

dr inż. Justyna Anna Koc-Jurczyk  
Uniwersytet Rzeszowski  
Wydział Biologiczno-Rolniczy  
ul. Ćwiklińskiej 1a  
35-601 Rzeszów

**AUTOREFERAT**  
**z elementami życiorysu i opisem jednotematycznego**  
**cyklu publikacji**

## 1. DANE PERSONALNE, WYKSZTAŁCENIE I PRZEBIEG PRACY ZAWODOWEJ

Justyna Anna Koc-Jurczyk

### Posiadane dyplomy, stopnie naukowe - z podaniem nazwy, miejsca i roku ich uzyskania oraz tytuł rozprawy doktorskiej

- 2001 tytuł zawodowy magister inżynier ochrony środowiska, specjalność ochrona wód, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Wydział Ochrony Środowiska i Rybactwa (obecnie Wydział Nauk o Środowisku); praca magisterska pt. Efektywność oczyszczania odcieków z wysypisk odpadów komunalnych w reaktorach SBR, opiekun naukowy prof. dr hab. inż. Ewa Klimiuk.
- 2001 Międzywydziałowe Studium Pedagogiczne, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie – przygotowanie pedagogiczne i kwalifikacje do zajmowania stanowiska nauczyciela.
- 2006 stopień naukowy doktora nauk rolniczych, dyscyplina kształtowanie środowiska, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Wydział Kształtowania Środowiska i Rolnictwa, praca doktorska pt. Efektywność oczyszczania odcieków z ustabilizowanych składowisk odpadów komunalnych metodą osadu czynnego i pogłębionego utleniania, promotor prof. dr hab. inż. Ewa Klimiuk. Praca obroniona z wyróżnieniem.

### Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

- 2001 - 2006 uczestnik studiów doktoranckich przy Wydziale Ochrony Środowiska i Rybactwa Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie
- 2006 - 2018 adiunkt, Wydział Biologiczno-Rolniczy Uniwersytetu Rzeszowskiego
- 2018 - do chwili obecnej starszy wykładowca, Wydział Biologiczno-Rolniczy Uniwersytetu Rzeszowskiego

## 2. OSIĄGNIĘCIA W DZIAŁALNOŚCI NAUKOWO-BADAWCZEJ

Pełny wykaz opublikowanych prac znajduje się w **Załączniku 4**.

W trakcie swojej pracy naukowej opublikowałam **4** prace w czasopismach wyróżnionych w bazie *Journal Citation Reports* (w tym **1** jako jedyny autor) oraz **7** prac w czasopismach z bazy *Web of Science*. Jestem również współautorem **19** publikacji niewyróżnionych w bazie JCR, ale znajdujących się na liście MNiSW, **16** rozdziałów w monografiach (w tym **8** anglojęzycznych), a także **1** pracy w materiałach pokonferencyjnych niepuktowanych.

Suma punktów za oryginalne prace twórcze według punktacji MNiSW wynosi **371** pkt. (na dzień 23.12.2018r.), z czego udział indywidualny to 60,5%.

Prace nieopublikowane:

- rozprawa doktorska – Efektywność oczyszczania odcieków z ustabilizowanych składowisk odpadów komunalnych metodą osadu czynnego i pogłębionego utleniania
- sprawozdanie z projektu badawczego KBN – Wpływ warunków technologicznych na efektywność oczyszczania odcieków składowiskowych, z uwzględnieniem dynamiki populacji wybranych gatunków AOB i NOB w osadzie czynnym
- opinia ekspercka – INFODORADCA+ (**Zał.4, pkt. III.H.1**)
- oceny eksperckie – RPO Województwa Podlaskiego (**Zał. 4, pkt III.H.2**)
- oceny eksperckie – RPO Województwa Podkarpackiego (**Zał. 4, pkt III.H.3**)

Przed uzyskaniem tytułu doktora dorobek naukowy składał się z 2 artykułów naukowych wydanych jako rozdziały w Monografii (**Zał. 4, pkt. II.B.33-34**)

Po uzyskaniu tytułu doktora mój dorobek naukowo-badawczy powiększył się o **45** opublikowanych prac, z czego **1** praca w materiałach pokonferencyjnych niepuktowanych, a reszta (**44**) stanowi recenzowane prace twórcze zamieszczone w czasopismach naukowych i monografiach (**Zał. 4, pkt. I.B.1-6, II.A.1-6, II.B.1-33**).

Suma punktów uzyskanych za wszystkie publikacje wynosi **371** pkt. – udział własny **222,45** pkt, publikacje zaliczone do jednotematycznego cyklu badań naukowych to **100** pkt. – udział własny to **57,8** pkt. Spośród opublikowanych artykułów naukowych **4** wydano w czasopismach z listy A (MNiSW) indeksowanych w *Journal Citation Raport* (**Zał.4, pkt. I.B.1, I.B.3, II.A.1-2**), **7** w czasopiśmie indeksowanym w bazie *Web of Science* (**Zał.4, pkt. I.B.4-6, II.A.3-6**), **1** recenzowane doniesienie w materiałach konferencyjnych (**Zał.4, pkt. II.B.35**), **19** w czasopismach będących na liście B (MNiSW)

(Załącznik 4, pkt. I.B.2, II.B.1-18),. Pozostałe 14 jako rozdziały w Monografiach naukowych (Załącznik 4, pkt. II.B.19-34).

Wyniki moich badań prezentowałam w formie referatów i posterów na 15 krajowych i międzynarodowych konferencjach naukowych (Załącznik 4, pkt. II.H.1-11, III.A.1-22).

Aktualna liczba prac indeksowanych w bazie *Web of Science* wynosi 10, Index Hirsha wg bazy *Web of Science* wynosi 2, liczba cytowań – 14. Natomiast w bazie Scopus liczba prac indeksowanych wynosi 11, Index Hirsha – 3, liczba cytowań ogółem – 25. W bazie Publish or Perish (wg Google Scholar) były indeksowane 43 prace, cytowane 123 razy, a index H wynosi 6 (stan na 23.12.2018r.) Sumaryczny Impact Factor (IF) zgodnie z rokiem publikowania wynosi 7,336.

Byłam kierownikiem 1 projektu badawczego przyznanego przez Komitet Badań Naukowych, a obecnie jestem kierownikiem 1 projektu przyznanego przez Narodowe Centrum Nauki. Wykonałam 34 recenzje artykułów naukowych, w tym 14 dla czasopism z listy *JCR* (*Water Research*, *Desalination and Water Treatment*, *International Journal of Environmental Science and Technology*, *Archives of Environmental Protection*, *Environment Protection Engineering*, *Chemical Engineering Journal*, *Waste Management*). Jestem również autorem 6 ekspertyz (w zakresie oceny merytorycznej i technicznej) projektów o dofinansowanie w ramach RPO Województwa Podkarpackiego oraz 2 ekspertyz (w zakresie oceny merytorycznej, ekonomicznej i technicznej) w ramach RPO Województwa Podlaskiego. Jestem również współautorem 1 podania o udzielenie patentu na wynalazek oraz 8 projektów badawczych (w tym 3 złożonych w wyniku współpracy z sektorem prywatnym). W celu podnoszenia kompetencji naukowych uczestniczyłam w 2 stażach naukowych. W 2012 roku odbyłam staż w Instytucie Chemii i Techniki Jądrowej, gdzie prowadziłam badania nad napromieniowywaniem odcieków różnymi dawkami promieniowania gamma oraz sterylizacją radiacyjną. W 2017 roku odbyłam staż na Politechnice Białostockiej, gdzie współuczestniczyłam w badaniach nad oczyszczaniem odcieków ze składowisk odpadów komunalnych (Załącznik 4, pkt. III.G.1-2).

Tabela 1. Syntetyczne zestawienie dorobku naukowego (stan na 23.12.2018r.)

Wyszczególnienie	Język publikacji	Przed doktoratem	Po doktoracie	Ogółem
<b>Prace opublikowane</b>				
Oryginalne prace twórcze na podstawie badań własnych (wydane w czasopismach wyróżnionych w bazie <i>JCR</i> )	A		4	4
Oryginalne prace twórcze na podstawie badań własnych (wydane w czasopismach wyróżnionych w bazie <i>WoS</i> )	A		7	7

Oryginalne prace twórcze na podstawie badań własnych (wydane w czasopiśmie punktowanych niewyróżnionych w bazie JCR, WoS)	P		17	17
	A		2	2
Oryginalne prace twórcze na podstawie badań własnych (wydane w monografiach)	A		8	8
	P	2	6	8
Streszczenia w materiałach pokonferencyjnych	A		1	1
<b>Ogółem</b>		<b>2</b>	<b>45</b>	<b>47</b>
<b>Prace nieopublikowane</b>				
Rozprawa		1		1
Sprawozdania końcowe z badań		3	1	4
Ekspertyzy			9	9
Projekty badawcze		3	8	11

P-wydanie w języku polskim, A – w języku angielskim

Tabela 2. Zestawienie dorobku z uwzględnieniem oceny punktowej czasopism listy MNiSW (punktację przyjęto zgodnie ze stroną [www.punktacjaczasopism.pl](http://www.punktacjaczasopism.pl))

Czasopismo	Punktacja MNiSW/ Język publikacji	Liczba prac			IF	Punkty
		Przed doktoratem	Po doktoracie	Razem		
<b>Czasopisma naukowe znajdujące się w bazie Journal Citation Report (JCR) oraz Web of Science (WoS)</b>						
Waste Management	40/A		1	1	4,03	40
Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences	20/A		1	1	0,73	20
Clean – Soil, Air, Water	30/A		1	1	1,716	30
Water Environment Research	20/A		1	1	0,89	20
Journal of Ecological Engineering	12/A		7	7		84
<b>Czasopisma naukowe nieposiadające współczynnika wpływu Impact Factor (IF) znajdujące się na liście B MNiSW</b>						
Technologia wody	5/P		1	1		5
Polish Journal for Sustainable Development/ Zeszyty Naukowe Południowo-Wschodniego oddziału PTIE z siedzibą w Rzeszowie i PTG Oddział w Rzeszowie	6/P 2/P		3 2	3 2		18 4
Gospodarka Materiałowa i Logistyka	8/P		1	1		8
Inżynieria Ekologiczna	9/P		1	1		9

	5/P 6/P		2 1	2 1		10 6
Archiwum Ochrony Środowiska i Gospodarki Odpadami	4/P		4	4		16
Inżynieria i Ochrona Środowiska	4/P		2	2		8
Journal of Elementology	6/A		2	2		12
<b>Rozdziały w Monografiach</b>						
Kreowanie przedsiębiorczości w turystyce na terenach wiejskich oraz ochrona dziedzictwa kulturowego	4//P		1	1		4
Gospodarka komunalna, nowe rozwiązania i technologie	4/P		1	1		4
Practical Applications of Environmental Research	5/A		1	1		5
Problems of Management and Environmental Protection. Some aspects of environmental impact of waste dumps	5/A		1	1		5
Polish Journal of Environmental Studies, Series of Monographs	7/A		4	4		28
Sewages and Waste Materials In Environment	7/A		1	1		7
Management of pollution emission from landfills and sludge	7/A		1	1		7
COP. Przeszłość, teraźniejszość, przyszłość. 70 lat Centralnego Okręgu Przemysłowego	3/P		1	1		3
Oczyszczanie ścieków i przeróbka osadów ściekowych	3/P		2	2		6
Retardacja materialnego przekształcania zasobów przyrodniczych. Osiągnięcia, Problemy, Perspektywy	6/P		1	1		6
Badania, projektowanie i eksploatacja reaktorów o działaniu sekwencyjnym	3/P	2		2		6
<b>Suma</b>						<b>371</b>

P – wydanie w języku polskim, A – wydanie w języku angielskim

Moja działalność naukowo-badawcza, **przed uzyskaniem stopnia doktora** koncentrowała się na interdyscyplinarnych zagadnieniach z zakresu kształtowania i ochrony środowiska, co umożliwiło na połączenie elementów poznawczych z praktyką inżynierską. W 2001 r., po uzyskaniu tytułu magistra inżyniera ochrony środowiska, podjęłam studia doktoranckie na Wydziale Ochrony Środowiska i Rybactwa Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego. Tematyka podjętych przeze mnie w tym czasie badań naukowych dotyczyła zagadnień kontroli wybranych elementów środowiska, które realizowałam w ramach prac badawczych: Efektywność oczyszczania odcieków z wysypisk odpadów komunalnych metodą pogłębionego utleniania oraz osadu czynnego w reaktorach SBR (grant Wydziału Ochrony Środowiska i Rybactwa - 2002), Efektywność oczyszczania odcieków z wysypisk odpadów komunalnych metodą pogłębionego utleniania oraz osadu czynnego w reaktorach SBR (grant własny Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego 2003-2005); Efektywność usuwania związków azotowych i organicznych z odcieków z wysypisk komunalnych metodą osadu czynnego i pogłębionego utleniania (wykonawca grantu promotorskiego KBN 2004-2005). Finalizacją ostatniego z wymienionych projektów była praca doktorska obroniona z wyróżnieniem i uzyskanie tytułu doktora nauk rolniczych w dyscyplinie kształtowanie środowiska w 2006 roku.

Wyniki badań prowadzonych w tym okresie zostały przedstawione na konferencji naukowo-technicznej oraz w dwóch rozdziałach monografii krajowej

**Po uzyskaniu w 2006 r. stopnia doktora** nauk rolniczych podjęłam pracę z Zakładzie Biologicznych Podstaw Rolnictwa na Uniwersytecie Rzeszowskim. Moje zainteresowania zawodowe skoncentrowały się wokół pięciu tematów badawczych:

- **zastosowanie metod biologicznych w oczyszczaniu odcieków składowiskowych,**
- **zastosowanie metod fizyko-chemicznych w oczyszczaniu odcieków składowiskowych,**
- **analiza pracy oczyszczalni ścieków komunalnych,**
- **wpływ wybranych czynników społeczno-ekonomicznych na sposób zagospodarowania powstających odpadów,**
- **wpływ składowisk odpadów na środowisko.**

Najważniejszym z moich tematów badawczych poruszanych po uzyskaniu stopnia doktora było ***zastosowanie metod biologicznych w oczyszczaniu odcieków składowiskowych***. Oczyszczanie i usuwanie odcieków ze składowisk odpadów komunalnych stanowi obecnie poważny problem technologiczny. Przeprowadzone badania można uznać za wstępne, a w ich wyniku zostały zrealizowane badania przedstawione w cyklu prac jednotematycznych wchodzących w skład osiągnięcia naukowego (Zał. 4, pkt. I.B.2, I.B.3, I.B.4, I.B.5, I.B.6). Aby usprawnić proces oczyszczania

biologicznego, w reaktorach SBR można zastosować nośniki biomasy. Jednymi z nich mogą być gąbki z tworzywa sztucznego. Początkowo w 2007 roku badania koncentrowały się na stosowaniu 42 pasków z gąbki PCV o wymiarach 0,5x2x11 cm luźno zawieszonych w objętości reaktora (**Zał. 4, pkt. II.B.17, II.B.18, II.B.30**), pracujących przy różnych warunkach technologicznych (czas zatrzymania, czas trwania faz mieszania i napowietrzania w reaktorach biologicznych - SBR, temperatura prowadzenia procesu). W wyniku przeprowadzonych badań stwierdzono, że usunięcie substancji organicznych, wyrażonych jako ChZT wyniosło tylko 18% (HRT = 2d, czas napowietrzania 23h) (**Zał. 4, pkt. II.B.18**). Wydłużenie czasu zatrzymania do 3d, przy tym samym czasie napowietrzania cyklu pracy SBR skutkowało efektywnością usunięcia ChZT na poziomie 20%. Dodatkowo przeanalizowano wpływ wypełnienia w SBR na szybkość usuwania azotu amonowego z odcieków i stwierdzono, że utlenianie azotu amonowego w cyklu pracy SBR przebiegało w dwóch fazach, z kumulacją azotu azotynowego, a obecność wypełnienia nie wpływa na efektywność procesu oczyszczania (**Zał. 4, pkt. II.B.17**). Dalsze próby badania wpływu warunków technologicznych na szybkość usuwania azotu amonowego, polegające na wprowadzeniu w cyklu pracy SBR fazy mieszania i skróceniu fazy napowietrzania do 20h, skutkowały wzrostem efektywności usuwania azotu amonowego o 60% w przypadku reaktorów pracujących z wypełnieniem i o 10% w przypadku reaktora pracującego bez wypełnienia (**Zał. 4, pkt. II.B.28, II.B.30**)

Uzyskane wyniki badań przyczyniły się do złożenia wniosku o dofinansowanie do Komitetu Badań Naukowych pt. Wpływ warunków technologicznych na efektywność oczyszczania odcieków składowiskowych, z uwzględnieniem dynamiki populacji wybranych gatunków AOB i NOB w osadzie czynnym, który rozpatrzono pozytywnie. W wyniku realizacji projektu badawczego zostały opublikowane m.in. prace wymienione w **Zał. 4, pkt. II.B.14, II.B.24, II.B.26** oraz **II.B.27**. Badano wpływ proporcji kondensatu po odwróconej osmozie (RO) do odcieków surowych w dopływie do SBR na szybkość usuwania azotu amonowego i efektywność procesu (**Zał. 4, pkt. II.B.27**). Stwierdzono, że obecność kondensatu RO w dopływie do SBR ma wpływ na przemiany związków azotu w cyklu pracy SBR. W reaktorach zasilanych tylko odciekami i odciekami z 10 i 20% domieszką kondensatu w cyklu pracy pojawiły się azot azotanowy i azotynowy. W reaktorze, gdzie dopływ stanowił 100% kondensat, w cyklu pracy SBR nie pojawiły się te formy azotu. Szybkość usuwania azotu amonowego zmniejszała się wraz ze wzrostem udziału kondensatu RO w dopływie. Z uwagi na niską efektywność usuwania azotu amonowego z odcieków, podjęto próbę ich oczyszczania w układzie jedno- i dwustopniowym z dodatkiem zewnętrznego źródła węgla (alkohol metylowy) (**Zał. 4, pkt. II.B.26**). Analizując otrzymane wyniki badań, stwierdzono, że proces usuwania azotu amonowego w układzie jednostopniowym jest niestabilny, niezależnie od czasu zatrzymania odcieków (HRT = 2d, HRT = 3d). Proces denitryfikacji powinien być prowadzony jako osobny stopień oczyszczania odcieków. W rezultacie uzyskano



efektywność usunięcia azotu amonowego na poziomie 92% przy HRT = 1,1d. Kolejnym etapem badań było określenie efektywności usuwania azotu amonowego z odcieków w podwyższonej temperaturze 37°C, przy obecności wypełnienia w SBR (**Zał. 4, pkt. II.B.14, II.B.24**). W wyniku przeprowadzonych badań (**Zał. 4, pkt. II.B.24**) stwierdzono, że najwyższą efektywność usunięcia zarówno substancji organicznych, jak i azotu amonowego, uzyskano w SBR pracującym z wypełnieniem oraz z krótkim czasem zatrzymania odcieków w reaktorze (HRT = 1,1d). Wpływ obecności wypełnienia jest znacznie bardziej zauważalny niż czas zatrzymania odcieków. Sprawność usuwania azotu amonowego przy czasie zatrzymania odcieków 1,1d w reaktorze z wypełnieniem była wyższa o 33% niż w reaktorze bez wypełnienia. Zwiększenie czasu zatrzymania odcieków do 2 d spowodowało 42% różnicę pomiędzy reaktorami, z korzyścią dla reaktora pracującego z wypełnieniem. Analizowano również wpływ gęstości wypełnienia (**Zał. 4, pkt. II.B.14**) na efektywność oczyszczania odcieków. Stwierdzono, że obecność wypełnienia wpływa na jakość odcieków oczyszczonych. Natomiast gęstość wypełnienia nie ma wpływu na efektywność usuwania ChZT z odcieków, ale ma wpływ na eliminację azotu amonowego. W reaktorze pracującym z gęstszym wypełnieniem (2-3mm) efektywność usuwania azotu amonowego wyniosła 79%, zaś w przypadku reaktora pracującego z wypełnieniem o gęstości 4-5mm – 66%. Uzyskane wyniki przyczyniły się do próby scharakteryzowania właściwości fizycznych stosowanych wypełnień (powierzchnia całkowita oraz wewnętrzna gąbek PU) (**Zał. 4, pkt. II.A.1**). Podobnie jak we wcześniejszych badaniach, gęstość wypełnienia nie miała wpływu na efektywność usuwania ChZT z odcieków. Również w przypadku azotu amonowego stwierdzono, że bardziej efektywny jest układ pracujący z gęstszym wypełnieniem (30ppi) – 77,6% w porównaniu z układem z wypełnieniem o gęstości porów 15 ppi – 54,2%. Warunki technologiczne były takie same jak w badaniach opisanych w publikacji wymienionej w **Zał. 4, pkt. II.B.14** (t = 37°C, HRT = 2d), jednak wykorzystano gąbki z innego rodzaju tworzywa sztucznego oraz o innym kształcie (6 gąbek o wymiarach 3x3x6 cm). Jak się okazało, nie miało to wpływu na zaobserwowaną skuteczność oczyszczania odcieków.

Ponieważ odcieki ze składowisk odpadów zawierają mało łatwo rozkładalnych substancji organicznych, często konieczne jest ich doczyszczenie metodami fizyko-chemicznymi. Badaniom tym poświęcono trzy kolejne prace (**Zał. 4, pkt. I.A.2, II.B.18, II.B.28**). Jak już wykazałam wcześniej, obecność wypełnienia w SBR przyczynia się do lepszego oczyszczania odcieków, dlatego też wykorzystano je również w tych badaniach. Pierwszy stopień stanowił reaktor biologiczny, drugim natomiast było doczyszczenie odcieków odczynnikami Fentona. W wyniku przeprowadzonych badań stwierdzono, że metody biologiczne nie powodują usunięcia metali ciężkich z odcieków, przeciwnie, stężenie Cu, Zn i Ni wzrasta. Nie stwierdzono również zależności pomiędzy stężeniem ChZT a stężeniem metali ciężkich w odciekach zarówno surowych, jak i oczyszczonych (1°: HRT = 2d, czas napowietrzania 23h; 2°: 2 g/l H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, Fe<sup>2+</sup>:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> = 1:3, 1:5, 1:10). Zastosowanie 2° oczyszczania spowodowało 5-krotny

wzrost stężenia Cu i 3-krotny wzrost stężenia Zn w odciekach oraz dalsze usunięcie ChZT o 43% (**Zał. 4, pkt. II.B.18**). Wydłużenie czasu zatrzymania w SBR do 3d oraz podwyższenie dawki H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> do 3 g/l, przy tych samych warunkach technologicznych spowodowało efektywność usunięcia ChZT na poziomie 45% (**Zał. 4, pkt. II.B.28**). We wszystkich przypadkach proporcja reagentów chemicznych nie miała wpływu na usunięcie ChZT z odcieków. Analizowano również zastosowanie układu dwustopniowego do usunięcia zanieczyszczeń niebezpiecznych z odcieków (**Zał. 4, pkt. II.A.2**). Oczyszczanie biologiczne spowodowało obniżenie stężenia sumy 16. WWA, związków wchodzących w skład BTEX oraz alkilobenzenów. Może to być spowodowane absorpcją tych związków przez kłaczkę osadu czynnego. Dalsze oczyszczanie odcieków odczynnikami Fentona spowodowało wzrost stężenia benzenu, co może oznaczać że jest to pośredni produkt degradacji innych, bardziej złożonych substancji organicznych. Niezależnie od proporcji reagentów chemicznych, stwierdzono obniżenie stężenia sumy 16. WWA. W celu lepszego zbadania mechanizmu oczyszczania odcieków w układzie dwustopniowym, w 2014 roku złożyłam projekt badawczy pt. Oddziaływanie środowiskowe odcieków składowiskowych poddanych oczyszczaniu metodą biologiczną ze wstępnym utlenianiem odczynnikami Fentona.

Przeprowadzone badania pozwoliły na dokonanie oceny wpływu zastosowania metod biologicznych w oczyszczaniu odcieków, które stanowią punktowe źródło zanieczyszczeń wód podziemnych. Innowacyjność przedstawionych badań polega na wykorzystaniu do oczyszczania odcieków różnych gąbek z tworzyw sztucznych oraz podwyższonej temperatury procesu. Pozwoli to na skrócenie czasu oczyszczania i ograniczenie zużycia tlenu do napowietrzania. Metody są korzystne zarówno z punktu widzenia ekonomii jak i ochrony środowiska, m.in. pozwalają na ograniczenie emisji gazów cieplarnianych do atmosfery. Dodatkowo, jako pierwsza opublikowałam dokładną metodykę obliczenia powierzchni wewnętrznej i zewnętrznej zastosowanych wypełnień.

Jak już wykazano wcześniej, metody biologiczne nie są w stanie zapewnić wystarczającej skuteczności usuwania z odcieków zanieczyszczeń opornych na rozkład biologiczny, których ilość wzrasta w późniejszych fazach przemian biochemicznych składowiska. Z tego powodu do oczyszczania odcieków ze starych składowisk proponuje się stosowanie droższych i bardziej obciążających środowisko procesów fizykochemicznych, takich jak: koagulacja i flokulacja, adsorpcja na węglu aktywnym, filtracja membranowa, wydmuchiwanie czy wspomniane już pogłębione utlenianie. Dlatego też, kolejnym tematem badawczym poruszonym przeze mnie było ***zastosowanie metod fizyko-chemicznych w oczyszczaniu odcieków składowiskowych***. Również te badania, można uznać za rozpoznanie problemu badawczego, opisanego w cyklu prac wchodzących w skład dzieła naukowego (**Zał. 4, pkt. I.B.1**). W pracy wymienionej w **Zał. 4, pkt. II.B.21** dokonałam przeglądu procesów

dogłębionego utleniania (AOP) stosowanych w oczyszczaniu odcieków składowiskowych. Wydajność procesu jest uzależniona od rodzaju i proporcji zastosowanych reagentów chemicznych. Dodatkowo zanieczyszczenia nie są przenoszone z jednej fazy do drugiej, tak jak ma to miejsce w przypadku innych metod fizyko-chemicznych (np. odwróconej osmozy), ale zmienia się ich skład chemiczny lub są całkowicie usuwane. Wynikiem prowadzonych badań było powstanie szeregu publikacji (**Zał. 4, pkt. II.B.1, II.B.6, II.B.7, II.B.12, II.B.21, II.B.23**), które wykazały, że:

- najwyższą efektywność usuwania substancji organicznych z odcieków osiąga się w temperaturze prowadzenia procesu dogłębionego utleniania wynoszącej 30°C (**Zał. 4, pkt. II.B.7**),
- wzrost stężenia reagentów chemicznych, zarówno  $\text{Fe}^{2+}$ , jak i  $\text{H}_2\text{O}_2$ , przy proporcji  $\text{Fe}^{2+}:\text{H}_2\text{O}_2$  poniżej 1 powoduje obniżenie efektywności oczyszczania odcieków (dominuje proces utleniania) (**Zał. 4, pkt. II.B.6, II.B.29**),
- wzrost stężenia  $\text{Fe}^{2+}$  przy proporcji  $\text{Fe}^{2+}:\text{H}_2\text{O}_2$  powyżej 1 skutkuje zwiększeniem efektywności oczyszczania (dominuje proces koagulacji) (**Zał. 4, pkt. II.B.23**),
- usuwanie substancji organicznych z odcieków przebiega zgodnie z reakcją 2. Rzędu (**Zał. 4, pkt. II.B.29**).

W badaniach mogących mieć wykorzystanie aplikacyjne nie regulowano odczynu prowadzenia procesu dogłębionego utleniania. Stwierdzono, że pomimo zadowalającej efektywności usuwania substancji organicznych wyrażonych jako ChZT i BZT<sub>5</sub> z odcieków, nie osiągnięto poprawy biodegradowalności odcieków (brak wzrostu wartości wskaźnika BZT<sub>5</sub>/ChZT) (**Zał. 4, pkt. II.B.12**). Jak już wcześniej wspomniałam, proces odwróconej osmozy jest często wykorzystywany do podczyszczania odcieków składowiskowych, ale nie przyczynia się do usunięcia zanieczyszczeń, tylko do ich zagęszczenia. Kondensat po RO można poddać działaniu dogłębionego utleniania. W rezultacie przeprowadzonych badań (**Zał. 4, pkt. II.B.1**) proporcja BZT<sub>5</sub>/ChZT wzrosła z 0,14 do 0,3. Sugeruje to możliwość dalszego oczyszczania kondensatu metodami biologicznymi, co przyczyni się do obniżenia kosztów procesu. Inną metodą fizyko-chemiczną oczyszczania odcieków jest wydmuchiwanie azotu amonowego przy podwyższonym pH (**Zał. 4, pkt. I.A.4**), gdzie uzyskano efektywność usunięcia sumy 16. WWA na poziomie 45%, substancji organicznych wyrażonych jako ChZT – 44%, natomiast azotu amonowego, dla którego metoda jest dedykowana, tylko od 5,7 do 45%.

W rezultacie prowadzonych badań napisałam w 2010 roku projekt skierowany do KBN pt. Efektywność usuwania zanieczyszczeń organicznych z odcieków metodą dogłębionego utleniania.

Wyniki badań nad oczyszczaniem odcieków składowiskowych metodami fizyko-chemicznymi mają charakter aplikacyjny. Poznanie optymalnych pozwoli na poprawę efektywności usuwania zanieczyszczeń z odcieków, poprzez rozbitcie wielkocząsteckowych substancji, co przyczyni się do skuteczniejszego doczyszczania odcieków metodami biologicznymi. Odczynnik Fentona ze względu

na niewielkie rozmiary potrzebnej instalacji, można stosować lokalnie, bezpośrednio na składowiskach odpadów.

Kolejnym zagadnieniem poruszonym w moich badaniach była **analiza pracy oczyszczalni ścieków komunalnych**. Ścieki ze względu na miejsce ich powstawania charakteryzują się zróżnicowaniem jakościowym i ilościowym. Głównymi zanieczyszczeniami występującymi w ściekach komunalnych są substancje organiczne, na które składają się: białka, tłuszcze i węglowodany oraz zawiązki biogenne – mineralne formy azotu i fosforu. W celu skutecznego i efektywnego oczyszczania ścieków zarówno komunalnych, jak i przemysłowych, niezbędne jest opracowanie rozwiązań technicznych i technologicznych, które będą odpowiadać wymaganiom lokalnym oraz umożliwią znalezienie odpowiednich rozwiązań ekonomicznych. Badania skupiały się nad określeniem efektywności usuwania zanieczyszczeń ze ścieków bytowo-gospodarczych, takich jak BZT<sub>5</sub>, ChZT, azotu ogólnego i amonowego, fosforu ogólnego, zawiesiny ogólnej czy metali ciężkich na drodze oczyszczania metodą osadu czynnego. Badania wykazały, wysoką skuteczność oczyszczania ścieków w przypadku oczyszczalni ścieków zarówno typu „Lemna”, jak i pracującej z tradycyjnym ciągiem technologicznym (**Zał. 4, pkt. II.B.4, II.B.6**). Stwierdzono również, na podstawie badań wieloletnich, że w nie występują tendencje do zmian w składzie ścieków i doptywy do analizowanych oczyszczalni są stabilne. W wielu procesach przemysłowych powstają roztwory wodne zawierające jony różnych metali. Odpowiednie przetwarzanie tych odpadów umożliwia odzyskanie cennych surowców metalicznych oraz zapobiega wprowadzaniu toksycznych jonów metali do środowiska naturalnego. Jednym ze sposobów wydaje się zastosowanie nośników biomasy, do których można również zaliczyć biomasę odpadową (**Zał. 4, pkt. II.B.11**). Efektem ubocznym oczyszczania ścieków komunalnych są osady ściekowe. Przeprowadzone badania (**Zał. 4, pkt. II.A.3**) wykazały, że zastosowanie ozonowania do ich unieszkodliwiania znacząco poprawia parametry technologiczne, ale nie jest wystarczające dla ich całkowitej higienizacji. Proces ozonowania działa wybiórczo w stosunku do różnych grup bakterii.

Przeprowadzone badania pozwoliły na wysnucie wniosku, że oczyszczalnie ścieków działające na terenach wiejskich spełniają normy nałożone przez prawo, niezależnie od rodzaju zastosowanej technologii. Ze względu na liczbę obsługiwaną ludności są one kontrolowane przez rząd, dodatkowo część wskaźników może być pominięta – prowadzi to do sytuacji, że znaczna część ładunku fosforu nie zostaje ujęta w bilansie zanieczyszczeń odprowadzanych do wód i do ziemi. Odpadem produkowanym w prawie każdej oczyszczalni ścieków są osady ściekowe. Unieszkodliwienie ich w procesie ozonowania poprawia ich właściwości technologiczne. Pozwoli to na włączenie procesu w ciąg przeróbki osadów i dalsze efektywne ich wykorzystanie w procesach np. rolniczych.

W ramach realizacji założeń idei zrównoważonego rozwoju i wytycznych Agendy 21, zrozumienie zależności rozwoju gospodarczego i zmian, jakie człowiek wprowadza w środowisku, jest bardzo istotne. Tym bardziej, że mogą to być - szczególnie w dłuższym aspekcie czasowym, zmiany nie zawsze korzystne. Należy podkreślić, że jednym z najistotniejszych problemów związanych ze społecznym i gospodarczym rozwojem każdego państwa są odpady, czyli materiały oraz substancje stałe i ciekłe, powstałe wskutek działalności człowieka. Wzrost poziomu życia obywateli, rozwój przemysłu oraz urbanizacja, wiążą się nieuchronnie z ich produkcją, należy jednak podkreślić, że odpady poważnym problemem stały się tak naprawdę dopiero w XX w. Dlatego też podjęto się tematu **wpływu wybranych czynników społeczno-ekonomicznych na sposób zagospodarowania powstających odpadów**. W publikacjach wymienionych w **Zał. 4, pkt. II.B.5, II.B.15, II.B.25, II.B.37** dokonano rozważań na temat zrównoważonej gospodarki odpadami zarówno komunalnymi, jak i niebezpiecznymi, w wyniku których stwierdzono, że:

- konieczne staje się stworzenie sieci miejsc, w których można zdeponować surowce wtórne, a także warto angażować mieszkańców w zagospodarowanie odpadów w „miejscu powstawania” np. poprzez prowadzenie wermikultury (odpady organiczne) czy powtórne wykorzystanie odpadów „suchych”, szczególnie na terenach wiejskich (**Zał. 4, pkt. II.B.15, II.B.32**),
- zmiana sposobu myślenia o odpadach (odpady to nie problem, którego „trzeba się pozbyć”, ale zasoby, które należy jak najefektywniej wykorzystać) wymusza pilne działania edukacyjne i organizacyjne (**Zał. 4, pkt. II.B.5**),
- istotne jest zapobieganie powstawaniu odpadów (m. in. poprzez zmiany nawyków konsumenckich) i organizacja odzysku wysegregowanego i w związku z tym wysokiej jakości odpadu stającego się surowcem (**Zał. 4, pkt. II.B.5, pkt. II.B.15, II.B.32**),
- niezbędne jest usprawnienie gospodarki odpadami niebezpiecznymi powstającymi w gospodarstwach domowych (źródła rozproszone) i zapewnienie odbioru odpadów niebezpiecznych ze wszystkich źródeł ich powstawania dzięki aktywnemu udziałowi społeczeństwa w systemie gospodarki odpadami (partycypacja społeczna) (**Zał. 4, pkt. II.B.25**).

Analizując ww. zagadnienie, podjęto rozważania na temat problematyki gospodarki odpadami w Unii Europejskiej, Polsce, a także lokalnie (**Zał. 4, pkt. II.A.5, II.B.8, II.B.10, II.B.19**). Pomimo nowych technik odzysku i neutralizacji odpadów, ich unieszkodliwianie poprzez deponowanie na składowiskach jest wciąż akceptowaną i stosowaną metodą zarówno w Polsce, jak i w rozwiniętych krajach Unii Europejskiej. Mają na to wpływ aspekty ekonomiczne zarówno składowania, jak i minimalizowania oddziaływania odpadów na środowisko. W ostatnich latach w krajach wysoko rozwiniętych Europy już można zaobserwować wzrost znaczenia technologii recyklingu czy odzysku energii z produkowanych odpadów oraz stosowania czystych technologii produkcji. Jednak kraje

rozwijające się wciąż pozostają przy tradycyjnych metodach unieszkodliwiania odpadów, szczególnie odpadów komunalnych (**Zał. 4, pkt. II.B.8**). Jedną z metod określenia przydatności powstających odpadów do recyklingu jest ich analiza morfologiczna. Dopiero wyodrębnienie i oznaczenie jak największej liczby frakcji odpadowych daje informacje o przydatności poszczególnych technik przerobu, powtórnego wykorzystania czy unieszkodliwiania odpadów. Jednak należy zwrócić uwagę na zmiany w strukturze społecznej wsi, które mają wpływ na rodzaj i ilość powstających odpadów. Dopiero po analizie morfologicznej odpadów powstających na danym terenie można pokusić się o zaproponowanie technik powtórnego ich wykorzystania i unieszkodliwiania (**Zał. 4, pkt. II.B.10, II.B.19**). Jedną z metod zapobiegania przenikaniu odpadów do łańcucha recyklingu jest termiczne przekształcanie odpadów z wykorzystaniem energii (Waste-to-Energy) (**Zał. 4, pkt. II.A.5**). Analizując problem termicznego przekształcania odpadów na poziomie lokalnym, stwierdzono, że istnieją duże różnice pomiędzy Rzeszowem a resztą Podkarpacia. Odpady powstające w Rzeszowie są podobne do odpadów powstających w innych dużych miastach (wysoki wskaźnik nagromadzenia). Natomiast jeden z najniższych wskaźników nagromadzenia odpadów w całej Polsce dla województwa wynika z jego charakterystyki społeczno-ekonomicznej. Jednak należy podkreślić, że bezpośrednie spalanie odpadów lub produktów ich termicznego przetwarzania zgodnie z hierarchią postępowania z odpadami stanowi jedynie alternatywę dla składowania i powinno dotyczyć tylko tych odpadów, które nie mogą być zutylizowane w inny sposób.

W celu utrzymania stałego poziomu rozwoju gospodarki, doskonalone są i wprowadzane w życie również efektywne metody zarządzania i oddziaływania ekonomicznego. Podjęłam rozważania na temat działań związanych z realizacją optymalnych rozwiązań w zakresie zbiórki, gromadzenia, usuwania i kierowania do utylizacji lub nieuciążliwej dla środowiska i społeczeństwa likwidacji różnego rodzaju odpadów. Skupiłam się na temacie zużytego sprzętu elektrycznego i elektronicznego (ZSEE) (**Zał. 4, pkt. II.B.3**). Traktowanie tych odpadów jako surowców wtórnych jest zgodne z ideą zrównoważonego rozwoju, a co za tym idzie, z zachowaniem sprawiedliwości pokoleniowej. Przedsiębiorstwa działające zgodnie z zasadą "3R" (Reduce, Reuse and Recycle), powinny wykorzystywać surowce wtórne jako materiał wejściowy do procesów produkcyjnych. Skuteczniejsze wtórne wykorzystanie ZSEE pozwoliłoby na oszczędności w produkcji urządzeń elektrycznych i elektronicznych, a także przyczyniłoby się do ochrony ludzkiego zdrowia i zasobów środowiska.

Analiza ww. zagadnień, pozwoliła na stwierdzenie, że sposób zagospodarowania i wykorzystania powstających odpadów może zostać zaproponowany tylko po dokładnej analizie morfologicznej odpadów. Rodzaj odpadów i ich ilość zależą od struktury demograficznej, ale także od wykształcenia ludności czy stopnia zurbanizowania wybranego terenu. Jednak niezależnie od tych czynników, najważniejszym jest stworzenie udogodnień do segregacji odpadów zarówno

komunalnych, jak i niebezpiecznych w najbliższym otoczeniu. Przyczyni się to do bardziej efektywnego wykorzystania lokalnych możliwości transportu i zagospodarowania odpadów, co ma przełożenie na ograniczenie wykorzystania zasobów przyrody. Zagadnienia te wydają się być oczywiste, jednak nasuwa się pytanie, dlaczego tak trudno uzyskać na terenie naszego kraju narzucone przez prawodawstwo Unii Europejskiej wskaźniki odzysku poszczególnych frakcji odpadów.

Jak już wspomniałam wcześniej, składowanie odpadów jest obecnie najpowszechniej stosowaną metodą ich unieszkodliwiania w Polsce. Składowiska odpadów wywierają wpływ na otaczające środowisko poprzez wydostające się zanieczyszczenia gazowe, ciekłe czy odory. Dlatego też podjęto się rozważań na temat **wpływu składowisk odpadów na środowisko**, w wyniku których powstały publikacje wymienione w **Zał. 4, pkt. II.B.2, II.B.9, II.B.13, II.B.22**.

Odcieki ze składowisk odpadów komunalnych, nieposiadających uszczelnionego podłoża, stanowią potencjalne zagrożenie dla wód gruntowych. W czasie eksploatacji składowisko przechodzi 5 faz, które różnią się zarówno składem, jak i ilością powstających odcieków. Przeprowadzono wiele badań nad metodami unieszkodliwiania odcieków, jednak do tej pory najpowszechniej stosowaną metodą ich zagospodarowania jest recyrkulacja na hałdę odpadów (**Zał. 4, pkt. II.B.9**). Przeprowadzone badania (**Zał. 4, pkt. II.B.22**) potwierdziły, że z powodu obecności w odciekach węglowodorów aromatycznych, nie mogą przedostawać się one bezpośrednio do środowiska gruntowo-wodnego. Pomimo odchodzenia od składowania odpadów jako formy ich unieszkodliwiania, składowiska ciągle funkcjonują w krajobrazie. Jedną z form ich rekultywacji jest rekultywacja biologiczna, co przyczynia się do pozytywnego wpływu na otoczenie (**Zał. 4, pkt. II.B.2**). Jednak pomimo zamknięcia kwater na składowisku i ich zredukowania, zdeponowane odpady ciągle produkują odcieki. Analizując wyniki badań uzyskane z rekultywowanego składowiska odpadów komunalnych w Paszcznie, stwierdzono, że nie występują przekroczenia parametrów fizyko-chemicznych odcieków w odniesieniu do prawodawstwa krajowego. Charakteryzowały się one również małą zmiennością składu (**Zał. 4, pkt. II.B.13**). Odcieki ze składowisk odpadów w swoim składzie zawierają wiele związków, które chociaż występują w niewielkich stężeniach i pojedynczo nie wykazują działania toksycznego, to w połączeniu mogą niekorzystnie oddziaływać na środowisko. W publikacji wymienionej w **Zał. 4, pkt. II.B.20**, dokonałam przeglądu biotestów do badań toksyczności przy użyciu organizmów modelowych, takich jak *Vibrio fischeri*, *Daphnia magna*, *Artemia salina* czy złożonej biocenozy, jaką jest osad czynny. Wynikiem przeprowadzonych badań było złożenie projektu o finansowanie do Narodowego Centrum Nauki pt. *Ekotoksyczność odcieków składowiskowych oraz ich wpływ na strukturę gatunkową i ilościową osadu czynnego*.

W wyniku prowadzonych badań stwierdziłam, że odcieki składowiskowe są źródłem skażenia terenów wokół składowiska nie tylko w czasie jego eksploatacji, ale także po jej zakończeniu. Dlatego też, pomimo odchodzenia od tej formy unieszkodliwiania odpadów konieczne jest ciągłe monitorowanie składu i ilości produktów generowanych przez odpady ciągle pozostające w hałdzie. Z punktu widzenia ochrony środowiska ważne jest również określenie toksycznego oddziaływania odcieków na organizmy bytujące na terenach wokół składowiska odpadów.

**3. WSKAZANIE OSIĄGNIĘCIA WYNIKAJĄCEGO 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 Z PÓŹN. ZM.)**

Osiągnięciem naukowym, stanowiącym podstawę ubiegania się o stopień doktora habilitowanego, są wyniki badań składające się na cykl publikacji naukowych powiązanych tematycznie pt. **Uwarunkowania technologiczne oczyszczania odcieków składowiskowych**

Tabela 3. Cykl publikacji naukowych składających się na pracę pt. **Uwarunkowania technologiczne oczyszczania odcieków składowiskowych**

	Impact Factor	Liczba pkt MNiSW
<b>Koc-Jurczyk J.</b> , Jurczyk Ł. 2019. Influence of pH in AOP on humic compounds removal from municipal landfill leachate concentrate after reverse osmosis. Journal of Ecological Engineering 20, 161-168. DOI:10.12911/22998993/97285 <i>Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na zaplanowaniu doświadczenia oczyszczania odcieków odczynnikiem Fentona i wykonaniu analiz fizyko-chemicznych, interpretacji uzyskanych wyników, napisaniu części manuskryptu, odpowiedzi na recenzje (autor korespondencyjny). Mój udział procentowy szacuję na <b>80%</b>.</i>		12
Jurczyk Ł., <b>Koc-Jurczyk J.</b> 2018. Biological Removal of Ammonia from Municipal Landfill Leachate (Kozodrza, Poland) at Limited Oxygen Access and Presence of Kaldnes Media. Journal of Ecological Engineering 19, 131–139. DOI: 10.12911/22998993/81818 <i>Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na zaplanowaniu doświadczenia oczyszczania odcieków w reaktorach SBR z kształtkami Kaldnesa jako nośnikami biomasy, wykonaniu części analiz fizyko-chemicznych, interpretacji uzyskanych wyników, napisaniu manuskryptu, odpowiedzi na recenzje (autor korespondencyjny). Mój udział procentowy szacuję na <b>70%</b>.</i>		12
<b>Koc-Jurczyk J.</b> , Jurczyk Ł., Urbańska M. 2018. Effect of Technological Conditions on Removing Organic Substances from Landfill Leachates. Journal of Ecological Engineering 19 (1), 75–82. DOI: 10.12911/22998993/76849		12



<i>Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na ustaleniu warunków technologicznych oczyszczania odcieków, wykonaniu analiz fizyko-chemicznych, interpretacji uzyskanych wyników badań, napisaniu manuskryptu, odpowiedzi na recenzje (autor korespondencyjny). Mój udział procentowy szacuję na <b>75%</b>.</i>		
Jurczyk Ł., <b>Koc-Jurczyk J.</b> 2017. Quantitative dynamics of ammonia-oxidizers during biological stabilization of municipal landfill leachate pretreated by Fenton's reagent at neutral pH. Waste Management 63, 310–326. <i>Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na zaplanowaniu części technologicznej doświadczenia, wykonaniu doświadczeń i analiz dotyczących podczyszczania odcieków odczynnikiem Fentona oraz dalszego oczyszczania w reaktorach SBR, interpretacji wyników fizyko-chemicznych, napisaniu części manuskryptu dotyczącej technologii doświadczenia. Mój udział procentowy szacuję na <b>40%</b>.</i>	4,03	40
<b>Koc-Jurczyk J.</b> , Jurczyk Ł. 2017. The effect of Kaldnes bio filter media packing volume on the efficiency of municipal landfill leachate treatment. Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences 12(1), 77-82. <i>Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na wykonaniu części technologicznej doświadczenia, wykonaniu analiz fizyko-chemicznych, napisaniu części manuskryptu dotyczącej technologii oczyszczania odcieków w reaktorach SBR wyposażonych w kształtki Kaldnesa. Mój udział procentowy szacuję na <b>75%</b>.</i>	0,73	20
Jurczyk Ł., <b>Koc-Jurczyk J.</b> , Różalska P., 2011. Dynamika ilościowa AOB w procesie biologicznego oczyszczania odcieków składowiskowych w warunkach beztlenowych. Inżynieria i Ochrona Środowiska 14(4), 309-322. <i>Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na zaplanowaniu części doświadczalnej dotyczącej technologii oczyszczania odcieków ze składowisk odpadów komunalnych w SBR, wykonaniu analiz fizyko-chemicznych, interpretacji uzyskanych wyników badań, napisaniu części manuskryptu dotyczącej technologii oczyszczania odcieków. Mój udział procentowy szacuję na <b>40%</b>.</i>		4
<b>Suma</b>	<b>4,76</b>	<b>100</b>

Według punktacji MNiSW (do dnia 23.12.2018r.) ilość punktów za cykl publikacji jednotematycznych obejmujących oryginalne prace twórcze wynosi **100**, a mój udział własny stanowi 59%. Oświadczenia współautorów zamieszczono w **Załączniku 6**.

## **Omówienie celu naukowego ww. pracy i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania**

### **Wstęp**

W Polsce w 2017 roku zebrano 11968,7 tys. ton odpadów komunalnych (wzrost o 2,7% w porównaniu z 2016 r.). Na jednego mieszkańca Polski przypadało średnio 312 kg zebranych odpadów komunalnych (wzrost o 9 kg w stosunku do roku 2016). W 2017 roku z gospodarstw domowych odebrano 9971,2 tys. ton odpadów, z czego 83,3% stanowiły odpady komunalne (wzrost o 4,3% w porównaniu z rokiem 2016). Z zebranych lub odebranych w 2017 r. odpadów komunalnych 56,6% (6770,9 tys. ton) przeznaczono do odzysku, 26,7% do recyklingu (3198,7 tys. ton), 22,8% przeznaczono do przekształcenia termicznego z odzyskiem energii (2724,2 tys. ton), a 7,1% skierowano do biologicznych procesów przetwarzania (kompostowania lub fermentacji) (848 tys. ton). Do procesów unieszkodliwienia skierowano łącznie 5197,8 tys. ton, z czego 4999,7 tys. ton (41,8% odpadów komunalnych wytworzonych) przeznaczono do składowania, a 198,1 tys. ton (1,7% odpadów komunalnych wytworzonych) do unieszkodliwienia poprzez przekształcenie termiczne bez odzysku energii. Na koniec 2017 roku w Polsce funkcjonowało 301 składowisk przyjmujących odpady komunalne, zajmujących łączną powierzchnię 1741,6 ha; zamkniętych zostało 21 składowisk tego typu, o powierzchni około 60 ha. Ponad 92% powierzchni, na której składowane były odpady komunalne, stanowi powierzchnia czynnych kontrolowanych składowisk odpadów, pozostała część to powierzchnia dzikich wysypisk. Na terenie województwa podkarpackiego w 2017 roku zebrano 437,09 tys. ton odpadów komunalnych (wzrost w stosunku do roku 2016 o 5,1%), z czego 71,3% stanowiły odpady zmieszane (337,26 tys. ton) (GUS 2018).

Składowisko odpadów można potraktować jako reaktor, w którym substancje płynne, stałe i gazowe wchodzi z sobą w interakcje, której wynikiem jest powstanie odcieków i biogazu (Cossu 2010). W masie składowanych odpadów zachodzą procesy i przemiany biologiczne, fizyczne oraz chemiczne, powodujące nie tylko zmianę postaci fizycznej odpadów, ale także prowadzące do powstania szeregu szkodliwych związków, które dostając się do środowiska, mogą stanowić poważne zagrożenie dla wód powierzchniowych, podziemnych oraz gruntu (Bozkurt i wsp. 2000, El-Fadel i wsp. 2002).

W czasie całego okresu eksploatacji, ale także po jej zakończeniu, składowisko narażone jest na kontakt z wodami, których główne źródło stanowią opady atmosferyczne. Część z wód opadowych, trafiających na teren zajęty przez składowane odpady, ulega spływowi powierzchniowemu, część paruje, pozostałość migruje przez bryłę składowiska wymywając z niego rozpuszczalne substancje stałe, ciekłe i gazowe, w efekcie czego powstają odcieki (El-Fadel i wsp. 2002).

Potencjalne zanieczyszczenie środowiska gruntowo-wodnego przez składowisko zależy może od wielu czynników, przede wszystkim od rodzaju składowanych odpadów, ilości odcieków migrujących poza składowisko, właściwości izolacyjnych oraz zdolności do samooczyszczania podłoża. Ocieki przesączające się w głąb gruntu powodują nie tylko jego zanieczyszczenie chemiczne i mikrobiologiczne, ale także mogą wpływać na zmianę jego parametrów geologiczno-inżynierskich.

Dopływ zanieczyszczeń w postaci odcieków składowiskowych zakłóca naturalne procesy kształtujące skład wód podziemnych. Możemy do nich zaliczyć: zasilanie infiltracyjne; wpływ roślinności i ewapotranspiracji; procesy zachodzące w glebie i strefie aeracji m.in. wietrzenie chemiczne minerałów, rozpuszczanie, biodegradacja, utlenianie, redukcja, wymiana jonowa; procesy zachodzące w strefie saturacji m.in. utlenianie, redukcja, sorpcja, procesy membranowe; oraz warunki hydrogeologiczne. Spośród wód występujących w strefie saturacji na zanieczyszczenie najbardziej narażone są wody przypowierzchniowe i wody gruntowe. Woda zgromadzona w złożu odpadów może występować w postaci zarówno wolnej, wypełniając przestrzenie między odpadami i przemieszczając się grawitacyjnie w kierunku drenażu, jak i związanej, powodując nawilżenie takich materiałów jak papier, karton, odpady kuchenne, odpady zielone i ziemia. Odpady trafiające na składowisko zwykle zawierają w swojej masie ok. 40 % wody. W wyniku procesów kompaktowania częściowo ulega ona wyciśnięciu oraz uwolnieniu z odpadów stając się odciekami, częściowo zostaje zużyta w procesach przemian biologicznych lub ulega ewaporacji; pozostała część pozostaje związana z odpadami. Straty wody uzupełniane są opadami atmosferycznymi jednak w miarę upływu czasu następuje stopniowe wysuszenie złoża odpadów. Opóźnienie pomiędzy opadem a powstawaniem odcieków może wynosić 1 – 2 miesiące (Bendz i wsp. 1997).

Ze względu na charakter lokalizacji, składowiska odpadów komunalnych stanowią punktowe źródło zanieczyszczeń. Cechą określającą możliwość degradacji wód podziemnych, jest ich podatność na zanieczyszczenie. Jest to naturalna właściwość środowiska przyrodniczego, określająca ryzyko migracji z powierzchni ziemi do poziomu wodonośnego substancji szkodliwych pochodzenia antropogenicznego. Do najczęstszych objawów zanieczyszczeń wód podziemnych przez składowiska odpadów komunalnych możemy zaliczyć wzrost mineralizacji, twardości i utlenialności wody, zmiany organoleptyczne, obecność ditlenku węgla, metanu, siarkowodoru, amoniaku, jonów siarkowych, chlorkowych i żelaza (II), kwasów organicznych, aldehydów, alkoholi, związków fosforu, wzrost wartości substancji organicznych wyrażonych jako ChZT i BZT oraz obecność licznych bakterii. Do mikroskładników pochodzących z rozkładu substancji organicznych oraz domieszek odpadów i ścieków przemysłowych można zaliczyć: bor, kadm, kobalt, chrom, miedź, rtęć, nikiel, ołów, selen, cynk oraz srebro, złoto, bar, beryl, bizmut, brom, fluor, german, ind, lantanowce, molibden i tal. W wyniku długiego przebywania odpadów w złożu składowiska, zanieczyszczenia podlegają częściowej

degradacji, w konsekwencji pewna ilość związków, potencjalnie szkodliwych, pojawia się w odciekach. Znaczna część zanieczyszczeń ma charakter ksenobiotyczny (Szymańska-Pulikowska 2009, Aziz i wsp. 2010). Ocieki, przepływając przez podłoże gruntowe składowiska mieszają się z wodami podziemnymi. W czasie przepływu odcieków przez podłoże (strefa aeracji), następuje częściowe usuwanie zanieczyszczeń obecnych w odciekach. Dlatego też stężenie zanieczyszczeń dopływających do wód podziemnych jest zazwyczaj mniejsze niż w odciekach. W niektórych przypadkach, głównie w wyniku denitryfikacji, stężenie jonów  $\text{NH}_4^+$  w wodach podziemnych może być wyższe niż w odciekach składowiskowych. Podobnie wzrost stężenia jonów  $\text{NO}_3^-$  w tych wodach może wynikać z przewagi procesów nitryfikacji nad procesami denitryfikacji. Występowanie tych procesów zależy głównie od warunków tlenowych, wydatku wód podziemnych oraz przepuszczalności warstwy gruntu znajdującej się powyżej zwierciadła wody podziemnej. Innym czynnikiem powodującym okresowy wzrost zawartości poszczególnych zanieczyszczeń w wodach podziemnych, może być wymywanie zanieczyszczeń wcześniej zaadsorbowanych przez podłoże składowiska. Znając stężenie poszczególnych wskaźników zanieczyszczeń w określonej odległości można obliczyć wydajność procesu usuwania zanieczyszczeń w trakcie przepływu przez podłoże składowiska i w warstwie wodonośnej. Zdarza się, że często wydajność tego procesu przekracza 90%. Szymański i wsp. (2007) analizując spadek stężenia zanieczyszczeń wraz ze wzrostem odległości od składowiska stwierdzili największe usunięcie (około 90%) w przypadku ChZT, BZT<sub>5</sub>, lotnych kwasów organicznych, pozostałości po suszeniu i prażeniu oraz niektórych metali ciężkich. W odległości powyżej 300 metrów efektywnie usuwane były związki azotu organicznego, amonowego, azotanowego (III) oraz chlorki i fosforany. W znacznie mniejszym stopniu były usuwane związki azotu (V), wapnia, magnezu, siarczany oraz żelazo ogólne. Jony tych związków wykazały znacznie wyższe, w porównaniu z innymi zdolności migracyjne w ośrodku gruntowo-wodnym ze wzrostem czasu eksploatacji obiektu.

Główne założenia metod oczyszczania ścieków bytowych są opracowane od dawna, a wykorzystywane tam mechanizmy stosunkowo dobrze poznane. Takie rozwiązania jak np. stosowanie różnego rodzaju nosników biomasy, czy sterowanie procesami biologicznymi za pomocą temperatury, są również powszechnie znane, a proces symultanicznej nitryfikacji i denitryfikacji prowadzony w SBR znajduje zastosowanie do oczyszczania ścieków bytowych czy wybranych grup ścieków przemysłowych. W przypadku odcieków składowiskowych problematyka ich oczyszczania jest bardziej złożona, między innymi z powodu niekorzystnego składu. Dlatego podejmowane są próby zaadoptowania mechanizmów poznanych w przypadku ścieków komunalnych do usuwania zanieczyszczeń z odcieków, które w praktyce nie zawsze kończą się powodzeniem.

Jak już wspomniano wcześniej, oczyszczanie odcieków ze składowisk odpadów komunalnych jest problematyczne z powodu ich niejednorodnego składu, który zależy od wieku składowiska czy

rodzaju deponowanych odpadów. Dodatkowo ilość i jakość odcieków zmieniają się na tym samym składowisku. Zgodnie z literaturą, odcieki oprócz substancji organicznych i niebezpiecznych zawierają wysokie stężenia azotu amonowego (Kwaśniewska i wsp. 2002, Yusof i wsp. 2010). Ilość powstających odcieków w czasie jednego roku jest różna, zależy głównie od ilości wody przepływającej przez składowisko. Najwięcej odcieków powstaje w okresie jesienno-wiosennym (wrzesień - kwiecień), zaś latem powstaje ich najmniej na skutek małej ilości opadów. Jak podaje Rosik-Dulewska (2007), ilość odcieków zależy również od osłony powierzchniowej zapobiegającej wyparowywaniu odpadów.

Skład i ilość odcieków zależą od wielu czynników, takich jak warunki klimatyczne, rodzaj odpadów, czas składowania odpadów czy sposób eksploatacji składowiska. Najważniejszym czynnikiem jest wiek składowiska (Foo, Hameed 2009; Ahmed, Lan 2012). Z licznych doniesień piśmiennictwa wynika, że w początkowej fazie eksploatacji składowiska, odcieki zawierają substancje organiczne, które dość łatwo ulegają przemianom biochemicznym w oczyszczalniach biologicznych. Wraz z upływem czasu zawartość prostych związków organicznych maleje; w odciekach pojawiają się a następnie dominują związki wielkocząsteczkowe o małej podatności na biodegradację. Wraz z rosnącym wiekiem składowiska odnotowuje się silny spadek wartości zarówno BZT<sub>5</sub> jak i ChZT oraz obniżenie proporcji BZT<sub>5</sub>/ChZT w odciekach (Ziyang i wsp. 2009). Jak podaje m.in. Renou i wsp. (2008) wartość azotu amonowego w odciekach rośnie wraz z wiekiem składowiska od 10 do 1500 mg/l (tabela 4).

Tabela 4. Zmiany składu odcieków w zależności od czasu składowania odpadów

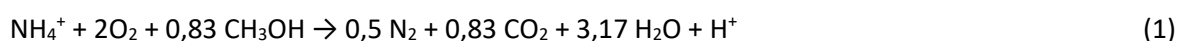
Wiek składowiska	Młode	Dojrzewające	Ustabilizowane
Wiek (lata)	< 5	5 - 10	> 10
pH	< 6,5	6,5 - 7,5	> 7,5
Azot amonowy [mg/l]	< 400	-	> 400
ChZT [mg/l]	> 10 000	4 000 - 10 000	< 4 000
OWO/ChZT	< 0,3	0,3 - 0,5	> 0,5
BZT <sub>5</sub> /ChZT	0,5 - 1	0,1 - 0,5	< 0,1

Substancje humusowe (SH) stanowią znaczącą część materii organicznej w odciekach składowiskowych pochodzących z późnych faz użytkowania, ale też w produktach ich oczyszczania, niezależnie od czasu składowania odpadów. Stopień humifikacji SH można określić na podstawie krzywych gęstości optycznej. Im wyższa gęstość optyczna, tym większa ilość kwasów huminowych. Duża grupa substancji organicznych powszechnie występujących w wodach, jak SH, ligniny, taniny czy związki aromatyczne, wykazuje silną absorbcję fali o długości 280 nm. Wyższe wartości A<sub>280</sub> świadczą więc o obecności związków trudno ulegających humifikacji. Natomiast wartość absorbcji A<sub>465</sub> odzwierciedla zawartość substancji w początkowym stadium rozkładu, ponieważ jest dodatnio

skorelowana z ilością „młodych” form kwasów huminowych, które tworzą się we wczesnym stadium transformacji materii organicznej. Wartość współczynnika A665 pozwala określić zawartość substancji charakteryzujących się wysokim stopniem humifikacji (Chmiel 2009, Krupińska 2012). Wysoki współczynnik A2/4 wynika głównie z absorpcji przez grupy funkcyjne C=O, niski zaś może wynikać z absorpcji aromatycznych grup funkcyjnych C=C, zwłaszcza związków z wysoką kondensacją pierścieni aromatycznych i dużą masą cząsteczkową. Wzrost współczynnika A2/4 świadczy o wzroście udziału kwasów fulwowych w ogólnej puli substancji humusowych. Wskaźnik A4/6 pozwala oszacować ogólny charakter SH. Stosunek A4/6 dla kwasów huminowych jest przeważnie mniejszy od 5,0, natomiast dla kwasów fulwowych zawiera się w przedziale od 6,0 do 8,5. Zakłada się, iż wartości wskaźnika A4/6 maleją wraz ze wzrostem masy cząsteczkowej związków próchnicznych bądź też wraz ze wzrostem spolimeryzowania ich jądra aromatycznego. Z tego powodu iloraz A4/6 może być zastosowany jako wskaźnik stopnia humifikacji (Chen i wsp. 2002, Rodriguez i wsp. 2016).

Biologiczne oczyszczanie odcieków jest ekonomicznym rozwiązaniem w przypadku usuwania azotu. Jest ono zwykle prowadzone w procesie nityfikacji i denityfikacji zachodzących w oddzielnych zbiornikach (Lan i wsp. 2011). W procesie nityfikacji tlenowe bakterie autotroficzne utleniają azot amonowy do azotu azotanowego (III), a następnie do azotanowego (V). W procesie denityfikacji w warunkach anoksyicznych azotany (V) są redukowane do azotu gazowego przez bakterie heterotroficzne (Schmidt i wsp. 2003, Wan i wsp. 2009, Guo i wsp. 2013). Z przeglądu piśmiennictwa wynika, że nityfikacja i denityfikacja mogą być prowadzone w pojedynczym reaktorze w warunkach tlenowych, co jest nazywane symultaniczną nityfikacją i denityfikacją (SND) (Munch i wsp. 1996, Hocaoglu i wsp. 2011, Wang i wsp. 2013). Oprócz poprawy ekonomii procesu oczyszczania ścieków, proces SND umożliwia wyższą efektywność usuwania azotu przy niskim stosunku C/N, ponieważ więcej węgla jest dostępnego dla bakterii heterotroficznych (Seifi, Fazaelpoor 2012). Szacuje się, że w procesie SND potrzeba o 22 – 40% mniej węgla i produkowanych jest o 30% mniej osadów w porównaniu z konwencjonalnym usuwaniem azotu (Wu i wsp. 2011). Istnieje wiele czynników wpływających na efektywność prowadzenia procesu SND, np. stosunek C/N (Ilies, Mavinic 2001), wiek osadu czynnego (Shalini, Joseph 2012), stężenie tlenu rozpuszczonego (DO) (Tchobanoglous i wsp. 2003) czy temperatura (Masłoń, Tomaszek 2015).

Jak podaje Shalini, Joseph (2012) proces SND przebiega zgodnie z reakcją:



Jak już wspomniano wcześniej, jednym z ważniejszych czynników środowiskowych wpływających na przebieg procesu oczyszczania biologicznego odcieków jest temperatura. Ma wpływ na aktywność metaboliczną mikroorganizmów (Lim i wsp. 2012), a także na wzrost szybkości reakcji biologicznych (Tokiwa i wsp. 2009). Nitryfikacja i denitryfikacja w wysokoobciążonych amoniakiem odciekach składowiskowych zostaje zahamowana w temperaturze 10°C, a maksymalne usunięcie azotu następuje w temperaturze 22 - 37°C (Russell i wsp. 2011). Ścieki komunalne gromadza dużą ilość energii w postaci ciepła, pochodzącego z urządzeń gospodarstw domowych, które oczyszczalnia ścieków wykorzystuje w podtrzymaniu procesu biologicznego. Skala produkcji ścieków komunalnych wyklucza w zasadzie ekonomiczny sens ich podgrzewania, dlatego badania nad efektywnością procesów oczyszczania w związku z temperaturą mają na celu kompensację strat energii cieplnej przez inne parametry technologiczne, np. zmniejszenie obciążenia osadu czynnego ładunkiem azotu. Składowisko odpadów ma również pewien potencjał do generowania ciepła pochodzącego z procesów biochemicznych, jednak nie jest on na tyle wysoki, żeby skutecznie ogrzać odpływające odcieki. Z drugiej strony skala produkcji odcieków składowiskowych jest na tyle niewielka aby ich podgrzanie było technicznie wykonalne, zwłaszcza, że znaczne zasoby energii cieplnej można uzyskać na miejscu z procesów spalania gazu składowiskowego, również jako ciepło z instalacji kogeneracyjnych. Zagadnienia dotyczące zastosowania wysokiej temperatury w reaktorach biologicznych usuwających wysokie ładunki azotu amonowego z odcieków składowiskowych są rozważane przez liczne badania naukowe jako sposób celowego kierowania procesów mikrobiologicznych w stronę częściowej nitryfikacji.

Wysokie stężenie biomasy i długi wiek osadu czynnego w reaktorze biologicznym pozwalają na bardziej efektywne oczyszczanie ścieków. W tym celu podejmowane są próby wykorzystywania wysokosprawnych reaktorów, jak złoża fluidalne czy reaktory z biomasą zawieszoną. Badania polegające na zwiększeniu efektywności nitryfikacji prowadzone były również z zastosowaniem metod kombinowanych – osad czynny z błoną biologiczną porastającą wypełnienie (ruchome bądź nieruchome nośniki) (Schneider i wsp. 2012). Jako nośniki biomasy mogą być stosowane różne media, takie jak kształtki Kaldnes (polietylenowe), Liapor (ceramiczne) i Linpor (plastikowe z wysoką porowatością) oraz poliuretanowe (PU) gąbki (Lim i wsp. 2011). Lim i wsp. (2012) podają, że biomasa zawieszona odrywa ważną rolę w utlenianiu azotu amonowego. Może być to spowodowane wykorzystaniem biomasy zasiedlającej wewnątrz gąbki poliuretanowej jako źródła węgla w procesie denitryfikacji. Jak pokazują badania Quan i wsp. (2012) kształtki Kaldnes mogą stanowić aż 40% objętości czynnej reaktora biologicznego oczyszczającego ścieki bytowo-gospodarcze. Wysoką efektywność oczyszczania ścieków można osiągnąć już przy czasie zatrzymania wynoszącym 5 i 7h. Chu i Wang (2011), zastosowali do oczyszczania ścieków komunalnych inne nośniki biomasy, jakimi są gąbki

poliuretanowe (PU). Badania prowadzono przy HRT wynoszącym 14, 16, 24 i 40h. W ich wyniku osiągnięto efektywność oczyszczania ścieków na poziomie 90-56%. Jednak należy zwrócić uwagę, że ścieki bytowo-gospodarcze w swoim składzie zawierają stosunkowo dużo substancji organicznych łatworozkładalnych (proporcja  $BZT_5/ChZT$  wynosi około 0,7), odcieki składowiskowe natomiast charakteryzują się niską zawartością substancji organicznych łatworozkładalnych ( $BZT_5/ChZT$  na poziomie około 0,1), co ma wpływ na skuteczność usuwania związków azotu. Dodatkowo stosowanie pian poliuretanowych o różnej gęstości porów, jako nośników biomasy w reaktorach biologicznych, stwarza możliwości na wykorzystanie do tego celu odpadów, np. tapicerskich. Przyczyni się to do poprawy gospodarki o obiegu zamkniętym.

Bakterie z rodzaju *Bacteroidetes* oraz *Firmicutes* są powszechnie wykrywane w reaktorach do oczyszczania odcieków ze składowisk odpadów komunalnych (Xie i wsp. 2014). Reprezentanci tej grupy mikroorganizmów odpowiadają za hydrolizę związków wielkocząsteczkowych i biopolimerów. Dodatkowo, *Firmicutes* są w stanie przetrwać warunki hiperzasolenia spowodowanego przez odcieki ze składowiska, poprzez wytwarzanie endospor w szczególnie ciężkich warunkach (Xie i wsp. 2012). Stwierdzono, że podczas oczyszczania odcieków metodami biologicznymi w osadzie czynnym występują przedstawiciele trzech grup (lub ich kombinacji) chemolitoautotroficznych bakterii nityfikacyjnych: bakterie utleniające azot amonowy (AOB), bakterie utleniające azot azotanowy (III) (NOB) oraz bakterie prowadzące beztlenowe utlenianie azotu amonowego (ANAMMOX lub AnAOB). Jednak biorąc pod uwagę warunki technologiczne, czyli wolniejsze tempo wzrostu biomasy AnAOB (dług czas podziału komórki) oraz hamujący wpływ tlenu, mikroorganizmy te rzadko występują w osadzie czynnym w konwencjonalnych oczyszczalniach ścieków.

Oczyszczanie odcieków metodami biologicznymi jest powszechnie stosowane, przede wszystkim ze względu na niskie koszty eksploatacyjne. Jednak metody te zazwyczaj nie są w stanie zapewnić wystarczającej skuteczności usunięcia tych substancji organicznych, które są odporne na degradację biologiczną. Stężenie substancji wchodzących w skład tej grupy związków wzrasta wraz z czasem eksploatacji składowiska. Dlatego do oczyszczania odcieków powstających na składowiskach starszych niż  $\approx 10$  lat bardziej opłacalne wydaje się stosowanie procesów fizyko-chemicznych, takich jak koagulacja i flokulacja, adsorpcja na węglu aktywnym, filtracja membranowa lub zaawansowane utlenianie (Miklos i wsp. 2018). Wśród metod membranowych rozróżniamy mikro-, ultra- i nanofiltrację oraz odwróconą osmozę (RO) (Renou i wsp. 2008). Należy jednak zwrócić uwagę na to, że wyżej wymienione metody w rzeczywistości nie są metodami usuwania zanieczyszczeń, ponieważ nie prowadzą do degradacji, w rozumieniu zmiany struktury chemicznej związku, ale raczej zmieniają ich parametry ilościowe, zmniejszając objętość sumy zanieczyszczeń, jednocześnie wpływając na proporcjonalny wzrost stężenia. Według Wang i in. (2017), kondensat po RO zazwyczaj stanowi



od 13 do 30% objętości dopływu. W rezultacie ściek ten zawiera wysokie stężenia zatrzymanych zanieczyszczeń, w tym również związków charakteryzujących się wysoką masą cząsteczkową, takich jak substancje humusowe. Główne składniki substancji humusowych występujące w koncentracji RO to kwasy humusowe (HA) oraz fulwowe (FA), które stanowią od 61,7 do 75% ChZT. Podczas gdy permeat może być odprowadzany do kanalizacji lub wykorzystywany jako woda technologiczna w instalacji składowiska, wciąż pozostaje problem wysoko obciążonego kondensatu. Najczęściej stosowaną technologią jego zagospodarowania jest recyrkulacja na składowisko. Rzadziej stosowane są takie rozwiązania technologiczne jak: solidyfikacja/stabilizacja, odparowanie/destylacja lub zaawansowane procesy utleniania (AOP), w tym reakcja Fentona.

Zasada działania odczynnika Fentona znana jest od ponad wieku, ale dopiero stosunkowo niedawno, bo w latach 90' (Huang i wsp. 1993), została zaadaptowana jako metoda technologiczna oczyszczania ścieków. W procesie tym  $H_2O_2$  jest używany jako utleniacz,  $Fe^{2+}$  jako katalizator, a wynikiem reakcji chemicznej jest wytworzenie wysoce aktywnych rodników np. rodnika hydroksyloвого ( $OH^*$ ) odpowiedzialnego głównie za degradację substancji organicznych (Singh, Tang 2013). Rodniki hydroksyloवे skutecznie mineralizują lub przekształcają trudno rozkładalne związki organiczne do form biodegradowalnych, które następnie mogą być usunięte w procesach biologicznych. Podczas reakcji pomiędzy substancjami rozpuszczonymi w odciekach składowiskowych, a odczynnikiem Fentona, związki o dużej masie cząsteczkowej zostają zredukowane do niskiej masy, a rozbudowane aromatyczne i alifatyczne łańcuchy hydrofobowe zostają transformowane do substancji o budowie hydrofilowej. Efektywność procesu zależy w głównej mierze od odczynu utrzymywanego w mieszaninie reakcyjnej, temperatury, wielkości dawek reagentów w stosunku do objętości mieszaniny oraz ich stosunku molowego ( $Fe^{2+}:H_2O_2$ ) a także proporcji utleniacza i katalizatora do puli związków organicznych ( $H_2O_2/ChZT$  i  $Fe^{2+}/ChZT$ ).

### **Cel badań:**

Celem niniejszego opracowania jest przedstawienie najważniejszych problemów badawczych podejmowanych w cyklu powiązanych tematycznie prac (**Załącznik 5**), dotyczących wpływu wybranych warunków technologicznych na efektywność oczyszczania odcieków składowiskowych.

Podzielono je na trzy zagadnienia naukowe, w których szczegółowo omówiono:

- Wpływ warunków technologicznych na efektywność usuwania z odcieków zanieczyszczeń i przemiany związków azotu w SBR
- Określenie liczby mikroorganizmów w osadzie czynnym w SBR oczyszczającym odcieki.
- Wpływ metody oczyszczania odcieków składowiskowych na zawartość substancji humusowych w odciekach.

### **Obiekt badawczy:**

Odcieki wykorzystane w niniejszych badaniach pochodziły ze składowiska odpadów komunalnych innych niż niebezpieczne, eksploatowanego od 1990 roku, w Kozodrzy koło Rzeszowa (południowo-wschodnia Polska), obecnie stanowiącego regionalną instalację przetwarzania odpadów komunalnych (RIPOK, Region Zachodni) (rysunek 1). Składowisko odpadów zostało zrealizowane na podstawie decyzji Nr UAN-V/8381/20/1/85 z dnia 14.11.1985 r. - Dyrektora Wydziału Planowania Przestrzennego, Urbanistyki, Architektury i Nadzoru Budowlanego Urzędu Wojewódzkiego w Rzeszowie o ustaleniu miejsca i warunków inwestycji wysypiska śmieci w Kozodrzy wraz z obiektami towarzyszącymi i strefą ochronną szerokości 500 m oraz decyzji Nr UAN V-8381/20/87 z dnia 10.04.1987 r. Dyrektora Wydziału Planowania Przestrzennego, Urbanistyki, Architektury i Nadzoru Budowlanego Urzędu Wojewódzkiego w Rzeszowie o udzieleniu pozwolenia na budowę obiektów i urządzeń wysypiska śmieci w Kozodrzy. Składowisko zajmuje łącznie powierzchnię 18,36 ha. Obecnie zostało zamkniętych i zrekultywowanych XI kwater, odpady deponowane są w kwaterze XII. Na instalację przyjmowane są odpady do unieszkodliwienia w ilości średnio 218 Mg/dobę (maksymalnie 360 Mg/dobę) oraz średnio 55808 Mg/rok (maksymalnie 92160 Mg/rok). Ilość odpadów przeznaczonych do odzysku wynosi maksymalnie 4220 Mg/rok. Odpady przeznaczone do składowania gromadzone są w warstwach o grubości 2 m, przesypanych 0,2-0,15 m warstwą inertną. Odpady niebezpieczne zawierające azbest składowane są w dwóch osobnych kwaterach.

Zgodnie z pozwoleniem zintegrowanym z dnia 29.04.2016 r. (OS.I.7222.45.6.2015.RD) wydanym przez Marszałka Województwa Podkarpackiego powstające odcieki sklasyfikowane zostały jako ścieki przemysłowe i powstają w ilości 30,2 m<sup>3</sup>/dobę. Gromadzone są w dwóch zbiornikach bezodpływowych z których część kierowana jest do podczyszczalni mechaniczno-biologicznej, część do stacji odwróconej osmozy. Proces RO prowadzony jest w kontenerowej oczyszczalni odcieków o przepustowości 30 m<sup>3</sup>/d, zmodyfikowanej przez wstępną filtrację na filtrach workowych. Uzyskany koncentrat odcieków po odwróconej osmozie (w proporcji ≈ 1:3) jest gromadzony w osobnym, otwartym zbiorniku retencyjnym. Podczyszczone odcieki oraz odcieki z kwater odpadów zawierających azbest kierowane są do Gminnej oczyszczalni ścieków w Skrzyszowie.

Próbki badawcze odcieków surowych wykorzystanych w badaniach pobierano z odpływu zbiornika retencyjnego do 10 dm<sup>3</sup> zbiorników plastikowych, po czym przewożono do laboratorium, gdzie przechowywano je w temperaturze 4°C do czasu dalszych analiz.



Rysunek 1. Umiejscowienie składowiska odpadów komunalnych innych niż niebezpieczne w Kozodrzy koło Rzeszowa w województwie Podkarpackim (źródło: *Geoportal*)

#### Uzyskane wyniki:

#### ***Wpływ warunków technologicznych na efektywność usuwania z odcieków zanieczyszczeń i przemiany związków azotu w SBR***

Metody biologiczne do oczyszczania odcieków są polecane głównie z powodów ekonomicznych. Ocieki ze starych składowisk charakteryzują się niekorzystną proporcją ChZT/N, dlatego też do ich oczyszczania stosowane są procesy symultanicznej nityfikacji i denityfikacji. Badania prowadzono w warunkach laboratoryjnych z wykorzystaniem sekwencyjnych reaktorów biologicznych (SBR) wyposażonych w nośniki biomasy (kształtki Kaldnesa). Przeanalizowano wpływ czasu zatrzymania (HRT) i objętości wypełnienia w SBR na efektywność usuwania substancji organicznych oraz przemiany związków azotu w odciekach (**Zał. 4, pkt. I.B.2 i pkt. I.B.5**). Uzyskane wyniki przedstawiono w tabeli 5. Zastosowanie HRT = 3d spowodowało efektywność usuwania substancji organicznych wyrażonych jako ChZT powyżej 40%, niezależnie od stopnia wypełnienia reaktora nośnikami biomasy. Skrócenie HRT do 2d oraz podwyższenie temperatury do 35°C skutkowało obniżeniem efektywności usuwania ChZT z odcieków do 28%. Również w przypadku usuwania azotu amonowego stwierdzono wyższą efektywność oczyszczania przy czasie zatrzymania odcieków w reaktorze = 3d. Wraz ze wzrostem ilości wypełnienia sprawność usuwania  $\text{NH}_4^+$  z odcieków malała z 78% do 67%. Podobny trend uzyskano po skróceniu HRT w SBR do 2 d. Jednak obniżenie HRT spowodowało dodatkowo spadek efektywności oczyszczania odcieków do 43-47%

Tabela 5. Warunki technologiczne, efektywność usuwania zanieczyszczeń z odcieków oraz stałe kinetyczne przemian azotu amonowego w SBR w zależności od obecności wypełnienia i czasu zatrzymania odcieków (HRT) (Zał. 4, pkt. I.B.2 i pkt. I.B.5)

Warunki technologiczne	HRT = 2d			HRT = 3d					
	temperatura = 35°C			temperatura = 20°C					
	stężenie tlenu rozpuszczonego (DO) w SBR < 1 mg/l								
Stopień wypełnienia	5%	10%	20%	0%	10%	20%			
Efektywność usuwania zanieczyszczeń [%]									
ChZT	28	17	20	43	41	45			
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	47	45	43	78	73	67			
Szybkość usuwania azotu amonowego z odcieków									
	reakcja I. rzędu			reakcja 0. rzędu					
	czas 0-24			czas					
				0-6	7-24	0-6	7-24	0-6	7-24
r [mg/l/h]	22,5	22,5	25,2	0,64	27,24	2,53	27,02	6,85	18,28
r <sub>s.m.o.</sub> [mg/g <sub>s.m.o.</sub> ·h]	28,3	8,7	8,5	0,24	10,52	0,93	9,48	2,49	6,66

Usuwanie azotu amonowego w cyklu pracy SBR zachodziło w przypadku HRT = 2d zgodnie z reakcją I. rzędu, w przypadku HRT = 3d – 0. rzędu. Dodatkowo wydłużenie czasu zatrzymania odcieków oraz obniżenie temperatury do 20°C spowodowało dwuetapowość reakcji. I etap trwał 6 godzin i obejmował 3 h mieszania i 3 h napowietrzania. II etap rozpoczął się po 6 godzinie cyklu pracy SBR. Jak wynika z przedstawionych danych (tabela 5), w I etapie szybkość reakcji liczona na jednostkę objętości reaktora wzrosła wraz ze zwiększaniem objętości wypełnienia. Podczas II etapu obecność i ilość wypełnienia nie miała wpływu na szybkość reakcji. W przypadku reaktora pracującego tylko z zawieszonym osadem czynnym i reaktora z 10% wypełnieniem szybkość reakcji była porównywalna. Zwiększenie ilości wypełnienia w SBR spowodowało obniżenie szybkości reakcji usuwania azotu amonowego. Analizując szybkość usuwania azotu amonowego z odcieków w przeliczeniu na osad czynny obecny w reaktorze, stwierdzono, że obecność 20% wypełnienia spowodowała 10-krotny wzrost reakcji w I etapie, podobnie jak w przypadku szybkości reakcji liczonej na objętość reaktora. W przypadku reaktora pracującego tylko z osadem czynnym i z 10% wypełnieniem zaobserwowano 1,5-krotne obniżenie szybkości reakcji w przeliczeniu na osad czynny (Zał. 4, pkt. I.B.2).

W SBR pracujących przy HRT = 2d (Zał. 4, pkt. I.B.5), usuwanie azotu amonowego najefektywniej zachodziło w czasie pierwszych 4 godzin trwania napowietrzania w cyklu pracy SBR. Stężenie biomasy w SBR wypełnionym w 5% nośnikami Kaldnes wyniosło 0,8 g<sub>s.m.o.</sub>/l i 10% wzrost objętości wypełnienia, spowodowało 3-krotny wzrost stężenia biomasy. Jednak dalszy wzrost objętości wypełnienia do 20% nie miał wpływu na ilość biomasy organicznej. Biorąc pod uwagę całkowity osad czynny w reaktorze, zarówno zawieszony, jak i znajdujący się na kształtkach Kaldnes, w reaktorze wypełnionym w 5%

szybkość reakcji była 3,2 razy większa w porównaniu z reaktorem o większej objętości wypełnienia (10 i 20%). Zwiększenie objętości wypełnienia spowodowało obniżenie zarówno jakości odcieków oczyszczonych, jak i szybkości reakcji ( $r$  oraz  $r_{s,m.o.}$ ). Obciążenie azotem amonowym w reaktorach wynosiło  $0,29 \text{ kg/m}^3\cdot\text{d}$ , a usunięty ładunek azotu amonowego wynosił  $0,14 \text{ kg/m}^3\cdot\text{d}$ , niezależnie od objętości wypełnienia w SBR.

Obniżenie szybkości usuwania azotu amonowego z odcieków w przeliczeniu na osad czynny ( $r_{s,m.o.}$ ) wraz ze zwiększeniem ilości wypełnienia w SBR przy HRT = 3d mogło być spowodowane mniejszą dostępnością powierzchni zewnętrznej dla bakterii. Podobne wyniki uzyskano w przypadku czasu zatrzymania odcieków w SBR wynoszącym 2d. Powodem mógł być również fakt, że więcej wypełnienia powodowało tarcie pomiędzy poszczególnymi kształtkami, co przyczyniało się do cieńszego biofilmu. Na skuteczność usuwania związków azotu wpływa również stężenie tlenu rozpuszczonego (DO). Badania prowadzono przy  $\text{DO} < 1 \text{ mg/l}$ . Niskie stężenie tlenu w reaktorze pozwala na stworzenie stref niedotlenionych wewnątrz biofilmu i w rezultacie może zachodzić proces denitryfikacji. Usuwanie azotu amonowego w warunkach beztlenowo-tlenowych może być powiązane ze zdolnością bakterii z rodzaju *Nitrosomonas* do produkcji tlenków azotu i azotu cząsteczkowego.

#### ***Wpływ warunków technologicznych na liczbę mikroorganizmów w osadzie czynnym w SBR oczyszczającym odcieki***

Podjęto również próbę określenia składu jakościowego i ilościowego mikroorganizmów osadu czynnego w zależności od warunków technologicznych prowadzenia procesu oczyszczania (**Zał. 4, pkt. I.B.4** oraz **pkt. I.B.6**). Ponieważ odcieki ze składowisk ustabilizowanych charakteryzują się niekorzystną proporcją  $\text{BZT}_5/\text{ChZT}$  z punktu widzenia oczyszczania biologicznego, jednym ze sposobów ich przystosowania do tego oczyszczania jest poddanie odcieków podczyszczaniu metodą odczynnika Fentona. Odcieki były oczyszczane w układzie dwustopniowym, gdzie 1° stanowiło oczyszczanie odczynnikami Fentona ( $1\text{g/l H}_2\text{O}_2$ ;  $\text{Fe}^{2+}:\text{H}_2\text{O}_2 = 1:5$ ), a 2° - oczyszczanie biologiczne w SBR (HRT = 2d; 3h mieszania, 20h napowietrzania,  $\text{DO} < 1 \text{ mg/l}$ ). Dla porównania uruchomiono drugi reaktor SBR pracujący w tych samych warunkach technologicznych, ale zasilany odciekami surowymi (**Zał. 4, pkt. I.B.4**). Stwierdzono, że wstępne podczyszczanie odcieków odczynnikami Fentona spowodowało 23% spadek ChZT w porównaniu do odcieku surowego, podczas gdy wartość  $\text{BZT}_5$  wzrosła o 34%, a w konsekwencji stosunek  $\text{BZT}_5/\text{ChZT}$  wzrósł z 0,05 do 0,1, co nie jest może wartością wysoką, ale nadal bardziej korzystną z punktu widzenia dalszego oczyszczania odcieków na kolejnym stopniu. W rezultacie oczyszczanie biologiczne odcieków spowodowało dalsze usuwanie substancji organicznych, w przypadku układu dwustopniowego – 36%, reaktora zasilanego odciekami surowymi – 24%. Również usuwanie substancji organicznych wyrażonych jako  $\text{BZT}_5$  z odcieków poddanych wcześniejszemu

podczyszczaniu było wyższe i wyniosło 89%, w porównaniu z reaktorem zasilanym odciekami surowymi – 68%. Wynika z tego, że wstępne podczyszczanie odcieków odczynnikiem Fentona przyczynia się do efektywniejszego usuwania substancji organicznych z odcieków. Dodatkowo wzrost proporcji  $BZT_5/ChZT$  w odciekach po oczyszczaniu odczynnikiem Fentona, powoduje możliwość wykorzystania przez bakterie związków węgla do usuwania związków azotu. Podczyszczanie odcieków odczynnikiem Fentona spowodowało usunięcie 62,7% azotu organicznego, natomiast stężenie azotu amonowego pozostało bez zmian. Usunięcie azotu amonowego metodą biologiczną z odcieków było niskie, niezależnie od rodzaju dopływu i wyniosło 23 i 21% odpowiednio w reaktorze zasilanym odciekami podczyszczonymi i reaktorze zasilanym odciekami surowymi. W odciekach oczyszczonych pojawił się natomiast azot azotynowy, jego stężenie było wyższe w odpływie z SBR zasilanego odciekami podczyszczonymi. Analizując cykl pracy reaktorów, stwierdzono, że przez 3h mieszania stężenie azotu amonowego i azotynowego nie uległo zmianom. Dalszy proces oczyszczania przebiegał z kumulacją azotu azotynowego w 12h cyklu pracy. Obniżeniu stężenia ChZT towarzyszył spadek zawartości azotu amonowego i wzrost azotu azotynowego. Można to wyjaśnić faktem zużycia węgla przez bakterie denitryfikacyjne w procesie symultanicznej denitryfikacji. Brak azotu azotanowego w odpływie z reaktorów i w cyklu pracy SBR można wyjaśnić hamującym wpływem wolnego amoniaku (FAN) na organizmy NOB, które są bardziej wrażliwe na jego obecność niż organizmy AOB. Stężenie wolnego amoniaku w reaktorach wyniosło 185,4 mg/l i 221,9 mg/l odpowiednio w reaktorze zasilanym odciekami podczyszczonymi i reaktorze zasilanym odciekami surowymi.

Analizując ilość bakterii w osadzie czynnym w trakcie oczyszczania odcieków, stwierdzono co najmniej 2 lub 3 etapy charakteryzujące się różną szybkością wzrostu oraz stabilnością, co można wytłumaczyć procesem adaptacji bakterii do warunków technologicznych. Średnia liczba kopii 16S rDNA  $\beta$ -proteobakterii była istotnie wyższa w przypadku reaktora zasilanego odciekami podczyszczonymi. Dynamika ilościowa 16S rDNA dla *amoA* i *Nitrospira* spp wykazała mocny spadek liczby kopii DNA w obu reaktorach. Dla genu *amoA* wahania były bardziej intensywne w początkowej fazie eksperymentu. Po 45 dniach doświadczenia, w przypadku *Nitrospira* spp i 57 dniach *amoA*, liczba kopii badanych genów wyrównała się i nie stwierdzono różnic pomiędzy reaktorami. Analizując zależności pomiędzy parametrami fizyko-chemicznymi oczyszczonych odcieków i ilością kopii badanych genów, stwierdzono, że najsilniejsza korelacja występuje pomiędzy liczbą kopii 16S rDNA  $\beta$ -proteobakterii a stężeniem azotu amonowego i azotynowego w reaktorze zasilanym odciekami po wstępnym oczyszczaniu, natomiast w przypadku reaktora oczyszczającego odcieki surowe wobec ChZT.

W celu zatrzymania osadu czynnego w SBR reaktory można wyposażyć w nośniki biomasy w postaci gąbek poliuretanowych (PU) (Zał. 4, pkt. I.B.6). Oczyszczanie odcieków prowadzono w trzech reaktorach pracujących tylko z fazą mieszania w cyklu, przy HRT wynoszącym 6d i w temperaturze 42°C.

Przetestowano wypełnienie z gąbki PU o średnicy porów 2-3mm (30 ppi) oraz 4-5mm (15 ppi). Dodatkowo uruchomiono reaktor pracujący tylko z osadem zawieszonym. Dopływ do reaktorów stanowiły odcieki składowiskowe surowe z dodatkiem wodnego roztworu  $\text{NaNO}_2$  (proporcja  $\text{NH}_4^+:\text{NO}_2^- = 1:1$ ). Celem badań było określenie dynamiki bakterii utleniających azot amonowy (AOB) w warunkach niedotlenionych. Stwierdzono, że już po 3 dniach prowadzenia doświadczenia uwidoczniły się różnice w ilości kopii genu *amoA* w osadzie czynnym w poszczególnych reaktorach. Najwięcej kopii obserwowano w SBR pracującym z wypełnieniem o średnicy porów 4-5mm, najmniej zaś w przypadku reaktora pracującego z wypełnieniem o gęstości porów 2-3mm. Po początkowych wahaniach ilości osadu czynnego we wszystkich reaktorach wynikających z adaptacji osadu do nowych warunków, wraz ze wzrostem ilości zawiesiny ogólnej zaobserwowano wzrost ilości kopii 16S rDNA. Przy czym wzrost ilości kopii badanego genu był najwyższy, przy jednoczesnym najniższym przyroście ilości osadu czynnego w przypadku reaktora pracującego z wypełnieniem 2-3mm. Również masa osadu zasiedlającego wypełnienie była 2-krotnie wyższa w gąbkach o gęstości porów 30 ppi, zaś ilość kopii badanego genu o 3 rzędy wielkości. Wynika z tego, że najbardziej optymalną gęstością wypełnienia w nośnikach jest 30 ppi. Pozwala to na intensywny rozwój bakterii utleniających azot amonowy w warunkach niedotlenionych w podwyższonej temperaturze.

#### ***Wpływ metody oczyszczania odcieków na zawartość substancji humusowych w odciekach***

W badaniach (Zał. 4, pkt. I.B.3) badano wpływ obecności wypełnienia i temperatury prowadzenia procesu oczyszczania w SBR na efektywność usuwania z odcieków substancji organicznych. Analizując wpływ ww. warunków technologicznych na efektywność usuwania ChZT, stwierdzono, że istnieją istotne różnice w stężeniu substancji organicznych w odciekach oczyszczonych, zarówno w przypadku różnych gęstości wypełnień (15 ppi i 30 ppi) w reaktorach pracujących w tych samych temperaturach, jak i przy różnych temperaturach (25 i 35°C) prowadzenia procesu oczyszczania przy tej samej gęstości wypełnień. Najwyższa uzyskana efektywność usuwania ChZT wyniosła prawie 53%, co nie byłoby dużym osiągnięciem w przypadku zwykłych ścieków komunalnych, jednak dla odcieków z ustabilizowanego już składowiska odpadów komunalnych, charakteryzujących się wysokim stosunkiem trudno rozkładalnych form węgla organicznego, jest to wartość zadowalająca. Z analizy zmian zawartości związków organicznych i gęstości optycznej roztworów odcieków w odpływach z reaktorów w czasie trwania eksperymentu wynika, że spadkowi wartości ChZT, obserwowanemu od 1-2 tygodnia pracy SBR, towarzyszy wzrost wartości absorbancji (wzrost koncentracji substancji humusowych), szczególnie widoczny w zakresach pośredniego i bliskiego ultrafioletu; od 254 do 320 nm, mniej w paśmie widzialnym niebieskim i żółtym. Wynika z tego, że w odciekach po procesie oczyszczania biologicznego pozostały związki o prostej budowie, ale nadal

trudne do usunięcia. Stwierdzono, że zarówno obecność wypełnienia w SBR, jak i temperatura prowadzenia procesu, nie miały wpływu na wartości absorbancji przy całym spektrum długości fal. Stwierdzono, że warunki technologiczne prowadzenia procesu oczyszczania odcieków składowiskowych w SBR nie mają wpływu na rodzaj i ilość substancji humusowych w odciekach oczyszczonych.

Odcieki składowiskowe można również oczyszczać metodami fizyko-chemicznymi. Jedną z nich jest proces odwróconej osmozy. O ile w przypadku metod biologicznych zmieniają się stężenia zanieczyszczeń przy stałej objętości odcieków, tak w metodzie RO zanieczyszczenia zostają skoncentrowane w mniejszej objętości. Dlatego też na instalacjach prowadzących proces odwróconej osmozy permeat może zostać wykorzystany jako woda technologiczna, natomiast kondensat powinien zostać poddany dalszemu oczyszczaniu. Jedną z metod doczyszczania kondensatu jest zastosowanie odczynnika Fentona. W badaniach (**Zał. 4, pkt. I.B.1**) określano wpływ odczynu prowadzenia procesu AOP na efektywność usuwania substancji organicznych z kondensatu po odwróconej osmozie. Badania prowadzono wykorzystując proporcję  $\text{Fe}^{2+}:\text{H}_2\text{O}_2$  wynoszącą 1:10 (1 g/l  $\text{H}_2\text{O}_2$ ) i regulując pH co stopień, od 1 do 6. Po oczyszczeniu kondensatu za pomocą odczynnika Fentona, niezależnie od początkowej wartości pH stężenie substancji organicznych wyrażone jako ChZT spadło, podczas gdy  $\text{BZT}_5$  wzrosło, co może wskazywać na rozkład substancji organicznych o wysokiej masie cząsteczkowej w łatwiej biodegradowalne i jednoczesne usuwanie substancji organicznych. Przy czym prowadzenie procesu w skrajnych wartościach pH skutkowało obniżeniem efektywności usuwania ChZT oraz niższym wzrostem stężenia  $\text{BZT}_5$ . Skuteczność usuwania ChZT wynosiła od 6,6% (pH = 6) do 26,5% (pH = 3). W badanym kondensacie odcieków po RO stężenie substancji humusowych wynosiło 750 mg/l. Najniższą efektywność usuwania substancji humusowych stwierdzono przy pH 6 (20%), najwyższą przy pH 3 (69%). Analizując stężenie związków organicznych (ChZT,  $\text{BZT}_5$ ) w odniesieniu do substancji humusowych, stwierdzono, że ich zawartość zmniejszała się wraz ze wzrostem stężenia ChZT. Analizując zmiany w zawartości związków organicznych i gęstość optyczną w odcieków po prowadzeniu procesu pogłębionego utleniania w różnych pH, można zauważyć, że zmniejszeniu stężenia ChZT, podobnie jak wzrostowi  $\text{BZT}_5$ , towarzyszy zmniejszenie absorbancji, co jest szczególnie widoczne w zakresach pośredniego i bliskiego ultrafioletu; od 254 do 320 nm, mniej w widocznym niebieskim i żółtym pasmie. W przypadku substancji oznaczonych przy długości fali 665 nm zaobserwowano wzrost absorbancji w porównaniu z retentatem z odwróconej osmozy. Ponadto, analizując pozostałe odczyty absorbancji, stwierdzono, że reakcja prowadzona przy pH 3 daje największą skuteczność usuwania związków zmierzonych przy 465 nm (78%), a najniższa przy 254 i 265 nm (44%). Zarówno obniżenie, jak i podniesienie pH, spowodowało zmniejszenie skuteczności usuwania wszystkich wyżej wymienionych absorberów światła.



Współczynniki A2/4, A2/6 oraz A4/6 są parametrami, które można wykorzystać do oceny stopnia zaawansowania procesu humifikacji materii organicznej. Młode kwasy huminowe charakteryzują się wyższymi wartościami tych współczynników w porównaniu z kwasami o wysokim stopniu humifikacji. W przypadku oczyszczania biologicznego (Zał. 4, pkt. I.B.3) obniżenie stężenia ChZT zachodziło równocześnie z obniżeniem współczynników A2/4, A2/6 oraz A4/6 w odciekach. Oczyszczanie metodami AOP (Zał. 4, pkt. I.B.1) przy pH reakcji wynoszącym do pH od 1 do 5 spowodowało obniżenie ilorazu A4/6 do wartości poniżej 5 (przy pH 6 oraz w kondensacie odcieków po odwróconej osmozie wynosił odpowiednio 10,6 i 14,18).

Oczyszczanie biologiczne metodą osadu czynnego odcieków składowiskowych jak i zastosowanie metod pogłębionego utleniania w przypadku oczyszczania kondensatu po RO powoduje zwiększenie udziału substancji wielkocząsteczkowych w odciekach oczyszczonych.

### **Wnioski:**

Najważniejsze osiągnięcia, wynikające z badań zawartych w jednotematycznym cyklu publikacji, pt. **Uwarunkowania technologiczne oczyszczania odcieków składowiskowych**, stanowiące istotny wkład w rozwój dyscypliny Ochrona i kształtowanie środowiska:

- Większość dostępnych prac badawczych dotyczących zastosowania różnych nośników biomasy, temperatury, stężenia tlenu rozpuszczonego w procesach symultanicznej nityfikacji i denityfikacji w SBR dotyczy oczyszczania ścieków bytowo-gospodarczych. Metody te, są stosunkowo dobrze poznane i dlatego też prowadzone są próby zaadaptowania ich do oczyszczania odcieków składowiskowych charakteryzujących się dużo mniejszą podatnością na oczyszczanie biologiczne.
- Zwiększenie objętości wypełnienia w SBR nie miało wpływu na efektywność usuwania związków azotu, ale wpływała na szybkość reakcji usuwania azotu amonowego. Szybkość reakcji ( $r_{s.m.o.}$ ) zmniejszała się wraz ze zwiększeniem ilości wypełnienia w SBR. Miało to miejsce, niezależnie od czasu zatrzymania odcieków w SBR oraz niezależnie od temperatury, w jakiej pracowały reaktory.
- Usuwanie substancji organicznych wyrażonych jako ChZT zachodziło z najniższą efektywnością w reaktorach pracujących z wypełnieniem stanowiącym 10%. Zarówno zwiększanie, jak i zmniejszanie ilości wypełnienia spowodowało wzrost efektywności oczyszczania odcieków, niezależnie od czasu zatrzymania odcieków i temperatury prowadzenia procesu oczyszczania.
- Ciepło produkowane na składowisku odpadów, może zostać wykorzystane do podwyższenia temperatury w reaktorach biologicznych. Jednak wiąże się to z dodatkowymi kosztami i jak wynika z przeprowadzonych badań nie jest konieczne do osiągnięcia zadowalającego efektu oczyszczania.

A nawet może spowodować obniżenie sprawności usuwania zarówno substancji organicznych jak i azotu amonowego.

- Liczba *Nitrosomonas* spp w osadzie czynnym w SBR zasilanym odciekami podczyszczonymi była o rząd wielkości wyższa w porównaniu z osadem czynnym zasilanym odciekami surowymi. Kluczową rolę może odegrać obecność wolnego amoniaku, którego stężenie zależy m.in. od odczynu.
- Porównując dynamikę liczebności AOB na podstawie liczby kopii genu amoA w próbach osadu czynnego pobranych z SBR można stwierdzić, że najmniejsze wahania liczby bakterii obserwowano w reaktorze pracującym z wypełnieniem o gęstości porów 30 ppi.
- Wykorzystanie jako nośników biomasy gąbek PU o różnych gęstościach porów, może przyczynić się do rozwoju kierunków zagospodarowania odpadów przemysłowych, w których skład wchodzi różnego rodzaju piany poliuretanowe.
- Oczyszczanie biologiczne metodą osadu czynnego odcieków składowiskowych jak i zastosowanie metod pogłębionego utleniania w przypadku oczyszczania kondensatu po RO powoduje zwiększenie udziału substancji wielkocząsteczkowych w odciekach oczyszczonych.
- W przypadku oczyszczania odcieków metodą osadu czynnego gęstość zastosowanego wypełnienia oraz temperatura prowadzenia procesu nie miały wpływu na wartość współczynnika A4/6 w odciekach oczyszczonych. W przypadku oczyszczania kondensatu po procesie odwróconej osmozy obniżenie pH do 1 - 5 spowodowało obniżenie ilorazu A4/6 do wartości poniżej 5.

#### 4. OMÓWIENIE DALSZYCH PLANÓW NAUKOWO-BADAWCZYCH

W trakcie realizacji badań pojawiły się problemy i wyniki, które zachęciły mnie do bardziej dogłębniejszego poznania zagadnień. Jednak ze względu na konieczność zaangażowania do ich ewentualnej realizacji znacznie większego zespołu badawczego, ograniczono się do zanotowania tych problemów. Ich rozwiązanie może stanowić zarówno temat wyodrębnionych prac badawczych (doktoratów), jak również kompleksowego programu badań. Takimi tematami są między innymi następujące kwestie:

- Dokładne wyjaśnienie kinetyki oraz procesów zachodzących w osadzie czynnym znajdującym się na nośnikach biomasy.
- Optymalizacja fizyko-chemicznego oczyszczania odcieków w procesach pogłębionego utleniania.
- Poznanie toksycznego działania odcieków surowych, jak i produktów ich oczyszczania na organizmy osadu czynnego oraz organizmy wskaźnikowe bytujące w środowisku gruntowo-wodnym.
- Analiza zmian zachodzących w substancjach humusowych w odciekach pod wpływem oczyszczania metodami biologicznymi i fizyko-chemicznymi.

Aktualnie jestem kierownikiem projektu NCN pt. Model dostosowania układu biologicznego do zmiennego obciążenia azotem amonowym w procesie oczyszczania odcieków składowiskowych. Realizacja ww. tematu przyczyni się do zoptymalizowania konstrukcji reaktora biologicznego do oczyszczania odcieków składowiskowych przy zmieniającym się ich składzie.

## 5. LITERATURA

- Ahmed F.N., Lan C.Q. 2012. Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review. *Desalination*, 287, 41-54.
- Aziz S. Q., Aziz H.A., Yusoff M.S., Bashir M.J.K., Umar M. 2010. Leachate characterization in semi-aerobic and anaerobic sanitary landfills: A comparative study. *Journal of Environmental Management*, 91, 2608-2614.
- Bendz D., Singh V.P., Åkesson M. 1997. Accumulation of water and generation of leachate in a young landfill. *Journal of Hydrology*, 203, 1-10.
- Bozkurt S., Moreno L., Neretnieks I. 2000. Long-term processes in waste deposits. *Science of the Total Environment*, 250, 101-121.
- Chen J., Gu B., LeBoeuf E.J., Pan H., Dai S. 2002. Spectroscopic characterization of the structural and functional properties of natural organic matter fractions. *Chemosphere*, 48, 59-68.
- Chmiel A. 2009. Wpływ biochemicznych przemian zanieczyszczeń na ich podatność na koagulację. Praca doktorska, Politechnika Wrocławska, Wydział Inżynierii Środowiska, Wrocław.
- Chu L., Wang J. 2011. Comparison of polyurethane foam and biodegradable polymer as carriers in moving bed biofilm reactor for treating wastewater with a low C/N ratio. *Chemosphere*, 83, 63-68.
- Cossu R. 2010. Editorial: Technical evolution of landfilling. *Waste Management*, 30, 947-948.
- El-Fadel M., Bou-Zeid E., Chahine W., Alayli B. 2002. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste Management*, 22, 269-282.
- Foo K.Y., Hameed B.H. 2009. An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process. *Journal of Hazardous Materials*, 171, 54-60.
- Guo J., Zhang L., Chen W., Mac F., Liu H., Tian Y. 2013. The regulation and control strategies of a sequencing batch reactor for simultaneous nitrification and denitrification at different temperatures. *Bioresource Technology*, 133, 59-67.
- Hocaoglu S.M., Insel G., Cokgor E.U., Orhon D. 2011. Effect of low dissolved oxygen on simultaneous nitrification and denitrification in a membrane bioreactor treating black water. *Bioresource Technology*, 102, 4333-4340.
- Huang C.P., Dong C., Tang Z. 1993. Advance chemical oxidation: its present role and potential future in hazardous waste treatment. *Waste Management*, 13, 361-377.
- Ilies P., Mavinic D.S. 2001. The effect of decreased ambient temperature on the biological nitrification and denitrification of a high ammonium landfill leachate. *Water Research*, 35, 2065-2072.
- Krupińska I. 2012. Problemy związane z występowaniem substancji humusowych w wodach podziemnych. *Inżynieria Środowiska*, 28, 55-72.

- Kwasniewska J., Nałęcz-Jawecki G., Skrzypczak A., Płaza G.A., Matejczyk M. 2012. An assessment of the genotoxic effects of landfill leachates using bacterial and plant tests. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 75, 55-62.
- Lan C.J., Kumar M., Wang C.C., Lin J.G. 2011. Development of simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) process in a sequential batch reactor. *Bioresource Technology*, 102, 5513-5519.
- Lim J.W., Lim P.E., Seng C.E. 2012. Enhancement of nitrogen removal in moving bed sequencing batch reactor with intermittent aeration during REACT period. *Chemical Engineering Journal*, 197, 199-203.
- Lim J.W., Seng C.E., Lim P.E., Ng S.L., Sujari A.N.A. 2011. Nitrogen removal in moving bed sequencing batch reactor using polyurethane foam cubes of various sizes as carrier materials. *Bioresource Technology*, 102, 9876-9883.
- Mastoń A., Tomaszek J.A. 2015. A Study on the use of the BioBall as a biofilm carrier in a sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, 196, 577-585.
- Miklos D.B., Remy C, Jekel M., Linden K.G., Drewes J.E., Hübner U. 2018. Evaluation of advanced oxidation processes for water and wastewater treatment - A critical review. *Water Research*, 139, 118-131
- Munch E.V., Lant P., Keller J. 1996. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors. *Water Research*, 30, 277-284.
- Quan F., Yuxiao W., Tianmin W., Hao Z., Libing C., Chong Z., Hongzhang C., Xiuqin K., Xin-Hui X. 2012. Effects of packing rates of cubic-shaped polyurethane foam carriers on the microbial community and the removal of organics and nitrogen in moving bed biofilm reactors. *Bioresource Technology*, 117, 201-217.
- Renou S., Poulain S., Givaudan J.G., Moulin P. 2009. Amelioration of ultrafiltration process by lime treatment: Case of landfill leachate. *Desalination*, 249, 72-82.
- Rocznik ochrony środowiska. 2018. Główny Urząd Statystyczny
- Rodríguez F.J., Schlenger P., García-Valverde M., Monitoring changes in the structure and properties of humic substances following ozonation using UV-Vis, FTIR and <sup>1</sup>H NMR techniques. *Science of the Total Environment*, 541, 623-637.
- Rosik-Dulewska Cz. 2007. Podstawy gospodarki odpadami. PWN
- Russell J.R., Huang J., Anand P., Kucera K., Sandoval A.G., Dantzler K.W., Hickman D., Jee J., Kimovec F.M., Koppstein D., Marks D.H., Mittermiller P.A., Núñez S.J., Santiago M., Townes M.A., Vishnevetsky M., Williams N.E., Núñez Vargas M.P., Boulanger L., Bascom-Slack C., Strobel S.A. 2011. Biodegradation of polyester polyurethane by endophytic fungi. *Applied and Environmental Microbiology*, 77, 6076-6084.
- Schmidt I., Sliemers O., Schmid M., Bock E., Fuerst J., Kuenen J. G., Jetten M.S.M., Strous M. 2003. New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. *FEMS Microbiology Reviews*, 27, 481-492.
- Schneider C.A., Rasband W.S., Eliceiri K.W. 2012. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature Methods*, 9, 671-675.
- Seifi M., Fazaelpoor M.H. 2012. Modeling simultaneous nitrification and denitrification (SND) in a fluidized bed biofilm reactor. *Applied Mathematical Modelling*, 36, 5603-5613.
- Shalini S.S., Joseph K. 2012. Nitrogen management in landfill leachate: Application of SHARON, ANAMMOX and combined SHARON-ANAMMOX process. *Waste Management*, 32, 2385-2400.

- Singh S.K., Tang W.Z. 2013. Statistical analysis of optimum Fenton oxidation conditions for landfill leachate treatment. *Waste Management*, 33, 81-88.
- Szymańska-Pulikowska A. 2009. Jakość wód podziemnych w obszarze potencjalnego oddziaływania składowisk odpadów komunalnych. Monografie Wydawnictwa Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu.
- Szymański K., Sidelko R., Janowska B., Siebielska I. 2007. Monitoring składowisk odpadów. Materiały Konferencyjne Ogólnopolskiej Konferencji w tematyce inżynierii środowiska: Kompleksowe i szczegółowe problemy inżynierii środowiska. Koszalin: 75-132.
- Tchobanoglous G., Burton F.L., Stensel H.D. 2003. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse* Metcalf and Eddy Inc., McGraw-Hill, New York.
- Tokiwa Y., Calabria B.P., Ugwu C.U., Aiba S. 2009. Biodegradability of plastics. *International Journal of Molecular Science*, 10, 3722-3742.
- Wang H.W., Li X.Y., Hao Z.P., Sun Y.J., Wang Y.N., Li W.H., Tsang Y.F. 2017. Transformation of dissolved organic matter in concentrated leachate from nanofiltration during ozone-based oxidation processes (O<sub>3</sub>, O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and O<sub>3</sub>/UV). *Journal of Environmental Management*, 191, 244-251.
- Wang J., Bessičre Y., Spérandio M. 2009. Alternating anoxic feast/aerobic famine condition for improving granular sludge formation in sequencing batch airlift reactor at reduced aeration rate. *Water Research*, 43, 5097-5108.
- Wang K., Wang S., Zhu R., Miao L., Peng Y. 2013. Advanced nitrogen removal from landfill leachate without addition of external carbon using a novel system coupling ASBR and modified SBR. *Bioresource Technology*, 134, 212-218.
- Xie B., Xiong S.Z., Liang S.B., Hu C., Zhang X.J., Lu J. 2012. Performance and bacterial compositions of aged refuse reactors treating mature landfill leachate. *Bioresource Technology*, 103, 71-77.
- Xie Z.F., Wang Z.W., Wang Q.Y., Zhu C.W., Wu Z.C. 2014. An anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for landfill leachate treatment: performance and microbial community identification. *Bioresource Technology*, 161, 29-39.
- Xu Z.Y., Zeng G.M., Yang Z.H., Xiao Y., Cao M., Sun H.S., Ji L.L., Chen Y. 2010. Biological treatment of landfill leachate with the integration of partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and heterotrophic denitrification. *Bioresource Technology*, 101, 79-86.
- Yusof N., Hassan M.A., Phang L.Y., Tabatabaei M., Othman M.R., Mori M., Wakisaka M., Sakai K., Shirai Y. 2010. Nitrification of ammonium-rich sanitary landfill leachate. *Waste Management*, 30, 100-109.
- Zhang L., Li A., Lu Y., Yan L., Zhong S., Deng C. 2009. Characterization and removal of dissolved organic matter (DOM) from landfill leachate rejected by nanofiltration. *Waste Management*, 29, 1035-1040.

