

---

# AUTOREFERAT

Opis dorobku i osiągnięć  
naukowych

---

Dr inż. Elżbieta Wołejko  
Politechnika Białostocka  
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska  
Katedra Chemii, Biologii i Biotechnologii  
ul. Wiejska 45 E  
15-351 Białystok  
E-mail: [e.wolejko@pb.edu.pl](mailto:e.wolejko@pb.edu.pl)

Białystok 2018

**SPIS TREŚCI**

<b>1 DANE PODSTAWOWE .....</b>	<b>3</b>
1.1 IMIĘ I NAZWISKO, ADRES DO KORESPONDENCJI .....	3
1.2 POSIADANE DYPLOMY, STOPNIE NAUKOWE/ARTYSTYCZNE – Z PODANIEM NAZWY, MIEJSCA I ROKU ICH UZYSKANIA ORAZ TYTUŁU ROZPRAWY DOKTORSKIEJ .....	3
1.3 INFORMACJE O DOTYCHCZASOWYM ZATRUDNIENIU W JEDNOSTKACH NAUKOWYCH/ARTYSTYCZNYCH .....	4
<b>2 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 ZE ZM.): .....</b>	<b>4</b>
2.1 TYTUŁ OSIĄGNIĘCIA NAUKOWEGO:.....	4
2.2 WYKAZ PUBLIKACJI STANOWIĄCYCH PODSTAWĘ POSTĘPOWANIA HABILITACYJNEGO .....	4
2.3 OMÓWIENIE CELU NAUKOWEGO/ARTYSTYCZNEGO WW. PRACY/PRAC I OSIĄGNIĘTYCH WYNIKÓW WRAZ Z OMÓWIENIEM ICH EWENTUALNEGO WYKORZYSTANIA.....	6
<b>3 PIŚMIENICTWO .....</b>	<b>24</b>
<b>4 OMÓWIENIE POZOSTAŁYCH OSIĄGNIĘĆ NAUKOWO – BADAWCZYCH (ARTYSTYCZNYCH) .....</b>	<b>26</b>
4.1 INFORMACJE OGÓLNE .....	26
4.2 GŁÓWNE KIERUNKI BADAWCZE .....	26
4.3 DALSZE PERSPEKTYWY BADAWCZE .....	30
4.4 PODSUMOWANIE DOROBKU PUBLIKACYJNEGO .....	31
4.5 OMÓWIENIE OSIĄGNIĘĆ DYDAKTYCZNYCH, POPULARYZATORSKICH I ORGANIZACYJNYCH .....	31

## 1 Dane podstawowe

### 1.1 Imię i nazwisko, adres do korespondencji

Elżbieta Wołejko  
Katedra Chemii, Biologii i Biotechnologii  
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska  
Politechnika Białostocka  
ul. Wiejska 45 E, 15-351 Białystok  
E-mail: [e.wolejko@pb.edu.pl](mailto:e.wolejko@pb.edu.pl)

### 1.2 Posiadane dyplomy, stopnie naukowe/artystyczne – z podaniem nazwy, miejsca i roku ich uzyskania oraz tytułu rozprawy doktorskiej

<b>2003</b> Dziedzina	<b>Doktor nauk rolniczych</b> agronomia Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie Wydział Rolniczy
Tytuł pracy:	Produktywność jęczmienia browarnego przy różnym nawożeniu azotem
<b>1999</b>	<b>Poddyplomowe Studia Zarządzania</b> Politechnika Białostocka w Białymstoku Instytut Zarządzania i Marketingu
<b>1999</b> Kierunek Specjalność	<b>Magister inżynier</b> Ochrona Środowiska Zarządzanie w ochronie środowiska Politechnika Białostocka w Białymstoku Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
Tytuł pracy:	Ochrona powierzchni ziemi na obszarze zlewni rzeki Supraśl
<b>1997</b> Kierunek Specjalność	<b>Inżynier</b> Rolnictwo Produkcja ekologiczna i biznes w rolnictwie Politechnika Białostocka w Białymstoku Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
Tytuł pracy:	Uprawa i użytkowanie koniczyny czerwonej na paszę

1.3 Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych/artystycznych

<b>2002-2003</b>	starszy referent techniczny - Katedra Rozwoju Rolnictwa i Agrobiznesu, Wydział Zarządzania, Politechnika Białostocka, ul. Ojca Tarasiuka 2, 16-001 Kleosin
<b>2003-2004</b>	asystent - Katedra Rozwoju Rolnictwa i Agrobiznesu, Wydział Zarządzania, Politechnika Białostocka, ul. Ojca Tarasiuka 2, 16-001 Kleosin
<b>2004-2006</b>	adiunkt - Katedra Rozwoju Rolnictwa i Agrobiznesu, Wydział Zarządzania, Politechnika Białostocka, ul. Ojca Tarasiuka 2, 16-001 Kleosin
<b>2006-2017</b>	st. wykładowca – Państwowa Wyższa Szkoła Zawodowa im. prof. Edwarda F. Szczepanika w Suwałkach, ul. Teofila Noniewicza 10, 16-400 Suwałki
<b>od 2010</b>	adiunkt - Katedra Chemii, Biologii i Biotechnologii, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Politechnika Białostocka, ul. Wiejska 45E, 15-351 Białystok

**2 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 ze zm.):**

2.1 Tytuł osiągnięcia naukowego:

Osiągnięcie naukowe przedłożone do oceny stanowi monotematyczny cykl oryginalnych publikacji naukowych pod tytułem:

**Analiza zmian zachodzących we wskaźnikowym układzie gleba-roślina po aplikacji osadu ściekowego**

2.2 Wykaz publikacji stanowiących podstawę postępowania habilitacyjnego

A1. Wołejko E., Wydro U., Łoboda T., Piekut J. Dynamics of changes in microorganisms in rhizosphere zone of lawn grasses in the second year after the application of sewage sludge, Journal of Ecological Engineering 2015 16 (4) 126-132

**(MNiSW<sub>2015</sub> – 12 pkt)**

A2. Butarewicz A., Wołejko E., Wydro U., Łoboda T. Changes of biological and chemical indicators in soil after dehydrated sewage sludge application, Desalination and Water Treatment 2016 57 (3) 1200-1212

**(IF<sub>2016</sub> – 1.631; MNiSW<sub>2016</sub> – 20 pkt)**

A3. Wołejko E., Wydro U., Butarewicz A., Łoboda T. Effects of sewage sludge on the accumulation of heavy metals in soil and in mixtures of lawn grasses. Environment Protection Engineering 2013 39 (2) 67-76

**(IF<sub>2013</sub> – 0,439, MNiSW<sub>2013</sub> – 15 pkt)**

A4. Wołejko E., Butarewicz A., Wydro U., Łoboda T. Advantages and potential risks of municipal sewage sludge application to urban soils, *Desalination and Water Treatment* 2014 52 (19-21) 3732-3742

**(IF<sub>2014</sub> – 1.173; MNiSW<sub>2014</sub> – 20 pkt)**

A5. Wołejko E., Kaczynski P., Łozowicka B., Konecki R., Grobela M. The influence of chemical protection on the content of heavy metals in wheat (*Triticum aestivum* L.) growing on the soil enriched with granular sludge. *Environmental Monitoring and Assessment* 2017 189 (8) 424-436

**(IF<sub>2017</sub> – 1.804; MNiSW<sub>2017</sub> – 25 pkt)**

A6. Wołejko E., Wydro U., Jabłońska-Trypuć A., Butarewicz A., Łoboda T. The effect of sewage sludge fertilization on the concentration of PAHs in urban soils. *Environmental Pollution* 232 (2018) 347-357

**(IF<sub>2017</sub> – 4,358; MNiSW<sub>2018</sub> – 40 pkt)**

Sumaryczna punktacja zgodnie z rokiem wydania lub wg Rozporządzenia Ministra Nauki i Szkolnictwa Wyższego z dnia 9 grudnia 2016 r.: **132**

Sumaryczny Impact Factor (IF) za jednotematyczny cykl publikacji wg bazy Journal Citation Reports (JCR) zgodny z rokiem ukazania się pracy wynosi **IF = 9,405**

Oświadczenia współautorów prac określające ich indywidualny wkład w powstawanie publikacji oraz kopie prac wchodzących w skład osiągnięcia naukowego, zostały zamieszczone w **Załączniku 3**

### 2.3 Omówienie celu naukowego/artystycznego ww. pracy/prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania

#### **Uzasadnienie podjętego tematu badań**

W Polsce znaczna część gleb charakteryzuje się niską zawartością materii organicznej. Taki stan związany jest z niewystarczającą produkcją obornika i wysokimi kosztami zakupu nawozów mineralnych. Dlatego też, zachodzi konieczność poszukiwania innych źródeł materii organicznej i składników biogenych (Gondek i Filipek-Mazur 2006). Jak podają liczne doniesienia naukowe, osady ściekowe są doskonałym źródłem materii organicznej, a ich właściwości nawozowe są znane i cenione od wielu lat (Bień i Wystalska 2011; Napora i Grobelak 2014). Zawartość w nich korzystnych substancji zależy od jakości dopływających ścieków. Osady zawierają 50÷70% składników organicznych oraz 30÷50% składników mineralnych. Stężenie azotu waha się w przedziale 0,9 - 7,6%, natomiast fosforu od 0,5 do 3,2% P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> w przeliczeniu na suchą masę (s.m.). Obecność składników pokarmowych cennych dla roślin uzasadnia wykorzystanie osadu ściekowego do użyźniania gleb rolniczych, jak również do rekultywacji gleb antropogenicznych (Napora i Grobelak 2014; Bień i in. 2015).

Gleby na terenach zurbanizowanych należą do gleb zdegradowanych o niskim potencjale biologicznym. Charakteryzują się zbitą strukturą, niską zawartością substancji organicznej i próchnicy, a przez to posiadają niewystarczającą ilość składników pokarmowych niezbędnych dla prawidłowego rozwoju roślin i mikroorganizmów (Czaja i in. 2013). Aplikacja osadu ściekowego na gleby zubożone i zdegradowane niewątpliwie poprawia właściwości wodno-powietrzne i zdolności sorpcyjne, a wzbogacenie w materię organiczną wpływa na poprawę aktywności biologicznej. Jednakże obok korzyści wynikających ze stosowania osadów ściekowych, istnieje także wiele zagrożeń dla środowiska (Napora i Grobelak 2014; Bień i in. 2015). Po wprowadzeniu osadu do gleby zaczynają w niej zachodzić zarówno procesy rozkładu jak i syntezy związków mineralnych oraz organicznych przy udziale wielu grup mikroorganizmów glebowych (Wieczorek i Gambuś 2009). Do oceny tempa rozkładu materii organicznej oraz określenia aktywności biologicznej gleb wykorzystuje się wskaźnik wyliczany na podstawie stosunku węgla do azotu (C:N). Innym czułym indykatorem wskazującym na zmiany środowiskowe jak i antropogeniczne jest aktywność enzymatyczna mikroorganizmów. Pozwala ona na określenie funkcjonowania różnych grup mikroorganizmów i ich odpowiedzi na występowanie zanieczyszczeń w środowisku glebowym. Spośród wszystkich enzymów występujących w glebie aktywność dehydrogenaz dostarcza najwięcej informacji o stanie populacji mikroorganizmów oraz o biochemicznych procesach

przebiegających w podłożu (Jurkiewicz i in. 2004). Z tego powodu poznanie rozmieszczenia i działalności mikroorganizmów w glebie stała się niezbędna do zapewnienia optymalnych warunków dobrego rozwoju i plonowania upraw. Liczebność i aktywność mikroorganizmów w glebie zależy od czynników środowiskowych, zawartości materii organicznej oraz odczynu gleby. Wszystkie te czynniki w znacznym stopniu kształtowane są poprzez system uprawy gleby tj. nawożenie i rodzaj stosowanego nawozu (Bielińska 2006).

Mikroorganizmy, przez swoją działalność w glebie, odgrywają ważną rolę w przemianach składników gleby a ich współdziałanie z roślinami wyższymi prowadzi do powstania równowagi w układach biocenotycznych w środowisku glebowym. Jednakże uzyskana homeostaza może szybko zostać zakłócona przez jakikolwiek dopływ substancji chemicznej lub gwałtowne zmiany właściwości fizyczno-chemicznych gleb (Joniec i Furczak 2007).

Poprzez aplikację osadu ściekowego do gleb wprowadzane są metale ciężkie, takie jak Cd, Cr, Cu, Ni, Pb i Zn. Ich zawartość w suchej masie osadów waha się od 0,2 do 2,0%, a niekiedy może wzrosnąć do 4% (Babel i in. 2006). Podwyższone stężenie metali śladowych w środowisku stanowi problem ogólnoświatowy. Związane jest to z ich wysoką toksycznością, dużą trwałością w środowisku i wysokim poziomem bioakumulacji (Szarek-Gwiazda 2016). Ponadnormatywne stężenie tych zanieczyszczeń jest niebezpieczne dla organizmów żywych i stwarza potencjalne zagrożenia roślinom, które w wyniku pobierania wbudowują te metale do łańcucha żywnościowego (Shen 2012).

Metale ciężkie, w odróżnieniu od innych zanieczyszczeń organicznych, nie ulegają biodegradacji, podlegają natomiast zjawisku biotransformacji na skutek złożonych glebowych procesów biogeochemicznych, które decydują o mobilności i biodostępności tych metali. Niektóre z nich są niezbędne do prawidłowego funkcjonowania organizmów (np.: Co, Cu, Zn, Mn, Fe, Ni), natomiast inne nawet w niskich dawkach mogą wykazywać działanie toksyczne na organizmy. Są to: ołów, kadm, rtęć i glin (Kabata-Pendias 2001; Simon i in. 2014). Oszacowanie biodostępności metali śladowych jest najważniejszym elementem pozwalającym ocenić potencjał roślin do uruchomienia i akumulacji metali z gleby wzbogaconej osadem (Branquinho i in. 2007; Remon i in. 2013). Jednym ze wskaźników określających mobilność metali ciężkich jest współczynnik biokoncentracji, charakteryzujący biodostępność tych pierwiastków w układzie gleba-roślina (Wilk i Gworek 2009). Wskaźnik ten pozwala na analizę migracji metali w roślinach porastających obszary zanieczyszczone, oraz ocenę przydatności roślin do wykorzystania w procesie fitoremediacji (Massa i in. 2010).

Osad ściekowy, oprócz wyżej przytoczonych przykładów zanieczyszczeń, może zawierać w swojej matrycy inne bardzo niebezpieczne dla środowiska substancje. W Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 6 lutego 2015 r. określono dopuszczalne poziomy zawartości metali ciężkich w osadach ściekowych, natomiast brak jest limitów dla innych zanieczyszczeń np. organicznych. Ich zawartość w osadach może być zróżnicowana i jest uzależniona od rodzaju ścieków, udziału ścieków przemysłowych, metody oczyszczania ścieków czy sposobu przeróbki osadów. Zanieczyszczenia organiczne obejmują szeroką gamę związków o zróżnicowanej budowie i właściwościach fizykochemicznych oraz toksykologicznych. Związki te, po przedostaniu się do środowiska glebowego, podlegają różnym przemianom. Pewna ich część łatwo ulega rozkładowi, uwalnianiu bądź wymywaniu, inne akumulują się w organizmach żywych, a jeszcze inne trwale łączą się ze składnikami gleby (Semple i in. 2004). Do najbardziej toksycznych zanieczyszczeń organicznych zaliczono dioksyny, furany, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) oraz polichlorowane bifenyle (PCB). Związki te charakteryzują się dużą trwałością w środowisku oraz szkodliwym oddziaływaniem na organizmy żywe. Po wprowadzeniu do gleb w określonych warunkach mogą one podlegać niepełnej degradacji do form pośrednich, które z kolei mogą wykazywać bardziej toksyczne właściwości niż związki pierwotne. Zanieczyszczenia organiczne mają zdolność do akumulacji w roślinach i organizmach zwierzęcych, a także bardzo łatwo włączają się do łańcucha pokarmowego (Yunker i in. 2002). Ponadto mogą wpływać na aktywację metali w glebie przyczyniając się do ich łatwiejszego transportu w układzie gleba-roślina.

Wykorzystanie osadów ściekowych do nawożenia gleb jest ważnym zagadnieniem a monitorowanie środowiska po aplikacji osadu ściekowego powinno być prowadzone regularnie i systemowo. Niewłaściwe gospodarowanie będzie powodowało migrację metali ciężkich oraz związków organicznych do otaczającego środowiska przyczyniając się do zanieczyszczenia gleby i zmian w jej strukturze oraz zmniejszenia składników odżywczych, a w rezultacie zniszczenia ekologicznego krajobrazu, zanieczyszczenia wód gruntowych, czy obniżenia różnorodności biologicznej (Rashed 2010).

Prezentowany cykl monotematycznych publikacji opisuje w nowatorskim ujęciu kompleksowe badania prowadzone w warunkach rzeczywistych na terenie województwa podlaskiego, mające na celu określenie zmian zachodzących w układzie gleba-roślina po wzbogaceniu osadem ściekowym.

Teren badawczy i obiekty badań wybrano uwzględniając zróżnicowaną strukturę aglomeracyjną, stopień degradacji gleb oraz poziom zanieczyszczeń antropogenicznych. Interdyscyplinarność i nowatorski charakter badań wykonanych



w realnych warunkach środowiskowych zaprezentowano w cyklu prac stanowiących oryginalne osiągnięcie naukowe.

**Głównym celem osiągnięcia naukowego było:**

1. określenie aktywność mikrobiologicznej gleb jako wskaźników antropogenicznych zmian środowiskowych po aplikacji osadu ściekowego;
2. analiza zachowania metali ciężkich w układzie gleba-roślina po wzbogaceniu osadem ściekowym;
3. oszacowanie współczynników biokoncentracji metali ciężkich w częściach nadziemnych roślin porastających gleby wzbogacone osadami ściekowymi z jednoczesną analizą wpływu wybranych pestycydów należących do dwóch grup chemicznych;
4. ocena wpływu osadu ściekowego na poziom zanieczyszczeń antropogenicznych w glebie.

**Ad.1. Określenie aktywność mikrobiologicznej gleb jako wskaźników antropogenicznych zmian środowiskowych po aplikacji osadu ściekowego (A1, A2 i A6)**

Prace, które włączono do osiągnięcia (publikacje: **A1, A2, A3, A4 i A6**) powstały na podstawie wyników badań uzyskanych podczas realizacji grantu NCN (nr N N305 367438), w którym byłam głównym wykonawcą. Poletka eksperymentalne stanowiące obszar badań w granicę zlokalizowane były na trawnikach przyulicznych w czterech głównych ciągach komunikacyjnych aglomeracji białostockiej. Do wzbogacenia podłoża zastosowano w pojedynczej oraz podwójnej dawce ustabilizowany i odwodniony osad ściekowy z oczyszczalni ścieków w Sokółce, charakteryzujący się zróżnicowaną zawartością makro- i mikroskładników niezbędnych do wzrostu roślin a także niską zawartością metali ciężkich. W badaniach wykorzystano dwie mieszanki traw gazonowych: Eko i Roadside, które miały specjalnie dobrany skład botaniczny, tak aby mogły sprostać trudnym warunkom środowiska panującymi na terenach miejskich. Mieszanka Eko z Nieznanic (Polska) zawierała 30% *Lolium perenne* cv. Niga, 15% *Poa pratensis* cv. Amason, 22,6% *Festuca rubra* cv. Adio i 32,4% *Festuca rubra* cv. Nimba., z kolei mieszanka Roadside z Barenbruga zawierała 32% *Lolium perenne* cv. Barmedia, 5% *Poa pratensis* cv. Baron, 52% *Festuca rubra rubra* cv. Barustic, 5% *Festuca rubra commutata* cv. Bardiva (BE), 6% *Festuca rubra commutata* cv. Bardiva (NL).

Punktem wyjścia do podjęcia badań były wyniki przedstawione w pracach (publikacje: **A1, A2 i A6**), w których skupiono się na ocenie: możliwości wykorzystania

osadu ściekowego na glebach antropogenicznych. Analizie poddano również wpływ parametrów fizycznych i chemicznych gleb na aktywność mikrobiologiczną oraz sanitarną po wprowadzeniu osadów ściekowych.

W trakcie prowadzonych prac potwierdzono wpływ zaaplikowanego osadu ściekowego na zmiany w aktywności mikrobiologicznej gleb. W literaturze przedmiotu istnieje wiele doniesień potwierdzających, iż największa dynamika zmian aktywności mikrobiologicznej zachodzi w wierzchniej warstwie gleb w otoczeniu systemu korzeniowego (Joniec i Furczak 2007). Strefa przykorzeniowa jest obszarem o najintensywniejszej aktywności biologicznej i ma ona duży wpływ na pobieranie przez korzenie substancji pokarmowych (Jurkiewicz i in. 2004). Przeprowadzone badania pozwalają na stwierdzenie, że aplikacja osadu ściekowego modyfikuje zmiany aktywności mikrobiologicznej w glebie i w strefie korzeniowej roślin ze względu na wprowadzenie do gleby dodatkowych źródeł węgla w postaci substancji organicznej i substratów wykorzystywanych do wzrostu i rozwoju przez poszczególne grupy bakterii. Ponadto, w zależności od rodzaju osadu do gleby wprowadza się dodatkowo zróżnicowane grupy bakterii, które naturalnie w danej glebie nie występują (Napura i Grobelak 2014).

Wykonane badania mikrobiologiczne w trakcie trwania sezonu wegetacyjnego w pierwszym roku po aplikacji osadu ściekowego (publikacja: **A6**), udowodniły iż zastosowana dawka osadu ściekowego istotnie różnicowała aktywność mikrobiologiczną w strefie ryzosferowej. Porównując ogólną liczbę bakterii, bakterii Gram-ujemnych oraz bakterii z rodzaju *Pseudomonas* w pierwszym roku po aplikacji osadów stwierdzono, że liczba badanych mikroorganizmów na poletkach eksperymentalnych wzrosła średnio od dwóch do trzech razy w porównaniu do poletek kontrolnych. **Tak znaczny wzrost liczebności badanych mikroorganizmów w glebie sugeruje, iż aplikacja osadu ściekowego sprzyja tworzeniu się dobrej jakości środowiska glebowego, które następnie przekłada się na lepszy rozwój systemu korzeniowego oraz na wzrost potencjału plonotwórczego roślin.**

Liczebność i aktywność mikroorganizmów w glebie można przedstawić również za pomocą pośredniego wskaźnika jakim jest aktywność dehydrogenaz (publikacja: **A6**), która dostarcza cennych informacji o biochemicznych procesach przebiegających w podłożu i w populacji mikroorganizmów. W pierwszym roku po aplikacji osadu ściekowego stwierdzono stymulujący wpływ na aktywność dehydrogenaz, co było związane z wprowadzeniem materii organicznej w postaci osadu ściekowego. Z kolei w drugim roku badań aktywność ich była zbliżona bądź też niższa w porównaniu do poletek bez osadu, co świadczy o tym że użyty osad uległ mineralizacji. O niższym tempie mineralizacji w drugim roku badań świadczy również, wyższy stosunek C:N w porównaniu do pierwszego roku, co wskazuje na wolniejsze uwalnianie składników

pokarmowych wykorzystywanych przez mikroorganizmy bytujące w glebie a tym samym o niższej aktywności enzymatycznej i mikrobiologicznej takich gleb.

W drugim roku po aplikacji osadu ściekowego (publikacja: **A6**) we wszystkich analizowanych grupach bakterii obserwowano spadek liczebności i aktywności w porównaniu do pierwszego roku. Do jednych z najliczniej występujących grup drobnoustrojów w przyrodzie należą bakterie z rodzaju *Pseudomonas*. Te Gram-ujemne pałeczki są przedstawicielami ryzosfery i charakteryzują się tym, że tworzą asocjacje z korzeniami roślin. Bakterie te degradują wiele zanieczyszczeń antropogenicznych nie dopuszczając do pobrania ich przez rośliny. Otrzymane wyniki w drugim roku wskazały wpływ dawki osadu na liczbę bakterii *Pseudomonas fluorescens*. Średnio najwięcej bakterii *Pseudomonas fluoerscens* (publikacja: **A1**) odnotowano na poletkach w okresie wiosennym, na których zastosowano pojedynczą dawkę osadu, zaś najmniejszą na poletkach kontrolnych. Kolejną analizowaną grupą mikroorganizmów glebowych były bakterie amylopolityczne i proteolityczne rozkładające złożone produkty do związków prostych, łatwiej absorbowanych przez rośliny. Ilość bakterii amylopolitycznych w glebie była najwyższa w okresie letnim w próbkach pobranych z poletek z podwójną dawką osadu i zasianą mieszanką Roadside, natomiast bakterii proteolitycznych w okresie wiosennym również na mieszance Roadside przy podwójnej dawce osadu ściekowego. **W okresie jesiennym w drugim roku badań wszystkie analizowane grupy bakterii wykazywały podobny poziom liczebności bez względu na zastosowany wariant nawozowy oraz mieszanki traw, co świadczy o tym, że aplikowany osad został całkowicie rozłożony, a zawarte w nim składniki wykorzystane przez mikroorganizmy.**

Oprócz aktywności mikrobiologicznej przedstawiono również (publikacja: **A2**) wykonane oznaczenia wskaźników sanitarnych tj. ogólna liczba bakterii, wskaźnik bakterii grupy *coli* i grupy *coli* typu fekalnego, wskaźnik beztlenowych bakterii przetrwalnikujących z rodzaju *Clostridium perfringens*, wskaźnik bakterii z rodzaju *Enterococcus* w próbkach gleby pobranych z badanych poletek w latach 2011 i 2012. Badania mikrobiologiczne osadów ściekowych przeprowadzone zostały zgodnie z metodyką zawartą w Polskich Normach (PN-EN ISO 6222:2004, PN-EN 26461-2:2001, PN-82/C-06415.25, PN-77/C-04615.07, PN-75/C-04615.05).

Ocena sanitarna próbek gleby stanowi poważny problem gdyż w Polsce nie ma aktów prawnych regulujących jakość gleby pod względem biologicznym. W celu oceny poziomu zanieczyszczenia gleb nawożonych osadem ściekowym, uzyskane wyniki porównano do klasyfikacji stanu sanitarnego gleby zaproponowanego przez Gorbową (Mrozowska 1999) oraz klasyfikacji podanej przez Parnakową i Mayera (Zmysłowska 2002). Dobre wyniki higienizacji osadów uzyskano, gdy osad ściekowy zaaplikowano do gleby jesienią, a poletka pozostawiono do wiosny. W tym

czasie nastąpiło znaczne obniżenie wszystkich badanych parametrów sanitarnych do poziomu nie odbiegającego od próbek kontrolnych gleby (bez osadu). **Na podstawie uzyskanych wyników stwierdzono, że po zastosowaniu osadu ściekowego, monitoring biologiczny takich gleb powinien być prowadzony przez okres co najmniej jednego roku.** Brak przepisów regulujących jakość mikrobiologiczną gleby utrudnia ocenę i ustalenie progu bezpieczeństwa. Należy zauważyć, że pomimo braku bakterii z rodzaju *Salmonella* i inwazyjnych jaj nicieni w stosowanym ustabilizowanym osadzie ściekowym, może on zawierać inne nieoznaczane organizmy w tym bakterie patogenne. Chociaż ich przetrwanie w glebie jest ograniczone, jednak ich okresowa obecność może stanowić pewne ryzyko.

Aplikacja osadu ściekowego do gleb antropogenicznych wprowadza dodatkowo metale ciężkie powodując spowolnienie procesów biologicznych w wyniku zmiany liczebności i różnorodności gatunkowej makro i mikroorganizmów glebowych. Na podstawie analizy korelacji stwierdzono wzajemne powiązania między badanymi wskaźnikami sanitarnymi a zawartością poszczególnych metali w glebie, odczynem gleby i węglem organicznym. Analiza statystyczna wykazała ujemny współczynnik korelacji pomiędzy odczynem gleby a liczbą bakterii z grupy *coli* lub *Clostridium sp.*, ale z drugiej strony stwierdzono dodatnią korelację między *Clostridium sp.*, a zawartością węgla organicznego. Analiza statystyczna wykazała również istotną ujemną korelację *Enterococcus sp.* z Pb i Zn, podczas gdy *Clostridium sp.* było istotnie dodatnio skorelowane z zawartością Ni i Zn w glebie przy poziomie istotności  $p \leq 0,05$ . Liczba bakterii *coli* typu kałowego wykazała istotną dodatnią korelację z Cr i Cu oraz ujemną korelację z Ni i Pb (publikacja: **A2**).

W badaniach potwierdzono wpływ osadu ściekowego na zmiany aktywności enzymatycznej i mikrobiologicznej gleb miejskich. Zmiany aktywności analizowanego rodzaju gleb są dobrym wskaźnikiem przekształceń antropogenicznych zachodzących w środowisku glebowym oraz stanowią kryterium oceny jakości gleb.

#### **Ad.2. Analiza zachowania metali ciężkich w układzie gleba-roślina po wzbogaceniu osadem ściekowym (A2, A3, A4)**

Kolejnym problemem podjętym w trakcie realizacji badań była próba analizy zawartości metali ciężkich w glebie miejskiej; wpływu parametrów fizycznych i chemicznych gleb na zawartość w nich metali; poziomu zanieczyszczenia gleb metalami po wprowadzeniu osadów ściekowych oraz ich przemieszczanie w układzie gleba-roślina. Uzyskane wyniki zostały przedstawione w pracach **A2, A3 i A4**.

Przed rozpoczęciem eksperymentu gleba, do której był aplikowany osad ściekowy, została przebadana pod względem zawartości metali ciężkich przez

Okręgową Stację Chemiczno-Rolniczą w Białymstoku. Na podstawie uzyskanych wyników stwierdzono, że zawartość metali (Cd, Pb, Cu, Ni, Cr i Hg) w glebie pobranej z poletek nie wykazywała przekroczenia dopuszczalnych wartości (Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6 lutego 2015 r.). W przypadku jednej lokalizacji zawartość cynku w glebie osiągnęła wartość znacznie wyższą niż dopuszczalna norma, która wynosi 150 mg/kg s.m gleby.

W pierwszym roku badań po aplikacji pojedynczej i podwójnej dawki osadu ściekowego na poletkach zlokalizowanych przy ulicy Piastowskiej obserwowano w dalszym ciągu przekroczenie dopuszczalnych zawartości cynku w glebach. Wzrost stężenia cynku był spowodowany aplikacją do gleby osadu ściekowego, który przyczynił się do większego kumulowania tego metalu na koloidach próchnicznych i minerałach ilastych. Ponadto, źródła komunikacyjne mogły również przyczynić się do wzrostu zawartości Zn w analizowanej glebie. W drugim roku badań zawartość tego metalu w glebie z analizowanych poletek istotnie się obniżyła o ponad 50% i wynosiła przy pojedynczej dawce osadu - 78,0 mg/kg s.m. gleby, natomiast przy podwójnej - 89 mg/kg s.m. gleby, a na poletkach kontrolnych obniżyła się tylko o 25%. Mniejsza zawartość cynku w glebie w kolejnym roku badań mogła być związana z pobraniem tego pierwiastka przez rośliny, jak również z rozbudową w tym miejscu szlaku komunikacyjnego oraz zmianą organizacji ruchu. Z kolei w pozostałych lokalizacjach zawartość tego metalu w glebie nie wykazywała istotnych zmian w okresie badań.

Kadm i ołów należą do najbardziej niebezpiecznych metali jakie są wprowadzane do gleby wraz z osadami ściekowymi. Na podstawie otrzymanych wyników stwierdzono, że średnia zawartość kadmu i ołowiu w badanych glebach antropogenicznych różniła się istotnie w zależności od lokalizacji poletek. W pierwszym roku na poletkach, na których zaaplikowano osad ściekowy, zawartość kadmu i ołowiu w glebie nieznacznie wzrosła o około 3% w porównaniu do poletek kontrolnych. W kolejnym roku obserwowano, zarówno na poletkach kontrolnych jak i po aplikacji osadu spadek zawartości kadmu w glebie co związane było z przemieszczeniem się tego pierwiastka w głąb profilu glebowego oraz pobraniem go przez rośliny. Na poletkach, na których zastosowano pojedynczą dawkę osadu, obserwowano spadek zawartości kadmu w glebie o około 18%, natomiast na poletkach z podwójną dawką osadów wykazano nieznaczny wzrost o około 6% w porównaniu do poletek kontrolnych. Różnice w zawartości kadmu w glebie zależały od położenia obiektów badawczych oraz wynikały ze specyfiki położenia, a w tym m.in. odległości punktów badawczych od krawędzi jezdni oraz natężenia ruchu (publikacje: **A2**, **A3** i **A4**), natomiast zawartość ołowiu w glebie we wszystkich lokalizacjach w drugim roku po aplikacji osadów ściekowych obniżyła się trzykrotnie. Średnia

zawartość ołowiu w pierwszym roku badań wynosiła od 20,75 do 80,0 mg/kg s.m., z kolei w kolejnym roku od 6,65 do 18,46 mg/kg s.m. gleby. Na spadek zawartości tego metalu miała wpływ aplikacja osadów ściekowych, która przyczyniła się do mniejszego kumulowania tego metalu na koloidach glebowych a tym samym wymywania go do głębszych warstw gleby. Podobną tendencję w drugim roku badań obserwowano w przypadku niklu, którego zawartość w glebach obniżyła się prawie czterokrotnie w porównaniu z pierwszym rokiem badań. Średnia ogólna zawartość niklu w pierwszym roku mieściła się w zakresie od 39,85 do 47,5 mg/kg s.m., natomiast w kolejnym roku badań wynosiła od 7,68 do 14,18 mg/kg s.m. gleby.

Dodatek osadu ściekowego do gleby przyczynił się do wzrostu zawartości chromu w powierzchniowych poziomach gleb na terenach zurbanizowanych w porównaniu do poletek kontrolnych. **Wzrost zawartości chromu w glebie we wszystkich badanych poletkach w różnych lokalizacjach wykazał, iż dodanie do antropogenicznej gleby osadu ściekowego przyczyniło się do większej koncentracji tego metalu na koloidach próchnicznych i minerałach ilastych, a co za tym idzie wpłynęło na wzrost kumulacji Cr w glebie** (publikacje: **A2**, **A3** i **A4**). Zawartość miedzi w powierzchniowych poziomach gleb uzależniona była od zastosowanej dawki osadów jak i lokalizacji poletek badanych. Po aplikacji osadu ściekowego obserwowano wzrost zawartości miedzi w glebie o około 12%. W pierwszym roku najwyższe wartości stężenia miedzi zaobserwowano na poletkach, na których zastosowano podwójną dawkę osadu ściekowego, natomiast w kolejnym roku po aplikacji osadu ściekowego stwierdzono prawie dwukrotny wzrost stężenia miedzi w glebie na wszystkich analizowanych poletkach. W glebach miedź występuje w różnych formach, tworząc z reguły połączenia mało mobilne w postaci wytrąceń węglanowych i siarczanowych. Miedź podlega silnej sorpcji przez substancję organiczną, a co za tym idzie, może być gromadzona w większej ilości w glebie. Potwierdziły to badania statystyczne, w których stwierdzono istotnie dodatnią korelację pomiędzy zawartością miedzi i substancji organicznej (publikacje: **A2**, **A3** i **A4**).

Najprostszą metodą oceny jakości gleb miejskich pod względem zawartości metali ciężkich (publikacja: **A3**) po aplikacji osadu ściekowego jest porównanie zawartości metali w glebach miejskich do wartości tła geochemicznego skały macierzystej. Warto w tym miejscu dodać, że gleby miejskie mają w różnym stopniu zniszczoną skałę macierzystą wskutek intensywnej działalności człowieka, a stopień rozwoju profilu glebowego takich gleb nie jest związany z procesami glebotwórczymi tylko antropogenicznymi. Na podstawie uzyskanych wyników badań stwierdzono, że średnia zawartość metali ciężkich w glebie ze wszystkich analizowanych lokalizacji przed aplikacją oraz po aplikacji osadu ściekowego, w pierwszym roku badań, była na poziomie tła geochemicznego w przypadku miedzi, ołowiu i cynku (publikacja: **A3**),

natomiast w przypadku kadmu i niklu była wyższa od poziomu tła. W kolejnym roku badań stwierdzono przekroczenie wartości tła w przypadku niklu oraz dodatkowo chromu. Porównując zawartość metali w glebie z terenów miejskich do tła geochemicznego zaobserwowano, iż dodatek osadu ściekowego nie wpłynął istotnie na wzrost zanieczyszczenia gleb, gdyż po aplikacji osadu zawartość większości analizowanych metali była na poziomie tła geochemicznego charakterystycznego dla gleb na terenie Białegostoku (Lis i Pasieczna 1995).

W dalszej części badań (publikacje: **A2**, **A3** i **A4**) analizowano właściwości fizykochemiczne gleb takie jak: odczyn gleby, zawartość węgla organicznego i uziarnienie, które stanowią ważne parametry kontrolujące akumulację i dostępność metali ciężkich w środowisku glebowym. We wszystkich analizowanych lokalizacjach odczyn gleby był alkaliczny. Alkalizacja gleb miejskich jest związana z ich budową i strukturą oraz opadem pyłów emitowanych w trakcie spalania paliw kopalnych. Wysoki odczyn gleby powoduje, że niektóre metale są unieruchamiane w profilu glebowym, jednak poprzez wymywanie mogą zanieczyszczać dodatkowo wody podziemne. Zawartość materii organicznej po aplikacji osadu w pierwszym roku badań wzrosła o 25% na poletkach z pojedynczą dawką osadu, natomiast o 39% na poletkach z podwójną dawką osadu ściekowego. W badaniach własnych, gleby z poszczególnych lokalizacji zostały zakwalifikowane do gleb lekkich a zawartość w nich frakcji piasku wyniosło od 44 do 68%, pyłu od 22 do 39% oraz ilu od 9 do 17% (publikacje: **A2** i **A3**). W celu dokładnego poznania zależności pomiędzy różnymi parametrami gleb po aplikacji osadów ściekowych, wykonano badania statystyczne obejmujące m.in. określanie korelacji pomiędzy metalami a odczynem gleby, zawartością węgla organicznego i uziarnieniem. Wykonana analiza wykazała dodatnią zależność pomiędzy zawartością niklu a węglem organicznym w glebie, co świadczyło o unieruchomieniu tego pierwiastka w glebie, po wzbogaceniu gleb osadem ściekowym. Stwierdzono również dodatnią korelację pomiędzy zawartością kadmu w glebie, a zawartością części spławialnych i węglem organicznym. Ponadto, analiza korelacji wykazała dodatnią zależność pomiędzy cynkiem w glebie a zawartością węgla organicznego oraz minerałów ilastych. Z kolei ujemną korelację stwierdzono pomiędzy zawartością ołowiu, niklu i cynku w glebie a odczynem gleby, co wskazuje na większą rozpuszczalność związków ołowiu, niklu i cynku po aplikacji osadu ściekowego i możliwość łatwego pobierania przez rośliny w alkalicznym środowisku. Ponadto, zaobserwowano istotną dodatnią korelację pomiędzy odczynem gleby a zawartością Ni i Cr, co wskazuje na mniejszą rozpuszczalność tych metali w glebie wraz ze wzrostem jej odczynu (publikacje: **A2**, **A3** i **A4**).

Kolejnym etapem prowadzonych analiz (publikacje: **A3** i **A4**) było zbadanie zawartości metali ciężkich w częściach nadziemnych traw po aplikacji do gleb

antropogenicznych osadu ściekowego. Należy zaznaczyć, że niektóre metale występujące w glebie są niezbędne do prawidłowego funkcjonowania roślin, jednak w zanieczyszczonym środowisku rośliny mogą pobierać je z gleb w większej ilości niż wynika to z ich potrzeb fizjologicznych. Taka zdolność roślin jest wykorzystywana w procesie fitoremediacji (Simon i in. 2014). W trakcie prowadzonych badań zaobserwowano istotne różnice w stężeniu metali w roślinach. Na poletkach gdzie zastosowano zróżnicowane dawki osadu ściekowego, stwierdzono wzrost ich zawartości w analizowanych mieszankach traw.

W pierwszym roku po aplikacji osadu największą zmienność zawartości wśród badanych metali ciężkich w roślinach wykazywał kadm, a jego zawartość w częściach nadziemnych roślin wynosiła od 0,16 do 0,56 mg/kg s.m. Najwyższy poziom Cd stwierdzono w próbkach traw, na które zaaplikowano podwójną dawkę osadu, a najniższą na poletkach kontrolnych. Wyższe zawartości kadmu w trawach na poletkach nawożonych osadem ściekowym były spowodowane łatwiejszym pobieraniem tego pierwiastka przez rośliny. W przypadku ołowiu zaobserwowano spadek jego zawartości w częściach nadziemnych mieszanek traw gazonowych Eko i Roadside, odpowiednio od 2,63 i 3,31 mg/kg s.m. na poletkach kontrolnych do 1,81 mg/kg s.m. na poletkach z największą dawką osadu ściekowego. Wyniki te wskazują na unieruchomienie ołowiu w glebie pod wpływem zwiększonej dawki osadu i utrudnioną dostępność ołowiu dla roślin.

Pobieranie metali ciężkich z roztworu glebowego przez rośliny uwarunkowane jest odczynem oraz zawartością substancji organicznej w glebie. Odczyn gleby jest parametrem, od którego zależy między innymi stan równowagi procesów sorpcji i desorpcji kationów wodorowych i kationów metali oraz wskazuje na możliwość ich migracji w glebie i pobierania metali przez rośliny (Rosada 2007). Stwierdzono ujemną korelację (przy  $p < 0,05$ ) pomiędzy odczynem gleby a zawartością miedzi w mieszankach traw, co potwierdza, że wraz ze spadkiem odczynu gleby po aplikacji osadu ściekowego wzrasta pobieranie miedzi przez rośliny z roztworu glebowego.

Wykonana analiza statystyczna pomiędzy zawartością metali w glebie a zawartością metali w częściach nadziemnych traw gazonowych wykazała silną dodatnią korelację pomiędzy zawartością kadmu w glebie i niklu w roślinach. Stwierdzono również dodatnią korelację pomiędzy zawartością niklu w glebie a kumulacją miedzi, żelaza i cynku w roślinach. Ponadto, analiza statystyczna wykazała dodatnią współzależność pomiędzy zawartością w glebie chromu a kumulacją w roślinach cynku oraz manganu w glebie i żelaza w roślinach. Zaobserwowano także istotne dodatnie współzależności pomiędzy zawartą w glebie miedzią a niklem w roślinach oraz żelazem w glebie a kadmem w roślinach, a także zawartością cynku w glebie a niklem w roślinach. Analiza korelacji



potwierdziła, zależność pomiędzy zawartością różnych metali w glebie a możliwością ich pobierania przez rośliny (publikacje: **A3** i **A4**).

Przeprowadzone badania wykazały zróżnicowaną migrację metali ciężkich w układzie gleba-roślina po aplikacji osadu ściekowego. Najwyższą kumulację w częściach nadziemnych roślin wykazywał Cr i Cd, z kolei alkaliczny odczyn gleb wpływał na ograniczenie pobierania przez trawy gazonowe takich metali jak Cu, Pb i Ni, co potwierdza wykonana analiza statystyczna otrzymanych wyników badań (publikacje: **A3** i **A4**).

### **Ad.3. Oszacowanie współczynników biokoncentracji metali ciężkich w częściach nadziemnych roślin porastających gleby wzbogacone osadami ściekowymi z jednoczesną analizą wpływu wybranych pestycydów należących do dwóch grup chemicznych (A3, A4, A5)**

Kolejnym etapem prowadzonych badań było obliczenie współczynnika bioakumulacji (BCF) w częściach nadziemnych badanych roślin, w celu określenia wpływu zastosowania osadów ściekowych na fitoekstrakcję metali ciężkich z gleby przez trawy gazonowe. Każdy metal ma określony, swoisty mechanizm pobierania, transportu i gromadzenia w roślinie, natomiast w obecności innych jonów w podłożu można obserwować interakcje pomiędzy poszczególnymi jonami. Wartości BCF poniżej 1 sugerują, że rośliny wykazują ograniczoną biodostępność dla zanieczyszczeń, natomiast wartości powyżej 1 wskazują na wyraźną bioakumulację ksenobiotyku (Oleszczuk 2007).

Na podstawie otrzymanych wyników (publikacje: **A3** i **A4**) stwierdzono, że rośliny pobierały w najmniejszym stopniu Mn, Ni i Pb, natomiast Zn, Cr, Cu i Cd należały do pierwiastków łatwiej absorbowanych przez rośliny, co może świadczyć o dużej ich mobilności w porównaniu z pozostałymi metalami. W przypadku kadmu najwyższy współczynnik biokoncentracji został zaobserwowany przy zastosowanej podwójnej dawce osadu ściekowego na poletkach z mieszanką Roadside oraz na poletkach z mieszanką Eko gdzie zaaplikowano pojedynczą dawkę osadu. Współczynnik biokoncentracji Cu na poletkach, na których zaaplikowano osad ściekowy, był na podobnym poziomie  $BCF = 0,5$  bez względu na dawkę osadu. Może to świadczyć o unieruchamianiu tego pierwiastka w glebie po dodaniu substancji organicznej w postaci osadów ściekowych. Z kolei, wskaźnik biokoncentracji cynku wzrastał wraz z dawką osadu i przy podwójnej dawce osadu na poletkach z mieszanką Eko i Roadside wyniósł 1,5, co świadczyło o tym, że dodany do gleb osad ściekowy zwiększa mobilność cynku. Akumulacja cynku przez rośliny w pewnych granicach stymuluje procesy rozwojowe, natomiast w zbyt wysokich stężeniach opóźnia oraz

zmniejsza wzrost i rozwój korzeni powodując chlorozę liści roślin wystawionych na działanie Zn (Oleszczuk 2007).

Współczynnik biokoncentracji Cr w roślinach wyniósł 3,4 przy najwyższym zastosowanym nawożeniu osadem ściekowym i mieszance Eko. Odwrotną zależność obserwowano na poletkach z mieszanką Roadside. Najwyższy wskaźnik bioakumulacji Cr był na poletkach bez osadu i wynosił od 1,9 do 3,6 i wraz ze wzrostem dawki osadu biokoncentracja Cr malała. Wskazuje to na fakt, że wykorzystanie mieszanki traw Eko może przyczynić się do większej biokoncentracji Cr w częściach nadziemnych, a tym samym poprzez plon na łatwiejsze jego usuwanie z gleb. Z kolei akumulacja pozostałych metali Pb, Mn oraz Ni w roślinach była na podobnym poziomie niezależnie od lokalizacji oraz zastosowanego nawożenia osadem ściekowym, co sugeruje iż wybrane mieszanki traw nie mają zdolności kumulacji w częściach nadziemnych zbyt dużych ilości tych metali znajdujących się na obszarach miejskich.

Wykorzystanie osadu ściekowego jako nawozu w uprawach rolniczych stanowi doskonałe rozwiązanie ze względu na zawarte w nim cenne składniki pokarmowe dla roślin. Prezentowane badania (publikacja: **A5**) miały na celu analizę oddziaływania wybranych pestycydów dwóch grup chemicznych w odniesieniu do roślin rosnących na glebie wzbogaconej granulowanym nawozem Granbial wytworzonym na bazie osadów ściekowych z Białostockiej Oczyszczalni Ścieków. Ocenie poddano również migrację metali w systemie gleba – roślina oraz biodostępności i łatwości włączania się ich w łańcuch żywnościowy.

W badaniach zastosowano herbicyd H (MCPA + dikamba), fungicyd F1 (tiofanat metylu i azoksystrobina), i fungicyd F2 (propikonazol, cyprokonazol + spiroksaminy tebukonazol i triadimenol), oraz ich kombinacje: herbicyd (MCPA) z fungicydem H + F1 (tiofanat metyl i azoksystrobina) i herbicyd (MCPA) z dwoma fungicydami H + F2 (propikonazol, cyprokonazol + spiroksaminy tebukonazol i triadimenol).

Warto podkreślić, że opisane (publikacja: **A5**) badania są pierwszymi tego typu eksperymentami, w których przeprowadzono analizę wpływu aplikacji wybranych herbicydów i fungicydów oraz ich mieszanin na migracje metali do roślin po zastosowaniu nawozu wytworzonego z osadów ściekowych. Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że zastosowany zabieg herbicydowo–fungicydowy (H + F2) przyczynił się do łatwiejszego pobierania kadmu przez rośliny, natomiast zastosowany zabieg fungicydowy (F2) hamował pobieranie kadmu z gleby przez rośliny. Zawartość kadmu w ziarnie mieściła się w zakresie wartości stężeń dopuszczalnych określonych w Rozporządzeniu Komisji (UE) nr 1881/2006.

W środowisku glebowym z roku na rok obserwuje się wzrost zawartość chromu co jest niepokojącym zjawiskiem ze względu na jego łatwe przechodzenie do łańcucha pokarmowego. Zastosowane zabiegi ochrony roślin istotnie wpłynęły na pobieranie Cr przez pszenicę, największe ilości Cr zaobserwowano w roślinach rosnących na poletkach z zabiegiem H + F2. Otrzymane wyniki wskazują również na wzrost zawartości miedzi w roślinach i w ziarnie na poletkach, na których zastosowano zabieg fungicydowy (F1 i F2) oraz mieszaninę fungicydu z herbicydem (H+F1 i H+F2) w porównaniu do poletek kontrolnych. Najwyższą zawartość miedzi zaobserwowano w roślinach na poletkach z zabiegiem F1 natomiast najmniej Cu pobrały rośliny na poletkach z zabiegiem herbicydowym (H). Zawartość niklu w roślinach zależała od wykonanego zabiegu ochrony roślin. Największą ilość niklu pobrały rośliny na poletkach z zabiegiem fungicydowym F1 i F2, natomiast na poletkach z zabiegiem herbicydowym zawartość Ni w roślinach w porównaniu do roślin z poletek kontrolnych była niższa. Ponadto stwierdzono, że zabiegi fungicydowe F1 i F2 wpłynęły na mniejsze pobieranie ołowiu przez rośliny a tym samym mniejsza była migracja tego pierwiastka do części nadziemnej oraz ziarna. **Najwyższą zawartość Pb w ziarnie stwierdzono w roślinach rosnących na poletkach kontrolnych oraz z zabiegiem H + F1 odpowiednio 0.21 i 0.25 mg/kg s.m. i były to wartości powyżej poziomu stężeń dopuszczalnych określonych w Rozporządzeniu Komisji (UE) nr 1881/2006.**

Kolejnym analizowanym metalem w częściach nadziemnych pszenicy jarej był cynk. Na zawartość tego metalu miały istotny wpływ wykonane zabiegi herbicydowo-fungicydowe. **Największa ilość Zn została pobrana przez rośliny z poletek, na których zastosowano zabieg fungicydowy (F1) składający się z tiofanatu metylu i azoksystrobiny oraz jego kombinacji z herbicydem (H + F1).** Z kolei na pozostałych poletkach ilość pobieranego Zn przez rośliny była na tym samym poziomie w porównaniu do roślin zebranych z poletek kontrolnych.

Wykonana na podstawie uzyskanych wyników korelacja rang Spearmana (przy  $p \leq 0,05$ ) pomiędzy zawartością metali w glebie a zawartością metali w częściach nadziemnych wskazuje, iż nikiel w glebie był istotnie skorelowany z Cd, Zn oraz Cu w roślinach, natomiast zawartość Cr w glebie była istotnie skorelowana z poziomem Pb w roślinach. Dodatnia korelacja pomiędzy metalami świadczyła, że wszystkie analizowane metale były tak samo pobierane przez rośliny z roztworu glebowego i miały istotny wpływ na rozwój roślin oraz na gromadzenie się ich w plonie końcowym. Ponadto, wykonane zabiegi z wykorzystaniem wybranych herbicydów i fungicydów oraz ich mieszanin przyczyniły się do uruchomienia z koloidów glebowych metali i ich łatwiejszy pobór przez rośliny.

Dodatkowo przedstawiono próbę oceny wpływu zabiegów herbicydowo-fungicydowych oraz ich mieszanin na biokoncentrację metali w roślinach uprawnych rosnących na glebie wzbogaconej osadem ściekowym (publikacja: **A5**). **Współczynnik biokoncentracji cynku i miedzi w częściach nadziemnych roślin nieznacznie wzrósł po aplikacji zabiegów herbicydowo-fungicydowych w porównaniu do biokoncentracji tych metali w roślinach z poletek kontrolnych odpowiednio o 10%, co świadczy że stosowane zabiegi mogły wpływać na łatwiejsze gromadzenie się tych metali w roślinach. Najwyższy współczynnik biokoncentracji dla kadmu został zaobserwowany na poletkach kontrolnych, z zabiegiem herbicydowym (H) oraz herbicydowo-fungicydowym H + F1 i H + F2 i wynosił 1.3, co wskazuje że aplikacja substancji czynnych pestycydów może przyczynić się do łatwiejszego przenikania tego pierwiastka z gleby do plonu końcowego wpływając na zwiększenie ryzyka włączenia w łańcuch pokarmowy.**

Przeprowadzona jednoczesna analiza oddziaływania pestycydów dwóch grup chemicznych wykazała odmienny wpływ na koncentracje metali ciężkich w częściach nadziemnych roślin uprawnych rosnących na glebie wzbogaconej osadem ściekowym. Stwierdzono większą koncentrację metali wyrażoną za pomocą wskaźnika biokoncentracji w roślinach uprawnych na poletkach z zabiegiem herbicydowym oraz kontrolnych, a mniejszą z zabiegiem fungicydowym.

#### **Ad.4. Ocena wpływu sadu ściekowego na poziom zanieczyszczeń antropogenicznych w glebie (A6)**

Spośród szerokiego spektrum zanieczyszczeń występujących w środowisku wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, obok metali ciężkich, stanowią integralny składnik gleb. Dlatego też kolejnym podjętym tematem badań (publikacja: **A6**), była ocena: oddziaływania osadu ściekowego na zanieczyszczenia antropogeniczne na przykładzie modelowych związków WWA występujących w glebie miejskiej oraz określeniu głównych źródeł pochodzenia WWA w glebach na terenach zurbanizowanych.

Osad ściekowy użyty w doświadczeniu charakteryzował się niską zawartością 16 WWA (suma całkowita wynosiła 0,0024 mg/kg s.m.). Po aplikacji osadu ściekowego suma zawartości 16 WWA w glebie miejskiej nie przekraczała poziomów stężeń określonych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz.U. 2016 poz. 1395).

Przeprowadzone badania (publikacja: **A6**) dają szerszy pogląd na wykorzystanie osadu ściekowego do gleb miejskich w celach rekultywacyjnych. **Na podstawie**

wyników badań otrzymanych po aplikacji osadu ściekowego stwierdzono spadek całkowitej sumy 16 WWA w glebie miejskiej o 10% w 2012 roku w porównaniu do 2011. Spośród 16 badanych związków WWA, benzo(a)piren był dominującym węglowodorem aromatycznym w próbkach zebranych w 2011 i 2012 roku, a jego udział w całkowitej sumie 16 WWA wynosił 15%. W badaniu zaobserwowano również wzrost udziału chryzenu i indeno(1,2,3-c,d)pirenu w sumie 16 WWA w 2012 r. w porównaniu z 2011r.

Ponadto, w badaniu oznaczono w próbkach gleby sumę 7 potencjalnie rakotwórczych WWA, takich jak dibenzo(a,h)antracen, benz(a)antracen, benzo(a)piren, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, chryzen i indeno(1,2,3-c,d)piren. Uzyskane wyniki wskazały, że udział 7 potencjalnie rakotwórczych WWA w glebie wynosiła 68% (2011 r.) i 78% (2012 r.) w całkowitej sumie 16 WWA. Dodatkowo po porównaniu z wynikami z poletek kontrolnych stwierdzono iż suma potencjalnie rakotwórczych WWA na poletkach nawożonych osadem ściekowym obniżyła się o 68%.

Ponadto, (publikacja: **A6**) podjęto próbę wyjaśnienia pochodzenia WWA obecnego w glebach miejskich za pomocą wskaźników diagnostycznych takich jak antracen/(antracen + fenantren) który jest przydatny do identyfikacji źródeł petrogenicznych, podczas gdy fluoranten/(fluoranten + piren), benz(a)antracen/(benz(a)antracen + chryzen) i indeno(1,2,3-c,d)piren /(indeno(1,2,3-c,d)piren + benzo(g,h,i)perylene) są lepsze do identyfikacji źródeł pirolitycznych (Tobiszewski i Namieśnik 2012). Indeno(1,2,3-c,d)piren/(indeno(1,2,3-c,d)piren + benzo(g,h,i)perylene) jest wskaźnikiem w którym wartości  $< 0,20$  oznaczają źródła ropy naftowej, wartości w zakresie  $0,20-0,50$  ze spalania paliw płynnych (ropy naftowej i oleju napędowego), natomiast współczynnik  $> 0,5$ , pokazuje źródło spalania biomasy roślinnej, drewna lub węgla (Yunker i in. 2002). Wskaźnik benzo(a)pyren/benzo(g,h,i)perylene  $> 0,6$  oznacza źródło przede wszystkim emisji ruchu ulicznego, a stosunek benzo(a)pyren/benzo(g,h,i)perylene  $< 0,6$  wskazuje, że nie są w nim zaangażowane żadne emisje ruchu ulicznego (Galarneau 2008).

Stwierdzono iż stosunek antracen/(antracen + fenantren) w badaniach własnych wynosił od 0,20 do 0,81, a stosunek fluoranten/(fluorantenu + piren) wahał się od 0,44 do 0,64, co wskazuje, że główne źródła WWA w badanej glebie to procesy spalania biomasy, węgla i ropy naftowej. Kolejny analizowany wskaźnik (benz(a)antracen/(benz(a)antracen + chryzen)), którego wartości wahały się od 0,07 do 0,90, potwierdza sugerowane pochodzenie WWA w glebie. W większości próbek wartość omawianego wskaźnika była jednak wyższa niż 0,35, co wskazuje, że WWA obecne w glebie miejskiej pochodzą ze spalania biomasy roślinnej, węgla, drewna i ropy naftowej. W tym badaniu współczynnik

indeno(1,2,3-c,d)piren/(Indeno(1,2,3-c,d)piren + benzo(g,h,i)perylen) wynosił od 0,26 do 0,97 (41,6% z 36 próbek przekroczyło wartość 0,50), co świadczy o tym, iż WWA w badanej glebie miejskiej pochodziły ze spalania paliw kopalnych, w szczególności ropy naftowej i węgla. Co więcej, w większości próbek gleby współczynniki benzo(a)pyren/benzo(g,h,i)perylen były niższe niż 0,6 (4 z 36 próbek osiągnęły wyższe wartości niż 0,60), co wskazuje, że na występowanie WWA w glebie miejskiej nie miał wpływu ruch uliczny.

Na podstawie analizy statystycznej stwierdzono istotną korelację pomiędzy analizowanymi 16 WWA a odczynem gleby, stosunkiem C:N, uziarnieniem, liczebnością mikroorganizmów w strefie ryzosferowej oraz aktywnością dehydrogenaz. Wykonana analiza korelacji Pearsona przy  $p < 0.05$  wykazała ujemną zależność pomiędzy odczynem gleby a zawartością benzo(g,h,i)peryleny w glebie i dodatnią korelację z chryzenem i dibenzo(a,h)antracemem. Z kolei stosunek C : N wykazał istotnie pozytywną korelację z zawartością indeno(1,2,3-c,d)pirenem, podczas gdy dla benzo(g,h,i)peryleny zaobserwowano ujemną korelację. Wykazano również istotne korelacje pomiędzy uziarnieniem gleby a zawartością w niej WWA. Zawartość piasku była ujemnie skorelowana z zawartością fluorantenu, pirenu, benz(a)antracenu, chryzenu i benzo(k)fluorantenu. Z kolei zawartość pyłu była dodatnio skorelowana z zawartością fluorantenu, pirenu, benz(a)antracenu, chryzenu, benzo(k)fluorantenu oraz benzo(a)pirenu ( $p < 0,05$ ).

Aktywność mikrobiologiczna gleb sprzyja rozkładowi WWA w środowisku, co potwierdza wysoka dodatnia korelacja pomiędzy zawartością chryzenu a aktywnością dehydrogenazy i średnią dodatnią korelacją pomiędzy stężeniem fluorenu i benzo(k)fluorantenu a liczbą bakterii *Pseudomonas fluorescens*. Ponadto, zawartość WWA w glebie była statystycznie istotnie skorelowana z ogólną liczbą bakterii i liczbą bakterii Gram-ujemnych. Na podstawie tych wyników zaobserwowano dodatnie korelacje między całkowitą liczbą bakterii w glebie a naftalenem, acenaftenem, fluorenem i benzo(g,h,i)perylenem oraz bakterii Gram-ujemnych z naftalenem, acenaftenem, fluorenem i fenantrenem dla  $p < 0,05$ .

W badaniach udowodniono istotny wpływ osadu ściekowego na zawartość zanieczyszczeń antropogenicznych w glebie miejskiej. Stężenie związków modelowych WWA, po aplikacji osadu ściekowego, uległo redukcji o 10% w drugim roku badań. Z kolei stężenie modelowych kancerogennych związków WWA w glebach miejskich w drugim roku badań zmniejszyło się o 68%.

**Uzyskane wyniki przedstawione w jednotematycznym cyklu publikacji upoważniają do sformułowania następujących wniosków:**

- Aktywność mikrobiologiczna i enzymatyczna gleb zależy od dawki zaaplikowanego osadu ściekowego oraz wykazuje sezonowe wahania, które związane są z warunkami atmosferycznymi, właściwościami osadu oraz jego podatnością na rozkład.
- Osad ściekowy wprowadzony do gleb miejskich stymuluje aktywność mikrobiologiczną oraz enzymatyczną gleb, wyrażoną aktywnością dehydrogenaz, którą wykorzystano jako wskaźnik antropogenicznych zmian środowiskowych.
- Wybrane metale ciężkie takie jak Cr i Cd w układzie gleba-roślina po wzbogaceniu osadem ściekowym wykazują tendencję do migracji i większej kumulacji w częściach nadziemnych roślin.
- Materia organiczna wprowadzona do gleby antropogenicznej w postaci osadu ściekowego wpływa na wzrost zawartości metali ciężkich, w szczególności Ni i Cr, poprzez ich akumulację przez substancję organiczną, przyczyniając się do większej ich zawartości w glebie.
- Spośród badanych mieszanek traw odmiana EKO wykazuje się najwyższym stopniem kumulacji metali ze środowiska i jest rekomendowana do zasiewania trawników tworzonych wzdłuż szlaków komunikacyjnych na terenach zurbanizowanych.
- Jednoczesna analiza oddziaływania pestycydów należących do dwóch grup chemicznych z wykorzystaniem wskaźnika biokoncentracji wykazała odmienny wpływ na stężenia metali ciężkich w rolniczych roślinach uprawnych.
- Fungicydy zaaplikowane na zboża, porastające gleby wzbogacone granulowanym nawozem Granbial na bazie osadu, nie wpływają na migrację ołowiu i kadmu do części nadziemnych.
- Zabiegi herbicydowe powodują zintensyfikowanie pobierania metali ciężkich tj. Pb i Cd przez rośliny, co stanowi potencjalne ryzyko włączenia ich w łańcuch żywnościowy.
- Stężenie wszystkich związków modelowych WWA w glebach miejskich po aplikacji osadu ściekowego w drugim roku badań uległo redukcji o 10%, a kancerogennych WWA o 68%.
- Ustabilizowany i odwodniony osad ściekowy, pochodzący z oczyszczalni ścieków w Sokółce, powoduje obniżenie poziomu zanieczyszczeń chemicznych w glebie z terenów miejskich.

### 3 Piśmiennictwo

- Babel S., Del Mundo Dacer D. 2006. Heavy metal removal from contaminated sludge for land application: A review. *Waste Manage*, 26,988-1004.
- Bielińska E.J. 2006. Ecological characteristics of soils in urban allotments, *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering*, 51(2), 13–16
- Bień J.B., Wystalska K. *Osady ściekowe: teoria i praktyka*. Wyd. Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2011.
- Bień JB, Kacprzak M., Kamizela T., Kowalczyk M., Neczaj E., Pająk T., Wystalska K. *Komunalne osady ściekowe-zagospodarowanie energetyczne i przyrodnicze*. Politechnika Częstochowska 2015
- Branquinho C., Serrano HC., Pinto MJ., Martins-Loucao MA. 2007. Revisiting the plant hyperaccumulation criteria to rare plants and earth abundant elements. *Environmental Pollution*, 146 (2) 437-443.
- Czaja M., Kołton A., Baran A. 2013. Właściwości chemiczne gleb z terenów miejskich na początku okresu wegetacyjnego. *Logistyka*, 4, 59-65.
- Galarneau E. 2008. Source specificity and atmospheric processing of airborne PAHs: implications for source apportionment. *Atmospheric Environment*, 42, 8139–8149.
- Gondek K., Filipek-Mazur B. 2006. Akumulacja mikroelementów w biomasie owsa oraz ich dostępność w glebie nawożonej kompostem z odpadów roślinnych. *Acta agrophysica*, 8(3), 579 – 590.
- Joniec J., Furczak J. 2007. Liczebność wybranych grup drobnoustrojów w glebie bielcowej pod uprawą wierzby użyźnionej osadem ściekowym w drugim roku jego działania. *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska, sec. E*. 62, 1, 93–104.
- Jurkiewicz A., Orłowska E., Anielska T., Godzik B., Turnau K. 2004. The influence of mycorrhiza and EDTA application on heavy metal uptake by different maize varieties, *Acta Biologica, Cracoviensia Series Botanica*, 46, 7–18.
- Kabata-Pendias A. 2001. *Trace elements in soils and plants*. Third ed. CRC press, Boca Raton FL.
- Lis J., Pasieczna A. *Geochemical Atlas of Poland 1:2 500 000*, Państw. Inst. Geol., Warszawa 1995
- Massa N., Andreucci F., Poli M., Aceto M., Barbato M., Berta G. 2010. Screening for heavy metal accumulators amongst autochthonous plants in a polluted site in Italy. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73:1988–1997.
- Mrozowska J. *Laboratory of general and environmental microbiology*. Ed. Silesian University of Technology 1999.
- Napora A., Grobelak A. 2014. Wpływ osadów ściekowych na aktywność mikrobiologiczną i biochemiczną gleby. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 17(4): 619-630.
- Oleszczuk P. 2007. Biodostępność i bioakumulacja hydrofobowych zanieczyszczeń organicznych. Część I. Informacje ogólne. *Biotechnologia* 1 (76) 9-25
- Rashed M.N. 2010. Monitoring of contaminated toxic and heavy metals, from mine tailings through age accumulation, in soil and some wild plants at Southeast Egypt. *Journal of Hazardous Materials*, 178 (15): 739-746
- Remon E., Bouchardon, J-L., Guédard M.L., Bessoule J-J., Conord C. 2013. Are plants useful as accumulation indicators of metal bioavailability. *Environmental Pollution*, 175, 1–7.
- Rosada J. 2007. Ekologiczne aspekty wykorzystania obszarów objętych oddziaływaniem emisji hut miedzi do upraw rolniczych. *Progress in Plant Protection*, 47(1), 119–127.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6 lutego 2015 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz.U. Z 2015r. Poz. 257).



- Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi ( Dz.U. 2016 poz. 1395).
- Semple K. T., Doick K. J., Jones K. C., Burauel P., Craven A., Harms H. 2004. Defining Bioavailability and Bioaccessibility of Contaminated Soil and Sediment is Complicated. *Environmental Science and Technology*, 38, 228A-231A
- Shen YT. 2012. Status and progress of effects of dissolved organic matter on the absorption-transmission-storage of heavy metals in plan. *Rock and Mineral Analysis*, 31(4):571–575
- Simon E., Baranyai E., Braun M., Cserhádi C., Fábíán I., Tóthmérész B. 2014. Elemental concentrations in deposited dust on leaves along an urbanization gradient. *Science of the Total Environment*, 490: 514–520.
- Szarek-Gwiazda E. 2016. Metale ciężkie. W: Sądak T., Banduła T., Materek T., Mazurkiewicz-Boroń G., Słonka R. red. *Zbiornik wodny Dobczyce. Monografia Kraków, RZGW, MPWiK: 153-158.*
- Tobiszewski M., Namieśnik J. 2012. PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources. *Environmental Pollution*, 162, 110–119. doi: 10.1016/j.envpol.2011.10.025.
- Wieczorek J., Gambuś J. 2009. Porównanie działania obornika i komunalnych osadów ściekowych na plonowanie i skład chemiczny słonecznika w doświadczeniu lizymetrycznym. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 537, 359–368. Wydawnictwo PAN, Warszawa.
- Wilk M., Gawronek B. 2009. Metale ciężkie w osadach ściekowych. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, 39, 40–59.
- Yunker M.B., Macdonald R.W., Vingarzan R., Mitchell R.H., Goyette D., Sylvestre S. 2002. PAHs in the Fraser River Basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry*, 33, 489–515.
- Zmysłowska I. *Mikrobiologia ogólna i środowiskowa. Teoria i ćwiczenia.* Wyd. Uniwersytet Warmińsko-Mazurski. Olsztyn 2002.

Elżbieta Wołęjko

## 4 Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo – badawczych (artystycznych)

### 4.1 Informacje ogólne

Mój dorobek (bez publikacji stanowiących osiągnięcie naukowe, o którym mowa w art. 16 ust. 2 ustawy) składający się z 55 oryginalnych prac naukowych (w tym 2 przed uzyskaniem stopnia doktora) zamieściłam w załączniki nr 4. Spośród nich, 10 pozycji stanowią publikacje w czasopismach znajdujących się w bazie Journal Citation Reports (JCR), takich jak:

- Environmental Monitoring and Assessment (2 artykuły)
- Desalination and Water Treatment (4 artykuły)
- Crop Protection (1 artykuł)
- Journal of Environmental Science and Health, Part B (1 artykuł)
- Science of the Total Environment (1 artykuł)
- Ecological Chemistry and Engineering S (1 artykuł)

Pozostałe oryginalne prace ukazały się w recenzowanych czasopismach ogólnokrajowych (43 publikacji). Wyniki prowadzonych badań były również prezentowane na konferencjach krajowych i międzynarodowych (28 doniesień po uzyskaniu stopnia doktora – zał.4).

- Sumaryczny Impact Factor (IF) publikacji, liczony zgodnie z rokiem opublikowania, wynosi **27,775**.
- Łączna liczba punktów za publikacje oryginalne, wg listy MNIŚW, liczona zgodnie z rokiem ich opublikowania, przed uzyskaniem stopnia doktora wynosi **0**, po uzyskaniu stopnia doktora wynosi **631**
- Liczba cytowań publikacji według bazy Web of Science wynosi 44 a bez autocytowań wynosi **37**
- Index Hirscha opublikowanych publikacji według bazy Web of Science wynosi **5**

### 4.2 Główne kierunki badawcze

W pracy doktorskiej oraz po jej obronie w dalszym ciągu zajmowałam się wpływem różnych dawek azotu na wzrost i plonowanie oraz na procesy fizjologiczne zachodzące w jęczmieniu jarym browarnym. Na podstawie uzyskanych wyników dowiodłam, że na szybkość gromadzenia się biomasy miały wpływ warunki pogodowe, które w dużej mierze oddziaływały przez cały okres wegetacji

na kształtowanie się wskaźnika powierzchni liści (LAI) jak i na gromadzenie masy części nadziemnych w obydwu latach. Jako że różne dawki azotu wpływają na gromadzenie się barwników asymilacyjnych a tym samym oddziałują na procesy fotosyntezy, te zależności zostały przedstawione w publikacji (**zał.4 publikacje: 2.27, 2.31**). Ponadto prowadziłam również badania mające na celu wykazanie zależności między zastosowaną dawką azotu oraz fotosyntetycznie czynną radiacją (PAR) na stopień porażenia jęczmienia mszycą zbożową. Potwierdziłam, że fotosyntetycznie aktywna radiacja miała istotny wpływ na dynamikę liczebności populacji mszycy zbożowej (*Sitobion Avenae* F.) na jęczmieniu jarym. Przy najniższym poziomie PAR stwierdziłam największy procent roślin zasiedlonych przez szkodnika. Z kolei nawożenie azotem stymulowało rozwój i liczebność mszycy zbożowej szczególnie u roślin rosnących w doświadczeniu przy najwyższych zastosowanych dawkach azotu (1,5 g N/wazon) (**zał.4 publikacja: 2.23**).

Obok badań wpływu różnych dawek azotu na plon oraz parametry fizjologiczne prowadziłam również badania mające na celu porównanie różnych naturalnych nawozów wykorzystywanych w ogródkach przydomowych na gromadzenie się azotanów (V) i azotanów (III) w nowalijkach. Ponadto analizowałam zawartość azotanów (III) i (V) w wybranych roślinach przyprawowych pochodzących z handlu i ogrodów przydomowych, co zostało przedstawione w **zał.4 publikacje: 2.24, 2.26**.

W dalszej kolejności zajęłam się zagadnieniem obecności metali w środowisku i ich wpływie na wzrost i rozwój siewek różnych gatunków zbóż. W oparciu o uzyskane wyniki dotyczące wybranych metali dokonałam ich oceny wpływu na wzrost i rozwój roślin oraz na gromadzenie się barwników asymilacyjnych (**zał.4 publikacje: 2.27, 2.28, 2.29, 2.30**). Barwniki asymilacyjne w roślinach odgrywają ważną rolę w procesach fotosyntezy, dostarczając roślinom ponad 90% asymilatów, które przekładają się na produktywność roślin. Dlatego w pracy badawczej skupiłam się na interakcjach pomiędzy metalami i ich wpływie na rozwój różnych gatunków siewek zbożowych, a także na zawartości chlorofilu *a* i *b*. Analizowane metale w różnych stężeniach wpływały ujemnie na wzrost i rozwój oraz powodowały spadek zawartości chlorofilu *a* i *b* u wszystkich badanych odmian oraz stwierdziłam postępującą na liściach chlorozę tym większą im większe było stężenie metalu w pożywce. W kolejnym badaniu skoncentrowałam się na zawartości chlorofilu *a* i *b* oraz stężeniu magnezu i fosforu w liściach jęczmienia browarnego uprawianego przy różnych dawkach glinu i odczynu pożywki (pH 3-6). Zaobserwowałam, iż w obrębie gatunku badane odmiany charakteryzowały się różną odpornością na odczyn pożywki i zawartość w niej glinu co potwierdza parametr względnej szybkości wzrostu (RGR) oraz zawartość chlorofilu *a* i *b* w liściach.

Obok badań dotyczących wpływu metali na barwniki asymilacyjne, podjęłam próbę określenia zawartości chlorofilu *a* i *b* w liniach wsobnych żyta, które charakteryzuje się różnym stopieniem barwy zielonej liści oraz ustalenia sposobu dziedziczenia wysokiej zawartości chlorofilu w wybranych pokoleniach segregujących. Stwierdziłam, że badane linie wsobne żyta różnią się nie tylko fenotypowo, ale również genotypowo i stanowią cenne źródło genów. W przyszłości mogą one znaleźć zastosowanie w hodowli praktycznej, jako komponenty odmian heterozyjnych (**zał. 4 publikacja: 2.25**).

Zainteresowały mnie również zagadnienia związane z przyrodniczym wykorzystaniem osadów ściekowych. W trakcie realizacji badań stwierdziłam, że zastosowane nawożenie osadem ściekowym z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków w Sokółce w ilości 7,5 oraz 15 kg/m<sup>2</sup> wpłynęło dodatnio na wzrost i rozwój analizowanych mieszanek traw gazonowych. Dawka 7,5 kg osadu na 1 m<sup>2</sup> wpłynęła na zwiększenie wielkość pokrycia powierzchni badawczych trawami (zadarnienie) w 2011 roku średnio o 38%. Udział gatunków wysianych wynosił średnio 83% i był większy niż w warunkach kontrolnych średnio o 15%. W runi dominowała życica trwała. Z kolei dawka 15 kg osadu na 1 m<sup>2</sup> zwiększyła wielkość pokrycia powierzchni badawczych trawami w 2011 roku średnio o 83%. Gatunki wysiane stanowiły w runi średnio 87%, w tym życica trwała 81%. Poletka z mieszanką traw Eko wykazywały większą trwałość i wielkość pokrycia, niż poletka, na których zastosowano mieszankę traw Roadside (**zał.4 publikacje: 2.9, 2.12, 2.15**).

Kolejnym etapem mojej działalności naukowej była analiza zawartości makro- i mikroelementów w osadzie ściekowym i ich oddziaływanie na zawartość chlorofilu *a* i *b* w częściach nadziemnych traw. W większości przypadków stosunek chlorofilu *a* do *b* w badaniach własnych był względnie niski (zwykle poniżej 1). Mogły mieć na to wpływ warunki wzrostu mieszanek traw wysianych wzdłuż ciągów komunikacyjnych, narażonych na zanieczyszczenia, powodowane przez środki transportu i komunikacji, które mogą stanowić dodatkowy czynnik stresowy, co może wyjaśniać szczególnie niski stosunek chlorofilu *a* do *b* w przypadku roślin zebranych z poletek kontrolnych w pierwszych miesiącach badań. Koncentracja chlorofilu *a* i *b* w częściach nadziemnych traw uzależniona była również od terminu poboru, lokalizacji, z kolei zastosowany osad ściekowy działał stymulująco na ogólną zawartość chlorofilu. Wzrost ilości chlorofilu *b* w częściach nadziemnych był proporcjonalny do wzrostu dawki osadu. Koncentracja chlorofilu *a* w analizowanych próbkach traw nie zmieniała się w zależności od zastosowanego nawożenia osadem. Średnio w całym sezonie wegetacyjnym zawartość chlorofilu *a* w badanych roślinach była wyższa w stosunku do roślin z poletek kontrolnych o 15 %, natomiast chlorofilu *b* o 17 % (**zał.4 publikacje: 2.16, 2.18, 3.3**).

Gleby miejskie ze względu na strukturę charakteryzują się niską aktywnością biologiczną. Dodanie do gleb osadu ściekowego wpłynęło na wzrost liczby mikroorganizmów w zależności od zastosowanej dawki osadu. W pracach tych analizowałam zależność pomiędzy poszczególnymi grupami mikroorganizmów zasiedlających glebę miejską oraz aktywnością enzymatyczną a wybranymi parametrami fizyko-chemicznymi gleby po aplikacji osadu (**zał.4 publikacje: 2.5, 2.14, 3.4, 3.8, 3.9, 3.13, 3.14**).

Dorobek naukowy z tego zakresu powstał w wyniku współpracy z Instytutem Ochrony Roślin, w którym 2009 roku odbyłam staż naukowy (**zał.4 publikacje: 1.7, 1.8**). Wykorzystane Efektywne Mikroorganizmy (EM) oraz drożdże (Y) badano pod kątem określenia ich wpływu na szybkość zaniku substancji aktywnej pestycydu. Na podstawie uzyskanych danych stwierdziłam, iż dodanie EM do analizowanych fungicydów spowodowało znaczące zahamowanie rozkładu, wzmocnienie końcowego wyniku i utrzymanie substancji czynnej na bardzo wysokim poziomie, w roślinach traktowanych iprodionem. Wykonana dodatkowo analiza ryzyka dla zdrowia wykazała, że substancje czynne tj. azoksystrobina, boskalid, piraklostrobina i iprodion bez i z dodatkiem EM i drożdży nie stanowią bezpośredniego zagrożenia dla zdrowia ludzi, w szczególności dzieci, pomimo obecności tych substancji w liściach sałaty.

Zawartość substancji czynnej pestycydu w różnych warzywach i owocach jak również ich pozostałości w zależności od miejsca powstawania (gospodarstwa ekologiczne i konwencjonalne) są ważnym i aktualnym zagadnieniem ze względu na zdrowie człowieka (**zał.4 publikacje: 1.8, 1.9, 2.17, 2.21**). Na podstawie uzyskanych wyników stwierdziłam, że wśród wszystkich analizowanych próbek aż 53% zawierało więcej niż jedną pozostałość, co może powodować zwiększone ryzyko dla zdrowia konsumentów, ze względu na synergizm związków charakteryzujących się odmiennym sposobem działania. Ponadto, w próbkach z upraw konwencjonalnych zaobserwowałam wysoki odsetek próbek owoców jagodowych z pozostałościami powyżej poziomu dopuszczalnego (MRL).

Następnym etapem pracy naukowej była analiza wpływu substancji aktywnej pestycydu na aktywność enzymatyczną gleb. Stwierdziłam wpływ zastosowanej kombinacji herbicydu (mesotrione i S-metolachlor) oraz miejsca poboru próbek na aktywność enzymatyczną gleb. Wykazałam, że w pierwszym dniu po aplikacji mezotrionu i S-metolachloru aktywność dehydrogenazy w glebie obniżyła się w porównaniu do poletek kontrolnych o ok. 70% w Pawłach i ok. 50% w Dobrzyniewie Dużym, co wskazuje, iż zastosowanie kombinacji herbicydów istotnie modyfikowało enzymatyczność gleb. Z kolei, po 21 dniach zaobserwowałam wzrost aktywności dehydrogenaz w glebie dla próbek pobranych z okolic Dobrzyniewa Dużego,

dla wszystkich zastosowań kombinacji herbicydu średnio około 76% w porównaniu do kontroli. W glebie pobranej z Pawłów po 21 dniach aktywność dehydrogenaz była niższa w porównaniu z glebą z poletek kontrolnych o około 25% (**zał.4 publikacje: 1.4 i 1.6**). Stwierdziłam brak statystycznie istotnych różnic w aktywności kwaśnej i alkalicznej fosfatazy dla badanych pestycydów w zależności od miejsca i czasu pobierania próbek. Wykonana analiza korelacji wykazała, iż aktywność fosfomonoesterazy kwasowej i alkalicznej była ujemnie skorelowana z zawartością fosforu, węgla organicznego i składem granulometrycznym gleby (przy  $p \leq 0,05$ ), natomiast aktywność dehydrogenaz w glebie była dodatnio skorelowana tylko z frakcją ilastą.

Badania z wykorzystaniem efektywnych mikroorganizmów przeprowadziłam również na poletkach z trawami, na których po aplikacji różnych osadów ściekowych (odwodnionego ustabilizowanego osadu z oczyszczalni ścieków w Sokółce oraz granulowanego z oczyszczalni w Białymstoku), badałam wpływ EM na szybkość pobierania metali przez trawy gazonowe. Na podstawie uzyskanych wyników stwierdziłam, iż dodanie EM na poletka z odwodnionym osadem ściekowym wpłynęło znacznie na zmniejszenie się zawartości metali ciężkich w glebie, a tym samym przyczyniło się do zwiększenia ich absorpcji przez rośliny. Z kolei dodanie EM na poletka z granulowanym osadem ściekowym wpłynęło na zwiększenie stężenia metali ciężkich w glebie, a tym samym na mniejsze pobieranie tych metali przez rośliny, co świadczyć może o unieruchomieniu tych metali w glebie. Wykonany dodatkowo wskaźnik bioakumulacji (BCF) w częściach nadziemnych wykazywał wyższy BCF dla Cd, Pb, Cu i Zn w roślinach z poletek, na których zastosowano odwodniony ustabilizowany osad ściekowy z EM (**zał.4 publikacja: 2.12**).

#### 4.3 Dalsze perspektywy badawcze

Głównymi problemami badawczymi w dotychczasowej działalności były różne zanieczyszczenia występujące w środowisku oraz możliwości ograniczania ich szkodliwości. W przyszłości planuję kontynuowanie badań dotyczących występowania zanieczyszczeń środowiska, rozszerzając je o problemy jakie występują w roślinach i w glebie po aplikacji substancji czynnej pestycydu przy wykorzystaniu nowoczesnych metod badawczych określając poziom ekspresji białek enzymatycznych w roślinach. Będę również kontynuować badania dotyczące jakości żywności pochodzącej z upraw po aplikacji osadu ściekowego i dodatkowo mobilności metali w systemie gleba – roślina po aplikacji różnych pestycydów. Ponadto zamierzam analizować zmiany jakie zachodzą w metabolizmie mikroorganizmów w glebach po aplikacji osadu ściekowego oraz pestycydu.

#### 4.4 Podsumowanie dorobku publikacyjnego

Szczegółowy wykaz wszystkich moich publikacji, a także inne osiągnięcia w zakresie pracy naukowej, dydaktycznej, popularyzatorskiej i organizacyjnej zestawiałam w załączniku nr 5.

Poniżej w tabeli przedstawiłam dane bibliometryczne osiągniętego dorobku naukowego po doktoracie.

Lp.	Parametr	Po uzyskaniu stopnia doktora	
		Publikacje wchodzące w skład osiągnięcia naukowego	Pozostałe publikacje
1.	Liczba publikacji w czasopismach z Impact Factor	5	10
2.	Sumaryczny Impact Factor (z rokiem publikacji)	9,405	18,370
3.	Łączna liczba punktów wg listy MNiSW za publikacje z Impact Factor	132	235
4.	Liczba publikacji w innych czasopismach recenzowanych (zagranicznych lub ogólnokrajowych)	-	29
5.	Liczba punktów wg listy MNiSW za publikacje w innych czasopismach recenzowanych (zagranicznych lub ogólnokrajowych)	-	202
6.	Liczba punktów za rozdziały w monografiach opublikowanych w wydawnictwach krajowych i zagranicznych	-	62
7.	Prace popularnonaukowe	-	2
8.	Doniesienia na konferencjach międzynarodowych	-	20
9.	Doniesienia na konferencjach krajowych	-	8
<b>Łączna liczba punktów wg listy MNiSW za publikacje oryginalne</b>		<b>132</b>	<b>499</b>

#### 4.5 Omówienie osiągnięć dydaktycznych, popularyzatorskich i organizacyjnych

Moja działalność dydaktyczna na Politechnice Białostockiej oraz w Państwowej Wyższej Szkole Zawodowej w Suwałkach obejmuje zajęcia dla studentów następujących kierunków studiów: Biotechnologia, Ochrona Środowiska, Rolnictwo, Zarządzanie i Inżynieria Produkcji. Byłam promotorem 42 prac inżynierskich i 8 prac magisterskich. Ponadto byłam recenzentem 48 prac inżynierskich i 5 prac magisterskich (**Zał. 4. Poz. III J 1-2**). Jestem również promotorem pomocniczym w przewodzie doktorskim mgr inż. Natalii Gmitrzuk (**Zał. 4. Poz. III K**). W ramach

działalności dydaktycznej opracowałam programy oraz materiały do ćwiczeń laboratoryjnych (**Zał. 4. Poz. III I 1**).

Od 2015 roku jestem członkiem zespołu ds. akredytacji ćwiczeń laboratoryjnych oraz pracowni specjalistycznych. Od 2012 roku jestem członkiem komisji ds. rozwoju i promocji Wydziału a od 2016 roku członkiem komisji ds. promocji i rozwoju strony internetowej Wydziału. Od 2012 do 2016 byłam członkiem wydziałowej komisji rekrutacyjnej ds. naboru kandydatów na II stopień studiów. W latach 2014-2018 byłam członkiem zespołu ds. planów i programów studiów na kierunku Inżynierii Rolno-Spożywczej i Leśnej. Brałam udział w zespole ds. zmodernizowania programu kształcenia studiów stacjonarnych i niestacjonarnych I i II stopnia na kierunku Ochrona środowiska jako nowy kierunek Ochrona środowiska i gospodarowanie zasobami naturalnymi (2013) oraz członkiem zespołu ds. przygotowania wniosku o modernizację studiów stacjonarnych i niestacjonarnych I stopnia na kierunku Biotechnologia (2018). Ponadto, brałam udział w zespole do opracowania wniosku na uruchomienie studiów II stopnia na kierunku Broker Biotechnologii (2014), Biotechnologia (2015) oraz Inżynieria Rolno-Spożywcza i Leśna (2017) (**Zał. 4. Poz. III Q1**).

Swoją działalność naukową, dydaktyczną i organizacyjną łączę z popularyzacją nauki. Od 2012 roku prowadziłam zajęcia podczas wydarzeń popularnonaukowych Festiwalu Nauki i Sztuki oraz podczas akcji „Dziewczyny na politechnikę”. Prowadziłam zajęcia praktyczne dla uczniów liceów i gimnazjów, mające na celu popularyzację nauki oraz promocję Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska (**Zał. 4. Poz. III Q**). Ponadto, jestem autorem 2 publikacji popularnonaukowych (**Zał.4. Poz. II Tab. 4**).

*Elżbieta Wołęjko*