,5, rósł do pH 10,5–11,0, a przy dalszym zwiększaniu pH ponownie malał.

Uzyskane wyniki pozwoliły na kompleksowe, ilościowe i jakościowe opisanie procesu odzysku fosforu i innych pierwiastków z rzeczywistych ścieków z bezglebowej uprawy pomidorów za pomocą alkalizacji – z równoczesnym określeniem: optymalnych zakresów pH

i dawek środków alkalizujących, składu i właściwości osadów oraz wpływu tych parametrów na możliwość dalszego zagospodarowania zarówno osadu, jak i oczyszczonych wód nadosadowych. Wyniki te stały się bezpośrednią podstawą do przeprowadzenia dalszych badań opisanych w publikacjach A1 i A2.

Podstawą publikacji **A2** był nierozwiązany problem zagospodarowania powstających w wyniku alkalizacji osadów oraz możliwość ponownego wykorzystania odzyskanych w ten sposób pierwiastków w fertygacji. **Celem badań** było określenie możliwości wykorzystania osadów powstających w wyniku alkalizacji rzeczywistych ścieków z bezglebowej uprawy pomidorów jako źródła pierwiastków nawozowych po ich ponownym rozpuszczeniu. Zaproponowano dwustopniową metodę strącania–rozpuszczania jako nowe rozwiązanie problemu zagospodarowania osadów. Zakres badań obejmował: (1) wyznaczenie efektywności separacji pierwiastków ze ścieków w szerokim zakresie pH (8,5; 10,0; 11,0) i dla trzech środków alkalizujących ($\text{Ca}(\text{OH})_2$, KOH, NH_4OH); (2) ocenę efektywności rozpuszczania powstałych osadów, (3) analizę wpływu wartości pH i rodzaju czynnika alkalizującego na skład powstałego roztworu, a także (4) ocenę techniczno-ekonomicznych możliwości pokrycia zapotrzebowania nawozowego z odzyskanych pierwiastków.

Badania przeprowadzono z wykorzystaniem rzeczywistych ścieków pochodzących z bezglebowej uprawy pomidorów ($\text{EC} \approx 6,26 \text{ mS/cm}$; $\text{TN} \approx 615 \text{ mg N/L}$; $\text{TP} \approx 87,8 \text{ mg P/L}$; wysokie stężenia Ca, Mg, K, S oraz śladowe Zn, Mn, B, Mo). W pierwszym etapie przeprowadzono alkalizację do pH 8,5; 10,0 i 11,0 przy użyciu $\text{Ca}(\text{OH})_2$, KOH lub NH_4OH , co prowadziło do strącania osadów mineralnych zawierających m.in. fosfor, wapń i magnez. Po sedymentacji i oddzieleniu osadów analizowano skład wód nadosadowych. W drugim etapie powstałe osady rozpuszczano w roztworze o pH 5 z zastosowaniem HNO_3 oraz wody demineralizowanej, a następnie analizowano skład uzyskanego roztworu pod kątem możliwości jego wykorzystania w fertygacji.

Wyniki wykazały, że przy pH 8,5–11,0 i wysokich stężeniach Ca/Mg możliwe jest niemal całkowite wytrącenie fosforu, co potwierdziło wyniki wcześniejszych badań nad alkalizacją tych ścieków. Po rozpuszczeniu osadów w pH 5 uzyskano bardzo wysoką efektywność odzysku pierwiastków w formie roztworu: do $98,3 \pm 0,5\%$ **P**, $36,4 \pm 2,1\%$ **N**, $4,2 \pm 0,2\%$ **K**, $27,6 \pm 0,4\%$ **Ca**, $44,0 \pm 2,7\%$ **Mg**, $5,5 \pm 0,4\%$ **S**, $97,7 \pm 0,3\%$ **Zn**, $99,3 \pm 0,3\%$ **Mn**, $13,9 \pm 0,8\%$ **Mo** i $59,5 \pm 1,8\%$ **B**, przy jednoczesnym bardzo niskim udziale jonów balastowych – do $1,5 \pm 0,8\%$ **Na** i $4,6 \pm 0,5\%$ **Cl** w stosunku do ścieków surowych. Odpowiadało to stężeniom **P** na poziomie 161–173 mg P/L, **K** do 68,8 mg K/L, **Ca** do 363 mg Ca/L, **Mg** do 211 mg Mg/L, **S** do 132 mg S/L, **Zn** do 4,83 mg Zn/L, **Mn** do 4,70 mg Mn /L, **Mo** do 0,026 mg Mo/L oraz **B**

do 1,07 mg B/L. W przypadku **N**, pochodził on nie tylko ze ścieków hydroponicznych, ale przede wszystkim z HNO_3 zastosowanego do rozpuszczania oraz z NH_4OH , w wariancie, gdzie stanowił on czynnik alkalizujący. Stężenie **N** w powstałym po rozpuszczeniu roztworze wynosiło od 143 do 447 mg N/L. Stężenie **Na** i **Cl** wynosiło odpowiednio do 1,81 i 16,4 mg/L. Uzyskane wartości umożliwiają wykorzystanie roztworu, po odpowiednim rozcieńczeniu i uzupełnieniu przede wszystkim **K** i częściowo **N** w fertygacji.

Analiza bilansowa wykazała, że przy założeniu 30% udziału wód drenażowych (DW) w bilansie pożywki, odzyskane ładunki mogą pokryć ok. 50% rocznego zapotrzebowania na **P**, 13,5–42,2% na **N** (głównie wskutek użycia HNO_3), 0,7–3,1% na **K**, 25,5–33,1% na **Ca**, 2,8–48,7% na **Mg**, 8,2–22,0% na **S**, ponad 100% na **Zn**; 58,8–67,2% na **Mn**, w przypadku **Mo** i **B** odpowiednio do ok. 5% i 24,7%. Należy podkreślić, że **Na** i **Cl** praktycznie nie ulegają strąceniu ($\leq 1,5\%$ dla **Na**; $\leq 3\%$ dla **Cl**), co umożliwia ich separację od pierwiastków nawozowych i ogranicza ryzyko kumulacji jonów balastowych w obiegu zamkniętym. Technicznie najkorzystniejsze okazało się połączenie $\text{Ca}(\text{OH})_2$ jako środka alkalizującego oraz HNO_3 jako kwasu do rozpuszczania osadów – reagenty te są standardowo stosowane w uprawach bezglebowych i nie wprowadzają niepożądanych jonów, a roztwór pH 5 można bezpośrednio włączyć do systemu fertygacji. Niższe pH sprzyjałoby odzyskowi, jednakże zwiększałoby koszty oraz zasolenie uzyskanego roztworu.

Dodatkowo wykazano, że separacja pierwiastków w postaci osadów umożliwia ich czasowe magazynowanie oraz uśrednienie składu w trakcie całego cyklu uprawowego. Dzięki temu możliwe jest ich wykorzystanie także w kolejnym cyklu produkcyjnym oraz precyzyjne zbilansowanie składu świeżej pożywki na podstawie roztworów uzyskanych z rozpuszczonych osadów.

Przeprowadzone badania pozwoliły na opracowanie i eksperymentalne zweryfikowanie dwustopniowej metody odzysku składników mineralnych ze ścieków hydroponicznych obejmującej strącanie pierwiastków w wyniku alkalizacji, separację powstałych osadów oraz ich ponowne rozpuszczenie w celu uzyskania roztworu możliwego do wykorzystania w fertygacji, przy jednoczesnym bardzo niskim udziale **Na** i **Cl**. Zaproponowane rozwiązanie – oparte na okresowej separacji, magazynowaniu i uśrednianiu składu osadów oraz możliwej, precyzyjnej kalkulacji składu pożywki w kolejnym cyklu uprawowym – stanowi istotny krok w kierunku precyzyjnego oczyszczania ścieków z bezglebowej uprawy pomidorów, ograniczenia zużycia nawozów mineralnych i domknięcia obiegów składników w systemach bezglebowych, co ma istotne znaczenie zarówno środowiskowe, jak i ekonomiczne.

4.3.5. Sposób odzysku pierwiastków i oczyszczania ścieków z bezglebowej uprawy pomidorów (publikacja A1)

Zaprezentowane powyżej wyniki nie rozwiązują jednak problemu bezpiecznego odprowadzenia zarówno ścieków hydroponicznych jak i wód nadosadowych powstałych po odzysku pierwiastków do środowiska. Na podstawie m.in. badań opisanych w publikacji A6 oraz przedstawionych w publikacjach Rodziewicz i in. [21,24], szczególnie istotnym problemem była możliwość prowadzenia stabilnej denitryfikacji w warunkach wysokiego pH. Jest to spowodowane wzrostem zasadowości ścieków w wyniku redukcji azotanów(V) [25], oraz w przypadku wód nadosadowych w wyniku procesu alkalizacji, podwyższającego pH powyżej 8. Rozwiązaniem problemu mogłaby być korekta pH na początku lub w trakcie cyklu biologicznego oczyszczania, wiązałoby się to jednak z dozowaniem kwasów, które zwiększałyby dodatkowo zasolenie oczyszczanych ścieków oraz wprowadzały inne pierwiastki do osadów i/lub do oczyszczonych ścieków. Natomiast zastosowanie kwasów organicznych, które jednocześnie stanowiłyby źródło węgla organicznego, mogłoby rozwiązać ten problem. Na podstawie m.in. wyników zaprezentowanych w publikacja B1-B2 i B4 (cykl publikacji B), uznano, że takim substratem mógłby być kwas cytrynowy. Pozwala on na wyższe, w stosunku do kwasu octowego, obniżenie pH oczyszczanych ścieków przy tej samej dawce węgla organicznego. Dodatkowo stanowi dobry substrat do wspomagania denitryfikacji oraz powoduje rozwój biofilmu o niskim współczynniku przyrostu biomasy, co ogranicza zatykanie reaktora, generuje mniejsze obciążenie wypełnienia w postaci tarcz, oraz mniejsze koszty zagospodarowania biomasy nadmiernej. W przypadku oczyszczania ścieków hydroponicznych, mniejsza ilość biomasy nadmiernej oznacza również osady o wyższym udziale frakcji mineralnej, a więc charakteryzujące się większą stabilnością i możliwością zastosowania jako substancji nawozowej. Jednocześnie kwas cytrynowy nie stanowi zagrożenia sanitarnego dla upraw w porównaniu np. do ścieków o wysokiej zawartości związków organicznych czy innych podobnych źródeł węgla organicznego.

Z tych powodów **celem badań** przedstawionych w **publikacji A1** była: **(1)** ocena wpływu wstępnej alkalizacji na odzysk fosforu oraz ogólną efektywność oczyszczania ścieków hydroponicznych przed ich odprowadzeniem do środowiska; **(2)** ocena skuteczności biologicznego oczyszczania w sekwencyjnym reaktorze porcjowym z biofilmem, wspomaganego kwasem cytrynowym jako jedynym źródłem węgla organicznego, przy stosunku COD/N równym 2, 4 i 6; **(3)** analiza kinetyki procesów oczyszczania oraz charakterystyki powstających osadów; **(4)** charakterystyka struktury bakteriobiomu z wykorzystaniem analizy metataksonomicznej; **(5)** identyfikacja ogólnych zależności pomiędzy

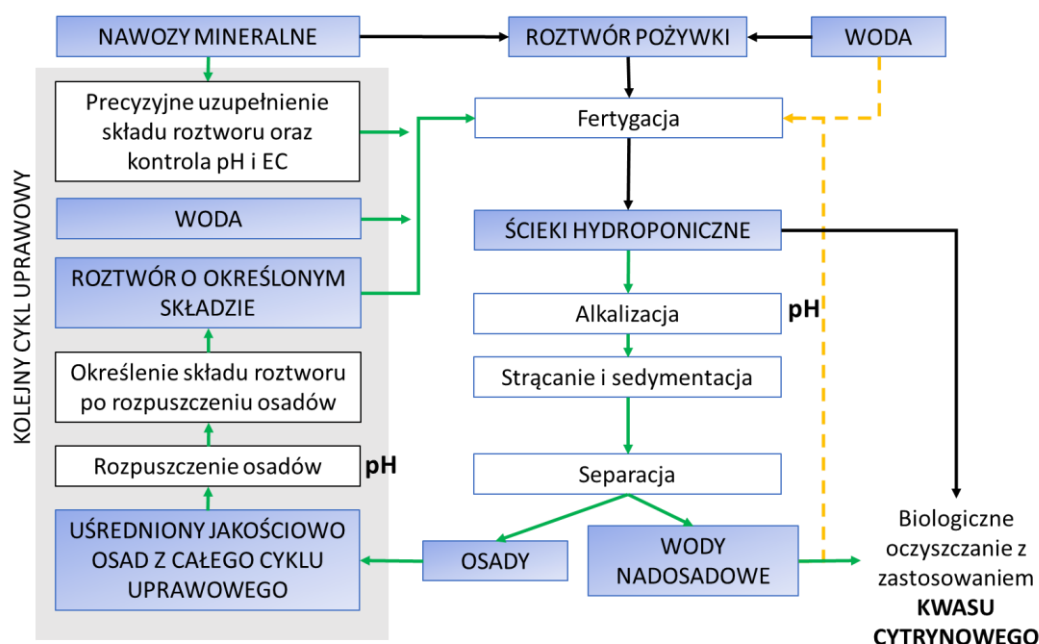
parametrami eksploatacyjnymi, efektywnością oczyszczania a strukturą i aktywnością społeczności mikroorganizmów. Pozwoliło to odpowiedzieć na następujące pytania badawcze: **(i)** czy wstępna alkalizacja zwiększa odzysk fosforu oraz poprawia stabilność i efektywność biologicznej denitryfikacji? **(ii)** jakie wartości stosunku COD/N zapewniają pełną i stabilną denitryfikację przy zastosowaniu kwasu cytrynowego jako jedyne zewnętrzne źródła węgla organicznego? **(iii)** w jaki sposób struktura społeczności mikroorganizmów reaguje na zastosowane strategie oczyszczania i jak wpływa to na efektywność usuwania składników biogenych? Zastosowane podejście umożliwiło porównanie dwóch strategii oczyszczania ścieków hydroponicznych: (A) jednostopniowego biologicznego oczyszczania oraz (B) dwustopniowego procesu obejmującego wstępne fizykochemiczne strącanie zanieczyszczeń w wyniku alkalizacji, a następnie biologiczne oczyszczanie.

Badania przeprowadzono z wykorzystaniem rzeczywistych ścieków pochodzących z bezglebowej uprawy pomidorów prowadzonej na podłożu z wełny mineralnej. Eksperyment realizowano w dwóch sekwencyjnych reaktorach porcjowych z biofilmem (SBBR). W wariancie A ścieki poddawano bezpośredniemu oczyszczaniu biologicznemu, natomiast w wariancie B przed wprowadzeniem do reaktora przeprowadzano ich alkalizację do pH ok. 8,5 w celu wytrącenia fosforu w postaci osadów mineralnych. W obu wariantach jako jedyne zewnętrzne źródło węgla organicznego zastosowano kwas cytrynowy, dozowany w dawkach odpowiadających stosunkom **COD/N równym 2, 4 i 6**. Analizy obejmowały oznaczenia parametrów fizykochemicznych ścieków, w tym COD, TN, TP, form azotu oraz zmian stężeń w trakcie cyklu pracy reaktora. Dodatkowo przeprowadzono analizę struktury mikrobiologicznej biofilmu metodą metataksonomiczną opartą na sekwencjonowaniu regionu V3–V4 genu 16S rRNA. Uzyskane wyniki poddano również analizie statystycznej.

Uzyskane wyniki wykazały, że **wstępna alkalizacja umożliwiła odzysk $95,2 \pm 0,8\%$ fosforu w postaci osadów mineralnych** oraz istotnie poprawiła ogólną efektywność i stabilność biologicznego oczyszczania ścieków. W wariancie B całkowita efektywność usuwania fosforu wynosiła od **$98,0 \pm 0,3\%$ (COD/N = 4) do $98,8 \pm 0,2\%$ (COD/N = 6)**, co pozwoliło obniżyć stężenie fosforu ogólnego w ściekach oczyszczonych do wartości **poniżej 1 mg P/L**, poziomu nieosiągalnego tylko dla biologicznego oczyszczania. W wariancie A, pomimo braku etapu celowego strącania fosforu, efektywność jego usuwania pozostawała również wysoka (**$93,5 \pm 0,8\%$ – $95,7 \pm 1,0\%$**), co wynikało ze wzrostu pH towarzyszącego zużyciu kwasu cytrynowego oraz redukcji azotanów(V). Jednakże **jedynie system dwustopniowy zapewnił spełnienie rygorystycznych wymagań dotyczących jakości ścieków w zakresie zarówno fosforu, jak i azotu** [26]. Najlepsze efekty oczyszczania

uzyskano w wariancie B przy **COD/N = 4** oraz **hydraulicznym czasie zatrzymania ścieków wynoszącym 72 h**. Badania wykazały ponadto, że skuteczna i stabilna denitryfikacja z wykorzystaniem kwasu cytrynowego wymagała **stosunku COD/N około 3,15** w obu wariantach oczyszczania. W związku z tym **stosunek COD/N równy lub wyższy niż 4 zapewniał stężenie azotu całkowitego w ściekach oczyszczonych poniżej 15 mg N/L**. Wzrost wartości COD/N zwiększał szybkość denitryfikacji (do **55 mg N/L·h**) oraz tempo wykorzystania kwasu cytrynowego, co wskazuje na możliwość **skrócenia hydraulicznego czasu zatrzymania ścieków**, jednak kosztem większego zużycia węgla organicznego na jednostkę usuniętego azotu. Analizy mikrobiologiczne wykazały, że alkalizacja w większym stopniu wpływała na **skład bakteriobiomu niż na jego aktywność metaboliczną**. Kluczowe znaczenie dla szybkości oczyszczania miała **transformacja struktury społeczności mikroorganizmów**, a nie sama liczebność poszczególnych taksonów. Analiza taksonomiczna wykazała dominację bakterii z rodzajów *Castellaniella*, *Paracoccus* oraz *Trichococcus*, których udział zależał od zastosowanego wariantu technologicznego oraz wartości stosunku COD/N.

Podsumowując, uzyskane wyniki wskazują, że **integracja wstępnej alkalizacji z biologiczną denitryfikacją wspomaganą kwasem cytrynowym stanowi skuteczne i stabilne rozwiązanie technologiczne umożliwiające zagospodarowanie ścieków hydroponicznych bogatych w składniki pokarmowe**, wspierając jednocześnie ochronę środowiska oraz odzysk cennych zasobów co zostało przedstawione na rysunku 1 na podstawie publikacji A1 i A2.



Rysunek 1. Schemat zagospodarowania ścieków hydroponicznych obejmujący odzysk pierwiastków poprzez alkalizację, strącanie a następnie rozpuszczenie powstałych osadów oraz biologiczne oczyszczanie ścieków z zastosowaniem reaktorów z błoną biologiczną wspomagane kwasem cytrynowym; czarna ścieżka – konwencjonalny otwarty system zarządzania pożywką; zielona ścieżka – preferowany schemat zarządzania ściekami hydroponicznymi; pomarańczowa ścieżka – wykorzystanie wód nadosadowych w fertygacji. Źródło: na podstawie publikacji A1 i A2

Dalsze badania powinny koncentrować się na **przeskalowaniu zaproponowanego dwustopniowego systemu oczyszczania** oraz przeprowadzeniu kompleksowej **analizy techniczno-ekonomicznej**.

4.3.6. Wnioski obejmujące wyniki zaprezentowane w cyklu publikacji A1-A7

Na podstawie zaprezentowanych w publikacjach A1-A7 wyników można sformułować następujące wnioski:

1. Ścieki z bezglebowej uprawy pomidorów pod osłonami, bez względu na wielkość uprawy jak i rodzaj zastosowanego podłoża charakteryzują się przez cały sezon niską zawartością materii organicznej (chemiczne zapotrzebowanie tlenu wynosiło od 37-76 mg COD/L) oraz wysokim stężeniem azotu ogólnego (270-615 mg N/L), fosforu ogólnego (35-104 mg P/L) i wysoką przewodnością elektrolityczną (3,53-6,4 mS/cm). Główną formą azotu są azotany(V). Skład ścieków wyklucza zastosowanie „klasycznych biologicznych metod” oczyszczania bez zewnętrznego źródła węgla czy zastosowania procesów fizykochemicznych.

2. Wskaźniki fizykochemiczne ścieków, takie jak COD, TN i EC, są istotnie wyższe niż w pożywce dostarczanej do systemu korzeniowego, a sam pomiar EC nie jest wystarczający do prawidłowego bilansowania składu pożywki zawierającej ścieki recykulowane.
3. Ze względu na wysokie stężenia azotanów(V) i fosforanów przy jednocześnie niskiej zawartości związków organicznych, tego typu ścieki wymagają intensywnych procesów oczyszczania przed ich wprowadzeniem do środowiska naturalnego. Biorąc pod uwagę wysoką przewodność elektrolityczną, korzystnym rozwiązaniem mogą być procesy fizykochemiczne połączone z biologicznymi takie jak elektrochemiczne czy bioelektrochemiczne.
4. Pomimo dostępności technologii recykulacji pożywki poprzedzonej etapem dezynfekcji, to i tak głównym sposobem uprawy roślin, zwłaszcza o dużej biomase i co za tym idzie transpiracji, są systemy otwarte, gdzie pożywka po jednym cyklu jest najczęściej odprowadzana do środowiska.
5. Niechęć do stosowania recykulacji wynika przede wszystkim z trudności w odpowiednim zbilansowaniu świeżej pożywki z udziałem recykulowanej, oraz z obawy przed występowaniem w niej zanieczyszczeń stanowiących zagrożenie dla uprawy jak np. patogenów roślin. Nierozwiązany pozostaje również problem kumulacji jonów balastowych takich jak Na i Cl w czasie kolejnych cykli recykulacji.
6. Ze względu na wyczerpywanie się zasobów wody o odpowiedniej jakości, wzrost cen nawozów mineralnych oraz kurczące się zasoby naturalnych złóż fosforu, kierunki zarządzania wodą i składnikami pokarmowymi w tym systemie produkcji będą zmierzać do zamykania obiegów wód drenażowych i odzysku pierwiastków przed ich odprowadzeniem poza uprawę.
7. Zastosowanie prądu przemiennego może zwiększać szybkość i efektywność denitryfikacji, jednak wyłącznie przy jednoczesnym doprowadzeniu zewnętrznego źródła węgla organicznego. Dwustopniowe oczyszczanie wód drenażowych prowadzone w dwóch oddzielnych reaktorach (biologicznym z dodatkiem zewnętrznego źródła węgla organicznego oraz elektrochemicznym z zastosowaniem prądu elektrycznego) okazało się rozwiązaniem mniej efektywnym.
8. Zastosowanie procesów bioelektrochemicznych w reaktorze jednostopniowym zapewniło wyższą skuteczność usuwania azotu, osiągając odpowiednio 62,7% (HRT = 1 dzień; $188,1 \pm 28,0$ mgN/L) oraz 89,8% (HRT = 7 dni; $51,4 \pm 14,8$ mgN/L). W przypadku

rozdzielenia procesów biologicznych i elektrochemicznych za proces denitryfikacji odpowiadał głównie etap biologiczny (efektywność usuwania TN wynosiła 51,9% w porównaniu do 54,9% dla całego systemu).

9. Podczas denitryfikacji zarówno w reaktorze bioelektrochemicznym jak i biologicznym czy elektrochemicznym następuje kumulacja azotanów(III), z tego względu hydrauliczny czas zatrzymania ścieków powinien być na tyle długi, aby umożliwić skuteczne obniżenie ich stężenia.
10. W reaktorze jednostopniowym bioelektrochemicznym stężenie fosforu w odpływie wynosiło $2,32 \pm 0,47$ mg P/L (97,1%; HRT = 1 dzień) oraz $1,16 \pm 0,06$ mg P/L (98,3%; HRT = 7 dni). W układzie dwustopniowym możliwe było obniżenie stężenia fosforu w odpływie do $0,18 \pm 0,07$ mg P/L (99,8%; HRT = 2 dni).
11. Pomimo uwalniania jonów żelaza i glinu na skutek roztwarzania elektrod w reaktorach elektrochemicznych czy bioelektrochemicznych, ich udział w usuwaniu związków fosforu był niewielki. Defosfatacja była przede wszystkim wynikiem wzrostu pH spowodowany wzrostem zasadowości w procesie denitryfikacji, a następnie wytrącania związków fosforu z jonami wapnia i magnezu.
12. **Uzyskane wyniki wskazują, że kolejne badania powinny koncentrować się na określeniu wpływu alkalizacji na jakość oczyszczonych ścieków oraz na wykorzystaniu prądu elektrycznego do wspomagania denitryfikacji hydrogenotroficznej i odzysku pierwiastków, w tym głównie fosforu, ale bez udziału biofilmu.**
13. Elektrokoagulacja z zastosowaniem elektrod glinowych (Al) umożliwia odzysk fosforu przy $\text{pH} < 7,0$ przy efektywności od $97,5 \pm 0,1\%$ ($J = 2 \text{ A/m}^2$) do $99,9 \pm 0,1\%$ ($J = 8 \text{ A/m}^2$). Pozwala to uzyskać stabilne osady bogate w fosfor, którego udział wynosił od 7,5% ($J = 8 \text{ A/m}^2$) do 21,4% ($J = 2 \text{ A/m}^2$) suchej masy osadów.
14. Elektrokoagulacja pozwala na separację ze ścieków hydroponicznych nie tylko P, ale także B (do 100%; stężenie poniżej 0,001 mg B/L) oraz – w pewnym stopniu – Fe (do $95,7 \pm 0,4\%$), S (do $19,9 \pm 1,6\%$), Mg (do $30,7 \pm 3,1\%$), K (do $34,5 \pm 13,0\%$), Mn (do $71,6 \pm 3,2\%$), Zn (do $93,0 \pm 2,5\%$) i Cu (do $78,8 \pm 9,5\%$). Dodatkowo umożliwia usunięcie części związków organicznych (do $35,1 \pm 1,4\%$). Jednocześnie jony Na i Cl pozostają w wodach nadosadowych, co umożliwia oddzielenie cennych pierwiastków (np. fosforu) od składników niepożądanych w uprawie pomidorów (Na, Cl).

15. Zakładając, że z 1 ha bezglebowej uprawy pomidorów odprowadza się średnio od 45 do 120 m³ ścieków hydroponicznych dziennie, ilość powstającego osadu w wyniku elektrokoagulacji z zastosowaniem elektrod glinowych wynosiłaby od 13 do 33 kg suchej masy/d·ha ($J = 2 \text{ A/m}^2$) oraz od 38 do 101 kg suchej masy/d·ha ($J = 8 \text{ A/m}^2$).
16. Wzrost gęstości prądu powoduje zwiększenie ilości roztworzonego metalu, co zwiększa szybkość i efektywność usuwania zanieczyszczeń. Jednocześnie powoduje to spadek efektywności energetycznej, ponieważ część energii jest zużywana m.in. na ogrzanie ścieków. Zbadane zużycie energii wynosiło od 6,03 kWh/kg P przy najniższej gęstości prądu ($J = 2 \text{ A/m}^2$) do 29,98 kWh/kg P przy najwyższej ($J = 8 \text{ A/m}^2$).
17. Usuwanie azotanów(V) w wyniku elektrokoagulacji z zastosowaniem elektrod glinowych jest niewystarczające. Przy przebadanych gęstościach prądu (2, 4 i 8 A/m²), efektywność wynosiła od $2,0 \pm 0,32\%$ dla $J = 2 \text{ A/m}^2$ do $3,3 \pm 0,6\%$ dla $J = 8 \text{ A/m}^2$. Ponadto wzrost gęstości prądu powoduje akumulację azotu amonowego oraz azotanów(III).
18. Zastosowanie alkalizacji i strącania pierwiastków ze ścieków hydroponicznych jest skuteczną metodą odzysku P, Ca, Mg, Mn oraz B. Pozwala również na czasowe przechowanie odzyskanych pierwiastków w osadach.
19. Odzysk fosforu z zastosowaniem alkalizacji zależy od pH oraz od form jonów fosforanowych odpowiadających danemu pH, a nie od rodzaju zastosowanego środka alkalizującego.
20. Dawki środków alkalizujących zapewniające odzysk fosforu powyżej 99% oraz jego stężenie w oczyszczonych ściekach poniżej 1 mg P/L powinny wynosić 0,20 g/L, 0,28 g/L i 0,08 g/L odpowiednio dla Ca(OH)₂, KOH i NH₄OH.
21. W zależności od zastosowanego pH alkalizacji i czynnika alkalizującego, uzyskujemy osady mineralne o różnym udziale P. Najwyższy udział fosforu stwierdzono dla pH = 7,0 i wynosił on odpowiednio 18,0%, 16,8% oraz 16,3% przy zastosowaniu Ca(OH)₂, KOH oraz NH₄OH jako czynników alkalizujących.
22. Badania wykazały wysoką podatność osadów na rozpuszczenie w pH 5 z zastosowaniem HNO₃ co pozwoliło odzyskać w postaci roztworu gotowego do fertygacji do $98,3 \pm 0,5\%$ P; $36,4 \pm 2,1\%$ N; $4,21 \pm 0,18\%$ K; $27,6 \pm 0,4\%$ Ca; $44,0 \pm 2,7\%$ Mg; $5,53 \pm 0,43\%$ S; $97,7 \pm 0,3\%$ Zn; $99,3 \pm 0,3\%$ Mn; $13,9 \pm 0,8\%$ Mo; $59,5 \pm 1,8\%$ B. Jednocześnie uzyskany roztwór zawierał do $1,50 \pm 0,80\%$ Na i $4,57 \pm 0,48\%$ Cl w odniesieniu do ścieków surowych.

23. Separacja pierwiastków z ścieków w postaci osadów pozwala na ich czasowe magazynowanie a także uśrednienie składu w ciągu całego cyklu uprawowego. Dzięki temu możliwe jest ich wykorzystanie w kolejnym cyklu. Umożliwia to jednorazowe wyznaczenie jakości powstałego na skutek ich rozpuszczania roztworu i precyzyjne zbilansowanie świeżej pożywki.
24. Mg jest efektywnie odzyskiwany z ścieków hydroponicznych jedynie przy alkalizacji w pH 11.
25. Wstępna alkalizacja ścieków z bezglebowej uprawy pomidorów umożliwia odzysk $95,2 \pm 0,8\%$ fosforu w postaci osadów mineralnych oraz wpływa na **poprawę efektywności dalszego biologicznego oczyszczania ścieków**.
26. Zastosowanie dwustopniowej strategii oczyszczania (alkalizacja + reaktor biologiczny z biofilmem) pozwala uzyskać bardzo wysoką efektywność defosfatacji (98,0–98,8%) co umożliwia obniżenie stężenia fosforu całkowitego w ściekach oczyszczonych do poziomu poniżej 1 mg P/L.
27. Kwas cytrynowy stanowi skuteczne zewnętrzne źródło węgla organicznego wspomagające denitryfikację, umożliwiając jej efektywny przebieg nawet w szerokim zakresie pH ścieków.
28. Optymalny stosunek COD/N dla skutecznej denitryfikacji z zastosowaniem kwasu cytrynowego wynosi około 3,15, natomiast zastosowanie stosunku $\text{COD/N} \geq 4$ pozwala uzyskać stężenie azotu całkowitego w ściekach oczyszczonych poniżej 15 mg N/L.
29. Wstępna alkalizacja wpływa przede wszystkim na kształtowanie struktury bakteriobiomu biofilmu, natomiast kluczowe znaczenie dla efektywności procesów oczyszczania ma transformacja struktury mikrobiologicznej, a nie liczebność poszczególnych grup mikroorganizmów. Dominującą rolę w procesach biologicznego oczyszczania odgrywały bakterie z rodzajów *Castellaniella*, *Paracoccus* oraz *Trichococcus*, związane z procesami denitryfikacji oraz wykorzystania substratu organicznego.
30. **Zastosowanie dwustopniowej strategii obejmującej alkalizację ścieków oraz ich biologiczne oczyszczanie wspomagane kwasem cytrynowym umożliwia bezpieczne środowiskowo zagospodarowanie ścieków hydroponicznych i stanowi podstawę do dalszych badań nad wdrożeniem tej technologii w skali technicznej.**

4.4. Publikacje wchodzące w skład drugiego osiągnięcia naukowego

Drugim osiągnięciem naukowym są wnioski wynikające z badań przedstawionych w cyklu 6 publikacji zestawionych wg chronologii opublikowania pt. *„Zastosowanie zewnętrznego źródła węgla organicznego do wspomagania usuwania azotu i fosforu ze ścieków w reaktorach z błoną biologiczną”*. Mój wkład w powstanie publikacji został opisany pod każdą z nich. Oświadczenia współautorów znajdują się w załączniku 5.

Łączna suma punktów cyklu publikacji – **355 pkt MNiSW** (5 z 6 publikacji wg „starej” punktacji). Sumaryczny IF = **20,812**.

Osiągnięcie naukowe przedstawione w cyklu publikacji (B1-B6) jest częścią badań zrealizowanych w ramach projektu finansowanego przez **Narodowe Centrum Nauki Preludium 4**, który był kierowany przeze mnie w okresie od 12.08.2013 do 11.08.2015 r. pt. *„Zewnętrzne źródło węgla jako potencjalny czynnik rozmieszczenia i aktywności bakterii denitryfikacyjnych i defosfatacyjnych w układzie hybrydowym błony biologicznej i osadu czynnego”*; kwota dofinansowania 99 580 PLN. Artykuły zostały opublikowane w latach 2013-2020. Wyniki badań, które zostały w nich przedstawione, posłużyły m.in. do zaplanowania badań w ramach opisanego powyżej cyklu publikacji A i projektu Lider, oraz były podstawą badań nad oczyszczaniem rzeczywistych ścieków hydroponicznych z zastosowaniem reaktorów z biofilmem. Publikacje B4-B6 były również podstawą uzyskania **Stypendium START 2016** dla młodych naukowców przyznawanego przez **Fundację na rzecz Nauki Polskiej**. Uzyskane wyniki pozwoliły na zaplanowanie, kontynuację i rozszerzenie badań nad zastosowaniem zewnętrznego źródła węgla organicznego w mojej pracy doktorskiej pt. *„Efektywność denitryfikacji i biologicznej defosfatacji wspomaganej zewnętrznym źródłem węgla organicznego w sekwencyjnym reaktorze porcjowym z błoną biologiczną (SBBR)”*.

- B1** Mielcarek Artur, Rodziewicz Joanna, Janczukowicz Wojciech, Struk-Sokołowska Joanna (2020), *The impact of biodegradable carbon sources on nutrients removal in post-denitrification biofilm reactors*, Science of the Total Environment, 720, 137377. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137377>

200 pkt MNiSW (2020)

IF=7,963

Opis wkładu AM: Koncepcja pracy, zaprojektowanie badań, metodologia, utrzymanie modelu badawczego, wykonywanie analiz fizykochemicznych, opracowanie i interpretacja wyników, przygotowanie publikacji oraz odpowiedzi na recenzje, pozyskanie finansowania i zasobów.

- B2** Mielcarek Artur, Rodziewicz Joanna, Janczukowicz Wojciech, Dabrowska, Dorota, Ciesielski Sławomir, Thornton Arthur, Struk-Sokołowska Joanna (2017), *Citric acid application for denitrification process*

support in biofilm reactor, Chemosphere, 171, 512–519.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.099>

35 pkt MNiSW (2017)

IF=4,427

Opis wkładu AM: Koncepcja pracy, zaprojektowanie badań, metodologia, utrzymanie modelu badawczego, wykonywanie analiz fizykochemicznych, opracowanie i interpretacja wyników, przygotowanie publikacji oraz odpowiedzi na recenzje, pozyskanie finansowania i zasobów.

- B3** Mielcarek Artur, Rodziewicz Joanna, Janczukowicz Wojciech, Dulski Tomasz, Ciesielski Sławomir, Thornton Arthur (2016), *Denitrification aided by waste beer in anaerobic sequencing batch biofilm reactor (AnSBBR)*, Ecological Engineering, 95, 384–389. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.083>

30 pkt MNiSW (2016)

IF=2,914

Opis wkładu AM: Koncepcja pracy, zaprojektowanie badań, metodologia, utrzymanie modelu badawczego, wykonywanie analiz fizykochemicznych, opracowanie i interpretacja wyników, przygotowanie publikacji oraz odpowiedzi na recenzje.

- B4** Mielcarek Artur, Rodziewicz Joanna, Janczukowicz Wojciech, Thornton Arthur (2015), *The feasibility of citric acid as external carbon source for biological phosphorus removal in a sequencing batch biofilm reactor (SBBR)*, Biochemical Engineering Journal, 93, 102–107. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2014.10.001>

35 pkt MNiSW (2015)

IF=2,463

Opis wkładu AM: Koncepcja pracy, zaprojektowanie badań, metodologia, utrzymanie modelu badawczego, wykonywanie analiz fizykochemicznych, opracowanie i interpretacja wyników, przygotowanie publikacji oraz odpowiedzi na recenzje, pozyskanie finansowania i zasobów.

- B5** Mielcarek Artur, Rodziewicz Joanna, Janczukowicz Wojciech, Thornton Arthur J., Jóźwiak Tomasz, Szymczyk Paula (2015), *Effect of the C:N:P ratio on the denitrifying dephosphatation in a sequencing batch biofilm reactor (SBBR)*, Journal of Environmental Sciences, 38, 119–125. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2015.05.018>

30 pkt MNiSW (2015)

IF=2,208

Opis wkładu AM: Koncepcja pracy, zaprojektowanie badań, metodologia, utrzymanie modelu badawczego, wykonywanie analiz fizykochemicznych, opracowanie i interpretacja wyników, przygotowanie publikacji oraz odpowiedzi na recenzje, pozyskanie finansowania i zasobów.

- B6** Mielcarek Artur, Janczukowicz Wojciech, Ostrowska Kamila, Jóźwiak Tomasz, Kłodowska Izabella, Rodziewicz Joanna, Zieliński Marcin (2013), *Biodegradability evaluation of wastewaters from malt and beer production*, Journal of the Institute of Brewing, 119(4), 242–250. <https://doi.org/10.1002/jib.92>

25 pkt MNiSW (2013)

IF=0,837

Opis wkładu AM: Koncepcja pracy, zaprojektowanie badań, metodologia, wykonywanie analiz fizykochemicznych, opracowanie i interpretacja wyników, przygotowanie publikacji oraz odpowiedzi na recenzje.

Oświadczenia współautorów odnośnie mojego wkładu w powstanie publikacji stanowiących cykl zostały zamieszczone w załączniku 5.

4.5. Omówienie celu badań, uzyskanych wyników i ich znaczenia

**W celu zachowania spójności z artykułami B1-B6 w omówieniu celu badań, uzyskanych wyników i ich znaczenia zastosowano takie same skróty i jednostki jak w artykułach.*

Cykl publikacji B1–B6 dotyczy zagadnienia wspomagania biologicznego usuwania związków azotu i fosforu poprzez zastosowanie zewnętrznego źródła węgla organicznego w reaktorach z błoną biologiczną ze ścieków o niskim stosunku C/N.

W publikacjach **B2–B6** skoncentrowano się na analizie wpływu rodzaju zewnętrznego źródła węgla oraz proporcji C:N:P na efektywność biologicznego usuwania azotu i fosforu w sekwencyjnych reaktorach porcjowych z błoną biologiczną (*ang. Sequencing Batch Biofilm Reactor; SBBR*). W badaniach zastosowano różne substraty organiczne: kwas octowy, kwas cytrynowy oraz odpadowe piwo. Przeanalizowano strumienie ścieków powstających w zakładach piwowskich i słodowniach oraz ich przydatność do wspomagania biologicznego usuwania związków biogennych. Wykazano, że zastosowanie dodatkowego źródła węgla umożliwia skuteczne wspomaganie procesów denitryfikacji oraz biologicznej defosfatacji w reaktorach typu SBBR poprzez zwiększenie aktywności mikroorganizmów odpowiedzialnych za usuwanie związków biogennych. Odpowiedni dobór rodzaju substratu oraz stosunku C:N:P pozwalał uzyskać wysoką efektywność oczyszczania ścieków przy jednoczesnym ograniczeniu produkcji biomasy. Wykazano również, że alternatywne substraty, takie jak odpadowe piwo, mogą stanowić efektywne i niskokosztowe źródło węgla dla mikroorganizmów denitryfikacyjnych.

Publikacja **B1** stanowi podsumowanie i rozszerzenie tych badań. W pracy tej przeanalizowano wpływ rodzaju zewnętrznego źródła węgla, wartości pH oraz czasu pracy reaktora na rozwój biofilmu, skład zewnątrzkomórkowych substancji polimerowych (*ang. Extracellular Polymeric Substances; EPS*) oraz kinetykę usuwania azotu i fosforu w reaktorach typu SBBR. Wykazano, że rodzaj zastosowanego substratu organicznego istotnie wpływa na strukturę biofilmu oraz warunki eksploatacyjne reaktora, w tym ryzyko jego zatykania czy obciążenie wypełnienia biomasą. Szczególnie korzystne właściwości wykazał kwas cytrynowy, który umożliwiał utrzymanie cienkiego biofilmu oraz stabilną pracę układu biologicznego. Wyniki badań pozwoliły lepiej zrozumieć mechanizmy funkcjonowania reaktorów biofilmowych w procesach usuwania związków biogennych ze ścieków o niskim stosunku C/N.

CEL BADAŃ

Głównym celem badań było określenie efektywności denitryfikacji i biologicznej defosfatacji w reaktorach z błoną biologiczną wspomaganych zewnętrznym źródłem węgla organicznego: powszechnie stosowanym kwasem octowym, oraz „niekonwencjonalnym” w postaci kwasu cytrynowego oraz odpadowego piwa. Ponadto określono czynniki mające wpływ na efektywność i możliwość zastosowania tego typu rozwiązań technologicznych do usuwania związków biogenych.

4.5.1. Usuwanie związków biogenych w reaktorach z błoną biologiczną oraz poprzez wspomaganie zewnętrznym źródłem węgla organicznego

Obrotowe złoża biologiczne (*ang. Rotating Biological Contactor; RBC*) zostały zaprojektowane głównie do usuwania związków organicznych ze ścieków. Rosnące oczekiwania dotyczące jakości ścieków odprowadzanych do środowiska naturalnego powodują konieczność zwiększenia efektywności usuwania związków azotu i fosforu w tego typu układach. W niektórych badaniach wykazano, że klasyczne sekwencyjne reaktory porcjowe z osadem czynnym mogą być bardziej efektywne niż systemy przepływowe, ze względu na większą elastyczność w odniesieniu do przepływu i ładunku zanieczyszczeń [27,28], natomiast reaktory z biofilmem przewyższają systemy z osadem czynnym poprzez mniejszą wrażliwość na zmiany ładunku zanieczyszczeń i występowanie substancji toksycznych, mniejszy przyrost biomasy, wyższe stężenie biomasy oraz mniejszą objętość reaktorów [29,30]. Z tego względu sekwencyjne reaktory porcjowe z biofilmem łączące zarówno zalety reaktorów porcjowych jak i rozwiązań opartych na błonie biologicznej (biomasie przytwierdzonej do wypełnienia) uznawane są za obiecujące rozwiązania technologiczne.

Niezmienne, jednym z istotnych wyzwań w biologicznym usuwaniu azotu i fosforu jest zapewnienie odpowiedniej ilości i rodzaju biodegradowalnych form węgla organicznego w odniesieniu do poszczególnych faz pracy reaktora. Problem ten można rozwiązać poprzez zastosowanie zewnętrznego źródła węgla organicznego. Wpływ różnych związków organicznych na efektywność usuwania azotu oraz zdolność osadu czynnego do zwiększonej wewnątrzkomórkowej akumulacji polifosforanów i tym samym możliwości zwiększonego biologicznego usuwania fosforu (*ang. Enhanced Biological Phosphorus Removal; EBPR*) był szeroko badany [31–33]. Do wspomagania denitryfikacji i defosfatacji były wykorzystywane lotne kwasy tłuszczowe [34,35], a także takie substraty jak glukoza, metanol czy etanol [36–38], jak również wybrane rodzaje ścieków przemysłowych [39,40] lub produktów odpadowych [41,42]. Jednym z najczęściej stosowanych i najlepiej poznanych źródeł węgla organicznego w

reaktorach z osadem czynnym jest kwas octowy (w tym octan sodu) [35,43]. Wg danych literaturowych kwas octowy jest jednym z najbardziej preferowanych źródeł węgla organicznego zarówno przez bakterie denitryfikacyjne jak i defosfatacyjne osadu czynnego, co wynika ze sposobu jego włączania w szlaki metaboliczne tych mikroorganizmów. Dzięki temu może również stanowić punkt odniesienia dla innych badanych substratów.

Poza dostępnością związków organicznych w celu zapewnienia usuwania związków azotu i fosforu jest konieczne stworzenie odpowiednich warunków tlenowo, beztlenowych. W większości badania nad procesem biologicznego usuwania związków biogennych prowadzono z zastosowaniem osadu czynnego (z biomasą zawieszoną). Jednocześnie brakowało danych dotyczących możliwości zastosowania reaktorów z błoną biologiczną typu SBBR wspomaganych zewnętrznym źródłem węgla organicznego do zintegrowanego usuwania związków azotu i fosforu, w których może mieć miejsce proces **denitryfikacji defosfatacyjnej** [44]. Luka ta dotyczyła przede wszystkim określenia warunków sprzyjających jednoczesnemu rozwojowi procesów denitryfikacji i biologicznego usuwania fosforu w strukturze biofilmu, w której dzięki gradientowi stężeń tlenu oraz substratów, możliwe jest jednoczesne zachodzenie procesów tlenowych, anoksydacyjnych i beztlenowych na niewielkiej przestrzeni.

4.5.2. Zastosowanie kwasu octowego do wspomagania denitryfikacji i biologicznej defosfatacji w reaktorach typu SBBR (publikacja B5)

Pierwszy etap badań w ramach cyklu B1–B6 dotyczył wykorzystania kwasu octowego jako klasycznego, łatwo biodegradowalnego zewnętrznego źródła węgla organicznego we wspomaganiu denitryfikacji i biologicznej defosfatacji w reaktorze typu SBBR. Celem badań było określenie wpływu stosunku **C:N:P** na przebieg procesów biologicznej defosfatacji, denitryfikacji defosfatacyjnej oraz denitryfikacji. Szczególną uwagę poświęcono ocenie kinetyki uwalniania i poboru fosforanów, dynamiki przemian azotu oraz roli struktury biofilmu w kształtowaniu warunków sprzyjających aktywności **denitryfikacyjnych bakterii akumulujących polifosforany** (ang. *Denitrifying Polyphosphate Accumulating Organisms; DNPAO*). Uzyskane wyniki stanowiły punkt odniesienia dla późniejszych badań z zastosowaniem bardziej złożonych substratów węglowych.

Badania przeprowadzono w warunkach laboratoryjnych z wykorzystaniem dwóch reaktorów SBBR o objętości 5 L, w których biomasa rozwijała się głównie w postaci biofilmu na całkowicie zanurzonych, obracających się tarczach. Jako źródło węgla organicznego zastosowano **kwas octowy**, uznawany za jeden z najefektywniejszych substratów dla bakterii prowadzących procesy denitryfikacji i defosfatacji. W doświadczeniu zastosowano syntetyczne

ścieki zawierające fosforany i azotany (o charakterystyce zbliżonej do ścieków komunalnych oczyszczonych na niskoobciążonych złożach biologicznych), a eksperyment prowadzono w czterech seriach odpowiadających różnym stosunkom **C:N:P: 140:7:7, 140:35:7, 140:70:7 oraz 140:140:7**. Cykl pracy reaktora wynosił 12 h i obejmował fazę mieszania (warunki anoksydacyjne/anaerobowe) oraz fazę napowietrzania. Monitorowano zmiany stężenia węgla organicznego, azotu i fosforu oraz parametry środowiskowe, takie jak pH, potencjał redoks i stężenie tlenu rozpuszczonego.

Badania wykazały, że stosunek C:N:P istotnie wpływał na przebieg denitryfikacji oraz profile uwalniania i poboru fosforanów. Najwyższe szybkości zarówno uwalniania, jak i poboru fosforanów odnotowano przy stosunku C:N:P = 140:70:7, odpowiednio 25 oraz 1,55 mg P/L·h. Najniższą szybkość uwalniania fosforanów (0,10 mg P/L·h) stwierdzono przy stosunku 140:35:7, natomiast najniższą szybkość ich poboru (0,18 mg P/L·h) przy stosunku 140:7:7. Stosunek C:N równy 2,5:1 zapewniał całkowitą denitryfikację. Najwyższą szybkość denitryfikacji (14,59 mg N/L·h) osiągnięto przy stosunku C:N:P = 140:35:7. Z kolei najniższe szybkości denitryfikacji, mieszczące się w zakresie 6,18–10,78 mg N/L·h, odnotowano przy stosunku 140:140:7 (seria 4). W tej serii badań analizy wykazały również wysoką szybkość **usuwania azotu w fazie napowietrzania** (2,40 mg N/L·h), mimo wcześniejszego zużycia i braku dostępnego substratu organicznego. Niezależnie od zastosowanego stosunku C:N:P, substrat organiczny był niemal całkowicie zużywany. Zwiększenie ładunku azotu doprowadzanego do reaktora powodowało wzrost ilości usuwanych fosforanów aż do stosunku C:N:P = 140:140:7, po przekroczeniu, którego zaobserwowano spadek efektywności oczyszczania ścieków.

Badania potwierdziły, że struktura biofilmu sprzyjała powstawaniu jednocześnie stref anaerobowych, anoksydacyjnych i tlenowych, co umożliwiało zachodzenie procesów denitryfikacji i defosfatacji w różnych warstwach biofilmu. Takie zróżnicowanie warunków środowiskowych sprzyjało aktywności mikroorganizmów **DNPAO**, zdolnych do wykorzystywania azotanów jako akceptorów elektronów w procesie akumulacji polifosforanów. **Odpowiednie kształtowanie stosunku C:N:P w reaktorze SBBR umożliwia efektywne zintegrowanie procesów denitryfikacji i biologicznego usuwania fosforu w strukturze biofilmu.**

4.5.3. Zastosowanie kwasu cytrynowego do wspomagania denitryfikacji i biologicznej defosfatacji w reaktorach typu SBBR (publikacje B2 i B4)

Pozytywne wyniki potwierdzające przydatność kwasu octowego, przedstawione w publikacji B5, przyczyniły się do kontynuacji badań nad zastosowaniem reaktorów typu SBBR do usuwania azotu i fosforu. W kolejnych badaniach zaczęto poszukiwać alternatywnych źródeł węgla organicznego. Jednym z potencjalnych substratów był kwas cytrynowy, którego przydatność była wcześniej badana głównie w kontekście wspomagania biologicznego usuwania fosforu w układzie opartym na osadzie czynnym [45]. Brakowało badań dotyczących jego wpływu na przebieg denitryfikacji oraz defosfatacji w systemach z biofilmem oraz zależności pomiędzy kinetyką procesu a strukturą mikrobiologiczną biomasy. Luka ta stanowiła podstawę podjęcia badań przedstawionych w publikacjach B2 i B4.

Kwas cytrynowy jest stałą, nietoksyczną, naturalnie występującą i stabilną substancją. Jest produkowany na skalę przemysłową. Jest łatwo dostępny oraz wygodny w transporcie i magazynowaniu. Dotychczasowe wyniki badań, jak również względy praktyczne i ekonomiczne wskazywały, że kwas cytrynowy może być atrakcyjnym technologicznie źródłem węgla organicznego w procesach biologicznego usuwania biogenów. Kwas cytrynowy może znaleźć zastosowanie nie tylko w dużych oczyszczalniach ścieków komunalnych, ale także w małych instalacjach lub w oczyszczalniach ścieków przemysłowych, w których stosowanie substratów o właściwościach toksycznych (np. metanolu) może być niepraktyczne. Systemy oparte na biofilmie oraz sekwencyjne reaktory porcjowe z zewnętrznym źródłem węgla organicznego mogą okazać się skuteczne w tego typu zastosowaniach.

Celem badań było określenie możliwości wykorzystania kwasu cytrynowego jako zewnętrznego źródła węgla w procesie denitryfikacji prowadzonej w anaerobowym sekwencyjnym reaktorze porcjowym z biofilmem (AnSBBR), a także określenie kinetyki zużycia substratu organicznego i redukcji azotanów oraz powiązanie tych parametrów z rozwojem społeczności mikroorganizmów zasiedlających biofilm. Zakres badań obejmował analizę zmian kinetyki procesu podczas fazy adaptacji reaktora oraz w warunkach stabilnej pracy układu, a także charakterystykę mikrobiologiczną biofilmu z wykorzystaniem metod molekularnych.

W badaniach zastosowano syntetyczne ścieki o składzie odpowiadającym oczyszczonym ściekom komunalnym po procesie nityfikacji, zawierające głównie azotany(V) (ok. 80 mg N/L) przy niskiej zawartości materii organicznej. Jedynym źródłem węgla organicznego był kwas cytrynowy. Eksperyment prowadzono przez 180 cykli pracy reaktora, z czego pierwsze 60 cykli stanowiło etap formowania biofilmu i adaptacji mikroorganizmów, natomiast w kolejnych cyklach analizowano stabilną pracę układu. Monitorowano parametry fizykochemiczne ścieków, kinetykę usuwania azotu i zużycia związków organicznych, a także

przyrost biomasy. Skład mikrobiologiczny biofilmu analizowano z zastosowaniem metod biologii molekularnej obejmujących PCR-DGGE oraz sekwencjonowanie regionu 16S rRNA w analizie metagenomicznej.

Uzyskane wyniki wykazały, że kwas cytrynowy może stanowić skuteczne zewnętrzne źródło węgla wspomagające proces denitryfikacji w reaktorze z biofilmem. W fazie adaptacji reaktora (cykle 1–60) szybkość zużycia substratu organicznego wynosiła średnio 71,5 mg COD/L·h, natomiast szybkość denitryfikacji 17,81 mg N/L·h. Po osiągnięciu stabilnych warunków pracy (cykle 61–180) wartości te wzrosły odpowiednio do 143,8 mg COD/L·h oraz 24,38 mg N/L·h, co wskazuje na adaptację mikroorganizmów do wykorzystania tego substratu. Jednocześnie stwierdzono bardzo niski współczynnik przyrostu biomasy ($Y_{obs} \approx 0,04$ mg TSS/mgCOD), który był około dziesięciokrotnie niższy niż w klasycznych układach z osadem czynnym, co ma istotne znaczenie technologiczne ze względu na ograniczenie ilości powstających osadów nadmiernych, których późniejsze zagospodarowanie generuje koszty.

Analiza mikrobiologiczna wykazała również istotne zmiany w strukturze społeczności bakteryjnej w trakcie pracy reaktora. W początkowej fazie dominowały bakterie z rodzaju *Trichococcus*, które stanowiły ponad 40% populacji mikroorganizmów wykorzystujących kwas cytrynowy. W późniejszym okresie, w wyniku jego rozkładu do prostszych związków, dominację przejęły bakterie zdolne do wykorzystania produktów pośrednich, m.in. z rodzajów *Propionibacterium* (5,74%) oraz *Agrobacterium* (5,23%) przy udziale *Trichococcus* wynoszącym 4,37%. Wyniki te wskazują, że metabolizm kwasu cytrynowego w biofilmie prawdopodobnie przebiega wieloetapowo, a struktura społeczności mikrobiologicznej bezpośrednio wpływa na kinetykę usuwania zanieczyszczeń.

Badania wykazały, że kwas cytrynowy może stanowić efektywne zewnętrzne źródło węgla wspomagające denitryfikację w reaktorach z biofilmem, przy jednocześnie bardzo niskim przyroście biomasy oraz z wyraźnym powiązaniem kinetyki procesu z dynamicznymi zmianami w strukturze społeczności mikroorganizmów. Wskazuje to na możliwość zastosowania tego substratu w technologii oczyszczania ścieków o niskim stosunku C/N, a także podkreśla znaczenie analizy mikrobiologicznej w optymalizacji procesów biologicznego usuwania azotu.

Kwas cytrynowy jest ważnym produktem pośrednim cyklu kwasów trikarboksylowych (cykl Krebsa; cykl kwasu cytrynowego) w komórkach. W warunkach tlenowych jego metabolizm powoduje wzrost zawartości adenozynotrifosforanu (ATP) [45]. Wysoki poziom ATP może sprzyjać syntezie polifosforanów (poly-P) w fazie tlenowej, a w konsekwencji prowadzić do większego uwalniania fosforanów w fazach anoksydacyjnych i beztlenowych.

Stosunek czasu trwania fazy napowietrzania do fazy mieszania wydaje się mieć kluczowe znaczenie w procesach zwiększonej wewnątrzkomórkowej akumulacji polifosforanów przy udziale kwasu cytrynowego w reaktorach SBBR. **Z tego powodu celem badań** przedstawionych w publikacji **B4** było określenie możliwości zastosowania kwasu cytrynowego jako zewnętrznego źródła węgla wspomagającego biologiczne usuwanie fosforu w reaktorze typu SBBR oraz ocena wpływu czasu trwania faz mieszania i napowietrzania na przebieg procesów uwalniania i poboru fosforanów przez mikroorganizmy.

Badania przeprowadzono w warunkach laboratoryjnych z wykorzystaniem trzech reaktorów SBBR oraz ścieków syntetycznych o składzie odpowiadającym jakości ścieków z końcowego etapu denitryfikacji, charakteryzujących się niską zawartością związków azotu utlenionego oraz brakiem łatwo biodegradowalnej materii organicznej. Kwas cytrynowy wprowadzano jako jedyne źródło węgla organicznego w postaci roztworu, a eksperyment prowadzono w trzech wariantach pracy reaktora różniących się stosunkiem czasu trwania fazy mieszania do fazy napowietrzania (1:3, 1:1 oraz 3:1).

W trakcie badań monitorowano parametry fizykochemiczne ścieków (pH, potencjał redoks, zawartość tlenu rozpuszczonego), zmiany stężenia całkowitego węgla organicznego, azotu ogólnego, ortofosforanów oraz fosforu ogólnego. Dodatkowo prowadzono analizę biomasy biofilmu oraz identyfikację wewnątrzkomórkowych polifosforanów metodą barwienia Neissera. Analizowano również kinetykę procesów uwalniania i poboru fosforanów w zależności od strategii pracy reaktora.

Wyniki badań wykazały, że kwas cytrynowy może stanowić efektywne źródło węgla wspomagające proces biologicznego usuwania fosforu w reaktorach z biofilmem. Najwyższą intensywność procesów biologicznych uzyskano przy stosunku czasu mieszania do napowietrzania 1:3, dla którego szybkość uwalniania fosforanów wynosiła $0,059 \pm 0,004 \text{ g P-PO}_4^{3-}/\text{m}^2\cdot\text{h}$, natomiast szybkość ich poboru $0,028 \pm 0,002 \text{ g P-PO}_4^{3-}/\text{m}^2\cdot\text{h}$. W tych warunkach zawartość fosforu w suchej masie biofilmu osiągnęła 4,6%, co potwierdza intensywną akumulację polifosforanów w komórkach mikroorganizmów. Wydłużenie fazy mieszania prowadziło do wyraźnego obniżenia intensywności procesów biologicznej defosfatacji,

Skuteczność usuwania fosforu w reaktorze SBBR była związana ze stopniem wzrostu biomasy oraz ilością biofilmu usuwanego z reaktora po zakończeniu cyklu oczyszczania. Wydłużenie fazy napowietrzania sprzyjało intensywniejszemu wzrostowi biomasy, co prowadziło do zwiększenia efektywności usuwania fosforu. Powodowało to również większe tempo zużycia kwasu cytrynowego oraz wzrost pH ścieków. Przyrost biomasy wynosił od $2000 \pm 470 \text{ mg s.m.}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ do $2920 \pm 630 \text{ mg s.m.}/\text{m}^2\cdot\text{d}$.

Badania wykazały, że kwas cytrynowy może być skutecznym i technologicznie atrakcyjnym zewnętrznym źródłem węgla nie tylko w procesie denitryfikacji, ale także biologicznego usuwania fosforu w reaktorach z biofilmem, a efektywność procesu zależy od odpowiedniego doboru czasu trwania faz mieszania i napowietrzania w cyklu pracy reaktora.

4.5.4. Zastosowanie ścieków z browarów i słodowni do wspomagania denitryfikacji i biologicznej defosfatacji w reaktorach typu SBBR (publikacja B3 i B6)

Przemysł piwowarski jest jednym z największych sektorów przemysłu spożywczego generującym ścieki o wysokim ładunku zanieczyszczeń organicznych. Ścieki te powstają na wielu etapach produkcji, m.in. podczas wytwarzania słodu, warzenia brzeczki, fermentacji oraz rozlewu piwa, a ich ilość jest ściśle związana z zużyciem wody w procesie technologicznym, które wynosi od około 0,7 do 2,0 m³ na hektolitr wyprodukowanego piwa. W konsekwencji w browarach powstaje od 0,3 do 1,0 m³ ścieków na hektolitr wyprodukowanego piwa, zawierających znaczne ilości rozpuszczonych związków organicznych, głównie cukrów, białek, aminokwasów, lipidów, produktów fermentacji oraz pozostałości drożdży i chmielu. Z tego względu ścieki browarnicze charakteryzują się wysokimi wartościami chemicznego zapotrzebowania tlenu oraz znaczną zmiennością składu fizykochemicznego. Pomimo licznych badań dotyczących oczyszczania ścieków z przemysłu spożywczego, w literaturze brakowało szczegółowej analizy **biodegradowalności ścieków pochodzących z poszczególnych etapów produkcji piwa oraz wpływu temperatury na przebieg procesów biologicznego rozkładu materii organicznej**. Dotychczasowe opracowania najczęściej dotyczyły ścieków zmieszanych lub koncentrowały się na technologii ich oczyszczania, pomijając zróżnicowanie charakterystyki ścieków w zależności od działu produkcyjnego. Stanowiło to istotną **lukę badawczą**, ponieważ różnice w składzie ścieków mogą w znaczący sposób wpływać na efektywność procesów biologicznego oczyszczania.

Celem badań przedstawionych w **publikacji B6** była ocena biodegradowalności ścieków powstających w różnych działach produkcji słodu i piwa oraz określenie wpływu temperatury na intensywność procesów biodegradacji z wykorzystaniem osadu czynnego. Zakres badań obejmował również szczegółową charakterystykę fizykochemiczną ścieków pochodzących z poszczególnych etapów produkcji, a także analizę ścieków mieszanych zawierających zarówno ścieki technologiczne, jak i socjalno-bytowe. **Pozwoliło to ocenić przydatność tego typu ścieków jako zewnętrznego źródła węgla organicznego do wspomagania biologicznego usuwania N i P ze ścieków o niekorzystnym stosunku C:N:P.**

Badania przeprowadzono z wykorzystaniem próbek ścieków pochodzących z browaru produkującego około 800 000 hl piwa rocznie. Próbki pobierano w trakcie rzeczywistych procesów produkcyjnych z czterech głównych działów technologicznych: słodowni, warzelni, fermentowni oraz rozlewni. Dodatkowo analizowano ścieki zmieszane odprowadzane do systemu kanalizacyjnego. W ramach analiz oznaczono parametry fizykochemiczne, takie jak: chemiczne zapotrzebowanie tlenu, zawartość azotu ogólnego, fosforu ogólnego, pH, zawiesiny ogólne oraz suchą masę całkowitą i organiczną.

Ocena biodegradowalności została przeprowadzona metodą **respirometryczną** z wykorzystaniem zestawów OxiTop Control firmy WTW. W badaniach zastosowano osad czynny uprzednio zaadaptowany do ścieków browarniczych. Proces biodegradacji prowadzono w warunkach tlenowych w dwóch temperaturach: **10 °C**, odpowiadającej warunkom zimowym w oczyszczalniach ścieków w klimacie umiarkowanym oraz **20 °C**, charakterystycznej dla warunków letnich. Obciążenie osadu czynnego wynosiło 0,25 g COD/g s.m.·d.

Uzyskane wyniki wykazały znaczną zmienność składu ścieków w zależności od etapu produkcji. Najwyższe wartości COD obserwowano w ściekach z rozlewu piwa do kegow, gdzie w sytuacji odprowadzania niespełniającego wymagań produktu wartości COD przekraczały nawet 18 000 mg COD/L. Wysokie wartości COD stwierdzono również w ściekach ze słodowni oraz warzelni, gdzie obecne były pozostałości surowców i półproduktów technologicznych. Z kolei ścieki pochodzące z procesów mycia instalacji technologicznych charakteryzowały się niższą zawartością materii organicznej, lecz znaczną zmiennością pH, wynikającą z zastosowania środków myjących i dezynfekcyjnych, takich jak wodorotlenek sodu, kwas azotowy(V) i kwas fosforowy(V). Stosunek **C:N:P** wynosił odpowiednio: dla ścieków ze słodowni **(63,0–64,2):(1,4–1,9):1**, dla warzelni **(69,5–2497,8):(0,3–90,2):1**, dla fermentowni **(10,2–947,0):(<0,1–8,0):1**, dla rozlewni do kegow **(15,9–751,7):(<0,1–3,5):1**, natomiast dla butelkowania **(306,9–3384,5):(2,4–40,0):1**. Przedstawione wartości są korzystne do wspomagania procesów biologicznego usuwania N i P. Szeroki zakres wartości wynikał z cyklicznego charakteru procesów technologicznych oraz okresowego przedostawania się do ścieków zarówno pozostałości surowców i produktu końcowego, jak i środków myjących stosowanych w instalacjach CIP. Zestawienie wybranych parametrów ścieków za publikacją B6 przedstawiono w tabeli 5.

Tabela 5. Wybrane wskaźniki fizykochemiczne ścieków z podziałem na działy produkcyjne. Wartości w nawiasach oznaczają minimalne i maksymalne wartości zanotowane w okresie badań. Źródło: publikacja B6

Parametr	Rodzaj ścieków				
	Z produkcji słodu	Warzelnia	Fermentownia	Rozlew piwa	
				Rozlew kegow wraz z utylizacją piwa	Rozlew butelek
COD [mg COD/L]	3206,0±1642,2 (1880,0-5567,4)	2366,1±3391,8 (50,0-8264,6)	871,9±763,4 (60,2-2192,0)	3936,8±4517,2 (679,4-18077,2)	2457,1±1319,6 (1204,0-5190,0)
TN [mg N/L]	50,17±30,84 (17,87-91,62)	28,90±33,38 (0,07-76,01)	23,47±45,50 (0,06-141,40)	17,78±15,25 (<0,01-61,33)	25,13±17,50 (10,50-90,36)
TP [mg P/L]	38,63±13,19 (29,30-47,95)	5,12±7,57 (0,23-17,30)	4,65±5,98 (<0,01-17,70)	37,96±22,54 (7,55-71,50)	4,00±2,46 (0,62-8,96)
Odczyn pH	(4,99-6,00)	(2,37-12,19)	(2,31-12,80)	(2,79-6,37)	(7,15-11,57)
Zawiesiny ogólne [mg s.m./L]	679±313 (458 -900)	575±841 (26-2100)	198±168 (<1-508)	102±111 (<1-437)	123±66 (40-252)
Stosunek C:N:P	63,6:1,6:1 (63,0-64,2):(1,4- 1,9):1	926,9:17,8:1 (69,5- 2497,8):(0,3- 90,2):1	454,7:3,1:1 (10,2- 947,0):(<0,1- 8,0):1	137,6:0,9:1 (15,9- 751,7):(<0,1- 3,5):1	879,2:8,8:1 (306,9- 3384,5):(2,4- 40,0):1

Pomimo znacznych różnic w składzie chemicznym ścieki ze wszystkich analizowanych działów produkcyjnych wykazywały **wysoką podatność na biodegradację**. Zarówno w temperaturze 10 °C, jak i 20 °C obserwowano intensywne zużycie tlenu przez mikroorganizmy osadu czynnego, co wskazywało na dużą dostępność łatwo przyswajalnych związków organicznych. **Część ścieków produkcyjnych może być zastosowana jako zewnętrzne źródła węgla organicznego w procesie biologicznego usuwania N i P ze ścieków o niekorzystnym stosunku C:N:P.**

Z ekonomicznego i środowiskowego punktu widzenia najlepszym rozwiązaniem problemu deficytu związków organicznych w denitryfikacji i biologicznej defosfatacji wydaje się zastosowanie odpadów, w tym ścieków o wysokim stosunku C:(N+P), jako zewnętrznego źródła węgla organicznego. Jak wcześniej udowodniono w publikacji **B6** oraz we wcześniejszych badaniach będących poza opisywanym cyklem [46] znaczną biodegradowalnością i wysokim stosunkiem BZT₅:(N+P) przekraczającym zazwyczaj 25 charakteryzują się ścieki odprowadzane z browaru. Ich skład zbliżony jest pod względem jakościowym do gotowego produktu. Piwo, które uległo przeterminowaniu, a także to, które z powodu niespełniania wymogów jakościowych nie może być skierowane do sprzedaży traktowane jest jako odpad. Ze względu na swoje właściwości może również zostać wykorzystane jako zewnętrzne źródło węgla organicznego w procesach usuwania azotu, a także fosforu ze ścieków ubogich w związki organiczne w reaktorach typu SBBR - co nie było

wcześniej badane. Możliwość wydzielenia strumienia ścieków z określonego działu produkcji, charakteryzujących się najlepszymi parametrami dla wspomagania biologicznego usuwania związków azotu i fosforu oraz łatwość transportu nieprzydatnego do spożycia piwa, przemawia za wykorzystaniem takiego zewnętrznego źródła węgla w oczyszczalniach ścieków.

Celem badań przedstawionych w publikacji **B3** było **określenie możliwości wykorzystania odpadowego piwa jako zewnętrznego źródła węgla w procesie denitryfikacji prowadzonym w anaerobowym sekwencyjnym reaktorze porcjowym z biofilmem (AnSBBR)**. W szczególności analizowano wpływ tego substratu na kinetykę usuwania związków azotu, tempo wykorzystania substancji organicznych, przyrost biomasy oraz zmiany w strukturze społeczności mikroorganizmów odpowiedzialnych za oczyszczanie ścieków.

Badania przeprowadzono w warunkach beztlenowych, z hydraulicznym czasem zatrzymania wynoszącym 12 h i temperaturą pracy 20–22 °C. Odpadowe piwo stanowiło jedyne źródło węgla organicznego w oczyszczaniu ścieków syntetycznych o wysokiej zawartości azotu azotanowego(V) (ok. 80 mg N/L) oraz fosforanów (ok. 14 mg P/L). W pracy przeanalizowano kinetykę oczyszczania oraz strukturę mikroorganizmów na podstawie sekwencjonowania fragmentu genu 16S rRNA.

Uzyskane wyniki wykazały, że **tego typu substrat może stanowić efektywne źródło węgla organicznego wspomagające proces denitryfikacji**. W trakcie pracy reaktora zaobserwowano stopniowy wzrost szybkości usuwania zanieczyszczeń wraz ze stabilizacją warunków procesu. W początkowej fazie eksploatacji szybkość denitryfikacji wynosiła około 17,37 mg N/L·h, natomiast po osiągnięciu stabilnej pracy reaktora wzrosła do 34,66 mg N/L·h, przy jednoczesnym zwiększeniu szybkości wykorzystania substancji organicznych z 88,8 do 212,4 mg O₂/L·h. W trakcie badań uzyskano stabilne stężenia azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych poniżej 2 mg N/L. Istotnym wynikiem badań było również wykazanie bardzo niskiego współczynnika przyrostu biomasy który wynosił około 0,03 ± 0,03 mg TSS/mg COD (dla kwasu cytrynowego $Y_{obs} \approx 0,04$ mg TSS/ mgCOD; publikacja B2) i był o rząd wielkości niższy niż w klasycznych systemach z osadem czynnym. Analiza metagenomiczna wykazała ponadto znaczące zmiany w strukturze mikroorganizmów tworzących biofilm w trakcie pracy reaktora. W początkowej fazie dominowały bakterie z rodzaju *Alcaligenes*, natomiast w warunkach stabilnej pracy reaktora dominującym mikroorganizmem stał się rodzaj *Trichococcus*, którego udział wzrósł do ponad 52% całej społeczności mikrobiologicznej. Dominacja bakterii z rodzaju *Trichococcus* musiała wynikać z ich istotnej roli w funkcjonowaniu reaktora. Mikroorganizmy te wykazują zdolność degradacji złożonych

związków organicznych oraz wykorzystania substancji pochodzących z degradacji biomasy, co tłumaczyłoby obserwowany niski przyrost biomasy w reaktorze z biofilmem.

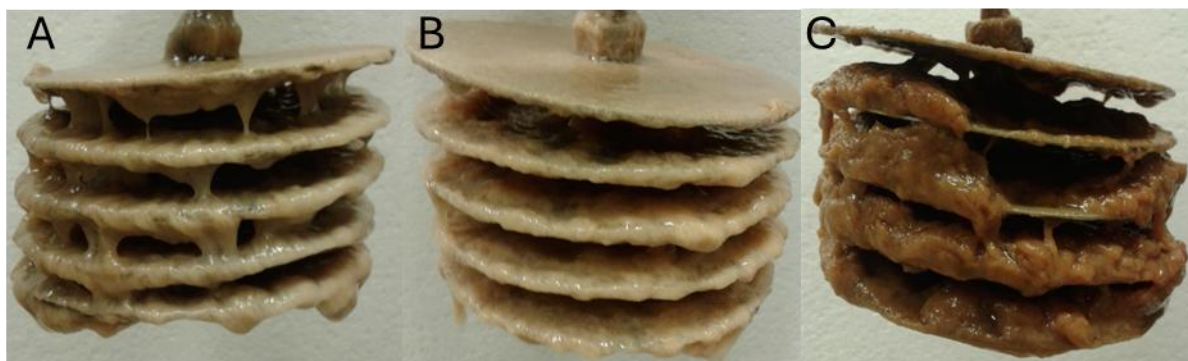
Badania wykazały, że odpadowe piwo może stanowić efektywne i jednocześnie niskokosztowe zewnętrzne źródło węgla w procesie denitryfikacji prowadzonej w reaktorach z błoną biologiczną, umożliwiając wysoką skuteczność usuwania azotu przy jednoczesnym ograniczeniu produkcji biomasy. Wyniki badań dostarczyły również nowych informacji dotyczących **kinetyki procesu oraz zmian w strukturze mikroorganizmów biofilmu,** co ma znaczenie dla projektowania i optymalizacji pracy reaktorów biologicznych stosowanych w oczyszczaniu ścieków o niskim stosunku C/N.

4.5.5. Wpływ zewnętrznego źródeł węgla organicznego na usuwanie związków biogennych reaktorach typu SBBR (publikacja B1)

Wyniki przedstawione w publikacjach B2-B6, wskazują na możliwość zastosowania substratu organicznego do wspomagania denitryfikacji w układach z błoną biologiczną. Możliwa jest również biologiczna defosfatacja poprzez zwiększone wewnątrzkomórkowe magazynowanie polifosforanów oraz denitryfikację defosfatacyjną. Wprowadzenie dodatkowych substratów organicznych przyczynia się do wzrostu biomasy mikroorganizmów zaangażowanych w oczyszczanie ścieków a zbyt nadmierny rozwój biofilmu może prowadzić do zatykania wypełnienia reaktorów biologicznych i ograniczenia jego przepustowości hydraulicznej co stanowi istotny problem eksploatacyjny [47]. Pomimo licznych badań dotyczących zastosowania zewnętrznych źródeł węgla w procesach usuwania azotu, **w literaturze brakowało kompleksowych analiz dotyczących wpływu rodzaju substratu organicznego – zwłaszcza substratów nietypowych – oraz obniżonego pH na rozwój biofilmu, strukturę zewnątrzkomórkowych substancji polimerowych oraz kinetykę usuwania związków biogennych w reaktorach typu SBBR.** Szczególnie ograniczona była wiedza dotycząca mechanizmów prowadzących do nadmiernego przyrostu biofilmu i zatykania reaktorów [48,49]. Luka ta stanowiła podstawę do podjęcia badań przedstawionych w **publikacji B1.** Celem badań było określenie wpływu rodzaju zewnętrznego źródła węgla organicznego, wartości pH oraz czasu pracy reaktora na: (1) rozwój biofilmu, (2) charakterystykę zewnątrzkomórkowych substancji polimerowych, (3) kinetykę usuwania związków azotu i fosforu oraz (4) ryzyko zatykania reaktora z błoną biologiczną. Dodatkowo oceniono efektywność oczyszczania ścieków w zależności od zastosowanego substratu organicznego.

Badania przeprowadzono z wykorzystaniem równolegle pracujących trzech reaktorów typu **SBBR**. Jako źródło węgla zastosowano trzy substraty: kwas octowy, kwas cytrynowy oraz odpadowe piwo stanowiące złożony substrat organiczny. Badania prowadzono przez 90 dni, a analizie poddano m.in. objętość biofilmu na wypełnieniu, skład i frakcje EPS (rozpuszczalne EPS, Sol-EPS; luźno związane EPS, LB-EPS; silnie związane EPS, TB-EPS), zawartość białek i polisacharydów, a także kinetykę usuwania związków azotu i fosforu oraz parametry jakości ścieków oczyszczonych.

Wyniki badań wykazały, że **rodzaj zastosowanego substratu organicznego istotnie wpływał na rozwój biofilmu oraz na skład zewnątrzkomórkowych substancji polimerowych**, a tym samym na warunki eksploatacyjne reaktorów. Największy przyrost biofilmu stwierdzono w reaktorze zasilanym odpadowym piwem, natomiast zastosowanie kwasu cytrynowego prowadziło do powstania cienkiej warstwy biofilmu. Objętość biomasy w reaktorze z kwasem cytrynowym była o 53% mniejsza niż w przypadku kwasu octowego oraz o 61% mniejsza niż w reaktorze zasilanym odpadowym piwem. Jednocześnie we wszystkich reaktorach dominującą frakcją EPS była frakcja rozpuszczalna (Sol-EPS), natomiast udział frakcji silnie związanej z komórkami (TB-EPS) wynosił od ok. 27% do 36% całkowitej ilości EPS. Kluczową rolę w procesie formowania biofilmu miały białka, które dominowały w składzie EPS. Na rysunku 2 przedstawiono wypełnienie badanych reaktorów wraz z ustabilizowanym biofilmem dla badanych substratów.



Rysunek 2. Wypełnienie reaktorów wraz z biofilmem w zależności od rodzaju zastosowanego substratu organicznego: A-kwas octowy; B-kwas cytrynowy; C-odpadowe piwo; Źródło: na podstawie publikacji B1

Badania wykazały również, że obniżone pH ścieków, w wyniku dodania kwasów organicznych sprzyjało tworzeniu bardziej zwartej struktury biofilmu i ograniczało jego nadmierny przyrost. Zjawisko to było szczególnie widoczne w przypadku kwasu cytrynowego, który dodatkowo wiązał kationy wapnia i magnezu stabilizujące strukturę biofilmu, co prowadziło do jego częściowego złuszczenia się i przeciwdziałania zjawisku zatykania wypełnienia reaktorów.

Pomimo różnic w rozwoju biofilmu wszystkie badane substraty zapewniały skuteczny przebieg procesu denitryfikacji. Oczyszczone ścieki spełniały wymagania obowiązujących przepisów dotyczących zawartości związków azotu oraz wartości wskaźnika chemicznego zapotrzebowania na tlen. Jednocześnie wykazano, że intensywny rozwój biofilmu oraz wysoka szybkość denitryfikacji mogą prowadzić do akumulacji azotanów(III) w reaktorze, co wskazuje na konieczność optymalizacji warunków prowadzenia procesu.

Odpowiedni dobór zewnętrznego źródła węgla – w szczególności zastosowanie kwasu cytrynowego – umożliwia jednocześnie zapewnienie wysokiej efektywności denitryfikacji przy ograniczeniu nadmiernego przyrostu biofilmu i ryzyka zatykania reaktorów z błoną biologiczną. Wynik ten ma istotne znaczenie aplikacyjne, ponieważ wskazuje prostą i efektywną metodę modernizacji małych oczyszczalni ścieków oraz instalacji opartych na reaktorach z biofilmem. W przypadku defosfatacji, dużym ograniczeniem jest ograniczone wiązanie fosforu z powodu niskiego przyrostu biomasy i małej ilości biomasy nadmiernej odprowadzanej poza układ. Z tego względu biologiczne oczyszczanie ścieków w reaktorach typu SBBR powinno być wspomagane procesami fizykochemicznymi w odniesieniu do fosforu lub stosowaniem rozwiązań hybrydowych łączących biomasę przytwierdzoną do wypełnienia oraz zawieszoną, co m.in. było rezultatem zrealizowanego projektu Preludium 4 finansowanego przez NCN.

4.5.6. Wnioski obejmujące wyniki zaprezentowane w cyklu publikacji B1-B6

Na podstawie zaprezentowanych w publikacjach B1-B6 wyników można sformułować następujące wnioski:

1. Reaktory z błoną biologiczną mogą być wykorzystane do denitryfikacji i biologicznej defosfatacji, jednakże w przypadku usuwania fosforu ich efektywność pomimo zawartości fosforu w suchej masie biofilmu 4,6%, była ograniczona ze względu na małą ilość biomasy odprowadzanej poza układ.
2. Stosunek C:N:P istotnie wpływa na efektywność jednoczesnego biologicznego usuwania azotu i fosforu, determinując przebieg procesów denitryfikacji, uwalniania i pobierania fosforanów oraz tempo zużycia związków organicznych.
3. Najkorzystniejsze warunki dla biologicznego usuwania fosforu przy zastosowaniu kwasu octowego jako jedyne źródła węgla organicznego uzyskano przy stosunku C:N:P = 140:70:7, przy którym odnotowano najwyższe szybkości uwalniania i

pobierania fosforanów, co wskazuje na wysoką aktywność mikroorganizmów akumulujących polifosforany.

4. Najwyższą intensywność denitryfikacji w reaktorze typu SBBR wspomaganym kwasem octowym stwierdzono przy stosunku C:N:P = 140:35:7, natomiast pełna denitryfikacja wymagała utrzymania minimalnego stosunku C:N $\approx$ 2,5:1.
5. Struktura biofilmu sprzyja powstawaniu stref o zróżnicowanych warunkach redoks, co umożliwia równoczesne zachodzenie w nim procesów denitryfikacji i biologicznej defosfatacji oraz sprzyja rozwojowi bakterii **denitryfikacyjnych akumulujących polifosforany (DNPAO)**. **Ponadto zapewnia ochronę mikroorganizmów i ich stabilny metabolizm nawet przy znacznych różnicach pH w ciągu cyklu pracy.**
6. Szeroki zakres odczynu, przy którym przebiega denitryfikacja w reaktorach z biofilmem daje możliwość zastosowania substratów do tej pory niestosowanych, wykazujących znaczny wpływ na obniżenie odczynu takich jak np. ścieki przemysłowe o odpowiednim stosunku C:(N+P), ale zawierających kwasy mineralne wykorzystywane do mycia instalacji.
7. Kwas cytrynowy stanowi efektywne zewnętrzne źródło węgla w procesach biologicznego usuwania biogenów w reaktorach z błoną biologiczną. Pomimo że nie należy do grupy lotnych kwasów tłuszczowych (VFA), umożliwia zachodzenie mechanizmu EBPR oraz skutecznie wspomaga proces denitryfikacji, prowadząc do niemal całkowitej redukcji azotanów w warunkach stabilnej pracy reaktora.
8. Efektywność procesów biologicznego usuwania fosforu i azotu w obecności kwasu cytrynowego zależy w dużym stopniu od strategii pracy reaktora, w szczególności od stosunku czasu trwania faz beztlenowych i tlenowych. Najwyższe szybkości uwalniania i pobierania fosforanów oraz intensywność procesów biologicznych obserwowano przy krótszej fazie mieszania i wydłużonej fazie napowietrzania (stosunek 1:3).
9. Zastosowanie określonego substratu organicznego istotnie wpływa na strukturę mikrobiologiczną biofilmu, co przekłada się na kinetykę procesów oczyszczania. W przeprowadzonych badaniach, istotną rolę odgrywały bakterie z rodzaju *Trichococcus*, zdolne do rozkładu zarówno kwasu cytrynowego, jak i złożonych substratów w postaci odpadowego piwa oraz wykorzystania produktów degradacji błony biologicznej.

10. Reaktory biofilmowe wykorzystujące kwas cytrynowy, octowy czy odpadowe piwo jako źródło węgla charakteryzują się bardzo niskim współczynnikiem przyrostu biomasy, nawet o rząd wielkości niższym niż w systemach z osadem czynnym, co może znacząco ograniczyć ilość powstających osadów oraz koszty eksploatacyjne oczyszczalni ścieków.
11. Ścieki z produkcji słodu i piwa charakteryzują się wysoką biodegradowalnością oraz korzystnym stosunkiem C:N:P, co czyni je odpowiednim substratem do wspomagania biologicznego oczyszczania ścieków o niskim stosunku C/N.
12. Odpadowe piwo może stanowić efektywne zewnętrzne źródło węgla wspomagające proces denitryfikacji. Jego zastosowanie umożliwia intensyfikację redukcji azotanów oraz stanowi nisko kosztowe źródło węgla zgodne z ideą gospodarki o obiegu zamkniętym.
13. Rodzaj zastosowanego źródła węgla istotnie wpływa na rozwój biofilmu oraz charakterystykę substancji polimerowych EPS, które decydują o stabilności struktury biofilmu i jego zdolności do retencji biomasy w reaktorze. Największą objętość biofilmu obserwowano przy zastosowaniu odpadowego piwa, natomiast najmniejszą przy zastosowaniu kwasu cytrynowego.
14. W strukturze EPS dominowała frakcja rozpuszczalna, natomiast udział frakcji silnie związanej z biofilmem wynosił od około 26,9% dla kwasu cytrynowego do 36,3% dla odpadowego piwa. Wysoki stosunek białek zewnątrzkomórkowych do polisacharydów w EPS wskazuje na kluczową rolę białek w tworzeniu i stabilizacji biofilmu, szczególnie w przypadku biofilmu o intensywnym wzroście.
15. Dobór odpowiedniego źródła węgla może ograniczać problemy eksploatacyjne reaktorów biofilmowych, takie jak nadmierny rozwój biofilmu i zatykanie złożeń. Zastosowanie kwasu cytrynowego sprzyjało powstawaniu cienkiego biofilmu o mniejszej objętości, co może zmniejszać ryzyko kolmatacji reaktora.

Literatura

1. Gullino, M.L.; Gilardi, G.; Garibaldi, A. Ready-to-Eat Salad Crops: A Plant Pathogen's Heaven. *Plant Dis.* **2019**, *103*, 2153–2170, doi:10.1094/PDIS-03-19-0472-FE.

2. Czarnecka, A. Powierzchnia Uprawy i Produkcja Warzyw w 2023 r. w Polsce Available online: <https://hortinet.pl/powierzchnia-uprawy-i-produkcja-warzyw-w-2023-r-w-polsce/> (accessed on 1 November 2025).
3. Dyśko, J.; Szczech, M.; Kaniszewski, S.; Kowalczyk, W. Parameters of Drainage Waters Collected during Soilless Tomato Cultivation in Mineral and Organic Substrates. *Agronomy* **2020**, *10*, 2009, doi:10.3390/agronomy10122009.
4. Prystay, W.; Lo, K. V. Treatment of Greenhouse Wastewater Using Constructed Wetlands. *Journal of Environmental Science and Health, Part B* **2001**, *36*, 341–353, doi:10.1081/PFC-100103574.
5. Savvas, D.; Gruda, N. Application of Soilless Culture Technologies in the Modern Greenhouse Industry - A Review. *Eur. J. Hortic. Sci.* **2018**, *83*, 280–293.
6. Malkawi, S.; Hagare, D.; Maheshwari, B. Phosphorus Recovery from Hydroponics Waste Nutrient Solution and Its Economic Potential. *Resour. Conserv. Recycl.* **2024**, *209*, 107710, doi:10.1016/j.resconrec.2024.107710.
7. Rani, R.S.; Kumar, H.V.H.; Mani, A.; Reddy, B.S.; Rao, Ch.S. Soilless Cultivation Technique, Hydroponics- A Review. *Current Journal of Applied Science and Technology* **2022**, *41*, 22–30, doi:10.9734/cjast/2022/v41i1331711.
8. Pignata, G.; Casale, M.; Nicola, S. Water and Nutrient Supply in Horticultural Crops Grown in Soilless Culture: Resource Efficiency in Dynamic and Intensive Systems. In; 2017; pp. 183–219.
9. Dyśko, J.; Kaniszewski, S.; Kowalczyk, W. The Influence of Drainage Water from Greenhouse Soilless Culture on Pollution of Shallow Groundwater. *Infrastructure and Ecology of Rural Areas* **2013**, 127–135.
10. Massa, D.; Magán, J.J.; Montesano, F.F.; Tzortzakis, N. Minimizing Water and Nutrient Losses from Soilless Cropping in Southern Europe. *Agric. Water Manag.* **2020**, *241*, 106395, doi:10.1016/j.agwat.2020.106395.
11. Breś, W. Estimation of Nutrient Losses from Open Fertigation Systems to Soil during Horticultural Plant Cultivation. *Pol. J. Environ. Stud.* **2006**, *18*, 341–345.
12. Muñoz, P.; Flores, J.S.; Antón, A.; Montero, J.I. Combination of Greenhouse and Open-Field Crop Fertigation Can Increase Sustainability of Horticultural Crops in the Mediterranean Region. *Acta Hortic.* **2017**, *1170*, 627–633.
13. Kwon, M.J.; Hwang, Y.; Lee, J.; Ham, B.; Rahman, A.; Azam, H.; Yang, J.-S. Waste Nutrient Solutions from Full-Scale Open Hydroponic Cultivation: Dynamics of Effluent Quality and Removal of Nitrogen and Phosphorus Using a Pilot-Scale Sequencing Batch Reactor. *J. Environ. Manage.* **2021**, *281*, 111893, doi:10.1016/j.jenvman.2020.111893.
14. Incrocci, L.; Thompson, R.B.; Fernandez-Fernandez, M.D.; De Pascale, S.; Pardossi, A.; Stanghellini, C.; Roupheal, Y.; Gallardo, M. Irrigation Management of European Greenhouse Vegetable Crops. *Agric. Water Manag.* **2020**, *242*, 106393, doi:10.1016/j.agwat.2020.106393.
15. Beerling, E.A.M.; Blok, C.; van der Maas, A.A.; van Os, E.A. Closing the Water and Nutrient Cycles in Soilless Cultivation Systems. *Acta Hortic.* **2014**, *1034*, 49–55, doi:10.17660/ActaHortic.2014.1034.4.
16. Dyśko, J.; Kaniszewski, S. Contamination of Shallow Groundwater by the Soilless Tomato Culture. *Journal of Agricultural Science and Technology* **2018**, *20*, 121–128.
17. Kowalczyk, W.; Dyśko, J.; Felczyńska, A. Tendencje Zmian Zawartości Wybranych Składników Mineralnych w Wodach Stosowanych Do Fertygacji Warzyw Uprawianych Pod Osłonami. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich* **2013**, *2*, 167–175.
18. Kowalczyk, W. Monitorowanie Składu Mineralnego Wody z Ujęć Zlokalizowanych Na Terenach Uprawy Warzyw Szklarniowych. *inhort.pl* **2013**.

19. Ren, T.; Christie, P.; Wang, J.; Chen, Q.; Zhang, F. Root Zone Soil Nitrogen Management to Maintain High Tomato Yields and Minimum Nitrogen Losses to the Environment. *Sci. Hortic.* **2010**, *125*, 25–33, doi:10.1016/j.scienta.2010.02.014.
20. Vermeulen, T.; van Os, E.A.; van der Linden, A.M.A.; Wipfler, E.L. Need for Clean Water and Recirculation to Reduce Emissions of Plant Protection Products from Soilless Cultivation. *Acta Hortic.* **2017**, *1176*, 87–94, doi:10.17660/ActaHortic.2017.1176.12.
21. Rodziewicz, J.; Mielcarek, A.; Janczukowicz, W.; Józwiak, T.; Struk – Sokołowska, J.; Bryszewski, K. The Share of Electrochemical Reduction, Hydrogenotrophic and Heterotrophic Denitrification in Nitrogen Removal in Rotating Electrobiological Contactor (REBC) Treating Wastewater from Soilless Cultivation Systems. *Science of The Total Environment* **2019**, *683*, 21–28, doi:10.1016/j.scitotenv.2019.05.239.
22. Józwiak, T.; Mielcarek, A.; Janczukowicz, W.; Rodziewicz, J.; Majkowska-Gadomska, J.; Chojnowska, M. Hydrogel Chitosan Sorbent Application for Nutrient Removal from Soilless Plant Cultivation Wastewater. *Environmental Science and Pollution Research* **2018**, *25*, 18484–18497, doi:10.1007/s11356-018-2078-z.
23. Dunets, C.S.; Zheng, Y. Removal of Phosphate from Greenhouse Wastewater Using Hydrated Lime. *Environ. Technol.* **2014**, *35*, 2852–2862, doi:10.1080/09593330.2014.924567.
24. Rodziewicz, J.; Mielcarek, A.; Bryszewski, K.; Kwietniewski, M.; Janczukowicz, W. Limited Utilization of an External Carbon Source in a Rotating Electro-Biological Disc Contactor (REBDC). *Processes* **2025**, *13*, 3115, doi:10.3390/pr13103115.
25. Li, B.; Irvin, S. The Comparison of Alkalinity and ORP as Indicators for Nitrification and Denitrification in a Sequencing Batch Reactor (SBR). *Biochem. Eng. J.* **2007**, *34*, 248–255, doi:10.1016/j.bej.2006.12.020.
26. European Parliament and Council of the European Union *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy (Water Framework Directive)*; 2000; pp. 1–73;.
27. Wilderer, P.; Irvine, R.; Goronszy, M. Sequencing Batch Reactor Technology. **2001**.
28. Tomaszek, J.A. Comparison between Sequencing Batch and Continuous Flow Activated Sludge Systems. In *Chemistry for the Protection of the Environment 4*; Springer US: Boston, MA, 2005; pp. 275–285.
29. Helness, H.; Ødegaard, H. Biological Phosphorus and Nitrogen Removal in a Sequencing Batch Moving Bed Biofilm Reactor. *Water Science and Technology* **2001**, *43*, 233–240, doi:10.2166/wst.2001.0053.
30. Pastorelli, G.; Canziani, R.; Pedrazzi, L.; and, A.R.-W. science; 1999, undefined Phosphorus and Nitrogen Removal in Moving-Bed Sequencing Batch Biofilm Reactors. *Water Science and Technology* **1999**, *40*, doi:10.1016/S0273-1223(99)00499-0.
31. Abu-ghararah, Z.H.; Randall, C.W. The Effect of Organic Compounds on Biological Phosphorus Removal. *Water Science and Technology* **1991**, *23*, 585–594, doi:10.2166/wst.1991.0508.
32. Eilersen, A.M.; Henze, M.; Kløft, L. Effect of Volatile Fatty Acids and Trimethylamine on Denitrification in Activated Sludge. *Water Res.* **1995**, *29*, 1259–1266, doi:10.1016/0043-1354(94)00292-F.
33. Puig, S.; Coma, M.; Monclús, H.; van Loosdrecht, M.C.M.; Colprim, J.; Balaguer, M.D. Selection between Alcohols and Volatile Fatty Acids as External Carbon Sources for EBPR. *Water Res.* **2008**, *42*, 557–566, doi:10.1016/j.watres.2007.07.050.
34. YaTong, X.X. Volatile Fatty Acids Carbon Source for Biological Denitrification. **1996**, doi:10.5555/19971300162.
35. Janczukowicz, W.; Rodziewicz, J.; Czaplicka, K.; Kłodowska, I.; Mielcarek, A. The Effect of Volatile Fatty Acids (VFAs) on Nutrient Removal in SBR with Biomass Adapted to Dairy Wastewater. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* **2013**, *48*, 809–816, doi:10.1080/10934529.2013.744658.

36. Wang, D.; Zheng, W.; Li, X.; Yang, Q.; Liao, D.; Zeng, G. Evaluation of the Feasibility of Alcohols Serving as External Carbon Sources for Biological Phosphorus Removal Induced by the Oxidic/Extended-idle Regime. *Biotechnol. Bioeng.* **2013**, *110*, 827–837, doi:10.1002/bit.24753.
37. Akunna, J.C.; Bizeau, C.; Moletta, R. Nitrate and Nitrite Reductions with Anaerobic Sludge Using Various Carbon Sources: Glucose, Glycerol, Acetic Acid, Lactic Acid and Methanol. *Water Res.* **1993**, *27*, 1303–1312, doi:10.1016/0043-1354(93)90217-6.
38. Hollender, J.; van der Krol, D.; Kornberger, L.; Gierden, E.; Dott, W. Effect of Different Carbon Sources on the Enhanced Biological Phosphorus Removal in a Sequencing Batch Reactor. *World J. Microbiol. Biotechnol.* **2002**, *18*, 359–364, doi:10.1023/A:1015258308460.
39. Mielcarek, A.; Janczukowicz, W.; Ostrowska, K.; Jóźwiak, T.; Kłodowska, I.; Rodziewicz, J.; Zieliński, M. Biodegradability Evaluation of Wastewaters from Malt and Beer Production. *Journal of the Institute of Brewing* **2013**, *119*, 242–250, doi:10.1002/jib.92.
40. Janczukowicz, W.; Rodziewicz, J.; Thornton, A.; Czaplicka, K. Effect of Fermented Wastewaters from Butter Production on Phosphates Removal in a Sequencing Batch Reactor. *Bioresour. Technol.* **2012**, *120*, 34–39, doi:10.1016/j.biortech.2012.06.020.
41. Tong, J.; Chen, Y. Enhanced Biological Phosphorus Removal Driven by Short-Chain Fatty Acids Produced from Waste Activated Sludge Alkaline Fermentation. *Environ. Sci. Technol.* **2007**, *41*, 7126–7130, doi:10.1021/es071002n.
42. Moser-Engeler, R.; Udert, K.; Wild, D.; Siegrist, H. Products from Primary Sludge Fermentation and Their Suitability for Nutrient Removal. *Water Science and Technology* **1998**, *38*, 265–273, doi:10.1016/S0273-1223(98)00411-9.
43. Elefsiniotis, P.; Wareham, D.G.; Smith, M.O. Use of Volatile Fatty Acids from an Acid-Phase Digester for Denitrification. *J. Biotechnol.* **2004**, *114*, 289–297, doi:10.1016/j.jbiotec.2004.02.016.
44. Zhang, S.-H.; Huang, Y.; Hua, Y.-M. Denitrifying Dephosphatation over Nitrite: Effects of Nitrite Concentration, Organic Carbon, and PH. *Bioresour. Technol.* **2010**, *101*, 3870–3875, doi:10.1016/j.biortech.2009.12.134.
45. Kargi, F.; Uygur, A.; Başkaya, H.S. Phosphate Uptake and Release Rates with Different Carbon Sources in Biological Nutrient Removal Using a SBR. *J. Environ. Manage.* **2005**, *76*, 71–75, doi:10.1016/j.jenvman.2005.01.010.
46. Janczukowicz, W.; Mielcarek, A.; Rodziewicz, J.; Ostrowska, K.; Jóźwiak, T.; Kłodowska, I.; Kordas, M. Charakterystyka Jakościowa Ścieków Powstających w Browarach i Słodowniach. *Rocznik Ochrony Środowiska* **2013**, *15*, 729748.
47. Al-Saedi, R.; Smettem, K.; Siddique, K.H.M. The Impact of Biodegradable Carbon Sources on Microbial Clogging of Vertical Up-Flow Sand Filters Treating Inorganic Nitrogen Wastewater. *Science of The Total Environment* **2019**, *691*, 360–366, doi:10.1016/j.scitotenv.2019.07.036.
48. Czaczyk, K.; Mysza, K. Biosynthesis of Extracellular Polymeric Substances(EPS) and Its Role in Microbial Biofilm Formation. *Pol. J. Environ. Stud.* **2007**, *16*, 799–806.
49. Sweity, A.; Ying, W.; Belfer, S.; Oron, G.; Herzberg, M. PH Effects on the Adherence and Fouling Propensity of Extracellular Polymeric Substances in a Membrane Bioreactor. *J. Memb. Sci.* **2011**, *378*, 186–193, doi:10.1016/j.memsci.2011.04.056.

4.6. Omówienie pozostałej działalności naukowo-badawczej

Główne kierunki prowadzonych przeze mnie badań (z wyłączeniem badań, których rezultaty zostały przedstawione w cyklach A i B), to:

4.6.1. Zastosowanie stałego prądu elektrycznego do wspomagania defosfatacji i biologicznej denitryfikacji

W ramach współpracy z **prof. dr hab. inż. Joanną Rodziewicz, prof. dr hab. inż. Wojciechem Janczukowiczem** oraz **dr inż. Kamilem Bryszewskim** przeprowadzono szereg badań obejmujących zastosowanie stałego prądu elektrycznego do wspomagania defosfatacji i/lub zarówno biologicznej jak i fizykochemicznej denitryfikacji ze ścieków o niskim C/N, często wspomaganych zewnętrznym źródłem węgla organicznego. Badania te prowadzono z zastosowaniem zarówno obrotowych złóż biologicznych (*Rotating Biological Contactor; RBC*) jak i sekwencyjnych reaktorów porcjowych z błoną biologiczną (*Sequencing Batch Biofilm Reactor; SBBR*).

Wykazano, że przepływ stałego prądu elektrycznego przez reaktory bioelektrochemiczne istotnie intensyfikuje jednoczesne usuwanie azotu i fosforu. Mechanizm ten opiera się na kilku współistniejących procesach: elektrochemicznej redukcji azotanów, autotroficznej (hydrogenotroficznej) denitryfikacji z wykorzystaniem wodoru powstającego w wyniku elektrolizy wody oraz klasycznej denitryfikacji heterotroficznej. Jednocześnie rozpuszczanie anody glinowej prowadzi do powstawania wodorotlenków glinu, które wiążą fosfor w procesie elektrokoagulacji, umożliwiając jego skuteczne usuwanie ze ścieków.

Badania prowadzone w układach RBC oraz ich modyfikacjach elektrochemicznych (*Rotating Electrochemical Contactor; RECC*) i bioelektrochemicznych (*Rotating Electrobiological Contactor; REBC*) wykazały, że zastosowanie prądu stałego znacząco zwiększa efektywność denitryfikacji w porównaniu do klasycznych układów biologicznych. W konwencjonalnych złożach biologicznych skuteczność usuwania azotu była niska (ok. 6–9%), natomiast w układach elektro-biologicznych wzrastała nawet do ok. 68,6% przy odpowiednio dobranych parametrach technologicznych (gęstość prądu i hydrauliczny czas zatrzymania). Jednocześnie stwierdzono, że wzrost gęstości prądu zwiększa udział denitryfikacji autotroficznej względem heterotroficznej, co ma istotne znaczenie w przypadku ścieków ubogich w łatwo przyswajalny węgiel organiczny.

Istotnym aspektem badań była analiza wpływu parametrów technologicznych, takich jak gęstość prądu oraz hydrauliczny czas zatrzymania, na efektywność procesów oczyszczania. Wykazano, że szybkość usuwania azotu, jest zależna od wartości tych parametrów, przy czym

wzrost gęstości prądu prowadzi do zwiększenia intensywności procesów elektrochemicznych. Jednocześnie wydłużenie czasu retencji sprzyjało osiągnięciu wysokiej efektywności usuwania biogenów, zwłaszcza w układach bioelektrochemicznych.

W przypadku ścieków o niskim stosunku C/N wykazano pozytywny wpływ stosowania zewnętrznego źródła węgla organicznego w celu zwiększenia efektywności denitryfikacji heterotroficznej. Badania wykazały, że wzrost stosunku C/N (np. poprzez dozowanie octanu sodu) prowadził do istotnego zwiększenia efektywności usuwania azotu, jednak nadmierne dawki węgla skutkowały jego niepełnym wykorzystaniem i pogorszeniem jakości ścieków oczyszczonych. Jednocześnie zastosowanie prądu elektrycznego umożliwiało częściowe uniezależnienie procesu od zewnętrznych źródeł węgla dzięki wykorzystaniu wodoru przez mikroorganizmy.

Wykazano, że zużycie energii elektrycznej w procesach bioelektrochemicznych jest silnie zróżnicowane i zależy od typu reaktora oraz warunków prowadzenia procesu, przy czym układy anaerobowe charakteryzowały się niższym jednostkowym zużyciem energii niż układy tlenowe.

Podsumowując, przeprowadzone badania wykazały, że zastosowanie stałego prądu elektrycznego w reaktorach bioelektrochemicznych stanowi efektywne narzędzie wspomagające defosfatację oraz denitryfikację ścieków, szczególnie o niskim stosunku C/N. Integracja procesów elektrochemicznych i biologicznych umożliwia zwiększenie efektywności usuwania biogenów, ograniczenie zapotrzebowania na zewnętrzne źródła węgla oraz stworzenie warunków do rozwoju innowacyjnych, energooszczędnych technologii oczyszczania ścieków.

Do najważniejszych publikacji w tej tematyce należą pozycje przedstawione w załączniku 4: **tabela 2 poz. 3, 13, 17, 21 i 26.**

4.6.2. Produkcja i zużycie energii elektrycznej w procesach oczyszczania ścieków

Istotnym zakresem prowadzonych przeze mnie badań jest analiza zużycia energii elektrycznej w procesach oczyszczania ścieków oraz możliwościach jej odzysku i produkcji w układach bioelektrochemicznych. Badania te stanowią naturalne rozszerzenie wcześniejszych prac dotyczących zastosowania prądu elektrycznego w intensyfikacji procesów usuwania związków biogenych oraz wpisują się w aktualne trendy związane z dążeniem do osiągnięcia neutralności energetycznej oczyszczalni ścieków.

W pierwszym etapie badań dokonano oceny energochłonności procesów usuwania azotu i fosforu w bioelektrochemicznych reaktorach z błoną biologiczną. Wykazano, że zużycie

energii elektrycznej silnie zależy od typu reaktora oraz warunków prowadzenia procesu, w tym gęstości prądu elektrycznego. W przypadku reaktora SBBR pracującego w warunkach beztlenowych wartości wskaźnika zużycia energii elektrycznej na jednostkę usuniętego ładunku związków biogenych mieściły się w zakresie 30–464 kWh/kg, natomiast w reaktorze typu RBC pracującym w warunkach tlenowych były wyraźnie wyższe i wynosiły 80–1380 kWh/kg. Uzyskane wyniki potwierdziły, że dobór odpowiedniej konfiguracji technologicznej ma kluczowe znaczenie dla ograniczenia energochłonności procesów oczyszczania, szczególnie w przypadku ścieków o specyficznym składzie, takich jak ścieki hydroponiczne z bezglebowych upraw roślin.

Równolegle prowadzono badania nad możliwością produkcji energii elektrycznej podczas biologicznego oczyszczania ścieków z wykorzystaniem ogniw paliwowych typu MFC (*Microbial Fuel Cells*). Wykazano, że energia chemiczna zawarta w związkach organicznych może być przekształcana w energię elektryczną w wyniku aktywności mikroorganizmów. Uzyskane napięcia mieściły się w zakresie od około 44 do ponad 560 mV w zależności od stosunku C/N przy jednoczesnym zachowaniu wysokiej efektywności usuwania azotu (do 95,6%) i fosforu (ok. 90%). Wyniki te potwierdziły możliwość jednoczesnego oczyszczania ścieków i odzysku energii w jednym układzie technologicznym, co stanowi kolejny krok w kierunku rozwoju neutralności energetycznej systemów oczyszczania.

Uzupełnieniem badań eksperymentalnych była analiza funkcjonowania rzeczywistych oczyszczalni ścieków w aspekcie bilansu energetycznego. Wykazano, że jednostkowe zużycie energii elektrycznej w oczyszczalniach komunalnych wynosi średnio około 0,92–1,20 kWh/m³ oczyszczanych ścieków, co odpowiada 17,4–36,3 kWh/PE·rok. Jednocześnie stwierdzono, że odzysk energii w postaci biogazu powstającego w procesach fermentacji osadów ściekowych może pokrywać od 18 do nawet 68% zapotrzebowania energetycznego obiektu. Wyniki te wskazują, że osiągnięcie neutralności energetycznej oczyszczalni jest możliwe, jednak wymaga integracji różnych technologii, w tym poprawy efektywności fermentacji metanowej osadów, współfermentacji substratów zewnętrznych oraz wykorzystania odnawialnych źródeł energii.

Przeprowadzone badania wykazały, że procesy oczyszczania ścieków są jednocześnie znaczącym konsumentem energii elektrycznej, jak i potencjalnym jej źródłem. Integracja technologii bioelektrochemicznych, takich jak reaktory z przepływem prądu elektrycznego oraz ogniwa paliwowe MFC, umożliwia nie tylko zwiększenie efektywności usuwania zanieczyszczeń, ale również częściowy odzysk energii zawartej w ściekach. Kierunek ten stanowi obecnie jeden z kluczowych obszarów moich badań, wpisujących się w założenia gospodarki o obiegu zamkniętym oraz transformacji energetycznej sektora wodno-ściekowego.

Do najważniejszych publikacji w tej tematyce należą pozycje przedstawione w załączniku 4: **tabela 2 poz. 1, 7 i 16.**

4.6.3. Oczyszczanie wód zanieczyszczonych środkami do odladzania

W ramach współpracy m.in. z **prof. dr hab. inż. Joanną Rodziewicz** oraz **dr inż. Kamilą Ostrowską** prowadziłem badania dotyczące zagospodarowania i oczyszczania wód opadowych zanieczyszczonych środkami do odladzania nawierzchni lotniskowych. Problematyka ta stanowi istotne wyzwanie środowiskowe ze względu na bardzo wysokie ładunki zanieczyszczeń organicznych oraz azotu, które pochodzą głównie z rozkładu związków takich jak mocznik, octany i mrówczany. W przypadku ich niekontrolowanego odprowadzania do środowiska powodują one eutrofizację oraz występowanie deficytów tlenowych w odbiornikach wodnych. Prowadzone badania koncentrowały się na opracowaniu efektywnych technologii ich oczyszczania w warunkach niskich temperatur, charakterystycznych dla okresu zimowego, kiedy prowadzone są operacje odladzania. Kluczowym kierunkiem badań było zastosowanie biofiltrów z wypełnieniem mineralnym m.in. Light Expanded Clay Aggregates - LECA oraz lekkie kruszywa wytwarzane z popiołów ze spalania osadów ściekowych (FASST LWA), które stanowią dogodne środowisko dla rozwoju mikroorganizmów w postaci biofilmu. Wykazano, że zastosowanie tego typu układów umożliwia efektywne usuwanie związków azotu oraz substancji organicznych nawet w temperaturach zbliżonych do 0°C, co stanowi istotne osiągnięcie w kontekście ograniczeń klasycznych technologii oczyszczania. Badania potwierdziły możliwość jednoczesnego prowadzenia procesów nityfikacji i denityfikacji w jednym układzie technologicznym, przy czym kluczowe znaczenie dla ich efektywności mają temperatura, stosunek węgla organicznego do azotu (C/N) oraz obciążenie hydrauliczne biofiltru. Wykazano, że optymalny stosunek C/N (około 0,5 g C/g N) sprzyja najwyższej efektywności usuwania azotu, natomiast jego wzrost może prowadzić do pogorszenia jakości ścieków oczyszczonych poprzez zwiększenie zawartości związków organicznych.

Istotnym elementem prowadzonych badań była również analiza wpływu obciążenia hydraulicznego na efektywność procesów oczyszczania, co ma szczególne znaczenie w odladzaniu lotnisk, gdzie obserwuje się duże wahania ilości dopływających ścieków. Wykazano, że biofiltry charakteryzują się wysoką odpornością na zmienne warunki pracy i umożliwiają skuteczne usuwanie zanieczyszczeń nawet przy wysokich obciążeniach hydraulicznych. Ponadto zaproponowane rozwiązania wpisują się w koncepcję zrównoważonego rozwoju, gdyż wykorzystują materiały odpadowe jako wypełnienie filtrów

oraz umożliwiając wykorzystanie związków organicznych obecnych w ściekach jako źródła węgla w procesie denitryfikacji.

Uzyskane wyniki badań mają istotne znaczenie aplikacyjne, gdyż wskazują na możliwość wdrożenia efektywnych, niskoenergetycznych systemów oczyszczania wód z odladania bezpośrednio na terenie lotnisk, co pozwala ograniczyć obciążenie komunalnych oczyszczalni ścieków oraz minimalizować negatywny wpływ na środowisko wodne. Najważniejsze publikacje obejmujące przedstawione zagadnienie zostały wymienione w załączniku 4: **tabela 2 poz. 20, 22-23 i 27; tabela 3 poz. 5.**

4.6.4. Zastosowanie biofiltrów do oczyszczania ścieków

Zastosowanie biofiltrów do usuwania zanieczyszczeń zostało przedstawione również w publikacjach przedstawionych w załączniku 4: **tabela 2 poz. 6 oraz tabela 4 poz. 2.** Badania te koncentrowały się na ocenie efektywności procesów zachodzących w złożach biologicznych oraz na identyfikacji materiałów filtracyjnych i źródeł węgla organicznego wspomagających usuwanie azotu i fosforu. Wykazano, że biofiltry, zarówno w układach klasycznych (zraszanych), jak i z wypełnieniem aktywnym, stanowią efektywne rozwiązanie technologiczne umożliwiające jednoczesne usuwanie związków organicznych, azotu oraz fosforu. W badaniach eksploatacyjnych małoskalowej oczyszczalni ścieków pracującej w oparciu o biofiltry wykazano wysoką skuteczność usuwania zanieczyszczeń, przy czym efektywność ta była istotnie zależna od warunków temperaturowych – w okresie letnim usuwanie związków organicznych i fosforu przekraczało odpowiednio 90% i 97%, natomiast w okresie zimowym ulegało obniżeniu, szczególnie w przypadku azotu.

Istotnym kierunkiem badań było także zastosowanie biofiltrów z tzw. „aktywnym” wypełnieniem, które pełni jednocześnie funkcję nośnika biomasy oraz źródła węgla organicznego dla bakterii denitryfikacyjnych. Wykazano, że zastosowanie materiałów biodegradowalnych, takich jak zrębki drzewne czy biopolimery, umożliwia prowadzenie procesu denitryfikacji w ściekach o niskiej zawartości materii organicznej, takich jak ścieki z bezglebowej uprawy roślin. Najwyższą efektywność usuwania azotu i fosforu uzyskano dla wybranych materiałów polimerowych (ok. 43%). Jednocześnie wykazano, że dobór materiału filtracyjnego ma kluczowe znaczenie nie tylko dla efektywności usuwania zanieczyszczeń, ale również dla stabilności pracy układu oraz ograniczenia wtórnego zanieczyszczenia ścieków związkami organicznymi.

4.6.5. Zastosowanie sorpcji do usuwania zanieczyszczeń

W ramach współpracy z **dr hab. inż. Tomaszem Józwiakiem, prof. UWM** realizowałem badania dotyczące zastosowania procesów sorpcyjnych do usuwania zanieczyszczeń ze ścieków, w szczególności z wykorzystaniem materiałów naturalnych, takich jak chityna i chitozan oraz ich modyfikacji chemicznych. Wspólne prace badawcze koncentrowały się na dwóch głównych obszarach: usuwaniu związków biogennych (azotu i fosforu) oraz usuwaniu barwników z roztworów wodnych.

W zakresie badań nad usuwaniem azotu i fosforu skupiono się na ocenie efektywności sorpcyjnej chitozanu oraz chityny jako tanich i łatwo dostępnych materiałów sorpcyjnych. Wykazano, że chitozan w formie hydrożeli charakteryzuje się wysoką zdolnością wiązania anionów, takich jak ortofosforany i azotany, szczególnie w warunkach kwaśnego pH (ok. 2–4), co związane jest z protonacją grup aminowych i powstawaniem dodatnio naładowanej powierzchni sorbentu. Badania wykazały również, że w układach wieloskładnikowych zachodzi konkurencja pomiędzy jonami, przy czym największe powinowactwo obserwowano dla fosforanów, a następnie dla azotanów(III) i azotanów(V).

Istotnym kierunkiem badań było także modyfikowanie właściwości sorbentów poprzez proces sieciowania chitozanu. Wykazano, że zastosowanie czynników sieciujących (np. epichlorohydryny) znacząco zwiększa stabilność sorbentu oraz jego pojemność sorpcyjną względem związków biogennych, osiągając wartości nawet do 2,92 mmol/g dla mieszaniny związków azotu i fosforu. Równolegle prowadzono badania nad wykorzystaniem chityny jako alternatywnego, tańszego materiału sorpcyjnego, wykazując wysoką skuteczność usuwania fosforanów (do ok. 90%), przy jednocześnie ograniczonej efektywności usuwania azotanów. Dodatkowo potwierdzono, że modyfikacja struktury chitozanu, np. poprzez zmianę stopnia deacetylacji, wpływa istotnie na efektywność sorpcji azotanów, co wskazuje na możliwość optymalizacji właściwości materiałów sorpcyjnych.

Drugim obszarem współpracy były badania nad usuwaniem barwników z roztworów wodnych, w szczególności barwników reaktywnych. Wykazano, że chitozan, zwłaszcza w postaci hydrożeli oraz materiałów modyfikowanych, charakteryzuje się bardzo wysoką pojemnością sorpcyjną względem barwników anionowych. Kluczowym elementem badań była analiza wpływu sposobu sieciowania chitozanu (jonowego i kowalencyjnego) na jego właściwości mechaniczne oraz efektywność sorpcji. Wykazano, że odpowiedni dobór czynnika sieciującego pozwala na zwiększenie stabilności sorbentu w środowisku kwaśnym oraz poprawę jego właściwości użytkowych.

Rozwijając ten kierunek badań, analizowano także możliwość immobilizacji dodatkowych materiałów (np. glaukonitu) w strukturze hydrożelu chitozanowego, co

pozwalalo na zwiększenie efektywności usuwania zarówno barwników anionowych, jak i kationowych. Uzyskane wyniki potwierdziły, że kompozytowe sorbenty na bazie chitozanu stanowią skuteczne i ekonomiczne rozwiązanie w procesach oczyszczania ścieków przemysłowych, szczególnie z sektora tekstylnego.

Podsumowując, współpraca z dr hab. inż. Tomaszem Jóźwiakiem, prof. UWM przyczyniła się do rozwoju badań nad zastosowaniem naturalnych i modyfikowanych biopolimerów w technologii oczyszczania ścieków. Uzyskane wyniki wskazują na duży potencjał aplikacyjny chityny i chitozanu w usuwaniu zarówno związków biogenych, jak i trudno biodegradowalnych zanieczyszczeń organicznych, takich jak barwniki, wpisując się w koncepcję zrównoważonego gospodarowania zasobami i wykorzystania materiałów pochodzenia naturalnego.

Najważniejsze publikacje obejmujące przedstawione zagadnienie zostały wymienione w załączniku 4: **tabela 2 poz. 5 i 28; tabela 3 poz. 1-2 i 4; tabela 4 poz. 4; tabela 5 poz. 1, 4 i 9.**

4.6.6. Badania dotyczące występowania, przemian oraz efektywności usuwania benzotriazoli (BTRs)

W ramach współpracy naukowej z **dr inż. Joanną Struk-Sokołowską** (Politechnika Białostocka) realizowałem badania dotyczące występowania, przemian oraz efektywności usuwania benzotriazoli (BTRs), stanowiących grupę mikrozanieczyszczeń organicznych o rosnącym znaczeniu środowiskowym. Związki te, w tym 1H-benzotriazol (1H-BTR) oraz jego pochodne pełniące funkcję stabilizatorów UV (BUVs), są powszechnie stosowane jako inhibitory korozji, dodatki do środków odładzających, detergentów oraz materiałów polimerowych, a jednocześnie wykazują właściwości toksyczne, mutagenne i potencjalnie kancerogenne.

Badania koncentrowały się na ocenie efektywności usuwania benzotriazoli w reaktorach sekwencyjnych typu SBR, z uwzględnieniem wpływu warunków technologicznych oraz poszczególnych faz cyklu pracy. Wykazano, że możliwe jest osiągnięcie wysokiej efektywności usuwania 1H-BTR przekraczającej 80%, jednak skuteczność procesu jest silnie uzależniona od stężenia początkowego związku oraz warunków tlenowych. Największy udział w degradacji benzotriazolu przypadał na fazę napowietrzania, natomiast w warunkach beztlenowych i anoksycznych proces zachodził istotnie wolniej. Uzyskane wyniki wskazują, że biologiczne procesy oczyszczania mogą być skuteczne, jednak wymagają optymalizacji parametrów technologicznych.

Rozszerzeniem badań była analiza usuwania pochodnych benzotriazolu – stabilizatorów UV (BUVs), które ze względu na szerokie zastosowanie w materiałach polimerowych stanowią istotne źródło zanieczyszczeń środowiska. Wykazano, że efektywność ich usuwania w układach SBR mieści się w szerokim zakresie od ok. 68 do 97% i zależy zarówno od rodzaju związku, jak i jego stężenia w ściekach. Zidentyfikowano również zjawisko wtórnego uwalniania BUVs w fazie sedimentacji, co wskazuje na konieczność optymalizacji czasu trwania tej fazy.

Istotnym kierunkiem badań była także ocena wpływu benzotriazoli na mikrobiom osadu czynnego. Wykazano, że nawet niskie stężenia 1H-BTR prowadzą do zmian w strukturze społeczności bakteryjnych, w tym spadku udziału bakterii nitryfikacyjnych (np. *Nitrospirae*) oraz obniżenia różnorodności mikroorganizmów. Zmiany te mogą negatywnie wpływać na efektywność procesów biologicznego usuwania azotu i związków organicznych, co potwierdza istotne zagrożenie dla stabilności pracy oczyszczalni ścieków.

Przeprowadzone badania pozwoliły również na określenie źródeł emisji benzotriazoli do środowiska oraz ich obecności w różnych komponentach ekosystemu wodnego. Związki te, ze względu na wysoką rozpuszczalność i niską podatność na biodegradację, są powszechnie wykrywane w ściekach dopływających i odpływających z oczyszczalni, a także w wodach powierzchniowych i gruntowych.

Wykaz publikacji dotyczącej omówionej tematyki został przedstawiony w załączniku 4: **tabela 2 poz. 4, 9 i 18.**

4.6.7. Badania dotyczące ilości i jakości ścieków

Poza ściekami pochodzącymi z bezglebowej uprawy pomidorów oraz z produkcji piwa i słodu opisanymi odpowiednio w cyklu A i B, uczestniczyłem w badaniach, które obejmowały kompleksową analizę ilości i jakości ścieków komunalnych, z przemysłu utylizacji odpadów pochodzenia zwierzęcego oraz ścieków mleczarskich. Zarówno ilość generowanych ścieków, jak i ich skład fizykochemiczny były silnie uzależnione od specyfiki źródła ich powstawania, technologii produkcji oraz zmienności sezonowej i dobowej.

W przypadku ścieków komunalnych stwierdzono istotny wpływ czynników społeczno-gospodarczych na ich jakość. W szczególności wykazano, że **ograniczenie działalności gastronomicznej** (np. w okresie pandemii COVID-19) prowadziło do zmniejszenia ładunku zanieczyszczeń organicznych dopływających do oczyszczalni, co potwierdzono spadkiem wartości BZT₅ nawet do 62,3% wartości wyjściowej. Jednocześnie w innej publikacji wykazano, że jednym z kluczowych czynników wpływających na wzrost stężenia związków

organicznych w ściekach komunalnych **jest odprowadzanie rozdrobnionych odpadów żywnościowych** do sieci kanalizacyjnej. Analizy przeprowadzone dla oczyszczalni ścieków „Łyna” w Olsztynie wykazały systematyczny wzrost wartości ChZT ścieków surowych od połowy lat 90, przy czym największy wzrost odnotowano w latach 2008–2010. Średnie stężenie ChZT w latach 2011–2014 (ok. 1020 g O₂/m³) było niemal dwukrotnie wyższe niż w roku 1996 (ok. 521 g O₂/m³). Wzrost ten przypisano m.in. powszechnemu stosowaniu młynków koloidalnych w obiektach gastronomicznych, które umożliwiają odprowadzanie rozdrobnionych odpadów do kanalizacji. Jak wskazano w analizach, ładunek zanieczyszczeń organicznych zawarty w 1 m³ odpadów gastronomicznych może odpowiadać nawet ładunkowi obecnemu w 2000 m³ ścieków komunalnych, co znacząco obciąża systemy kanalizacyjne i oczyszczalnie.

Ścieki z przemysłu utylizacji odpadów pochodzenia zwierzęcego należą do najbardziej obciążonych ścieków przemysłowych. Charakteryzują się one bardzo wysokimi stężeniami zanieczyszczeń organicznych oraz biogennych, przy czym wartości ChZT osiągały poziom 20 345–66 260 mg O₂/dm³, zawiesiny ogólnej 1068–4336 mg/dm³, tłuszczów 1186–2244 mg/dm³, azotu ogólnego 496–910 mg N/dm³, fosforu 75–230 mg P/dm³. Tak wysokie stężenia wymagają zastosowania wieloetapowych procesów oczyszczania, obejmujących operacje mechaniczne, fizykochemiczne oraz biologiczne.

Ścieki mleczarskie stanowią szczególną grupę ścieków przemysłowych, charakteryzującą się zarówno wysokim ładunkiem zanieczyszczeń organicznych, jak i dużą zmiennością ilościową i jakościową. Zużycie wody w przemyśle mleczarskim wynosi od 1,5 do 3,71 L na litr przetwarzanego mleka, natomiast ilość powstających ścieków mieści się w zakresie 1,18–5,78 L/L mleka. Ścieki te zawierają znaczne ilości tłuszczów, białek i cukrów, co przekłada się na wysokie wartości ChZT i BZT₅ oraz obecność związków biogennych. Dodatkowo wykazano istotną zmienność sezonową oraz dobową, a także znaczący wpływ ich udziału na skład frakcyjny materii organicznej w procesach współoczyszczania.

Uzyskane wyniki jednoznacznie wskazują, że ilość i jakość ścieków są determinowane przez charakter źródła ich powstawania, przy czym szczególnie istotnym czynnikiem wpływającym na wzrost ładunku zanieczyszczeń w ściekach komunalnych jest nieprawidłowe zagospodarowanie odpadów żywnościowych. Jednocześnie właściwe zarządzanie źródłami węgla organicznego (np. wykorzystanie VFAs) oraz kontrola dopływu wysokoobciążonych ścieków przemysłowych mogą istotnie poprawić efektywność procesów oczyszczania, co ma szczególne znaczenie w przypadku ścieków mleczarskich.

Obecnie tematyka ścieków mleczarskich oraz przede wszystkim zagospodarowania osadów nadmiernych powstających w przykładowych oczyszczalniach ścieków jest przede wszystkim rozwijana w ramach projektu SUP-RIM (Sieć badawcza uczelni przyrodniczych na rzecz rozwoju polskiego sektora mleczarskiego - projekt badawczy).

Najważniejsze publikacje obejmujące przedstawione zagadnienia zostały wymienione w załączniku 4: **tabela 2 poz. 2, 14, 25 i 29; tabela 3 poz. 3; tabela 4 poz. 6; tabela 5 poz. 2-3.**

5. Informacja o wykazywaniu się istotną aktywnością naukową albo artystyczną realizowaną w więcej niż jednej uczelni, instytucji naukowej lub instytucji kultury, w szczególności zagranicznej

Poniżej przedstawiono aktywność naukową realizowaną poza UWM w Olsztynie w kolejności chronologicznej.

5.1. Politechnika Białostocka

W okresie od 01.09.2016 do 29.09.2016 odbyłem 1-miesięczny (4 tygodnie) staż naukowy w Katedrze Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska na Wydziale Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Białostockiej, ul. Wiejska 45E, 15-351 Białystok. Opiekunem mojego stażu była Pani **dr inż. Joanna Struk-Sokołowska**.

Celem stażu było zapoznanie z metodami badawczymi stosowanymi w Katedrze Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska Politechniki Białostockiej, przede wszystkim w zakresie analiz ścieków komunalnych i przemysłowych. W czasie stażu zapoznałem się z eksploatacją i zastosowaniem reaktorów typu SBR (*Sequencing Batch Reactor*) w oczyszczaniu ścieków. Główna tematyka stażu obejmowała frakcjonowanie związków organicznych w ściekach ze względu na biodostępność, a także wykorzystanie wyników badań do formułowania równań empirycznych oraz zastosowania modeli matematycznych w celu sterowania procesami usuwania zanieczyszczeń. Zapoznałem się z analizami fizykochemicznymi ścieków i osadu czynnego (ChZT - PN-74/C-04578.03, BZT₅ - PN-EN 1899 – 1:2002, PN-EN 1899 – 2:2002, TN – metoda obliczeniowa, azot Kjeldahla - PN-EN 25663:2001 TP - PN-EN ISO 6878:2006, azot amonowy - PN-ISO 7150-1:2002, azot azotanowy (V) - PN-82/C-04576/08, ortofosforany - PN-EN ISO 6878:2006, zawiesina ogólna - PN-EN 872:2007 + Apl. 2007, tlen rozpuszczony - PN-EN 25813:1997, odczyn - PN-90/C-04540.01, przewodność - PN-EN 27888:1999, węgiel całkowity, nieorganiczny, ogólny węgiel organiczny - PN-EN 1484 : 1999, S_S – rozpuszczone substancje organiczne łatwo biodegradowalne, S_I – rozpuszczone substancje

niebiodegradowalne, X_S - nierozpuszczalne substancje organiczne wolno biodegradowalne, X_I - nierozpuszczalne substancje organiczne niebiodegradowlane). Zdobyta wiedza i nawiązana współpraca były wykorzystane do realizacji wspólnych badań, które są nadal kontynuowane.

W tabeli 6 znajdują się tytuły publikacji będących efektem mojej współpracy z Katedrą Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska Politechniki Białostockiej przede wszystkim z Panią **dr inż. Joanną Struk-Sokołowską**.

Tabela 6. Publikacje będące rezultatem współpracy z Politechniką Białostocką, przede wszystkim z dr inż. Joanną Struk-Sokołowską

Lp.	Publikacja	Punkty	Impact Factor
1	Struk-Sokołowska J. , Drewnowska J. M., Kotowska U., Mielcarek A. , (2025) <i>Changes in activated sludge bacterial communities as an indicator of the harmful benzotriazole effect on living organisms</i> . Ecological Indicators, 178, 113958. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113958	200	7,400
2	Struk-Sokołowska J. , Faszczewska A., Kotowska U., Mielcarek A. , (2024) <i>Comparison of benzotriazole ultraviolet stabilizers (BUVs) removal from wastewater after subsequent stages of sequencing batch reactor (SBR) treatment process</i> , Science of The Total Environment vol. 914, 169813. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169813	200	8,000
3	Mielcarek A. , Bryszewski K. Ł., Rodziejewicz J., Kwietniewski M., Janczukowicz W., Kłobukowska K., Struk-Sokołowska J. , (2023) <i>The Influence of the Duration of Exposure to Direct Current on the Treatment Efficiency of Wastewater from Soilless Tomato Cultivation in a Bio-Electrochemical Reactor</i> , Energies 16(23), 7767. https://doi.org/10.3390/en16237767	140	3,000
4	Struk-Sokołowska J. , Kotowska U., Piekutin J., Laskowski P., Mielcarek A. , (2022) <i>Analysis of 1H-benzotriazole removal efficiency from wastewater in individual process phases of a sequencing batch reactor SBR</i> , Water Resources and Industry vol. 28, 100182. DOI: https://doi.org/10.1016/j.wri.2022.100182	200	5,100
5	Struk-Sokołowska J. , Miodoński S., Muszyński-Huhajło M., Janiak K., Ofman P., Mielcarek A. , Rodziejewicz J., (2020) <i>Impact of differences in speciation of organic compounds in wastewater from large WWTPs on technological parameters, economic efficiency and modelling of chemically assisted primary sedimentation process</i> , Journal of Environmental Chemical Engineering 8 (5), 104405. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104405	100	5,909
6	Mielcarek A. , Rodziejewicz J., Janczukowicz W., Struk-Sokołowska J. , (2020) <i>The impact of biodegradable carbon sources on nutrients removal in post-denitrification biofilm reactors</i> , Science of the Total Environment vol. 720. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137377	200	7,963
7	Rodziejewicz J., Mielcarek A. , Janczukowicz W., Józwiak T., Struk-Sokołowska J. , Bryszewski K., (2019) <i>The share of electrochemical reduction, hydrogenotrophic and heterotrophic denitrification in nitrogen removal in rotating electrobiochemical contactor (REBC) treating wastewater from soilless cultivation systems</i> , Science of The Total Environment 683: 21-28. Doi: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.239	200	6,551

8	Mielcarek A. , Ostrowska K., Rodziewicz J., Janczukowicz W., Struk-Sokolowska, J. , (2019) <i>Influence of temperature and C/N ratio on nitrifying and denitrifying bacteria of biofilters treating wastewater from de-icing airport runways</i> , in: Sayegh, M.A., Danielewicz, J., Jouhara, H., Kaźmierczak, B., Kutylowska, M., Piekarska, K. (Eds.), E3S Web of Conferences. p. 00050. https://doi.org/10.1051/e3sconf/201911600050	-	-
9	Struk-Sokolowska J., Mielcarek A. , Wiater J., Rodziewicz J., (2018) <i>Impacts of dairy wastewater and pre-aeration on the performance of SBR treating municipal sewage, Desalination and Water Treatment</i> 105:41-50. DOI: 10.5004/dwt.2018.22031	20	1,234
10	Struk-Sokolowska J. , Ignatowicz K., Mielcarek A. , Rodziewicz J., (2018) <i>Efektywność oraz szybkość usuwania związków organicznych i biogennych ze ścieków komunalnych z udziałem ścieków mleczarskich w SBR w pełnej skali technicznej</i> , Gaz, Woda i Technika Sanitarna 12:457-464. DOI: 10.15199/17.2018.12.6	11	-
11	Struk-Sokolowska J. , Rodziewicz J., Mielcarek A. , (2017) <i>Effect of dairy wastewater on changes in COD fractions in technical-scale SBR type reactors</i> , Water Science & Technology 1: 156-169. DOI: 10.2166/wst.2018.099	20	1,247
12	Mielcarek A. , Rodziewicz J., Janczukowicz W., Dabrowska D., Ciesielski S., Thornton A., Struk-Sokolowska J. (2017) <i>Citric acid application for denitrification process suport in biofilm reactor</i> , Chemosphere 171: 512-519. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.099	35	4,427
13	Struk-Sokolowska J. , Wiater J., Rodziewicz J., Mielcarek A. (2016) <i>Przegląd metod oczyszczania ścieków mleczarskich</i> , Gaz, woda i technika sanitarna 10: 391-397. Doi: 10.15199/17.2016.10.8	11	-

5.2. School of Agriculture, Polytechnic Institute of Beja (Portugalia)

W okresie od 24.10.2022 do 14.11.2022 odbyłem 3-tygodniowy staż naukowo-dydaktyczny w School of Agriculture, Polytechnic Institute of Beja (Portugalia), Apartado 6155, 7800-295 Beja. Opiekunem mojego stażu był **prof. Jorge M.R. Tavares**.

Celem stażu było nawiązanie współpracy i zapoznanie się z metodami badań stosowanymi w School of Agriculture, Polytechnic Institute of Beja. Zaznajomiłem się z aktualnie prowadzonymi i planowanymi badaniami, a także z najważniejszymi obszarami badawczymi pracowników jednostki goszczącej. W czasie realizacji stażu prowadziłem badania w zakresie zastosowania metody strącania zanieczyszczeń w ściekach z przemysłu rolno-spożywczego. Wykonywałem również analizy ścieków, osadów a także biomasy, co później wykorzystałem w realizacji badań w Polsce. W czasie stażu miałem możliwość odwiedzenia ośrodka badawczego Linking Landscape, Environment, Agriculture and Food (LEAF) oraz oczyszczalni ścieków Etar de Beja należącej do Grupo Aquas de Portugal. Pozwoliło mi to m.in. na zapoznanie z recyklingiem oczyszczonych ścieków, które są

wykorzystywane do nawadniania terenów komunalnych lub mogą być odbierane przez indywidualnych klientów i wykorzystywane np. w gospodarstwach rolnych. Jest to tematyka zgodna z prowadzonymi przeze mnie badaniami. W czasie realizacji stażu poprowadziłem zajęcia z „Introduction to Environmental Problems” – 4 godziny dydaktyczne i „Wastewater Treatment Plant Design” – 2 godziny dydaktyczne dla studentów kierunku inżynieria środowiska. Zajęcia były prowadzone w języku angielskim dla studentów nie tylko z Portugalii, ale także z takich państw jak Mozambik czy Brazylia. W czasie zajęć był również czas przeznaczony na dyskusję i wymianę doświadczeń oraz spostrzeżeń na temat przedstawionej tematyki oraz tego jakie rozwiązania i problemy występują w Polsce a jakie w Portugalii i innych częściach Świata. Zdobyta wiedza i nawiązana współpraca były wykorzystane do realizacji wspólnych badań, w tym również uczestniczenia w 4th COEE International Scientific Conference On Ecological And Environmental Engineering, organizowanej przez Polytechnic Institute of Beja w Beja (Portugalia) w terminie 14-17.05.2024 r. i prezentacji swoich wyników badań.

W tabeli 7 znajdują się tytuły publikacji będących efektem mojej współpracy z School of Agriculture, Polytechnic Institute of Beja przede wszystkim z **prof. Jorge M.R. Tavares**.

Tabela 7. Publikacje będące rezultatem współpracy z Polytechnic Institute of Beja, przede wszystkim z prof. Jorge M.R. Tavares

Lp.	Publikacja	Punkty	Impact Factor
1	Mielcarek A. , Jóźwiak T., Rodziewicz J., Bryszewski K., Janczukowicz W., Kalisz B., Tavares J. M. R. , (2023) <i>Recovery of phosphorus and other minerals from greenhouse wastewater generated during soilless tomato cultivation by means of alkalizing agents</i> , Science of The Total Environment vol. 892, 164757. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164757	200	8,200
2	Rodziewicz J., Mielcarek A. , Janczukowicz W., Białowiec A., Tavares J. M. R. , Krzysztof Jóźwiakowski, Arthur Thornton, (2023) <i>Phosphorus Removal in VFCWs with Lightweight Aggregates Made of Fly Ash from Sewage-Sludge Thermal Treatment (FASST LWA)</i> , Water 15 (10), 1955; https://doi.org/10.3390/w15101955	100	3,000
3	Rodziewicz J., Mielcarek A. , Janczukowicz W., Tavares J. M. R. , Jóźwiakowski K., (2023) <i>Characteristics of Sludge from the Treatment of Soilless Plant Cultivation Wastewater in a Rotating Electrobiological Disc Contactor (REBDC)</i> , Energies 16(3), 1022; https://doi.org/10.3390/en16031022	140	3,000

5.3. Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie

W okresie od 23.06.2025 r. do 31.08.2025 r. odbyłem ponad 2-miesięczny (10 tygodni) staż naukowy w Katedrze Inżynierii Środowiska, Wydział Inżynierii Produkcji, Uniwersytet

Przyrodniczy w Lublinie, ul. Leszczyńskiego 7; 20-069 Lublin. Opiekunem mojego stażu był **prof. dr hab. Krzysztof Józwiakowski**.

Celem stażu naukowego było poszerzenie wiedzy oraz zdobycie praktycznego doświadczenia w zakresie projektowania, funkcjonowania oraz oceny efektywności hydrofitowych i hybrydowych systemów oczyszczania ścieków i odwadniania osadów ściekowych opartych na rozwiązaniach obecnych w przyrodzie (Nature-Based Solutions – NBS) ze szczególnym uwzględnieniem ścieków i osadów powstających w zakładach przetwórstwa mleka. Ponadto miałem możliwość zapoznać się z zakresem badań i nawiązania współpracy naukowej z pracownikami jednostki przyjmującej. W czasie stażu prowadziłem badania ścieków i osadów ściekowych powstających podczas biologicznego oczyszczania ścieków pochodzących z przemysłu mleczarskiego. Na podstawie wcześniejszych doświadczeń prowadzono pobór próbek ścieków mleczarskich oraz osadu czynnego z przykładowej oczyszczalni ścieków oraz ścieków, odcieków i osadów ściekowych z demonstratora hybrydowego systemu hydrofitowego przy Zakładzie Produkcyjnym Kurpie SM MLEKOVITA w Baranowie. W ramach realizacji stażu uczestniczyłem również w przygotowaniu materiałów do bazy wiedzy projektu SUP-RIM (artykuł pt. „Doświadczenia z wdrażania demonstratora hybrydowej hydrofitowej oczyszczalni ścieków w SM Mlekovita w Oddziale Produkcyjnym Kurpie w Baranowie”).

Staż był kontynuacją współpracy z Katedrą Inżynierii Środowiska Wydziału Inżynierii Produkcji Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie zapoczątkowanej wspólną realizacją projektu „Sieć badawcza uczelni przyrodniczych na rzecz rozwoju polskiego sektora mleczarskiego - projekt badawczy”; Zadanie finansowane z dotacji celowej Ministra Edukacji i Nauki na podstawie umowy nr MEiN/2023/DPI/2875 z dnia 3 października 2023 r.; okres realizacji 01.02.2024- 31.12.2027, w którym jestem wykonawcą Zadania II.1 Opracowanie technologii doczyszczania ścieków i zagospodarowania odpadów organicznych oraz osadów ściekowych pochodzących z zakładów mleczarskich w oparciu o wykorzystanie naturalnych zasobów przyrody. Jest to jednocześnie przykład wdrożenia instalacji do odwadniania i stabilizacji osadów pochodzących z oczyszczania ścieków mleczarskich w Zakładzie Produkcyjnym Kurpie SM MLEKOVITA w Baranowie.

W tabeli 8 znajdują się tytuły publikacji będących efektem mojej współpracy z Katedrą Inżynierii Środowiska Wydziału Inżynierii Produkcji Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie przede wszystkim z **prof. dr hab. Krzysztofem Józwiakowskim**.

Tabela 8. Publikacje będące rezultatem współpracy z Uniwersytetem Przyrodniczym w Lublinie, przede wszystkim z prof. dr hab. Krzysztofem Józwiakowskim

Lp.	Publikacja	Punkty	Impact Factor
1	Janczukowicz W., Rodziewicz J., Mielcarek A. , Kłobukowska K., Józwiakowski K. , (2025) <i>Research on the Efficiency of Dewatering and Stabilisation of Sewage Sludge from Dairies Using a Constructed Wetland System</i> . W: Proceedings of the 6th International Conference on Environmental Science and Applications (ICESA 2025), Barcelona, Spain. 27-29 October 2025. No. 138, ISBN: 978-1-990800-65-8. ISSN: 2563-5298. DOI: 10.11159/icesa25.138	-	-
2	Rodziewicz J., Józwiakowski K. , Mielcarek A. , Kłobukowska K., Janczukowicz W., (2025) <i>Research on the Possibility of Purifying Dairy Wastewater in a Hybrid Constructed Wetland System</i> . W: Proceedings of the 6th International Conference on Environmental Science and Applications (ICESA 2025), Barcelona, Spain. 27-29 October 2025. No. 137, ISBN: 978-1-990800-65-8. ISSN: 2563-5298. DOI: 10.11159/icesa25.137	-	-
3	Rodziewicz J., Mielcarek A. , Kłobukowska K., Józwiakowski K. , Siwiec T., Bugajski P., Janczukowicz W., (2025) <i>Water Consumption, Quantity and Quality of Wastewater and Sewage Sludge from Polish Dairies</i> , Applied Sciences 15 (3), 1525. https://doi.org/10.3390/app15031525	100	2,500
4	Józwiakowski K. , Siwiec T., Marzec M., Józwiakowska K., Micek A., Wrykowski G., Malik A., Bugajski P., Bergel T., Hap K., Janczukowicz W., Rodziewicz J., Mielcarek A. , Kłobukowska K., (2025) <i>Doświadczenia z wdrażania demonstratora hybrydowego systemu hydrofitowego do doczyszczania ścieków mleczarskich</i> , Książka abstraktów: Nowe kierunki badań w inżynierii środowiska, energetyce i gospodarce przestrzennej, red. Józwiakowski Krzysztof, Operacz Agnieszka, Bugajski Piotr, Michalik Małgorzata, Urszula Solecka, Bukowina Tatrzańska, 24-26 września 2025. str. 65	-	-
5	Kłobukowska K., Rodziewicz J., Mielcarek A. , Bryszewski K., Janczukowicz W., Bugajski P., Józwiakowski K. , Operacz A., (2024) <i>Novel materials as exogenous carbon sources for denitrifying biofilters</i> , Applied Sciences, 14, 176. https://doi.org/10.3390/app14010176	100	2,500
6	Rodziewicz J., Janczukowicz W., Józwiakowski K. , Mielcarek A. , (2024) <i>Propozycje zmian w gospodarce wodno-ściekowej zakładów mleczarskich nad którymi warto się zastanowić</i> , Przegląd Mleczarski, 11/2024, 2-9.	5	0,000
7	Bryszewski K., Rodziewicz J., Mielcarek A. , Janczukowicz W., Józwiakowski K. , (2021) <i>Investigation on the improved electrochemical and bio-electrochemical treatment processes of soilless cultivation drainage (SCD)</i> , Science of The Total Environment vol. 783. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146846	200	10,754
8	Rodziewicz J., Mielcarek A. , Janczukowicz W., Ostrowska K., Józwiakowski K. , Bugajski P. Jucherski A., (2020) <i>Biofilter with innovative filling for low-temperature treatment of sewage from de-icing airport runways</i> , Separation and Purification Technology vol. 242. DOI: https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.116761	140	7,312

6. Informacja o osiągnięciach dydaktycznych, organizacyjnych oraz popularyzujących naukę lub sztukę

6.1. Działalność dydaktyczna

W latach 2011-2026 w ramach prowadzonej działalności dydaktycznej prowadzę/ prowadziłem następujące zajęcia (na Wydziale Nauk o Środowisku/ Wydziale Geoinżynierii):

Na kierunku **Ochrona Środowiska:**

- Sieci wodociągowe, sieci kanalizacyjne (ćwiczenia)

Na kierunku **Inżynieria Środowiska:**

- Systemy oczyszczania miast, utrzymanie zieleni (wykłady) – **koordynator**
- Systemy oczyszczania miast, utrzymanie zieleni (ćwiczenia) – **koordynator**
- Wodociągi (ćwiczenia)
- Zarządzanie środowiskiem (ćwiczenia)
- Małe oczyszczalnie ścieków (wykłady)
- Małe oczyszczalnie ścieków (ćwiczenia)
- Projekt inżynierski (ćwiczenia) – **koordynator**
- Wentylacja i klimatyzacja (wykłady)
- Wentylacja i klimatyzacja (ćwiczenia)
- Wybrane zagadnienia z wodociągów i kanalizacji (ćwiczenia)
- Kanalizacja (ćwiczenia)
- Urządzenia do uzdatniania wody i oczyszczania ścieków (wykłady)
- Urządzenia do uzdatniania wody i oczyszczania ścieków (ćwiczenia)
- Technika sanitarna (wykłady) – **koordynator**
- Technika sanitarna (ćwiczenia) – **koordynator**
- Technologie informacyjne (ćwiczenia) - **koordynator**
- Wybrane zagadnienia z wentylacji i ogrzewnictwa (ćwiczenia) - **koordynator**
- Technologie proekologiczne (wykłady)
- Technologie proekologiczne (ćwiczenia)
- Projektowanie stacji uzdatniania wody i oczyszczalni ścieków (ćwiczenia)
- Wybrane zagadnienia z wewnętrznych instalacji sanitarnych (ćwiczenia) – **koordynator**
- **Engineering project (ćwiczenia w j. angielskim) - koordynator**
- Projektowanie przydomowych oczyszczalni ścieków (ćwiczenia)

Od semestru letniego 2024/2025 prowadzę również zajęcia w języku angielskim z przedmiotu **Engineering project** dla studentów w ramach programu Erasmus+.

Podczas stażu naukowo-dydaktycznego w School of Agriculture w Polytechnic Institute of Beja (Portugalia) poprowadziłem zajęcia z „**Introduction to Environmental Problems**” – 4 godziny dydaktyczne i „**Wastewater Treatment Plant Design**” – 2 godziny dydaktyczne dla studentów kierunku inżynieria środowiska. Zajęcia były prowadzone w języku angielskim dla studentów nie tylko z Portugalii, ale także z takich państw jak Mozambik czy Brazylia.

Sposób realizacji prowadzonych przeze mnie zajęć dydaktycznych był wielokrotnie pozytywnie oceniony przez studentów (wyniki anonimowych ankiet „Jakość realizacji zajęć dydaktycznych”).

W latach 2021-2026 byłem opiekunem **20** obronionych prac dyplomowych (w tym **18** magisterskich i **2** inżynierskich).

W latach 2022-2026 byłem recenzentem **16** obronionych prac dyplomowych (w tym **11** magisterskich i **5** inżynierskich).

Byłem również promotorem pomocniczym w przewodzie doktorskim Pana dr inż. Kamila Bryszewskiego (data obrony 23.10.2023 r.) oraz obecnie jestem promotorem pomocniczym w przewodzie doktorskim Pani mgr inż. Karoliny Kłobukowskiej.

6.2. Działalność organizacyjna i/lub popularyzująca

- 01.01.2020 – 31.12.2023 Kierownik projektu LIDER/4/0019/L-10/18/NCBR/2019 finansowanego przez NCBR; kwota dofinansowania 1 492 500 PLN. W czasie realizacji kierowałem pracami zespołu składającego się z 4 osób.
- 12.08.2013 – 11.08.2015 Kierownik projektu Preludium 4 finansowanego przez NCN; kwota dofinansowania 99 580 PLN.
- W latach 2012-2017 Kierownik 5 Wydziałowych projektów badawczych.
- Opiekun rocznika 2022-2023 stacjonarnych i niestacjonarnych studiów na kierunku Inżynieria Środowiska, Wydział Geoinżynierii, UWM w Olsztynie.
- Od 2022 r. Członek Rady Naukowej Dyscypliny Inżynieria Środowiska, Górnictwo i Energetyka UWM w Olsztynie.
- Członek komisji ds. nostryfikacji dyplomu wydanego w innym kraju. Decyzja nr 1/2024 Przewodniczącego Rady Naukowej Dyscypliny Inżynieria Środowiska, Górnictwo i Energetyka (prof. dr hab. inż. Marcin Dębowski).
- 2023-2024 Członek zespołu ds. promocji na Wydziale Geoinżynierii UWM w Olsztynie

- 27.02.2024 Członek komitetu naukowo-organizacyjnego Sympozjum: "Metody kształcenia i wykorzystywane narzędzia na Wydziale Geoinżynierii", w którym udział wzięli doradcy zawodowi. Organizatorem było Koło Naukowe Pasjonatów BIM „KRESKA”, Koło Naukowe EKSPERT; współorganizatorem Warmińsko-Mazurska Okręgowa Izba Inżynierów Budownictwa.
- Organizacja 7 szkoleń dla studentów kierunku Inżynieria środowiska we współpracy z branżowymi firmami.
- 2023-2026 Organizacja zajęć dla uczniów szkół średnich w Laboratorium Katedry Inżynierii Środowiska UWM w Olsztynie w ramach Dni otwartych UWM W Olsztynie.
- W ramach promocji kierunku Inżynieria Środowiska organizacja zajęć dla uczniów szkół średnich poza Dniami Otwartymi UWM w Olsztynie w Laboratoriach Katedry Inżynierii Środowiska oraz promocja poprzez prezentację w szkołach.

Działalność organizacyjna i/lub popularyzująca poza UWM w Olsztynie

- Sekretarz Głównej Komisji Rewizyjnej Polskiego Zrzeszenia Inżynierów i Techników Sanitarnych w kadencji 2024-2028 (Uchwała nr 21/ZD/2024).
- Członek Głównej Sekcji Wodociągów i Kanalizacji Polskiego Zrzeszenia Inżynierów i Techników Sanitarnych (Uchwała nr 22/ZG/2025).
- Członek Polskiego Zrzeszenia Inżynierów i Techników Sanitarnych o. Olsztyn.
- 2024 Delegat o. Olsztyn na XXIX Zebranie Delegatów Polskiego Zrzeszenia Inżynierów i Techników Sanitarnych.
- Członek Warmińsko-Mazurskiej Okręgowej Izby Inżynierów Budownictwa (nr ew. WAM/IS/0050/22).

7. Pozostałe informacje dotyczące kariery zawodowej

7.1. Uprawnienia budowlane

Od 2021 r. posiadam uprawnienia budowlane do projektowania i kierowania robotami budowlanymi bez ograniczeń w specjalności instalacyjnej w zakresie sieci, instalacji i urządzeń cieplnych, wentylacyjnych, gazowych, wodociągowych i kanalizacyjnych; nr ewid. **WAM/0241/PWBS/21**. Jestem członkiem Warmińsko-Mazurskiej Okręgowej Izby Inżynierów Budownictwa; nr ewidencyjny **WAM/IS/0050/22**. **W ramach posiadanych uprawnień jestem czynnym zawodowo projektantem sieci, instalacji i urządzeń cieplnych, wentylacyjnych, gazowych, wodociągowych i kanalizacyjnych.**

Wybrane opracowania projektowe:

- Nazwa zamierzenia budowlanego: **Doprowadzenie instalacji technologicznych do nowej jednostki PRT oraz stanowisk dystrybucji oleju w hali produkcyjnej obiektu 430 na terenie fabryki opon Michelin w Olsztynie; 2025; kat. obiektu XVIII; inwestor: Michelin Polska Sp. z o.o.; 10-545 Olsztyn, ul. Leonharda 9.**
- Nazwa zamierzenia budowlanego: **Remont z częściową przebudową pomieszczeń I piętra w celu przystosowania do potrzeb żłobka w budynku przy ul. Szewczenki 8 w Olsztynie; 2025; kat. obiektu IX; inwestor: MATRIX Sp. z o.o. 10-274 Olsztyn ul. Tarasa Szewczenki 8**
- Nazwa zamierzenia budowlanego: **Modernizacja instalacji wentylacji mechanicznej kuchni w restauracji Przystań w Olsztynie; 2024; kat. obiektu XVII; inwestor: Przystań Restauracja Sp. z o.o., 10-160 Olsztyn, ul. Żeglarska 3**
- Nazwa zamierzenia budowlanego: **Modernizacja łaźni w budynku B66 na terenie fabryki opon Michelin w Olsztynie; 2024; kat. obiektu XVIII; inwestor: Michelin Polska Sp. z o.o., 10-545 Olsztyn, ul. Leonharda 9**
- Nazwa zamierzenia budowlanego: **Modernizacja Sali nr 12 w budynku B86A na terenie fabryki opon Michelin w Olsztynie; 2024; kat. obiektu XVIII; inwestor: Michelin Polska Sp. z o.o., 10-545 Olsztyn, ul. Leonharda 9**
- Nazwa zamierzenia budowlanego: **Rozbudowa hali kolcowni na terenie fabryki opon Michelin w Olsztynie; 2023; kat. obiektu XVIII; inwestor: Michelin Polska Sp. z o.o., 10-545 Olsztyn, ul. Leonharda 9**
- Nazwa zamierzenia budowlanego: **Wykonanie przyłączy pneumatycznych i próżni do maszyn FLC2 oraz EV2++ na wydziale PLE na terenie fabryki opon Michelin w Olsztynie; 2023; kat. obiektu XVIII; inwestor: Michelin Polska Sp. z o.o., 10-545 Olsztyn, ul. Leonharda 9**
- Nazwa zamierzenia budowlanego: **Przebudowa z rozbudową budynków 33; 49 (budynek 23) i 33; 51 (budynek 69) o funkcji produkcyjno-magazynowej, rozbiórka fragmentu budynku 33; 38 (budynek 22), przebudowa hali produkcyjnej w budynku 33; 38 (budynek 18); 2023; kat. obiektu XVIII; inwestor: Michelin Polska Sp. z o.o., 10-545 Olsztyn, ul. Leonharda 9**
- Nazwa zamierzenia budowlanego: **Budowa stacji dealerskiej Lexus Olsztyn; 2022; kat. obiektu XVII; inwestor: MIR-WIT Sp. z o.o., al. Obrońców Tobruku 11, 10-092 Olsztyn.**
- Nazwa zamierzenia budowlanego: **Projekt urządzenia przeciwpożarowego wraz z modernizacją-przebudową instalacji wodociągowej oraz przeciwpożarowej w biurówcu RDLP w Olsztynie; 2022, kat. obiektu XII; inwestor: Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych, ul. T. Kościuszki 46/48, 10-959 Olsztyn.**
- Nazwa zamierzenia budowlanego: **Przebudowa przyłącza wodociągowego do budynku handlowo-usługowego przy ul. Pana Tadeusza 6-6A w Olsztynie wraz z instalacją zestawu pompowego przeciwpożarowego zasilającego wewnętrzną instalację hydrantową; 2022; kat. obiektu XXVI; inwestor: Spółdzielnia Mieszkaniowa „Pojezierze” w Olsztynie 10-444 Olsztyn, ul. Kołobrzeska 13.**
- Nazwa zamierzenia budowlanego: **Przebudowa, rozbudowa i termomodernizacja przedszkola nr 4 w Augustowie; 2022; kat. obiektu IX; inwestor: Gmina M. Augustów, ul. 3 Maja 60, 16-300 Augustów.**
- Nazwa zamierzenia budowlanego: **Przebudowa, rozbudowa, remont, termomodernizacja oraz zmiana sposobu użytkowania budynku po szkole podstawowej na budynek mieszkalny wielorodzinny ze świetlicą wiejską wraz z przebudową i budową zewnętrznej infrastruktury technicznej: przebudową przyłącza wodociągowego, budową zewnętrznej instalacji wodociągowej, budową zewnętrznej instalacji kanalizacji sanitarnej, budową**

szamba o poj. 10m³ na potrzeby świetlicy wiejskiej, budowę oczyszczalni ścieków o wydajności 2,4m³/dobę na potrzeby części mieszkalnej, budowę zewnętrznej zalicznikowej instalacji elektrycznej i oświetlenia zewnętrznego, budowę parkingu dla samochodów osobowych na 10 miejsc postojowych włącznie, w tym dwóch dla osób niepełnosprawnych oraz nawierzchni utwardzonych; 2022; kat. obiektu XIII, IX; inwestor: Gmina Bakalarzewo, ul. Rynek 3, 16-423 Bakalarzewo.

7.2. Uzyskane stypendia naukowe

- Stypendium doktoranckie Polsko-Amerykańskiej Fundacji Wolności (PAFW) na 1 i 3 rok studiów doktoranckich tj. 2011 i 2013 rok.
- 2011-2017 Stypendia naukowe i projakościowe dla najlepszych doktorantów – UWM w Olsztynie
- Stypendium **START** 2016 dla młodych naukowców przyznawane przez **Fundację na rzecz Nauki Polskiej**

7.3. Komercjalizacja wyników badań

- Zgłoszenie patentowe P.446108 *pt. „Odzysk fosforu i innych pierwiastków pochodzących z wód drenarskich z bezglebowych upraw roślin”*
- Zgłoszenie patentowe P.454571 *pt. „Sposób oczyszczania ścieków szklarniowych zwłaszcza z bezglebowej uprawy pomidorów”*
- Na podstawie zgłoszeń patentowych oferta technologiczna nr 29/TT „*Odzysk fosforu i innych pierwiastków z alkalizacji wód drenarskich z bezglebowych upraw roślin*”
- Na podstawie zgłoszeń patentowych oferta technologiczna nr 30/TT „*Sposób oczyszczania ścieków szklarniowych zwłaszcza z bezglebowej uprawy pomidorów*”

7.4. Promotor pomocniczy w przewodach doktorskich

- przewód doktorski mgr inż. Kamila Bryszewskiego *pt. „Efektywność oczyszczania ścieków z uprawy bezglebowej w sekwencyjnym reaktorze porcjowym z błoną biologiczną (SBBR) z zastosowaniem stałego prądu elektrycznego”* (rozprawa obroniona - 23.10.2023 r.).
- przewód doktorski mgr inż. Karoliny Kłobukowskiej *pt. „Efektywność oczyszczania ścieków w beztlenowym bio-elektro reaktorze (BESBBR) ze stałym zewnętrznym źródłem węgla”* (w trakcie realizacji).

7.5. Nagrody i wyróżnienia

- 2017 - Nagroda Indywidualna Rektora Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie za Szczególne Osiągnięcia w Pracy Zawodowej
- 2017 - Wyróżnienie rozprawy doktorskiej pt. „Efektywność denitryfikacji i biologicznej defosfatacji wspomaganej zewnętrznym źródłem węgla organicznego w sekwencyjnym reaktorze porcjowym z błoną biologiczną (SBBR)” (Uchwała nr 33/2017 Rady Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Lubelskiej)
- 2019 - Nagroda indywidualna Rektora Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie II stopnia za osiągnięcia w dziedzinie naukowej
- 2020 - Nagroda Rektora Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie za wyróżniający artykuł naukowy opublikowany w 2019 roku.
- 2021 - Nagroda Rektora Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie za wyróżniające publikacje naukowe wydane w 2020 roku.
- 2022 - Nagroda Rektora Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie za wyróżniającą się publikację naukową wydaną w 2021 roku
- 2023 - Nagroda Rektora Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie za wyróżniające się publikacje naukowe wydane w 2022 roku
- 2024 - Nagroda Rektora Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie za wyróżniające się publikacje naukowe wydane w 2023 roku
- 2025 - Nagroda Rektora Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie za wyróżniające się publikacje naukowe wydane w 2024 roku

.....
(podpis wnioskodawcy)