

Tomasz Baczyński
 Instytut Zaopatrzenia w Wodę i Ochrony Środowiska
 Politechnika Krakowska
 31-155 Kraków, ul. Warszawska 24
 tomaszb@vistula.wis.pk.edu.pl

AUTOREFERAT

1. Imię i nazwisko	1
2. Posiadane dyplomy	1
3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych	1
4. Osiągnięcie wynikające z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. nr 65, poz. 595 ze zm.)	2
4.1. Tytuł osiągnięcia naukowego	2
4.2. Autor, tytuły publikacji, rok wydania, nazwa wydawnictwa, recenzenci wydawniczy2	
4.3. Omówienie celu naukowego ww. prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania	2
4.3.1. Cel badań	2
4.3.2. Uzasadnienie podjęcia badań	3
4.3.3. Metodyka badań	4
4.3.4. Omówienie osiągniętych wyników	4
4.3.5. Wykorzystanie wyników badań	8
5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo – badawczych	8
5.1. Przed uzyskaniem doktoratu	8
5.2. Po doktoracie	11
6. Podsumowanie osiągnięć i dorobku	17
6.1. Działalność naukowo-badawcza	17
6.2. Działalność dydaktyczna i popularyzatorska	18
6.3. Działalność organizacyjna	18

1. Imię i nazwisko

Tomasz Paweł Baczyński

2. Posiadane dyplomy

1989 tytuł zawodowy magistra inżyniera inżynierii środowiska; Politechnika Krakowska, Wydział Inżynierii Sanitarnej i Wodnej. Praca magisterska „*Optymalizacja beztlenowo-tlenowego układu oczyszczania ścieków miejskich przy użyciu modeli matematycznych*”, promotor doc. dr inż. Jerzy Kurbiel.

1999 stopień doktora nauk technicznych w dyscyplinie inżynieria środowiska; Politechnika Krakowska, Wydział Inżynierii Środowiska; rozprawa doktorska „*Zastosowanie procesu beztlenowego do usuwania pestycydów chloroorganicznych ze ścieków*”, promotor prof. dr hab. inż. Jerzy Kurbiel; recenzenci: dr hab. inż. Jadwiga Bernacka, prof. IOŚ, prof. dr hab. Renata Kocwa-Haluch, prof. dr hab. inż. Korneliusz Miksch.

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

1989 technik laboratoryjny w Zakładzie Oczyszczania Wody i Ścieków Instytutu Zaopatrzenia w Wodę i Ochrony Środowiska Politechniki Krakowskiej (1/2 etatu, 6 miesięcy)

1989-91 asystent stażysta w Zakładzie Oczyszczania Wody i Ścieków Instytutu Zaopatrzenia w Wodę i Ochrony Środowiska Politechniki Krakowskiej

1991-2000 asystent w Zakładzie Oczyszczania Wody i Ścieków Instytutu Zaopatrzenia w Wodę i Ochrony Środowiska Politechniki Krakowskiej

2000-nadal adiunkt w Zakładzie Oczyszczania Wody i Ścieków (obecnie Katedrze Technologii Środowiskowych) Instytutu Zaopatrzenia w Wodę i Ochrony Środowiska Politechniki Krakowskiej; w latach 2000-01 urlopowany celem odbycia stażu zagranicznego (stypendium Marie Curie)

2000-01 postdoc w Sub-Department of Environmental Technology, Wageningen University, Holandia.

2013-nadal zastępca ds. naukowych dyrektora Instytutu Zaopatrzenia w Wodę i Ochrony Środowiska Politechniki Krakowskiej

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

4.1. Tytuł osiągnięcia naukowego

Cykl publikacji pt. *Bioremediacja gruntów skażonych pestycydem DDT i jego pochodnymi*, składający się z monografii i 2 artykułów w czasopismach (zał. 3, A.2.1-A.2.3)

4.2. Autor, tytuły publikacji, rok wydania, nazwa wydawnictwa, recenzenci wydawniczy

- 1) **Baczyński Tomasz**; *Bioremediacja gruntów skażonych dichlorodifenylotrichloroetanem (DDT) i jego pochodnymi*; 2015; Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej, Monografia 512 Seria Inżynieria Środowiska; recenzenci: prof. dr hab. inż. Ewa Klimiuk, prof. dr hab. Barbara Maliszewska-Kordybach.
- 2) **Baczyński Tomasz**; *Influence of process parameters on anaerobic biodegradation of DDT in contaminated soil: preliminary lab-scale study. Part I. Surfactant and initial contamination level*. Environ Prot Eng (2012), 38 (4), str. 113-125; (IF 0,423, MNiSW 15; liczba cytowań wg Web of Science: 3, bez autocytowań: 2)
- 3) **Baczyński Tomasz**; *Influence of process parameters on anaerobic biodegradation of DDT in contaminated soil: preliminary lab-scale study. Part II. Substrates and pH control*. Environ Prot Eng (2013), 39 (1), str. 5-16; (IF 0,439, MNiSW 15)

Zasadniczym elementem cyklu jest monografia (A.2.3, zał. 3). Artykuły (A.2.1 i A.2.2, zał.3) są jego uzupełnieniem, stanowiąc opracowania cząstkowych wyników z pierwszego etapu doświadczeń, opublikowane przed zakończeniem całości badań. Ich treść (w skróconej formie) została ujęta przeze mnie również w monografii, obejmującej w ten sposób całość zrealizowanych studiów.

4.3. Omówienie celu naukowego ww. prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania

4.3.1. Cel badań

Celem przeprowadzonych badań było poszerzenie stanu wiedzy o prowadzonym w warunkach beztlenowych procesie bioremediacji gruntów skażonych DDT i jego pochodnymi, jego przebiegu i zależnościach. Podstawowymi rozważanymi aspektami tego procesu były usuwanie (zanik) związku wyjściowego – izomerów p,p' i o,p' DDT – oraz ilości powstających przy tym metabolitów: DDD (oba izomery), DDE (j.w.), p,p'-DBP i p,p'-DDCN. Pobocznym zagadnieniem było usuwanie występującej także w badanych gruntach (pochodzących z terenów faktycznie skażonych -

mogilników) pochodnej DDT – metoksychloru. W badaniach uwzględniłem wpływ szeregu czynników: aktywności rodzimej mikroflory gruntu i zaszczepiania mieszanymi kulturami mikroorganizmów (np. metanogenny osad granulowany), stymulowania łatworozkładalnymi kosubstratami i substancjami powierzchniowo czynnymi (SPC), pH, temperatury, zmiany warunków na tlenowe, początkowego stężenia zanieczyszczeń i ich biodostępności.

4.3.2. Uzasadnienie podjęcia badań

Uzasadnieniem podjęcia badań były następujące przesłanki:

- a) Dichlorodifenylotrichloroetan (DDT) był szeroko stosowany od zakończenia II wojny światowej jako substancja czynna owadobójczych środków ochrony roślin – jego szacunkowa globalna produkcja przekroczyła 2 miliony ton. Poważne obawy co do szkodliwego oddziaływania na zdrowie człowieka i środowisko naturalne spowodowały wycofywanie go z użycia, począwszy od lat 1970. Obecnie jest on wykorzystywany w znikomej skali, głównie do zwalczania nosicieli chorób tropikalnych. Jednakże dekady wytwarzania i używania na masową skalę pozostawiły znaczne ilości odpadów oraz skażeń gruntów i osadów dennych. Dotyczy to m.in. obszarów przyległych do dawnych zakładów produkcyjnych, miejsc intensywnego stosowania oraz składowisk wycofanych z użycia środków ochrony roślin. Problem ten występuje w wielu krajach świata, zarówno wysoko rozwiniętych, jak np. USA, Niemcy, jak i tych rozwijających się: ChRL, szereg krajów afrykańskich, Ameryki Łacińskiej, byłego bloku socjalistycznego itd. W Polsce skażenie tego rodzaju związane było z terenami tzw. mogilników oraz wciąż istniejącym składowiskiem odpadów poprodukcyjnych w Jaworznie. Poza tym, dla gruntów i osadów dennych rzek i jezior Polski można wskazać szereg lokalizacji w których normy zawartości DDT i jego metabolitów są nadal przekroczone, nawet wielokrotnie.
- b) Remediacja tak zanieczyszczonych gruntów wymaga usunięcia nie tylko samego DDT, ale także produktów jego wstępnej degradacji: DDD i DDE, uznawanych również za związki szkodliwe. Z tego względu w ocenie skażenia stosuje się wskaźnik sumy stężeń DDT, DDD i DDE (DDX). Metody remediacji fizyczno-chemicznej, np. termiczna desorpcja, są skuteczne wobec tych zanieczyszczeń, jednakże ich stosowanie pociąga za sobą znaczne koszty oraz niszczy organiczne i biologiczne składniki gruntu. Jako rozwiązanie alternatywne od dawna bada się technologie bioremediacyjne, jako nie wykazujące tych wad. Szczególnie atrakcyjne jest tu prowadzenie bioremediacji w warunkach beztlenowych, ze względu na stosunkowo łatwą biotransformację DDT uzyskiwaną przy zastosowaniu nawet niewyspecjalizowanych i nieadaptowanych mikroorganizmów beztlenowych. Jednakże, pomimo przeprowadzenia szeregu studiów, wiele zagadnień związanych z tą metodą pozostaje rozpoznanych tylko powierzchownie. Dotyczy to m.in. wspomagania SPC, wpływu warunków środowiskowych czy też znaczenia biodostępności DDT związanego w gruncie. Okazuje się także, że dla szlaku beztlenowej degradacji DDT, mogącego

wydawać się zagadnieniem poznanym wyczerpująco, pewne aspekty nadal wymagają wyjaśnienia.

4.3.3. Metodyka badań

Badania przeprowadzono w trzech etapach. Pierwszy z nich stanowił cykl doświadczeń wykonanych w skali laboratoryjnej, poświęconych pełniejszemu rozpoznaniu szlaku beztlenowej degradacji DDT oraz znaczenia wybranych czynników dla jej przebiegu. W kolejnym etapie kontynuowałem eksperymenty w skali laboratoryjnej, skupiając się na wpływie wyselekcjonowanych czynników i analizując kinetykę procesu degradacji (symulacja matematyczna). Trzecim etapem było doświadczenie w skali pilotowej, z dużymi, 30 kg próbkami gruntu. Zweryfikowałem w nim efektywność procesu bioremediacji w warunkach zbliżonych do polowych oraz uściśliłem zależność jej rezultatów od temperatury, zmiany warunków na tlenowe i obecności wybranych kosubstratów.

4.3.4. Omówienie osiągniętych wyników

Wykonane przeze mnie badania i ich wyniki umożliwiły rozpoznanie szeregu aspektów procesu beztlenowej bioremediacji gruntów skażonych DDT, przy zastosowaniu zaszczipiania osadem beztlenowym. Za najbardziej istotne z osiągnięć uważam:

- a) Wykazanie, iż głównymi produktami pierwszego etapu beztlenowej degradacji p,p'-DDT były, oprócz p,p'-DDD, także p,p'-DDCN i p,p'-DBP.

W literaturze przedmiotu degradację DDT w warunkach beztlenowych przedstawia się zazwyczaj jako zachodzącą na jednym tylko szlaku, rozpoczynającą się odchlorowaniem do DDD, a następnie kontynuowaną przez szereg kolejnych produktów (metabolitów) pośrednich. W badaniach własnych stwierdziłem natomiast, że rozkład p,p'-DDT zachodził, oprócz wymienionego szlaku, także na równoległych drogach z wytworzeniem p,p'-DDCN i p,p'-DBP, bez udziału p,p'-DDD jako etapu przejściowego. DDCN jest związkiem bardzo rzadko wspominanym w aktualnych pracach poświęconych DDT i jego metabolitom, przy czym wówczas uważa się go za jeden z etapów dalszej degradacji DDD lub określa szlak jego tworzenia jako niewyjaśniony. Istnieją co prawda pojedyncze prace^{1,2} z lat 1970., sugerujące formowanie go wprost z DDT, wydaje się jednak, że zniknęły one ze świadomości ogółu badaczy zajmujących się problematyką degradacji tego pestycydu. Badania własne podkreślają istotne znaczenie DDCN, tworzonego w znacznych ilościach podczas beztlenowej degradacji DDT. Odnośnie transformacji DDT do DBP w warunkach beztlenowych, bez pośrednictwa DDD, nie była ona dotąd opisana w literaturze. DBP w kontekście

¹ Jensen S., Göthe R., Kindstedt M.-O. Bis-(p-chlorophenyl)-acetonitrile (DDN), a new DDT derivative formed in anaerobic digested sewage sludge and lake sediment. *Nature* 1972;240(5381):421-422

² Quirke J.M.E., Marei A.S.M., Eglinton G. The degradation of DDT and its degradative products by reduced iron (III) porphyrins and ammonia. *Chemosphere* 1979;8(3):151-155

beztlenowej degradacji DDT jest przedstawiany wyłącznie jako ostateczny produkt transformacji „szlaku” DDD. Badania własne wykazały natomiast, że bezpośrednie przekształcanie p,p'-DDT do p,p'-DBP odpowiadało w głównej mierze za formowanie znacznych ilości tego metabolitu.

b) Opisanie procesu usuwania DDT i metoksychloru oraz powstawania metabolitów DDT podczas beztlenowej bioremediacji gruntu za pomocą modelu matematycznego.

Model ten zakładał występowanie każdego z pestycydów – izomerów DDT i metoksychloru - w dwóch frakcjach, podlegających równocześnie odpowiednio szybkiemu i wolnemu usuwaniu zgodnie z reakcjami pierwszego rzędu. W ten sposób model oddawał efekt sekwestracji („starzenia”) hydrofobowych zanieczyszczeń organicznych (HZO), czyli częściowego ograniczenia ich biodostępności, będącego efektem procesów sorpcji i dyfuzji zachodzących w trakcie długotrwałego kontaktu ze składnikami gruntu. Sekwestracja ta stanowiła czynnik decydujący o praktycznie osiągniętej efektywności usuwania pestycydów. Wyniki symulacji dobrze przystawały do wyników doświadczalnych uzyskiwanych dla gruntów z różnych lokalizacji. Podobne „dwufazowe” modele były dotychczas stosowane do modelowania degradacji „postarzonych” HZO innych niż pestycydy, np. WWA. Formowanie i późniejszy zanik metabolitów: DDD, p,p'-DDCN i p,p'-DBP oddano w modelu zakładając ich równoczesne tworzenie podczas rozkładu DDT, a następnie degradację zgodną z reakcją pierwszego rzędu. Także i tutaj symulacje wykazały dużą zgodność z rezultatami doświadczeń, potwierdzając sugerowany powyżej przebieg szlaku degradacji p,p'-DDT z równoczesnym wytworzeniem p,p'-DDD, -DDCN i -DBP.

c) Nowe ustalenia odnoszące się do stymulacji procesu bioremediacji gruntów skażonych DDT za pomocą substancji powierzchniowo czynnej (SPC).

Stwierdziłem możliwość skutecznego zastosowania Tween 80, jako najefektywniejszej spośród badanych przeze mnie SPC z grupy polisorbitoli: Tween 60, 65, 80 i 85.

Wykazałem, poprzez przeprowadzone symulacje, że powoduje on zwiększenie efektywności usuwania DDT i metoksychloru poprzez dwa mechanizmy: przyspieszenie szybkości zaniku oraz zwiększenie udziału frakcji szybko usuwalnej w ogólnej puli danego zanieczyszczenia, a zatem zwiększenie jego dostępności. Drugi z tych efektów jest prawdopodobnie rezultatem interakcji SPC z częścią pestycydu silnie związaną w gruncie na skutek charakterystycznego dla HZO procesu sekwestracji. W publikacjach innych autorów badających zastosowanie SPC w bioremediacji DDT wskazywano wyłącznie na pierwszy z tych mechanizmów.

Zastosowanie Tween 80 prowadziło do obniżenia akumulacji metabolitu DDD, co było również odnotowywane przez innych autorów stosujących odmienne SPC. Efekt ten był jednak przypisywany intensyfikacji dalszych przemian tego metabolitu, podczas gdy w badaniach własnych stwierdziłem, w oparciu o symulację procesów tworzenia i degradacji metabolitów, że wynikał on w pierwszym rzędzie ze

zmniejszenia udziału transformacji DDT do DDD w ogólnym bilansie przemian tego związku (tzn. produkowane było mniej DDD). Wykazałem też, że Tween 80 powodował zwiększenie produkcji metabolitu p,p'-DBP i jego późniejszy zanik w warunkach beztlenowych.

W odróżnieniu od innych autorów, badających stosowanie SPC jedynie w określonych dawkach, przeprowadziłem doświadczenia nad zależnością efektów stymulacji Tween 80 od wielkości jego dawki. Dzięki temu stwierdziłem, że jej zwiększanie prowadzi do zmniejszania akumulacji metabolitu DDD jedynie do pewnej wartości [$6 \text{ g (kg gruntu)}^{-1}$ w przypadku badanego gruntu NDZ(4)]. Wyższe dawki powodowały ponowny wzrost stężenia tworzonego metabolitu. Stwierdziłem również, że pewna stymulacja bioremediacji beztlenowej przez Tween 80 (zarówno w odniesieniu do samego usuwania DDT jak i akumulacji DDD) miała miejsce już przy niskiej dawce, która nie powodowała jeszcze osiągnięcia krytycznego stężenia micelizacji (CMC) przez tą SPC w fazie wodnej badanych próbek. Stawia to pod znakiem zapytania wyrażony przez innych autorów pogląd, że zwiększenie efektywności bioremediacji gruntów zanieczyszczonych DDT wynika tylko ze zwiększenia rozpuszczalności tego związku, i z tego powodu wymaga stosowania SPC w dawce gwarantującej przekroczenie CMC. Wskazuje, że możliwe są także inne mechanizmy oddziaływania SPC, intensyfikujące beztlenową degradację DDT w gruncie.

d) Stwierdzenie zależności akumulacji wytwarzanych metabolitów DDD i p,p'-DBP od początkowego poziomu skażenia gruntu, co dotychczas nie było opisywane w literaturze.

Przy wyższym poziomie zanieczyszczenia (większym stężeniu) obserwowano tworzenie większej ilości DDD oraz mniejszej p,p'-DBP. Nie stwierdziłem natomiast inhibicji degradacji beztlenowej DDT aż do największego stężenia 102 mg kg^{-1} (izomer p,p').

Ponadto, podczas badań nad procesem bioremediacji przy zastosowaniu zróżnicowanych wariantów prowadzenia procesu uzyskano wartościowe rezultaty praktyczne, odnoszące się do optymalnego doboru jego parametrów. Należą do nich następujące ustalenia, dotyczące:

e) Stymulowania procesu łatworozkładalnym kosubstratem

W ramach wykonanych prac przebadłem stymulowanie procesu bioremediacji za pomocą szerokiego zakresu łatworozkładalnych substratów: skrobi, melasy, sacharozy, serwatki, mleczanu sodu i wapnia oraz soli sodowych innych prostych kwasów organicznych: pirogronowego, octowego, propionowego i masłowego. Za najefektywniejszy uznałem mleczan sodu lub wapnia, który nawet w niewielkiej dawce istotnie przyspieszał usuwanie DDT i metoksychloru. Nowym ustaleniem był jego równoczesny wpływ na produkcję metabolitów: mleczan powodował zwiększenie wytwarzania DDD i p,p'-DBP, stymulując równocześnie ich późniejszy

zanik. Zbliżone rezultaty uzyskałem używając soli sodowych innych kwasów organicznych, zwłaszcza pirogronowego.

f) Wpływu odczynu na przebieg bioremediacji beztlenowej i jego kontroli

Zjawiskiem powiązaniem ze stosowaniem soli sodowych kwasów jako kosubstratów, dotychczas nieopisywanym w literaturze poświęconej bioremediacji, pomimo częstego stosowania np. mleczanu sodu jako kosubstratu w bioremediacji beztlenowej różnych zanieczyszczeń, był stopniowy wzrost odczynu podczas bioremediacji beztlenowej do pH ok. 9. Choć podwyższenie odczynu nie hamowało usuwania DDT, ani nie wpływało negatywnie na tworzenie i zanik jego metabolitów, było jednak niekorzystne dla rezultatów bioremediacji w aspekcie odtwarzania użytecznych własności gruntu. Następowala bowiem zmiana struktury gruntu na zbitą oraz wzrost jego zasolenia, co pogarszało jego funkcję siedliskową. Wzrost pH przypisałem gromadzeniu rozpuszczalnych węglanów jako produktów degradacji beztlenowej. Zostało to potwierdzone skutecznym zapobieżeniem opisanej alkalizacji gruntu poprzez zastosowanie jonów wapnia (zamiana mleczanu sodu na mleczan wapnia lub dodatek chlorku wapnia), powodującym wytrącenie węglanów w postaci słabo rozpuszczalnego węglanu wapnia.

Badania własne przyniosły także ustalenia w zakresie wpływu warunków środowiskowych na beztlenową bioremediację gruntów skażonych DDT. Niskie wartości odczynu powodowały hamowanie usuwania DDT i metoksychloru. Całkowite zatrzymanie stwierdziłem przy pH 4, negatywny wpływ był zauważalny już przy pH około 5,5. Jako środek zaradczy spadkom odczynu podczas bioremediacji beztlenowej, wynikającym np. z zastosowania łatwo ulegających fermentacji kwasowej kosubstratów opartych na węglowodanach (np. serwatka), zastosowałem węglan wapnia. Pozwoliło to, przynajmniej częściowo, ograniczyć związane z tym negatywne efekty.

g) Wpływu temperatury

Istotnym czynnikiem jest temperatura, której wzrost skutkował zwiększoną efektywnością usuwania DDT i metoksychloru. W wyższej temperaturze odnotowano też przyspieszony zanik DDD i p,p'-DBP w warunkach beztlenowych, powodujący szybsze zmniejszenie stężeń tych metabolitów.

h) Zaszczepiania osadem beztlenowym

Zastosowana metoda bioaugmentacji mieszanymi kulturami mikroorganizmów, znajdującymi się w osadach beztlenowych: granulowanym lub przefermentowanym ściekowym, pozwalała na efektywną bioremediację beztlenową nawet przy występującym braku lub znikomej odpowiedniej aktywności rodzimej biocenozy zanieczyszczonych gruntów.

i) Wpływu zmiany warunków bioremediacji na tlenowe

W literaturze przedmiotu wyrażany jest pogląd, że zastosowanie przemiennych warunków beztlenowo-tlenowych jest sposobem na skuteczną bioremediację gruntów skażonych DDT. W badaniach własnych stwierdziłem jednak, że sama

zmiana warunków prowadzenia procesu na tlenowe nie była warunkiem wystarczającym dla pogłębienia efektów bioremediacji beztlenowej. Natlenienie próbek powodowało na ogół zahamowanie usuwania pozostałości DDT i metoksychloru, jak również spowalniało zanik DDD. W takiej sytuacji skuteczniejsze może być przedłużenie czasu trwania fazy beztlenowej bioremediacji.

4.3.5. Wykorzystanie wyników badań

- a) Rezultaty moich prac stanowią etap badań nad beztlenową degradacją DDT i jego pochodnymi. W tym rozumieniu można uznać je za poszerzenie wiedzy i podstawę do dalszych badań w tym zakresie. Dotyczy to zarówno studiów nad metodami remediacji skażonych gruntów i wód gruntowych, jak i nad procesami przemian tych związków w środowisku. W tym ostatnim aspekcie istotna jest stwierdzona przeze mnie możliwość powstawania w procesie degradacji beztlenowej DDT znacznych ilości metabolitów innych niż DDD: DDCN, DBP. Nie są one rutynowo oznaczane, a ich dalsza degradacja i toksyczność są słabo rozpoznane, przez co stanowią „ukryte” zagrożenie związane ze skażeniem DDT.
- b) Z praktycznego punktu widzenia, istotnym rezultatem jest potwierdzenie skuteczności proponowanej metody bioremediacji i ustalonych w trakcie badań warunków jej prowadzenia: zaszczerpienia osadem beztlenowym z użyciem substancji wspomagających: SPC Tween 80 i mleczanu wapniowego, z podniesieniem temperatury za pomocą szklarni. Zostało to dokonane w ostatnim etapie prac. Testowana w warunkach polowych metoda 15-tygodniowej bioremediacji wybranego skażonego gruntu, przyniosła zmniejszenie sumy stężeń p,p'-DDT, -DDD i -DDE (p,p'-DDX) o 62% lub 66%, odpowiednio dla warunków beztlenowo-tlenowych lub beztlenowych. Wyniki badań wskazują, że przy przedłużeniu czasu trwania lub w sprzyjających warunkach (niskie początkowe stężenie zanieczyszczeń, zwłaszcza DDD i DDE, ich wysoka biodostępność) osiągnięte zmniejszenie wskaźnika sumy p,p'-DDX może być jeszcze wyższe, powyżej 70%. Proces ten jest obiecujący w kontekście wykorzystania praktycznego. Dalsze, obecnie prowadzone prace przyczynią się do pełniejszego rozpoznania efektywności tej metody bioremediacji w aspekcie detoksyfikacji gruntu (badania z użyciem biotestów) i potwierdzenia stosowalności.

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo – badawczych

5.1. Przed uzyskaniem doktoratu

Studia na Wydziale Inżynierii Sanitarnej i Wodnej Politechniki Krakowskiej od II roku realizowałem wg programu indywidualnego, z częścią zajęć w Instytucie Biologii Środowiskowej Uniwersytetu Jagiellońskiego (m.in. biochemia, hydrobiologia, toksykologia, ekologia), co umożliwiło mi ulokowanie moich dalszych prac w szerszym kontekście naukowym. Studia ukończyłem we wrześniu 1989 roku obroną

pracy magisterskiej, w której zaproponowałem model matematyczny układu oczyszczania złożonego z reaktora beztlenowego UASB i komory osadu czynnego. W oparciu o przeprowadzone symulacje wykazałem, że taki zoptymalizowany układ może być konkurencyjny pod względem kosztów inwestycyjnych i eksploatacyjnych wobec oczyszczania w samej tylko komorze osadu czynnego. Dodatkowo, podjęta w trakcie ostatniego semestru studiów praca w charakterze technika laboratoryjnego pozwoliła mi na nabycie pierwszych doświadczeń w prowadzeniu badań.

W pierwszym okresie mojej działalności naukowej, do uzyskania doktoratu, głównym obszarem mojej aktywności pozostawała tematyka beztlenowego oczyszczania ścieków, początkowo w zastosowaniach ogólnych, a później w szczególnym przypadku wykorzystania jej do usuwania pestycydów ze ścieków. Drugorzędnym obszarem moich zainteresowań było natomiast wykorzystanie testów szacujących aktywność grup funkcjonalnych mikroorganizmów osadu czynnego w ocenie pracy biologicznej oczyszczalni ścieków.

Za najistotniejszy w tym czasie uważam mój udział w realizacji 3 projektów badawczych, poświęconych zastosowaniu beztlenowego oczyszczania ścieków:

- a) Po podjęciu pracy jako asystent stażysta w Zakładzie Oczyszczania Wody i Ścieków PK w roku 1989, wziąłem udział w projekcie „Zastosowanie reaktorów beztlenowych o przepływie pionowym do wstępnego oczyszczania ścieków o niskim stężeniu” (zał. 3, B.10.1), kierowanym przez doc. dr inż. Jerzego Kurbiela. Zajmowałem się w nim badaniami doświadczalnymi nad efektywnością oczyszczania ścieków miejskich z wykorzystaniem laboratoryjnego modelowego układu doświadczalnego, obejmującego reaktory beztlenowe UASB i komorę niskoobciążonego osadu czynnego, działającego w temperaturze otoczenia. Rezultaty badań zaprezentowałem w formie referatu (B.12.1, zał.3). Uzyskane wyniki potwierdzały możliwość zastosowanie reaktorów UASB do wstępnego oczyszczania ścieków miejskich w układzie beztlenowo-tlenowym.
- b) Kolejny projekt badawczy dotyczący oczyszczania beztlenowego, w którym wziąłem udział, był realizowany w latach 1991-94 we współpracy z US EPA (B.10.2, zał. 3). W ramach tego projektu byłem odpowiedzialny za długoterminowe doświadczenia nad efektywnością usuwania wybranych pestycydów podczas beztlenowego oczyszczania ścieków w przepływowych modelach reaktorów UASB. W badaniach uwzględniłem trzy związki: chloroorganiczny metoksychlor, fosforoorganiczny chlorfenwinfos i herbicyd 2,4-D, określając zależność efektywności ich usuwania od czasu zatrzymania w reaktorze oraz udział sorpcji i degradacji w ich usuwaniu. Podjąłem również badania nad produktami degradacji tych związków, co doprowadziło do określenia prawdopodobnych szlaków beztlenowej transformacji chlorfenwinfosu i 2,4-D. Rezultaty tych badań opublikowałem jako artykuł (B.5.1, zał. 3) oraz prezentowałem na konferencjach, w tym jednej międzynarodowej (B.12.2, B.12.4-B.12.7, zał.3).

c) Tematykę beztlenowego usuwania pestycydów ze ścieków podjąłem ponownie w poszerzonym zakresie, przygotowując pracę doktorską „Zastosowanie procesu beztlenowego do usuwania pestycydów chloroorganicznych ze ścieków” (promotor prof. dr hab. inż. Jerzy Kurbiel). W ramach grantu promotorskiego (B.10.3, zał. 3) przeprowadziłem szeroko zakrojone badania nad usuwaniem ze ścieków pestycydów chloroorganicznych: lindanu (γ -heksachlorocykloheksanu, γ -HCH) i metoksychloru, z użyciem laboratoryjnego modelu reaktora beztlenowego UASB. Ustalałem w nich zależność efektywności usuwania od stężenia początkowego pestycydu, ChZT ścieków, czasu zatrzymania i temperatury, wykorzystując statystyczną metodę planowania doświadczeń i analizy powierzchni odpowiedzi. Określiłem, z wykorzystaniem technik GC i GC-MS, także produkty beztlenowej degradacji lindanu i metoksychloru oraz dokonałem oszacowania bilansu ilościowego tych związków i ich metabolitów, celem ustalenia roli procesów degradacji i sorpcji w ich usuwaniu. Wykonałem dodatkowe badania nad doczyszczaniem tlenowym ścieków na modelu złoża napowietrzanego, określając jego efektywność w usuwaniu pozostałości pestycydów i ich metabolitów. Rezultaty badań zaprezentowałem, już po obronie doktoratu (która miała miejsce 27.10.1999), jako referat na konferencji międzynarodowej (B.12.9, zał. 3).

Dodatkowo, w trakcie realizacji projektu B.10.2 (zał. 3) ukończyłem szkolenie (Q.1, zał. 4) i zyskałem doświadczenie w oznaczeniach metodą chromatografii gazowej (GC). Dzięki temu w kolejnych projektach wykonywałem je samodzielnie w większości lub całości, co umożliwiało mi pogłębioną analizę otrzymywanych wyników.

Bezettlenowe oczyszczanie ścieków było także uwzględnione w pracy badawczej z moim udziałem, realizowanej w 1992 roku na zlecenie BPBK w Krakowie (M.1, zał. 4). Dotyczyła ona opracowania technologii oczyszczania odcieków ze składowiska odpadów komunalnych w Baryczy. W jej ramach prowadziłem badania na laboratoryjnych modelach układów oczyszczania ścieków. Po stwierdzeniu, że zastosowanie reaktora beztlenowego UASB nie jest efektywne, alternatywnym badanym systemem był obejmujący strącanie wapnem, odpędzanie amoniaku i biologiczne oczyszczanie tlenowe w reaktorze SBR. Pomimo osiągnięcia całkowitego usuwania azotu amonowego, efektywność zmniejszenia ChZT, ze względu na trudnorozkładalny charakter zanieczyszczeń organicznych, nie była wystarczająca. W tej sytuacji przeprowadziłem dodatkowe badania laboratoryjne nad doczyszczaniem fizyczno-chemicznym z zastosowaniem: koagulacji solami żelaza oraz chemicznego utleniania lub adsorpcji na węglu aktywnym, uzyskując wymaganą jakość ścieków oczyszczonych. Rezultaty projektu były prezentowane jako referat B.12.3 (zał. 3).

Doświadczenie nabyte w dziedzinie beztlenowego oczyszczania ścieków było wykorzystywane przeze mnie w późniejszym czasie podczas sporządzania szeregu ekspertyz i opracowań na zamówienie (M.9, M.10, M.12, M.19, M.28, M.29, M.31, M.32; zał. 4), jak również w działalności dydaktycznej (opracowanie autorskiego programu przedmiotu „Bezettlenowe oczyszczanie ścieków”; I.7, zał.4).

W trakcie stażu odbywanego w roku 1996 na politechnice w Sztokholmie (Kungliga Tekniska Högskolan) (L.2, zał. 4) zapoznałem się z metodyką wykonywania testów mierzących aktywność grup funkcjonalnych osadu czynnego: OUR, AUR, NUR, PRR, uczestnicząc w wykonywanych tam w tym czasie badaniach nad wspomaganiem denitryfikacji dawkowaniem substratu zewnętrznego. Po powrocie do kraju wykorzystywałem poznane metody, przeprowadzając badania służące ocenie stopnia inhibicji procesów biologicznego oczyszczania ścieków miejskich, spowodowanej dopływem ścieków przemysłowych. Rezultaty prac przedstawiłem w referacie B.12.8 (zał.3). Testy te wykorzystywałem także w ramach wykonywanych przeze mnie ekspertyz (M.4, M.6; zał. 4).

5.2. Po doktoracie

Od uzyskania stopnia doktora moja główna działalność badawcza jest nadal związana z problematyką zanieczyszczenia i degradacji pestycydów, lecz w odniesieniu do innej gałęzi technologii środowiskowych – remediacji gruntów. Zagadnieniem powiązanym jest ocena biodostępności tych zanieczyszczeń w gruntach i jej wpływ na toksyczność i efekty bioremediacji. Drugim kierunkiem mojej aktywności naukowej pozostają zagadnienia biodegradacji zanieczyszczeń ściekowych, m.in. frakcjonowanie ChZT ścieków oraz wyznaczanie parametrów kinetycznych procesów, z wykorzystaniem technik respirometrycznych.

Za najistotniejsze dla tego okresu uważam realizację projektu badawczego poświęconego degradacji i biodostępności pestycydów cyklodienowych, w trakcie stażu zagranicznego oraz przeprowadzenie badań nad bioremediacją gruntów skażonych pestycydami chlorowanymi, w ramach kierowanych przeze mnie dwóch projektów badawczych i badań własnych:

- a) W ramach przyznanego stypendium Marie Curie Komisji Europejskiej i zatrudnienia jako postdoc na Uniwersytecie Wageningen (L.3, zał. 4), w latach 2000-01 zrealizowałem indywidualny projekt badawczy „*Bioavailability and biodegradability of organochlorine pesticides in contaminated soil/groundwater*” (B.10.4, zał. 3). Tematem projektu było określenie możliwości biodegradacji pestycydów cyklodienowych, cechujących się bardzo dużą trwałością w środowisku, oraz wyznaczanie ich biodostępności w zanieczyszczonym gruncie/osadach dennych. W tym czasie, na prośbę opiekuna mojego pobytu dr inż. Tima Grotenhuisa, sprawowałem także opiekę nad stażem badawczym ówczesnej magistrantki p. Petronelli Knipscheer (J.2, zał. 4), która pod moim kierownictwem uczestniczyła w wykonaniu części z zaplanowanych przeze mnie prac laboratoryjnych. Rezultaty badań zostały opublikowane przeze mnie, jako głównego autora, w pracach B.1.1, B.12.12 i B.12.14 (zał. 3). Wykazałem, że możliwa jest beztlenowa biodegradacja (odchlorowanie) aldryny, dieldryny, isodryny i endryny przez metanogeny osad granulowany, pochodzący z reaktorów beztlenowych, co potwierdzone zostało analizami GC, GCMS i bilansem chlorków (oznaczanych metodą IC) (B.1.1, zał. 3). Moje badania przyniosły nowe stwierdzenia w zakresie szlaków beztlenowej degradacji tych

związków. W porównaniu do opisywanej wcześniej w literaturze transformacji do dwóch monodechlorowanych metabolitów, degradacja diendryny i endryny przebiegała w sposób bardziej skomplikowany. W przypadku diendryny stwierdziłem redukcję do aldryny oraz produkcję dwóch monodechlorowanych pochodnych diendryny i dwóch monodechlorowanych pochodnych aldryny. Endryna ulegała natomiast szybkiemu rozkładowi do co najmniej trzech pochodnych mono- i trzech didechlorowanych. Wzrost stężenia chlorków wskazywał na możliwość zachodzenia nawet głębszej dechloracji endryny (średnia liczba uwolnionych atomów chloru ~3 na jedną cząsteczkę związku). Wykonałem także oznaczenia (bio)dostępności aldryny i isodryny w próbkach zanieczyszczonych gruntów (B.12.12, zał.3), adaptując metodę sekwencyjnej ekstrakcji na fazie stałej (SPE) Tenax TA, wcześniej stosowaną dla innych HZO, głównie WWA. Metoda ta okazała się skuteczną, wykazując wyraźny dwufazowy przebieg desorpcji pestycydów z gruntów. Udział frakcji wolno desorbującej różnił się w zależności od lokalizacji miejsc poboru próbek, co świadczyło o odmiennym efekcie sekwestracji (starzenia) zanieczyszczeń mimo zbliżonego czasu ich kontaktu z gruntem (~40 lat). W przypadku polderu Rozenburg blisko 90% pestycydów pozostawało we frakcji szybko desorbującej, a zatem łatwo dostępnej. Ważnym wnioskiem płynącym z tej części badań jest, że nawet pomimo upływu długiego czasu kontaktu nie można z góry zakładać związania zanieczyszczenia w gruncie i nie stanowienia przez nie zagrożenia.

Efekty mojej pracy zostały wysoko ocenione na Uniwersytecie Wageningen, co znalazło wyraz w zaproszeniu mnie w roku 2002, celem przeszkolenia doktoranta kontynuującego podjętą przeze mnie tematykę badawczą (L.4, zał. 4).

- b) Po powrocie do kraju, w latach 2005-2008 kierowałem projektem badawczym własnym - grantem KBN „Ocena toksyczności oraz możliwości bioremediacji gruntów skażonych odpadami popestycydowymi” (B.10.5, zał. 3). Część projektu poświęcona była ocenie toksyczności zanieczyszczonych gruntów w otoczeniu wybranych mogilników pestycydowych za pomocą biotestów, i była wykonywana we współpracy z Katedrą Biotechnologii Środowiskowej Politechniki Śląskiej oraz Instytutem Ochrony Roślin w Sośnicowicach. Drugą część stanowiły laboratoryjne badania nad bioremediacją tych gruntów oraz biodostępnością znajdujących się w nich zanieczyszczeń popestycydowych, zrealizowane w dominującej części przeze mnie. W ich trakcie podjąłem się opieki nad stażem badawczym studenta z Internationales Hochschulinstitut w Zittau (Niemcy), p. Daniela Pleissnera, przebywającego na PK w ramach stypendium DAAD (J.3, zał. 4). Uczestniczył on, pod moim kierownictwem, w wykonaniu części z zaplanowanych przeze mnie eksperymentów laboratoryjnych.

Rezultaty badań nad toksycznością omówiono w pracach B.1.2, B.5.3 i B.12.15 (zał. 3). Porównywano w nich wyniki wybranych biotestów, Phytotoxkit (inhibicja wzrostu korzenia) oraz z użyciem dżdżownic: toksyczności ostrej, chronicznej oraz unikania, z wynikami oznaczeń analitycznych szerokiego spektrum zanieczyszczeń pestycydowych. Rezultaty wykazały poważne ograniczenia funkcji siedliskowej

badanych gruntów, jak również niedostatki oceny stopnia skażenia bazującej wyłącznie na analizach zawartości substancji wymienionych w aktualnych normach czystości gruntu, takich jak pestycydy DDT i HCH. Najczulszymi wskaźnikami okazały się testy subletalne z użyciem dżdżownic: chroniczny (rozmnażania) oraz unikania. W testach fitotoksyczności bardziej wrażliwe były rośliny dwuliścienne: rzeżucha i gorczyca niż sorgo, przedstawiciel roślin jednoliściennych. Można to było wiązać z obecnością w badanych próbkach pozostałości herbicydów: fenoksykwasów i dinitrofenoli.

W badaniach nad bioremediacją beztlenową stwierdziłem, że stymulacja rodzimej mikroflory pobranych gruntów dodatkiem łatwo rozkładalnego kosubstratu (mleczanu sodu) daje znikome rezultaty, nawet pomimo użycia substancji dodatkowo obniżających potencjał redoks (publikacje B.1.5, B.1.6, B.5.5, B.5.6; zał. 3). Dobre rezultaty: wysokie usunięcie dominujących zanieczyszczeń pestycydowych: γ -HCH (lindanu), DDT (izomery o,p' i p,p') i metoksychloru uzyskałem stosując metaliczne żelazo w formie pylistej (II.E.6). Akumulacja metabolitu DDD była przy tym dużo mniejsza od stechiometrycznej, co skutkowało znacznym zmniejszeniem wskaźnika sumy stężeń DDT, DDD i DDE, stosowanego powszechnie w ocenie stopnia skażenia gruntów. Podobne efekty, bez wystąpienia zauważalnych opóźnień (fazy lag), przynosiło także zaszczepianie próbek testowych (bioaugmentacja) mieszanymi kulturami mikroorganizmów beztlenowych znajdującymi się w osadach granulowanym i przefermentowanym (B.1.5, B.1.6, B.5.5, B.5.6; zał. 3). Stwierdziłem, że w procesie tym, po początkowym okresie szybkiego usuwania części pestycydów, w gruntach długotrwale utrzymywały się ich wolno usuwane pozostałości (B.1.5, B.1.6, B.5.5, zał. 3). Przyczyną tego zjawiska nie był brak kosubstratu (B.5.5), mogło ono być natomiast związane z brakiem (bio)dostępności części zanieczyszczeń. Wskazywał na to fakt utrzymywania się w gruntach, po pierwszym okresie szybkiego usuwania pestycydów, tylko ich frakcji opornych na desorpcję, co wykazałem metodą konsekutywnej SPE z Tenax TA (B.1.5). Czynnikiem stymulującym bioremediację beztlenową z bioaugmentacją osadami okazała się substancja powierzchniowo czynna (SPC) Tween 80 (B.1.6, B.5.6), zwiększająca efektywność usuwania γ -HCH, DDT i metoksychloru, zmniejszająca akumulację DDD oraz zwiększająca produkcję metabolitu p,p'-DBP. Zwiększenie efektywności usuwania polegało m.in. na zmniejszeniu wielkości wolno usuwanych pozostałości niektórych zanieczyszczeń. Z kolei zastosowanie wysokiej dawki Tween 80 spowodowało ponowne zwiększenie akumulacji DDD, co nasunęło przypuszczenie o zależności wpływu Tween 80 na tworzenie tego metabolitu od osiągania krytycznego stężenia micelizacji tej SPC w fazie wodnej (B.1.6).

Wykonanie uzupełniających doświadczeń w ramach badań własnych Ś3/BW/626/2007 (B.13.5, zał. 3) pozwoliło mi na ustalenie zależności efektów bioremediacji beztlenowej z bioaugmentacją osadem granulowanym od temperatury. Znaczenie tego czynnika dla degradacji beztlenowej pestycydów chlorowanych było wówczas bardzo słabo rozpoznane w literaturze. Stwierdziłem, że, poza spodziewanym zmniejszeniem szybkości usuwania γ -HCH, DDT i

metoksychloru, obniżenie temperatury skutkuje zwiększeniem wielkości ich pozostałości długotrwale utrzymujących się w gruncie (B.1.5, zał. 3). Zinterpretowałem to jako rezultat spowolnienia desorpcji wolno desorbujących frakcji pestycydów, a przez to dalszego obniżenia ich biodostępności. Kolejnym zaobserwowanym efektem spadku temperatury było zwiększenie akumulacji metabolitu DDD, skutkujące obniżeniem efektywności zmniejszenia wskaźnika DDX.

W trakcie kolejnego projektu finansowanego z puli badań własnych Ś3/463/BW/2008 (B.13.6, zał. 3) badałem efektywność bioremediacji beztlenowej wykonywanej „w fazie stałej”, tzn. z gruntem nawilżonym do 100% pojemności wodnej. Stwierdziłem, że uzyskiwane rezultaty są podobne jak w wykonywanych przeze mnie dotychczas testach z 10% zawiesiną gruntu, co wskazywało na możliwość praktycznego zastosowania tego procesu (B.1.3, B.5.9, zał. 3). Potwierdziłem także skuteczność stosowania SPC Tween 80 jako środka wspomagającego bioremediację. Testowałem także wykorzystanie metanolu jako łatworozkładalnego kosubstratu, mającego dodatkowo obniżyć rozrzut wyników dzięki oczekiwanemu rozpuszczaniu mikroagregatów pestycydów występujących w badanej próbce, jednakże z umiarkowanym powodzeniem.

Doświadczenia uzyskane podczas realizacji powyższych projektów posłużyły mi do przygotowania pracy B.1.7 (zał. 3), omawiającej praktyczne zastosowania różnych technologii bioremediacji gruntów skażonych pestycydami chlorowanymi.

- c) Pozytywne rezultaty dotychczasowych badań wstępnych nad beztlenową bioremediacją gruntów skażonych odpadami pestycydowymi pozwoliły mi na uzyskanie kolejnego grantu „*Badania i ocena procesu remediacji gruntów zanieczyszczonych odpadami popestycydowymi*”. Kierowałem nim w latach 2009-12 (B.10.6, zał. 3), wykonując samodzielnie wszystkie prace związane z badaniami bioremediacji. Jego celem było szerokie przebadanie zależności i udoskonalenie procesu bioremediacji prowadzonego „w fazie stałej”, oraz weryfikacja jego efektywności w warunkach zbliżonych do rzeczywistych. W ramach prac przygotowawczych tego projektu wykonałem uzupełniające eksperymenty, które wraz z wynikami projektu B.10.5 wykorzystałem do przygotowania publikacji B.1.9 (zał. 3). Omówiłem w niej rezultaty badań nad związkiem efektywności usuwania γ -HCH, DDT i metoksychloru w testach bioremediacji beztlenowej a podatnością tych zanieczyszczeń na desorpcję, dla szeregu próbek gruntów o różnym poziomie skażenia. Na ogół usuwaniu ulegały większe ilości pestycydów niż same tylko ich frakcje szybko desorbowalne, wyznaczone metodą SPE z użyciem Tenax TA. Stwierdziłem jednak występowanie statystycznie istotnej zależności pomiędzy wynikami bioremediacji a ekstrakcją SPE, potwierdzającej związek pomiędzy podatnością na biodegradację a desorbowalnością pestycydów. W efekcie pozwoliło to na zaproponowanie 72 h ekstrakcji SPE jako wskaźnika przewidywanej efektywności usuwania tych zanieczyszczeń.

Pozostałe wyniki projektu, wraz z dodatkowymi badaniami przeprowadzonymi przeze mnie już po jego ukończeniu w roku 2013, posłużyły mi do przygotowania prac przedstawionych jako osiągnięcie naukowe (A.2.1-A.2.3, zał. 3), przedstawionych w pkt. 4.

Tematyką zanieczyszczeń pestycydami chlorowanymi zajmuję się nadal. W roku 2015 opublikowałem pracę B.5.11 (zał. 3), omawiającą aktualny stan skażenia DDT w Polsce. Stwierdziłem, że pomimo likwidacji mogilników nadal można wskazać liczne lokalizacje o wielokrotnych przekroczeniach norm. Zupełnie nierozpoznany na gruncie krajowym pozostaje także problem występowania metabolitów DDT, innych niż rutynowo oznaczane DDD i DDE, takich jak np. DDA, DDCN i DBP. Obecnie przygotowuję także publikację omawiającą rezultaty badań toksyczności (za pomocą baterii biotestów) gruntu poddanego bioremediacji w różnych wariantach, w porównaniu z wynikami oznaczeń zawartości zanieczyszczeń pestycydowych (badania wykonane we współpracy z Katedrą Biotechnologii Środowiskowej PŚ). Planuję także publikację podsumowującą badania z wykorzystaniem biotestów w ocenie skażeń gruntów przy mogilnikach. Podejmowałem starania o sfinansowanie kontynuacji badań nad przebiegiem degradacji DDT w warunkach beztlenowych pod kątem stwierdzonych nowych szlaków metabolicznych. Badania zamierzam uzupełnić o testowanie innych środków stymulujących bioremediację, takich jak cyklodekstryny.

Drugi kierunek moich zainteresowań naukowych, związany z rozkładalnością zanieczyszczeń w ściekach, realizowany był w ramach prowadzonej działalności statutowej (B.13.1, B.13.3, B.13.4; zał. 3) oraz ekspertyz wykonywanych na zlecenie podmiotów zewnętrznych (np. M.14, M.20, M.22, M.25, M.27, M.34; zał. 4). Badania te koncentrowały się na różnych rodzajach ścieków przemysłowych, próbując adaptować techniki wyznaczania frakcji ChZT i parametrów kinetycznych procesów biodegradacji opracowane dla ścieków miejskich. W publikacji B.12.13 (zał. 3) omówiłem rezultaty testów respirometrycznych i ich modelowania, wykonane dla ścieków papierniczych. Stwierdziłem, że dla części strumieni charakterystykę zanieczyszczeń – frakcji ChZT – i proces ich biodegradacji lepiej oddaje model ASM3, uwzględniający magazynowanie substratu, z uwagi na wyraźne stopniowe przejście od fazy biodegradacji substratu łatwo rozkładalnego do fazy biodegradacji substratu wolnorozkładalnego (hydrolizowanego). Jednakże w przypadku strumienia ścieków z bielienia masy papierniczej, modele ASM były całkowicie nieadekwatne, ze względu na całkowicie odmienny przebieg procesu biodegradacji. Konieczne było zastosowanie modelu własnego, wyróżniającego trzy różne frakcje łatwo rozkładalne i jedną hydrolizowaną. W referacie B.12.11 (zał. 3) omówiono z kolei wyniki modelowania procesu generacji lotnych kwasów tłuszczowych z osadów wstępnych podczas ich pre-fermentacji na dwóch polskich oczyszczalniach.

Doświadczenia z wykonanych badań wykorzystałem przy przygotowaniu publikacji B.5.4 i B.5.8 (zał. 3), omawiających różne metodyki oznaczania frakcji ChZT w ściekach. Zwłaszcza druga z nich spotkała się z dużym zainteresowaniem, poświadczonym cytowaniami w publikacjach krajowych (w tym indeksowanej przez WoS). W pracy B.5.10 (zał. 3) odniosłem się natomiast do zakresu badań potrzebnych

do oceny przydatności tzw. zewnętrznych źródeł węgla organicznego, wykorzystywanych do wspomagania substratowego biologicznego usuwania związków biogennych ze ścieków. Omówiłem także różne rodzaje tak wykorzystywanych substancji. Obecnie planuję publikację dotyczącą specyfiki wyznaczania frakcji ChZT i badań respirometrycznych, wykonywanych dla ścieków przemysłowych.

Moje doświadczenie z zakresu badań respirometrycznych i symulacji matematycznej procesów oczyszczania ścieków było podstawą powierzenia mi w latach 2004-09 opieki nad doktorantem spoza Wydziału, p. Karolem Trojanowiczem (K.1, zał. 4), przygotowującym rozprawę poświęconą biologicznemu doczyszczaniu ścieków petrochemicznych na napowietrzanym złożu zanurzonym i opracowaniu modelu symulacyjnego tego procesu. Ze względu na ówczesny stan prawny, nie znalazło to formalnego uznania w postaci np. promotorstwa pomocniczego. Owocami mojego zaangażowania było m.in. współautorstwo publikacji B.1.4, B.1.8 i B.5.7 (zał.3). W przypadku pierwszej z nich, dotyczącej wyznaczania parametrów kinetycznych dla modelu doczyszczania ścieków petrochemicznych na złożu, udzielałem szeregu wskazówek nt. metod, opracowania rezultatów pomiarów oraz pomagałem w przygotowaniu publikacji. W pozostałych, omawiających rezultaty badań wykonanych w skali pilotowej i zastosowane metody kontrolowania ilości biomasy w złożu, uczestniczyłem w opracowaniu wyników i przygotowaniu publikacji.

6. Podsumowanie osiągnięć i dorobku

6.1. Działalność naukowo-badawcza

Ważniejsze osiągnięcia i ich dokumentacja, łącznie z pozycjami ujętymi w pkt. 4.			
	przed doktoratem	po doktoracie	razem
Monografie		1	1
Artykuły w czasopismach indeksowanych w JCR (w tym jako jedyny lub główny autor)		11 (8)	11 (8)
Artykuły w czasopismach z listy B MNiSW (w tym jako jedyny lub główny autor)	1	8 (4)	9 (4)
Rozdziały w monografiach (w tym jako jedyny lub główny autor)		2 (2)	2 (2)
Publikacje w materiałach konf. międzynarodowych (w tym jako jedyny lub główny autor)	2 (1)	6 (5)	8 (6)
Publikacje w materiałach konferencji krajowych (w tym jako jedyny lub główny autor)	6 (3)	2 (1)	8 (4)
Sumaryczny IF wg WoS, <u>zgodnie z rokiem wydania</u>		13,702	13,702
Cytowania wg WoS (na dzień 16.05.2016) w tym bez autocytowań		76 (67)	76 (67)
Indeks Hirscha wg WoS		4	4
Cytowania wg Scopus (na dzień 16.05.2016) w tym bez autocytowań		76 (66)	76 (66)
Cytowania wg Google Scholar (na dzień 16.05.2016)		114	114
Suma punktów MNiSW, <u>zgodnie z rokiem wydania</u>		271	271
Wygłoszenie referatu na konferencji (w tym międzynarodowej)	3 (1)	6 (3)	9 (4)
Prezentacja posterowa, komunikat (w tym na konferencji międzynarodowej)	3 (1)	4 (3)	7 (4)
Odbyte staże w zagranicznych jednostkach naukowych (co najmniej 1 miesiąc)	1	1	2
Kierowanie projektami badawczymi, konkurs krajowy		2	2
Główny (jedyny) wykonawca w proj. badawczych (w tym z konkursu międzynarodowego)	1	1 (1)	2 (1)
Wykonawca w projektach badawczych (w tym międzynarodowym)	2 (1)		2 (1)
Udział w badaniach realizowanych w ramach działalności statutowej		4	4
Projekty realizowane w ramach badań własnych		2	2
Opieka nad doktorantem		1	1
Opieka nad stażem badawczym studentów z zagranicy		2	2
Recenzje artykułów dla czasopism		35	35

(w tym dla czasopism indeksowanych w JCR)		(32)	(32)
Udział w wykonaniu opracowań i ekspertyz na zlecenie podmiotów państwowych, samorządowych i prywatnych	11	23	34

6.2. Działalność dydaktyczna i popularyzatorska

W odniesieniu do mojej działalności dydaktycznej, od początku mojego zatrudnienia na PK prowadziłem zajęcia w ramach przedmiotów: *Oczyszczanie ścieków* (laboratorium i projekt), *Technologia uzdatniania wody* (projekt), *Odnowa wody* (projekt), *Uzdatnianie wód przemysłowych* (projekt), *Oczyszczanie ścieków przemysłowych* (projekt), *Biotechnologia środowiskowa* (wybrane wykłady i laboratoria) na studiach stacjonarnych i niestacjonarnych. Aktualnie, od szeregu lat jestem kierownikiem modułów (przedmiotów): *Przeróbka osadów ściekowych*, *Badania Technologiczne w Oczyszczaniu Wody i Ścieków*, *Remediacja Środowiska Wodno-Gruntowego*, *Beztlenowe Oczyszczanie Ścieków*, prowadząc w ich ramach wykłady, zajęcia projektowe i laboratoryjne na studiach pierwszego i drugiego stopnia. W 3 ostatnich przypadkach zajęcia realizuję wg programów autorskich, wykonanych w oparciu o moje doświadczenia nabyte w trakcie wykonywania badań naukowych. Prowadzę obecnie także wybrane wykłady w ramach przedmiotów: *Wysokoefektywne oczyszczanie ścieków* i *State of the Art in Water and Wastewater Analysis* (jęz. ang.).

Dwukrotnie przebywałem jako wykładowca na Uniwersytecie Genewskim (I.11., zał.4), prowadzę także wykłady w języku angielskim dla studentów przebywających na stażach w ramach umów z uczelniami z zagranicy (I.10., zał.4). Jestem współautorem rozdziału w podręczniku akademickim (I.12., zał. 4), za co otrzymałem nagrodę (zespołową) Rektora PK za osiągnięcia dydaktyczne. Jako promotor prowadziłem 14 prac inżynierskich i 12 prac magisterskich oraz 1 pracę dyplomową na studium podyplomowym.

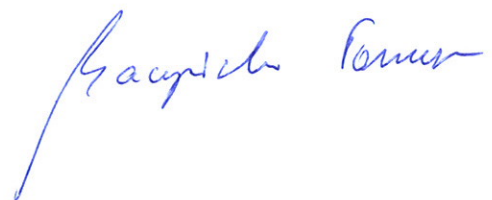
W ramach działalności popularyzującej wiedzę wielokrotnie prowadziłem wybrane zajęcia na studiach podyplomowych; brałem udział (I.1., I.2., I.4.; zał. 4) w 6 edycjach seminariów szkoleniowych dla pracowników przedsiębiorstw wodno-kanalizacyjnych (w tym 4 razy po doktoracie), prowadząc wykłady i praktyczne zajęcia laboratoryjne.

6.3. Działalność organizacyjna

Do najważniejszych osiągnięć na polu działalności organizacyjnej zaliczam udział w projekcie TEMPUS-PHARE 07683-94 w latach 1994-97 (A.1., zał. 4), którego celem miało być podniesienie jakości kształcenia na Wydziale Inżynierii Środowiska PK, w tym przygotowanie do przejścia na system modułowy. Brałem udział w przygotowywaniu seminariów szkoleniowych, byłem także odpowiedzialny za zakupy i sprowadzanie aparatury i wyposażenia dla laboratorium dydaktyczno-badawczego Zakładu Oczyszczania Wody i Ścieków. Również i w późniejszym okresie działałem na rzecz wyposażania tego laboratorium, biorąc udział w zakupach

aparatury i innego sprzętu (rozpoznawanie rynku, przygotowywanie specyfikacji, udział w komisjach przetargowych, instalacja sprzętu).

Od września 2013 r. pełnię funkcję zastępcy dyrektora Instytutu Zaopatrzenia w Wodę i Ochrony Środowiska Politechniki Krakowskiej ds. naukowych. Jestem odpowiedzialny za ogólny nadzór nad działalnością badawczą instytutu, zwłaszcza za badania prowadzone w ramach działalności statutowej i przez młodych pracowników nauki (m.in. przygotowywanie wniosków i sprawozdań, sprawy finansowe, weryfikacja dokumentacji i sprawozdań merytorycznych), jak również czuwanie nad częścią bieżących spraw organizacyjnych. Od tego samego czasu zasiadam także w 3 komisjach wydziałowych: do spraw działalności statutowej, działalności statutowej młodych pracowników nauki oraz nagród. Od grudnia 2014 r. jestem członkiem z wyboru Rady Wydziału Inżynierii Środowiska jako przedstawiciel pomocniczych pracowników naukowych.

A handwritten signature in blue ink, reading "Grzegorz Forman". The signature is written in a cursive, flowing style.