

**Uniwersytet Rzeszowski,**  
Al. Rejtana 16 C,  
35-959 Rzeszów  
za pośrednictwem:  
**Rady Doskonałości Naukowej**  
pl. Defilad 1  
00-901 Warszawa  
(Pałac Kultury i Nauki, p. XXIV, pok. 2401)

**Małgorzata Szostek**  
**Kolegium Nauk Przyrodniczych,**  
**Uniwersytet Rzeszowski**

## **Wniosek**

z dnia 21.06.2023 r.

o przeprowadzenie postępowania w sprawie nadania stopnia doktora habilitowanego  
w dziedzinie **nauk rolniczych** w dyscyplinie<sup>1</sup> **rolnictwo i ogrodnictwo**

Określenie osiągnięcia naukowego będącego podstawą ubiegania się o nadanie stopnia doktora habilitowanego:

**Cykl 5 powiązanych tematycznie artykułów naukowych zgodnie z art. 219 ust. 1. pkt 2b Ustawy, pt. „Ocena przydatności rolniczej wybranych odpadów z procesu oczyszczania ścieków i spalania biomasy”.**

Wniosuję – na podstawie art. 221 ust. 10 ustawy z dnia 20 lipca 2018 r. Prawo o szkolnictwie wyższym i nauce (Dz. U. z 2021 r. poz. 478 zm.) – aby komisja habilitacyjna podejmowała uchwałę w sprawie nadania stopnia doktora habilitowanego w głosowaniu ~~tajnym~~/**jawnym**\*<sup>2</sup>

*Zostałam poinformowana, że:*

*Administratorem w odniesieniu do danych osobowych pozyskanych w ramach postępowania w sprawie nadania stopnia doktora habilitowanego jest Przewodniczący Rady Doskonałości Naukowej z siedzibą w Warszawie (pl. Defilad 1, XXIV piętro, 00-901 Warszawa).*

*Kontakt za pośrednictwem e-mail: [kancelaria@rdn.gov.pl](mailto:kancelaria@rdn.gov.pl), tel. 22 656 60 98 lub w siedzibie organu. Dane osobowe będą przetwarzane w oparciu o przesłankę wskazaną w art. 6 ust. 1 lit. c) Rozporządzenia UE 2016/679 z dnia z dnia 27 kwietnia 2016 r. w związku z art. 220 - 221 oraz art. 232 – 240 ustawy z dnia 20 lipca 2018 roku - Prawo o szkolnictwie wyższym i nauce, w celu przeprowadzenie postępowania o nadanie stopnia doktora habilitowanego oraz realizacji praw i obowiązków oraz środków odwoławczych przewidzianych w tym postępowaniu.*

*Szczegółowa informacja na temat przetwarzania danych osobowych w postępowaniu dostępna jest na stronie [www.rdn.gov.pl/klauzula-informacyjna-rodo.html](http://www.rdn.gov.pl/klauzula-informacyjna-rodo.html)*



(podpis wnioskodawcy)

<sup>1</sup> Klasyfikacja dziedzin i dyscyplin wg. rozporządzenia Ministra Nauki i Szkolnictwa Wyższego z dnia 20 września 2018 r. w sprawie dziedzin nauki i dyscyplin naukowych oraz dyscyplin w zakresie sztuki (Dz. U. z 2018 r. poz. 1818).

<sup>2</sup> \* Niepotrzebne skreślić.

### Załączniki:

1. Dane wnioskodawcy.
2. Kopia dyplomu uzyskania doktora w dziedzinie nauk rolniczych.
3. Autoreferat w języku polskim.
4. Wykaz osiągnięć naukowych stanowiących znaczny wkład w rozwój określonej dyscypliny w języku polskim.
5. Kopie publikacji stanowiących osiągnięcie naukowe.
6. Oświadczenia współautorów o indywidualnym wkładzie w prace składające się na osiągnięcie naukowe w języku polskim.
7. Dokumenty potwierdzające posiadane kwalifikacje.
8. Pozostałe dokumenty.
9. Dwa nośniki elektroniczne (pendrive) zawierające elektroniczną wersję wniosku wraz z załącznikami.



Uniwersytet Rzeszowski

**Załącznik nr 3**

**AUTOREFERAT**

**Prezentujący dorobek i osiągnięcia naukowe  
kandydatki do stopnia doktora habilitowanego nauk rolniczych**

***pt. „Ocena możliwości rolniczego zagospodarowania wybranych odpadów z procesu  
oczyszczania ścieków i spalania biomasy”***

**dr Małgorzata Jolanta Szostek**

**Uniwersytet Rzeszowski  
Kolegium Nauk Przyrodniczych  
Instytut Nauk Rolniczych, Ochrony i Kształtowania Środowiska**

**Rzeszów 2023**

**Spis treści**

<b>Lp.</b>		<b>Nr strony</b>
1.	Imię i nazwisko	3
2.	Posiadane dyplomy, stopnie naukowe	3
3.	Informacja o dotychczasowym zatrudnieniu	4
4.	Omówienie osiągnięć, o których mowa w art. 219 ust. 1 pkt. 2 Ustawy	6
4.1	Tytuł osiągnięcia	6
4.2	Spis publikacji wchodzących w skład osiągnięcia	6
4.3	Omówienie celu naukowego prac wchodzących w skład jednotematycznego cyklu publikacji oraz osiągniętych wyników badań	8
5.	Informacja o wykazywaniu się istotną aktywnością naukową realizowaną w więcej niż jednej uczelni, instytucji naukowej	41
5.1.	Aktywność naukowa w uczelniach i instytucjach krajowych oraz zagranicznych efektem, której są publikacje naukowe	42
5.2.	Aktywność naukowa we współpracy z uczelniami i instytucjami krajowymi w wyniku, których realizowane są projekty naukowe	44
6.	Informacja o osiągnięciach dydaktycznych, organizacyjnych oraz popularyzujących naukę	46
6.1.	Popularyzacja nauki	46
6.2.	Osiągnięcia dydaktyczne	48
6.3.	Działalność organizacyjna	50
	<b>Podsumowanie działalności naukowo-badawczej</b>	54
	Ocena dorobku publikacyjnego według punktacji MNiSW i MEiN oraz wartość wskaźnika Impact Factor	54

## 1. IMIĘ I NAZWISKO

MAŁGORZATA JOLANTA SZOSTEK

## 2. WYKSZTAŁCENIE

Posiadane dyplomy, stopnie naukowe z podaniem podmiotu nadającego stopień, roku ich uzyskania oraz tytułu rozprawy doktorskiej:

- **2003 rok – technik leśnik**; Zespół Szkół Leśnych w Lesku, 3 czerwca 2003 r.
- **2006 rok - licencjat**: Kierunek: Biologia; specjalność: Agrobiologia, Wydział Biologiczno-Rolniczy- Uniwersytet Rzeszowski – 23 czerwca 2006 r.  
Tytuł pracy licencjackiej: „*Stres termiczny – mechanizmy jego tolerowania u roślin*”.
- **2008 rok-magister**: Kierunek: Biologia; specjalność: Biologia Środowiskowa, Wydział Biologiczno-Rolniczy, Uniwersytet Rzeszowski – 08 lipca 2008 r.  
Tytuł pracy magisterskiej: „*Wpływ osadów ściekowych na właściwości fizykochemiczne i chemiczne gleby, w warunkach uprawy topinamburu (Helianthus tuberosus L.)*”.
- **2011 rok - 2 semestralne Studia Podyplomowe** w zakresie analityka i bezpieczeństwo zdrowotne żywności, Uniwersytet Rzeszowski, Wydział Biologiczno-Rolniczy, 30.06.2011 r. (**Zał. 7.1**).
- **2015 rok – stopień naukowy doktora nauk rolniczych** w dyscyplinie agronomia nadany uchwałą Rady Wydziału Biologiczno-Rolniczego Uniwersytetu Rzeszowskiego dnia 22 października 2015 r. (**Zał. 2**).  
Tytuł rozprawy doktorskiej: „*Oddziaływanie osadów ściekowych na wybrane właściwości odlogowanej gleby pyłowej w warunkach uprawy topinamburu (Helianthus tuberosus L.)*”.  
Promotor: prof. dr hab. Janina Kaniuczak,  
Recenzenci: prof. dr hab. Barbara Filpek-Mazur,  
prof. dr hab. Czesław Puchalski  
Rozprawa nagrodzona wyróżnieniem przez Radę Wydziału Biologiczno-Rolniczego Uniwersytetu Rzeszowskiego oraz nagrodą indywidualną II stopnia Rektora Uniwersytetu Rzeszowskiego za działalność naukową, a w szczególności za uzyskanie stopnia doktora z wyróżnieniem (**Zał. 8.1**).
- **2017 rok - 2 semestralne Studia Podyplomowe** w zakresie gleboznawstwa, gleboznawczej klasyfikacji gruntów i kartografii gleb, Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa, Państwowy Instytut Badawczy w Puławach, 28.09.2017 r. (**Zał. 7.2**).

***Ukończone kursy i szkolenia***

- **2009 rok** – „Kurs analizy chromatograficznej- Metody przygotowania próbek do analizy chromatograficznej” (48 godzin) (**Zał. 7.3**),
- **2009 rok** – „Szkolenie z dziedziny Absorpcyjnej Spektrometrii Atomowej” (**Zał. 7.4**),
- **2019 rok** – „Język angielski – przygotowanie do nauczania w języku angielskim” (**Zał. 7.5**),
- **2019 rok** – „Kompetencje dydaktyczne i informatyczne kadry Uniwersytetu Rzeszowskiego w zakresie kształcenia na odległość” (30 godzin) (**Zał.7.6**),
- **2019 rok** – „Statistica – analiza wyników badań” (30 godzin) (**Zał.7.7**),
- **2020 rok** – „Zaawansowane metody analizy wyników badań rolniczych w programie Statistica i Zestawie Przyrodnika” (20 godzin) (**Zał.7.8**),
- **2022 rok** – „Grywalizacja – skuteczne metody nauczania z wykorzystaniem elementów gier w celu aktywizacji i motywowania studentów do nauki” (20 godzin) (**Zał.7.9**),
- **2022 rok** – „Metody aktywne w pracy nauczyciela akademickiego” (10 godzin) (**Zał.7.10**),

**3. INFORMACJA O DOTYCHCZASOWYM ZATRUDNIENIU W JEDNOSTKACH NAUKOWYCH**

- **2009 r.** – Uniwersytet Rzeszowski, Wydział Biologiczno-Rolniczy, Katedra Gleboznawstwa, Chemii Środowiska i Hydrologii, stażysta na stanowisku st. referent inżynierijsko-techniczny;
- **2010-2012 r.** – Uniwersytet Rzeszowski, Wydział Biologiczno-Rolniczy, Katedra Gleboznawstwa, Chemii Środowiska i Hydrologii, st. referent inżynierijsko-techniczny;
- **2012-2015 r.** – Uniwersytet Rzeszowski, Wydział Biologiczno-Rolniczy, Katedra Gleboznawstwa, Chemii Środowiska i Hydrologii, st. Referent inżynierijsko-techniczny;
- **2015-2019 r.** – Uniwersytet Rzeszowski, Wydział Biologiczno-Rolniczy, Katedra Gleboznawstwa, Chemii Środowiska i Hydrologii, st. specjalista naukowo-techniczny;
- **2019 r. do chwili obecnej** – Uniwersytet Rzeszowski, Kolegium Nauk Przyrodniczych, Zakład Gleboznawstwa, Chemii Środowiska i Hydrologii – adiunkt w grupie pracowników badawczo-dydaktycznych;
- **01.07.2022 r. – 30.09. 2022 r.** – Politechnika Rzeszowska im. Ignacego Łukasiewicza, Wydział Chemiczny, Katedra Inżynierii Chemicznej i Procesowej, adiunkt w grupie pracowników badawczych (1/3 etatu).

#### **4. OMÓWIENIE OSIĄGNIĘĆ, O KTÓRYCH MOWA W ART. 219 UST. 1 PKT. 2 USTAWY Z DNIA 20 LIPCA 2018 R. PRAWO O SZKOLNICTWIE WYŻSZYM I NAUCE (DZ. U. Z 2020 R. POZ. 85 Z PÓŹN. ZM.).**

##### **4.1. Tytuł osiągnięcia:**

*„Ocena możliwości rolniczego zagospodarowania wybranych odpadów z procesu oczyszczania ścieków i spalania biomasy”*

##### **4.2. Spis publikacji (P) wchodzących w skład osiągnięcia:**

Osiągnięcie naukowe zostało udokumentowane cyklem 5 oryginalnych publikacji z Impact Factor. Łączna wartość bibliometryczna przedstawionych publikacji wynosi:

- Impact Factor (*IF*) (zgodnie z rokiem opublikowania) – **19,268**;
- punktacja MNiSW i MEiN (lata 2019-2023) – **540 punktów**.

##### **Prace oryginalne:**

**P.1:** Kosowski P., Szostek M., Pieniążek R., Antos P., Skrobacz K., Piechowiak T., Żaczek A., Józefczyk R., Balawejder M. New Approach for Sewage Sludge Stabilization with Ozone. *Sustainability* 2020, 12, 886; doi:10.3390/su12030886 (**Zał. 5.1**)

**Punktacja MNiSW i MEiN: 100 pkt, IF: 3,889.**

*Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na opracowaniu koncepcji badań, zaplanowaniu i wykonaniu doświadczeń laboratoryjnych, udział w opracowaniu urzędzenia do ozonowania osadów ściekowych, opracowanie manuskryptu.*

**P.2:** Szostek M.\*, Kosowski P., Szpunar-Krok E., Jańczak-Pieniążek M., Matłok N., Skrobacz K., Pieniążek R., Balawejder M. The Usefulness of Ozone-Stabilized Municipal Sewage Sludge for Fertilization of Maize (*Zea mays* L.). *Agriculture* 2022, 12, 387. doi.org/10.3390/agriculture12030387 (**Zał. 5.2**)

**Punktacja MNiSW i MEiN: 100 pkt, IF: 3,408.**

\*Autor główny i korespondencyjny

*Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na opracowaniu koncepcji badań, zaplanowaniu i prowadzeniu doświadczeń laboratoryjnych, wykonaniu analiz laboratoryjnych, opracowaniu i interpretacji uzyskanych wyników badań oraz przygotowaniu manuskryptu.*

**P.3: Szostek M.\***, Matłok N., Kosowski P., Ilek A., Balawejder M. Changes of Speciation and Bioavailability of Trace Elements in Sewage Sludge after the Ozonation Process. *Agriculture* 2023, 13, 794. doi.org/10.3390/agriculture13040794 (**Zał. 5.3**)

**Punktacja MNiSW i MEiN: 100 pkt, IF: 3,408.**

\* Autor główny i korespondencyjny

*Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na opracowaniu koncepcji badań, zaplanowaniu i realizacji doświadczeń laboratoryjnych, wykonaniu większości analiz laboratoryjnych, opracowaniu i interpretacji uzyskanych wyników badań oraz przygotowaniu manuskryptu.*

**P.4: Szostek M.\***, Szpunar-Krok E., Jańczak-Pieniążek M., Ilek A. Short-Term Effect of Fly Ash from Biomass Combustion on Spring Rape Growth, Nutrient, and Trace Elements Accumulation, and Soil Properties. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2023, 20, 455, doi.org/10.3390/ijerph20010455 (**Zał. 5.4**)

**Punktacja MNiSW i MEiN: 140, IF: 4,614.**

\* Autor główny i korespondencyjny

*Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na opracowaniu koncepcji badań, zaplanowaniu i wykonaniu doświadczeń laboratoryjnych, wykonaniu analiz laboratoryjnych, opracowaniu i interpretacji uzyskanych wyników badań oraz przygotowaniu manuskryptu.*

**P.5: Szostek M.\***, Szpunar-Krok E., Ilek A. Chemical Speciation of Trace Elements in Soil Fertilized with Biomass Combustion Ash and Their Accumulation in Winter Oilseed Rape Plants. *Agronomy-Basel*, 2023, 13, 942, doi.org/10.3390/agronomy13030942 (**Zał. 5.5**)

**Punktacja MNiSW i MEiN: 100, IF: 3,949.**

\* Autor główny i korespondencyjny

*Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na opracowaniu koncepcji badań, zaplanowaniu i wykonaniu doświadczeń polowych, wykonaniu analiz laboratoryjnych, opracowaniu i interpretacji uzyskanych wyników badań oraz przygotowaniu manuskryptu.*

Niezależnie od powyższego zestawienia, kopie monotematycznego cyklu publikacji stanowiącego osiągnięcie naukowe oraz oświadczenia współautorów określające indywidualny wkład każdego z nich w powstanie tych publikacji zamieszczono odpowiednio w załącznikach nr 5.1-5.5 oraz nr 6.1-6.5.



### **4.3. Omówienie celu naukowego prac wchodzących w skład jednotematycznego cyklu publikacji oraz osiągniętych wyników badań**

#### **4.3.1. Wprowadzenie**

Nieodłączną cechą działalności człowieka jest wytwarzanie odpadów, a istotnym wyzwaniem dla społeczeństwa jest ich właściwe zagospodarowanie. W Polsce w 2021 roku wytworzono łącznie 121 mln ton odpadów, z czego 11,3% stanowiły odpady komunalne [1]. Niewłaściwa gospodarka odpadami prowadzi do zanieczyszczenia wód i gleb, skażenia powietrza, destrukcji walorów estetycznych krajobrazu, a także wymusza wyłączenie gruntów z użytkowania rolniczego oraz leśnego i przeznaczanie ich pod składowiska. Wobec powyższego jednym z głównych wyzwań w gospodarce odpadami jest przejście na gospodarkę o obiegu zamkniętym, której głównym celem jest wykorzystywanie odpadów jako zasobu, dzięki czemu możliwy jest odzysk zawartych w nich składników [1, 2].

Jednym z najbardziej problematycznych odpadów komunalnych są osady ściekowe powstające na różnych etapach procesu oczyszczania ścieków. Rocznie na świecie generuje się miliony ton tych odpadów, głównie w uprzemysłowionych i rozwijających się krajach, takich jak Japonia, Chiny czy USA [3]. W Polsce w 2021 roku w oczyszczalniach ścieków komunalnych i przemysłowych wytworzono łącznie 1 025, 8 Mg suchej masy osadów ściekowych [1]. Ilość generowanych osadów wynosi jedynie 1-3% objętości dopływających do oczyszczalni ścieków, jednak ze względu na ich specyficzne właściwości (zawartość toksycznych pierwiastków śladowych, zanieczyszczenia organiczne i sanitarne) stanowią odpad o dużej uciążliwości w środowisku przyrodniczym [4,5].

Ze względu na znaczną ilość wytwarzanych co roku osadów ściekowych oraz ich specyficzne właściwości, wiele krajów, w tym również Polska nadal boryka się z ogromnym problemem ich odpowiedniego zagospodarowania i ostatecznej utylizacji. Stąd istnieje potrzeba dalszych szczegółowych badań naukowych w tym zakresie. Głównym celem ulepszania technologii oczyszczania ścieków, powinny być działania minimalizujące ilość wytwarzanych osadów ściekowych, a właściwe zagospodarowanie tych odpadów oraz odzysk zdeponowanych w nich substancji, mają kluczowe znaczenie w wyeliminowaniu problemów środowiskowych, które generowane są w trakcie ich niewłaściwego zagospodarowania [6]. Odzysk zdeponowanych w osadach ściekowych substancji, takich jak materia organiczna czy potencjalne składniki pokarmowe roślin, może być skutecznie realizowany poprzez rolnicze zagospodarowanie tych odpadów, pod warunkiem spełniania restrykcyjnych norm określonych przepisami prawa [1,7]. Według

dostępnych danych, ilość osadów ściekowych przeznaczonych do rolniczego zagospodarowania w Polsce ulega sukcesywnemu zwiększeniu [1].

Jak wspomniano wcześniej, pomimo znacznego potencjału osadów ściekowych do zastosowań w rolnictwie, nadrzędnym celem powinny być jednak działania, które znacząco ograniczą ich wytwarzanie. Minimalizacja ilości wytwarzanych osadów ściekowych w oczyszczalniach ścieków może być realizowana poprzez modyfikację procesową układów przeróbki osadów, a także poprzez stosowanie rozwiązań generujących mniejsze ilości osadu nadmiernego w głównych ciągach technologicznych oczyszczania ścieków. Próby zmniejszania ilości powstawania osadów ściekowych w pracujących oczyszczalniach ścieków, realizowane są na skutek wprowadzenia do ciągu technologicznego różnych procesów fizycznych i chemicznych. Do najczęściej wykorzystywanych należy zaliczyć hydrolizę termiczną, dezintegrację mechaniczną, obróbkę ultradźwiękową, zakwaszanie oraz alkalizację, promieniowanie mikrofalowe, a także proces ozonowania [8-14].

Ozonowanie osadów ściekowych jest najpowszechniej stosowanym procesem oksydacji wśród metod utleniania. Udowodniono, że zastosowanie procesu ozonowania w pierwszej kolejności wpływa znacząco na zmniejszenie ilości generowanych osadów w trakcie procesu oczyszczania ścieków, a jednocześnie nie wpływa istotnie na powstawanie toksycznych produktów ubocznych [6,15,16]. Zastosowanie procesu ozonowania w celu redukcji powstawania osadów ściekowych, jest proponowane od połowy lat 90, a dotychczas na pełną skalę jest stosowane zarówno w przemysłowych, jak również komunalnych oczyszczalniach ścieków. W chwili obecnej ozonowanie osadów jest ekonomicznie uzasadnione dla oczyszczalni o dużej przepustowości i na obszarach, gdzie koszty utylizacji osadów są bardzo wysokie. Ponadto rozwiązania takie wprowadza się w przypadku powstawania problemów technologicznych związanych z nadmiernym pienieniem czy pęcznieniem powstających osadów [17]. W wyniku procesu ozonowania osady ściekowe zmieniają swoje właściwości [12,15,18]. Ozon jako silny utleniacz powoduje inaktywację mikroorganizmów wskutek destrukcji ich ścian komórkowych czy zakłócania procesów metabolicznych. W wyniku tych zmian następuje dezaktywacja wirusów oraz bakterii obecnych w osadach ściekowych, często chorobotwórczych, co w znacznym stopniu przyczynia się do higienizacji osadów ściekowych. Inaktywacja mikroorganizmów chorobotwórczych wskutek działania ozonu, zwiększa spektrum wykorzystania osadów ściekowych, w szczególności do celów rolniczych [15]. Ponadto w procesie ozonowania następuje dezintegracja kłaczków osadu ściekowego, efektem czego na ogół obserwowany jest wzrost zawartości rozpuszczalnej materii organicznej, a ponadto zyskują one lepsze właściwości technologiczne. W szczególności dotyczy to lepszej zdolności do odwadniania oraz osiadania osadów ściekowych [18]. W konsekwencji uzyskuje się odpad końcowy o polepszonych właściwościach, dzięki

którym możliwe jest szersze wykorzystanie tych odpadów. Co istotne również, zmiany te przyczyniają się do znacznej redukcji wytwarzania ich ostatecznej ilości [12,17].

Pozytywne skutki włączenia procesu ozonowania w technologiczny ciąg oczyszczania ścieków są znane i dokumentowane w literaturze przedmiotu [8-14]. Niewiele natomiast wiadomo o możliwościach zagospodarowania i ostatecznej utylizacji powstałych w tym procesie osadów ściekowych. Analizując ponadto właściwości osadów ściekowych poddawanych procesowi ozonowania, należy wziąć pod uwagę przede wszystkim fakt, iż procesy pogłębionego utleniania (AOP) wpływają na zmiany w obrębie zdeponowanej w osadach ściekowych materii organicznej. Takie modyfikacje mogą wpływać przede wszystkim na zmiany w zakresie specjacji zdeponowanych w osadach ściekowych pierwiastków. Dzięki temu z jednej strony może następować lepsze uwalnianie zdeponowanych w osadach ściekowych pierwiastków kluczowych, z drugiej natomiast może wpływać to na zwiększoną mobilność zawartych w nich zanieczyszczeń, a w szczególności toksycznych pierwiastków śladowych. Aspekty te powinny być szczególnie brane pod uwagę, przy rozważaniu możliwości rolniczego wykorzystania tych odpadów. *Kwestie te jednak są mało rozpoznane, podobnie jak aspekty związane z wykorzystaniem ozonowanych osadów ściekowych do celów rolniczych* [19].

Innym ważnym aspektem działalności człowieka, jest rosnące zapotrzebowanie na energię elektryczną, a to generuje wiele ważnych problemów środowiskowych, mających globalne znaczenie. Aktualnie, ze względu na rosnące zużycie biomasy wykorzystywanej do celów energetycznych, wzrasta ilość popiołów powstałych w efekcie jej spalania. Według różnych danych ilość powstających popiołów ze spalania biomasy szacowana jest na około 480-500 milionów ton, z czego niemalże 70% jest przechowywana na składowiskach odpadów [20,21]. Przechowywanie popiołów na składowiskach obecnie staje się problematyczne ze względu na rosnące koszty oraz instrumenty polityki UE na rzecz gospodarki o obiegu zamkniętym [2]. Z perspektywy zrównoważonego rozwoju najkorzystniejszym sposobem zagospodarowania popiołów ze spalania biomasy jest powrót zawartych w nich składników mineralnych do gleby, co jest rozwiązaniem zgodnym z gospodarką o obiegu zamkniętym [22, 23]. Popioły ze spalania biomasy roślinnej bowiem, podobnie jak osady ściekowe zawierają znaczne ilości potencjalnych składników pokarmowych, ważnych dla prawidłowego wzrostu i rozwoju roślin. Z drugiej strony wprowadzenie odpadów do środowiska, wiąże się z ryzykiem jego zanieczyszczenia, zwłaszcza toksycznymi pierwiastkami śladowymi, które w znacznych ilościach mogą być zakumulowane w popiołach. Niewątpliwie jest to czynnik ograniczający wykorzystanie tego typu odpadów, dlatego istnieje potrzeba rozwijania i prowadzenia szczegółowych badań w tym zakresie [22-27].

Zagospodarowanie popiołów ze spalania biomasy do celów rolniczych, jest znane od stuleci [26]. Jak wynika m.in. z badań Trivedi i in. (2016), Kophli i Goyal (2010), Shi i in. (2017), Saletnik i in. (2018), Schönegger i in. (2018) oraz Stankowski i in. (2018), popioły ze spalania biomasy charakteryzują się bardzo dużym potencjałem do nawożenia gleb i roślin. Badania tych autorów wykazały, że dogłębne zastosowanie popiołów ze spalania biomasy wpływa przede wszystkim na neutralizację kwasowości gleby, polepszenie jej struktury, zwiększenie zasobności w podstawowe makro – mikroelementy, a także poprawę bioróżnorodności. Ponadto bezpośrednią konsekwencją pozytywnych zmian w zakresie zmian właściwości gleb, wywołanych oddziaływaniem popiołów ze spalania biomasy, jest lepszy wzrost i rozwój roślin, co bezpośrednio przekłada się na wyższą plonów o dobrej jakości [24, 28-32]. Niemniej jednak, wyniki przeprowadzonych badań naukowych w tym zakresie wskazują jednoznacznie, że wprowadzenie popiołów ze spalania biomasy do środowiska glebowego, może bezpośrednio przyczynić się do wzrostu zawartości w glebach pierwiastków, w tym szczególnie wykazujących działanie fitotoksyczne [22, 24-27].

Problematyka zagospodarowania popiołów ze spalania biomasy powinna być rozpatrywana kompleksowo. W badaniach w tym zakresie powinno brać się pod uwagę nie tylko ich krótkoterminowe oddziaływanie, ale przede wszystkim zmiany w obrębie środowiska glebowego, wywołane ich długotrwałym wpływem. Należy wziąć pod uwagę również aspekty związane z potencjalną rozpuszczalnością i uwalnianiem składników w nich zdeponowanych do roztworu glebowego, co może także przyczyniać się do zanieczyszczenia wód podziemnych. Ponadto zastosowanie popiołów ze spalania biomasy, może powodować zmiany w specjacji poszczególnych pierwiastków śladowych, co ma duże znaczenie przy ocenie realnego wpływu tych odpadów na środowisko przyrodnicze. *Aspekty te są jednak w niewielkim stopniu udokumentowane w literaturze przedmiotu, stąd istnieje potrzeba rozwijania badań naukowych w tym zakresie, zwłaszcza w warunkach doświadczeń polowych [33,34]. Dlatego jednym z nurtów badawczych mojej pracy naukowej, była analiza tych aspektów.*

#### 4.3.2. Główne cele badawcze

W przeprowadzonych badaniach przedstawionych w cyklu publikacyjnym powiązanych tematycznie i wchodzącym w skład osiągnięcia naukowego, zrealizowałam następujące nadrzędne cele badawcze:

- 1) opracowanie technologii stabilizacji osadów ściekowych z wykorzystaniem gazowego ozonu oraz dobór warunków procesu [P.1];
- 2) ocena przydatności rolniczej osadów ściekowych stabilizowanych ozonem, na podstawie analizy zmian ich właściwości fizykochemicznych, chemicznych i mikrobiologicznych wywołanych przeprowadzonym procesem [P.2, P.3];
- 3) ocena możliwości wykorzystania osadów ściekowych stabilizowanych ozonem, jako dodatku do gleby mineralnej w uprawie kukurydzy (*Zea mays* L.) [P.2, P.3];
- 4) określenie wpływu dogłębowego zastosowania ozonowanych osadów ściekowych na bioakumulację wybranych mikroelementów i toksycznych pierwiastków śladowych w nadziemnej i podziemnej biomase kukurydzy (*Zea mays* L.) oraz pszenicy (*Triticum aestivum* L.) [P.3];
- 5) ocena rolniczej przydatności lotnych popiołów ze spalania biomasy na podstawie analizy ich właściwości fizykochemicznych i chemicznych [P.4, P.5];
- 6) analiza krótkoterminowego wpływu popiołów ze spalania biomasy na właściwości gleby, roztworu glebowego oraz wzrost i rozwój roślin rzepaku jarego (*Brassica napus* L.) [P.4];
- 7) ocena długoterminowego wpływu lotnych popiołów za spalania biomasy na zmiany składu frakcyjnego mikroelementów i toksycznych pierwiastków śladowych w glebie oraz bioakumulacji tych pierwiastków w roślinach rzepaku ozimego (*Brassica napus* L.) [P.5].

#### 4.3.3 Uzyskane wyniki badań

- 1) **opracowanie technologii stabilizacji osadów ściekowych z wykorzystaniem gazowego ozonu oraz dobór warunków procesu [P.1].**

W pierwszym etapie przeprowadzonych eksperymentów, uczestniczyłam w skonstruowaniu autorskiego urządzenia do ozonowania osadów ściekowych, a także w doborze warunków prowadzenia procesu. Badania w tym zakresie prowadziłam w latach

2015-2018, a ich główne założenia oraz otrzymane rezultaty opisane zostały w pracy **P.1**. Ponadto wytworzone w wyniku realizacji szeregu eksperymentów urządzenie do ozonowania osadów ściekowych, było przedmiotem zgłoszenia patentowego nr **P.416306** z dnia 29.02.2016 r., którego jestem współautorem [**Zał. 4 III.3.1, Zał. 8.1**].

Autorskie urządzenie do ozonowania osadów ściekowych, zwłaszcza uwodnionych stanowi kolumna wypełniona kształtkami z materiału odpornego na działanie ozonu, lub zespół kolumn połączony szeregowo. Kolumna zasilana jest osadem ściekowym od góry za pomocą pompy, która łączy się z kolumną przewodem rurowym. W dolnej części kolumny znajduje się generator ozonu połączony z kolumną za pomocą przewodów rurowych oraz dysz. Ponadto górna część kolumny do ozonowania osadów ściekowych połączona jest z destrukтором ozonu oraz poprzez zwrotny przewód ozonu z przewodem rurowym zasilającym kolumnę w ozon. W najniższym punkcie kolumny usytuowano wypływ ozonowanego osadu ściekowego. Zgodnie z opisaną zasadą działania reaktora [**P.1, Zał. 4 III.3.1**] uwodniony osad nadmierny za pomocą zestawu pomp podawano od góry na kolumnę ( $\phi$  0,05 m; dł. 2 m), wypełnioną kształtkami (powierzchnia właściwa 8-10 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>) z tworzywa, które cechuje się niewielkim oporem hydraulicznym oraz odpornością na działanie ozonu. Następnie osad przepompowywano przez złożę od góry do dołu kolumny. Ozon (*jako mieszania z tlenem*) podawano w przeciwnym kierunku tj. od dołu kolumny, pod odpowiednim ciśnieniem pozwalającym pokonać ciśnienie osadu wypełniającego kolumnę. Podawanie gazu realizowano przez dyszę generującą pęcherzyki gazu nie większe niż 0,5 cm. Nadmiar wytworzonego gazu trafiał do destruktor ozonu szczątkowego wyposażonego w zawór ciśnieniowy oraz rurociąg z odejściem bocznym, który zwracał nieprzereagowany ozon na dół kolumny. Zawór ciśnieniowy pozwalał kontrolować ciśnienie systemu zasilania w ozon, bilansując ilość gazu wchodzącego i opuszczającego instalację, który ciągle był uzupełniany przez generator ozonu Korona TS 30 Ozon Solution. Na końcu procesu osad kierowano wypływem. Proces ozonowania (stężenie O<sub>3</sub> na poziomie 90-110 ppm w przepływie 10 L/min) prowadzono przez okres 15, 30, 45, 60 i 90 min. W każdym etapie badań związanych z doborem warunków procesu ozonowania z wykorzystaniem zaproponowanej technologii, wykorzystano komunalne osady ściekowe, pochodzące z mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków w Ropczycach (południowo-wschodnia część Polski, województwo podkarpackie). Na właściwości osadów ściekowych ma wpływ przede wszystkim rodzaj dopływających do danej oczyszczalni ścieków [35]. Ścieki dopływające do oczyszczalni w Ropczycach to ścieki bytowe, które mieszane są ze ściekami opadowymi lub roztopowymi. Dopływające do oczyszczalni surowe ścieki doprowadzane są do pompowni głównej, a następnie podawane na kratki schodowe. Po oddzieleniu części stałych kierowane są na piaskownik poziomy, skąd trafiają do bioreaktora wyposażonego w komory predenitryfikacji, defosfatacji, denitryfikacji i nityfikacji. Osad czynny

nadmierny jest pobierany w osadniku wtórnym i częściowo zawracany do komory predenitryfikacji. Pozostała część osadu zagęszczana jest w zagęszczaczu grawitacyjnym i odwadniana na prasie filtracyjnej. Obciążenie maksymalne oczyszczalni ścieków w Ropczycach, pracującej metodą osadu czynnego, wyrażone równoważną liczbą mieszkańców (RLM), wynosi 9247.

W trakcie prowadzenia badań nad doбором warunków procesu ozonowania z wykorzystaniem zaproponowanej technologii, bezpośrednio po pobraniu osadów ściekowych nadmiernych z oczyszczalni, poddawano je stabilizacji z wykorzystaniem autorskiego reaktora. Wpływ procesu ozonowania na zmiany szeregu właściwości osadów ściekowych porównywano z osadem nieozonowanym, który stanowił osad nadmierny, pobrany bezpośrednio z komory zagęszczania w oczyszczalni w Ropczycach.

Ozon jest gazem bakteriobójczym o ponad dwukrotnie większej aktywności w porównaniu z chlorem, dlatego znacznie efektywniej wpływa na dezaktywację wirusów, drożdży, zarodników grzybów czy cyst, powodując w głównej mierze destrukcję zewnętrznych struktur komórkowych [36-38]. W osadach ściekowych ozon może reagować z różnymi substancjami według dwóch współistniejących ze sobą mechanizmów. Pierwszy z nich polega na bezpośrednim oddziaływaniu ozonu cząsteczkowego, drugi natomiast to szereg reakcji pośrednich, w czasie których w wyniku rozpadu ozonu wytwarzane są wtórne produkty utlenienia. Efektywność procesu ozonowania osadów ściekowych w odniesieniu do właściwości mikrobiologicznych, oceniono na podstawie licznych badań laboratoryjnych. W początkowym etapie tych badań wykonałam zdjęcia pod mikroskopem świetlnym – Zeiss Axio Imager A2 (60x), co pozwoliło na wstępną ocenę przeżywalności mikroorganizmów, w efekcie kontaktu osadów z gazowym ozonem w zaproponowanym urządzeniu, po różnym czasie prowadzenia procesu. W dalszych etapach przeprowadzonych badań, przeprowadzono również analizy mikrobiologiczne, których celem było wykazanie potencjalnej obecności mikroorganizmów chorobotwórczych. Celem tych analiz było oznaczenie całkowitej liczby mikroorganizmów wzrastających w warunkach tlenowych na agarze odżywczym, a ponadto wyizolowanie i zróznicowanie *Enterobacteriaceae* na agarze Endo oraz pałeczki *Salmonella* i *Shigella* z wykorzystaniem agaru SS. Ponadto, efektywność procesu ozonowania oceniono również na podstawie analizy pH, chemicznego zapotrzebowania na tlen (CHZT) oraz biochemicznego zapotrzebowania na tlen w ciągu pięciu dób (BZT<sub>5</sub>). Oznaczono również ilość zawiesin łatwoopadających metodą objętościową, polegającą na pomiarze w leju Imhoffa objętości opadłych zawiesin w zależności od czasu prowadzenia procesu ozonowania [P.1].

Jak wykazałam na podstawie licznych eksperymentów, już 15 minutowy kontakt osadów ściekowych z ozonem podawanym w stężeniu około 100 ppm powodował widoczne

uszkodzenia komórek mikroorganizmów osadu czynnego i wypływ treści wewnątrzkomórkowych do cieczy nadosadowej, co zaobserwowano pod mikroskopem. Zwiększając czas kontaktu z gazowym ozonem w skonstruowanym reaktorze następowało postępujące uszkodzenie komórek oraz wypływ substancji wewnątrzkomórkowych, który wzrastał się proporcjonalnie do zastosowanego czasu kontaktu ozonu z osadem ściekowym [P.1]. Wyniki przeprowadzonych przeze mnie badań jednoznacznie wskazują, że wraz z wydłużaniem czasu prowadzenia procesu, całkowita liczba mikroorganizmów, a także liczba organizmów rosnących na podłożach różnicujących (Agar SS, ENDO) maleje. Wykazałam, że po 60 i 90 minutach prowadzenia procesu nastąpiła redukcję o prawie 2 log jtk/g całkowitej liczby mikroorganizmów oraz około 1 log jtk/g mikroorganizmów wyizolowanych na podłożach selektywnych. W osadach nieozonowanych stwierdzono obecność kolonii drobnoustrojów chorobotwórczych, które są wskaźnikiem ich stanu sanitarnego, takich jak *Escherichia coli*, *Salmonella Typhimurium*, *Shigella flexneri*, *Enterococcus faecalis*. Obecności mikroorganizmów tych natomiast, nie stwierdzono w osadzie ozonowanym po 60 i 90 minutach. Otrzymane wyniki analizy mikrobiologicznej jednoznacznie potwierdziły skuteczność zaproponowanej metody jako sposobu do higienizacji osadu ściekowego. Wywołane ozonem uszkodzenia komórek mikroorganizmów w konsekwencji prowadziły również do destrukcji kłaczków osadu czynnego i w efekcie do lepszej sedymentacji otrzymanych w wyniku zaproponowanej technologii osadów ściekowych [P.1]. Otrzymane wartości opadalności, mierzonej jako procentowy udział wysokości słupa osadu po 60 min sedymentacji do całkowitej wysokości słupa cieczy wyniosły odpowiednio: 20% dla osadów nieozonowanych i 60% dla ozonowanych. Parametr ten bezpośrednio związany jest ze zdolnością do odwadniania osadów ściekowych, a osady ściekowe o lepszych zdolnościach do odwadniania są dobrym surowcem do wykorzystania zarówno do celów energetycznych, jak również do celów rolniczych, co znacznie ułatwia ich zagospodarowanie [39,40]. Ekstrapolacja otrzymanych wyników analizy sedymentacji osadów ściekowych pozwoliła mi ponadto na wyciągnięcie wniosku, że zastosowanie procesu ozonowania, może znacznie skrócić czas sedymentacji osadu nadmiernego w zagęszczaczu grawitacyjnym w pracującej oczyszczalni ścieków [P.1].

Ozon jako silny utleniacz reaguje również z materią organiczną wchodzącą w skład osadu. Działanie ozonu powoduje destrukcję błon komórkowych na skutek peroksydacji lipidów oraz innych procesów towarzyszących, co w nieodwracalny sposób zmienia strukturę innych związków organicznych [40-43]. Ilość możliwych procesów towarzyszących ozonowaniu jest trudna do oszacowania, ale makroskopowo można je zbadać typowymi oznaczeniami wskazującymi na ilość i dostępność materii organicznej podatnej na utlenianie tj. CHZT i BZT<sub>5</sub>. Na podstawie przeprowadzonych badań wykazałam, że wraz z wydłużaniem czasu prowadzenia procesu, wartość CHZT i BZT<sub>5</sub> rośnie. Wzrost



wartości tych parametrów wskazuje na postępującą, wraz z wydłużaniem czasu prowadzenia procesu destrukcję osadu. Z kolei na podstawie analizy zawartości suchej masy w osadach ozonowanych i nieozonowanych stwierdziłam, że zasadniczo ilość materii organicznej w obu analizowanych rodzajach osadu nie zmienia się, jednak zmianom ulega jej forma i dostępność. Wskazuje na to zmniejszający się z czasem ozonowania stosunek CHZT/BZT<sub>5</sub>. Analiza wartości tych parametrów pozwoliła mi stwierdzić, że osad ściekowy poddany działaniu ozonu jest bardziej podatny na dalsze procesy przetwarzania np. na stabilizację tlenową czy produkcję biogazu [44-46]. Jednocześnie nie zaobserwowałam większych zmian pH osadu ściekowego stabilizowanego ozonem w porównaniu z osadem nieozonowanym.

Na podstawie przeprowadzonych badań wykazałam skuteczność zaproponowanej technologii w stabilizacji osadów ściekowych, w tym w głównej mierze w polepszeniu parametrów mikrobiologicznych oraz technologicznych otrzymanego osadu. Za największą zaletę zaproponowanego procesu uważam zwiększenie szybkości opadania osadów, co bezpośrednio przedkłada się na ilość i koszt ich odwadniania. Ponadto zwiększenie biodegradowalności materii organicznej wchodzącej w skład osadów może mieć bezpośredni wpływ na wzrost jego przydatności w produkcji energii (biogaz) lub do wykorzystania w rolnictwie. W związku z tym w dalszych badaniach podjęłam próbę oceny przydatności rolniczej ozonowanych osadów ściekowych. Zgodnie z zaprezentowanymi w pracy **P.1** rezultatami, dotyczącymi skuteczności przeprowadzonego procesu, optymalne właściwości fizykochemiczne i sanitarne osadów ściekowych osiągnięto po 60 minutowym czasie kontaktu gazowego ozonu z osadami. Dlatego w kolejnych etapach prowadzonych badań wykorzystałam wyłącznie osady ściekowe stabilizowane ozonem przez okres 60 minut.

**2) Ocena przydatności rolniczej osadów ściekowych stabilizowanych ozonem, na podstawie analizy zmian ich właściwości fizykochemicznych, chemicznych i mikrobiologicznych wywołanych przeprowadzonym procesem [P.2, P.3].**

W drugim etapie przeprowadzonych doświadczeń dokonałam analizy zmian szeregu właściwości osadów ściekowych stabilizowanych ozonem przez okres 60 minut, głównie pod kątem możliwości ich rolniczego zagospodarowania. Badania te przeprowadziłam w 2018 roku, a ich założenia oraz szczegółowe rezultaty opisane zostały w pracach **P.2** i **P.3**.

Po zakończeniu prac nad reaktorem do ozonowania osadów ściekowych, a także doboru warunków prowadzenia procesu, przystąpiłam do badań mających na celu określenie możliwości wykorzystania ozonowanych osadów ściekowych do celów rolniczych. Oceny tej dokonałam w oparciu o analizę zmian wybranych właściwości

fizykochemicznych, chemicznych i mikrobiologicznych osadów ściekowych, po zakończonym procesie ozonowania [P.2, P.3].

W dalszych badaniach naukowych w tym zakresie, wykorzystałam osady ściekowe pobierane z oczyszczalni ścieków komunalnych w Ropczycach. Osady ściekowe pobierano w równomiernych 3-miesięcznych odstępach czasowych w 2018 roku. Takie postępowanie pozwoliło mi dodatkowo przeanalizować sezonową zmienność niektórych właściwości osadów ściekowych, które mogą być różne w zależności m.in. od pory roku. W każdym analizowanym terminie (wiosna, lato, jesień) osady ściekowe, po przywiezieniu do laboratorium, poddawane były procesowi ozonowania przez okres 60 minut. Po zakończeniu procesu wytworzone osady poddano filtracji grawitacyjnej z wykorzystaniem workownicy (typu DRAIMAD) w celu ich zagęszczenia. Odpowiadało to warunkom rzeczywistym, wykorzystywanym w oczyszczalni ścieków w Ropczycach. Grawitacyjną filtrację osadów ściekowych, po zakończonym procesie stabilizacji z wykorzystaniem gazowego ozonu, prowadzono przez okres 24 h, a to pozwoliło na osiągnięcie założonych efektów odwodnienia osadów. Po tym czasie odwodnienie osadów wynosiło 95 %. Po zakończonym etapie filtracji grawitacyjnej, z całości uzyskanej masy osadów ściekowych pobrano reprezentatywne próbki, które następnie poddawano analizom laboratoryjnym, celem oznaczenia ich właściwości fizykochemicznych, chemicznych i mikrobiologicznych. Na podstawie analizy tych parametrów oceniłam przydatność komunalnych osadów ściekowych stabilizowanych ozonem do zastosowania na cele rolnicze, zgodnie z obowiązującym prawodawstwem krajowym, tj. Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 6 lutego 2015 roku w sprawie stosowania komunalnych osadów ściekowych (Dz.U. 2015 poz. 257) [7]. Takie samo postępowanie wdrożyłam dla osadów nieozonowanych.

W świeżych próbkach osadów ściekowych po zakończonym procesie ozonowania oraz w osadach nieozonowanych, każdorazowo oznaczano m.in. zawartość suchej masy określonej w temperaturze 105°C, obecność bakterii z rodzaju *Salmonella*, miano *Coli*, ogólną liczbę mikroorganizmów oraz obecność żywych jaj pasożytów jelitowych *Ascaris sp.*, *Trichuris sp.*, *Toxocara sp.* Z kolei w wysuszonych próbkach tych osadów, oznaczono zawartość węgla organicznego, N, P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Cr, Pb i Cd.

Jak wykazałam we wstępnych badaniach [P.1], proces ozonowania wpływa na destrukcję materii organicznej zawartej w osadach ściekowych, co z jednej strony może powodować większą przyswajalność nagromadzonych w nich pierwiastków niezbędnych dla roślin, a jednak również wzrost mobilności i bioprzyswajalności zdeponowanych w nich zanieczyszczeń. Na ten aspekt w prowadzonych dalszych badaniach zwróciłam szczególną uwagę, ponieważ wzrost mobilności zdeponowanych w osadach ściekowych

zanieczyszczeń, zwłaszcza toksycznych pierwiastków śladowych, może w istotny sposób być czynnikiem delimitującym możliwość rolniczego zagospodarowania tych odpadów.

Na potencjalną przydatność osadów ściekowych do celów rolniczych, zgodnie z obowiązującym Rozporządzeniem (Dz.U.2023.23), wskazuje ogólna zawartość zdeponowanych w nich mikroelementów oraz toksycznych pierwiastków śladowych. Ogólna zawartość w osadach ściekowych mikroelementów oraz toksycznych pierwiastków śladowych, nie uwzględnia jednak ich potencjalnej mobilności i przyswajalności. Tylko pierwiastki występujące w formach mobilnych i biodostępnych, po wprowadzeniu do środowiska glebowego, stanowią realne zagrożenie. Dlatego oprócz analizy ogólnej zawartości tych pierwiastków w wykorzystanych w doświadczeniu osadach ściekowych, dokonałam również analizy zawartości ich poszczególnych specjacji chemicznych, a także zmian w tym zakresie, które powstały na skutek procesu ozonowania. Możliwość analizy specjacji chemicznych poszczególnych pierwiastków śladowych zawartych w osadach ściekowych, umożliwiają procedury sekwencyjnej ekstrakcji. Najpowszechniej stosowaną jest procedura opracowana przez *Measurements and Testing Programme* (dawniej *Community Bureau of Reference*) – metoda BCR [47-49]. Początkowo procedurę BCR stosowano do gleb, a w dalszej kolejności do popiołów lotnych i osadów ściekowych [50,51]. Metoda ta jest obecnie najpowszechniej stosowana, ze względu na dużą powtarzalność uzyskiwanych wyników, co związane jest z możliwością odpowiedniego odtworzenia warunków reakcji w różnych laboratoriach [50,52]. Procedura sekwencyjnej ekstrakcji metodą BCR pozwala na wyodrębnienie następujących frakcji mikroelementów oraz toksycznych pierwiastków śladowych: frakcja jonowymienna i węglanowa - **F1**, frakcja redukowalna związana z tlenkami Fe i Mn - **F2**, frakcja utleniająca związana z materią organiczną - **F3** oraz frakcja rezydualna - **F4**. Frakcje te charakteryzują się różną rozpuszczalnością i biodostępnością, co pozwala na ocenę realnego ryzyka związanego z wprowadzeniem odpadów, w tym również osadów ściekowych do środowiska glebowego [47,52]. Ponadto na podstawie zawartości frakcji **F1** oraz ogólnych form analizowanych pierwiastków obecnych w osadach ściekowych, dokonałam analizy ryzyka środowiskowego (*Risk Assessment Code – RAC*) [15,55,56], związanego z rolniczym zagospodarowaniem tych odpadów, a także jego zmian wywołanych procesem ozonowania [**P.3**].

Jak wykazałam na podstawie przeprowadzonych eksperymentów [**P.2**, **P.3**], właściwości osadów ściekowych istotnie zależały od zastosowanego procesu ozonowania. Wykazałam również, że właściwości fizykochemiczne i chemiczne wykorzystanych w doświadczeniu osadów ściekowych, charakteryzowały się sezonową zmiennością [**P.2**]. Średnia zawartość suchej masy po procesie filtracji grawitacyjnej, w zależności od przeprowadzonej serii eksperymentów, w osadzie nieozonowanym wahała się w zakresie od 6,92 do 7,52 %, a w osadzie ozonowanym od 8,54 do 9,54 %. Badania te pozwoliły na

ponowne potwierdzenie skuteczności zaproponowanej technologii. Wskaźnik zawartości suchej masy w osadach ściekowych, jest istotnym parametrem określającym m.in. konsystencję osadów. Polepszenie zdolności do odwadniania osadów ściekowych są kluczowe, ponieważ właściwości te w zasadniczym stopniu determinują dalsze możliwości zagospodarowania tych odpadów [39,40]. Wykazałam ponadto, że w analizowanych osadach ściekowych zawartość  $C_{org.}$  oraz makro- i mikroelementów była typowa dla tego typu materiałów. Niemniej jednak wartości tych parametrów uzależnione były nie tylko od terminu poboru osadów ściekowych, ale w głównej mierze zależały od zastosowanego procesu ozonowania. Generalnie dla osadów nieozonowanych i ozonowanych największe zawartości  $C_{org.}$  oraz makro- i mikroelementów, oznaczyłam odpowiednio dla okresu jesiennego i letniego, co szczegółowo przedstawiono w pracy **P.2**. Po procesie ozonowania w osadach ściekowych zaobserwowałam mniejsze, w porównaniu z osadem nieozonowanym, zawartości N i Mg, a taką zależność potwierdziłam we wszystkich przeprowadzonych seriach eksperymentów [**P.2**]. Oceniając przydatność rolniczą osadów ściekowych, należy wziąć pod uwagę również zawartość w nich potasu. Pierwiastek ten bowiem w osadach ściekowych jest najbardziej deficytowym składnikiem, co związane jest z dużą rozpuszczalnością soli potasowych. Ponadto zawartość potasu w osadach ściekowych może podlegać rocznej i regionalnej zmienności [53,54]. W wyniku przeprowadzonych badań jednoznacznie wykazałam, że proces ozonowania istotnie wpłynął na zwiększenie się rozpuszczalności K, o czym świadczyła znacznie niższa zawartość tego pierwiastka w osadach ozonowanych w porównaniu z osadami nieozonowanymi [**P.2**]. Inną zależność natomiast zaobserwowałam w przypadku zawartości Ca i P, ponieważ na ogół większe zawartości tych pierwiastków, niezależnie od terminu poboru, były charakterystyczne dla osadów poddanych procesowi ozonowania [**P.2**].

Możliwości zastosowania osadów ściekowych do celów rolniczych uzależnione są od zawartości ogólnych form mikroelementów oraz toksycznych pierwiastków śladowych, które musi spełniać normy określone przepisami prawa [7]. Dlatego jednym z realizowanych przeze mnie celów badawczych, był wpływ przeprowadzonego procesu stabilizacji osadów ściekowych z wykorzystaniem gazowego ozonu, na zmiany zawartości ogólnych form oraz poszczególnych specjacji wybranych pierwiastków śladowych [**P.2**, **P.3**]. Ozonowanie osadów ściekowych na ogół wpływa na wzrost ogólnej zawartości pierwiastków takich jak: Cu, Zn, Ni, Cr, Pb i Cd, a ich stężenie może wzrastać wraz ze zwiększaniem się dawki ozonu, na co wskazują badania Zhang i in. (2017) oraz He i in. (2021) [6,15]. Zależność taką potwierdziłam również w badaniach własnych [**P.3**]. Po przeprowadzonym procesie ozonowania średnia zawartość ogólnych form Mn, Zn, Cu, Ni, Cr, Pb i Cd w osadach ściekowych była większa w porównaniu z osadem nieozonowanym. Zmiany te jednak należy uznać za nieznaczne, ponieważ dla obu analizowanych osadów,

oznaczone zawartości mikroelementów oraz toksycznych pierwiastków śladowych, układały się według następującego szeregu malejących wartości: Fe>Zn>Mn>Cu>Pb>Cr>Ni>Cd. Nie zmieniło się to również po przeprowadzonym procesie ozonowania [P.3]. Wzrost ogólnej zawartości pierwiastków śladowych, obecnych w osadzie ściekowym po procesie ozonowania, potwierdza skuteczność ozonu w rozbijaniu kłaczków, co powoduje szereg korzystnych zmian w obrębie ich właściwości technologicznych, co zostało szczegółowo opisane w pracy P.1. Pomimo tych zmian, zawartość ogólnych form analizowanych mikroelementów oraz toksycznych pierwiastków śladowych, kwalifikowała ozonowane osady ściekowe do wykorzystania w celach rolniczych, zgodnie z obowiązującym Rozporządzeniem [7]. Niezależnie od uzyskanych wyników dotyczących zawartości analizowanych ogólnych form mikroelementów i toksycznych pierwiastków śladowych, zdeponowanych w osadach ściekowych po procesie ozonowania, podjęto dalsze badania mające na celu określenie zmian w zakresie mobilności i biodostępności tych pierwiastków [P.3].

Na podstawie przeprowadzonej analizy specjacyjnej z wykorzystaniem metody BCR stwierdziłam, że dla większości analizowanych pierwiastków śladowych obecnych w osadach ściekowych, a w szczególności Cr, Pb, Cd i Cu, największym udziałem w ich ogólnej zawartości charakteryzowały się frakcje *F3* i *F4*, które uważane są za potencjalnie niedostępne. Wykazałam ponadto, że przeprowadzony proces ozonowania w niewielkim jedynie stopniu modyfikował tę zależność, a obserwowane zmiany były na ogół nieistotne statystycznie [P.3]. Inną zależność zaobserwowałam natomiast w przypadku Mn, Zn i Ni, a w szczególności dotyczyło to wzrostu udziału tych pierwiastków we frakcji *F1*, w efekcie przeprowadzonego procesu ozonowania. Jednocześnie zaobserwowałam zmniejszanie się udziału tych pierwiastków we frakcji *F4*, w porównaniu z nieozonowanym osadem ściekowym [P.3]. Uzyskane wyniki jednoznacznie wskazują na fakt, iż pomimo relatywnie niskich stężeń ogólnych form Mn, Zn i Ni w osadach ściekowych, wzrost mobilności tych pierwiastków po procesie ozonowania, w efekcie ich dogłębowego zastosowania, może powodować negatywne konsekwencje. Pomimo relatywnie niskich stężeń oznaczonych mikroelementów oraz toksycznych pierwiastków śladowych w osadach ściekowych, zarówno ozonowanych jak również nieozonowanych, obliczone wskaźniki *RAC* (*Risk Assessment Code*) jednoznacznie wskazują na ich potencjalne zagrożenie dla środowiska [15,55,56]. Wyznaczone współczynniki *RAC* były zróżnicowane w zależności od analizowanego pierwiastka. W przypadku Cu, Cr i Pb wartości *RAC* mieściły się w przedziale 1-10, a to oznacza, że wprowadzenie wraz z osadami tych pierwiastków powoduje relatywnie niskie zagrożenie dla środowiska [15,55,56]. Ponadto w przypadku tych pierwiastków zastosowany proces ozonowania spowodował zmniejszenie udziału frakcji *F1*, co wpłynęło na zmniejszenie wartości wskaźnika *RAC*. Z kolei wprowadzenie do

środowiska osadów ściekowych, analizowanych w przeprowadzonych badaniach, wiązało się z wysokim zagrożeniem w odniesieniu do Cd i Ni, a przeprowadzony proces ozonowania zasadniczo nie zmieniał tej zależności.

W osadach ściekowych na ogół w największych ilościach występują Zn i Mn, co stwierdzono również w odniesieniu do osadów ściekowych pochodzących z oczyszczalni ścieków w Ropczycach [57]. Wyznaczone na podstawie frakcji F1 współczynniki RAC wskazują jednoznacznie na bardzo duże ryzyko zanieczyszczenia środowiska, związanego z wprowadzeniem osadów ściekowych. Ponadto przeprowadzony proces ozonowania powodował nieznaczny wzrost wartości współczynników RAC w odniesieniu do tych pierwiastków, co należy uznać za niekorzystną zmianę i szczegółowo monitorować zarówno na etapie prowadzenia procesu, jak również w przypadku rolniczego zastosowania tych odpadów.

Jednym z kryteriów decydujących o rolniczym wykorzystaniu osadów ściekowych jest obecność bakterii *Coli* typu kałowego oraz żywych jaj pasożytów jelitowych *Ascaris sp.*, *Trichuris sp.*, *Toxocara sp.* Na podstawie przeprowadzonych analiz mikrobiologicznych nie stwierdziłam występowania tych organizmów, co dotyczyło zarówno osadu nieozonowanego, jak również ozonowanego, niezależnie od terminu poboru.

Reasumując, pod względem zawartości ogólnych form analizowanych mikroelementów i toksycznych pierwiastków śladowych, a także zanieczyszczeń sanitarnych, wykorzystane w doświadczeniu osady ściekowe spełniały normy określone przepisami prawa, umożliwiając ich wykorzystanie do celów rolniczych (Dz. U. 2015 poz. 257).

### **3) Ocena możliwości wykorzystania osadów ściekowych stabilizowanych ozonem jako dodatku do gleby mineralnej w uprawie kukurydzy (*Zea mays* L.) [P.2];**

W kolejnym etapie przeprowadzonych badań zajęłam się aspektami związanymi z reakcją roślin kukurydzy na wprowadzenie osadów ściekowych stabilizowanych ozonem. W tym etapie doświadczeń przeanalizowałam możliwość wykorzystania ozonowanych osadów ściekowych otrzymanych zaproponowaną metodą do celów rolniczych, w tym w szczególności do nawożenia gleb i roślin. Oceny tej dokonałam w oparciu o trzy niezależne serie doświadczeń wazonowych, prowadzonych w warunkach laboratoryjnych z wykorzystaniem roślin kukurydzy (odmiana MAS 29.T). Schemat przeprowadzonych doświadczeń oraz najważniejsze rezultaty opisano w pracy **P.2**.

Zgodnie przyjętym w pracy **P.2** schematem doświadczenia, do przeprowadzenia każdej niezależnej serii eksperymentu wykorzystano osady ściekowe pobrane w trzech niezależnych terminach i poddane procesowi ozonowania, zgodnie z opisem zawartym

w pkt. 2. W każdej serii przeprowadzonych doświadczeń analizujących wpływ ozonowanych osadów ściekowych na wzrost i rozwój kukurydzy, wykorzystano materiał glebowy o składzie granulometrycznym piasku luźnego (pl), charakteryzujący się lekko kwaśnym odczynem ( $\text{pH}=6,67\pm 0,07$ ) oraz niską zawartością węgla organicznego ( $\text{C}_{\text{org.}}=0,06\pm 0,01\%$ ) i azotu ogólnego ( $\text{N}_{\text{og.}}=0,01\pm 0,00\%$ ). Zawartość przyswajalnych form makroelementów w wykorzystanym materiale glebowym – P, K i Mg wynosiła odpowiednio: 45,8; 11,5 i 17,4  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , wskazując kolejno na średnią, bardzo niską i niską ich zawartość. Z kolei zawartość ogólnych form mikroelementów i toksycznych pierwiastków śladowych Zn, Cu, Ni, Cr, Pb i Cd w wykorzystanym w doświadczeniu materiale glebowym, wynosiła odpowiednio: 28,9; 4,89; 0,23; 0,15; 1,45 i 0,06  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , kwalifikując go do wykorzystania w celach rolniczych, zgodnie z obowiązującym Rozporządzeniem [7]. Doświadczenie prowadzono jako dwuczynnikowe, a analizowanymi czynnikami zmiennymi był rodzaj zastosowanego osadu (nieozonowany i ozonowany) oraz jego dawka. Osady stosowano w następujących dawkach - 3, 6 i 9 t/ha s.m., co zgodnie z obowiązującym Rozporządzeniem [7] stanowiło ilość osadów możliwą do zastosowania do celów rolniczych odpowiednio: raz na rok, w dawce skumulowanej na 2 lata oraz w dawce skumulowanej na 3 lata. Uzyskane wyniki porównywano w odniesieniu do obiektu kontrolnego, na którym nie stosowano osadów ściekowych. W całym okresie badań nie zastosowano uzupełniającego nawożenia nawozami mineralnymi NPK, a każdy wariant doświadczenia wykonano w trzech powtórzeniach [P.2].

Zgodnie z przyjętym w pracy P.2 schematem doświadczenia, do wazonów z tworzywa sztucznego o wymiarach 20×20×23 cm, wypełnionych materiałem glebowym, wprowadzano osady ściekowe w dawkach opisanych powyżej. Po aplikacji osadów ściekowych wazonów pozostawiano w temperaturze 21°C przez okres 21 dni, utrzymując je na poziomie 55 % maksymalnej pojemności wodnej. Po tym czasie do poszczególnych wazonów wysiewano nasiona kukurydzy (odmiana MAS 29.T). Przygotowane w ten sposób wazonów umieszczano następnie w komorze wzrostowej (Model GC-300/1000, JEIO Tech Co., Ltd., South Korea), utrzymując przez cały okres doświadczenia temperaturę 22±2°C, wilgotność 60±3% RH oraz fotoperiod 16/8 h (dzień/noc), przy maksymalnej intensywności światła około 300  $\mu\text{E m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ . Każdą pojedynczą serię doświadczenia prowadzono do osiągnięcia przez rośliny fazy 6 liści (BBCH16). W tych warunkach fazę tą rośliny uzyskiwały po około dwóch miesiącach prowadzenia doświadczenia. W czasie prowadzenia doświadczenia poszczególne wazonów utrzymywano na poziomie 55% maksymalnej pojemności wodnej [P.2].

Oceny możliwości wykorzystania osadów ściekowych stabilizowanych ozonem, jako dodatku do gleby mineralnej w uprawie kukurydzy, dokonałam poprzez analizę parametrów fizjologicznych roślin oraz ich składu chemicznego. W trakcie prowadzonych badań,

w okresie wzrostu roślin dokonałam analizy względnej zawartości chlorofilu (*CCI*) oraz fluorescencji chlorofilu. Analiza fluorescencji chlorofilu dotyczyła w szczególności parametrów takich jak: maksymalna fotochemiczna wydajność fotosystemu II (*Fv/Fm*), efektywność kompleksu wydzielania O<sub>2</sub> (*Fv/Fo*) oraz wskaźnika funkcjonowania fotosystemu I i II (*PI*). W czasie przeprowadzonych eksperymentów przeanalizowałam również wpływ zastosowania ozonowanych osadów ściekowych na parametry wymiany gazowej liści kukurydzy, które w szczególności dotyczyły: intensywności fotosyntezy (*Pn*), transpiracji (*E*), przewodnictwa szparkowego (*Gs*) oraz fotosyntetycznego współczynnika wykorzystania wody (*WUE*). Po zakończeniu doświadczenia i zbiorze roślin z poszczególnych wariantów, w ich nadziemnej biomacie określiłam również zawartość suchej masy, a także zawartość makro-, mikroelementów oraz toksycznych pierwiastków śladowych. Wyniki tych analiz opisałam w pracy **P.2**.

Zawartość chlorofilu w liściach jest jednym z parametrów, który można wykorzystać do oceny stopnia odżywienia roślin. Niedobór azotu znacznie obniża względną zawartość chlorofilu w liściach, podobnie jak P i Mg [58,59]. W przeprowadzonych badaniach średnie wartości *CCI* w obiektach nawożonych najwyższą dawką osadów nieozonowanych i ozonowanych, były większe odpowiednio o 78 i 85% w porównaniu z kontrolą, co świadczy o efektywności zastosowanego nawożenia. Podobne zależności uzyskano wobec analizowanych parametrów fluorescencji chlorofilu – *Fv/Fm*, *Fv/Fo* oraz *PI*, których wartości były wyższe w obiektach nawożonych ozonowanymi osadami ściekowymi, w porównaniu z kontrolą oraz roślinami nawożonymi nieozonowanym osadem ściekowym. Lepsze wykorzystanie zaabsorbowanego promieniowania w procesach fotochemicznych, które znalazło odzwierciedlenie w wyższej wartości *Fv/Fm*, można tłumaczyć efektywnym uwalnianiem makro- i mikrośladników zawartych w osadach ściekowych, a które niezbędne są w biosyntezie enzymów zaangażowanych w procesach fotochemicznych [64]. Większość oznaczonych parametrów wymiany gazowej (*Pn*, *E*, *gs*) odznaczała się podobnymi zależnościami. Jedynie w przypadku parametrów *Ci* oraz *WUE* odnotowane wartości były niższe w obiektach nawożonych ozonowanymi osadami ściekowymi, w porównaniu zarówno z kontrolą, jak również z obiektami nawożonymi nieozonowanymi osadami ściekowymi. Wyższe wartości wskaźnika *WUE*, otrzymane dla roślin obiektu kontrolnego, świadczyć mogą o bardziej oszczędnej gospodarce wodą ze względu na mniejsze ilości występującego w podłożu dostępnego azotu dla roślin [57]. Uzyskane wyniki moich badań potwierdziły efektywność zastosowanych w doświadczeniu ozonowanych osadów ściekowych w lepszym zaopatrzeniu roślin kukurydzy w makroelementy, co wynikało z modyfikacji przyswajalności tych pierwiastków, będącej wynikiem wstępnej degradacji materii organicznej, jako efektu działania ozonu [**P.1**]. Zastosowane w doświadczeniu nawożenie osadami ściekowymi, spowodowało istotne zwiększenie



zawartości makroelementów - N, P, K, Ca i Mg w nadziemnych częściach roślin kukurydzy, na ogół w relacji do zastosowanych dawek [P.2]. Generalnie większe zawartości oznaczonych makroelementów stwierdzono w roślinach kukurydzy nawożonych ozonowanym osadem ściekowym, a zależność taką zaobserwowałam dla każdej niezależnej serii przeprowadzonych eksperymentów. Istotnym wynikiem przeprowadzonych badań jest to, iż pomimo, że osadach ozonowanych wykorzystanych w II i III serii doświadczeń, stwierdziłam istotnie mniejszą zawartość K w porównaniu z osadem nieozonowanym, to rośliny nawożone tym osadem charakteryzowały się istotnie większą zawartością tego pierwiastka w nadziemnej biomacie. Potwierdziło to wcześniejsze wnioski, że w wyniku ozonowania osadów ściekowych, następuje lepsze uruchamianie i przyswajanie tego pierwiastka. Potas w osadach ściekowych występuje w deficytowych ilościach, a przez kukurydzę najintensywniej pobierany jest w fazie od 5-6 liści do kwitnienia. Ze względu na deficytową zawartość potasu w osadach ściekowych, przy ich nawozowym wykorzystaniu, warto dodatkowo stosować mineralne nawożenie K. Zgodnie z przyjętym schematem doświadczenia, nie zastosowałam uzupełniającego nawożenia K, jednak w przypadku wykorzystania ozonowanych osadów ściekowych otrzymano nie tylko wyższy plon suchej masy części nadziemnej, ale także lepsze parametry fizjologiczne roślin, które oznaczone były w okresie wzrostu [P.2].

W przeprowadzonych badaniach wykazałam ponadto, że plon suchej masy nadziemnych części roślin kukurydzy zależał nie tylko od rodzaju zastosowanych w doświadczeniu osadów ściekowych, ale również od ich dawki [P.2]. W każdej przeprowadzonej serii eksperymentu, najniższy plon suchej masy części nadziemnych kukurydzy uzyskiwano z kontroli. Istotnie wyższy plon nadziemnej biomasy kukurydzy był charakterystyczny dla obiektów nawożonych ozonowanym osadem ściekowym, co potwierdzono w każdej przeprowadzonej serii eksperymentu.

Na podstawie uzyskanych w trzech niezależnych seriach doświadczeń wyników badań potwierdziłam przydatność ozonowanych osadów ściekowych do rolniczego zagospodarowania. Rośliny uprawiane w obiektach nawożonych ozonowanymi osadami ściekowymi charakteryzowały się nie tylko wyższym plonem, ale również lepszymi parametrami fizjologicznymi oraz większą zdolnością do magazynowania makroelementów w nadziemnej biomacie. Z uwagi na zmiany wywołane zwiększeniem mobilności mikroelementów i toksycznych pierwiastków śladowych zawartych w osadach ściekowych po przeprowadzonym procesie ozonowania, w dalszych etapach badań skupiłam się nad aspektami związanymi z bioakumulacją analizowanych pierwiastków przez rośliny testowe.

4) **Określenie wpływu dogłębowego zastosowania ozonowanych osadów ściekowych na bioakumulację wybranych mikroelementów i toksycznych pierwiastków śladowych w nadziemnej i podziemnej biomacie kukurydzy (*Zea mays* L.) oraz pszenicy (*Triticum aestivum* L.)**

Ocena ilości pierwiastków śladowych występujących w formach biodostępnych w osadach ściekowych oraz akumulacja tych pierwiastków w biomacie roślin, mają fundamentalne znaczenie w realnej ocenie zagrożenia dla środowiska przyrodniczego wywołanym dogłębowym zastosowaniem tych odpadów, co pozwoli wypracować odpowiednie regulacje prawne w tym zakresie [60-63]. Z uwagi na to jednym z założonych przez mnie celów badawczych, była ocena oddziaływania ozonowanych osadów ściekowych zastosowanych w nawożeniu kukurydzy (*Zea mays* L.) oraz pszenicy (*Triticum aestivum* L.) na akumulację wybranych mikroelementów i toksycznych pierwiastków śladowych, a w szczególności Mn, Zn, Cu, Ni, Cr, Pb i Cd.

W badaniach nad wpływem osadów ściekowych na bioakumulację wybranych mikroelementów oraz toksycznych pierwiastków śladowych, wykorzystano schemat doświadczenia opisany w pracy **P.2**. Charakterystyki efektywności akumulacji analizowanych pierwiastków śladowych przez rośliny testowe z gleby nawożonej osadami ściekowymi, dokonałam na podstawie analizy wartości współczynników bioakumulacji (**BAF**) oraz translokacji (**TF**). **BAF** obliczono jako stosunek zawartości analizowanych pierwiastków w nadziemnych częściach roślin, do ich zawartości w glebie. **TF** natomiast obliczono jako stosunek zawartości poszczególnych pierwiastków oznaczonych w częściach nadziemnych roślin testowych, do ich stężenia w korzeniach [62].

Stosowanie osadów ściekowych powoduje zwiększoną bioakumulację pierwiastków śladowych w różnych tkankach roślin, na co wskazuje się w licznych badaniach naukowych przeprowadzonych zarówno w warunkach doświadczeń polowych, jak również laboratoryjnych [4,5,35,64,65]. Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdziłam, że analizowane mikroelementy oraz toksyczne pierwiastki śladowe w większym stopniu gromadzone były w korzeniach niż w nadziemnej biomacie, co potwierdziłam zarówno w przypadku kukurydzy jak również pszenicy. Wyznaczone współczynniki bioakumulacji i translokacji Mn, Zn, Cu, Ni, Cr, Pb i Cd wykazywały znaczne wahania i zależały głównie od gatunku uprawianej rośliny oraz zastosowanej w doświadczeniu dawki osadu ściekowego [**P.3**]. Generalnie większą akumulację analizowanych metali stwierdziłam w częściach nadziemnych pszenicy niż w kukurydzy. Współczynniki **BAF** wyznaczone dla nadziemnej biomasy kukurydzy i pszenicy miały najwyższe wartości dla Cu, Cd, Zn, Mn i Ni ( $BAF > 1$ ), świadcząc o intensywnej ich akumulacji, natomiast najniższe były dla Cr i Pb ( $BAF < 1$ ), wskazując na ich niską akumulację .

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdziłam ponadto, że zastosowanie osadów ściekowych stabilizowanych ozonem zasadniczo nie wpłynęło istotnie na bioakumulację większości analizowanych pierwiastków śladowych. Wyższe wartości współczynników *BAF* w roślinach nawożonych ozonowanym osadem ściekowym, w porównaniu z obiektami nawożonymi nieozonowanym osadem ściekowym, stwierdzono jednak w przypadku Cu i Ni. Na akumulację poszczególnych pierwiastków w częściach nadziemnych roślin oraz w strefie korzeniowej niewątpliwie miała wpływ zawartość poszczególnych frakcji analizowanych pierwiastków śladowych w zastosowanym osadzie ściekowym, co opisano w punkcie 2 [P.3]. W większości przypadków nie stwierdzono wzrostu mobilności oznaczonych pierwiastków po procesie ozonowania, niemniej jednak w przypadku Mn, Zn i Ni odnotowano wzrost zawartości frakcji *F1*. Pomimo tych zmian tylko Ni charakteryzował się zwiększoną bioakumulacją w obu roślinach testowych w porównaniu z nieozonowanym osadem ściekowym [P.3]. Wyznaczone współczynniki *TF*, za wyjątkiem tych uzyskanych dla Mn, były mniejsze od 1, co odnotowano dla obu analizowanych gatunków roślin. Różnice w wyznaczonych wartościach *TF* mogą być związane z interakcjami poszczególnych pierwiastków zawartych w glebie [61,64]. To z kolei może wpływać na efektywność ich pobierania przez korzenie roślin, a następnie dalszą ich redystrybucję do części nadziemnych. Według Eid i in. (2016), różne translokacje pierwiastków śladowych z gleby są również związane z formą występowania danego pierwiastka w glebie oraz procesami fizjologicznymi roślin [64]. Jak wspomniano wcześniej, pierwiastki śladowe zawarte w osadach ściekowych w większości gromadziły się w korzeniach obu analizowanych roślin. Należy również założyć, że wraz z postępującym rozkładem materii organicznej zawartej w osadach ściekowych szybkość uwalniania zdeponowanych w nich pierwiastków będzie większa, co może zwiększać zarówno współczynniki bioakumulacji, jak również translokacji.

Reasumując, na podstawie przeprowadzonej analizy bioakumulacji mikroelementów i toksycznych pierwiastków śladowych wykazałam, że zastosowanie osadów ściekowych stabilizowanych ozonem do nawożenia roślin, zasadniczo nie wpłynęło istotnie na bioakumulację większości analizowanych pierwiastków. Wskazałam jednak, że szczególną uwagę należy zwrócić na możliwość zwiększonego uwalniania tych pierwiastków, będącej efektem zastosowanego procesu ozonowania, co może powodować ich większą akumulację w nadziemnej biomasy roślin. Ma to szczególne znaczenie przy rozważaniu możliwości rolniczego zagospodarowania tych odpadów.

### 5) Ocena rolniczej przydatności lotnych popiołów ze spalania biomasy na podstawie analizy ich właściwości fizykochemicznych i chemicznych [P.4, P.5];

W kolejnych etapach mojej pracy naukowej, przeprowadziłam badania nad możliwością wykorzystania popiołów ze spalania biomasy, do celów rolniczych. Założenia metodyczne przeprowadzonych doświadczeń i otrzymane rezultaty przeprowadzonych badań laboratoryjnych oraz polowych przedstawiłam w pracach **P.4** i **P.5**.

Zgodnie z przyjętymi schematami doświadczeń laboratoryjnych oraz polowych opisanych w pracach **P.4** i **P.5** w badaniach wykorzystano te same popioły lotne ze spalania biomasy w kotle fluidalnym. Popiół lotny ze spalania biomasy wykorzystany w przeprowadzonych przeze mnie badaniach jest odpadem (kod odpadu – 10 01 01) powstającym w elektrowni Stalowa Wola w procesie spalania biomasy w kotle fluidalnym – odbieranym na sucho bezpośrednio spod elektrofiltrów. Zgodnie z Rozporządzeniem (WE) nr 1272/2008 (CLP), wykorzystany w doświadczeniu popiół, nie jest klasyfikowany jako substancja niebezpieczna i sprzedawany jest rolnikom do wykorzystania w celach nawozowych. Popioły te wytworzono w wyniku spalania biomasy leśnej (wkład około 70%) oraz biomasy rolniczej (około 30 %). W skład biomasy leśnej wchodziły drzewa liściaste i iglaste (50/50), a w skład biomasy rolniczej – słoma zbóż i łuska słonecznika.

W wyniku przeprowadzonych analiz stwierdziłam, że wykorzystany w doświadczeniu popiół ze spalania biomasy charakteryzował się alkalicznym odczynem ( $\text{pH}=12,83$ ) oraz wysokim zasoleniem ( $\text{EC}=8,81 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ ). Zawarte w popiołach makroelementy, niezbędne dla wzrostu i rozwoju roślin, układały się według następującego szeregu malejących wartości:  $\text{K}>\text{Ca}>\text{Mg}>\text{P}>\text{S}>\text{Na}>\text{N}$ , wynosząc średnio: 165 617; 145 081; 13 512; 9 244; 4 700; 1 452 i  $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Z kolei całkowita zawartość analizowanych mikroelementów i toksycznych pierwiastków śladowych - Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Ni, Pb i Cd w wykorzystanych w doświadczeniach popiołów wynosiła średnio: 4 351; 1 490; 423; 536; 20,3; 48,4; 130 i  $2,68 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  [**P.4**]. W próbkach wykorzystanego w doświadczeniu popiołu przeanalizowałam również zawartość rozpuszczalnych w wodzie oraz  $1 \text{ mol}\cdot\text{dm}^{-3}$  HCl form mikroelementów oraz toksycznych pierwiastków śladowych. Na podstawie tych analiz stwierdziłam, że zawarte w popiołach mikroelementy i toksyczne pierwiastki śladowe charakteryzowały się bardzo niską rozpuszczalnością w wodzie, o czym świadczy ich niewielki, wynoszący zaledwie 0,5 % udział w zawartości ogólnej. Z kolei rozpuszczalność tych pierwiastków w  $1 \text{ mol}\cdot\text{dm}^{-3}$  HCl była większa. Udział mikroelementów i toksycznych pierwiastków śladowych rozpuszczalnych w  $1 \text{ mol}\cdot\text{dm}^{-3}$  HCl w stosunku do ich ogólnej zawartości był zróżnicowany i wynosił 28, 43, 93, 29, 78, 68, 26 i 93%, odpowiednio dla Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Cr, Pb i Cd [**P.4**].

Popioły ze spalania biomasy charakteryzują się znaczną zawartością makro- i mikroskładników ważnych z nawozowego punktu widzenia. Niemniej jednak w ich składzie znajdują się znaczne ilości potencjalnie toksycznych pierwiastków śladowych, które po ich wprowadzeniu do środowiska glebowego stanowią potencjalne ryzyko dla środowiska przyrodniczego. Z uwagi na to, oprócz oceny ogólnej zawartości mikroelementów i toksycznych pierwiastków śladowych oraz ich form rozpuszczalnych w  $1 \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3} \text{ HCl}$ , w wykorzystanych w doświadczeniu popiołach ze spalania biomasy przeanalizowałam również zawartość specjacji chemicznych tych pierwiastków z wykorzystaniem procedury sekwencyjnej ekstrakcji (metodą BCR) [P.5].

Na podstawie przeprowadzonej analizy sekwencyjnej wykazałam, że zdeponowane w popiołach Zn, Pb i Cr, występowały głównie we frakcji rezydualnej - *F4* uważanej za potencjalnie niedostępną. Z kolei Cu, Ni i Cd w największej ilości występowały we frakcji *F2*. Na podstawie analizy sekwencyjnej ponadto potwierdziłam, że wszystkie analizowane pierwiastki, tj. Zn, Cu, Cr, Ni, Pb i Cd zawarte w wykorzystanych w doświadczeniu popiołach były stosunkowo mało mobilne i biodostępne, o czym świadczy najmniejszy ich udział we frakcji jonowymiennej i węglanowej - *F1*. Stwierdziłam ponadto, że niska zawartość frakcji *F1* tych pierwiastków, świadczy o stosunkowo niewielkim ryzyku związanym z wprowadzeniem tych odpadów do środowiska przyrodniczego. Potwierdziłam to również, obliczając na podstawie zawartości frakcji *F1*: Zn, Cu, Cr, Ni, Pb i Cd współczynniki *RAC* (*Risk Assessment Code*), które we wszystkich przypadkach osiągnęły wartość poniżej 1. Zgodnie z przyjętą klasyfikacją dla tego współczynnika [55,56], otrzymany wynik świadczy o tym, że zastosowanie wykorzystanych w doświadczeniu popiołów jest potencjalnie bezpieczne dla środowiska przyrodniczego [P.5].

Z uwagi na możliwość wprowadzenia wraz z popiołami ze spalania biomasy znacznej ilości zanieczyszczeń, należało przeprowadzić szczegółowe badania, które miały na celu zweryfikowanie nie tylko skuteczności tych odpadów w nawożeniu gleb i roślin, ale przede wszystkim określenia ich wpływu na zmiany zawartości, zwłaszcza toksycznych pierwiastków śladowych. Badania te zrealizowałam w warunkach doświadczeń laboratoryjnych oraz polowych, a ich głównym celem była ocena zarówno krótkotrwałego, jak również długoterminowego oddziaływania tych odpadów na właściwości gleby, wzrost i rozwój roślin, a przede wszystkim zmiany w zakresie rozprzestrzeniania się zdeponowanych w popiołach zanieczyszczeń. Aspekty te były przeze mnie realizowane w kolejnych etapach badań.

**6) Analiza krótkoterminowego wpływu popiołów ze spalania biomasy na właściwości gleby, roztworu glebowego oraz wzrost i rozwój roślin rzepaku jarego (*Brassica napus* L.) [P.4];**

Oceniając krótkoterminowy wpływ oddziaływania lotnych popiołów ze spalania biomasy na wzrost i rozwój rzepaku jarego oraz wybrane właściwości gleby, przeprowadziłam doświadczenie wazonowe, które szczegółowo zostało opisane w pracy **P.4**. Oprócz wpływu popiołów ze spalania biomasy na wybrane właściwości gleby oraz wzrost i rozwój rzepaku jarego, w doświadczeniu tym przeanalizowałam również dynamikę wypłukiwania głównych składników pokarmowych roślin zawartych w tych materiałach, na podstawie analizy składu chemicznego uzyskiwanych przesączu glebowych.

W celu weryfikacji założonych w pracy **P.4** celów badawczych, w okresie wegetacyjnym (IV-VIII) 2018 roku przeprowadziłam doświadczenie wazonowe. Doświadczenie prowadziłam w układzie całkowicie losowym, na glebie brunatnej o składzie granulometrycznym pyłu gliniastego (42% piasku, 53% pyłu, 5% iłu). Zgodnie ze zrealizowanym schematem doświadczenia **[P.4]**, około 30 kg materiału glebowego umieszczono w wazonach produkcyjnych z tworzywa sztucznego o pojemności 30 l (wysokość 30 cm, średnica 41.5 cm). Następnie tak przygotowany materiał glebowy doprowadzano do 55 % maksymalnej pojemności wodnej i pozostawiono przez okres 14 dni. Po upływie tego czasu do poszczególnych wazonów, zgodnie z przyjętymi wariantami doświadczenia, aplikowano popioły ze spalania biomasy (dnia 2.04.2018r.). Poszczególne warianty doświadczenia zróżnicowałam pod względem nawożenia potasem, ponieważ składnik ten w zastosowanym w doświadczeniu popiele ze spalania biomasy występował w największych ilościach **[P.4]**. Popioły ze spalania biomasy zastosowałam w następujących dawkach: 0,5 (D1); 1,0 (D2); 1,5 (D3); 2,0 (D4); 2,5 (D5) i 3,0 (D6) Mg·ha<sup>-1</sup>, co odpowiadało dawkom potasu w formie K<sub>2</sub>O wynoszącym odpowiednio: 100, 200, 300, 400, 500, 600 kg·ha<sup>-1</sup>. We wszystkich wariantach doświadczenia zastosowano stałe nawożenie N i P, w postaci fosforanu monoamoniowego NH<sub>4</sub>H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> (12% N; 26,6% P) w całkowitej dawce wynoszącej 150 kg·ha<sup>-1</sup>, którą aplikowałam przedsięwzię **[P.4]**. Efekt działania popiołów ze spalania biomasy, porównywałam w odniesieniu do kontroli – gleby bez nawożenia potasem oraz gleby, na której zastosowano tradycyjne nawożenie potasem w formie 60% soli potasowej (KCl) (175 kg·ha<sup>-1</sup>). Po aplikacji poszczególnych nawozów, zgodnie z wariantami doświadczenia, glebę pozostawiano na okres 14 dni. Następnie 17 kwietnia wysiewano rzepak jary w obsadzie 75 roślin/m<sup>2</sup> (10 nasion/wazon). Po osiągnięciu fazy 2-3 liści rośliny przerywano, pozostawiając w poszczególnych wazonach po 5 roślin rzepaku. Rośliny utrzymywano do fazy dojrzałości nasion (BBCH89), którą osiągnięto po upływie ok. 130 dni od siewu **[P.4]**.

Eksperyment przeprowadziłam w 1 serii obejmującej trzy powtórzenia dla każdego zastosowanego wariantu doświadczenia. Przez cały okres doświadczenia, glebę utrzymywano w wilgotności odpowiadającej 55% maksymalnej pojemności wodnej. W każdym miesiącu prowadzenia eksperymentu w liściach roślin analizowałam względną zawartość chlorofilu. Ponadto w 10, 40, 70, 100 i 130 dniu po wysiewie nasion rzepaku jarego, pobrałam do badań przesącz glebowy. W celu uzyskania przesączu glebowego, jeden raz w tygodniu do każdej doniczki wlewano od 200-300 ml wody więcej, niż wynikało to z ilości potrzebnej do utrzymania 55% maksymalnej pojemności wodnej. Pierwsze oznaczenie przeprowadzono 10 dni od wysiewu nasion. W roztworach glebowych oznaczałam pH metodą potencjometryczną i przewodnictwo elektrolityczne (EC) metodą konduktometryczną. W uzyskanych przesączach ponadto oznaczyłam również zawartość jonów nieorganicznych: kationów ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ) oraz anionów ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ) metodą chromatografii jonowej, aparatem DIONEX 5000+. Po zakończonym doświadczeniu oceniłam zawartość podstawowych makro- i mikroelementów oraz toksycznych pierwiastków śladowych w nasionach rzepaku jarego. Ponadto po zakończeniu doświadczenia analizie poddano również glebę z poszczególnych wariantów doświadczenia celem oceny zmian podstawowych właściwości fizykochemicznych i chemicznych, wywołanych krótkoterminowym oddziaływaniem popiołów ze spalania biomasy [P.4].

Zastosowany w doświadczeniu popiół ze spalania biomasy zawierał znaczne ilości makro- i mikroelementów (za wyjątkiem N), dlatego ich zastosowanie począwszy od dawki  $0.5 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$  (D1), skutkowało lepszym w stosunku do kontroli wzrostem i rozwojem roślin [P.4]. Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdziłam, że oddziaływanie popiołów na zwiększenie zawartości suchej masy roślin, względnej zawartości chlorofilu, jak również akumulacji podstawowych makroelementów w nasionach rzepaku jarego, było porównywalne z oddziaływaniem tradycyjnego nawożenia NPK, a to oznacza, że popioły mogą z powodzeniem stanowić wartościowy nawóz, o potencjalnej przydatności w nawożeniu roślin uprawnych. Pomimo podobieństw uzyskanych pod względem analizowanych parametrów, pomiędzy tradycyjnym nawożeniem NPK a nawożeniem popiołami ze spalania biomasy, zauważyłam, że nawozy te wywierały odmienny wpływ na oznaczone właściwości gleb. Zastosowanie popiołów ze spalania biomasy do nawożenia gleb w moich badaniach, powodowało wzrost wartości pH gleby już przy zastosowaniu najniższej dawki [P.4]. W wyniku zastosowania popiołów osiągnięto zmianę klasy odczynu gleby z lekko kwaśnego (Kontrola, NPK) na obojętny (D1-D6), przy czym największy wzrost pH osiągnięto po zastosowaniu najwyższej dawki popiołów w ilości  $3 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$  (D6).

Przyjmuje się, że zmiany chemizmu roztworów glebowych w glebach nawożonych popiołami są dobrym wskaźnikiem rozpuszczalności, mobilności i dostępności składników pokarmowych roślin, a także stanu zasobności gleb [66,67]. Według dostępnych danych po

zastosowaniu popiołów, może następować gwałtowny wzrost pH roztworów glebowych, który utrzymuje się przez okres około dwóch miesięcy po ich aplikacji [67]. W przeprowadzonych badaniach jednak stwierdziłam odwrotną tendencję [P.4]. Największe zmiany pH przeanalizowanego przesączu glebowego, w efekcie zastosowania popiołów, następowały dopiero po około 70 dniach od wysiewu nasion. Mogło to być spowodowane wolniejszą rozpuszczalnością zawartych w nich związków, co wynikało bezpośrednio z rodzaju zastosowanych w doświadczeniu popiołów. Analizując skład przesączu glebowych, uzyskiwanych na poszczególnych etapach prowadzenia doświadczenia, odnotowano m.in. mniejsze stężenie jonów  $\text{NO}_3^-$  i  $\text{NH}_4^+$  po zastosowaniu popiołów. Zależność tą przypisano zwiększonemu pobieraniu tych jonów przez korzenie roślin, które w czasie trwania doświadczenia, wykazywały się intensywniejszym wzrostem w efekcie nawożenia popiołami. Ponadto w okresie trwania doświadczenia stwierdzono niewielkie zmiany w zawartości jonów  $\text{PO}_4^{3-}$  w roztworach glebowych, co świadczy o tym, iż wprowadzony wraz z popiołami fosfor ulegał niewielkiemu wypłukiwaniu. Świadczy o tym fakt, iż już 10 dni po wysiewie nasion w analizowanych przesączach z kontroli i obiektu NPK, stwierdziłam obecność jonów  $\text{PO}_4^{3-}$ . Takich zmian natomiast nie odnotowałam w obiektach nawożonych popiołami ze spalania biomasy, nawet w najniższej dawce. Wynika to z faktu, iż na skutek wprowadzenia wraz z popiołami innych jonów, a w szczególności  $\text{Ca}^{2+}$  i  $\text{Mg}^{2+}$ , zawarty w popiołach P, występował w formach nierozpuszczalnych, przez co nie stwierdziłam jego zawartości w przesączu glebowym, na ogół w całym okresie trwania doświadczenia [P.4]. występował w formach nierozpuszczalnych w wodzie. Ze względu na niewielkie wymywanie aplikowanego wraz z popiołami P, ich wprowadzenie do gleby powinno skutkować zwiększeniem jego zawartości oraz lepszym zaopatrzeniem roślin w ten pierwiastek. Jak wykazałam w przeprowadzonych badaniach, zasadniczo tylko w obiekcie z najwyższą zastosowaną dawką popiołów, średnia zawartość P w analizowanej glebie była istotnie większa. Zaobserwowałam również, że w nasionach rzepaku jarego nawożonego najwyższą dawką popiołów, średnia zawartość P była istotnie większa w porównaniu z pozostałymi obiektami doświadczenia [P.4].

W przeprowadzonych badaniach doglebowa aplikacja popiołów, skutkowała również zwiększonym uwalnianiem związków siarki do roztworu glebowego, czego wynikiem były znaczne stężenia jonów  $\text{SO}_4^{2-}$  w roztworze glebowym [P.4]. W końcowym etapie prowadzenia doświadczenia, średnia zawartość jonów  $\text{SO}_4^{2-}$  w roztworze glebowym w obiekcie z najwyższą dawką popiołów D6, była większa w porównaniu z kontrolą, aż o 2615 %. Warto zauważyć również, że w roślinach nawożonych najwyższymi dawkami popiołów, średnia zawartość S była najmniejsza, w porównaniu z pozostałymi obiektami doświadczenia, co może dodatkowo potwierdzać znaczną rozpuszczalność związków S zawartych w popiołach. Efektem tego jest wypłukiwanie tego pierwiastka poza zasięg



systemu korzeniowego. Ograniczenia w pobieraniu S przez rośliny mogą być również spowodowane antagonizmami pomiędzy S, a innymi pierwiastkami zawartymi w popiołach, a następnie w glebie.

Uważa się, iż zawarty w popiołach Ca i Mg występują głównie w postaci trudniej rozpuszczalnych minerałów wtórnych, choć uzyskane w badaniach własnych rezultaty wskazują, iż pierwiastki te stosunkowo łatwo ulegały wyfłukiwaniu. Potwierdzeniem tego jest fakt znacznych koncentracji tych pierwiastków w analizowanym przesączu glebowym, co zaobserwowałam w całym okresie trwania doświadczenia. Średnie stężenie jonów  $\text{Ca}^{2+}$  przed zbiorem roślin w obiekcie z najwyższą dawką popiołów (D6), było wyższe o 691% w porównaniu z kontrolą. Pomimo tego, średnia zawartość Ca w glebie obiektów D4, D5 i D6 po zakończonym eksperymencie była większa odpowiednio o 18, 10 i 20% w porównaniu z kontrolą [P.4].

W wyniku zastosowania popiołów przez cały okres prowadzenia doświadczenia stwierdziłam znaczny wzrost zawartości jonów  $\text{Mg}^{2+}$  w roztworze glebowym, co świadczy również o znacznym uwalnianiu tego pierwiastka z zastosowanych w doświadczeniu popiołów. Niemniej jednak oznaczona zawartość ogólnych form Mg w glebie wszystkich obiektów nawożonych popiołami, po zakończonym doświadczeniu była na ogół większa w porównaniu z kontrolą [P.4].

*W popiołach ze spalania biomasy zdeponowane są znaczne ilości rozpuszczalnych soli, przede wszystkim K i Na, które po wprowadzeniu do gleby mogą wpływać na jej zasolenie. Z uwagi na to, że zasolenie gleb powoduje wiele niekorzystnych zmian właściwości glebowych, parametr ten powinien być również szczegółowo monitorowany przy ocenie wpływu tych odpadów środowisko glebowe [68].* Wykorzystane w doświadczeniu popioły zawierały w swoim składzie blisko 17% K. Pomimo znacznej rozpuszczalności K na ogół nie zaobserwowałam znaczącego wzrostu stężenia jonów  $\text{K}^+$  w roztworze glebowym w całym okresie prowadzenia doświadczenia. Stosunkowo wysoka przyswajalność zawartego w popiele K, spowodowała większą akumulację tego pierwiastka w nasionach rzepaku jarego, w porównaniu z kontrolą, a także roślinami nawożonymi tradycyjnymi nawozami NPK. Ponadto w glebie z zastosowaną najwyższą dawką popiołów po zakończonym doświadczeniu, średnia zawartość K była aż o 32 % większa w porównaniu z kontrolą. Pomimo, iż zastosowany w doświadczeniu popiół zawierał znacznie mniej Na (0,14 %), w porównaniu z K, zauważalny był znaczny wzrost stężenia jonów  $\text{Na}^+$  w analizowanym przesączu glebowym w okresie badań. Przed zakończeniem doświadczenia, średnie stężenie jonów  $\text{Na}^+$  w roztworze glebowym w obiektach D5 i D6 było wyższe w porównaniu z kontrolą odpowiednio o 412 i 342%, a średnia zawartość tego pierwiastka w glebie była wyższa o około 70%. W badaniach własnych po zastosowaniu popiołów, stwierdziłam również wyższą koncentrację jonów  $\text{Cl}^-$  w roztworze glebowym,

a ich większe stężenie w porównaniu z kontrolą oraz NPK, utrzymywało się przez cały okres prowadzenia doświadczenia i na ogół pozostawało w relacji do zastosowanych dawek. Zawarte w roztworze glebowym jony  $\text{Na}^+$  oraz  $\text{Cl}^-$  istotnie wpływały na wzrost zasolenia roztworów glebowych. Z kolei zwiększenie zawartości K i Na w analizowanej glebie, co prawda przyczyniał się do wzrostu wartości EC, jednak klasa zasolenia w wyniku oddziaływania popiołów pozostała niezmienną.

Oprócz cennych z nawozowego punktu widzenia makroelementów, popioły w swoim składzie zawierają również znaczne ilości mikroelementów. W zastosowanym w doświadczeniu popiele w największych ilościach występowało Fe, a następnie Mn, Cu oraz Zn. Stosowanie popiołów skutkuje zwiększeniem całkowitej zawartości Mn, Ni, Zn i Cu w glebie, jednocześnie nie powodując istotnych zmian w zawartości Cd i Pb. Podobne zależności stwierdziłam również w przeprowadzonych badaniach własnych, jednak zastosowanie popiołów w znacznie większym stopniu zwiększyło zasobność analizowanej gleby w makroelementy niż mikroelementy i toksyczne pierwiastki śladowe [P.4]. Zaobserwowałam również, iż odwrotnie niż w przypadku makroelementów, akumulacja oznaczonych mikroelementów oraz toksycznych pierwiastków śladowych w nasionach rzepaku jarego, była istotnie większa po zastosowaniu popiołów w porównaniu z kontrolą i NPK. Największą akumulację oznaczonych pierwiastków - Fe, Mn, Zn, Cu, Cr i Ni stwierdzono w roślinach nawożonych popiołami w dawce  $2,0 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$  (D4), a ich średnie zawartości w porównaniu z kontrolą były większe odpowiednio o 263, 363, 107, 51, 1835 i 137 %. W obiektach nawożonych wyższą dawką popiołów w ilości 2,5 i  $3,0 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$  (D5 i D6), niższa akumulacja Fe, Mn, Zn, Cu, Cr i Ni była wynikiem wyższych wartości pH, co wpływało na zmniejszenie ich rozpuszczalności i mobilności. Z drugiej strony największą zawartość Pb i Cd w nasionach rzepaku jarego stwierdzono po zastosowaniu najwyższych dawek popiołów, a ich stężenie było dodatnio skorelowane z pH gleby.

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdziłam, że ze względu na stosunkowo wysokie stężenie Cd i Pb w zastosowanych w doświadczeniu popiołach ze spalania biomasy, a tym samym zwiększoną akumulację tych pierwiastków w nasionach rzepaku jarego, parametry te powinny być szczególnie brane pod uwagę, przy ocenie potencjalnego wpływu tych odpadów na środowisko, zwłaszcza w aspekcie długoterminowego ich stosowania. Dlatego w kolejnych etapach pracy naukowej, podjęłam badania nad długoterminowym wpływem popiołów ze spalania biomasy na bioakumulację mikroelementów i toksycznych pierwiastków śladowych w roślinach rzepaku ozimego w warunkach doświadczenia polowego.

**7) Ocena długoterminowego wpływu lotnych popiołów ze spalania biomasy na zmiany składu frakcyjnego mikroelementów i toksycznych pierwiastków śladowych w glebie oraz bioakumulacji tych pierwiastków w roślinach rzepaku ozimego (*Brassica napus* L.) [P.5].**

Zgodnie z wynikami zrealizowanych doświadczeń wazonowych, w kolejnym etapie przeprowadzonych badań, przeanalizowałam wpływ oddziaływania popiołów ze spalania biomasy na zmiany nie tylko ogólnych form mikroelementów oraz toksycznych pierwiastków śladowych, ale również ich specjacji chemicznych w glebie. Ponadto dokonałam analizy bioakumulacji tych pierwiastków w różnych częściach roślin rzepaku ozimego. Badania te przeprowadziłam w warunkach trzyletniego doświadczenia polowego. Doświadczenie polowe było przeprowadzone według podobnego schematu, jaki zastosowano w doświadczeniu wazonowym [P.4]. Ponieważ w przeprowadzonym doświadczeniu wazonowym uzyskałam podobne rezultaty dla dwóch najwyższych dawek popiołów ze spalania biomasy – 2,5 oraz 3,0 Mg·ha<sup>-1</sup> (D5 i D6), to w schemacie przeprowadzonego doświadczenia polowego wykluczołam dawkę D6 [P.5].

Badania nad wpływem popiołów ze spalania biomasy na zmiany specjacji chemicznych oraz ogólnych form pierwiastków śladowych przeprowadzono na glebie czarnoziemnej typowej [69] o składzie granulometrycznym pyłu gliniastego. Badania prowadziłam przez okres 3 lat (2019-2021).

Doświadczenie założyłam jesienią 2018 roku w gospodarstwie rolnym zlokalizowanym w miejscowości Korzenica, położonej w południowo wschodniej części Polski. Doświadczenie polowe prowadzono jako łanowe, w którym zwarty pas pola podzielono na 7 podbloków, każdy o powierzchni 162 m<sup>2</sup>, na których zastosowano różne warianty nawożenia. Każdy podblok następnie podzielono na 8 poletek o powierzchni 20 m<sup>2</sup>, które stanowiły powtórzenia danego obiektu doświadczenia. Na poszczególnych poletkach w okresie badań uprawiano w rotacji rzepak ozimy, jęczmień jary i ziemniaki. W przedstawionych badaniach przeanalizowałam wpływ popiołów ze spalania biomasy na zmiany specjacji chemicznych pierwiastków śladowych oraz ich ogólnych form w glebie pod uprawą rzepaku [P.5].

Rzepak ozimy (*Brassica napus* L. var. *napus*), odmiany populacyjnej Mandril (hodowli Syngenta) wysiewano począwszy od 2018 roku około 20 sierpnia w każdym roku badań, w obsadzie 45 szt.·m<sup>-2</sup>. W celu oceny zmian składu frakcyjnego pierwiastków śladowych, jak również ich ogólnych form, każdego roku po zbiorze roślin pobierano próbki glebowe z warstwy ornej gleby do głębokości 30 cm. Do oceny zawartości Zn, Cu, Cr, Ni, Pb i Cd w poszczególnych częściach roślin rzepaku ozimego – nasiona, słoma oraz korzenie, z każdego poletka bezpośrednio przed zbiorem w fazie pełnej dojrzałości, pobierano około 20 roślin. Uzyskane wyniki zmian frakcyjnych poszczególnych mikroelementów oraz

toksycznych pierwiastków śladowych porównywałam z glebą kontrolną oraz nawożoną NPK, ale również z glebą przed założeniem doświadczenia (0) [P.5].

Na podstawie przeprowadzonych badań polowych stwierdziłam, że zastosowanie popiołów ze spalania biomasy na ogół wpłynęło na zwiększenie średniej zawartości analizowanych pierwiastków – Mn, Zn, Cu, Ni, Cr, Pb i Cd, przy czym zmiany te były niejednoznaczne. Uzyskane w okresie badań zawartości analizowanych pierwiastków we wszystkich obiektach doświadczenia, były na ogół mniejsze w porównaniu z glebą przed założeniem doświadczenia. Zawarte w popiołach ze spalania biomasy mikroelementy oraz toksyczne pierwiastki śladowe występują w różnych formach chemicznych, które różnią się mobilnością, a tym samym biodostępnością. Dlatego analiza ich ogólnej zawartości jest niewystarczająca do oceny ich potencjalnego wpływu na środowisko [70]. Jak opisano w punkcie 6, w wykorzystanych w doświadczeniu popiołach analizowane mikroelementy i pierwiastki śladowe, w największym stopniu były związane z frakcją rezydualną (*F4*), która jest niedostępna dla roślin. Dlatego w przeprowadzonych trzyletnich badaniach w warunkach doświadczenia łąkowego nie stwierdzono istotnego wpływu zastosowanych popiołów ze spalania biomasy, na zmiany zawartości poszczególnych frakcji analizowanych mikroelementów i toksycznych pierwiastków śladowych w powierzchniowej warstwie gleby czarnoziemnej. W przypadku Zn, Cr i Pb niezależnie od zastosowanego nawożenia, największym udziałem w glebie po zakończeniu doświadczenia charakteryzowała się frakcja *F4*, a najmniejszym frakcja *F1*. Pod tym względem analizowane obiekty w wyniku trzyletniego stosowania popiołów ze spalania biomasy, nie wykazywały zróżnicowania w odniesieniu do stanu gleby przed założeniem doświadczenia. Z kolei w przypadku Cu, Ni i Cd, największym udziałem charakteryzowała się frakcja *F2*, która może być biodostępna. Niemniej jednak porównując zawartość frakcji *F2* Cu, Ni i Cd z glebą przed założeniem doświadczenia, jak również kontrolą oraz obiektem NPK, nie stwierdzono istotnego wzrostu frakcji *F2* w glebie na przestrzeni trzyletniego okresu badań [P.5].

Zastosowanie popiołów ze spalania biomasy nie spowodowało również istotnych zmian w zawartości analizowanych pierwiastków w poszczególnych częściach anatomicznych roślin rzepaku ozimego. Na ogół wyższe zawartości oznaczonych pierwiastków występowały w korzeniach w porównaniu z nasionami i słomą. Zależność ta nie dotyczyła Zn i Cd, które jednak w wyniku zastosowanego nawożenia, w największej ilości kumulowały się w nasionach tej rośliny. Brak zróżnicowania w akumulacji analizowanych pierwiastków pomiędzy obiektem kontrolnym oraz poszczególnymi wariantami nawozowymi, może wynikać z kilku przyczyn. Pierwszą z nich jest przede wszystkim gatunek gleby i związane z tym właściwości. Przeprowadzone badania dotyczyły gleby czarnoziemnej, charakteryzującej się znaczną zawartością materii organicznej, która w zasadniczym stopniu wpływa na sorpcję pierwiastków śladowych. Ponadto na

rozpuszczalność zawartych w popiołach składników ma wpływ przebieg warunków pogodowych. W warunkach doświadczeń polowych, różnorodność panujących warunków meteorologicznych, może powodować trudność w prawidłowej interpretacji uzyskiwanych wyników badań. Warto dodać również, że w przeprowadzonym doświadczeniu popioły stosowano w relatywnie niskich dawkach, co prawdopodobnie nie spowodowało istotnych zmian w zawartości ogólnych form analizowanych pierwiastków w glebie, jak również ich poszczególnych frakcji chemicznych. Nie zmienia to jednak faktu, iż monitorowanie zawartych w popiołach pierwiastków śladowych, a zwłaszcza zmian ich specjacji chemicznych na różnych typach gleb, powinno być szczegółowo analizowane [P.5].

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdziłam, że zastosowanie popiołów ze spalania biomasy, nie powoduje zasadniczych zmian w ogólnej zawartości pierwiastków śladowych, nie wpływając tym samym na stopień zanieczyszczenia gleby. W badaniach własnych wykazałam, że dogłębne zastosowanie popiołów ze spalania biomasy, ze względu na niski w nich udział frakcji najbardziej mobilnych i biodostępnych, nie wpływa na rozprzestrzenianie się pierwiastków śladowych w różnych elementach środowiska przyrodniczego, a zwłaszcza pierwiastków najbardziej toksycznych, które występują w nich w śladowych ilościach. Ze względu na to, zastosowanie popiołów ze spalania biomasy do nawożenia gleb i roślin, jest dobrą alternatywą do wykorzystania zawartych w nich składników pokarmowych roślin, zgodną z zasadami zrównoważonego rozwoju.

#### **4.3.4 Podsumowanie uzyskanych wyników badań przedstawionych w pracach składających się na osiągnięcie naukowe**

Przedstawiony cykl prac **P.1-P.5** wchodzących w skład osiągnięcia naukowego wnosi istotny wkład w szeroko rozumianą dyscyplinę rolnictwo i ogrodnictwo. W przedstawionych w osiągnięciu pracach naukowych w sposób kompleksowy przedstawiłam możliwości i ograniczenia w rolniczym zagospodarowaniu wybranych odpadów z procesu oczyszczania ścieków i spalania biomasy. Założone w cyklu publikacyjnym **P.1-P.5** cele badawcze zostały w pełni zrealizowane.

Do głównych i najważniejszych osiągnięć badań przedstawionych w tym cyklu publikacyjnym, stanowiącym podstawę osiągnięcia naukowego zaliczam:

1. Skuteczność zaproponowanej technologii stabilizacji osadów ściekowych w procesie ozonowania. Największą zaletą zaproponowanej technologii jest zwiększenie szybkości opadania osadów, co bezpośrednio przekłada się na ilość i koszt ich odwadniania. Wywołany procesem ozonowania wzrost biodegradowalności materii organicznej, wchodzącej w skład osadów, może mieć bezpośredni wpływ na zwiększenie przydatności tych odpadów w produkcji energii (biogaz) lub do wykorzystania w rolnictwie. W perspektywie daje to możliwość zwiększenia wykorzystania tych odpadów, co pozwoli na skuteczniejszą gospodarkę odpadami.
2. Stabilizowany innowacyjną metodą osad ściekowy z wykorzystaniem ozonowania, charakteryzuje się zwiększoną przydatnością do zagospodarowania w celach rolniczych. Wynika to przede wszystkim z modyfikacji materii organicznej oraz zwiększenia biodostępności podstawowych składników pokarmowych roślin. Efekty tych zmian potwierdzono w przeprowadzonych doświadczeniach wazonowych, w których rośliny nawożone ozonowanym osadem ściekowym, charakteryzowały się znacznie lepszym wzrostem i rozwojem.
3. Wykazałam, że oprócz właściwości nawozowych, polepszeniu uległy parametry sanitarne ozonowanego osadu ściekowego oraz nastąpiły zmiany w zakresie składu frakcyjnego zawartych w nim pierwiastków. Po procesie ozonowania osadów ściekowych zaproponowaną metodą, stwierdzono zwiększenie mobilności Mn, Zn i Ni. Jest to istotna przesłanka technologiczna, która bezwzględnie powinna być brana pod uwagę w procesie stabilizowania osadów ściekowych z wykorzystaniem zaproponowanej metody. To rozwiązanie techniczne bowiem, po przeskalowaniu, może znaleźć zastosowanie w technologii oczyszczania ścieków i poprawy gospodarki osadami.
4. Wykazano, że wykorzystane w doświadczeniu popioły ze spalania biomasy, są cennym odpadem, który powinien być zagospodarowany do nawożenia gleb i roślin. Już ich

krótkoterminowe oddziaływanie, nawet w najniższych dawkach, powoduje znaczącą poprawę wielu ważnych właściwości gleb, determinujących ich żyzność i urodzajność. W efekcie stosowania tych odpadów następuje znacząca poprawa warunków wzrostu i rozwoju roślin, głównie na skutek zmniejszenia kwasowości gleby oraz zwiększenia jej zasobności w składniki pokarmowe.

5. Przeprowadzone badania jednoznacznie wskazują na konieczność weryfikacji składu chemicznego osadów ściekowych oraz popiołów z spalania biomasy, poprzez pogłębione analizy z zastosowaniem metod sekwencyjnej ekstrakcji, co dotyczy w szczególności mikroelementów oraz toksycznych pierwiastków śladowych. Tylko takie podejście pozwoli na realną ocenę ryzyka oddziaływania tych odpadów na środowisko (RAC), głównie pod kątem skażenia toksycznymi pierwiastkami śladowymi.
6. Przeprowadzone badania pozwoliły sformułować reguły, po zastosowaniu których wyeliminowane będą czynniki ryzyka, związanego ze stosowaniem tego typu odpadów w rolnictwie. Reguły te dotyczą zawartości toksycznych pierwiastków śladowych oraz ich form specjacyjnych, realnie wpływających na środowisko glebowe. Jednocześnie wskazałam w publikacjach ujętych w osiągnięciu naukowym, że problematyka ta wymaga dalszych szczegółowych badań. Badania te dotyczyć powinny w szczególności wpływu ozonowanych osadów ściekowych, a także popiołów ze spalania biomasy na właściwości gleb, w tym zwłaszcza możliwości zmian specjacji pierwiastków śladowych, a także innych zanieczyszczeń, głównie w aspekcie długoterminowego ich zastosowania.

#### 4.3.5 Bibliografia

1. Ochrona Środowiska 2022. Główny Urząd Statystyczny, Departament Badań Przestrzennych i Środowiska, Warszawa, 2022
2. Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów: „Zamknięcie obiegu – plan działania UE dotyczący gospodarki o obiegu zamkniętym: COM (2015), 614. Bruksela, dnia 2.12.2015 r.
3. da Silva W.R.; do Nascimento C.W.A.; da Silva, F.B.V. et al. Effects of Sewage Sludge Stabilization Processes on Soil Fertility, Mineral Composition, and Grain Yield of Maize in Successive Cropping. *J Soil Sci Plant Nutr* 2021, 1076–1088 doi.org/10.1007/s42729-021-00423-1.
4. Wang X.; Chen, T.; Ge, Y; Jia, Y. Studies on land application of sewage sludge and its limiting factors. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, 160, 554–558.
5. Usman, K.; Khan, S.; Ghulam, S.; Khan, M.; Khan, N.; Khan M.; Khalil, S. Sewage Sludge: An Important Biological Resource for Sustainable Agriculture and Its Environmental Implications. *American Journal of Plant Sciences*, 2012, 3(12), 1708-1721. doi: 10.4236/ajps.2012.312209.
6. He, H.; Xin, X.; Qiu, W.; Li, D.; Liu, Z.; Ma, J. Waste sludge disintegration, methanogenesis and final disposal via various pretreatments: Comparison of performance and effectiveness. *Environmental Science and Ecotechnology*, 2021, 8, 100132.
7. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6 lutego 2015 roku w sprawie stosowania osadów ściekowych. Dz.U.2023.23.

8. Wilson C.; Novak J. Hydrolysis of macromolecular components of primary and secondary wastewater sludge by thermal hydrolytic pretreatment. *Water Res*, 2009, 43(18), 4489–4498.
9. Kampasa P.; Parsons S.A.; Pearce P.; Ledoux S.; Valec P.; Churchley J.; Cartmella E. Mechanical sludge disintegration for the production of carbon source for biological nutrient removal. *Water Res*, 2007, 41, 1734–1742.
10. Guo W.; Ding J.; Cao G.; Ren N.; Cui F. Treatability study of using low frequency ultrasonic pretreatment to augment continuous biohydrogen production. *Int J Hydrog Energy*, 2011, 36, 14180–14185.
11. Liu X.; Liu H.; Chen J.; Dua G.; Chen J. Enhancement of solubilization and acidification of waste-activated sludge by pretreatment. *Waste Manag.*, 2008, 28, 2614–2622.
12. Park W.; Ahn J.; Hwang S.; Lee C. Effect of output power, target temperature, and solid concentration on the solubilization of waste-activated sludge using microwave irradiation. *Bioresour Technol.*, 2009, 101(1), 13–16.
13. Cai M.; Liu J.; Wei Y. Enhanced biohydrogen production from sewage sludge with alkaline pretreatment. *Environ Sci Technol.*, 2004, 38: 3195–3202.
14. Braguglia C.; Gianico A.; Mininni G. Comparison between ozone and ultrasound disintegration on sludge anaerobic digestion. *J Environ Manag*, 2012, 95, 139–143.
15. Zhang, J.; Tian, Y.; Zhang, J. *et al.* Distribution and risk assessment of heavy metals in sewage sludge after ozonation. *Environ Sci Pollut Res*, 2017, 24, 5118–5125. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6313-1>.
16. Qiu, C.; Bi, Y.; Zheng, J. *et al.* Effect of ozonation treatment on the chemical speciation distributions of heavy metals in sewage sludge and subsequent bioleaching process. *Environ Sci Pollut Res*, 2020, 27, 19946–19954 <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08539-0>.
17. Foladori, P.; Andreottola, G.; Ziglio, G. Reduction technologies in Wastewater treatment Plants. *IWA Publishing Alliance House*, 2010, London, UK.
18. Peiman K.; Wayne P.; Peter S. An evaluation of protocols for characterization of ozone impacts on WAS properties and digestibility. *Bioresour Technol*, 2010, 101, 8565–8572.
19. Qiu, C.; Bi, Y.; Zheng, J. *et al.* Effect of ozonation treatment on the chemical speciation distributions of trace elements in sewage sludge and subsequent bioleaching process. *Environ Sci Pollut Res*, 2020, 27, 19946–19954. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08539-0>.
20. Cruz, N.C.; Silva, F.C.; Tarelho, L.A.C.; Rodrigues, S.M. Critical review of key variables affecting potential recycling applications of ash produced at large-scale biomass combustion plants. *Resour. Conserv. Recycl.* 2019, 150, 104427.
21. Silva, F.C.; Cruz, N.C.; Tarelho, L.A.C.; Rodrigues, S.M. Use of biomass ash-based materials as soil fertilisers: Critical review of the existing regulatory framework. *J. Clean. Prod.* 2019, 214, 112–124.
22. Zając, G.; Szyszlak-Bargłowicz, J.; Gołębowski, W.; Szczepanik, M. Chemical Characteristics of Biomass Ashes. *Energies* 2018, 11, 2885.
23. Thomas, B.; Yang, J.; Mo, K.; Abdalla, J.; Hawileh, R.; Ariyachandra, E. Biomass ashes from agricultural wastes as supplementary cementitious materials or aggregate replacement in cement/geopolymer concrete: A comprehensive review. *J. Build. Eng.* 2021, 40, 102332.
24. Trivedi, N.S.; Mandavgane, S.A.; Mehrete, S.; Kulkarni, B.D. Characterization and valorization of biomass ashes. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2016, 23, 20243–20256.
25. Thomas, B.; Yang, J.; Mo, K.; Abdalla, J.; Hawileh, R.; Ariyachandra, E. Biomass ashes from agricultural wastes as supplementary cementitious materials or aggregate replacement in cement/geopolymer concrete: A comprehensive review. *J. Build. Eng.* 2021, 40, 102332.
26. Poluszyńska, J. Possibilities of applications of fly ash from the biomass combustion in the sludge management. *Prace Inst. Ceram. Mater. Bud. Pract. Inst. Ceram. I Mater. Bud.* 2013, 6, 49–59.
27. Zhai, J.; Burke, I.T.; Stewart, D.I. Beneficial management of biomass combustion ashes. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 2021, 151, 111555.
28. Kohli, S.J.; Goyal, D. Effect of fly ash application on some soil physical properties and microbial activities. *Acta Agrophysica* 2010, 16, 327–335.
29. Shi, R.; Li, J.; Jiang, J.; Mehmood, K.; Liu, Y.; Xu, R.; Qian, W. Characteristics of biomass ashes from different materials and their ameliorative effects on acid soils. *J. Environ. Sci.* 2017, 55, 294–302.
30. Saletnik, B.; Zagula, G.; Bajcar, M.; Czernicka, M.; Puchalski, C. Biochar and Biomass Ash as a Soil Ameliorant: The Effect on Selected Soil Properties and Yield of Giant Miscanthus (*Miscanthus × giganteus*). *Energies* 2018, 11, 2535.
31. Schönegger, D.; Gómez-Brandón, M.; Mazzier, T.; Insam, H.; Hermanns, R.; Leijenhörst, E.; Juárez, M.F.D. Phosphorus fertilising potential of fly ash and effects on soil microbiota and crop. *Resour. Conserv. Recycl.* 2018, 134, 262–270.



32. Stankowski, S.; Sobolewska, M.; Jaroszevska, A.; Gibczyńska, M. Influence of biomass ash, lime and gypsum fertilization on macro-and microelement contents in the soil and grains of spring wheat. *Soil Sci. Annu.* 2018, 69, 177–183.
33. Gibczyńska, M.; Stankowski, S.; Hury, G.; Kuglarz, K. Effects of limestone, ash from biomass and compost use on chemical properties of soil. *Soil Sci. Annu.* 2014, 65, 59–64.
34. Koniuszy-Nycz, J. Evaluation of leaching and bioavailability of heavy metals from industrial biomass ashes. *Univ. Zielonogórski Zesz. Nauk. Inżynieria Środowiska* 2018, 167, 18–33.
35. Singh, R.P.; Singh, P.; Ibrahim, M.H.; Hashim, R. Land Application of Sewage Sludge: Physicochemical and Microbial Response. In: Whitacre D. (eds) *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 2012, *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* (Continuation of Residue Reviews), vol 214. Springer, New York, NY.
36. Inchauste-Daza, A.; Saroj, D.; Lopez-Vazquez, C.M.; Brdjanovic, D. Ozonation for sludge reduction and improved biological nutrient removal. *J. Residuals Sci. Technol.* 2011, 8, 71–78.
37. Yan, S.T.; Chu, L.B.; Xing, X.H.; Yu, A.F.; Sun, X.L.; Jurcik, B. Analysis of the mechanism of sludge ozonation by a combination of biological and chemical approaches. *Water Res.* 2009, 43, 195–203.
38. Michałkiewicz, M.; Jeż-Walkowiak, J.; Dymaczewski, Z.; Sozański, M. Wastewater disinfection. *Inżynieria Ekologiczna* 2011, 24, 38–51.
39. Bougrier, C.; Albasi, C.; Delgenès, J.P.; Carrère, H. Effect of ultrasonic, thermal and ozone pretreatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability. *Chem. Eng. Process.* 2006, 45, 711–718.
40. Nowicka, E.; Grubel, K.A.; Machnicka, A. Improving the gravitational properties of sewage sludge by pretreatments. *Inżynieria Ekologiczna* 2015, 41, 90–96.
41. Byung-Kook, H.; Hyuk-Soo, S.; Jae-Hyuk, K.; Chang, H.A.; Chung-Hak, L.; Jae-Yoon, S.; Young-Hyun, R. Decomposition of excess sludge in a membrane bioreactor using a turbulent jet flow ozone contactor. *J. Ind. Eng. Chem.* 2010, 16, 602–608.
42. Chu, L.; Wang, J.; Wang, B.; Xing, X.H.; Yan, S.; Sun, X.; Jurcik, B. Changes in biomass activity and characteristics of activated sludge exposed to low ozone dose. *Chemosphere* 2009, 77, 269–272.
43. Zhang, G.; Yang, J.; Liu, H.; Zhang, J. Sludge ozonation: Disintegration, supernatant changes and mechanisms. *Bioresour. Technol.* 2009, 100, 1505–1509.
44. Hoffland, R.O. Method and Apparatus for Treating Animal Waste and Wastewater. Patent US 7005068 B2, 28 February 2006.
45. Knobloch, M.; Schmidt, A.; Koch, R.; Peukert, V. Process and Apparatus for Treating Wastewater from Oil Plant Processing and Cereal Processing. Patent US 6391202 B1, 21 May 2002.
46. Packyama, G.S.; Kavithaa, S.; Kumara, S.A.; Kaliappanb, S.; Yeomc, I.T.; Banua, J.R. Effect of sonically induced deflocculation on the efficiency of ozone mediated partial sludge disintegration for improved production of biogas. *Ultrasonics Sonochemistry* 2015, 26, 241–248.
47. Ure, A.M.; Quevauviller, P.; Muntau, H.; Griepink B. Speciation of heavy metals in soils and sediments. an account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the Commission of the European Communities. *Int. J. Environ. Anal. Chem.*, 1993, 51, 135-151.
48. Gleyzes, Ch.; Tellier, S.; Astruc M. Fractionation studies of trace elements in contaminated soils and sediments: a review of sequential extraction procedure. *Trends in Analytical Chemistry* 2002, 21, 6+7, 451-467.
49. Fernández, E.; Jiménez, R.; Lallena, A.M.; Aguilar, J. Evaluation of the BCR sequential extraction procedure applied for two unpolluted Spanish soil. *Environmental Pollution* 2004, 13, 355-364.
50. Pan, H; Enerhad, T. Fly ash as a soil amendment. *Bioresources* 2011, 6, 3987–4004.
51. Karbowska, B.; Zembruski, W. Fractionation and Mobility of Thallium in Volcanic Ashes after Eruption of Eyjafjallajökull (2010) in Iceland. *Bull Environ Contam Toxicol* 2016, 97, 37–43. doi.org/10.1007/s00128-016-1831-6.
52. Gwebu, S.; Tavengw, N. T.; Klink, M. J.; Mtunzi, F. M.; Modise, S. J.; Pakade, V. E. Quantification of Cd, Cu, Pb and Zn from sewage sludge by modified-BCR and ultrasound assisted-modified BCR sequential extraction methods. *African Journal of Pure and Applied Chemistry*, 2017, 11(2), 9-18.
53. Bień J.D. Zagospodarowanie komunalnych osadów ściekowych metodami termicznymi. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 2012, t. 15, nr 4, s. 439-449.
54. Jackowska I., Olesiejuk A. Ocena przydatności osadów ściekowych z oczyszczalni Ścieków w Lubartowie do rolniczego wykorzystania. *Annales UMCS Lublin-Polonia*, 2004, vol. LIX (2004), nr 2 Sectio E, s. 1001-1006;
55. Latosińska, J.; Kowalik, R.; Gawdzik, J. Risk Assessment of Soil Contamination with Trace elements from Municipal Sewage Sludge. *Appl. Sci.* 2021, 11, 548. doi.org/10.3390/app11020548.

56. Tytła, M. Assessment of heavy metal pollution and potential ecological risk in sewage sludge from municipal wastewater treatment plant located in the most industrialized region in Poland–Case study. *J. Environ. Res. Public Health*, 2019, 16, 2430.
57. Zhang, J.; Sun, H.; Gao, D.; Qiao, L.; Liu, N.; Li, M.; Zhang, Y. Detection of canopy chlorophyll content of corn based on continuous wavelet transform analysis. *Remote Sens.* 2020, 12, 2741; doi:10.3390/rs12172741.
58. Masclaux-Daubresse, C.; Daniel-Vedele, F.; Dechorgnat, J.; Chardon, F.; Gaufichon, L.; Suzuki, A. Nitrogen uptake, assimilation and remobilization in plants: Challenges for sustainable and productive agriculture. *Ann. Bot.* 2010, 105, 1141–1157.
59. Wang, X.; Wang, L.; Shangguan, Z. Leaf gas exchange and fluorescence of two winter wheat varieties in response to drought stress and nitrogen supply. *PLoS ONE*. 2016, 11, 11, 1–15 doi: 10.1371/journal.pone.0165733.
60. Saruhan, V.; Gul, I.; Aydin, I. The effects of sewage sludge used as fertilizer on agronomic and chemical features of bird's foot trefoil (*Lotus corniculatus* L.) and soil pollution. *Scientific Research and Essays*, 2010, 5(17), 2567-2573.
61. Parkpain, P.; Sreesai, S.; Delaune, R.D. Bioavailability of trace elements in sewage sludge amended Thai soils. *Water, Air, and Soil Pollution* 2000, 122, 163-182. doi.org/10.1023/A:1005247427037.
62. Ali, H.; Khan, E.; Anwar, S.M. Phytoremediation of trace element concepts and applications. *Chemosphere* 2013, 91, 869–881.
63. Soriano-Disla, J.M.; Gómez, I.; Navarro-Pedreno, J.; Jordán, M.M. The transfer of trace elements to barley plants from soils amended with sewage sludge with different heavy metal burdens. *JSoil Sediment* 2014, 14, 687-696.
64. Eid, E.M.; Shaltout, K.H. Bioaccumulation and translocation of trace elements by nine native plant species grown at a sewage sludge dump site. *International Journal of Phytoremediation*, 2016, 18(11), 1075-1085, DOI: 10.1080/15226514.2016.118357.
65. Jalali, M.; Imanifard, A.; Jalali, M. Trace elements accumulation in wheat (*Triticum aestivum* L.) roots and shoots grown in calcareous soils treated with non-spiked and spiked sewage sludge. *Environ Sci Pollut Res* 2022. doi.org/10.1007/s11356-022-23604-6.
66. Demeyer, A.; Voundi Nkana, J.C.; Verloo, M.G. Characteristics of wood ash and influence on soil properties and nutrient uptake: an overview. *Bioresource Technology*, 2001, 77(3), 287-295, doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00043-2.
67. Nkana, J.C.; Demeyer, A.; Verloo, M.G. Effect of wood ash application on soil solution chemistry of tropical acid soils: incubation study. *Bioresource Technology*, 2002, 85(3), 323-325. doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00140-2.
68. Huotari, N.; Tillman-Sutela, E.; Moilanen, M.; Laiho, R. Recycling of ash – For the good of the environment? *Forest Ecology and Management* 2015, 348, 226–240. doi:10.1016/j.foreco.2015.03.008.
69. Systematyka Gleb Polski 2019. Polskie Towarzystwo Gleboznawcze, Komisja Genezy Klasyfikacji i Kartografii Gleb. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, Polskie Towarzystwo Gleboznawcze, Wrocław-Warszawa 2019.
70. Jukić, M.; Ćurković, L.; Šabarić, J. *et al.* Fractionation of Heavy Metals in Fly Ash from Wood Biomass Using the BCR Sequential Extraction Procedure. *Bull Environ Contam Toxicol* 2017, 99, 524–529. <https://doi.org/10.1007/s00128-017-2160-0>

## 5. INFORMACJA O WYKAZYWANIU SIĘ ISTOTNĄ AKTYWNOŚCIĄ NAUKOWĄ REALIZOWANĄ W WIĘCEJ NIŻ JEDNEJ UCZELNI, INSTYTUCJI NAUKOWEJ

W trakcie realizacji prac badawczych wykazałam się istotną aktywnością naukową realizowaną w więcej niż jednej uczelni. W roku 2022 zostałam zatrudniona na stanowisku badawczym w Katedrze Inżynierii Chemicznej i Procesowej Politechniki Rzeszowskiej w związku z realizacją projektu pt.: „*Opracowanie innowacyjnego nawozu organiczno-mineralnego na bazie dolomitu oraz odpadów z przemysłu spożywczego i browarniczego*”. Zrealizowanie tego projektu przyczyniło się do opracowania zgłoszenia patentowego nr **P. 442958**, którego jestem współautorem, a do którego prawa majątkowe posiada Politechnika Rzeszowska (*Zał. 8.2*). W roku 2022 w ramach prowadzonej współpracy z Zespołem badawczo-dydaktycznym Chemii Analitycznej Środowiska, Wydziału Leśnego i Technologii Drewna Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, opublikowałam jeden współautorski artykuł naukowy (*Zał.4 II.4.2*), w którym afiliuję dwie jednostki badawcze: Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu oraz Uniwersytet Rzeszowski. Wynika to z faktu, iż część badań związanych z opracowaniem tej pracy, przeprowadziłam w tej jednostce naukowej. *Wspomniane aktywności wypełniają w całości ustawowy obowiązek realizacji istotnej aktywności naukowej realizowanej w więcej niż jednej uczelni zgodnie z Art. 219 pkt. 3 Ustawy z dnia 20 lipca 2018 r. Prawo o szkolnictwie wyższym i nauce.*

Ponadto w czasie mojej pracy zawodowej odbyłam dwa staże naukowe. Pierwszy z nich odbyłam w dniach 16-20.01.2017 roku na Wydziale Rolnictwa i Biotechnologii Uniwersytetu Technologiczno-Przyrodniczego w Bydgoszczy (Katedra Chemii Środowiska oraz Zakład Biochemii) (*Zał. 4 II.11.2, Zał. 8.6*). Celem stażu było poznanie metod frakcjonowania związków próchnicznych, oznaczania jakości materii organicznej oraz metod określania aktywności enzymatycznej gleb. Uzyskane w trakcie odbywania stażu umiejętności, wykorzystałam w trakcie prowadzenia badań nad wpływem sposobu uprawy na właściwości gleb, w tym w szczególności jakość materii organicznej oraz aktywności enzymatycznej. Wynikiem tych badań dotychczas, jest jeden opublikowany w 2022 roku artykuł naukowy, w którym jestem głównym autorem (*Zał. 4 II.4.6*):

- **Szostek M.**, Szpunar-Krok E., Pawlak R., Stanek-Tarkowska J., Ilek A. Effect of Different Tillage Systems on Soil Organic Carbon and Enzymatic Activity. *Agronomy*, 2022, 12 (1), DOI: 10.3390/agronomy12010208. Punktacja MNiSW i MEiN: 100 pkt., IF=3,949.

W okresie od 24.01.2022 r. do 23.02.2022 r. odbyłam również staż w Pracowni Ekotechnologii w Katedrze Inżynierii Biosystemów na Wydziale Inżynierii Środowiska i Inżynierii Mechanicznej Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu (**Zał. 4 II.11.1, Zał. 8.7**). Tematyka zrealizowanego stażu dotyczyła aspektów związanych z możliwościami wykorzystania pofermentu do celów rolniczych oraz przetwarzania osadów ściekowych, w tym możliwość zastosowania procesu ozonowania tego typu materiałów do zwiększenia efektywności produkcji biogazu. Odbyty staż pozwolił na nawiązanie współpracy w tym zakresie, a tematyka stażu została przeze mnie bezpośrednio wdrożona w dalszych etapach pracy naukowej.

### **5.1. Aktywność naukowa w uczelniach i instytucjach krajowych oraz zagranicznych efektem, której są publikacje naukowe**

Zasadnicza część mojego dotychczasowego dorobku publikacyjnego, będąca efektem aktywności naukowej w uczelniach krajowych, powstała **po uzyskaniu stopnia naukowego doktora (Zał. 8.8)**. Wspólnie z pracownikami Katedry Inżynierii Leśnej, Wydziału Leśnego Uniwersytetu Rolniczego im. Hugona Kołłątaja w Krakowie – dr inż. Anną Ilek (obecnie Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu) oraz dr hab. inż. Jarosławem Kuczą, od 2014 do chwili obecnej prowadzimy współpracę w zakresie badań właściwości materii organicznej w kontekście kształtowania zdolności retencyjnych gleb leśnych, w zależności od składu gatunkowego drzewostanów. Efektem tych badań są opublikowane w latach 2015-2021 cztery publikacje naukowe, których jestem współautorem (**Zał. 4- II.4.9, II.4.21, II.4.26, II.4.27**), o łącznym współczynniku wpływu (*IF*) wynoszącym 10,913 i sumarycznej liczbie punktów (MNiSW, MEiN) zgodnie z rokiem opublikowania (2015-2021) –280:

- Ilek A., **Szostek M.**, Mikołajczyk A., Rajtar M. Does Mixing Tree Species Affect Water Storage Capacity of the Forest Floor? Laboratory Test of Pine-Oak and Fir-Beech Litter Layers. *Forest*, 2021, 12(12), 1674, DOI: 10.3390/f12121674.
- Ilek A., **Szostek M.**, Kucza J., Stanek-Tarkowska J., Witek W. The water absorbability of beech (*Fagus sylvatica* L.) and fir (*Abies alba* Mill.) organic matter in the forest floor. *Annals of Forest Research* 62(1): 3-14, DOI: 10.15287/afr.2018.1161.
- Ilek A., Kucza J., **Szostek M.** The effect of the bulk density and the decomposition index of organic matter on the water storage capacity of the surface layers of forest soils. *Geoderma* 2017, 285, 27-34. doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.09.025.

- Ilek A., Kucza J., **Szostek M.** The effect of stand species composition on water storage capacity of the organic layers of forest soils. *European Journal of Forest Research*, 2015, 134 (1), 187-187.doi.org/10.1007/s10342-014-0842-2.

W 2016 roku wraz z prof. Krzysztofem Gondkiem oraz dr hab. Moniką Mierzwą-Hersztek, prof. URK z Katedry Chemii Rolnej i Środowiskowej, Wydziału Rolniczo-Ekonomicznego Uniwersytetu Rolniczego im. Hugona Kołłątaja w Krakowie, przeprowadziliśmy wspólne badania nad oceną wpływu procesu pirolizy biomasy na właściwości fizyczne i chemiczne biowęgli oraz oceny ryzyka środowiskowego związanego z doglebowym wykorzystaniem tego typu materiałów, poprzez m.in. określenie zawartości substancji toksycznych, takich jak WWA. Efektem tych prac były dwie wspólne publikacje naukowe, których jestem współautorem (*Zał. 4 II.4.22, II.4.25*) o łącznym współczynniku wpływu (*IF*) wynoszącym 2,584 i sumarycznej liczbie punktów (MNiSW i MEiN) zgodnie z rokiem opublikowania (2017 i 2019):

- Mierzwa-Hersztek M., Gondek K., Nawrocka A., Pińkowska H., Bajda T., Stanek-Tarkowska J., **Szostek M.** The FT-IR analysis and phenolic compounds content of exogenous organic matter produced from plant biomass. *Journal of Elementology* 2019, 24(3), DOI: 10.5601/jelem.2018.23.3.1716.
- Gondek K., Mierzwa-Hersztek M., Baran A., **Szostek M.**, Pieniążek R., Pieniążek M., Stanek-Tarkowska J., Noga T. The effect of low-temperature conversion of plant materials on the chemical composition and ecotoxicity of biochars. *Waste Biomass Valorization* 2017, 8, 599–609. doi.org/10.1007/s12649-016-9621-2

Od 2018 roku do chwili obecnej prowadzę wraz z Zespołem prof. dr hab. Mirosława Mleczka z Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu współpracę, efektem której są liczne prace naukowe. Współpraca naukowa z Zespołem prof. dr hab. Mirosława Mleczka, obejmuje zasadniczo dwa aspekty. Jednym z nich jest testowanie różnych gatunków roślin, które mogą być wykorzystane do procesu fitoremediacji, w skrajnie zanieczyszczonym pierwiastkami śladowymi środowisku glebowym. Istotnym aspektem tych badań jest analiza wpływu właściwości podłoża, na efektywność akumulacji pierwiastków śladowych w nadziemnych i podziemnych częściach roślin. Związane jest to z tym, że często oprócz skrajnego zanieczyszczenia pierwiastkami śladowymi, wykorzystywane do badań podłoża, stanowiące np. odpad poflotacyjny lub szlam arsenowy, charakteryzuje się również wieloma niekorzystnymi właściwościami, które determinują wzrost i rozwój roślin. Jak wykazano w przeprowadzonych badaniach, niejednokrotnie ekstremalnie wysoka zawartość

pierwiastków śladowych, nie jest czynnikiem delimitującym wzrost i rozwój roślin, zdolnych do prowadzenia procesów fitoremediacji. Niemniej jednak skrajne skażenie w połączeniu np. z niską przepuszczalnością podłoża, wysokim zasoleniem oraz odczynem alkalicznym, są czynnikami które bezpośrednio oddziałują na wzrost i rozwój roślin, wpływając tym samym na efektywność procesu fitoremediacji. Prowadzone w tym obszarze badania naukowe, zaowocowały opublikowaniem szeregu prac naukowych, w prestiżowych czasopismach, które powstały również przy współudziale i zaangażowaniu takich jednostek jak m.in. Uniwersytet Adama Mickiewicza w Poznaniu, Instytut Maxa Plancka w Niemczech, Henan Agricultural University w Chinach. Dotychczas w zakresie wspólnych badań w tej tematyce opublikowano 7 współautorskich prac naukowych oraz 2 rozdziały w monografiach (**Zał. 4. II.2.1, II.2.2, II.4.7, II.4.10, II.4.12, II.4.18, II.4.19, II.4.20, II.4.23**). Łączna wartość współczynnika wpływu (*IF*) tych publikacji oraz punktów (MNiSW, MEiN) zgodnie z rokiem opublikowania, wynosi odpowiednio: 32,242 i 595:

- Mleczek M., Gąsecka M., Waliszewska B., Magdziak Z., **Szostek M.**, Rutkowski P., Kaniuczak J., Zborowska M., Budzyńska S., Mleczek P., Niedzielski P. *Salix viminalis*- A highly effective plant in phytoextraction of elements. ***Chemosphere*** 2018, 212, 67-78. doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.08.055
- Mleczek M., Rutkowski P., Kaniuczak J., **Szostek M.**, Budka A., Magdziak Z., Budzyńska S., Kuczyńska-Kippen N., Niedzielski P. The significance of selected tree species age in their efficiency in elements phytoextraction from wastes mixture. ***International Journal of Environmental Science and Technology*** 2019, 16, 3579–3594. doi.org/10.1007/s13762-018-1996-0.
- Budzyńska S., Mleczek P., **Szostek M.**, Goliński P., Niedzielski P., Kaniuczak J., Rissman I., Rymaniak E., Mleczek M. Phytoextraction of arsenic forms in selected tree species growing in As-polluted mining sludge. ***Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering***, 2019, 54(9), 933-942, doi.org/10.1080/10934529.2019.1609322.
- Drzewiecka K., Piechalak A., Goliński P., Gąsecka M., Magdziak Z., **Szostek M.**, Budzyńska S., Niedzielski P., Mleczek M. Differences of *Acer platanoides* L. and *Tilia cordata* Mill. Response patterns/survival strategies during cultivation in extremely polluted mining sludge – A pot trial. ***Chemosphere***, 2019, 229, 589–601.
- Mleczek P., Borowiak K., Budka A., **Szostek M.**, Niedzielski P. Possible sources of rare earth elements near different classes of road in Poland and their phytoextraction to herbaceous plant species. ***Environmental Research***, 2021, 193, 110580.
- Drzewiecka K., Gąsecka M., Magdziak Z., Budzyńska S., **Szostek M.**, Niedzielski P., Budka A., Roszyk E., Doczekalska B., Górka M., Mleczek M. The possibility of

using paulownia elongata S. Y. Hu × paulownia fortunei hybrid for phytoextraction of toxic elements from post-industrial wastes with biochar. *Plants* 2021, 10 (10), 2049, 10.3390/plants10102049.

- Budzyńska S., Kubiak A., **Szostek M.**, Budka A., Gąsecka M., Niedzielski P., Zheng L., Mleczek M. Trees and shrubs from a post-industrial area high in calcium and trace elements: the potential of dendroremediation. *International Journal of Phytoremediation* 2022, 24(5), 493-506. 10.1080/15226514.2021.1954877.
- Mleczek M., Gąsecka M., Kaniuczak J., Goliński P., **Szostek M.**, Magdziak Z., Rutkowski P., Budzyńska S. W: Dendroremediation: The Role of Trees in Phytoextraction of Trace Elements. *Phytoremediation: Management of Environmental Contaminants. Vol. 6 / Editors Abid A. Ansari, Sarvajeet Singh Gill, Ritu Gill, Guy R. Lanza, Lee Newman Cham*: Springer, 2018, s. 267-295, doi: 10.1007/978-3-319-99651-6\_12.
- Krzesłowska M., Goliński P., **Szostek M.**, Mocek-Półciniak A., Drzewiecka K., Piechalak A., Ilek A., Neumann U., Timmers A.C.J., Budzyńska S., Mikołajczak-Mleczek P., Suski Sz., Woźny A., Mleczek M. „Morphology and Physiology of Plants Growing on Highly Polluted Mining Wastes”. *Phytoremediation for Environmental Sustainability*, Prasad, R. (Ed.), Springer, Singapore, 2022, doi.org/10.1007/978-981-16-5621.

Drugim wątkiem analizowanym we wspólnych badaniach z Zespołem Prof. M. Mlecza, jest ocena zróżnicowania zawartości metali i metaloidów oraz zdolność akumulacji tych pierwiastków w owocnikach grzybów dziko rosnących w zależności od właściwości gleby. W efekcie tych badań m.in. przeanalizowano zmiany zawartości 34 pierwiastków w czterech gatunkach grzybów jadalnych (*Macrolepiota procera*, *Boletusedulis*, *Imleria badia*, *Leccinum scabrum*), a także w glebach pobranych z miejsc ich występowania w lasach Polski na przestrzeni 45 lat (1974-2019). W efekcie wspólnych badań dotychczas powstało 4 współautorskie publikacje naukowe opublikowane w latach 2020-2023 (**Zał. 4 II.4.2, II.4.13, II.4.14**), o łącznym współczynniku wpływu (*IF*) wynoszącym 29,923 i sumarycznej liczbie punktów (MNiSW, MEiN) 520:

- Siwulski M., Budka A., Rzymski P., Mleczek P., Budzyńska S., Gąsecka M., **Szostek M.**, Kalač P., Kuczyńska-Kippen N., Niedzielski P., Goliński P., Magdziak Z., Kaniuczak J., Mleczek M. Multiannual monitoring (1974–2019) of rare earth elements in wild growing edible mushroom species in Polish forests. *Chemosphere*, 2020, 257, 127173, 10.1016/j.chemosphere.2020.127173.

- Mleczek M., Siwulski M., Budka A., Mleczek P., Budzyńska S., **Szostek M.**, Kuczyńska-Kippen N., Kalač P., Niedzielski P., Gąsecka M., Goliński P., Magdziak Z., Rzymiski P. Toxicological risks and nutritional value of wild edible mushroom species -a half-century monitoring study. *Chemosphere*, 2021, 263, 128095, 10.1016/j.chemosphere.2020.127173.
- Mleczek M., **Szostek M.**, Siwulski M., Budka A., Kalac P., Budzyńska S., Kuczyńska-Kippen N., Niedzielski P. Road traffic and abiotic parameters of underlying soils determine the mineral composition and nutritive value of the mushroom *Macrolepiota procera* (Scop.) Singer. *Chemosphere* 2022, 303 (3), 10.1016/j.chemosphere.2022.135213.
- Niedzielski P., **Szostek M.**, Budka A., Budzyńska S., Siwulski M., Proch J., Kalač P., Mleczek M. Lactarius, and Russula mushroom genera- Similarities/differences in mineral composition within the Russulaceae family. *Journal of Food Composition and Analysis*, 2023, 115, 10.1016/j.jfca.2022.104970.

Praca opublikowana w 2022 roku, dotycząca wpływu ruchu drogowego oraz wpływu różnych właściwości gleby na skład mineralny owocników *Macrolepiota procera* w okresie czterech lat, jest przeze mnie podwójnie afiliowana na UP w Poznaniu oraz URz, ponieważ część badań, jak również przygotowanie manuskryptu wykonałam w trakcie pobytu w UP w Poznaniu (**Zał. 4 II.4.2**).

W ramach działalności naukowej prowadzę również współpracę z innymi jednostkami naukowymi Uniwersytetu Rzeszowskiego. Od 2014 roku prowadzę wspólne badania naukowe z pracownikami Zakładu Chemii i Toksykologii Żywności Instytutu Technologii Żywności i Żywienia oraz Zakładu Inżynierii Produkcji Rolno-Spożywczej Instytutu Nauk Rolniczych, Ochrony i Kształtowania Środowiska. Efektem tej współpracy są liczne współautorskie publikacje naukowe oraz realizacja projektów, w tym w szczególności B+R. W Zakładzie Chemii i Toksykologii Żywności realizowałam m.in. badania związane z opracowaniem metody ozonowania osadów ściekowych z wykorzystaniem gazowego ozonu, efektem czego jest powstanie szeregu prac naukowych (**Zał. 4 I.2.1-I.2.3**) oraz zgłoszenia patentowego (**Zał. 4 III.3.1**). Z pracownikami tej jednostki realizowałam również liczne projekty badawczo-wdrożeniowych (**Zał. 4 II.9.1 – II.9.VI**), a współpraca na tej płaszczyźnie zaowocowała opublikowaniem w latach 2019-2023 wielu współautorskich prac naukowych, których tematyka skupiona jest bezpośrednio na rezultatach zrealizowanych projektów (**Zał. 4 II.4.1., II.4.15 - II.4.17**):

- Balawejder M., Matłok N., Gorzelany J., Pieniążek M., Atos P., Witek G., **Szostek M.** Foliar Fertilizer Based on Calcined Bones, Boron and Molybdenum—A Study on the



Development and Potential Effects on Maize Grain Production. *Sustainability* 2019, 11(19), 5287, doi.org/10.3390/su11195287.

- Balawejder M., **Szostek M.**, Gorzelany J., Antos P., Witek G., Matłok N. A Study on the Potential Fertilization Effects of Microgranule Fertilizer Based on the Protein and Calcined Bones in Maize Cultivation. *Sustainability* 2020, 12(4), 10.3390/su12041343.
- Matłok N., **Szostek M.**, Antos P., Gajdek G., Gorzelany J., Bobrecka-Jamro D., Balawejder M. Effect of foliar and soil fertilization with new products based on calcinated bones on selected physiological parameters of maize plants. *Applied Sciences* 2020; 10(7), 2579. doi.org/10.3390/app10072579.
- Balawejder M., Matłok N., Piechowiak T., **Szostek M.**, Kapusta I., Niemiec M., Komorowska M., Wróbel M., Mudryk K., Szelaż-Sikora A., Neuberger P., Kuboń M. The Modification of Substrate in the Soilless Cultivation of Raspberries (*Rubus Idaeus* L.) as a Factor Stimulating the Biosynthesis of Selected Bioactive Compounds in Fruits. *Molecules* 2023, 28, 118. doi.org/10.3390/molecules28010118.

W Instytucie Technologii Żywności, w Zakładzie Ogólnej Technologii Żywności i Żywienia Człowieka, zrealizowałam również część badań związanych z właściwościami reologicznymi skrobi z ziemniaków nawożonych zróżnicowanymi dawkami popiołów ze spalania biomasy. Efektem tej współpracy jest opublikowanie jednej współautorskiej pracy (**Zał. 4 II.4.5**):

- Pycia, K., Szpunar-Krok, E., **Szostek, M.**, Pawlak, R., Juszcak, L. Effect of Soil Type and Application of Ecological Fertilizer Composed of Ash from Biomass Combustion on Selected Physicochemical, Thermal, and Rheological Properties of Potato Starch. *Molecules* 2022, 27, 4318.

W ramach działalności naukowej, współpracowałam również z innymi jednostkami Instytutu Nauk Rolniczych, Ochrony i Kształtowania Środowiska, w tym z Zakładem Produkcji Roślinnej. Efektem tej współpracy są wspólnie przeprowadzone badania m.in. w zakresie wpływu różnych systemów uprawy na właściwości gleb, w tym jakości materii organicznej oraz aktywności enzymatycznej. W efekcie tych badań dotychczas opublikowano jeden artykuł naukowy, którego jestem głównym autorem (**Zał. 4 II.4.6**). Wspólnie z pracownikami tej jednostki prowadziłam również badania nad nawozowym wykorzystaniem popiołów ze spalania biomasy, czego rezultatem było opublikowanie 4 prac naukowych (**Zał. 4 I.2.4, I.2.5, II.4.4, II.4.5**).

## **5.2. Aktywność naukowa w innych uczelniach i instytucjach naukowych wynikiem, której jest realizacja projektów naukowych**

W trakcie pracy zawodowej podejmowałam współpracę naukową z różnymi ośrodkami naukowymi w Polsce, czego efektem jest realizacja projektów badawczo-wdrożeniowych.

**Zasadnicza część tej współpracy miała miejsce po uzyskaniu stopnia naukowego doktora.**

W 2015 roku w ramach podjętej współpracy z zespołem naukowców z Katedry Inżynierii Chemicznej i Procesowej, Wydziału Chemicznego Politechniki Rzeszowskiej im. Ignacego Łukasiewicza oraz firmą Dr Green sp. z o.o. byłam wykonawcą części zadań badawczych w projekcie finansowanym z programu BIOSTRATEG I (NCBR) pt. **„Opracowanie innowacyjnych nawozów na bazie alternatywnego źródła surowca”** (Zał. 4 II.9.1). W 2015 roku podjęłam również współpracę z zespołem naukowców z Politechniki Rzeszowskiej im. Ignacego Łukasiewicza, Uniwersytetem Rolniczym im. Hugona Kołłątaja w Krakowie oraz firmą Iniko sp. z o.o. W ramach podpisanej umowy konsorcjum opracowano wniosek o dofinansowanie pt. **„Nowa technologia przetwarzania osadów dennych i ściekowych z wykorzystaniem procesu pogłębionego utleniania i wdrożenie powstałego produktu”** w ramach konkursu Biostrateg II. Projekt nie został przeznaczony do dofinansowania, jednak w znaczącym stopniu zapoczątkował dalszą współpracę na tej płaszczyźnie. W 2017 roku podpisana umowa konsorcjum z Uniwersytetem Przyrodniczym we Wrocławiu oraz firmą Original Food Sp. z o.o., zaowocowała opracowaniem wniosku o dofinansowanie w ramach I konkursu WSPÓŁPRACA M16 realizowanego przez ARiMR. Opracowany projekt pt. **„Zaimplementowanie i dostosowanie do warunków klimatyczno-glebowych Polski innowacyjnej technologii produkcji owoców z zamkniętym systemem nawadniania i biofortyfikacji jodem i selenem na przykładzie żurawiny”** uzyskał pozytywną ocenę oraz dofinansowanie (Zał. 4 II.9.2). Projekt realizowano w latach 2018-2020, a w projekcie tym pełniłam funkcję kierownika jednego z realizowanych zadań badawczych pt.: **„Wpływ dodatku sorbentów mineralnych na właściwości wód i podłoża w uprawie żurawiny wielkoowocowej”**. W 2019 roku w ramach podjętej współpracy z zespołem naukowców z Katedry Inżynierii Produkcji, Logistyki i Informatyki Stosowanej Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie oraz firmą Fieldstone Investments II Sp. z o.o., uczestniczyłam w opracowaniu wniosku projektowego pn. **„Innowacyjna technologia produkcji owoców jagodowych na przykładzie maliny o podwyższonej zawartości związków bioaktywnych oraz zwiększonej wartości handlowej”** w ramach III konkursu WSPÓŁPRACA M16 realizowanego przez ARiMR (Zał. 4 II.9.4). Wniosek ten również został przeznaczony do dofinansowania, a w projekcie realizowanym w latach 2021-2023 pełniłam funkcję kierownika jednego z realizowanych przez Uniwersytet Rzeszowski zadań badawczych pt.: **„Charakterystyka wybranych właściwości fizyko-chemicznych**

*opracowanych, innowacyjnych podłoży na bazie włókna kokosowego do uprawy malin pod osłonami*". Efektem tej współpracy było również opracowanie końcem 2022 roku dwóch zgłoszeń patentowych (Zał. 4 II.3.3, II.3.4), pt. „*Sposób otrzymywania podłoża bezglebowego do uprawy roślin oraz bezglebowy sposób uprawy roślin z wykorzystaniem tego podłoża*” i „*Sposób wytwarzania peletowanego biowęgla oraz jego zastosowanie do wytwarzania bezglebowego podłoża*”, w których jestem pierwszym autorem (Zał. 8.4 i 8.5). Ponadto efektem zrealizowania wspólnych badań w w/w projekcie było również opublikowanie początkiem 2023 roku jednej współautorskiej publikacji naukowej (Zał. 4 II.4.1).

W 2021 roku w ramach podjętej współpracy z zespołem naukowców z Politechniki Rzeszowskiej im. Ignacego Łukasiewicza uczestniczyłam w opracowaniu wniosku o finansowanie projektu pt.: „*Opracowanie innowacyjnego nawozu organiczno-mineralnego na bazie dolomitu oraz odpadów z przemysłu spożywczego i browarniczego*” do Podkarpackiego Centrum Innowacji sp. z o.o. w Rzeszowie. Projekt ten przeznaczono do dofinansowania. W projekcie tym byłam odpowiedzialna za realizację zadania pn.: „*Weryfikacja skuteczności wytworzonych próbek nawozu w hodowli roślin i testach kinetyki uwalniania składników kluczowych*”, do realizacji którego od 01.07.2022 r. do 30.09.2022 r. byłam zatrudniona na Politechnice Rzeszowskiej w Katedrze Inżynierii Chemicznej i Procesowej (Zał. 4 II.9.5). Efektem wspólnej realizacji w/w projektu było również opracowanie złożonego 26.11.2022 roku zgłoszenia patentowego na wynalazek pt.: „*Nawóz organiczno-mineralny oraz sposób wytwarzania nawozu organiczno-mineralnego*”, którego jestem współautorem (Zał. 4 III.3.2, Zał. 8.2).

## **6. INFORMACJA O OSIĄGNIĘCIACH DYDAKTYCZNYCH, ORGANIZACYJNYCH ORAZ POPULARYZUJĄCYCH NAUKĘ LUB SZTUKĘ**

### **6.1 Popularyzacja nauki**

Działalność popularyzującą naukę poprzez prezentację uzyskanych wyników badań rozpoczęłam już przed uzyskaniem stopnia doktora. W tym czasie uczestniczyłam w 2 międzynarodowych konferencjach, prezentując uzyskane wyniki badań w formie posterów (Zał. 4 II.3.32-II.3.37). Zasadniczą część działalności związanej z popularyzacją nauki rozpoczęła się po uzyskaniu stopnia doktora. Po uzyskaniu stopnia doktora od 2015 roku uczestniczyłam łącznie w 19 konferencjach krajowych oraz międzynarodowych. Podczas udziału w tych konferencjach zaprezentowano wyniki przeprowadzonych badań w formie referatów lub posterów i było to łącznie 31 wystąpień (Zał. 4 II.7.1 – II.7.31).

W ramach działalności popularyzującej naukę wygłosiłam referat w Mazowieckim Ośrodku Doradztwa Rolniczego w Warszawie. W czasie wystąpienia prezentowałam wyniki uzyskane w trakcie realizacji operacji pn. „Innowacyjna metoda poprawy stanu mikrobiologicznego i trwałości przechowalniczej owoców żurawiny wielkoowocowej”, dotyczące wpływu zastosowanej innowacji technologicznej na jakość prozdrowotną owoców żurawiny wielkoowocowej (**Zał. 4 II.7.2**). W ramach popularyzacji nauki wygłosiłam również referat w Pomorskim Ośrodku Doradztwa Rolniczego w Lubaniu (oddział Stare Pole), w czasie którego zaprezentowałam charakterystykę właściwości fizykochemicznych innowacyjnych podłoży do uprawy malin, które wytworzono w wyniku realizacji operacji pn. „*Innowacyjna technologia produkcji owoców jagodowych na przykładzie maliny o podwyższonej zawartości związków bioaktywnych oraz zwiększonej wartości handlowej*” (**Zał. 4 II.7.3**).

W ramach prowadzonej działalności popularyzującej naukę w 2016 roku przeprowadziłam zajęcia pt. „*Tajemnice ukryte w glebie*” dla uczestników Małego Uniwersytetu Rzeszowskiego (klasy IV-VI) oraz uczniów Zespołu Szkół Społecznych nr 2 w Rzeszowie. W 2016 roku również przeprowadziłam warsztaty laboratoryjne pn. „*Gleba – jej właściwości i znaczenie*” dla uczniów Zespołu Szkół Ogólnokształcących nr 4 w Rzeszowie, które miały na celu propagowanie nauk przyrodniczych wśród młodzieży szkół gimnazjalnych. W 2020 roku zostałam zaproszona do poprowadzenia wykładu pt. „*Zagospodarowanie nawozów naturalnych, a żyzność gleb łąk i pastwisk*” w ramach szkolenia dla rolników, doradców rolniczych i uczniów szkół rolniczych, realizowanych w ramach projektu: „*Produkcja wołowiny w zgodzie z naturą- nowy wymóg rynku?*” finansowanego z Funduszu Promocji Mięsa Wołowego (**Zał. 4 II.15.1**).

W ramach działalności popularyzującej naukę w 2016 roku wygłosiłam referat dla członków Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego, Oddział w Rzeszowie oraz członków Południowo – Wschodniego Polskiego Towarzystwa Inżynierii Ekologicznej, Oddział w Rzeszowie, w czasie którego zaprezentowałam wyniki badań dotyczące wpływu osadów ściekowych na wybrane właściwości odłogowanej gleby pyłowej w warunkach uprawy topinamburu (*Helianthus tuberosus* L.).

W 2010, 2014 i w 2018 roku uczestniczyłam w pracach Komitetu Organizacyjnego odpowiednio IV, V i VI cyklicznej Międzynarodowej Konferencji Naukowej „*Przyczyny i Skutki Degradacji Środowiska Glebowego*”. W 2020 roku pełniłam funkcję członka komitetu naukowego w ramach krajowej konferencji naukowej pt. „*Zaimplementowanie i dostosowanie do warunków klimatyczno-glebowych Polski innowacyjnej technologii produkcji owoców z zamkniętym systemem nawadniania i biofortyfikacji jodem i selenem na przykładzie żurawiny*”, która odbyła się 9 września 2020 roku na Uniwersytecie Rzeszowskim.

Z popularyzacją nauki bezpośrednio związana jest również działalność w Polskim Towarzystwie Gleboznawczym (oddział Rzeszów), którego jestem członkiem od 2015 roku, a od 31.05.2023 roku zostałam wybrana na przewodniczącą tego Oddziału (na kadencję 2023-2027). W wyniku działalności w Oddziale PTG w Rzeszowie, współorganizowałam wiele spotkań naukowych, na których prezentowano badania zarówno pracowników Uniwersytetu Rzeszowskiego, jak również innych ośrodków naukowych w Polsce i z zagranicy. Jako członek Oddziału PTG w Rzeszowie w okresie 2015-2023 uczestniczyłam również w organizacji 3 Międzynarodowych Konferencji naukowych, których Towarzystwo było współorganizatorem.

Wykazuję się także dużą aktywnością w recenzowaniu prac naukowych w prestiżowych międzynarodowych czasopismach naukowych (*Zał. 4 II.13.1-II.13.26*), które wykonałam po uzyskaniu stopnia doktora. W latach 2020-2023 zrecenzowałam łącznie 26 artykułów naukowych, dla czasopism takich jak: *Agronomy, Agriculture, Plants, Horticulturae, Environmental Monitoring and Assessment, Water, Biomass&Bioenergy, Archives of Environmental Protection, Forest, Toxics, Sustainability, Energies* i *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*. Wykonałam również 4 recenzje uczelnianych grantów dla młodych naukowców. Uczestniczyłam i uczestniczę w pracach komitetów redakcyjnych czasopism naukowych – *Land, Agronomy* oraz *Crops* (*Zał. 4 II.12.1-II.12.3*).

## 6.2. Osiągnięcia dydaktyczne

W czasie zatrudnienia na Uniwersytecie Rzeszowskim na stanowisku inżynierjno-technicznym w roku akademickim 2011/2012 w semestrze letnim prowadziłam, na podstawie umowy zlecenia, zajęcia dydaktyczne dla studentów II roku kierunku Ochrona Środowiska: ćwiczenia laboratoryjne i terenowe z przedmiotu ochrona, rekultywacja i monitoring gleb. Po przeniesieniu na stanowisko adiunkta w grupie pracowników badawczo-dydaktycznych w kwietniu 2019 roku, stale prowadzę zajęcia ze studentami kierunku Agroleśnictwo (I rok, studia I stopnia), Rolnictwo (I rok, studia I stopnia) oraz Ochrona Środowiska (II rok studia I stopnia). Na kierunku Agroleśnictwo jestem koordynatorem przedmiotu gleboznawstwo i żywność gleb, z którego prowadzę wykłady, ćwiczenia laboratoryjne oraz ćwiczenia terenowe. Na kierunku Rolnictwo jestem koordynatorem przedmiotu gleboznawstwo, z którego prowadzę wykłady, ćwiczenia laboratoryjne i ćwiczenia terenowe. Z kolei na kierunku Ochrona Środowiska jestem koordynatorem przedmiotu ochrona, rekultywacja i monitoring gleb, z którego prowadzę wykłady, ćwiczenia laboratoryjne i ćwiczenia terenowe. Dodatkowo w roku akademickim 2021/2022 oraz 2022/2023 prowadziłam seminarium inżynierskie dla studentów III roku (studia stacjonarne

i niestacjonarne) i IV roku (studia stacjonarne) kierunku Rolnictwo. W roku akademickim 2019/2020 prowadziłam zajęcia z przedmiotu fitoremediacja i bioremediacja (wykłady i ćwiczenia laboratoryjne) dla studentów III roku kierunku Rolnictwo. W roku akademickim 2020/2021 prowadziłam wykłady z przedmiotu agroekologia dla studentów II roku kierunku Rolnictwo (studia I stopnia). Z kolei w roku akademickim 2021/2022 prowadziłam również ćwiczenia laboratoryjne z przedmiotu geomorfologia i gleboznawstwo dla studentów I roku kierunku Odnawialne Źródła Energii i Gospodarka Odpadami (studia I stopnia).

W ramach działalności dydaktycznej w roku akademickim 2019/2020 byłam recenzentem 3 prac inżynierskich. Prace te zostały zrealizowane przez studentów kierunku Odnawialne Źródła Energii i Gospodarka Odpadami i dotyczyły: porównania dwóch alternatywnych systemów ogrzewania na przykładzie sprężarkowej pompy ciepła w układzie dwóch studni i z pionowym wymiennikiem ciepła dla domu jednorodzinnego oraz analizy zmian areału produkcji roślin energetycznych miskantusa, ślazuca, rzepaku i wierzby na przestrzeni 1998-2018 w województwie podkarpackim. W roku akademickim 2020/2021 byłam recenzentem 4 prac dyplomowych - inżynierskich oraz 2 prac dyplomowych - magisterskich. Zarówno prace inżynierskie jak również magisterskie zostały zrealizowane przez studentów kierunku Odnawialne Źródła Energii i Gospodarka Odpadami. Prace inżynierskie dotyczyły aspektów związanych ze zmianami poziomu oraz składu chemicznego wód w wybranych studniach na terenie niektórych miejscowości w województwie podkarpackim i lubelskim oraz wpływu uprawy wierzby energetycznej na zawartość wody w glebie. Z kolei prace magisterskie dotyczyły aspektów związanych z oddziaływaniem nawożenia popiołami ze spalania biomasy na wybrane właściwości fizyczne i chemiczne gleby płowej i czarnej ziemi pod uprawą rzepaku ozimego. W roku akademickim 2021/2022 byłam recenzentem 4 prac dyplomowych, w tym 3 inżynierskich oraz 1 magisterskiej. Prace inżynierskie zrealizowane zostały przez studentów kierunku Ochrona Środowiska i dotyczyły wpływu sposobu użytkowania oraz uprawy na wybrane właściwości gleb. Recenzowana w roku akademickim 2021/2022 praca magisterska została zrealizowana przez studentkę kierunku Odnawialne Źródła Energii i Gospodarka Odpadami, a jej celem było wykazanie wpływu dodatku mineralnego oleju odpadowego na efektywność oczyszczania odcieków ze składowiska odpadów komunalnych w sekwencyjnym reaktorze biologicznym.

W trakcie pracy na stanowisku adiunkta w grupie pracowników badawczo-dydaktycznych od 2019 roku, byłam promotorem 5 prac inżynierskich i 6 prac magisterskich, które realizowane były przez studentów kierunków Agroleśnictwo, Rolnictwo, Ochrona Środowiska oraz Odnawialne Źródła Energii i Gospodarka Odpadami. Celem zrealizowanych prac inżynierskich była ocena sposobu użytkowania terenu na wybrane właściwości gleb

górkich, ocena oddziaływania zrehabilitowanego składowiska odpadów komunalnych w Zaklikowie na jakość wód podziemnych i wybrane właściwości gleb, a ponadto wpływ zastosowania różnych wariantów pofermentu z biogazowni rolniczej na początkowy wzrost i rozwój roślin oraz wybrane właściwości gleby. Zrealizowane pod moim kierunkiem prace magisterskie natomiast w większości dotyczyły aspektów związanych z rolniczym wykorzystaniem lotnych popiołów ze spalania biomasy, do nawożenia gleb i roślin. Obecnie natomiast jestem promotorem 1 pracy inżynierskiej oraz 5 prac magisterskich, które planowane są do obrony w roku akademickim 2022/2023 i 2023/2024.

Od rozpoczęcia pracy zawodowej na Uniwersytecie Rzeszowskim, początkowo w Wydziałowym Laboratorium Analiz Zdrowotności Środowiska i Materiałów Pochodzenia Rolniczego, wspomagałam/wspomagam dyplomantów oraz doktorantów z różnych jednostek organizacyjnych, Instytutu Nauk Rolniczych, Ochrony i Kształtowania Środowiska, w realizacji analiz laboratoryjnych związanych z prowadzoną tematyką badań, które w szczególności dotyczą właściwości fizykochemicznych i chemicznych gleby.

W czasie zatrudnienia w UR pełniłam również rolę promotora pomocniczego w dwóch zakończonych przewodach doktorskich (**Zał. 8.8**). Na podstawie obrony pracy doktorskiej pt. *„Przydatność komunalnych osadów ściekowych stabilizowanych ozonem do nawożenia wybranych gatunków roślin uprawnych”* mgr inż. Patrykowi Kosowskiemu na mocy Uchwały Rady Naukowej Kolegium Nauk Przyrodniczych UR nr 69/07.2021 z dnia 14 lipca 2021 roku, nadano stopień naukowy doktora w dziedzinie nauk rolniczych, dyscyplina rolnictwo i ogrodnictwo (Załącznik 9). Z kolei mgr inż. Karol Skrobacz na podstawie obrony pracy doktorskiej zatytułowanej: *„Porównanie skuteczności działania klasycznych i alternatywnych środków ochrony ziemniaka przed zarazą ziemniaka”* mocą Uchwały rady Naukowej Kolegium Nauk Przyrodniczych UR nr 61/06/2021 z dnia 17 czerwca 2021 roku uzyskał stopień naukowy doktora, w dziedzinie nauk rolniczych, dyscyplina rolnictwo i ogrodnictwo (**Zał. 8.5**).

Z działalnością dydaktyczną bezpośrednio związane jest również powołanie mnie do pełnienia funkcji członka dwóch Zespołów Programowych dla kierunków Agroleśnictwo i Rolnictwo oraz Kierownika Kierunku Rolnictwo i członka Rady Dydaktycznej w Kolegium Nauk Przyrodniczych Uniwersytetu Rzeszowskiego. Podkreślić należy również, iż w czasie pracy w UR podnosiłam swoje kompetencje dydaktyczne poprzez uczestnictwo w wielu kursach i szkoleniach. W 2017 roku ukończyłam w Instytucie Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa - Państwowym Instytucie Badawczym w Puławach, 2-semesterne Studia Podyplomowe w zakresie gleboznawstwa, gleboznawczej klasyfikacji i kartografii gleb, a zdobytą wiedzę wykorzystuję do prowadzenia powierzonych mi przedmiotów, które bezpośrednio związane są z tą tematyką (**Zał. 7.2**). W zakresie podnoszenia kompetencji

dydaktycznych w latach 2019-2022 ukończyłam następujące kursy – „*Metody aktywne w pracy nauczyciela akademickiego*”, „*Grywalizacja – skuteczne metody nauczania z wykorzystaniem elementów gier w celu aktywizacji i motywowania studentów do nauki*”, „*Kompetencje dydaktyczne i informatyczne kadry Uniwersytetu Rzeszowskiego w zakresie kształcenia na odległość*” oraz „*Język angielski – przygotowanie do nauczania w języku angielskim*”, a zdobyte umiejętności wykorzystuję również w trakcie prowadzenia zajęć z powierzonych mi przedmiotów (Zał. 7.4-7.6, 7.9, 7.10).

### **6.3. Działalność organizacyjna**

Pełnione funkcje w organizacjach z wyboru lub z powołania w Uniwersytecie Rzeszowskim obejmują cały okres mojego zatrudnienia na Wydziale Biologiczno-Rolniczym (od 2020 roku Kolegium Nauk Przyrodniczych UR).

W roku akademickim 2010/2011 zostałam powołana do pełnienia funkcji członka Wydziałowej Komisji Rekrutacyjnej, do wykonywania prac związanych z rekrutacją kandydatów na kierunki studiów prowadzone przez Wydział Biologiczno-Rolniczy UR w semestrze letnim. Funkcję tą pełniłam również w roku akademickim 2017/2018, przy czym prace te dotyczyły rekrutacji zarówno na semestr letni (studia I stopnia), jak również zimowy (studia II stopnia). Natomiast w roku akademickim 2011/2012 (semestr letni) oraz 2014/2015 i 2016/2017 (semestr zimowy i letni) pełniłam funkcję sekretarza Wydziałowej Komisji Rekrutacyjnej.

W 2019 roku zostałam wybrana na członka Rady Instytutu Nauk Rolniczych, Ochrony i Kształtowania Środowiska, a w latach 2020-2022 byłam członkiem Rady Dydaktycznej Kolegium Nauk Przyrodniczych Uniwersytetu Rzeszowskiego.

Od 30 września 2019 roku do 30 września 2020 roku, pełniłam funkcję członka Zespołu Programowego Kierunku Rolnictwo oraz członka Zespołu Programowego Kierunku Agroleśnictwo.

Od dnia 1 września 2020 roku zostałam powołana przez JM Rektora Uniwersytetu Rzeszowskiego do pełnienia funkcji Zastępcy Dyrektora Instytutu Nauk Rolniczych, Ochrony i Kształtowania Środowiska w Kolegium Nauk Przyrodniczych Uniwersytetu Rzeszowskiego. Funkcję tę pełniłam do dnia 30 czerwca 2022 roku.

Decyzją JM Rektora UR z dnia 17 sierpnia 2020 roku, od 1 września 2020 roku zostałam powołana do pełnienia funkcji Kierownika kierunku studiów- Rolnictwo, którą pełniłam do dnia 30 czerwca 2022 roku. Jako Kierownik kierunku byłam odpowiedzialna za kierowanie pracami Zespołu Programowego kierunku Rolnictwo, koordynowaniem prac



związanych z doskonaleniem programu studiów oraz za współpracę z przedstawicielami otoczenia społeczno-gospodarczego, związanych z szeroko pojętą działalnością rolniczą.

W ramach pełnionej funkcji Kierownika Kierunku byłam odpowiedzialna za przygotowanie raportu samooceny na potrzeby wizytacji Polskiej Komisji Akredytacyjnej, która odbyła się w dniach 28-29 kwietnia 2021 roku i zakończyła wydaniem pozytywnej opinii nt. kształcenia, na prowadzonym przez Uniwersytet Rzeszowski kierunku Rolnictwo. Ponadto od maja 2021 roku pełnię funkcję członka Komisji ds. oceny infrastruktury wykorzystywanej do realizacji zajęć dydaktycznych na kierunku Rolnictwo.

Zgodnie z decyzją Rektora Uniwersytetu Rzeszowskiego nr KE/KNP/30/2022/2023 z dnia 24 maja 2022 roku, zostałam powołana do pełnienia funkcji członka Komisji Egzaminacyjnej w Kolegium Nauk Przyrodniczych, dla kierunku Rolnictwo na okres trwania rekrutacji w roku akademickim 2022/2023.

Decyzją Dyrektora Szkoły Doktorskiej w Uniwersytecie Rzeszowskim nr SD/D/13/2022, z dniem 14 czerwca 2022 roku zostałam powołana do pełnienia funkcji sekretarza Komisji ds. oceny śródkresowej w zakresie dyscypliny naukowej rolnictwo i ogrodnictwo w Szkole Doktorskiej w Uniwersytecie Rzeszowskim dla doktorantek II roku kształcenia – mgr inż. Justyny Belcar oraz mgr inż. Barbary Stadnik.

Od 1 października 2022 roku decyzją Dziekana Kolegium Nauk Przyrodniczego UR zostałam powołana do pełnienia funkcji opiekuna roku studiów stacjonarnych I stopnia na kierunku Rolnictwo w cyklu kształcenia 2022/2023 – 2025/2026.

W ramach działalności organizacyjnej kilkakrotnie uczestniczyłam w pracach na rzecz organizacji konferencji naukowych (**Zał. 4 II.8.1 – II.8.3**). W roku 2010 oraz 2014 pełniłam funkcję członka Komitetu Organizacyjnego IV i V cyklicznej międzynarodowej konferencji naukowej pt.: „Przyczyny i skutki degradacji środowiska glebowego”, które odbyły się odpowiednio w Czarnej/k. Ustrzyk Dolnych (21-24.09.2010 r.) i w Arłamowie (16-18.09.2014 r.). W roku 2018 pełniłam natomiast funkcję sekretarza Komitetu Organizacyjnego VI cyklicznej międzynarodowej konferencji naukowej pt.: „Przyczyny i skutki degradacji środowiska glebowego” połączonej z Jubileuszem 45-lecia pracy naukowo-badawczej, dydaktyczno-wychowawczej i naukowo-organizacyjnej prof. dr hab. Janiny Kaniuczak, która odbyła się w dniach 11-13.09.2018 r. w Krasiczynie.

Ponadto od rozpoczęcia pracy zawodowej na UR prowadziłam współpracę z sektorem gospodarczym, w ramach podpisanych umów konsorcjum i umów o współpracę z firmą: Original Food Sp. z o.o., Fieldstone Investments II Sp. z o.o., Agrobonus Sp. z o.o., OIKOS Krzywa, Biostyma oraz Dr Green Sp. z o.o. Efektem tej działalności było m.in. opracowanie wniosków projektowych, realizacja prac dyplomowych oraz zgłoszeń patentowych. Ponadto na zlecenie firmy Biostyma sp. z o.o. przeprowadziłam doświadczenie oraz opracowałam wyniki badań nt.: *skuteczności zastosowanych innowacyjnych nawozów dolistnych w uprawie*

pszenicy ozimej oraz kukurydzy (**Zał. 4 III.5.1**). Ponadto w ramach współpracy z firmą Agrobonus sp. z o.o. zaplanowałam i wykonałam szereg doświadczeń nad efektywnością wykorzystania popiołów ze spalania biomasy na właściwości nawożonych nimi gleb i roślin w uprawie polowej (lata 2018-2021). Przeprowadzone na zlecenie firmy opracowanie nt. „Przydatności popiołu ze spalania biomasy do nawożenia gleb i roślin” (**Zał. 4 III.5.3**), przyczyniło do uzyskania przez firmę pozwolenia na wprowadzenie do obrotu mineralnego środka, poprawiającego właściwości gleby pn. „AGROPOTAFOSKA” zgodnie z decyzją Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 01 marca 2023 roku, który produkowany jest na bazie popiołów ze spalania biomasy. Na zlecenie interesariuszy zewnętrznych – firmy Original Food Sp. z o.o. oraz Witpol sp. z o.o. przygotowałam dwie opinie o innowacyjności (**Zał. 4 III.5.2., III.5.4.**). W 2021 roku współpracowałam również ze spółką celową Uniwersytetu Rzeszowskiego – INVENTUR sp z o.o., podczas realizacji zlecenia na podstawie umowy zawartej z NETRIX GROUP sp. z o.o. Zlecenie to polegało na wytworzeniu ekstraktu z suszonych owoców, tj. maliny oraz borówki i było realizowane na rzecz inkubowanej przez NETRIX GROUP spółki FORTIFRUIT (Zał. 4 III.1, III.2.6, Zał. 8.8). Współpracę z interesariuszami zewnętrznymi prowadziłam również w związku z pełnioną w latach 2020-2022 funkcją kierownika kierunku Rolnictwo. W ramach tej działalności, doprowadziłam do podpisania wielu umów o prowadzeniu współpracy na płaszczyźnie naukowej i dydaktycznej, a także konsultowałam programy studiów I i II stopnia dla kierunku Rolnictwo, realizowanego przez Kolegium Nauk Przyrodniczych Uniwersytetu Rzeszowskiego.

**PODSUMOWANIE DZIAŁALNOŚCI NAUKOWO-BADAWCZEJ**

**Zestawienie działalności naukowej (liczbowe, wg punktacji MNiSW i MEiN i wg *IF* zgodnie z rokiem opublikowania)**

<b>Lp.</b>	<b>Rodzaj działalności</b>	<b>Przed doktoratem</b>	<b>Po doktoracie</b>	<b>Razem</b>
1.	Projekty badawcze krajowe	0	6	6
2.	Oryginalne prace twórcze, w czasopismach z <i>IF</i>	1 35 pkt. [IF=2,095]	31 2945 pkt. [IF=126,518]	32 2980 pkt. [IF=128,613]
3.	Oryginalne prace twórcze, w czasopismach bez <i>IF</i>	13 (25 pkt.)	0	13 (25 pkt.)
4.	Monografie/ skrypty	-	-	-
5.	Rozdział w monografii	5 (10 pkt.)	4 (80 pkt.)	9 (90 pkt.)
6.	Ekspertyzy i raporty	0	4	4
7.	Zgłoszenia patentowe	0	4 (8 pkt.)	4 (8 pkt.)
7.	Wystąpienia na konferencjach krajowych i międzynarodowych	6	31	37
8.	Recenzja prac naukowych	0	26	26
9.	Promotor pomocniczy zakończonego doktoratu	-	2	2
10.	Nagrody i wyróżnienia	0	1	1
11.	<b>Indeks Hirscha wg Scopus</b>			<b>9</b>
	<b>Indeks cytowań</b>			<b>281</b>
	<b>w tym bez autocytowań</b>			<b>248</b>
11.	<b>Indeks Hirscha wg Web of Science</b>			<b>9</b>
	<b>Indeks cytowań</b>			<b>248</b>
	<b>w tym bez autocytowań</b>			<b>222</b>
12.	<b>Indeks Hirscha wg Google Scholar</b>			<b>12</b>
	<b>Indeks cytowań</b>			<b>355</b>
	<b>w tym bez autocytowań</b>			<b>-</b>
13.	<b>Sumaryczny <i>IF</i></b>	<b>2,095</b>	<b>126,518</b>	<b>128,613</b>
14.	<b>Suma punktów za publikacje (MNiSW, MEiN)</b>	<b>70</b>	<b>3025</b>	<b>3095</b>



.....  
(podpis wnioskodawcy)