

AUTOREFERAT
dotyczący osiągnięć w pracy naukowo – badawczej,
organizacyjnej i dydaktycznej

1. Imię i nazwisko

Katarzyna Bernat

2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe – z podaniem nazwy, miejsca i roku ich uzyskania oraz tytułu rozprawy doktorskiej

2000 tytuł zawodowy magister inżynier ochrony środowiska, specjalność technologia wody i ścieków, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Wydział Ochrony Środowiska i Rybactwa; praca magisterska pt.: *Kinetyka przemian związków azotowych i węglowych w osadzie czynnym w warunkach stałego napowietrzania w reaktorze okresowym SBR*, opiekun naukowy prof. dr hab. inż. Irena Wojnowska-Baryła.

2005 stopień naukowy doktora nauk rolniczych, dyscyplina kształtowanie środowiska, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Wydział Kształtowania Środowiska i Rolnictwa, tytuł pracy doktorskiej: *Usuwanie azotu metodą osadu czynnego w warunkach napowietrzania*, promotor prof. dr hab. inż. Irena Wojnowska-Baryła.

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

2000 - 2004 uczestniczka studiów doktoranckich przy Wydziale Ochrony Środowiska i Rybactwa Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie.

2005 - 2006 asystent w Katedrze Biotechnologii w Ochronie Środowiska Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie.

od 2006 adiunkt w Katedrze Biotechnologii w Ochronie Środowiska Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie.

4. Osiągnięcie wynikające z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. nr 65, poz. 595 ze zm.)

a) Autor, rok wydania, tytuł publikacji, nazwa wydawnictwa

Osiągnięciem naukowym, stanowiącym podstawę ubiegania się o stopień doktora habilitowanego, jest cykl publikacji naukowych zebranych pod wspólnym tytułem: *Mechanizmy usuwania azotu ze ścieków o niskim stosunku ChZT/N przez osad czynny.*

b) Omówienie celu naukowego ww. pracy i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania

Biologiczne usuwanie azotu z wód powstających przy przeróbce osadów ściekowych czy odcieków składowiskowych, ze względu na niski stosunek ChZT/N, pozostaje aktualnym problemem biotechnologicznym. Brakuje danych o mechanizmach oraz warunkach eksploatacyjnych usuwania azotu w systemach biologicznego oczyszczania ścieków o niskim stosunku ChZT/N. Powszechnie stosowane wspólne oczyszczanie ścieków komunalnych i wód nadosadowych lub odcieków składowiskowych w głównym ciągu technologicznym oczyszczalni powoduje obniżenie sprawności nitryfikacji, a tym samym usuwania związków azotu. Innym rozwiązaniem jest oczyszczanie tego typu ścieków w ciągu bocznym, w którym azot amonowy jest utleniany. Ścieki o wysokim stężeniu azotu azotanowego (III) i (V) są kierowane do głównego ciągu technologicznego, w którym niedobór związków organicznych ogranicza sprawność denitryfikacji.

W badaniach własnych określono sprawność usuwania związków organicznych i azotowych oraz zdefiniowano mechanizmy usuwania azotu przez osad czynny ze ścieków o niskim stosunku ChZT/N w zależności od warunków eksploatacyjnych reaktora SBR.

Badania dotyczące usuwania azotu z wód nadosadowych prowadzono przy stopniach wymiany objętościowej (n) równych $0,1 \text{ d}^{-1}$, $0,3 \text{ d}^{-1}$ oraz $0,5 \text{ d}^{-1}$, 24 godzinnym cyklu pracy i naprzemiennych trzech 7-godzinnych fazach napowietrzania oraz dwóch 1-godzinnych fazach mieszania. Udział wód nadosadowych w ściekach dopływających do reaktora SBR wynosił 30%, a stosunek ChZT/N 3-4. Wykazano, że wzrost stopnia wymiany objętościowej

z $0,1 \text{ d}^{-1}$ do $0,5 \text{ d}^{-1}$ spowodował spadek sprawności usuwania związków organicznych (ChZT) z 95,0 do 86,6%.

Parametrem stosowanym w modelowaniu oraz projektowaniu systemów osadu czynnego jest przyrost biomasy. Wartość obserwowanego współczynnika przyrostu osadu czynnego netto (Y_{obs}) jest wypadkową syntezy komórek, magazynowania substancji zapasowych i ich zużycia oraz autolizy (k_d). Niewiele jest danych o wartościach współczynnika przyrostu osadu netto w warunkach niedoboru związków organicznych (ChZT), nadmiaru związków azotowych (N) oraz ograniczonego stężenia tlenu w fazie napowietrzania. Wykazano, że przy stężeniu tlenu $0,7 \text{ mg O}_2/\text{l}$ w fazie napowietrzania, niezależnie od stopnia wymiany objętościowej, Y_{obs} wynosił od 0,62 do 0,66 g s.m.o./g ChZT. Stosunkowo wysoka wartość Y_{obs} wynikała z niskiej ($k_d=0,0015 \text{ d}^{-1}$) autolizy osadu czynnego. Wykorzystując wartości Y_{obs} , wyznaczono współczynnik utrzymania biomasy (m), odpowiadający wartości minimalnego obciążenia osadu czynnego, przy którym przyrost i straty osadu czynnego w wyniku oddychania endogennego są równe. W reaktorze SBR z osadem czynnym niskoobciążonym, przy stosunku ChZT/N w ściekach 3-4, wartość współczynnika utrzymania biomasy wynosiła $0,002 \text{ g ChZT}/(\text{g s.m.o.}\cdot\text{d})$.

Utlenianie azotu amonowego przez osad czynny jest procesem wpływającym na szybkość i sprawność usuwania związków azotu ze ścieków. W reaktorze SBR utlenianie azotu amonowego przez osad czynny, niezależnie od n , zachodziło zgodnie z reakcją 0-rzędu. Efektywność utlenienia azotu amonowego była na poziomie 96,0-98,4%. Wraz ze wzrostem stopnia wymiany objętościowej notowano wzrost szybkości utleniania azotu amonowego z $3,09 \text{ mg N-NH}_4/(\text{g s.m.o.}\cdot\text{h})$, przy $n 0,1 \text{ d}^{-1}$, do $4,60 \text{ mg N-NH}_4/(\text{g s.m.o.}\cdot\text{h})$, przy n równym $0,5 \text{ d}^{-1}$. Przy stopniu wymiany objętościowej $0,1 \text{ d}^{-1}$ i $0,3 \text{ d}^{-1}$ azot amonowy był utleniany przez osad czynny w I fazie napowietrzania, przy n wynoszącym $0,5 \text{ d}^{-1}$ utlenianie zachodziło w I i II fazie napowietrzania w cyklu pracy reaktora SBR. Teoretyczną szybkość oraz czas utleniania azotu amonowego w warunkach zmiennego stężenia związków azotu w ściekach dopływających do reaktora określa się, wyznaczając stałe kinetyczne równania Michaelisa-Menten, tj. maksymalną szybkość reakcji utleniania azotu amonowego (V_{max} mg N-NH₄/(l·h)) oraz stałą Michaelisa-Menten, czyli stężenie, przy którym szybkość reakcji

osiąga połowę wartości maksymalnej (K_m , mg N-NH₄/l). Wartości V_{max} oraz K_m wynosiły odpowiednio 15,64±0,37 mg N-NH₄/(l·h) oraz 42,97±2,01 mg N-NH₄/l.

Mechanizm utleniania azotu amonowego przez osad czynny zależał od stopnia wymiany objętościowej. Przy najniższym n , równym 0,1 d⁻¹, produktem utleniania były azotany (V). Wzrost stopnia wymiany objętościowej z 0,1 d⁻¹ do 0,5 d⁻¹ spowodował, że osad czynny utleniał azot amonowy do azotanów (III). W odpływie z reaktora SBR stężenie azotu azotanowego (III) nie przekraczało 1 mg N-NO₂/l. Usuwanie azotu zachodziło głównie w wyniku denitryfikacji, 16-26% azotu zostało usunięte w wyniku syntezy biomasy.

Jednym z czynników wpływających na usuwanie związków azotowych w reaktorach SBR jest stężenie tlenu w fazie napowietrzania. Niewiele jest danych dotyczących przemian związków azotu w osadzie czynnym w warunkach niskiego stężenia tlenu oraz niskiego stosunku ChZT/N w ściekach. Z badań własnych wynika, że w analizowanych warunkach eksploatacyjnych następowało gromadzenie azotanów (III), produktu skróconej nitrifikacji. Przy stężeniu tlenu w fazach napowietrzania na poziomie 0,7 mg O₂/l i stopniu wymiany objętościowej 0,5 d⁻¹, sprawność denitryfikacji wynosiła 42% i była ok. 5-krotnie wyższa niż przy 0,1 d⁻¹. Zaletą usuwania azotu przez osad czynny na drodze skróconej denitryfikacji jest mniejsze zapotrzebowanie na związki organiczne w stosunku do klasycznej denitryfikacji.

Denitryfikacja wymaga warunków niedotlenionych. Ze względu na niską sprawność denitryfikacji w reaktorze SBR z naprzemiennym napowietrzaniem i mieszaniem, skrócono czas fazy napowietrzania do 4 h, a wydłużono fazę mieszania do 5,5 h. Zmiana długości faz napowietrzania nie wpłynęła na kinetykę utleniania azotu amonowego. W obu fazach napowietrzania, niezależnie od stopnia wymiany objętościowej, proces następował zgodnie z reakcją 0-rzędu. Wzrost stopnia wymiany objętościowej powodował wzrost szybkości utleniania azotu amonowego z 1,17 do 5,12 mg N-NH₄/(g s.m.o.·h) w I fazie napowietrzania, oraz z 0,88 do 2,59 mg N-NH₄/(g s.m.o.·h) w II fazie napowietrzania. Przy stopniach wymiany objętościowej równych 0,1 d⁻¹ oraz 0,3 d⁻¹ końcowymi produktami utleniania azotu amonowego były azotany (V), a przy 0,5 d⁻¹ stężenie azotu azotanowego (III) oraz azotu azotanowego (V) w odpływie z reaktora SBR pozostawało w stosunku 1:1.

Przy wydłużonym czasie mieszania w cyklu pracy reaktora SBR oraz ograniczonym stężeniu tlenu w fazie napowietrzania i stosunku ChZT/N w ściekach 3-4, ilość azotu

amonowego utlenionego była niższa niż wynikałoby to ze stechiometrycznego równania utleniania. W osadzie czynnym następowała symultaniczna nitryfikacja i denitryfikacja (SND). Sprawność SND wzrastała z 7,8% przy n równym $0,1 \text{ d}^{-1}$ do 50,3% przy n $0,5 \text{ d}^{-1}$. W tych warunkach eksploatacyjnych obserwowany współczynnik przyrostu biomasy Y_{obs} zmieniał się z $0,56 \text{ g s.m.o./g ChZT}$ przy n wynoszącym $0,1 \text{ d}^{-1}$ do $0,76 \text{ g s.m.o./g ChZT}$ przy $0,5 \text{ d}^{-1}$. Wysokie wartości Y_{obs} wynikały z syntezy komórek oraz magazynowania substancji zapasowych. Wykazano, że w warunkach ograniczonego stężenia tlenu w 4-godzinnych fazach napowietrzania, związki organiczne (ChZT) były usuwane przez osad czynny w początkowych godzinach cyklu pracy reaktora SBR. Usuwanie azotu utlenionego wymagało dłuższego czasu, ponieważ mikroorganizmy do redukcji azotanów (III)/azotanów (V) wykorzystywały trudnorozkładalne związki organiczne z wód nadosadowych oraz wewnątrzkomórkowe substancje zapasowe.

Metodami molekularnymi FISH i PCR-DGGE wykazano zmiany liczebności i zróżnicowania gatunkowego bakterii utleniających azot amonowy (AOB) w osadzie czynnym podczas oczyszczania wód nadosadowych w głównym ciągu technologicznym w zależności od warunków eksploatacyjnych. Uzyskanie efektywnego i stabilnego utleniania azotu amonowego przez osad czynny wymagało warunków sprzyjających rozwojowi liczego i wielogatunkowego zbiorowiska bakterii utleniających azot amonowy. Na różnorodność mikroorganizmów, określaną indeksem Shannona-Wienera (H'), wpływały długość i liczba faz napowietrzania i mieszania w cyklu pracy reaktora SBR. Przy dłuższym czasie napowietrzania H' był wyższy i wynosił średnio $2,48 \pm 0,17$, natomiast przy krótszym – $2,35 \pm 0,16$. Stopień wymiany objętościowej kształtował różnorodność i liczebność AOB w osadzie czynnym. Wzrost stopnia wymiany objętościowej z $0,1 \text{ d}^{-1}$ do $0,5 \text{ d}^{-1}$ powodował spadek liczebności i różnorodności AOB w osadzie czynnym. Wykazano, że bakterie z rodzaju *Nitrosospira* sp. były wrażliwe na długość faz mieszania i napowietrzania oraz stopień wymiany objętościowej reaktora. *Nitrosomonas* sp. występowały w osadzie czynnym niezależnie od warunków eksploatacyjnych.

Testowano wykorzystanie reaktorów SBR z osadem czynnym do oczyszczania wód nadosadowych w bocznym ciągu technologicznym w celu uzyskania w ściekach oczyszczonych stosunku $\text{N-NH}_4/\text{N-NO}_2$ 1:1, wymaganego w technologii Anammox.

Stosunek ChZT/N w wodach nadosadowych wynosił 1,7. Zastosowano trzy stopnie wymiany objętościowej: $0,1 \text{ d}^{-1}$, $0,3 \text{ d}^{-1}$ oraz $0,5 \text{ d}^{-1}$, trzy 7-godzinne fazy napowietrzania oraz dwie 1-godzinne fazy mieszania w 24 godzinny cykl pracy reaktora. W warunkach ograniczonego stężenia tlenu w fazie napowietrzania ($0,7 \text{ mg O}_2/\text{l}$) i przy pH około 8,0 w reaktorze SBR z osadem czynnym uzyskano skróconą nityfikację oraz skróconą denityfikację. Wykazano, że ze wzrostem stopnia wymiany objętościowej szybkość utleniania azotu amonowego wzrastała z $1,46 \text{ mg N-NH}_4/(\text{g s.m.o.}\cdot\text{h})$ do $5,58 \text{ mg N-NH}_4/(\text{g s.m.o.}\cdot\text{h})$ w I fazie napowietrzania oraz z $0,91 \text{ mg N-NH}_4/(\text{g s.m.o.}\cdot\text{h})$ do $4,33 \text{ mg N-NH}_4/(\text{g s.m.o.}\cdot\text{h})$ w II fazie napowietrzania. Produktem utleniania azotu amonowego były azotany (III), produkty skróconej nityfikacji. W ściekach oczyszczonych w reaktorach SBR stosunek $\text{N-NH}_4/\text{N-NO}_2$ wynosił: 1:1,44 przy n równym $0,1 \text{ d}^{-1}$; 1:1,31 przy n $0,3 \text{ d}^{-1}$; oraz 1:1,04 przy n wynoszącym $0,5 \text{ d}^{-1}$. Uzyskany stosunek $\text{N-NH}_4/\text{N-NO}_2$ pozwala na wykorzystanie oczyszczonych wód nadosadowych w procesie Anammox.

Wyznaczono parametry technologiczne pierwszego stopnia zintegrowanego systemu osadu czynnego do usuwania azotu ze ścieków o niskim stosunku ChZT/N. System składa się z reaktora SBR (I^o) oczyszczającego wody nadosadowe, przy stopniach wymiany objętościowej $0,1$, $0,3$ i $0,5 \text{ d}^{-1}$, w warunkach ograniczonego stężenia tlenu w fazie napowietrzania $0,7 \text{ mgO}_2/\text{l}$ i zapewnia uzyskanie wymaganego stosunku $\text{N-NH}_4/\text{N-NO}_2$ 1:1 w ściekach oczyszczonych dopływających do reaktora Anammox (II^o).

Jednym z czynników wpływających ograniczająco na przebieg nityfikacji w osadzie czynnym jest stężenie wolnego amoniaku. Wykazano negatywny wpływ stężenia wolnego amoniaku w zakresie od $14,3$ do $26,4 \text{ mg N-NH}_3/\text{l}$ na utlenianie azotu amonowego. Ze wzrostem stopnia wymiany objętościowej sprawność utleniania azotu amonowego przez osad czynny rosła od 16 do 43%. Produktem utleniania azotu amonowego były azotany (III). Przy n równym $0,5 \text{ d}^{-1}$ nastąpił spadek udziału bakterii I fazy nityfikacji (AOB) w osadzie czynnym z 0,24% (przy n $0,1 \text{ d}^{-1}$) do 0,08%. Przy stężeniu tlenu $0,7 \text{ mg O}_2/\text{l}$ oraz wyższym stężeniu związków organicznych, ze względu na wzrost stopnia wymiany objętościowej do $0,5 \text{ d}^{-1}$, w osadzie czynnym zachodziła nityfikacja heterotroficzna. Ze wzrostem stopnia wymiany objętościowej udział autotrofów w osadzie czynnym obniżał się.

Współzawodnictwo o tlen i azot amonowy pomiędzy auto- i heterotrofami wygrywały mikroorganizmy heterotroficzne.

Zwiększanie stopnia wymiany objętościowej powodowało wzrost efektywności denitryfikacji w warunkach ograniczonego stężenia tlenu w fazach napowietrzania z 8%, przy n równym $0,1 \text{ d}^{-1}$, do 32,6% przy $0,5 \text{ d}^{-1}$. Bez zastosowania dodatkowego źródła związków organicznych osad czynny usunął od 27,4 do 133,7 mg N/l. Usuwanie azotu z wód nadosadowych zachodziło w wyniku skróconej denitryfikacji poprzedzoną skróconą nityfikacją. Zaletą rozwiązania technologicznego wykorzystującego skróconą nityfikację i denitryfikację jest do 40% zmniejszone zapotrzebowanie na węgiel organiczny (denitryfikacja azotanów (III)) oraz ograniczenie do 25% kosztów napowietrzania podczas nityfikacji do azotanów (III) w stosunku do klasycznej nityfikacji i denitryfikacji. Wyznaczona średnia wartość związków organicznych ChZT wykorzystanych do redukcji utlenionych form azotu (ChZT/N-NOx) wynosiła ok. 3,7 g ChZT/g N-NOx.

Ocieki składowiskowe są przykładem trudnych do oczyszczania ścieków o niskim stosunku ChZT/N. Zminimalizowanie kosztów ich oczyszczania w bocznym ciągu technologicznym z zachowaniem wysokiej efektywności usuwania azotu wymaga stosowania tanich i wydajnych źródeł węgla organicznego. Podczas oczyszczania odcieków składowiskowych, w których stosunek BZT_5/ChZT wynosił 0,09, a stosunek ChZT/N nie przekraczał 0,2, testowano octan sodu oraz mieszaninę octanu sodu i gliceryny odpadowej z produkcji biodiesla w stosunku objętościowym 3:1 oraz 1:1 jako źródło węgla do denitryfikacji. W 24 godzinny cykl pracy SBR występowały: 0,25-godzinna faza napełniania, 3-godzinna faza mieszania, 20-godzinna faza napowietrzania, 0,5-godzinna faza sedymentacji i 0,25-godzinna faza spustu. Stężenie tlenu w fazie napowietrzania było na poziomie $0,7 \text{ mg O}_2/\text{l}$. Stopień wymiany objętościowej wynosił $0,3 \text{ d}^{-1}$, a stosunek ChZT/N w odciekach składowiskowych wprowadzanych do SBR, po dodaniu zewnętrznego źródła węgla, był na poziomie około 4, bez względu na rodzaj źródła węgla. Sprawność utleniania azotu amonowego wynosiła 98-99%. Wykazano, że azot amonowy był utleniany do azotanów (III), co było spowodowane stężeniem tlenu $0,7 \text{ mg O}_2/\text{l}$ w fazie napowietrzania oraz stężeniem wolnego amoniaku na poziomie $3,1 \text{ mg N-NH}_3/\text{l}$. W fazie mieszania uzyskano redukcję azotanów (III) pozostałych po cyklu pracy reaktora SBR. Ilość powstających w fazie

napowietrzania azotanów (III) była niższa niż wartość stechiometryczna wynikająca z utleniania azotu amonowego, co wskazuje na jednoczesne utlenianie azotu amonowego oraz redukcję utlenionych form azotu. Sprawność skróconej denitryfikacji, gdy zewnętrznym źródłem węgla był octan sodu, wynosiła 60,5%, natomiast przy stosunku objętościowym octanu sodu i gliceryny 3:1 oraz 1:1 odpowiednio 65,8% i 75,6%. Na sprawność usuwania azotu ze ścieków przez osad czynny wpływa synteza biomasy. Wartość Y_{obs} zależała od rodzaju zastosowanego zewnętrznego węgla organicznego. Y_{obs} wynosił 0,6 g s.m.o./g ChZT i 0,55 g s.m.o./g ChZT, gdy źródłem węgla był octanu sodu oraz octan sodu i gliceryna (3:1, v/v). Przy stosunku gliceryny odpadowej do octanu sodu 1:1 (v/v), wartość Y_{obs} była średnio o 30% niższa niż w przypadku pozostałych testowanych substratów. Niższa wartość Y_{obs} – 0,47 g s.m.o./g ChZT potwierdza, że przyrost osadu związany jest z podatnością związków organicznych na biodegradację. Przy zastosowaniu octanu jako źródła węgla warunki substratowe sprzyjały magazynowaniu substancji zapasowych, co powodowało wzrost wartości Y_{obs} . Obserwowana wysoka wartość Y_{obs} wskazuje, że związki organiczne były wykorzystywane na syntezę komórek, a w mniejszym stopniu jako donor elektronów w skróconej denitryfikacji.

Podsumowując, w osiągnięciu naukowym, stanowiącym cykl publikacji pt. *Mechanizmy usuwania azotu ze ścieków o niskim stosunku ChZT/N przez osad czynny*, wykazano, że przemiany związków azotowych podczas oczyszczania wód nadosadowych i odcieków składowiskowych o niskim stosunku ChZT/N zachodziły w wyniku mechanizmów takich jak symultaniczna nitryfikacja i denitryfikacja, skrócona nitryfikacja, skrócona denitryfikacja czy heterotroficzna nitryfikacja, których przebieg w osadzie czynnym zależał od stopnia wymiany objętościowej w zakresie od $0,1 \text{ d}^{-1}$ do $0,5 \text{ d}^{-1}$ oraz długości faz napowietrzania, z ograniczonym wprowadzaniem tlenu na poziomie $0,7 \text{ mg O}_2/\text{l}$, i mieszania.

Wykazano, że podczas oczyszczania wód nadosadowych w głównym ciągu technologicznym, niezależnie od n , przy stężeniu tlenu na poziomie $0,7 \text{ mg O}_2/\text{l}$ podczas 7-godzinnych faz napowietrzania usuwanie związków azotowych w osadzie czynnym zachodziło w wyniku symultanicznej nitryfikacji i denitryfikacji. Skrócenie czasu napowietrzania do 4 godzin oraz wydłużenie mieszania do 5,5 godziny skutkowało wzrostem sprawności usuwania azotu. Przy n $0,3 \text{ d}^{-1}$ oraz $0,5 \text{ d}^{-1}$ procesem odpowiedzialnym za

usuwanie azotu była skrócona denitryfikacja poprzedzona skróconą nitryfikacją. Podobnie, skróconą nitryfikację i denitryfikację uzyskano podczas oczyszczania odcieków składowiskowych przy stopniu wymiany objętościowej $0,3 \text{ d}^{-1}$, zmieniając cykl pracy reaktora SBR poprzez wydłużenie czasu ograniczonego napowietrzania do 20 godzin.

Stwierdzono, że podczas oczyszczania wód nadosadowych w bocznym ciągu technologicznym, niezależnie od n , przy stężeniu tlenu na poziomie $0,7 \text{ mg O}_2/\text{l}$ podczas 7-godzinnych faz napowietrzania usuwanie związków azotowych w osadzie czynnym zachodziło w wyniku skróconej denitryfikacji poprzedzonej skróconą nitryfikacją. Spadek liczebności AOB, wraz ze wzrostem stopnia wymiany objętościowej w reaktorze SBR, przy wzrastającej sprawności utleniania azotu amonowego, może wskazywać na zachodzenie w osadzie czynnym heterotroficznej nitryfikacji.

Wyznaczono parametry I^o systemu zintegrowanego do usuwania azotu z wód nadosadowych o niskim stosunku ChZT/N w reaktorze SBR z osadem czynnym. Reaktor SBR, eksploatowany przy stężeniu tlenu $0,7 \text{ mg O}_2/\text{l}$ podczas 7-godzinnych faz napowietrzania, stopniu wymiany objętościowej $0,5 \text{ d}^{-1}$ oraz przy stosunku ChZT/N 1,7 w wodach nadosadowych doprowadzanych do reaktora, zapewnia w ściekach odprowadzanych stosunek $\text{N-NH}_4/\text{N-NO}_2$ 1:1, który sprzyja beztlenowemu autotroficznemu utlenianiu azotu amonowego w obecności azotanów (III) w procesie Anammox (II^o).

Wykazano celowość wykorzystania gliceryny odpadowej jako alternatywy komercyjnych źródeł węgla do oczyszczania odcieków składowiskowych o niskim stosunku ChZT/N. Udokumentowano, że stosowanie gliceryny odpadowej zmniejsza przyrost osadu, co może być wytyczną do projektowania systemów osadu czynnego, w których dąży się do minimalizacji ilości powstających osadów ściekowych.

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo – badawczych

W 1995 r. rozpoczęłam studia na Wydziale Ochrony Wód i Rybactwa Śródlądowego Akademii Rolniczo-Technicznej w Olsztynie. W trakcie studiów aktywnie uczestniczyłam w badaniach prowadzonych w Zakładzie Technologii Wody i Ścieków nad usuwaniem związków organicznych i azotowych ze ścieków przez osad czynny. Celem badań było określenie efektywności oraz kinetyki usuwania związków organicznych i azotowych ze

ścieków przez osad czynny w warunkach stałego napowietrzania. Wyniki pracy magisterskiej pt.: *Kinetyka przemian związków azotowych i węglowych w osadzie czynnym w warunkach stałego napowietrzania w reaktorze okresowym SBR* opublikowałam w *Biotechnologii* (II.E.18).

Studia ukończyłam z wyróżnieniem. W 1997 roku ukończyłam Policealne Studium Ekonomiczne przy Zespole Szkół Ekonomicznych w Olsztynie, specjalność: finanse i rachunkowość.

W 2000 roku rozpoczęłam studia doktoranckie na Wydziale Ochrony Środowiska i Rybactwa Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie. Moim opiekunem naukowym została prof. dr hab. inż. Irena Wojnowska-Baryła.

Badania, które prowadzę, są w obszarze biotechnologii środowiskowej i związane są z zagadnieniami biologicznego unieszkodliwiania ścieków, osadów ściekowych i odpadów. Prowadzone przeze mnie badania dotyczą następujących problemów:

- doskonalenia metod biologicznego usuwania azotu ze ścieków, wód nadosadowych oraz odcieków składowiskowych charakteryzujących się niskim stosunkiem ChZT/N, w tym również ze ścieków zawierających bisfenol A (BPA),
- stabilizacji biologicznej osadów i odpadów komunalnych, odpadów z przemysłu rolno-spożywczego oraz biomasy lignocelulozowej.

Doskonalenie metod biologicznego usuwania azotu ze ścieków, wód nadosadowych oraz odcieków składowiskowych charakteryzujących się niskim stosunkiem ChZT/N, w tym również ze ścieków zawierających bisfenol A (BPA)

Określiłam efektywność i szybkość biologicznego usuwania związków azotowych oraz organicznych związków węglowych ze ścieków komunalnych, wód nadosadowych i odcieków składowiskowych, charakteryzujących się niskim stosunkiem ChZT/N, przez osad czynny w warunkach tlenowych w reaktorze porcjowym. Opracowałam założenia technologii zwiększającej efektywność oczyszczania ścieków o niskim stosunku ChZT/N. W przypadku takich ścieków usuwanie azotu przez osad czynny wymaga zapewnienia dodatkowych źródeł związków organicznych. Wykorzystałam kwasy tłuszczowe obecne w ściekach i cieczy

nadosadowej z komór fermentacji osadów ściekowych jako dodatkowe źródło węgla w warunkach stałego napowietrzania. W reaktorze porcjowym Bioflo 3000 ze stałym mieszanym oraz napowietrzaniem w fazie reakcji, przy stosunku $ChZT/N_{og}$ 3,4, sprawność usuwania azotu przez osad czynny wynosiła 63%, efektywność denitryfikacji była na poziomie ok. 60%. Wykazałam, że usuwanie azotu przez osad czynny zachodziło w wyniku symultanicznej nityfikacji i denitryfikacji, niewielki ubytek azotu następował w wyniku tlenowej denitryfikacji. Wartości współczynników przyrostu osadu czynnego (Y_{obs}) w warunkach stałego napowietrzania, przy stosunku $ChZT/N_{og}$ 3,4 były niskie, co ogranicza problem przeróbki osadów nadmiernych. Najniższą wartość Y_{obs} 0,11 g s.m.o./g ChZT uzyskano przy 23-godzinnej fazie reakcji. W tych warunkach technologicznych następowało niewielkie zużycie azotu na przyrost osadu czynnego; od 0,75 do 3,5 mg N-NH₄/l.

Aktywność enzymatyczna osadu czynnego jest jednym ze wskaźników stosowanych do wyjaśnienia mechanizmów usuwania zanieczyszczeń ze ścieków. Analizowałam aktywność reduktaz azotanowych oraz dehydrogenaz w osadzie czynnym w warunkach tlenowych w reaktorze porcjowym. Aktywność reduktaz azotanowych zależała od długości fazy reakcji w reaktorze porcjowym i zmieniała się od 0,17 do 0,45 nmol N-NO₃/(min·mg białka). Podczas 11-godzinnej fazy reakcji aktywność właściwa reduktaz azotanowych osadu czynnego oraz ilość azotu usuniętego przez osad czynny w wyniku denitryfikacji była wyższa niż przy 23-godzinnej fazie reakcji.

Wykazałam, że w warunkach napowietrzania aktywność substratowa dehydrogenaz osadu czynnego zależała od długości fazy reakcji. Przy 11-godzinnej fazie reakcji substratowa aktywność dehydrogenaz osadu była ok. 1,3-krotnie wyższa niż przy 23-godzinnej fazie reakcji. Wyższa aktywność endogenna dehydrogenaz osadu czynnego wskazuje na obecność w osadzie czynnym zmagazynowanych wewnątrzkomórkowo materiałów zapasowych. Wykazałam, że w warunkach niedoboru związków organicznych w ściekach osad czynny wykorzystuje wewnętrzne źródło związków organicznych w denitryfikacji, co powoduje spadek aktywności endogennej dehydrogenaz osadu czynnego.

Badania innych autorów koncentrowały się na roli substancji zapasowych, takich jak kwas poli-β-hydroksymastłowy (PHB), w usuwaniu związków fosforu ze ścieków. Prowadziłam badania dotyczące możliwości wykorzystania PHB zmagazynowanego przez osad czynny jako

źródła węgla w denitryfikacji w warunkach tlenowych. Wykazałam, że gdy źródłem węgla w ściekach były węglany, denitryfikacja zachodziła z wykorzystaniem PHB zmagazynowanego w osadzie czynnym. Wprowadzenie do ścieków octanu jako zewnętrznego donora elektronów spowodowało wzrost efektywności denitryfikacji. Stężenie azotu usuniętego w denitryfikacji tlenowej, przy braku zewnętrznego źródła węgla, wynosiło 4,54 mg N_{red}/l i wzrosło do 22,5 mg N_{red}/l , przy jednoczesnym wykorzystaniu wewnętrznego i zewnętrznego źródła związków organicznych. Wprowadzenie do ścieków octanu nie ograniczało nityfikacji w osadzie czynnym, wpłynęło na wzrost ilości azotu amonowego utlenionego. Wyniki wskazują, że w osadzie czynnym następowało jednoczesne utlenianie azotu amonowego i redukcja utlenionych form azotu. Ponadto, usuwanie azotu zachodziło na drodze skróconego szlaku utleniania azotu amonowego do azotanów (III), a następnie jego redukcji do azotu gazowego.

Do analizy mechanizmu magazynowania i wykorzystania PHB jako donora elektronów w denitryfikacji przez osad czynny wykorzystywałam stosunek $ChZT/N_{utl}$ w ściekach w reaktorze. Wykazałam wpływ stosunku $ChZT/N_{utl}$ na udział przyrostu osadu czynnego, utleniania komórkowego, denitryfikacji oraz wewnątrzkomórkowego magazynowania w usuwaniu związków organicznych przez osad czynny. Przy 23-godzinnej fazie reakcji i stosunku $ChZT/N_{utl}$ 8,0 zawartość PHB w osadzie czynnym wynosiła 0,23 g/g s.m. Natomiast przy 11-godzinnej fazie reakcji i stosunku $ChZT/N_{utl}$ 37,0 zawartość kwasu poli- β -hydroksymastłowego w osadzie czynnym wzrosła do 40% suchej masy. Niezależnie od stosunku $ChZT/N_{utl}$ w reaktorze występowała faza żywieniowa oraz faza głodowa. Przy 11-godzinnej fazie reakcji degradacja PHB zachodziła w obu fazach, w fazie żywieniowej z szybkością 16 mg PHB/(l·h), a w fazie głodowej z szybkością 72 mg PHB/(l·h). Przy 23-godzinnej fazie reakcji i stosunku $ChZT/N_{utl}$ 8,0 denitryfikacja zachodziła jedynie w fazie żywieniowej, a osad czynny do redukcji azotu utlenionego wykorzystywał zarówno związki organiczne zawarte w ściekach jak i zmagazynowane wewnątrzkomórkowo. Przy 11-godzinnej fazie reakcji oraz stosunku $ChZT/N_{utl}$ 37,0 denitryfikacja zachodziła w fazie żywieniowej z wykorzystaniem związków organicznych zawartych w ściekach, a w fazie głodowej z wykorzystaniem związków zawartych w ściekach jak i zmagazynowanych wewnątrzkomórkowo.

Badania wykonywałam w ramach projektu wydziałowego *Wpływ lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) na przebieg denitryfikacji symultanicznej w osadzie czynnym w warunkach napowietrzania* (II.J.11) i projektu promotorskiego KBN *Jednoczesna nitryfikacja i denitryfikacja w warunkach stałego napowietrzania w osadzie czynnym przy niskim stosunku ChZT/N w ściekach* (II.J.10), którego byłam głównym wykonawcą.

Wyniki stanowiły podstawę rozprawy doktorskiej pt. *Usuwanie azotu metodą osadu czynnego w warunkach napowietrzania*, obronionej w 2005 roku na Wydziale Kształtowania Środowiska i Rolnictwa Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie.

Wyniki badań opublikowałam (II.E.14, II.E.16, II.E.17, II.A.10, II.A.11, II.A.12, II.A.15, oraz II.A.16). Prace II.A.15 oraz II.A.11 opublikowałam w *Biochemical Engineering Journal* oraz *Bioresource Technology*. Liczba cytowań tych publikacji wg Web of Science wynosi odpowiednio 20 oraz 21.

Wyniki badań prezentowałam na konferencjach krajowych (II.L.8, II.L.10, III.B.24, III.B.23, III.B.21). Wiedzę o mechanizmach biologicznego usuwania azotu metodą osadu czynnego oraz możliwości wykorzystania rozwiązań technologicznych podsumowałam w rozdziale monografii *Trendy w biotechnologii środowiskowej, część I* (II.E.4).

Kontynuowałam badania nad doskonaleniem technologii oczyszczania ścieków komunalnych w zależności od stosunku ChZT/N w ściekach oraz stężenia tlenu w ściekach w reaktorze porcjowym (SBR). Uzyskano całkowite utlenianie azotu amonowego, niezależnie od stosunku ChZT/N w ściekach (0,7 i 6,8) oraz stężenia tlenu (0,5 mg O₂/l i 1,5 mg O₂/l) w fazie reakcji w reaktorze porcjowym. Efektywność usuwania azotu w wyniku symultanicznej nitryfikacji i denitryfikacji przy stężeniu tlenu w reaktorze na poziomie 0,5 mg O₂/l przekraczała 50%. Wyniki potwierdzają możliwość ograniczania kosztów napowietrzania w procesach oczyszczania ścieków w reaktorach porcjowych. Stosując test respirometryczny wykazałam, że szybkość zużycia tlenu przez bakterie auto- i heterotroficzne zależała od wartości stosunku ChZT/N w ściekach oraz stężenia tlenu. Całkowita różnorodność bakterii zależała od stężenia tlenu w reaktorze w zakresie 0,5-1,5 mg O₂/l, natomiast liczebność i różnorodność bakterii utleniających azot amonowy (AOB) zależała od stosunku ChZT/N w ściekach w zakresie 0,7-6,8. Przy stężeniu 0,5 mg O₂/l wykazano wysoką liczebność i różnorodność AOB w osadzie czynnym, skutkującą wysoką

efektywnością nityfikacji. W reaktorze porcjowym, niezależnie od stężenia tlenu, aktywność dehydrogenaz osadu czynnego zależała od stosunku ChZT/N w ściekach.

Wyniki opublikowano w *Journal of Environmental Sciences* (II.A.9) i *Environment Protection Engineering* (II.A.7), w *Czasopiśmie Technicznym, Seria: Środowisko* (II.E.14) oraz zaprezentowano na konferencji międzynarodowej (III.B.19, III.B.21).

Badalam efektywność usuwania azotu z odcieków składowiskowych w procesie nitritacji-denitritacji. Dane eksploatacyjne wskazują, że w odciekach ze składowisk młodych występują związki organiczne podatne na biodegradację, czego potwierdzeniem jest wysoka (przekraczająca 0,5) wartość stosunku BZT₅/ChZT. Wraz ze starzeniem się składowiska zmniejsza się w odciekach zawartość i podatność związków organicznych na biodegradację. W odciekach stosowanych w badaniach stosunek ChZT/N nie przekraczał 0,2, a stosunek związków organicznych łatwo biodegradowalnych do całkowitej ilości związków organicznych (BZT₅/ChZT) wynosił 0,09. Uzyskanie azotu azotanowego (III), jako końcowego produktu nityfikacji w reaktorach SBR, wymagało zastosowania dwóch strategii napowietrzania. W pierwszej stężenie tlenu w fazie napowietrzania było na poziomie 0,7 mg O₂/l (S1). W drugiej strategii zastosowano naprzemienne warunki tlenowo/anoksydacyjne (S2). Jako źródło donorów elektronów zastosowano octan sodu w stężeniu odpowiadającym stosunkowi ChZT_{oct}/N 4,0 na początku cyklu pracy SBR. Niezależnie od strategii napowietrzania, utlenianie azotu amonowego do azotanów (III) (nitritacja) zachodziło z wysoką efektywnością 94,4-98,2%. Przy ograniczonym stężeniu tlenu w fazie napowietrzania 0,7 mg O₂/l (S1) czas potrzebny do utlenienia azotu amonowego przez osad czynny wynosił 10 h, natomiast przy zastosowaniu naprzemiennych warunków tlenowo/anoksydacyjnych (S2) – 19 h. Warunki tlenowo/anoksydacyjne w reaktorze sprzyjały denitritacji, sprawność procesu wynosiła 77,4% i była 1,3-krotnie wyższa w porównaniu do uzyskanej przy stężeniu tlenu 0,7 mg O₂/l. Wyniki badań zaprezentowano w pracy II.E.10.

Możliwość wykorzystania alternatywnych źródeł węgla w procesie usuwania azotu ze ścieków o niskim stosunku ChZT/N jest przedmiotem zainteresowania wielu badaczy. Większość prac koncentruje się na efektywności usuwania azotu. W prowadzonych badaniach założyłam, że azot usuwany będzie w wyniku nitritacji-denitritacji w warunkach ograniczonego stężenia tlenu rozpuszczonego, z wykorzystaniem zewnętrznego źródła

węgla, gliceryny odpadowej oraz octanu sodu. Stosunek $ChZT_{zew}/N_{og}$ na początku cyklu pracy reaktorów SBR wynosił około 3,0. Usuwanie azotu z odcieków zachodziło na drodze denitracji i syntezy biomasy. Wykazałam, że wzrost udziału gliceryny surowej w stosunku do ilości octanu sodu ograniczał przyrost biomasy osadu czynnego (Y_{obs}). Wartość Y_{obs} zależała od rodzaju źródła węgla organicznego. Y_{obs} wynosił odpowiednio 0,69 i 0,71 g s.m.o./g ChZT, gdy stosowano jako źródło węgla octan sodu oraz mieszaninę octanu sodu z 30% udziałem gliceryny surowej. Wzrost udziału gliceryny odpadowej do 50% ogólnej ilości związków organicznych w ściekach dopływających do reaktora porcjowego spowodował spadek wartości Y_{obs} o 30%. Efektywność utleniania azotu amonowego wynosiła ponad 98%, a produktem utleniania były azotany (III). Wzrost udziału gliceryny surowej w stosunku do octanu sodu powodował zwiększenie sprawności denitracji z ok. 49% do 63,8%.

Zaprezentowane powyżej wyniki opublikowano w pracy II.E.9, pozostałe wyniki dotyczące tej tematyki pokazano w osiągnięciu naukowym *Mechanizmy usuwania azotu ze ścieków o niskim stosunku ChZT/N przez osad czynny* (I.A.5).

W kolejnych badaniach analizowano możliwość wykorzystania jako źródła węgla gliceryny odpadowej w procesie skróconej denitryfikacji przy stosunku ChZT/N w zakresie 2,0-4,0. Badania prowadzono przy długościach cyklu pracy SBR 24 i 12 h oraz stopniu wymiany objętościowej wynoszącym $0,5 d^{-1}$. Wykazano, że całkowite usuwanie azotu azotanowego (III) (efektywność procesu ponad 99%) następowało przy stosunku ChZT/N na poziomie 2,5 i powyżej. Istotne ze względów środowiskowych są gazowe końcowe produkty denitryfikacji. Przy stosunku ChZT/N równym 2,0 efektywność usuwania azotu kształtowała się na poziomie 68%. Ilość powstającego N_2O była ponad 2-krotnie wyższa niż przy stosunku ChZT/N 3-4.

Szybkość procesu skróconej denitryfikacji, podobnie jak efektywność, zależała od proporcji ChZT/N. Najwyższą szybkość, 93 mg N- NO_2 /(l·h), uzyskano przy stosunku ChZT/N równym 3,5 przy 12-godzinny cyklu pracy SBR. Skutkiem zwiększania proporcji ChZT/N na początku cyklu pracy SBR był zwiększanie przyrostu biomasy osadu czynnego. Najwyższy przyrost (102 mg s.m./(l·d)) odnotowano przy ChZT/N 3,5. Przy ChZT/N 2,5 oraz 3,0 przyrost osadu był średnio 1,6-krotnie niższy.

Na podstawie efektywności skróconej denitryfikacji z zastosowaniem gliceryny odpadowej jako źródła węgla, gazowych produktów procesu oraz przyrostu biomasy wytypowano optymalny stosunek ChZT/N, wynoszący 3,0. Wyniki opublikowano w *Chemical Engineering Journal* (II.A.1). W recenzji jest również rozdział monografii (*Trendy w biotechnologii środowiskowej, część III*) pt. *Usuwanie azotu w procesie skróconej nitryfikacji i denitryfikacji*, w którym analizowano skróconą nitryfikację, skróconą denitryfikację oraz możliwości wykorzystania produktów odpadowych w usuwaniu azotu ze ścieków o niskim stosunku ChZT/N.

W celu zwiększenia efektywności oraz szybkości usuwania organicznych związków węglowych oraz azotowych z wód nadosadowych prowadziłam badania z wykorzystaniem osadu czynnego oraz tlenowego osadu granulowanego.

Pracowałam nad doskonaleniem technologii oczyszczania wód nadosadowych wydzielonych podczas odwadniania prefermentowanych komunalnych osadów ściekowych. Wyzaczyłam efektywność oczyszczania wód nadosadowych w ciągu głównym oraz w ciągu bocznym z wykorzystaniem reaktorów SBR z osadem czynnym. Reaktory SBR z osadem czynnym eksploatowano przy stopniach wymiany objętościowej 0,1 d⁻¹, 0,3 d⁻¹ oraz 0,5 d⁻¹, długości trzech faz napowietrzania (7 h lub 4 h) i dwóch faz mieszania (1 h lub 5,5 h) w 24 h cyklu pracy SBR oraz niskim stężeniu tlenu (0,7 mg O₂/l) w fazie napowietrzania.

Wyznaczono efektywność usuwania związków azotowych i organicznych związków węglowych (ChZT), kinetykę przemian związków azotowych i spadku ChZT, zdefiniowano mechanizmy przemian związków azotowych w osadzie czynnym oraz oceniono aktywność bakterii auto- i heterotroficznych w osadzie czynnym z wykorzystaniem metody respirometrycznej. Przeprowadzono identyfikację mikroorganizmów osadu czynnego utleniających azot amonowy. W warunkach ograniczonego stężenia tlenu w fazie napowietrzania występowały głównie bakterie z rodzaju *Nitrosomonas* sp. i *Nitrosospira* sp. Wykazano wyższą zdolność adaptacji *Nitrosomonas* sp. do warunków technologicznych w porównaniu z *Nitrosospira* sp. Wykazano korelację między stopniem wymiany objętościowej w reaktorze SBR a liczebnością i zróżnicowaniem AOB.

Badania sfinansowano w ramach projektu badawczego KBN *Wykorzystanie częściowej nityfikacji i denityfikacji heterotroficznej do usuwania azotu ze ścieków o niskim stosunku ChZT/N metodą osadu czynnego* (II.J.9), którego byłam kierownikiem.

Część wyników (I.A.1, I.A.2, I.A.3 oraz I.A.4) omówiłam w osiągnięciu naukowym pt.: *Mechanizmy usuwania azotu ze ścieków o niskim stosunku ChZT/N przez osad czynny*. Pozostałe wyniki opublikowałam w czasopiśmie branżowym *Gaz, Woda i Technika Sanitarna* (II.E.11, II.E.12), w *Environment Protection Engineering* (II.A.8), a także w rozdziałach monografii *Biotechnologia środowiskowa* (II.E.3) oraz *Trendy w biotechnologii środowiskowej, część I* (II.E.4). Wyniki zaprezentowano na konferencjach krajowych i międzynarodowych (II.L.6, III.B.12, III.B.13, III.B.18, II.B.20, III.B.21); jeden z abstraktów (II.L.6) został opublikowany w *Journal of Biotechnology*.

Uzupełnieniem głównego nurtu badawczego były badania nad wykorzystaniem tlenowego osadu granulowanego do oczyszczania wód nadosadowych. Współpracowałam przy realizacji projektów *Zastosowanie osadu granulowanego do usuwania azotu z wód nadosadowych* (II.J.7) oraz *Usuwanie azotu ze ścieków o niskim stosunku ChZT/N przez tlenowy osad granulowany* (II.J.2). W ramach realizowanych projektów wyznaczono parametry technologiczne reaktorów z tlenową biomasą granulowaną do oczyszczania wód nadosadowych w głównym ciągu oczyszczania ścieków (stosowano wody nadosadowe, które były rozcieńczane w stosunku 1:1 z wodą wodociągową) oraz w ciągu bocznym (wody nadosadowe). Stosowane długości cyklu pracy reaktorów porcjowych z tlenowymi granulami wynosiły 6 h, 8 h oraz 12 h. Wykazano, że tlenowe granule efektywnie usuwają wysokie stężenia azotu amonowego ze ścieków o niskim stosunku ChZT/N przy 6 h cyklu pracy reaktora. W warunkach ciągłego napowietrzania uzyskano około 95% efektywność utlenienia azotu amonowego oraz około 30% sprawność usuwania azotu w wyniku symultanicznej nityfikacji oraz denityfikacji. Przy analizowanych długościach cyklu pracy reaktorów granule charakteryzowały się doskonałymi właściwościami sedymentacyjnymi (ok. 30 ml/g s.m.) oraz stabilną strukturą. Przy długości cyklu 6 h oraz stosunku ChZT/N 2,3 dominowały granule o średnicach 0,5-1,0 mm, w których zachodziła symultaniczna nityfikacja i denityfikacja. Wyniki wskazują, że należy tak sterować parametrami technologicznymi, aby zapobiec nadmiernej produkcji zewnątrzkomórkowych polimerów (EPS). Kumulacja

zewnątrzkomórkowych polimerów w biomacie zmniejsza dostępność związków organicznych do denitryfikacji. Wysoki przyrost osadu granulowanego (Y_{obs}) był wynikiem nadmiernej produkcji EPS. Z danych wynika, że przy wysokiej produkcji EPS w osadzie granulowanym współczynnik Y_{obs} nie może być wykorzystywany do porównania przyrostu osadu granulowanego oraz osadu czynnego.

Wykazano istotny statystycznie wpływ stosunku ChZT/N na zbiorowiska mikroorganizmów AOB. Przy niskim stosunku ChZT/N oraz krótszych czasach zatrzymania w biomacie osadu granulowanego obecne były *Nitrococcus mobilis* oraz bakterie z rodzajów *Nitrosomonas*. Niezależnie od sposobu eksploatacji reaktora z tlenowym osadem granulowanym, występowały *Thiobacillus denitrificans*, *Pseudomonas denitrificans* oraz *Azoarcus* sp. Mikroorganizmy te charakteryzują się dużą tolerancją na warunki środowiskowe. Zidentyfikowano w biomacie bakterie denitryfikacyjne (z rodzajów *Pseudomonas*, *Shinella* i *Flavobacterium*), które mają zdolność do wytwarzania dużych ilości EPS, co wspomaga formowanie granul.

Z uwagi na inhibicję II fazy nityfikacji wolnym amoniakiem i kumulację w ściekach oczyszczonych azotu azotanowego (III) opracowano technologię łączącą reaktory z tlenowymi granulami oraz reaktory do denitryfikacji wtórnej, z wykorzystaniem odpadowych źródeł związków organicznych, z filtracją membranową. Ścieki oczyszczone w reaktorach porcjowych z osadem granulowanym, po przeprowadzeniu wtórnej denitryfikacji, doczyszczano z zastosowaniem membran do UF. Sprawność usuwania azotu ogólnego, węglowych związków organicznych i barwy wyniosła odpowiednio 99, 71 i 97%. Efekty badań oraz koncepcję technologii opublikowano w *Chemosphere* (II.A.6), *Bioprocess and Biosystems Engineering* (II.A.5) oraz *Bioresource Technology* (II.A.4), a także zaprezentowano na konferencjach międzynarodowych (III.B.3, III.B.5, III.B.7, III.B.11, III.B.12), a dwa abstrakty (III.B.5, III.B.7) zostały opublikowane w *Journal of Biotechnology*.

Wśród zanieczyszczeń negatywnie oddziałujących na ekosystemy wodne i lądowe występują substancje zaburzające procesy hormonalne organizmów, tzw. EDC (Endocrine Disrupting Compounds), nazywane również biomimetykami hormonalnymi. EDC to naturalne i syntetyczne estrogeny. Jednym z powszechnie występującym w środowisku jest 2,2-bis-4-hydroksyfenylopropan (bisfenol A (BPA)). BPA występuje w ściekach, które są głównym

punktowym źródłem BPA w wodach naturalnych. Ograniczenie rozprzestrzeniania się i deponowania EDC w środowisku wymaga wprowadzenia zmian w technologii oczyszczania ścieków zawierających BPA. Będąc jednym z wykonawców projektu NCN *Wykorzystanie układu hybrydowego (biomasa unieruchomiona – systemy membranowe) do usuwania bisfenolu A ze ścieków* (II.J.4) pracowałam nad doskonaleniem technologii usuwania związków trudno rozkładalnych ze ścieków. W badaniach wykorzystano reaktory z biomasą unieruchomioną w nośnikach, eksploatowane przy hydraulicznym czasie zatrzymania (HRT) 1,5 h. Drugi stopień zintegrowanego układu technologicznego stanowiła filtracja membranowa.

Określono wpływ stężenia BPA w ściekach komunalnych w zakresie od 0 do 10 mg BPA/l na efektywność usuwania azotu przez biomasą unieruchomioną. Wykazano, że zwiększanie stężenia BPA w ściekach dopływających obniżyło szybkość i sprawność nitrifikacji. Efektywność utleniania azotu amonowego wynosiła 91,2%, gdy ścieki nie zawierały BPA i obniżyła się do 47% przy stężeniu 10 mg BPA/l. BPA wpływał na strukturę biomasy immobilizowanej, obniżając prawie 3-krotnie udział bakterii utleniających azot amonowy. Pomimo napowietrzania reaktora, w strukturze biomasy unieruchomionej pojawiły się mikrostrefy anoksydacyjne, w których zachodziła denitryfikacja. Obecność BPA sprzyjała redukcji utlenionych form azotu, notowano wzrost sprawności denitryfikacji z 5,2% w ściekach bez BPA do ok. 44% przy stężeniu 10 mg BPA /l w ściekach dopływających. Uzyskano zwiększenie efektywności usuwania BPA wraz ze wzrostem stężenia BPA w ściekach dopływających z 87% przy 2,5 mg BPA/l do 93% przy 10 mg BPA/l. Skuteczność usuwania BPA przy HRT 1,5 h w reaktorze z biomasą unieruchomioną przy krótkim HRT wynika z długiego wieku osadu oraz wysokiej koncentracji biomasy. Wykazano, że bakterie heterotroficzne odpowiadały za utlenianie BPA, notowano wzrost szybkości zużycia tlenu w miarę wzrostu stężenia BPA w warunkach inhibicji nitrifikacji. Na drugim stopniu oczyszczania, tj. podczas filtracji membranowej, uzyskano całkowite usunięcie zawiesin ze ścieków oczyszczonych biologicznie oraz 40-60% usunięcie ChZT. W systemie II stopniowym całkowita efektywność usuwania BPA przekroczyła 92%, niezależnie od stężenia BPA w ściekach dopływających do stopnia biologicznego oraz od właściwości separacyjnych

membran. Wykazano, że do usuwania BPA ze ścieków uzasadnionym jest zastosowanie układu zintegrowanego (biomasa unieruchomiona – filtracja membranowa).

Wyniki badań uzyskanych w ramach projektu (II.J.4) opublikowano w *Bioresource Technology* (II.A.3), a także zaprezentowano na międzynarodowych konferencjach naukowych (III.B.4, III.B.6), jeden z abstraktów (III.B.6) opublikowano w *New Biotechnology*. Kolejny przygotowany na podstawie uzyskanych wyników artykuł pt. *Rejection of bisphenol A (BPA) from biologically treated wastewater by microfiltration and nanofiltration* wysłano do recenzji.

W ramach rozwijania technologii usuwania mikrozanieczyszczeń ze ścieków zastosowano tlenowy osad granulowany do usuwania BPA ze ścieków komunalnych. Badania są finansowane z projektu NCN pt. *Struktura gatunkowa i aktywność tlenowego osadu granulowanego podczas ekspozycji na bisfenol A* (II.J.1), którego jestem współwykonawcą. Badania wstępne zespołu wskazują, że, ze względu na długi wiek osadu granulowanego oraz wysoką liczebność i aktywność wolno rosnących nitryfikantów, technologia tlenowego osadu granulowanego może znaleźć zastosowanie w usuwaniu BPA ze ścieków. Zaletą granul tlenowych są zdolności sorpcyjne, wynikające z intensywnej produkcji polimerów zewnątrzkomórkowych, co poprawia efektywność usuwania BPA. Reaktory porcjowe z tlenowym osadem granulowanym eksploatowano przy 8-godzinnym cyklu napowietrzania i 50% stopniu wymiany objętościowej. Stężenie związków organicznych (ChZT) w ściekach doprowadzanych do reaktora wynosiło ok. 450 mg ChZT/l, stężenie azotu amonowego 50 mg N-NH₄/l, a BPA 0 mg BPA/l, 2 mg BPA/l, 6 mg BPA/l oraz 12 mg BPA/l. Bez względu na stężenie BPA w ściekach, tlenowe granule utleniały azot amonowy oraz obserwowano wzrost stężenia azotu azotanowego (III). Wskazywało to na zachodzenie pierwszej fazy nitryfikacji. Wyniki pomiarów stężeń BPA w ściekach oczyszczonych są w trakcie opracowywania i wskazują na efektywne zastosowanie tlenowego osadu granulowanego do usuwania BPA ze ścieków komunalnych. Doczyszczanie ścieków prowadzone jest w module membranowym. Uzupełnieniem badań technologicznych będzie analiza molekularna, która wykaże wpływ stężenia BPA w ściekach na zmiany składu gatunkowego oraz liczebność i aktywność wybranych grup mikroorganizmów w tlenowych granulach. Projekt jest w trakcie

realizacji. Uzyskane wyniki będą zaprezentowane w 2015 roku na konferencji 7th Asia Pacific Biotech Congress w Pekinie, Chiny.

Stabilizacja biologiczna osadów i odpadów komunalnych, odpadów z przemysłu rolno-spożywczego oraz biomasy lignocelulozowej

Ważnym obszarem aktywności badawczej jest analiza efektywności tlenowej oraz beztlenowej stabilizacji osadów ściekowych, odpadów komunalnych, odpadów z przemysłu rolno-spożywczego oraz biomasy lignocelulozowej.

Wyznaczono produktywność oraz parametry kinetyczne produkcji biogazu przy zmiennym udziale w fermentowanej masie olejowych odpadów poekstrakcyjnych i osadów ściekowych. Wykazano, że respirometryczny test GB₂₁ jest dobrym narzędziem do określenia wielkości produkcji objętościowej gazu z mieszanin fermentacyjnych (udział olejowych odpadów poekstrakcyjnych zmieniał się od 0 do 100%). Testowano wpływ czasu zatrzymania w reaktorze (HRT; od 5 d do 30 d) oraz obciążenia ładunkiem związków organicznych (OLR) na produktywność biogazu uzyskanego w wyniku współfermentacji metanowej osadów ściekowych z tłuszczowymi odpadami poekstrakcyjnymi w reaktorach przepływowych. Najwyższą produktywność biogazu uzyskano z mieszaniny osadów ściekowych z 15% udziałem odpadów olejowych. Zasilanie reaktora mieszaniną osadów ściekowych z 15% udziałem odpadów olejowych skutkowało wzrostem obciążenia reaktora ładunkiem związków organicznych (OLR). Najwyższą sprawność usuwania materii organicznej na poziomie ok. 60% podczas fermentacji osadów ściekowych uzyskano przy HRT 15-8 d, oraz na poziomie ok. 90% podczas kofermentacji, przy HRT 8 d. Czas zatrzymania oraz skład fermentowanej mieszaniny wpływały na zawartość metanu w biogazie. Efektywna metanogeneza podczas kofermentacji osadów ściekowych i odpadu olejowego zachodziła przy czasie zatrzymania dłuższym niż 5 d. Przy HRT poniżej 8 d metan stanowił jedynie kilka procent biogazu. Przy proporcji LKT/Z (kwasów tłuszczowych do zasadowości) przekraczającej 1,5 oraz CH₄/CO₂ poniżej 0,14 następowało hamowanie metanogenezy. Udział odpadu olejowego w masie fermentacyjnej wpływał na specyficzną produkcję biogazu (SGP) w zakresie HRT od 5 d do 30 d. Wartość SGP uzyskana podczas fermentacji osadów

ściekowych była 2,5-5,4-krotnie wyższa w porównaniu do uzyskanej podczas kofermentacji. Uzyskane wartości wahały się w granicach 0,05-0,54 m³/kg s.m.o. wsadu. Szybkość produkcji biogazu (GPR) podczas fermentacji w zakresie HRT 30-5 d oraz podczas kofermentacji w zakresie HRT 30-8 d zwiększała się wraz ze skracaniem czasu zatrzymania. Najwyższą GPR 1,52 m³/(m³·d) uzyskano podczas fermentacji osadów ściekowych przy HRT 5 d. Czas zatrzymania oraz dodatek odpadów olejowych jako kosubstratu do osadów ściekowych wpływały na ilość powstających krótkołańcuchowych kwasów tłuszczowych. Przy HRT 8 i 5 d stężenie kwasów tłuszczowych w wodzie nadosadowej po kofermentacji wynosiło odpowiednio 3100 i 7200 mg LKT/l. W całkowitej ilości LKT w wodzie nadosadowej po kofermentacji dominował kwas propionowy i walerianowy. Zawartość tych kwasów stanowiła od 62-66% całkowitego stężenia LKT.

Badania były finansowane w ramach grantu badawczego KBN *Efektywność wspólnej fermentacji metanowej osadów ściekowych i odpadów poekstrakcyjnych z wytwarzania olejów roślinnych* (II.J.8), którego byłam głównym wykonawcą. Wyniki opublikowano w *Archives of Environmental Protection* (II.A.14), prezentowano na konferencjach międzynarodowych (II.L.7, III.B.16), jeden z abstraktów (III.B.16) został opublikowany w *Journal of Biotechnology*.

Wykorzystanie potencjału gazowego frakcji biodegradowalnej odpadów komunalnych jest problemem technologicznym, który jest intensywnie rozwiązywany. W badaniach stosowano rozdzielone na sienie frakcje wielkościowe wydzielone ze strumienia odpadów komunalnych zmieszanych. Wyznaczono produktywność gazową frakcji wielkościowych: 0-20 mm, 20-40 mm, 20-80 mm oraz 40-100 mm. Przeprowadzona 90-dniowa stabilizacja beztlenowa frakcji wielkościowych w systemie OxiTop wykazała, że najniższą produkcją biogazu, 65 l/kg s.m., charakteryzowała się frakcja 0-20 mm. Zawartość materii organicznej na poziomie 31,4% oraz produktywność gazowa powyżej 20 l/g s.m. wskazuje jednak, że frakcja 0-20 mm nie powinna być uznana za mineralną. Ponad 2,5-krotnie wyższą produkcję gazu, w porównaniu do frakcji 0-20 mm, uzyskano stabilizując beztlenowo frakcję 20-40 mm. Najwyższą produktywność gazu, na poziomie 252 l/kg s.m., uzyskano z frakcji 20-80 mm. O 25% niższą produktywność biogazu wyznaczono z frakcji 40-100 mm. Jednym z działań technologicznych, zwiększających produktywność gazową

odpadów komunalnych, jest wstępna hydroliza odpadów. Produktywność gazowa frakcji wydzielonych ze zmieszanych odpadów komunalnych po wstępnej hydrolizie 0,03 M roztworem NaOH w temperaturze 35°C była od 5% do 21% wyższa w stosunku do frakcji odpadów bez wstępnego przygotowania. Produkcja biogazu zachodziła zgodnie z reakcją 1. rzędu. Stałe szybkości produkcji biogazu podczas stabilizacji frakcji wielkościowych odpadów komunalnych były 1,2-1,8-krotnie niższe w porównaniu do stałych uzyskanych podczas stabilizacji frakcji odpadów komunalnych po wstępnej hydrolizie. Najwyższą początkową szybkością produkcji biogazu 76,6 l/(kg s.m.·d) charakteryzowała się zhydrolizowana frakcja 20-80 mm, natomiast najniższą, ok. 20 l/(kg s.m.·d), frakcja 0-20 mm.

Efektywność przemian beztlenowych zależała od struktury, różnorodności oraz liczebności mikroorganizmów. Metodą fluorescencyjnej hybrydyzacji *in situ* wyznaczono liczebność *Bacteria*, *Archaea* oraz wybranych archeonów metanogennych, takich jak *Methanosarcinaceae*, *Methanosaeta* i *Methanobacteriaceae* podczas stabilizacji testowanych frakcji wielkościowych odpadów komunalnych. Najliczniejszą grupę stanowiły *Methanobacteriaceae* (23,5%), które występowały głównie podczas fermentacji frakcji odpadów o granulacji 20-80 mm i 40-100 mm w okresie ustabilizowanej produkcji gazu. Nie odnotowano wpływu wielkości frakcji odpadów poddawanych fermentacji na udział metanogenów na proporcję *Archaea* i *Bacteria*, ani na proporcję *Methanosaeta* i *Methanobacteriaceae*. Wstępna hydroliza nie spowodowała zwiększenia liczebności analizowanych mikroorganizmów. Proporcja między metanogenami octanowymi (*Methanosaeta*) a hydrogenotroficznymi (*Methanobacteriaceae*) kształtowała się na poziomie od 0,43 do 1,33.

Stosując metody molekularne wykazano wpływ wstępnego przygotowania odpadów na strukturę zbiorowisk mikroorganizmów metanogennych. Ze względu na prowadzenie fermentacji mezofilowej w warunkach statycznych skład gatunkowy inokulum determinował kształt zbiorowiska metanogenów w masie fermentacyjnej. Oprócz *Archaea*, należących do dwóch rodzin octanotroficznymi zaliczanych do rzędu *Methanosarcinales*, w masie fermentowanych odpadów występowały również mikroorganizmy z rzędu *Methanomicrobiales*, obejmującego obligatoryjne hydrogenotrofy, wykorzystujące wodór oraz mrówczan jako substrat do produkcji metanu. Większą różnorodnością *Archaea*

metanogennych, w porównaniu do inokulum, charakteryzowała się frakcja 20-80 mm po 20 dniach fermentacji metanowej. Sekwencjonowanie wykazało, że po 20 dniach fermentacji frakcji 20-80 mm pojawiły się mikroorganizmy należące do rzędu *Methanosarcinales*. Ponadto w masie fermentowanej frakcji 20-80 mm oraz 40-100 mm aktywne były *Methanosarcina barkeri*.

Uzyskane wyniki poszerzają wiedzę na temat ekologii mikroorganizmów beztlenowej stabilizacji oraz pozwalają wnioskować o zmianach zachodzących podczas fermentacji metanowej frakcji wielkościowych odpadów komunalnych.

Badania zrealizowano w ramach grantu badawczego NCN *Stabilizacja beztlenowa frakcji wielkościowych wydzielonych podczas mechanicznej obróbki zmieszanych odpadów komunalnych* (II.J.6), którego byłam kierownikiem. Wyniki badań zaprezentowano na konferencjach międzynarodowych (II.L.1, II.L.3), abstrakt (II.L.3) został opublikowany w *New Biotechnology*. Przygotowany na podstawie uzyskanych wyników artykuł pt. *Biogas production from different size fractions separated from solid waste and the accompanying changes in the community structure of methanogenic Archaea* jest w trakcie oceny w *Biochemical Engineering Journal*.

Wyniki badań dotyczące analizy właściwości odpadów komunalnych, określenia efektywności funkcjonowania instalacji mechaniczno-biologicznego przetwarzania (MBP) odpadów komunalnych czy potencjału produkcji biogazu składowisk odpadów komunalnych opublikowałam w *Czasopiśmie Technicznym* (II.E.15), *Gaz, Woda i Technika Sanitarna* (II.E.13), *Archives of Environmental Protection* (II.A.13). W rozdziale monografii *Trendy w biotechnologii środowiskowej, część II* (II.E.2) dokonano przeglądu literatury dotyczącej technologii MBP, które są istotnym elementem gospodarki odpadami pozostałymi po recyklingu. Pod pojęciem mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów rozwijane są cztery koncepcje technologiczne, będące kombinacją procesów mechanicznych, biologicznych i termicznych. Produktem MBP są materiały do recyklingu, paliwa alternatywne i frakcje przeznaczone do składowania. Analiza procesów jednostkowych wykorzystywanych w technologiach MBP wskazuje, że kombinacja tych procesów, w powiązaniu z wykorzystaniem paliw alternatywnych, pozwala na osiągnięcie większej efektywności energetycznej niż przy bezpośrednim spalaniu odpadów pozostałych

w spalarniach. Ma to miejsce wówczas, gdy np. przy produkcji paliwa zostanie wykorzystana znaczna ilość frakcji palnych i jednocześnie instalacja spalania paliw alternatywnych charakteryzuje się wysoką sprawnością. Stąd intensywny rozwój technologii związanych z biosuszeniem i biostabilizacją odpadów pozostałych.

W ramach współpracy z firmą Zakład Usług Komunalnych „Uskom” sp. z o.o. z Mławy prowadziłam badania z zakresu gospodarki odpadami komunalnymi. Wraz z zespołem badawczym, w ramach projektu zgłoszonego w Działaniu 4.1 Wsparcie wdrożeń wyników prac B+R (nr wniosku POIG.01.04.00-14-077/09) (III.M.2), testowano technologię biosuszenia organicznej frakcji odpadów komunalnych. Zastosowana technologia może być stosowana w instalacjach mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów komunalnych do usuwania nadmiernej wilgoci z odpadów zmieszanych. Opracowana technologia znalazła praktyczne zastosowanie i została wdrożona w instalacjach.

W kolejnych badaniach ustalono optymalną wielkość frakcji podsitowej odpadów komunalnych do tlenowej stabilizacji w warunkach pasywnego przepływu powietrza przez stabilizowaną masę. Okres intensywnych przemian biologicznych zachodził przy wilgotności frakcji odpadów około 45% i trwał 15 dni, a następnie przez 10 dni odpady dosuszały się. Z technologicznego punktu widzenia znaczenie ma stabilność biologiczna masy przeznaczonej do składowania, odzysk surowców jak i łatwość wydzielenia surowców do produkcji paliwa zastępczego. Testowana technologia jest efektywną i relatywnie tanią metodą przygotowania odpadów do składowania, odzysku surowcowego oraz produkcji paliwa zastępczego z odpadów. Badania sfinansowano w ramach projektu NCN *Efektywność biostabilizacji wydzielanych frakcji wielkościowych odpadów komunalnych* (II.J.5), którego byłam współwykonawcą. Wyniki badań zaprezentowano na konferencjach o zasięgu krajowym (III.B.14) oraz międzynarodowym (III.B.10).

Produkcja biogazu rolniczego jest procesem technologicznym, którego wydajność zależy między innymi od doboru i przygotowania wsadu surowcowego. Istotne znaczenie podczas wdrażania technologii fermentacji metanowej mają badania wstępne określające potencjał energetyczny surowców stosowanych do fermentacji metanowej. Użyteczną metodą wyznaczania potencjału gazotwórczego substratów jest metoda respirometryczna z wykorzystaniem systemu OxiTop. Pomiar ilości wytworzonego biogazu w czasie 21 dni

pozwała na wstępną ocenę przyjętych założeń technologicznych fermentacji metanowej. W projekcie strategicznym NCBiR *Opracowanie zintegrowanych technologii wytwarzania paliw i energii z biomasy, odpadów rolniczych i innych, zadanie 4.2.A, Program strategiczny – zaawansowane technologie pozyskiwania energii* (SP/E/4/65786/10), zadanie 4.2.A. (II.J.3) analizowano produktywność biogazu z pojedynczych substratów, w tym biomasy lignocelulozowej, jak i produktów odpadowych, w tym wywaru gorzelnianego, obornika bydlęcego czy frakcji glicerynowej. W rozdziale monografii *Konwersja odpadów przemysłu rolno-spożywczego do biogazu – podejście systemowe, Przygotowanie surowców do fermentacji i kofermentacji* (II.E.1), którego jestem współautorką, omówiono produktywność powstawania biogazu wieloskładnikowych układów podczas tzw. kofermentacji, wspólnej fermentacji co najmniej dwóch składników, np. biomasy lignocelulozowej, tj. kukurydzy lub buraka, oraz obornika i wywaru gorzelnianego. Wyróżniono dwie fazy produkcji biogazu z mieszanin trójskładnikowych. Wzrost udziału biomasy lignocelulozowej w mieszaninie fermentacyjnej powodował wydłużenie pierwszej fazy produkcji biogazu. W przypadku mieszanin z kiszonką kukurydzy zwyczajnej, bez względu na jej udział, nie notowano różnic w całkowitej ilości produkowanego biogazu (ok. 230 l/kg s.m.o.). Maksymalna produkcja biogazu mieszaniny obornika, wywaru gorzelnianego oraz kiszonki buraka po pierwszej fazie wynosiła ok. 150 l/kg s.m.o., a wraz ze wzrostem udziału buraka pastewnego w mieszaninie całkowita produktywność gazowa malała.

Wykazano, że skład mieszanin do fermentacji, wyrażony stosunkiem C/N, wpływa na produktywność gazową. Pomimo że w kiszonce buraka pastewnego udział łatwo dostępnych węglowodanów był na poziomie 28,4% s.m.o., to nagromadzenie się kwasów tłuszczowych w procesie hydrolizy powodowało obniżenie odczynu i działało hamująco na produkcję biogazu. Uzupelnienie składu mieszaniny obornikiem oraz wywarem gorzelnianym poprawiło 2-3-krotnie efektywność wytwarzania biogazu w stosunku do samej kiszonki buraka pastewnego. Jednak ze wzrostem udziału buraka pastewnego w mieszaninie, całkowita produktywność gazowa mieszaniny malała.

Testowano również efektywność wstępnego przygotowania substratu lignocelulozowego w wyniku rozdrabniania i hydrolizy słabymi roztworami NaOH i H₃PO₄. Wykazano, że im większy stopień rozdrobnienia biomasy lignocelulozowej, tym wyższe

początkowe stężenie węgla organicznego w hydrolizacji. Stężenie początkowe i końcowe TOC w hydrolizacji zależało od rodzaju biomasy. Ze względu na podobny przebieg upływniania biomasy lignocelulozowej trudno wskazać, który z testowanych roztworów hydrolizujących należałoby stosować do wstępnego przygotowania substratu.

Na podstawie przeprowadzonych badań przygotowano artykuł do czasopisma *Gaz, Woda i Technika Sanitarna* (II.E.6). Wyniki badań prezentowano na konferencjach o zasięgu krajowym (II.L.4, II.L.5, III.B.1, III.B.9) oraz międzynarodowym (II.L.2, III.B.8).

Podsumowując moją działalność naukowo-badawczą chcę podkreślić, że badania nad biologicznym unieszkodliwianiem ścieków i odpadów były realizowane w szerokim zakresie i obejmowały, oprócz określenia parametrów technologicznych, efektywności i kinetyki procesów, także charakterystykę zbiorowisk mikroorganizmów odpowiedzialnych za procesy unieszkodliwiania. Takie podejście badawcze umożliwia łączenie elementów poznawczych i aplikacyjnych w praktyce inżynierskiej.

Zdobywane przez mnie doświadczenia naukowe staram się wykorzystywać w praktyce. Wykonywałam opracowania koncepcji technologicznych (II.B.1, II.B.2), ekspertyzy (III.M.1, III.M.2, III.M.3). Na seminarium samorządowym pt. *Wykorzystanie biomasy i odpadów na cele energetyczne* prowadziłam szkolenie *Mechaniczno-biologiczna przeróbka odpadów komunalnych* na zlecenie Podlaskiej Agencji Zarządzania Energią (III.I.15).

W trakcie pracy badawczej odbyłam krajowe szkolenia z zakresu wykorzystania chromatografii gazowej w analityce środowiskowej (III.L.2, III.L.3). Brałam udział w szkoleniach i stażach z zakresu oczyszczania ścieków oraz modelowania procesów oczyszczania ścieków, przeróbki odpadów komunalnych, hydroekologii, inżynierii bioprosesowej, które odbyły się w Polsce, Holandii, Chorwacji i w Niemczech (III.L.1, III.L.4, III.L.5, III.L.6).

Opublikowałam 23 prace wyróżnione przez bazę Journal Citation Reports, posiadające Impact Factor w roku publikacji. Jestem współautorką 13 publikacji zamieszczonych w innych czasopismach recenzowanych. Jestem współautorką 5 rozdziałów w monografiach. W chwili obecnej 2 publikacje są w recenzji. Jestem współautorką 34 referatów prezentowanych na konferencjach i sympozjach naukowych, w tym

20 międzynarodowych. Łącznie uczestniczyłam, bądź dalej uczestniczę, w 11 projektach i zadaniach badawczych, w tym w 10 projektach KBN/NCN, 1 projekcie i 1 zadaniu w projektach strategicznych POIG. W 3 z wymienionych projektów byłam kierownikiem, a w pozostałych byłam głównym wykonawcą. Zrealizowałam 7 opracowań na zlecenie podmiotów gospodarczych i jednostek budżetowych.

Recenzowałam 18 publikacji naukowych w *Bioprocess and Biosystems Engineering*, *Bioresource Technology*, *Desalination and Water Treatment*, *Electronic Journal of Biotechnology*, *Environmental Engineering Science*, *Environmental Technology*, *FEMS Microbiology Letters*, *Journal of Environmental Engineering*, *Journal of Polymers and the Environment*, *Separation and Purification Technology*, *Water Science and Technology*.

Mój sumaryczny Impact Factor wynosi 45,52, w tym punkty obejmujące osiągnięcie naukowe (I.A.1.-I.A.5) stanowią 12,83. Index Hirsha wg bazy Web of Science wynosi 4. Liczba cytowań wg bazy Web of Science 72. Sumaryczna liczba punktów MNiSW uzyskana za publikacje naukowe zgodnie z rokiem wydania – 642, w tym punkty obejmujące osiągnięcie naukowe (I.A1.-I.A.5) stanowią 140. Za działalność naukową zostałam wyróżniona Nagrodą Rektora UWM w Olsztynie w 2012 r. (III.D.1).

6. Osiągnięcia w zakresie popularyzowania nauki

W ramach popularyzacji nauki, wyniki doświadczeń naukowych prezentowałam w periodyku popularno-naukowym Ekonatura (II.E.19).

7. Osiągnięcia w zakresie działalności organizacyjnej

W trakcie mojej pracy zawodowej realizowałam wiele zadań organizacyjnych na rzecz Wydziału Nauk o Środowisku (wcześniej Wydział Ochrony Środowiska i Rybactwa) UWM w Olsztynie. Od 2010 r. jestem koordynatorem ds. międzynarodowego kształcenia UWM Olsztyn-Uniwersytet Nauk Stosowanych w Offenburgu, specjalność: Process Engineering, Environmental Protection and Biotechnology. W kadencji 2012-2016 zostałam powołana do pracy w Wydziałowym Zespole ds. Zapewnienia Jakości Kształcenia. Od 2012 jestem

członkiem Wydziałowej Komisji Oceniającej pracowników Wydziału Nauk o Środowisku UWM Olsztyn.

W 2006 r. pracowałam w Komitecie organizacyjnym The First International Environmental Best Practices Conference w Olsztynie. W ramach ww. konferencji prowadziłam sesję *Wastewater Treatment*.

Brałam udział w pracach zespołu odpowiedzialnego za budowę Centrum Biotechnologii w Ochronie Środowiska, zakończoną w 2005 r. Uczestniczyłam w realizacji tego przedsięwzięcia na etapie zakupu i instalacji wyposażenia.

Za działalność organizacyjną zostałam wyróżniona Nagrodą Zespołową II stopnia Rektora UWM w Olsztynie w 2007 r. (III.D.2).

8. Omówienie osiągnięć dydaktycznych

W trakcie dotychczasowej pracy w UWM w Olsztynie przygotowywałam oraz prowadziłam zajęcia dydaktyczne z następujących przedmiotów:

- *Inżynieria procesowa* (ćwiczenia, kierunek ochrona środowiska, Wydział Nauk o Środowisku),
- *Inżynieria procesowa* (ćwiczenia, kierunek ochrona środowiska, Wydział Kształtowania i Rolnictwa),
- *Unieszkodliwianie odpadów komunalnych* (ćwiczenia, kierunek ochrona środowiska, Wydział Nauk o Środowisku),
- *Unieszkodliwianie odpadów komunalnych* (ćwiczenia, kierunek inżynieria środowiska, Wydział Nauk o Środowisku),
- *Recykling odpadów* (wykłady, kierunek inżynieria środowiska, Wydział Nauk o Środowisku),
- *Biotechnologiczne unieszkodliwianie odpadów* (ćwiczenia, kierunek biotechnologia, Wydział Biologii),
- *Biotechnologia odpadów* (ćwiczenia, kierunek ochrona środowiska, Wydział Nauk o Środowisku),
- *Technologie pozyskiwania biogazu z odpadów komunalnych* (wykłady, kierunek inżynieria środowiska, Wydział Nauk o Środowisku),

- *Technologie unieszkodliwiania odpadów* (ćwiczenia i wykłady, kierunek ochrona środowiska, Wydział Nauk o Środowisku),
- *Technologia wody i ścieków* (ćwiczenia, kierunek ochrona środowiska, Wydział Nauk o Środowisku),
- *Projektowanie układów technologicznych oczyszczania wody i ścieków* (ćwiczenia, kierunek ochrona środowiska, Wydział Nauk o Środowisku),
- *Gospodarowanie osadami ściekowymi* (ćwiczenia, kierunek ochrona środowiska, Wydział Nauk o Środowisku),
- *Oceny oddziaływania na środowisko* (ćwiczenia, kierunek ochrona środowiska, Wydział Nauk o Środowisku).

Istotnym elementem mojej pracy dydaktycznej jest prowadzenie od roku akademickiego 2008/2009 ćwiczeń w języku angielskim z przedmiotu *Analytical methods in biological systems*. Przedmiot ten jest w programie międzynarodowych studiów magisterskich, na specjalności Process Engineering, Environmental Protection and Biotechnology, realizowanych w ramach współpracy Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego oraz Uniwersytetu Nauk Stosowanych w Offenburgu.

Byłam opiekunem naukowym 27 prac inżynierskich oraz 19 prac magisterskich na kierunkach ochrona środowiska, inżynieria środowiska, biotechnologia środowiskowa. Obecnie sprawuję opiekę nad realizacją 4 prac inżynierskich. Wielokrotnie byłam członkiem komisji na egzaminach inżynierskich i magisterskich.

Uczestniczę w szkoleniu kadry naukowej; w 2013 r. Rada Wydziału Nauk o Środowisku UWM w Olsztynie powierzyła mi funkcję promotora pomocniczego w przewodzie doktorskim (III.K.1).

Katarzyna Bernat