

DR INŻ. MAGDALENA SZYMAŃSKA

AUTOREFERAT

**SZKOŁA GŁÓWNA GOSPODARSTWA WIEJSKIEGO W WARSZAWIE
WYDZIAŁ ROLNICTWA I BIOLOGII,
KATEDRA NAUK O ŚRODOWISKU GLEBOWYM, ZAKŁAD CHEMII ROLNICZEJ**

WARSZAWA 2018

1. Imię i Nazwisko: Magdalena Szymańska

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

2005 r. – Doktor nauk rolniczych w dziedzinie Agronomii – stopień naukowy uzyskany na Wydziale Rolnictwa i Biologii Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie w 2005 r. Tytuł rozprawy doktorskiej: „Regeneracja gleb lekkich nadmiernie zakwaszonych i wyczerpanych z dostępnych form fosforu i potasu.” (dyplom z wyróżnieniem).

2001 r. – Magister inżynier – stopień uzyskany na Wydziale Rolniczym Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie w 2001 r. Tytuł pracy magisterskiej: „Wykorzystanie energii geotermalnej w rejonie Mszczonowa.” (dyplom z wyróżnieniem).

2000 - 2001 r. – Roczne Równoległe Pedagogiczne realizowane na Wydziale Ekonomiczno-Rolniczym w Szkole Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych/ artystycznych.

Od 01.10.2006 r. – stanowisko adiunkta w Zakładzie Chemii Rolniczej Katedry Nauk o Środowisku Glebowym, Wydział Rolnictwa i Biologii, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie.

01.10.2005 r. – 30.09.2006 r. – stanowisko asystenta w Zakładzie Chemii Rolniczej Katedry Nauk o Środowisku Glebowym, Wydział Rolnictwa i Biologii, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie.

4. **Wskazanie osiągnięcia* wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. 2016 r. poz. 882 ze zm. w Dz. U. z 2016 r. poz. 1311.):**

1. Tytuł osiągnięcia naukowego/artystycznego:

Ocena możliwości wykorzystania nieprzetworzonych i przetworzonych produktów pofermentacyjnych z biogazowni rolniczych do nawożenia roślin i poprawy właściwości gleby.

2. Autor/autorzy, tytuł/tytuły publikacji, rok wydania, nazwa wydawnictwa.

Szymańska M., Sosulski T., Szara E., Pilarski K., 2015. Technologie przetwarzania pofermentu z biogazowni oraz właściwości fizykochemiczne otrzymanych produktów. *Przemysł Chemiczny*. 94(8): 1419-1423.

(IF₂₀₁₅=0,367; MNiSW₂₀₁₅=15 pkt.; udział 85%)

Szymańska M., Nowaczewska D., Świerżewska E., Wrzosek-Jakubowska J., Gworek B., 2016. Próba oceny właściwości fizykochemicznych gleb nawożonych świeżym i uzdatnionym pofermentem z biogazowni. *Przemysł Chemiczny*. 95(3): 572-576.

(IF_{2016/2017}=0,385; MNiSW₂₀₁₆=15 pkt.; udział 80%)

Szymańska M., Szara E., Sosulski T., Wrzosek-Jakubowska J., Gworek B., 2016. Dynamika zmian właściwości chemicznych frakcji stałej pofermentu z biogazowni podczas kompostowania. *Przemysł Chemiczny*. 95(3): 577-580.

(IF_{2016/2017}=0,385; MNiSW₂₀₁₆=15 pkt.; udział 80%)

Szymańska M., Szara E., Sosulski T., Stępień W., Pilarski K., Pilarska A.A. 2018. Chemical properties and fertilizer value of ten different anaerobic digestates. *Fresenius Environmental Bulletin*. 27(5A): 3425-3432.

(IF_{2016/2017}=0,425; MNiSW₂₀₁₆=15 pkt.; udział 80%)

Łączna wartość naukometryczna publikacji stanowiących moje osiągnięcie naukowe według wykazów MNiSW (zgodnie z rokiem opublikowania artykułów lub ostatniej dostępnej listy MNiSW) wynosi **60** punktów. Sumaryczny współczynnik wpływu (IF) ww. publikacji wynosi **1,562**.

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

Wstęp i cel pracy

Moje osiągnięcie naukowe składające się z cyklu monotematycznych artykułów naukowych skupia się na problemie nawozowego zagospodarowania substancji powstających w trakcie produkcji biogazu na drodze fermentacji metanowej w biogazowniach rolniczych. Problem ten, choć jest podejmowany w krajowej i zagranicznej literaturze, nie został dotąd kompleksowo opracowany. Tymczasem, ze względu na rozwój energetyki odnawialnej opartej na wykorzystaniu biomasy narasta w naszym kraju potrzeba oceny wartości nawozowej i określenia agrotechnicznych warunków aplikacji masy pofermentacyjnej na polach uprawnych. Przejawem niedostatecznego rozpoznania możliwości wykorzystania odpadów pofermentacyjnych do nawożenia gleby i roślin oraz braku syntetycznego opracowania tego zagadnienia jest choćby duża swoboda w nazewnictwie substancji powstających w wyniku produkcji biogazu. W literaturze z tego zakresu, odpad powstający na drodze fermentacji metanowej nazywany jest pulpą pofermentacyjną, substancją pofermentacyjną, masą pofermentacyjną lub pofermentem (Czekała i in. 2012; Pilarska i in. 2015; Makara i in. 2017; Kowalczyk-Juśko i Szymańska 2015). Skomplikowany stan prawny, regulujący możliwość zagospodarowania pofermentu utrudnia racjonalną gospodarkę tą substancją w Polsce. Zgodnie z obowiązującym prawem produkt pofermentacyjny jest odpadem klasyfikowanym jako „przefermentowany odpad z beztlenowego rozkładu odpadów zwierzęcych i roślinnych” (kod: 19 06 06) oraz „ciecz z beztlenowego rozkładu odpadów zwierzęcych i roślinnych” (kod: 19 06 05) (Dz.U. z 2014 r. poz. 1923). Może on być poddany metodom odzysku R3, tj. „recyklingowi lub odzyskowi substancji organicznych, które nie są stosowane jako rozpuszczalniki (w tym kompostowaniu i innym biologicznym procesom przekształcania)”, R10, tj. „obróbce na powierzchni ziemi przynoszącej korzyści dla rolnictwa lub poprawę stanu środowiska” (Dz.U. z 2015, poz. 132) oraz R1, tj. „wykorzystaniu głównie jako paliwa lub innego środka wytwarzania energii” (Kowalczyk-Juśko i Szymańska 2015). Wymienione metody odzysku nie rozwiązują jednak problemu zagospodarowania pofermentu, bowiem odzysk R3 prowadzi do powstania kolejnego odpadu - „kompostu nieodpowiadającego wymaganiom (nienadającego się do wykorzystania)” (kod 19 06 03), którego odzysk jest możliwy metodą R10. Natomiast problem realizacji odzysku R10 polega na tym, że odpadów o kodach 19 06 03, 19 06 05 i 19 06 06 nie ma na liście rodzajów odpadów, które osoby fizyczne lub jednostki organizacyjne niebędące przedsiębiorcami mogą poddać odzyskowi na potrzeby własne (Dz.U. z 2016 r. poz. 93). W praktyce oznacza to, że rolnik, jako osoba fizyczna nie może zastosować tego typu odpadów na polach zgodnie z warunkami odzysku R10. Obecnie trwają prace nad nowelizacją ustawy o nawozach i nawożeniu. Projekt ustawy przewiduje wprowadzenie nowej kategorii produktów nawozowych, tj. grupę produktów biogazowych, które będą mogły być wprowadzane do obrotu w naszym kraju bez konieczności uzyskania pozwolenia ministra właściwego do spraw rolnictwa. Zgodnie z tym dokumentem produkty pofermentacyjne to „ *płynne lub stałe*

substancje organiczne powstające w wyniku produkcji biogazu rolniczego w rozumieniu art. 2 pkt. 2 ustawy o odnawialnych źródłach energii (Dz.U. z 2017 r. poz. 1148, 1213 i 1593 oraz z 2018 r. poz. 9)” (<https://legislacja.rcl.gov.pl>).

Z uwagi na to, że w moich badaniach oceniałam właściwości i przydatność do nawożenia różnych produktów pofermentacyjnych (nieprzetworzonych i przetworzonych) poniżej przedstawiłam wykaz nomenklatury stosowanej w niniejszej pracy:

- produkt pofermentacyjny – ogół nieprzetworzonych i przetworzonych substancji otrzymywanych w wyniku procesu fermentacji metanowej różnych materiałów (substratów) organicznych.
- poferment; masa pofermentacyjna – nieprzetworzone substancje otrzymywane w wyniku procesu fermentacji metanowej różnych materiałów (substratów) organicznych.
- frakcja ciekła pofermentu; frakcja stała pofermentu – produkty uzyskane w wyniku mechanicznej separacji produktu pofermentacyjnego (pofermentu, masy pofermentacyjnej).
- kompost z frakcji stałej pofermentu – produkt uzyskany w wyniku tlenowej stabilizacji frakcji stałej pofermentu.
- granulata z frakcji stałej pofermentu – produkt uzyskany w wyniku granulacji wysuszonej frakcji stałej pofermentu.

Zgodnie z Obwieszczeniem Ministra Gospodarki z dnia 21 grudnia 2009 r. (Monitor Polski Nr 2, poz. 11) dotyczącym Polityki energetycznej Polski do 2030 r., udział odnawialnych źródeł energii w finalnym zużyciu energii ma w 2020 r. wzrosnąć do 15%. Jednym z działań mających umożliwić realizację tego celu jest wdrożenie programu budowy biogazowni rolniczych. Zakłada się, że do 2020 r. w każdej gminie powstanie jedna biogazownia. Daje to ilość ok. 2500 instalacji biogazowych w skali kraju. Analiza dostępności substratów do produkcji biogazu wskazuje, że w Polsce potencjalnie istnieje możliwość produkcji takiej ilości biomasy, która umożliwi realizację tego planu. W mojej ocenie, przy zachowaniu powierzchni gruntów pod uprawę roślin na cele żywnościowe i paszowe, na produkcję biomasy dla biogazowni można przeznaczyć ok. 670 tys. ha (Szymańska i Łabętowicz 2010). W naszym kraju mogą natomiast wystąpić niedobory w dostępności gnojowicy dla biogazowni. W zależności od przyjętej metody kalkulacji, dostępność gnojowicy dla polskich biogazowni waha się od 7,5 do 11,7 mln t (Igras i Kopiński 2007; Szymańska i Łabętowicz 2010). Tymczasem zapotrzebowanie biogazowni na ten substrat szacowane jest na ok. 17,5 mln t. Przewidywany rozwój sektora biogazowni rolniczych w Polsce będzie przyczyną produkcji znaczących ilości produktu pofermentacyjnego. Zakładając, że jedna biogazownia o mocy 1 MW produkuje ok. 30 tys. t produktu pofermentacyjnego (Makara i in. 2017), można obliczyć, że 2500 biogazowni o podobnej mocy wyprodukuje ok. 75 mln t tej substancji. Aktualnie w Polsce funkcjonuje zaledwie 95 biogazowni rolniczych o łącznej mocy 100,647 MW (<http://www.kowr.gov.pl>), które rocznie produkują ok. 3 mln m³ produktu pofermentacyjnego. Nowelizacja ustawy o odnawialnych źródłach energii (Dz.U. poz. 925 z dnia 28 czerwca 2016 r.) wprowadziła nowy system wsparcia dla biogazowni rolniczych, tj. nowy typ certyfikatu. Certyfikat niebieski jest

potwierdzeniem produkcji energii elektrycznej w biogazowni rolniczej. Ustawodawca narzucił dodatkowo obowiązek 0,65% udziału energii elektrycznej produkowanej w biogazowniach w ilości energii dystrybuowanej do odbiorcy końcowego. Gwarantuje to biogazowniom stałe zapotrzebowanie rynku na produkowaną przez nie energię. Dlatego w perspektywie kilku lat należy spodziewać się rozwoju rynku biogazu i konieczności zagospodarowania na naszych polach zwiększającej się ilości produktów pofermentacyjnych. Z tego powodu rozpoznanie właściwości i działania produktów pofermentacyjnych na glebę i rośliny, wchodzące w zakres chemii rolnej, wydaje się być naglące.

Proces fermentacji metanowej prowadzony w biogazowniach polega na zachodzącym w warunkach beztlenowych mikrobiologicznym rozkładzie substancji organicznej. W procesie tym można wyróżnić cztery fazy: faza hydrolityczna (podczas której związki organiczne ulegają reakcjom hydrolizy przy katalitycznym udziale enzymów bakterii z grupy względnych beztlenowców); faza acidogenna (podczas której fakultatywne bakterie acidogenne przekształcają produkty hydrolizy do prostych kwasów organicznych, alkoholi, aldehydów, wodoru i dwutlenku węgla), faza octanogenna (podczas której kwasy organiczne rozkładane są do kwasu octowego) i faza metanogenna (podczas której bakterie metanowe przetwarzają produkty powstające w poprzednich procesach na metan) (Oniszk-Popławska i in. 2003). Podczas fermentacji metanowej dochodzi do rozkładu labilnej części materii organicznej zawartej w substratach, co eliminuje emisję odorów (Orzi i in. 2010; Orzi i in. 2018). W wyniku tego w produkcie pofermentacyjnym pozostają stabilne związki organiczne: celuloza, ligniny, kompleksy lipidowe i steroidowe, które są prekursorami kwasów humusowych (Lorenz i in. 2007). Organiczne związki azotu i fosforu ulegając mineralizacji stają się źródłem $N-NH_4^+$ i anionów ortofosforanowych o różnym stopniu uwodornienia (Ros i in. 2018). W zależności od użytych do fermentacji substratów zawartość azotu ogólnego (N_T) w pofermencie wynosi, 2,2-8,7 $g\ kg^{-1}$ ś.m., a udział $N-NH_4^+$ w N_T może wahać się w szerokim zakresie 20-82% (Tampio i in. 2016a). Zawartość fosforu ogólnego (P_T) w pofermencie jest relatywnie mniejsza, niż azotu ogólnego i wynosi 0,11-0,35 $g\ kg^{-1}$ ś.m., a $P-PO_4^{3-}$ ok. 0,06-0,35 $g\ kg^{-1}$ ś.m. stanowiąc od 54% do 100% fosforu ogólnego (P_T). Wg Alburquerque i in. (2012) oprócz wymienionych składników poferment może zawierać znaczne ilości potasu (0,8-3,1 $g\ kg^{-1}$ ś.m.), sodu (0,07-1,84 $g\ kg^{-1}$ ś.m.), magnezu (0,07-0,72 $g\ kg^{-1}$ ś.m.), wapnia (0,19-1,99 $g\ kg^{-1}$ ś.m.), chloru (0,36-2,12 $g\ kg^{-1}$ ś.m.), a także metali ciężkich: 5-282 $mg\ Pb\ kg^{-1}$ s.m., 5-41 $mg\ Ni\ kg^{-1}$ s.m., 0-0,46 $mg\ Cd\ kg^{-1}$ s.m., 21-161 $mg\ Cu\ kg^{-1}$ s.m., 7,4-54 $mg\ Cr\ kg^{-1}$ s.m., 60-340 $mg\ Zn\ kg^{-1}$ s.m. (Kupper i in. 2014). Poferment charakteryzuje się wąskim stosunkiem C:N (8-29:1) (Sogn i in. 2017). Decyduje to o kierunku przemian związków organicznych w glebach i tempie uwalniania mineralnych form składników pokarmowych (Gutser i in. 2005). Takie warunki sprzyjają intensywnej mineralizacji związków organicznych z dynamicznym uwalnianiem mineralnych form składników pokarmowych roślin. Proces ten decyduje, że poferment może być wykorzystywany jako nawóz szybko działający, przypominający pod tym względem nawozy mineralne.

Aplikacja pofermentu na polach uprawnych uznawana jest za najtańszą metodę jego zagospodarowania (Romero-Güiza i in. 2016; Solé-Bundó i in. 2017) pozwalającą na ponowne włączenie zawartych w nim składników organicznych i mineralnych do agro-obiegu (Alburquerque i in. 2012). Nieprzetworzony poferment charakteryzuje się małą zawartością

suchej masy (3-5%), co przekłada się na wysokie koszty jego transportu i aplikacji na polach (Kolář i in. 2010). Nawozowe wykorzystanie pofermentu jest postrzegane jako metoda ograniczania emisji gazów cieplarnianych. Zmniejsza ono zużycie nawozów mineralnych i ogranicza wydobycie surowców kopalnych (fosforytów i gazu ziemnego) wykorzystywanych do produkcji nawozów (Evangelisti i in. 2014). Występujące w pofermencie mineralne formy składników pokarmowych, szczególnie $N-NH_4^+$, w krótkim czasie po jego aplikacji są pobierane przez rośliny istotnie zwiększając tempo ich wzrostu (Arthurson 2009; Abubaker i in. 2012). Natomiast zawarta w pofermencie materia organiczna zwiększa zawartość węgla organicznego w glebie (Odlare i in. 2008; Odlare i in. 2011), aktywizuje procesy mikrobiologiczne (Hupfauf i in. 2016) i poprawia aktywność enzymatyczną gleby (Galvez i in. 2012). W konsekwencji wpływa to na długofalowe regulowanie tempa uwalniania składników pokarmowych w glebie (Odlare i in. 2008; Abubaker i in. 2012). Ponadto, stosowanie pofermentu poprawia strukturę gleby (Różyło i in. 2015) oraz zwiększa jej zdolność do retencjonowania składników pokarmowych i wody (Nkoa i in. 2014, Nabel i in. 2017). Duża zawartość $N-NH_4^+$ przy dużych wartościach pH (6,7-8,4) (Teglia i in. 2011a) może być powodem intensywnej emisji NH_3 podczas magazynowania i stosowania pofermentu na polach. Straty azotu z pofermentu mogą zmniejszać jego działanie plonotwórcze (Albuquerque i in. 2012). Dotychczasowe wyniki badań prowadzonych na eksperymentach polowych i wazonowych wskazują na korzystne działanie pofermentu na plony roślin (Stinner i in. 2008; Arthurson 2009; Gunnarsson i in. 2010; Šimon i in. 2015; Cavalli i in. 2016; Lošák i in. 2016; Tampio i in. 2016a). W literaturze nie brakuje jednak doniesień o braku reakcji roślin na nawożenie produktami pofermentacyjnymi (Bath i Elfstrand 2008) i krytycznych opinii o ich wartości nawozowej (Kolář i in. 2008, Kupper i in. 2008; Kolář i in. 2010). Na przykład Albuquerque i in. (2012) podają, że niektóre metale ciężkie (głównie Zn i Cu) występują w produktach pofermentacyjnych w stężeniach toksycznych dla roślin. Należy jednak pamiętać, że obecność tych pierwiastków wynika głównie z użycia w procesie fermentacji metanowej gnojowicy od trzody chlewnej. W stosunku do pofermentu, wraz z gnojowicą wprowadzane są do gleby większe ilości tych metali (L'Herroux i in. 1997, Moral i in. 2008). Fitotoksyczność produktu pofermentacyjnego może również wynikać z dużej koncentracji potasu, sodu i chloru. Wzrost zasolenia gleby, może bowiem negatywnie wpływać na zdolność kiełkowania i wzrost roślin (Boluda i in. 2011, Pivato i in. 2016, Tigrini i in. 2016). Wg McLachlana i in. (2004), Teglii i in. (2011b) i Tigrinii i in. (2016) fitotoksyczność pofermentu wynika także z dużego stężenia amonowej formy azotu. Autorzy ci podają, że przy zawartości w pofermencie powyżej $2 \text{ gN-NH}_4^+ \text{ dm}^{-3}$ aplikacja tej substancji hamuje kiełkowanie roślin. Tymczasem Sogn i in. (2018) podają, że wartość nawozowa pofermentu zwiększa się w miarę zwiększania się w nim zawartości $N-NH_4^+$.

Często stosowana w krajach UE mechaniczna separacja produktu pofermentacyjnego na frakcje: stałą i ciekłą jest uznawana za najprostszą i najtańszą metodę jego przetwarzania (Tambone i in. 2017). Obie frakcje różnią się zasadniczo właściwościami fizykochemicznymi. Wydzielona frakcja stała składająca się ze strukturalnych części materii organicznej (głównie celulozy i ligniny) zawiera znaczne ilości związków mineralnych (Makara i in. 2017). Jest ona stosowana jako organiczny ulepszcacz gleby (Tambone i in. 2015). Z uwagi na dużą zawartość suchej masy jest to produkt, który można transportować na

większe odległości. Ułatwia to zrównoważoną gospodarkę azotem i fosforem w rolnictwie (Möller i Müller 2012). Frakcja ciekła zawiera natomiast znaczne ilości azotu w formie N-NH_4^+ (ok. 18 kg t^{-1} ś.m.) oraz potasu (ok. 9 kg t^{-1} ś.m.) oraz relatywnie niewielką zawartość fosforu ($0,3 \text{ kg P t}^{-1}$ ś.m.) (Tampio i in. 2016b). Sprawia to, że stosunek N:P we frakcji ciekłej wahający się w zakresie 3,1-60:1 jest szerszy w stosunku do nieprzetworzonego pofermentu (ok. 2,5:1) (Tampio i in. 2016b, Tambone i in. 2017). Dzięki temu produkt ten może być aplikowany na glebach o wysokiej i bardzo wysokiej zasobności w fosfor (Lukehurst i in. 2010). Badania prowadzone przez Sigurnjak i in. (2017) wskazują, że wartość nawozowa frakcji ciekłej pofermentu jest porównywalna do mineralnych nawozów azotowo-potasowych. Innym sposobem zagospodarowania pofermentu jest produkcja granulowanego nawozu organicznego na bazie wysuszonej frakcji stałej (Mangwandi i in. 2012). Zaletą granulatu jest względna jednorodność składu chemicznego produktu. Jest to istotne z punktu widzenia równomiernej aplikacji składników pokarmowych na polu (Mangwandi i in. 2013). Uzyskane granulaty mogą też znaleźć zastosowanie w energetyce jako materiał grzewczy, którego wartość opałowa przy wilgotności 9,9% jest oceniana na ok. 15 MJ kg^{-1} (Domińczyk-Kuderko i in. 2015). Z punktu widzenia gospodarki materiałem organicznym w agroekosystemie spalanie granulatu z pofermentu wydaje się rozwiązaniem nieracjonalnym, jednak stosowanym w praktyce z uwagi na brak zainteresowania rolników tym produktem.

W literaturze można spotkać opinię, że produkt pofermentacyjny przed zastosowaniem na polach powinien być poddany tlenowej stabilizacji (kompostowaniu) (Abdullahi i in. 2008, Kupper i in. 2008). Celem tego procesu jest zmniejszenie masy i objętości pofermentu, ograniczające problemy z jego magazynowaniem i transportem. Ponadto, jeśli fermentacja metanowa zachodzi w warunkach mezofilnych (temperatura ok. $37\text{-}40^\circ\text{C}$), w pofermencie mogą przetrwać patogeny roślin, zawarte w materiale wsadowym (Liu i in. 2002; Scherer i in. 2009). W takim przypadku kompostowanie pełni funkcję higienizacji produktu pofermentacyjnego. Według Zeng i in. (2016) kompostowanie może być skuteczną metodą ograniczenia emisji NH_3 z pofermentu. Uzyskany kompost charakteryzuje się wysoką wartością nawozową, ale do jego produkcji wymagany jest dodatek materiałów o wysokiej zawartości węgla. Dlatego taki sposób przetwarzania produktu pofermentacyjnego wymaga zaopatrzenia wytwórcy w odpowiednią ilość słomy lub innych substratów do kompostowania.

Duże różnice w składzie chemicznym produktów pofermentacyjnych, rozbieżne poglądy dotyczące ich przydatności do nawożenia, a przede wszystkim przewidywany przyrost produkcji pofermentu w Polsce były podstawą podjęcia przez mnie kompleksowych badań nad różnego typu produktami pofermentacyjnymi. Wspomniana, niedostateczna ilość wyników badań nad właściwościami produktów pofermentacyjnych była podstawą do sformułowania przez mnie celu badań. **Celem była ocena fizykochemicznych właściwości nieprzetworzonych i przetworzonych produktów pofermentacyjnych oraz ocena ich wpływu na właściwości chemiczne gleby, plony i skład chemiczny roślin.** Realizacja ogólnego celu pracy była możliwa dzięki sformułowaniu **szczegółowych celów badań** polegających na ocenie:

1. właściwości fizyko-chemicznych nieprzetworzonych i przetworzonych produktów pofermentacyjnych,
2. wpływu substratów pochodzenia rolniczego i odpadowego na właściwości fizykochemiczne produktów pofermentacyjnych

3. wpływu aplikacji produktów pofermentacyjnych na właściwości chemiczne gleby,
4. wpływu aplikacji produktów pofermentacyjnych na plon i skład chemiczny roślin.

Realizacja celu badań była możliwa dzięki uzyskaniu środków na badania w ramach projektów badawczych: N N305 096539 pt.: „**Opracowanie technologii uzdatniania i zagospodarowania masy pofermentacyjnej pozostającej jako produkt uboczny przy produkcji biogazu rolniczego**” oraz N N313 4322539 pt.: „**Ocena wartości nawozowej i wpływu na glebę pulpy pofermentacyjnej powstałej w procesie wytwarzania biogazu z wykorzystaniem różnych substratów organicznych**”. Przeprowadzenie badań, których wyniki zostały opublikowane w cyklu monotematycznych artykułów stanowiących moje osiągnięcie naukowe było możliwe dzięki stworzeniu zespołu badawczego. Zespół ten składał się z doświadczonych w realizacji projektów badawczych specjalistów: chemików rolnych, gleboznawców, mikrobiologów, technologów, inżyniera biosystemów – pracowników naukowych Wydziału Rolnictwa i Biologii SGGW w Warszawie, Instytutu Technologiczno-Przyrodniczego w Falentach, Oddział w Poznaniu, Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu oraz Uniwersytetu Warszawskiego.

Omówienie osiągniętych wyników badań i sposobu ich wykorzystania

Realizację zasadniczego celu i szczegółowych celów pracy poprzedziłam **wykonaniem istotnego ze względów poznawczych i praktycznych zadania jakim było przeprowadzenie fermentacji metanowej różnych surowców**. Fermentacja ta została przeprowadzona w dwóch komorach fermentacyjnych (fermentorach) eksperymentalnych zaprojektowanych we współpracy z poznańskim Oddziałem Instytutu Technologiczno-Przyrodniczego w Falentach. Pojemność fermentorów wynosiła 140 dm³, a ich uzbrojenie techniczne umożliwiało kontrolowanie warunków fermentacji, aplikację substratów, zbieranie próbek produktu pofermentacyjnego oraz pomiar ilości produkowanego biogazu. **Celem prowadzonej fermentacji było poznanie specyfiki procesu fermentacji i czynników wpływających na jej przebieg, a przede wszystkim pozwoliło na pozyskiwanie próbek masy pofermentacyjnej niezbędnej do dalszych badań**. W początkowym okresie moich badań ilość funkcjonujących w kraju biogazowni była mała. Dlatego możliwość pozyskiwania masy pofermentacyjnej z biogazowni komercyjnych była bardzo ograniczona. Dodatkowo, specyfika produkcji biogazu w takich biogazowniach ograniczała w znaczący sposób możliwość pozyskiwania próbek masy pofermentacyjnej w terminach wynikających z metodyki badań prowadzonych na eksperymentach niezbędnych do realizacji zasadniczego i szczegółowych celów pracy.

Do przeprowadzenia procesu fermentacji metanowej stosowałam mieszaninę substratów, najczęściej wykorzystywaną w biogazowniach komercyjnych, tj. mieszaninę kiszonki z kukurydzy oraz gnojowicy od trzody chlewnej. Ponieważ w wyniku przeprowadzonej wcześniej analizy zasobów biomasy dla biogazowni dostrzegłam niedobory gnojowicy na rynku surowców biogazowych (Szymańska i Łabętowicz 2010), drugim typem mieszaniny, który poddałam fermentacji była mieszanina wywaru gorzelnianego i kiszonki z kukurydzy. **Pozwoliło to na przeprowadzenie fermentacji metanowej w dwóch wariantach: pierwszy wariant z substratami typowo rolniczymi - fermentacja wsadu składającego się z mieszaniny gnojowicy od trzody chlewnej i kiszonki z kukurydzy (F2);**

drugi wariant z substratem odpadowym – fermentacja wsadu składającego się z mieszaniny wywaru gorzelnianego żytniego i kiszonki z kukurydzy (F1). W trakcie prowadzonej przeze mnie fermentacji metanowej utrzymywane były względnie jednolite warunki fermentacji w obu fermentorach: 12-13% suchej masy we wsadzie, obciążenie fermentora ładunkiem materii organicznej B_R na poziomie $3,3 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ i temperatura 37-39°C. Fermentacja była prowadzona w systemie quasi-ciągłym, a w trakcie jej trwania monitorowany był uzysk biogazu, pH fermentowanego wsadu, zawartość lotnych kwasów organicznych (LKT) oraz ogólna zawartość węgla organicznego (OWN). Pomiar tych właściwości fermentowanego wsadu pozwolił na określenie wskaźnika LKT/OWN umożliwiającego kontrolowanie relacji stężenia kwasów organicznych i pojemności buforowej w fermentowanej mieszaninie substratów. Przebieg fermentacji oceniałam jako poprawny. Potwierdziły to wyniki pomiaru wydajności produkcji biogazu kształtującej się na poziomie 502 m^3 i $517 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ s.m. wsadu (odpowiednio mieszaniny wywaru gorzelnianego i gnojowicy z kiszonką z kukurydzy) oraz pH 7,08 – 7,95 (nieco większe wartości pH były charakterystyczne dla wsadu składającego się z wywaru gorzelnianego i kiszonki z kukurydzy niż gnojowicy i kiszonki). **Dzięki realizacji tego zadania rozpoznałam specyfikę procesu produkcji biogazu z wykorzystaniem różnych substratów oraz pozyskałam materiał do dalszych prac badawczych. Doświadczenie to miało dla mnie istotne znaczenie dla rozwijanej współpracy z podmiotami gospodarczymi, pracy dydaktycznej, szkoleniowej i eksperckiej.**

Szczegółowy cel badań 1: „Ocena właściwości fizyko-chemicznych nieprzetworzonych i przetworzonych produktów pofermentacyjnych”.

Udokumentowaniem realizacji niniejszego celu pracy są publikacje:

1. **Szymańska M.**, Sosulski T., Szara E., Pilarski K. 2015. Technologie przetwarzania pofermentu z biogazowni oraz właściwości fizykochemiczne otrzymanych produktów. 2015, Przemysł Chemiczny 94 (8), 1419-1423.
2. **Szymańska M.**, Szara E., Sosulski T., Wrzosek-Jakubowska J., Gworek B. 2016. Dynamika zmian właściwości chemicznych frakcji stałej pofermentu z biogazowni podczas kompostowania. Przemysł Chemiczny 95 (3), 577-580.

Realizacja niniejszego celu pracy została poprzedzona opisaną powyżej technologią pozyskania masy pofermentacyjnej. W ramach badań oceniałam skład chemiczny stosowanych do fermentacji substratów (**Praca nr 1**). Wywar gorzelniany, gnojowica trzody chlewnej i kiszonka z kukurydzy znacząco różniły się składem chemicznym i właściwościami fizycznymi. Zgodnie z oczekiwaniem, największą zawartością suchej masy charakteryzowała się kiszonka z kukurydzy (29,5%). Gnojowica od trzody chlewnej i wywar gorzelniany charakteryzowały się mniejszą zawartością suchej masy (odpowiednio 10,0% i 7,0%), niż kiszonka. Zawartość suchej masy organicznej w użytych do fermentacji substratach wahała się od $800,1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. (w gnojowicy świńskiej) do $955,3 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. (w kiszonce z kukurydzy). Istotną dla przebiegu i dynamiki procesu fermentacji właściwością substratów

jest ich odczyn. Kiszonka z kukurydzy i wywar gorzelniany charakteryzowały się znacznym stopniem zakwaszenia (odpowiednio pH 3,98 i pH 4,50). Natomiast gnojowica trzody chlewnej miała odczyn alkaliczny (pH 7,67). Substraty do fermentacji przedstawiały różną wartość jako źródło węgla dla mikroorganizmów fermentacyjnych. Największą zawartością węgla organicznego charakteryzowała się kiszonka z kukurydzy ($428,5 \text{ g} \cdot \text{C} \cdot \text{kg}^{-1}$), natomiast wyraźniej mniej węgla organicznego zawierały wywar gorzelniany i gnojowica (odpowiednio $384,0$ i $361,7 \text{ g} \cdot \text{C} \cdot \text{kg}^{-1}$). Zgodnie z oczekiwaniem substraty do fermentacji różniły się znacząco zawartością składników mineralnych. Ogólna zawartość azotu w kiszonce z kukurydzy ($4,65 \text{ g} \cdot \text{N} \cdot \text{kg}^{-1}$) była znacznie większa, niż w gnojowicy ($3,49 \text{ g} \cdot \text{N} \cdot \text{kg}^{-1}$) i wywarze gorzelnianym ($2,38 \text{ g} \cdot \text{N} \cdot \text{kg}^{-1}$). Niezależnie od zawartości azotu ogólnego, jedynie gnojowica charakteryzowała się znaczącą zawartością łatwo dostępnej dla mikroorganizmów amonowej formy azotu. Udział N-NH_4^+ w N ogólnym w masie gnojowicy sięgał 56,6%. Tymczasem, w wywarze gorzelnianym wyniósł on ok. 12,6%, a w kiszonce z kukurydzy zaledwie 6,5%. Największą zawartością fosforu i magnezu charakteryzowała się kiszonka z kukurydzy, mniejszą - gnojowica, a najmniejszą wywar gorzelniany. Podobnie, największą zawartością potasu i wapnia charakteryzowała się kiszonka z kukurydzy, natomiast zawartość tych pierwiastków w gnojowicy była większa, niż w wywarze gorzelnianym. Największą zawartością mikroelementów: cynku, manganu i miedzi charakteryzowała się gnojowica, mniejszą – kiszonka z kukurydzy, a przeważnie najmniejszą wywar gorzelniany.

Uzyskane przeze mnie wyniki badań wskazują, że rodzaj fermentowanych surowców wpływał na skład chemiczny otrzymanych pofermentów. Masa pofermentacyjna otrzymana z fermentacji kiszonki z kukurydzy z wywarem gorzelnianym charakteryzowała się większą zawartością azotu i potasu, niż poferment po produkcji biogazu z mieszaniny kiszonki z kukurydzy i gnojowicy. Natomiast w pofermencie uzyskanym z fermentacji typowo rolniczych surowców: kiszonki z kukurydzy z gnojowicy od trzody chlewnej więcej było fosforu, magnezu i wapnia, niż w masie pofermentacyjnej powstającej w wyniku fermentacji mieszaniny kiszonki i wywaru gorzelnianego.

Próbki indywidualne wyprodukowanych przeze mnie obu nieprzetworzonych typów pofermentu (MP F1 – masa pofermentacyjna na bazie kiszonki z kukurydzy i wywaru gorzelnianego oraz MP F2 - masa pofermentacyjna na bazie gnojowicy od trzody chlewnej i kiszonki z kukurydzy) były kolekcjonowane w cotygodniowych terminach pobrania i mieszane. Z próbki zbiorczej masy pofermentacyjnej powstałej po zmieszaniu próbek indywidualnych wydzielono próbki laboratoryjne obu pofermentów, a pozostałą ilość materiału poddano separacji. W ten sposób otrzymano frakcję ciekłą i stałą masy pofermentacyjnej. Frakcję stałą poddano dalej suszeniu zmniejszając jej wilgotność do ok. 15%. Wysuszoną frakcję stałą pofermentu zhomogenizowano, wydzielono próbki laboratoryjne, a pozostałą jego część poddano granulacji. W rezultacie możliwe było przebadanie właściwości dwóch rodzajów pofermentów powstałych na bazie mieszaniny kiszonki z kukurydzy i wywaru gorzelnianego (MP F1) oraz kiszonki z kukurydzy i gnojowicy (MP F2), wydzielonej z nich frakcji ciekłej (odpowiednio FC F1 i FC F2) i frakcji stałej (odpowiednio FS F1 i FS F2) oraz granulatu z frakcji stałej otrzymanej z obu frakcji stałych (odpowiednio GF1 i GF2).

Nieprzetworzona masa pofermentacyjna wyprodukowana w trakcie fermentacji mieszaniny kiszonki z kukurydzy i wywaru gorzelnianego (MP F1) oraz kiszonki z kukurydzy i

gnojowicy (MP F2) różniły się właściwościami. Masa pofermentacyjna powstała w wyniku fermentacji obu wsadów charakteryzowała się znacznym uwodnieniem (zawartość suchej masy w badanych substancjach nie przekraczała 5,4%). Zawartość suchej masy w masie pofermentacyjnej wytworzonej z mieszaniny kiszonki z kukurydzy i gnojowicy była o ponad 14% większa, niż w masie pofermentacyjnej wyprodukowanej w trakcie fermentacji mieszaniny kiszonki z kukurydzy i wywaru gorzelnianego. Natomiast zawartość suchej masy organicznej i węgla organicznego w jednostce suchej masy w obu badanych substancjach były podobne. Pomimo stwierdzonej różnicy wartości pH komponentów wsadu – wywaru gorzelnianego i gnojowicy, pH obu analizowanych pofermentów (MP F1 i MP F2) było podobne (7,4 i 7,7 pH). Wysoka wartość pH masy pofermentacyjnej jest efektem rozkładu lotnych kwasów tłuszczowych i znacznej zawartości zasadowej formy mineralnej azotu (N-NH_4^+). W odróżnieniu od zawartości węgla organicznego w jednostce suchej masy badanych substancji, zawartość azotu ogólnego w obu pofermentach różniła się znacząco. **Zawartość N ogólnego w masie pofermentacyjnej powstałej w wyniku fermentacji mieszaniny kiszonki z kukurydzy i wywaru gorzelnianego była o ok. 46% większa, niż w masie pofermentacyjnej z mieszaniny z zawartością gnojowicy i to pomimo, że różnice w zawartości N ogólnego w substracie - wywarze i gnojowicy miały odmienny charakter.** Różnice w zawartości N-NH_4^+ w badanych pofermentach były podobne do różnic w ogólnej zawartości azotu w badanych substancjach. Uwagę zwraca jednak fakt, że zawartość N-NH_4^+ w masie pofermentacyjnej MP F1 stanowiła ponad 75% całkowitej ilości azotu, a w masie pofermentacyjnej MP F2 – nieco ponad 65% N ogólnego. Opisane różnice są tym bardziej istotne, że w komponencie wsadowym – wywarze gorzelnianym udział N-NH_4^+ w N ogólnym stanowił nieco ponad 12%, a w gnojowicy blisko 57%. Stwierdzone różnice w składzie chemicznym komponentów wsadu, były przyczyną różnic w zawartości pozostałych badanych makroelementów. **W masie pofermentacyjnej powstałej w wyniku fermentacji mieszaniny kiszonki z kukurydzy i gnojowicy stwierdzono większą zawartość fosforu, magnezu i wapnia, a mniejszą potasu, niż w pofermencie wytworzonym z kiszonki z kukurydzy i wywaru gorzelnianego.** Zastosowanie gnojowicy od trzody chlewnej w procesie fermentacji metanowej niesie zazwyczaj ryzyko obciążenia masy pofermentacyjnej nadmierną zawartością cynku, miedzi i manganu ze względu na suplementację pasz związkami tych pierwiastków (Jondreville i in. 2003). Wyniki moich badań wykazały, że w masie pofermentacyjnej zawartość tych pierwiastków była mniejsza, niż w gnojowicy. **Zawartość Zn w pofermentach była przeciętnie o ok. 26% mniejsza, a zawartość Cu i Mn nawet o 48% mniejsza, niż w gnojowicy.** Nawozowe wykorzystanie masy pofermentacyjnej może więc zmniejszyć przenikanie nadmiernych ilości tych pierwiastków do gleby i plodów rolnych.

Mechaniczna separacja pofermentu prowadzi do powstania dwóch frakcji znacząco różniących się zawartością suchej masy, a tym samym zawartością poszczególnych składników pokarmowych. Natomiast nie ma znaczącego wpływu na pH otrzymanych produktów. Zawartość suchej masy organicznej, węgla organicznego w jednostce suchej masy i azotu ogólnego we frakcji ciekłej była podobna jak w masie pofermentacyjnej. Zawartość N-NH_4^+ we frakcji ciekłej była większa, niż w pofermentach nieprzetworzonych. Jednak zasadniczą właściwością frakcji ciekłej z badanych pofermentów był znaczny (95-96%) udział N-NH_4^+ w tworzeniu ogólnej

zawartości azotu w tej substancji. Oznacza to, że przy nawozowym zagospodarowaniu frakcji ciekłej należy stosować ją jako ciekły azotowo-potasowy nawóz szybko działający z dodatkiem makro i mikroelementów. Z wyjątkiem potasu, zawartość wszystkich składników mineralnych we frakcji ciekłej była mniejsza, niż w pofermentach nieprzetworzonych. Zgodnie z oczekiwaniem, zawartość suchej masy we frakcji stałej była wielokrotnie (3,6 i 3,8 razy większa), niż w nieprzetworzonej masie pofermentacyjnej. Niezależnie od rodzaju wsadu frakcjonowanie pofermentu zwiększało zawartość suchej masy organicznej, zawartość węgla organicznego w jednostce suchej masy, azotu ogólnego oraz makro i mikroelementów w frakcji stałej pofermentu w stosunku do nieprzetworzonej masy pofermentacyjnej. Udział $N-NH_4^+$ w ogólnej ilości azotu we frakcji stałej był mniejszy niż we frakcji ciekłej i nieprzetworzonej masie pofermentacyjnej (ok. 56%). Opisanie powyżej zmiany zawartości składników mineralnych zachodzące w trakcie separacji masy pofermentacyjnej wskazują, że znaczna część azotu i potasu pozostawała we frakcji ciekłej pofermentu. Zjawisko to ma znaczenie nie tylko dla ogólnej wartości tego produktu separacji pofermentu, ale również dla funkcjonowania biogazowni. W biogazowniach, w których masa pofermentacyjna poddawana jest separacji, powstająca frakcja ciekła jest wykorzystywana jako ciecz technologiczna służąca do regulacji uwilgotnienia wsadu fermentacyjnego (do ok. 88-85% wilgotności). Użycie frakcji ciekłej o zateżonej zawartości azotu amonowego i potasu może doprowadzić do nadmiernego zasolenia wsadu i w rezultacie do zmniejszenia intensywności procesu fermentacji metanowej i produkcji biogazu. W takim wypadku istotnym byłoby więc zastosowanie technik i technologii pozwalających na odzysk składników z frakcji ciekłej pofermentu. Tym zagadnieniem zajęłam się w późniejszej mojej pracy badawczej.

Najbardziej różniącym się od nieprzetworzonego pofermentu produktem przetwarzania masy pofermentacyjnej był granulatu z frakcji stałej (G F1 i G F2). Proces suszenia i dalej granulacji spowodował wzrost zawartości suchej masy w masie granulatu (95-96% suchej masy) i wzrost koncentracji składników mineralnych. Natomiast taki typ przetwarzania frakcji stałej pofermentu nie zmieniał zawartości suchej masy organicznej i zawartości węgla w jednostce suchej masy badanych substancji. Z uwagi na znaczny ubytek wody granulaty charakteryzowały się większą zawartością azotu ogólnego w przeliczeniu na świeżą masę niż pozostałe produkty pofermentacyjne. Niemniej jednak udział $N-NH_4^+$ w N ogólnym znajdującym się w granulatach zmniejszył się ok. jedenastokrotnie w stosunku do substancji wyjściowej. W nieprzetworzonej masie obu pofermentów udział ten wahał się w zakresie 65 - 75%, a w granulatach G F1 i G F2 sięgał zaledwie 6-6,5%. **Oznacza to, że w trakcie suszenia i granulacji fazy stałej masy pofermentacyjnej dochodzi do znacznych strat azotu amonowego przez ulatnianie się amoniaku.** Sprzyja temu zbliżony do obojętnego odczyn nieprzetworzonej i przetworzonej masy pofermentacyjnej. Na straty azotu zachodzące na etapie przetwarzania fazy stałej pofermentu wskazują również różnice w zawartości N ogólnego w granulacie i fazie stałej badanych pofermentów. Np. frakcja stała FS F1 zawierała ok. $38 \text{ g N} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$, natomiast zawartość azotu w granulacie z fazy stałej G F1 wyniosła ok. $20,3 \text{ g N} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ **Całkowite straty azotu podczas dosuszania i granulacji frakcji stałej F1 wyniosły zatem ok. 46% wyjściowej zawartości azotu. Stwierdzenie tak dużych strat azotu wskazuje na konieczność przebadania i wprowadzenia innowacyjnych rozwiązań technologicznych na etapie przetwarzania produktu**

pofermentacyjnego lub montażu instalacji technicznych pozwalających na odzysk związków azotu. Zagadnieniem tym zajęłam się w ostatnim czasie prowadząc badania nad możliwością strącania związków azoto-fosforowych i wiązania amoniaku do siarczanu amonowego. Wyniki tych badań oraz wyniki badań nad wartością nawozową wyprodukowanych substancji zostaną przedstawione w pracach zgłoszonych do publikacji w zagranicznych wysokopunktowanych czasopismach naukowych.

Istotnym parametrem oceny przydatności nieprzetworzonej i przetworzonej masy pofermentacyjnej do celów nawozowych jest stabilność jej składu chemicznego. Uzyskane przeze mnie wyniki badań wskazują, że **zawartość azotu w masie pofermentacyjnej i w produktach uzyskanych w wyniku jej separacji jest dość stabilna.** Współczynnik zmienności dla zawartości azotu w pofermencie MP F1 wyniósł zaledwie 4,2%, w fazie ciekłej FC F1 3,3 %, a w fazie stałej FS F1 7,6%. Większe zróżnicowanie zawartości azotu wystąpiło w próbach pofermentu pochodzących z fermentora F2. Współczynnik zmienności zawartości azotu w masie pofermentacyjnej MP F2 wyniósł 10,4%, w fazie ciekłej FC F2 6,6%, a w fazie stałej FS F2 20,1%. **Spośród badanych nieprzetworzonych i przetworzonych form masy pofermentacyjnej najbardziej stabilnym składem chemicznym charakteryzowały się granulaty z frakcji stałej.** Świadczyły o tym bardzo niskie wartości współczynników zmienności zawartości azotu ogólnego w ich masie. **Względna stałość i stabilność składu chemicznego granulatu z fazy stałej pofermentów wskazuje, że produkty te z powodzeniem mogłyby być wprowadzone do obrotu zaspokajając zapotrzebowanie rynku na nawozy organiczne lub organiczno-mineralne zwłaszcza dla działkowców i szkółkarzy.**

W artykule pt.: *Dynamika zmian właściwości chemicznych frakcji stałej pofermentu z biogazowi podczas kompostowania.* (Praca nr 2) przeanalizowałam możliwość kompostowania frakcji stałej wyprodukowanych przeze mnie pofermentów. Kompostowanie to miało na celu poprawę przydatności produktów do nawożenia roślin i gleby. Kompostowanie masy organicznej jest jednym z podstawowych sposobów poprawy jej właściwości nawozowych. Taki sposób przekształcania materii organicznej jest pożądany ze względu na konieczność zawężenia stosunku C:N umożliwiającego lepsze wykorzystanie azotu przez rośliny, przekształcenie części składników mineralnych do postaci łatwo przyswajalnej dla roślin i higienizacji odpadów organicznych. Pozyskaną w toku separacji fazę stałą obu pofermentów poddano kompostowaniu w systemie pryzmowym po wcześniejszym wymieszaniu jej z siewką ze słomy pszennej. Dodatek słomy, jako źródła związków węgla, był niezbędny, ponieważ produkty pofermentacyjne charakteryzują się wąskim stosunkiem C:N. Uniemożliwia to inicjację procesów tlenowego rozkładu materii organicznej. Proces kompostowania prowadzono w ciągu 91 dni. W rezultacie otrzymano dwa komposty K1 - kompost wyprodukowany na bazie fazy stałej pofermentu z kiszonki z kukurydzy i wywaru gorzelnianego oraz K2 - kompost wyprodukowany na bazie mieszaniny słomy z fazą stałą z masy pofermentacyjnej wyprodukowanej z kiszonki z kukurydzy i gnojowicy od trzody chlewnej. W trakcie kompostowania pobierano próbki materiału w periodach cotygodniowych. Monitorowano temperaturę kompostowanej masy w celu poznania dynamiki intensywności procesów mineralizacji związków organicznych. Po 5 dniach kompostowania temperatura mieszanin zwiększyła się do 45 i 49°C (odpowiednio w kompoście K2 i K1). Szybki rozkład związków organicznych w kompoście K2 wystąpił

między 18 i 21 dniem kompostowania, a kompostu K1 po 25 dniach kompostowania. Faza termofilna kompostowania trwała do 35 dnia. Faza mezofilna (kompostowanie właściwe) trwała do ok. 70 dnia kompostowania. W końcu fazy mezofilnej ponownie stwierdzono wzrost intensywności rozkładu materii organicznej w kompostach. W tym okresie temperatura obu kompostowanych materiałów stopniowo ulegała zmniejszeniu. Następnie, aż do 91 dnia kompostowania temperatura kompostów zmniejszyła się do ok. 25°C.

W wyniku kompostowania obu materiałów organicznych doszło do zmniejszenia masy kompostowanych materiałów i wzrostu zawartości suchej masy z 23% do 33% w kompoście K1 oraz z 26% do 37% w kompoście K2. Analiza regresji wykazała, że średnie tempo ubytku masy kompostu K1 i K2 nieznacznie się różniło (odpowiednio, 1,49 i 1,34 g kg⁻¹·d⁻¹). Kompostowanie spowodowało ok. 11% zmniejszenie zawartości węgla organicznego w kompostach w stosunku do zawartości C organicznego w mieszaninach wyjściowych oraz wzrost zawartości azotu ogólnego. W okresie kompostowania zawartość azotu zwiększyła się około dwukrotnie w stosunku do zawartości wyjściowej osiągając poziom 28,5 i 31,4 gN·kg⁻¹. W efekcie zmian zawartości węgla i azotu zawężeniu ulegał stosunek C:N w produkowanych kompostach. W obu mieszaninach wyjściowych wartość tego stosunku była podobna (24,3:1 i 24,4:1 odpowiednio dla kompostu K1 i K2). Zawężenie tego stosunku poniżej wartości 20:1 miało miejsce po 28 dniu kompostowania, a w końcu kompostowania (w 91 dniu) wyniósł on 12,7 i 11,6:1 (odpowiednio dla kompostu K1 i K2).

Przeprowadzone przeze mnie pomiary zawartości kwasów huminowych (C_{HA}) i fulwowych (C_{FA}) pozwoliły na wyznaczenie parametrów oceny stopnia dojrzałości kompostów: indeksu humifikacji (pochodnej stosunku zawartości C_{HA} i C_{org} w kompostach) oraz indeksu polimeryzacji (wyznaczonego ze stosunku zawartości C_{HA}/C_{FA}). Wartość indeksu humifikacji zwiększała się z 0,5 do 1,0 i była podobna w obu analizowanych kompostach. W okresie kompostowania zanotowano również ok. trzykrotny przyrost wartości indeksu polimeryzacji z 3,3 do 9,0 (podobny w przypadku obu kompostów). Stwierdzone wartości indeksu humifikacji odpowiadały wartości przeciętnej notowanej w literaturze, a indeksu polimeryzacji była nawet większa od wartości podawanych w literaturze (Roletto i in., 1985). Obok tych parametrów oceny dojrzałości kompostów wyznaczono również kationową pojemność sorpcyjną materii organicznej (CEC/OM) i węgla organicznego (CEC/C_{org}). Wartość CEC/OM wyznaczona dla obu kompostów przekroczyła 100 cmol/kg⁻¹, a CEC/C_{org} – 218 i 223 mmol/kgC_{org}⁻¹ odpowiednio dla kompostu K1 i K2. Wartość obu parametrów była większa od wartości granicznych: CEC/OM > 67 i CEC/C_{org} >190 wyznaczonych przez Jimenez i in. (1989) i Bustamante i in. (2012). Dlatego można przyjąć, że **kompostowanie mieszaniny słomy i frakcji stałej pofermentu zachodziło sprawnie i w ciągu 3 miesięcy możliwe było uzyskanie cennego nawozu organicznego mogącego uzupełnić zasoby glebowej materii organicznej. Wyniki oceny tempa kompostowania i właściwości kompostu z fazy stałej pofermentu mają zasadnicze znaczenie dla decyzji inwestycyjnych w zakresie towarowej produkcji nawozu organicznego podejmowanych przez podmioty gospodarcze. Stwierdzona przeze mnie specyfika procesu kompostowania i cechy kompostów stawiają fazę stała pofermentu w szeregu atrakcyjnych substratów do sprawnej produkcji nawozów organicznych.**

Nawozowa funkcja kompostów poza uzupełnieniem w glebie materii organicznej polega na dystrybucji składników pokarmowych roślinom. Zawartość azotu, fosforu, magnezu wapnia,

cyнку i manganu w kompoście wyprodukowanym na bazie fazy stałej pofermentu z kiszonki kukurydzy i gnojowicy była większa, niż w kompoście wyprodukowanym z udziałem fazy stałej pofermentu z kiszonki i wywaru gorzelnianego. Jedyne zawartość potasu i miedzi była podobna lub nawet mniejsza w kompoście wyprodukowanym z udziałem fazy stałej pofermentu wyprodukowanego na bazie gnojowicy, niż na bazie wywaru gorzelnianego. Uwagę zwraca fakt małego udziału $N-NH_4^+$ w azocie ogólnym występującym w kompostach. **Analiza zawartości pierwszoplanowych składników pokarmowych roślin N, P, K wykazała, że otrzymane komposty charakteryzowały się przeciętnie mniejszą zawartością azotu, ale nawet dwukrotnie większą zawartością fosforu i 2-3 razy większą zawartością potasu, niż obornik (Baran i in. 2011). Oznacza to, że komposty z fazy stałej pofermentu poza podstawową funkcją jaką jest uzupełnianie zasobów glebowej materii organicznej mogą być bogatym źródłem składników pokarmowych roślin. Ich zastosowanie, zwłaszcza na glebach ubogich w fosfor i potas może więc szybko zwiększać zasobność gleby w przyswajalne dla roślin formy tych składników. W moich badaniach nad gospodarowaniem składnikami pokarmowymi roślin w różnych typach gospodarstw wykazałam bowiem, że wysoką zasobnością w składniki pokarmowe charakteryzują się przede wszystkim gleby gospodarstw z organicznym lub organiczno-mineralnym systemem nawożenia (Szymańska i in. 2011a i 2011b).**

Szczegółowy cel badań 2: „Ocena wpływu substratów pochodzenia rolniczego i odpadowego na właściwości fizykochemiczne produktów pofermentacyjnych”.

Udokumentowaniem realizacji niniejszego celu pracy są publikacje:

1. **Szymańska M.**, Sosulski T., Szara E., Pilarski K. 2015. Technologie przetwarzania pofermentu z biogazowni oraz właściwości fizykochemiczne otrzymanych produktów. 2015, Przemysł Chemiczny 94 (8), 1419-1423.
2. **Szymańska M.**, Szara E., Sosulski T., Stępień W., Pilarski K., Pilarska A.A. 2018. Chemical properties and fertilizer value of ten different anaerobic digestates. Fresenius Environmental Bulletin 27 (5A), 3425-3432.

Celem tej części mojej pracy było określenie wpływu doboru substratów do procesu fermentacji metanowej na właściwości fizykochemiczne powstającego pofermentu. Realizacja tego celu badań została zainicjowana w przeprowadzonych przeze mnie badaniach, których wyniki opublikowałam w pracy pt.: *Technologie przetwarzania pofermentu z biogazowni oraz właściwości fizykochemiczne otrzymanych produktów (Praca nr 1)*. Zagadnienie to zostało przeze mnie rozwinięte w szerszym zakresie w ramach projektu badawczego zrealizowanego we współpracy z Uniwersytetem Przyrodniczym w Poznaniu (**Projekt nr N N313 4322539**). Udokumentowaniem tych badań była **praca nr 2** pt.: *Chemical properties and fertilizer value of ten different anaerobic digestates*. W ramach tego projektu przebadalam 10 pofermentów uzyskanych w wyniku fermentacji metanowej różnych substratów. Wśród nich wydzieliłam dwie grupy pofermentów: DA i DW. Pofermenty DA powstały w wyniku fermentacji substratów typowo rolniczych (gnojowicy od trzody

chlewnej, kiszonki z kukurydzy, kiszonki z żyta, sianokiszonki oraz odpadowej śruty zbożowej). Pofermenty DW powstały natomiast z substratów będących odpadami z sektora przetwórstwa rolno-spożywczego: odpady z przetwórstwa buraka cukrowego, wywar gorzelniany, wycierka ziemniaczana, gliceryna o różnym stopniu oczyszczenia - surowa, techniczna i rafinowana, jako inokulum stosowano gnojowicę od trzody chlewnej. W **pracy nr 2** przedstawiono skład poszczególnych wsadów fermentacyjnych. Fermentacja metanowa prowadzona była w wielokomorowym biofermentorze do modelowych badań nad przebiegiem fermentacji metanowej (Pilarski i in., 2010) na Uniwersytecie Przyrodniczym w Poznaniu. Zmienność składu badanych pofermentów wyrażono współczynnikiem zmienności ($V\%$). Porównanie właściwości obu grup pofermentów (DW i DA) wskazuje, że **zawartość azotu, fosforu i potasu była mniej zróżnicowana w pofermentach DA - wyprodukowanych z substratów pochodzenia rolniczego ($V\%_N$ 15,1%, $V\%_P$ 15,0%, $V\%_K$ 10,5%), niż w pofermentach DW z substancji odpadowych ($V\%_N$ 29,1%, $V\%_P$ 18,3%, $V\%_K$ 11,7%).** Zawartość magnezu i wapnia w badanych pofermentach była znacznie bardziej zróżnicowana, niż zawartość azotu, fosforu i potasu. Współczynniki opisujące zmienność zawartości obu pierwiastków w pofermentach typu DA wyniosły odpowiednio: $V\%_{Mg}$ 41%, $V\%_{Ca}$ 55,6%. Duża zmienność składu chemicznego pofermentu może utrudniać opracowanie zaleceń nawozowych uwzględniających wykorzystanie tego typu substancji przy nawożeniu roślin i gleby. **Wykazana przeze mnie zmienność składu chemicznego pofermentów wyprodukowanych z różnego rodzaju substratów wskazuje na konieczność takiego przekształcenia pierwotnej masy pofermentacyjnej, które pozwoliłoby na uzyskanie produktu nawozowego o względnie jednorodnej i stabilnej zawartości składników pokarmowych.** Wyniki moich badań wykazały, że **granulaty z frakcji stałej pofermentów charakteryzowały się najbardziej jednorodnym i stabilnym składem chemicznym (Praca nr 1).** Współczynniki zmienności zawartości azotu w uzyskanych z różnych pofermentów granulatach wahały się w wąskim przedziale wartości (1,4–2,7%). Niezależnie od rodzaju substratów stosowanych do fermentacji metanowej, badane pofermenty charakteryzowały się podobną zawartością suchej masy (ok. 8,47%) oraz suchej masy organicznej w jednostce suchej masy produktu (średnio $790,2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.). Dodatek odpadów z przemysłu rolno-spożywczego wpłynął na obniżenie pH badanych pofermentów. Wartość pH pofermentów DW wynosiła 6,9-7,0, natomiast DA ok. 7,4. **Zawartość azotu w pofermentach typu DA ($3,87\text{--}5,70 \text{ g N} \cdot \text{kg}^{-1}$) była niemal trzykrotnie większa, niż w pofermentach typu DW ($1,39\text{--}2,65 \text{ g N} \cdot \text{kg}^{-1}$).** Świadczy to o większej wartości nawozowej pofermentów wytworzonych z substratów typowo rolniczych, niż z substancji odpadowych. Mniejsza zawartość azotu w pofermentach DW mogła wynikać z faktu, że powstały one w trakcie fermentacji substratów z dodatkiem gliceryny – związku bezazotowego. Wysokie pH i większa zawartość azotu w pofermentach typu DA tworzy ryzyko wystąpienia strat azotu w wyniku ulatniania się NH_3 w trakcie magazynowania oraz aplikacji tych substancji do gleby. Uzyskane przeze mnie wyniki badań wskazują, że **w pofermentach uzyskanych z substratów typowo rolniczych (DA) zawartość fosforu była większa, niż w tych uzyskanych w wyniku fermentacji odpadów organicznych (DW). Natomiast zawartość potasu, magnezu i wapnia była odpowiednio o 29%, 130% i aż 440% większa w pofermentach DW, niż w pofermentach DA.** Dodatek odpadów organicznych do mieszaniny fermentacyjnej zwiększył w badanych pofermentach zawartość Zn, Fe i Mn.

Przeciętna zawartość Zn w pofermentach DW była o ok. 65% większa, Fe o ok. 78.6% większa, a Mn ponad dwukrotnie większa w stosunku do zawartość tych pierwiastków w pofermentach DA. Natomiast zawartość miedzi była większa w pofermentach DA niż w pofermentach DW.

Wyniki moich badań wskazują, że w zależności od doboru substratów użytych do produkcji biogazu, produkty pofermentacyjne mogą charakteryzować się zróżnicowanym składem chemicznym. Szczególnym osiągnięciem tej pracy jest zwrócenie uwagi na duże dysproporcje w zawartości azotu i potasu w badanych pofermentach. Przy małej zawartości azotu i bardzo dużej zawartości potasu w pofermencie, nawożenie nim gleby w dopuszczalnej dawce $170 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$ może doprowadzić do przenawożenia roślin potasem. Pogarsza to jakość żywienia roślin paszowych (na co wskazują wyniki moich badań) oraz może prowadzić do pogorszenia właściwości gleby. W przeprowadzonych przeze mnie badaniach taka sytuacja miała miejsce w przypadku stosowania pofermentów DW – wyprodukowanych na bazie substancji odpadowych. Przy dawce tych substancji wynoszącej $100 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($170 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$) i średniej zawartości potasu wynoszącej ok. $6,8 \text{ g K}\cdot\text{kg}^{-1}$ do gleby aplikowane jest aż $600 \text{ kg K}\cdot\text{ha}^{-1}$. Nadmierna zawartość potasu wymusza konieczność analizy chemicznej pofermentów używanych do nawożenia roślin i bilansowania podaży tego składnika z tej substancji w planie nawozowym.

Szczegółowy cel badań 3: „Ocena wpływu aplikacji produktów pofermentacyjnych na właściwości chemiczne gleby”

Udokumentowaniem realizacji niniejszego celu pracy są publikacje:

1. **Szymańska M.**, Nowaczewska D., Świerżewska E., Wrzosek-Jakubowska J. 2016. Próba oceny właściwości fizykochemicznych gleb nawożonych świeżym i uzdatnionym pofermentem z biogazowni. *Przemysł Chemiczny* 95 (3), 572-576.
2. **Szymańska M.**, Szara E., Sosulski T., Stępień W., Pilarski K., Pilarska A.A. 2018. Chemical properties and fertilizer value of ten different anaerobic digestates. *Fresenius Environmental Bulletin* 27 (5A), 3425-3432.

Niniejszy cel pracy zrealizowałam prowadząc badania na dwóch eksperymentach wazonowych. Eksperyment 1 założyłam na glebie lekkiej pobranej z trzech obiektów wieloletniego doświadczenia w Skierniewicach: 0, NPK i CaNPK (**Praca nr 1**). W doświadczeniu testowałam działanie nieprzetworzonej masy pofermentacyjnej uzyskanej w wyniku fermentacji mieszaniny kiszonki z kukurydzy i wywaru gorzelnianego (MP F1), masy pofermentacyjnej powstałej w wyniku fermentacji mieszaniny kiszonki z kukurydzy i gnojowicy od trzody chlewnej (MP F2), oraz granulatów z kompostów (GK F1 i GK F2) wyprodukowanych z mieszaniny słomy pszennej i fazy stałej pofermentów (odpowiednio MP F1 lub MP F2). Badane substancje zastosowałam w dawkach: $D_1 - 85 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ oraz $D_2 - 170 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$. Działanie produktów pofermentacyjnych oceniałam w odniesieniu do obiektu kontrolnego (bez nawożenia) i porównywałam do działania gnojowicy.

Uzyskane przeze mnie wyniki badań wskazują, że wpływ badanych produktów pofermentacyjnych był uzależniony od stanu zakwaszenia gleby i stosowanego w wieloletnim nawożeniu kształtującego właściwości gleby. Na glebie silnie zakwaszonej (NPK) wszystkie badane produkty pofermentacyjne zwiększały pH gleby. Oznacza to, że zastosowanie produktów pofermentacyjnych (niezależnie od stopnia ich przetworzenia) na ekstremalnie zakwaszonych glebach może łagodzić (w ograniczonym zakresie) skutki zakwaszenia gleby. Wpływ aplikacji badanych substancji na pH gleby wapnowanej regularnie od kilkudziesięciu lat (CaNPK) był niewielki, a stwierdzone zmiany odczynu gleby były niejednoznaczne. Nieprzetworzone i przetworzone produkty pofermentacyjne zastosowane na niewapnowanej i nienawożonej przez kilkadziesiąt lat glebie (0) przeważnie istotnie, o ok. 20,6 – 69,2% zwiększały zawartość węgla organicznego w stosunku do obiektu kontrolnego. Tymczasem przyrost zawartości węgla organicznego w glebie pod wpływem gnojowicy sięgał w zależności od dawki nawozu od 15,3 do 54,2%. Należy zauważyć, że niezależnie od zastosowanych substratów do produkcji biogazu, **przyrost zawartości węgla organicznego w glebie pod wpływem nieprzetworzonej masy pofermentacyjnej (w stosunku do kontroli) był nieco mniejszy, niż po zastosowaniu granulatu z kompostów frakcji stałej pofermentu.** Oznacza to, że nieprzetworzone, a zwłaszcza przetworzone w wyniku kompostowania frakcji stałej produkty pofermentacyjne mogą być wykorzystywane do regeneracji zdegradowanych gleb o małej zawartości węgla organicznego. Nieco mniejszy wpływ na zawartość węgla organicznego w glebie miało stosowanie produktów pofermentacyjnych na glebie NPK. Korzystny wpływ na zawartość węgla organicznego w tej glebie miało w zasadzie tylko stosowanie granulatu z kompostów z frakcji stałej pofermentów (GK F1 i GK F2). **Wyniki moich badań dowiodły, że większy wpływ na zawartość C organicznego w glebie miało stosowanie granulatu z frakcji stałej pofermentu wytworzonego na bazie wywaru gorzelnianego, niż gnojowicy.** Zastosowanie nieprzetworzonych i przetworzonych produktów pofermentacyjnych na glebie regularnie wapnowanej również zwiększało zawartość węgla organicznego w stosunku do kontroli, ale opisywany przyrost był znacznie mniejszy, niż na pozostałych glebach i przeważnie nie był udowodniony statystycznie. Stwierdzone różnice we wpływie badanych produktów pofermentacyjnych na zawartość węgla organicznego w glebie można wytłumaczyć przede wszystkim aktywnością mikrobiologiczną zróżnicowaną przez wieloletnie (od 1923) nawożenie mineralne i wapnowanie tych gleb. Nieznaczny wpływ badanych substancji na zawartość węgla organicznego w glebie regularnie wapnowanej (CaNPK) był najprawdopodobniej spowodowany intensywną mineralizacją wprowadzonej tam materii organicznej. W takich samych warunkach nawozowych, ale przy permanentnym zakwaszeniu gleby (NPK) mineralizacja węgla organicznego w glebie była ograniczona. W takich warunkach, przy obniżonej aktywności mikrobiologicznej gleby możliwe było nagromadzenie większej ilości C organicznego dostarczanego zwłaszcza w postaci granulatu z przekompostowanej frakcji stałej badanych pofermentów. W glebie nienawożonej i niewapnowanej o małej zawartości substancji organicznej i najprawdopodobniej małej aktywności mikrobiologicznej efekt zastosowania wszystkich materiałów organicznych, przy ich ograniczonej mineralizacji był największy.

W odróżnieniu od zawartości węgla organicznego, nieprzetworzone i przetworzone produkty pofermentacyjne nie miały wpływu na zawartość azotu ogólnego w glebie.

Uzyskane przeze mnie wyniki badań wydają się szczególnie interesujące w kontekście środowiskowych efektów stosowania różnych nawozów organicznych. Zastosowanie produktów pofermentacyjnych prowadzi bowiem do wzbogacenia gleby w węgiel organiczny (co wiąże się z poprawą jej właściwości fizycznych i chemicznych), ale nie prowadzi do nagromadzenia nadmiernych ilości azotu. Rozszerzenie stosunku C:N z 12:1, 14:1 i 15:1 odpowiednio na obiektach kontrolnych gleb 0, NPK, CaNPK do maksymalnych wartości 20,8:1, 18,5 i 17,9:1 (stwierdzonych na ogół na obiektach z dawkami kompostów z frakcji stałej pofermentów) może skutecznie zapobiegać stratom mineralnych form azotu. **Użycie nieprzetworzonych i przetworzonych pofermentów powinno niwelować skutki ujemnego bilansu materii organicznej w glebie, ale nie powinno generować strat azotu z gleby przez wymywanie.**

Badane przeze mnie produkty pofermentacyjne w zasadzie nie różnicowały zawartości przyswajalnych dla roślin form fosforu w obu niewapnowanych glebach (0 i NPK). Jedynie największa dawka granulatu z kompostu z frakcji stałej pofermentu wyprodukowanego przy udziale gnojowicy od trzody chlewnej powodowała istotny przyrost zawartości tej frakcji fosforu w glebie w porównaniu do obiektu kontrolnego. Niemniej, należy zauważyć, że działanie przetworzonych i nieprzetworzonych pofermentów zastosowanych na obu zakwaszonych glebach było podobne do działania nawozu naturalnego – gnojowicy. Ponieważ w eksperymencie udowodniłam korzystny wpływ stosowania produktów pofermentacyjnych na zawartość fosforu jedynie w glebie wapnowanej (CaNPK), dlatego wnoszę, że główną przyczyną braku podobnego efektu nawożenia tymi substancjami na glebach zakwaszonych mogło być intensywne uwstecznianie fosforanów rozpuszczalnych w wodzie do postaci nierozpuszczalnych połączeń z glinem i żelazem. Jak wspomniałam aplikacja nieprzetworzonych i przetworzonych produktów pofermentacyjnych zwiększała na ogół zawartość dostępnych dla roślin form fosforu w glebie wapnowanej. Zanotowany przyrost był nieznacznie większy na obiektach, na których zastosowano nieprzetworzoną masę pofermentacyjną (o 13,5 – 14,8% w stosunku do kontroli), niż na obiektach nawożonych kompostem z frakcji stałej pofermentów (9,3-12,4% w stosunku do kontroli). Należy jednak zauważyć, że nie wszystkie substancje i nie we wszystkich dawkach powodowały wystąpienie opisanych różnic. Niemniej jednak ogólny wpływ badanych produktów pofermentacyjnych na zawartość fosforu dostępnego dla roślin na glebie wapnowanej był podobny do wpływu wywołanego aplikacją gnojowicy.

Wprowadzenie do gleby niewapnowanej i nienawożonej przez kilkadziesiąt lat (0) obu dawek nieprzetworzonych pofermentów wytworzonych z surowców rolniczych i odpadowych spowodowało istotny przyrost zawartości magnezu dostępnego dla roślin, ale był on nieco mniejszy od efektu nawożenia gnojowicą. Natomiast aplikacja produktów pofermentacyjnych nie różnicowała istotnie zasobności niewapnowanych i wapnowanych gleb nawożonych przez wiele lat nawozami mineralnymi (NPK i CaNPK) w magnez. **Najbardziej zauważalny efekt stosowania produktów pofermentacyjnych na wszystkich badanych glebach stwierdziłam w odniesieniu do zasobności potasu.** Zawartość przyswajalnych form potasu w glebie wapnowanej (CaNPK) zwiększyła się istotnie na wszystkich obiektach eksperymentu. Aplikacja obu nieprzetworzonych pofermentów zwiększała w stosunku do kontroli zawartość potasu dostępnego dla roślin w tej glebie o ok. 44 – 58% i efekt ten był podobny do działania gnojowicy. Znacznie większy wpływ na

zawartość potasu w glebie miało nawożenie kompostami z frakcji stałej pofermentu. Zanotowany przeze mnie przyrost zawartości potasu dostępnego dla roślin wahał się na obiektach z kompostami od 69% do 84%. Mniejszy niż na glebie CaNPK, ale statystycznie dowiedziony wpływ aplikacji badanych substancji stwierdziłam na obu glebach niewapnowanych (0 i NPK). Podobnie jak na glebie CaNPK, zastosowanie kompostów z frakcji stałej pofermentów na glebie NPK miało większy pozytywny wpływ na zawartość potasu w glebie (przyrost zasobności gleby o ok. 9,8–59,7% w stosunku do kontroli) niż zastosowanie pofermentów nieprzetworzonych (przyrost zasobności gleby o ok. 5,4 – 36% w stosunku do kontroli). Zastosowanie nieprzetworzonych pofermentów na glebie niewapnowanej i nienawożonej od kilkudziesięciu lat nawozami mineralnymi (0) skutkowało przyrostem zawartości przyswajalnych form potasu w glebie tylko na obiektach z największą dawką tych substancji. Niższa ich dawka albo nie miała wpływu na zasobność gleb w potas, albo zawartość K dostępnego dla roślin w glebie była nawet mniejsza, niż na obiekcie kontrolnym. Podobną sytuację zanotowałam w przypadku aplikacji granulatu z kompostu z frakcji stałej pofermentu wyprodukowanego na bazie wywaru gorzelnianego. Należy jednak zauważyć, że działanie gnojowicy nie odbiegało od opisanego powyżej działania produktów pofermentacyjnych. W przypadku stosowania granulatu z kompostu z frakcji stałej pofermentu z gnojowicy, obie dawki tego produktu zwiększyły istotnie zasobność gleby w potas.

Istotnym elementem oceny możliwości rolniczego wykorzystania produktów pofermentacyjnych jest ich wpływ na zawartość w glebie metali ciężkich. Ponieważ wykorzystywana w biogazowniach gnojowica może być obciążona cynkiem, miedzią i manganem (co jak już wcześniej nadmieniono, wynika z suplementacji pasz dla trzody chlewnej substancjami zawierającymi te pierwiastki), w moich badaniach przeprowadziłam ocenę wpływu produktów pofermentacyjnych na zawartość tych metali ciężkich w glebie. **Aplikacja wszystkich nieprzetworzonych i przetworzonych produktów pofermentacyjnych nie miała przeważnie wpływu na zawartość cynku, miedzi i manganu w badanych glebach. Zanotowany sporadycznie przyrost zawartości cynku (w glebie NPK i CaNPK) oraz miedzi (w glebie 0 i CaNPK) pod wpływem aplikacji produktów pofermentacyjnych sięgał na ogół kilku procent i maksymalnie nie przekraczał 12% w stosunku do ich zawartości w glebie na obiekcie kontrolnym.** Analiza statystyczna danych pozwoliła na wykazanie istotności różnic w zawartości manganu w glebach nawożonych produktami pofermentacyjnymi, ale przyrost ten wahał się w granicach 6,0-16,2 mg Mn·kg⁻¹ (średnio ok. 11 mg Mn·kg⁻¹). Na pozostałych obiektach z produktami pofermentacyjnymi zawartość badanych pierwiastków w glebach użytych w eksperymencie była podobna lub nawet mniejsza, niż na obiekcie kontrolnym, nienawożonym tymi substancjami.

Analizę wpływu różnych produktów pofermentacyjnych na właściwości chemiczne gleby rozwinęłam w przeprowadzonych przez siebie badaniach opublikowanych w pracy: *Chemical properties and fertilizer value of ten different anaerobic digestate* (**Praca nr 2**). W badaniach tych przeanalizowałam m.in. wpływ aplikacji 10 różnych produktów pofermentacyjnych powstałych w wyniku fermentacji metanowej substratów rolniczych (produkty pofermentacyjne DA) oraz odpadów z przetwórstwa rolno-spożywczego (produkty pofermentacyjne DW) na właściwości gleby (eksperyment 2). Szczegółowa charakterystyka

w/w produktów została opisana we wcześniejszej części pracy. W pracy testowałam hipotezę, czy obciążenie wsadu w biogazowni odpadami przemysłu rolno-spożywczego może ograniczać możliwość rolniczego wykorzystania pofermentów. Istotnym elementem badań była analiza wpływu produktów pofermentacyjnych na zasobność gleby w makroelementy i metale ciężkie. W badaniach wykorzystywałam glebę lekką pobraną z wieloletniego eksperymentu w Skierniewicach. W doświadczeniu zastosowałam stałą dawkę wszystkich analizowanych pofermentów, tj. 150 cm³ produktu na wazon, z którą wprowadziłam do gleby dawkę suchej masy materii organicznej wahającą się od 9,99 do 10,09 mg smo wazon⁻¹. **W odróżnieniu od wcześniej opisanych wyników przeprowadzonego przeze mnie eksperymentu (Praca nr 1), w którym przebadano dwa rodzaje pofermentu i dwa rodzaje granulatu z kompostu z frakcji stałej pofermentów, wszystkie badane substancje powodowały około 1,5 – 2,3 krotny przyrost zawartość fosforu przyswajalnego dla roślin w glebie.** Przeciętny przyrost zawartości tego składnika w glebie pod wpływem stosowania produktów DW był większy, niż pod wpływem produktów DA (aplikacja produktów DW powodowała przyrost zawartości P przyswajalnego dla roślin w glebie o ok. 90%, a produktów DA o ok. 69% w stosunku do kontroli). **Zasobność gleby w potas zwiększała się w stosunku do kontroli wyłącznie pod wpływem aplikacji niektórych produktów DW.** Na wszystkich obiektach z produktami pofermentacyjnymi powstałymi w wyniku fermentacji substratów typowo rolniczych zawartość potasu w glebie była mniejsza, niż na obiekcie kontrolnym. Niezależnie od rodzaju produktu pofermentacyjnego zawartość przyswajalnych form magnezu w glebie była podobna lub mniejsza, niż na obiekcie kontrolnym. Zastosowanie tylko jednego produktu DW (powstałego w wyniku fermentacji gnojowicy, wywaru gorzelnianego, wycierki z ziemniaków i gliceryny surowej) spowodowało ok. 22% przyrost zawartości magnezu przyswajalnego dla roślin w glebie w stosunku do kontroli. **Aplikacja badanych rodzajów pofermentów powstałych w trakcie fermentacji substratów rolniczych (DA) i odpadów przemysłu rolno-spożywczego (DW) nie różnicowała zasobności gleby w miedź, mangan, żelazo oraz przeważnie cynk, albo ich aplikacja powodowała nawet zmniejszenie zawartości tych pierwiastków w glebie.** W przypadku aplikacji jednego pofermentu z grupy DW zasobność gleby w cynk zwiększyła się o ok. 23% w stosunku do kontroli. Należy jednak zwrócić uwagę, że taki sam kierunek zmian wystąpił na obiekcie nawożonym gnojowicą, zasobność gleby w cynk zwiększyła się o ok. 20% w stosunku do kontroli. **Uzyskane przeze mnie rozbieżności w wynikach badań otrzymanych na różnych eksperymentach z różnymi produktami pofermentacyjnymi wskazują na różny wpływ tych substancji na właściwości chemiczne gleby uzależniony od ich właściwości chemicznych, wielkości dawki, zasobności gleby, pobrania składników przez rośliny.** Niezależnie od tego, w pracach potwierdziłam powszechnie obowiązujący pogląd, że zasadniczą funkcją nawożenia organicznego (z wykorzystaniem produktów pofermentacyjnych) jest wzbogacenie gleby w materię organiczną, a w drugiej kolejności poprawa zasobności gleby w składniki pokarmowe.

Szczegółowy cel badań 4: „Ocena wpływu aplikacji produktów pofermentacyjnych na plon i skład chemiczny roślin”

Udokumentowaniem realizacji niniejszego celu pracy jest publikacja:

1. **Szymańska M.**, Szara E., Sosulski T., Stępień W., Pilarski K., Pilarska A.A. 2018. Chemical properties and fertilizer value of ten different anaerobic digestates. *Fresenius Environmental Bulletin* 27 (5A), 3425-3432.

Obok wpływu na właściwości gleby kompleksowa ocena możliwości nawozowego wykorzystania masy pofermentacyjnej obejmuje reakcję roślin na zastosowane nawożenie. Zagadnienie to przebadalam prowadząc wazonowy eksperyment wegetacyjny z kukurydzą uprawianą na zieloną masę. W eksperymencie, którego założenia metodyczne zostały przedstawione w opisie szczegółowego celu badań 3 przebadalam wpływ 10 produktów pofermentacyjnych wyprodukowanych na bazie surowców typowo rolniczych (pofermenty DA) i odpadowych (pofermenty DW) na plony i skład chemiczny roślin. Wyniki badań dowodzą, że aplikacja badanych substancji do gleby zwiększała istotnie wielkość plonów kukurydzy. **Przeciętny plon kukurydzy uprawianej na obiektach z dodatkiem pofermentów wyprodukowanych z substratów typowo rolniczych (DA) był ponad trzykrotnie większy, a na obiektach z pofermentami wyprodukowanymi na bazie odpadów z przemysłu rolno-spożywczego (DW) ponad dwukrotnie większy od plonów otrzymanych na obiekcie kontrolnym (bez nawożenia).** Decydowała o tym znacznie większa zawartość azotu w pofermentach typu DA, niż w pofermentach typu DW. Działanie pofermentów DA było ponadto podobne do działania nawozu naturalnego – gnojowicy. **Uzyskane wyniki badań pozwoliły mi na wyznaczenie równania regresji opisującego zależność między wielkością uzyskiwanych plonów roślin, a dawką azotu wprowadzaną do gleby z pofermentem:**

$$\text{Plon} = 141.8095 + 0.3350 N_{\text{dose}} \quad (R^2 = 78,2).$$

Aplikacja pofermentów wytworzonych w trakcie fermentacji metanowej substratów typowo rolniczych i odpadów przemysłu rolno-spożywczego wpływała znacząco na skład chemiczny roślin. Zawartość azotu w roślinach zebranych z obiektów nawożonych pofermentami była przeciętnie ok. dwukrotnie większa, potasu – o ok. 61% większa, magnezu o ok. 43% większa, a wapnia o ok. 27% większa, niż w roślinach uprawianych na obiekcie kontrolnym. Jedyne zawartość fosforu w roślinach nawożonych badanymi pofermentami była mniejsza, niż na obiekcie kontrolnym. Pofermenty wyprodukowane w wyniku fermentacji surowców typowo rolniczych powodowały przeważnie mniejszy przyrost zawartości składników mineralnych w roślinach, niż pofermenty z odpadów przemysłu rolno-spożywczego. Zawartość azotu w kukurydzy nawożonej pofermentami DW była o ok. 17,8% większa, wapnia – o ok. 18,5% większa, fosforu – o ok. 33,3% większa, a potasu 2,8 razy większa, niż w kukurydzy nawożonej pofermentami typu DA. Jedyne w kukurydzy nawożonej pofermentami typu DA zawartość magnezu była większa o ok. 10%, niż w kukurydzy nawożonej pofermentami typu DW. Analiza statystyczna danych wykazała istotną

zależność pomiędzy dawką potasu, wapnia i fosforu wprowadzanego wraz z pofermentami do gleby, a jego zawartością w roślinach.

Podstawowa analiza składu chemicznego i relacji $K^+ : (Mg^{2+} + Ca^{2+})$ w zielonce z kukurydzy uprawianej na obiektach z pofermentami typu DW wykazała jej niedostateczną jakość. Stosunek tych jonów był wysoki i wyniósł 3,5 : 1. Rośliny zebrane z obiektów nawożonych DA charakteryzowały się węższym stosunkiem $K^+ : (Mg^{2+} + Ca^{2+}) = 1,2:1$ i tym samym dobrą wartością żywieniową paszy dla przeżuwaczy. Szeroki stosunek $K^+ : (Mg^{2+} + Ca^{2+})$ na obiektach nawożonych pofermentami typu DW wynikał z faktu, że wraz z tymi substancjami wniesiono do gleby większe ilości potasu. Ogranicza to możliwość użycia pofermentu typu DW do nawożenia trwałych użytków zielonych i upraw przeznaczonych na zielone pasze. Ewentualnie wymusza to zmianę sposobu ustalania dawek tych produktów. W tym wypadku wyznaczenie dawki pofermentów powinno uwzględniać nie tylko ilość wprowadzanego do gleby azotu, ale także potasu.

Niemal na wszystkich obiektach, do których zaaplikowano pofermenty zawartość cynku, miedzi, żelaza i manganu w roślinach była przeważnie istotnie większa, niż na obiekcie kontrolnym. Należy jednak zauważyć, że również aplikacja gnojowicy do gleby spowodowała podobny przyrost zawartości badanych pierwiastków w roślinach.

Podsumowanie

Wyniki przeprowadzonych przez mnie badań wykazały, że właściwości przetworzonych i nieprzetworzonych produktów pofermentacyjnych znacznie różnią się właściwościami. Skład chemiczny produktów pofermentacyjnych jest silnie modyfikowany użyciem różnych substratów w procesie fermentacji metanowej. Dodatek związków bezazotowych (np. gliceryny) do fermentowanych mieszanin może znacząco zmniejszyć zawartość azotu w produktach pofermentacyjnych. Zmniejsza to ich wartość nawozową. Frakcja ciekła pofermentu charakteryzuje się bardzo małą zawartością suchej masy, bardzo dużą zawartością $N-NH_4^+$ i dużą zawartością potasu. Właściwości te powodują, że może ona być wykorzystywana jako ciekły, szybko działający nawóz azotowo-potasowy z dodatkiem makro i mikroelementów. Natomiast jej użycie w zamkniętym cyklu produkcji biogazu wymaga zastosowania innowacyjnych technologii odzysku składników. Duża zawartość formy amonowej azotu i wysokie pH narzuca konieczność dogłębowej aplikacji frakcji ciekłej pofermentu ze względu na możliwość ulatniania się amoniaku. W stosunku do nieprzetworzonego produktu pofermentacyjnego frakcja stała pofermentu i jej pochodne charakteryzują się większą zawartością suchej masy i węgla organicznego, szerszym stosunkiem C:N oraz mniejszym udziałem $N-NH_4^+$ w N ogólnym. Mały udział $N-NH_4^+$ w N ogólnym znajdującym się w granulacie z frakcji stałej pofermentów wskazuje na duże straty amoniaku zachodzące w trakcie suszenia tego produktu. Wytwarzanie tego typu produktów powinno zachodzić w warunkach umożliwiających odzysk amoniaku i wiązanie go do związków chemicznych wykorzystywanych dalej w sposób nawozowy. Komposty z frakcji stałej pofermentu mogą być cennymi nawozami organicznymi o wysokich parametrach dojrzałości otrzymywanymi w trakcie względnie szybkiego procesu kompostowania. Nieprzetworzone i przetworzone produkty pofermentacyjne są cennym źródłem materii organicznej w glebie oraz składników pokarmowych roślin. Niekorzystną cechą

nieprzetworzonych pofermentów (zwłaszcza wyprodukowanych z substratów odpadowych) jest zbyt duża zawartość potasu w relacji do azotu. Niekontrolowana podaż potasu z produktów pofermentacyjnych może być powodem obniżenia jakości pokarmowej zielonki. Właściwość ta wymusza konieczność implementacji nowych rozwiązań uwzględniających nadmierną zawartość potasu w produktach pofermentacyjnych do funkcjonujących w naszym kraju systemów doradztwa nawozowego.

Cennym osiągnięciem mojej pracy była ocena wpływu produktów pofermentacyjnych na właściwości chemiczne gleby. Zastosowanie produktów pofermentacyjnych na glebach niewapnowanych od wielu lat może w ograniczonym zakresie łagodzić skutki zakwaszenia gleby. Natomiast aplikacja produktów pofermentacyjnych na glebach regularnie wapnowanych nie ma większego wpływu na ich odczyn. Ważnym osiągnięciem mojej pracy było stwierdzenie, że aplikacja produktów pofermentacyjnych może szybko zwiększać zawartość węgla organicznego w glebie, któremu nie towarzyszy równie szybkie nagromadzanie azotu. Wynik taki ma niebagatelne znaczenie praktyczne. Wiadomo jest bowiem, że większość gleb Polski charakteryzuje się małą zawartością materii organicznej, a ich uprawa przyczynia się do pogłębienia ujemnego bilansu węgla w glebie. W przypadku gleb lekkich (przeważających na obszarze Polski) glebowa materia organiczna odgrywa istotną rolę w kształtowaniu właściwości fizycznych, fizykochemicznych i chemicznych gleby, a tym samym odgrywa zasadniczą rolę w kształtowaniu poziomu i powtarzalności plonów roślin uprawnych. Rolnicze wykorzystanie produktów pofermentacyjnych powinno przyczynić się więc do nagromadzania węgla organicznego w glebie i ograniczać proces degradacji gleb rolnych związany z ubytkiem materii organicznej.

Ocena wpływu produktów pofermentacyjnych na zasobność gleby w przyswajalne formy składników pokarmowych roślin dowiodła, że jest on uzależniony od warunków glebowych, składu chemicznego i dawek pofermentu. Przeważnie większy korzystny wpływ na właściwości chemiczne gleby wywierają przetworzone produkty pofermentacyjne (odseparowana frakcja stała, kompost z frakcji stałej i granulaty z kompostu z frakcji stałej pofermentu), niż nieprzetworzona masa pofermentacyjna. Jest to spowodowane przede wszystkim zateżeniem organicznych i mineralnych komponentów w produktach przetworzonych, ale w pewnym stopniu również zmianą ich właściwości w stosunku do substancji wyjściowej. Rozbieżne wyniki dotyczące kształtowania zasobności gleb w fosfor, potas i magnez uzyskane w moich badaniach wskazują na konieczność analizy składu chemicznego pofermentów w kontekście możliwości bilansowania składników pokarmowych w produkcji roślinnej i poprawnego wyznaczenia dawek tych substancji na polach. Pewnym wyjaśnieniem ograniczonego wpływu produktów pofermentacyjnych na zasobność gleby w składniki pokarmowe może być reakcja roślin na nawożenie tymi substancjami. Wyniki moich badań pozwoliły udowodnić wysoką wartość nawozową pofermentów przekładającą się na znaczący, 2-3 krotny przyrost plonów i pobrania składników pokarmowych przez rośliny. Wynika to przede wszystkim z faktu występowania w pofermentach znacznych ilości składników pokarmowych w postaci bezpośrednio przyswajalnej dla roślin lub łatwo ulegającej biotransformacji. Taki wynik moich badań pozwala twierdzić, że nawozowe wykorzystanie pofermentów umożliwia w znacznym stopniu zastąpić komercyjne nawozy mineralne. Należy przy tym zauważyć, że aplikacja pofermentów mająca na celu odżywienie roślin może w odróżnieniu od nawozów mineralnych dodatkowo poprawiać bilans węgla w

glebie. Istotnym osiągnięciem mojej pracy jest potwierdzenie braku negatywnego wpływu produktów pofermentacyjnych na zawartość metali ciężkich w glebie. Oceniając kompleksowo wpływ przebadanych przeze mnie produktów pofermentacyjnych można stwierdzić, że są to substancje mogące mieć powszechne zastosowanie w nawożeniu roślin uprawianych zwłaszcza na ubogich w materię organiczną glebach lekkich.

Sposób wykorzystania osiągniętych wyników badań

Prowadzone przeze mnie badania miały nie tylko znaczenie poznawcze, ale także praktyczne. Zdobyta wiedza i wieloletnie doświadczenie pozwoliły mi na ugruntowanie mojej pozycji, jako eksperta w zakresie zagospodarowania produktów pofermentacyjnych powstających w biogazowniach rolniczych. W latach 2010-2018 podjęłam współpracę z **15** podmiotami gospodarczymi działającymi w Polsce i **2** działającymi w Holandii. W większości przedsiębiorstwa/firmy te prowadzą działalność w sektorze energetyki odnawialnej. W ramach współpracy realizowałam wiele projektów i działań eksperckich, doradczych i edukacyjnych (*szczegóły dotyczące tych działań opisałam w Załączniku 6*). Istotną ze względu na wykonywaną przeze mnie pracę nauczyciela akademickiego kategorią tych działań był mój udział w prowadzeniu szkoleń, warsztatów, wykładów i opracowaniu materiałów edukacyjno-szkoleniowych z zakresu produkcji biogazu, przebiegu i optymalizacji warunków fermentacji metanowej oraz możliwości nawozowego wykorzystania produktów pofermentacyjnych z biogazowni rolniczych. Odbiorcami tych szkoleń i wykładów byli rolnicy, doradcy rolniczy, władze samorządowe wydające decyzje o realizacji inwestycji polegającej na budowie biogazowni rolniczych, a także pracownicy firm. W trakcie tych spotkań przedstawiałam fakty naukowe oraz wyniki moich badań i eksperymentów dotyczących zastosowania na polach substancji odpadowych powstających w trakcie produkcji biogazu. Szczególnym zainteresowaniem u rolników-praktyków cieszyły się wyniki moich badań nad składem chemicznym pofermentu i substancji odzyskiwanych z różnych jego frakcji, efektywności nawozowej wyrażonej przyrostem plonu przypadającym na jednostkę masy stosowanego produktu pofermentacyjnego oraz wiedza o technologii i technice aplikacji tych substancji na polach. Z drugiej strony, prezentowane przez słuchaczy tych spotkań problemy praktyczne występujące w konkretnych gospodarstwach rolnych na terenie Polski pozwoliły mi testować moją wiedzę i umiejętności w zastosowaniu do praktyki rolniczej, a przede wszystkim umożliwiły mi podnosić moje kompetencje i kwalifikacje.

Inną kategorią działalności wynikającą ze współpracy z gospodarką było opracowanie i prezentacja zamawianych przez różne podmioty gospodarcze ekspertyz, opinii i opracowań dotyczących oceny przydatności substratów do produkcji biogazu, metod zagospodarowania i recyklingu produktów pofermentacyjnych z biogazowni oraz ich wartości nawozowej i potencjalnych zagrożeń środowiskowych związanych z przetwarzaniem tych substancji.

Współpraca z gospodarką pozwoliła mi na zdobycie wiedzy praktycznej, zwiększyła moje umiejętności i kompetencje wykraczające daleko poza te, umożliwiające realizację zadań naukowych i dydaktycznych w miejscu zatrudnienia – Zakładzie Chemii Rolniczej SGGW w Warszawie, a przede wszystkim wpisuje się w nowoczesną koncepcję pracy naukowej związanej z transferem wiedzy z nauki do gospodarki.

Literatura

1. Abubaker J., Risberg K., Pell M. 2012. Biogas residues as fertilisers – effect on wheat growth and soil microbial activities. *Applied Energy*. 99: 126-134.
2. Abdullahi Y.A., Akunna J.C., White N.A., Hallet P.D., Wheatley R. 2008. Investigating the effects of anaerobic and aerobic post-treatment on quality and stability of organic fraction of municipal solid waste as soil amendment. *Bioresource Technology*. 99: 8631-8636.
3. Albuquerque J.A., de la Fuente C., Ferrer-Costa A., Carrasco I., Cegarra J., Abad M., Bernal M.P. 2012. Assessment of the fertiliser potential of digestate from farm and agroindustrial residues. *Biomass and Bioenergy*. 40: 181-189.
4. Arthurson V. 2009. Closing the global energy and nutrient cycle through application of biogas residues to agriculture land - potential benefits and drawbacks. *Energies*. 2: 226-242.
5. Baran S., Łabętowicz J., Krzywy E. 2011. Przyrodnicze wykorzystanie odpadów - Podstawy teoretyczne i praktyczne. PWRiL, Warszawa 2011: 166-176.
6. Bath B., Elfstrand S.. 2008: Use of red clover-based green manure in leek cultivation. *Biological Agriculture and Horticulture: An International Journal for Sustainable Production Systems*. 25: 269-286.
7. Boluda R., Roca-Pérez I., Marimón L. 2011. Soil plate bioassay: an effective method to determine ecotoxicological risks. *Chemosphere*. 84: 1-8.
8. Bustamante M.A., Albuquerque J.A., Restrepo A.P., de la Fuente C., Paredes C., Moral R., Bernal M.P. 2012. Co-composting of the solid fraction of anaerobic digestates, to obtain added-value materials for use in agriculture. *Biomass Bioenergy*. 43: 26-35.
9. Cavalli, D., Cabassi, G., Borrelli, L., Geromel, G., Bechini, L., Degano, L., Gallina, P. M. 2016. Nitrogen fertilizer replacement value of undigested liquid cattle manure and digestates. *European Journal of Agronomy*. 73: 34-41.
10. Czekala W., Pilarski K., Dach J., Janczak D., **Szymańska M.** 2012. Analiza możliwości zagospodarowania pofermentu z biogazowni, *Technika rolnicza – ogrodnicza – leśna*. 4: 13-15.
11. Domińczyk-Kuderko A., Krzystek L., Ledakowicz S., Pogoda M. 2015. Biologiczne suszenie mieszaniny masy pofermentacyjnej z biogazowni i organicznej frakcji stałych odpadów komunalnych, *Inżynieria i Aparatura Chemiczna*. 4: 150–151.
12. Evangelisti S., Lettieri P., Borello D., Clift R., 2014. Life cycle assessment of energy from waste via anaerobic digestion: a UK case study. *Waste Management*. 34: 226-237.
13. Hupfauf S., Bachmann S., Fernández-Delgado Juárez M., Insam H., Eichler-Löbermann B. 2016. Biogas digestate affect crop P uptake and soil microbial community composition. *Science of the Total Environment*. 542: 1144-1154.
14. Galvez A., Sinicco T., Cayuela M.L. Mingorance M.D., Fornasier F., Mondini C. 2012. Short term effects of bioenergy by-products on soil C and N Dynamics, nutrient availability and biochemical properties. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 160: 3-14.

15. Gunnarsson A., Bengtsson F., Caspersen S. 2010. Use efficiency of nitrogen from biodigested plant material by ryegrass. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 173: 113-119.
16. Gutser R., Ebertseder Th., Werber A., Achraml M., Schmidhalter U. 2005. Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizer on arable land. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 168: 439-446.
17. Igras J., Kopiński J. 2007. Zużycie nawozów mineralnych i naturalnych w układzie regionalnym. *Studia i Raporty IUNG-PIB*. 5: 113-117.
18. Jimenez E.I., Garcia V.P. 1989. Evaluations of city refuse kompost maturity: A Review. *Biological Wastes*. 27(2): 115-142.
19. Jondreville C., Revy P. S., Dourmad J. Y. 2003. Dietary means to better control the environmental impact of copper and zinc by pig from weaning to slaughter. *Livestock Production Science*. 84: 147-156.
20. Kolář L., Kužel S., Peterka J., Plát V. 2008. Agrochemical value of organic matter of fermenter wastes in biogas production. *Plant, Soil and Environment*. 54(8): 321–328.
21. Kolář L., Kužel S., Peterka J., Borová-Batt J. 2010. Agrochemical value of the liquid phase of wastes from fermenters during biogas production. *Plant, Soil and Environment*. 56: 23-27.
22. Kowalczyk-Juško A., Szymańska M. 2015. Poferment nawozem dla rolnictwa. *Wyd. FDPA*: 5-32.
23. Kupper T., Bucheli T.D., Brandi R.C., Ortelli D., Edder P. 2008: Dissipation of pesticides during composting and anaerobic digestion of source-separated organic waste at full-scale plants. *Bioresource Technology*. 99: 7988-7994
24. Kupper T., Bürge D., Bachmann H.J. Güsewell S., Mayer J. 2014. Heavy metals in source-separated kompost and digestate. *Waste Management*. 34: 867-874.
25. Liu W.T., Chan O.Ch., Fang H.H.P. 2002. Microbial community dynamics during start-up of acidogenic anaerobic digestion. *Water Research*. 36: 3203-3210.
26. Lorenz K., Lal R., Preston C.M., Nierop K.G.J. 2007. Strengthening the soil organic carbon pool by increasing contribution from recalcitrant aliphatic bio(macro)molecules. *Geoderma*. 142: 1-10.
27. L'Herroux L., Le Roux S., Appriou P., Martinez J. 1997. Behaviour of metals following intensive pig slurry applications to a natural field treatment process in Brittany (France). *Environmental Pollution*. 97(1-2): 119-130.
28. Lošák T., Hlušek J., Válka T., Elbl J., Vítěz T., Běliková H., Von Bennewitz E. (2016). The effect of fertilization with digestate on kohlrabi yields and quality. *Plant, Soil and Environment*. 62: 274-278.
29. Lukehurst C.P., Frost A.I., Seadi T. 2010. Utilization of digestate from biogas plant as biofertiliser. *IEA Bioenergy Task 37 – Energy from Biogas*.
30. Makara A., Kowalski Z., Fela K. 2017. Zagospodarowanie substancji pofermentacyjnej w aspekcie bezpieczeństwa ekologicznego. *Prace Naukowe Akademii im. Jana Długosza w Częstochowie. Technika, Informatyka, Inżynieria Bezpieczeństwa*. T V: 177-190.
31. Mangwandi Ch., Albadarin A.B., Walker G.M., Allen S.J. 2012. Alternative Method for Producing Organic Fertiliser from Anaerobic Digestion Liquor and Limestone Power:

High Shear Wet Granulation. Powder Technology.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.powderc.2012.09.017>.

32. Mangwandi Ch., JiangTao L., Albadarin A.B., Allen S.J., Walker G.M. 2013. The variability in nutrient composition of Anaerobic Digestate granules produced from high shear granulation. *Waste Management*. 33: 33-42.
33. McLachlan K.L., Chong C., Voroney R.P., Liu H.W., Holbein B.E. 2004. Assessing the potential phytotoxicity of digestates during processing of municipal solid waste by anaerobic digestion: comparison to aerobic compost. *Acta Horticulturae*. 638: 225-230.
34. Monitor Polski Nr 2, poz. 11. Obwieszczenie Ministra Gospodarki z dnia 21 grudnia 2009 r. w sprawie polityki energetycznej państwa do 2030 r.: 27-149.
35. Moral R., Perez-Murcia M.D., Perez-Espinosa A., Moreno-Caselles J., Parades C., Rufete B. 2008. Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from south-eastern Spain. *Waste Management*. 28(2): 367-371.
36. Möller K., Müller T. 2012. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and plant growth: a review. *Engineering in Life Sciences* 12(3): 242-257.
37. Nabel M., Schrey S.D., Poorter H, Koller R., Jablonowski A.D. 2017. Effects of digestate fertilization on *Sida hermaphrodita*: Boosting biomass Fields on marginal soils by increasing soil fertility. *Biomass and Bioenergy*. 107: 207-213.
38. Nkoa R. 2014. Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestate: a review. *Agronomy for Sustainable Development*. 34: 473-492.
39. Odlare M., Pell M., Svensson K. 2008. Changes in soil chemical and microbiological properties Turing 4 years of application of various organic residues. *Waste Management*. 28: 1246-1253.
40. Odlare M., Arthurson V., Pell M, Svensson K., Nehrenheim E., Abubaker J. 2011. Land application of organic waste – effects on the soil ecosystem. *Applied Energy*. 88: 2210-2218.
41. Oniszk-Popławska A., Zowsik M., Wiśniewski G., 2003: Produkcja i wykorzystanie biogazu rolniczego. EC BREC/IBMER.
42. Orzi V., Cadena E., D'Imporzano G., Artola A., Davoli E., Crivelli M., Adani F. 2010. Potential odor emission measurement in organic fraction of municipal solid waste Turing anaerobic digestion: relationship with process and biological stability parameters. *Bioresource Technology*. 101: 7330-7337.
43. Orzi V., Riva C., Scaglia B., D'Imporzano G., Tambone F., Adani F. 2018. Anaerobic digestion coupled with digestate injection reduced odor emissions from soil Turing manure distribution. *Science of the Total Environment*. 621: 168-176.
44. Pilarka A, Wolna-Murawska A., Piechota T., Pilarski K., **Szymańska M.**, Wolicka D. 2015. Wstępne badania pulpy pofermentacyjnej z biogazowni oraz jej kompostów jako potencjalnych nawozów organicznych, *Nauka Przyroda Technologie*. 9(2). 19: 1-13.
45. Pilarski K., Dach J., Mioduszevska N. 2010: Comparison of efficiency of methane production from liquid muck and dung with refined glycerin addition. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering*. 55(2): 78-81
46. Pivato A., Vanin S., Raga R., Lavagnolo M.C. Barausse A., Rieple A., Laurent A., Cossu R. 2016. Use of digestate from decentralized on-farm biogas plant as fertilizer in

- soil: an ecotoxicological study for future indicators in risk and life cycle assessment. *Waste Management*. 49: 378-389.
47. Roletto E., Barberis R., Consiglio M., Jodice R., 1985. Chemical parameters for evaluating compost maturity. *Biocykle*. 26: 46-47.
 48. Romero-Güiza M.S., Mata-Alvarez J., Chimenos Rivera J.M, Astals Garcia S. 2016. Nutrient recovery technologies for anaerobic digestion systems: An overview. *rev.ion*. 29(1): 7-26.
 49. Ros C.D., Libralato G., Ghirardini A.V., Radaelli M. 2018. Assessing the potential phytotoxicity of digestate from winery waste. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 150: 26-33.
 50. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 grudnia 2014 r. w sprawie katalogu odpadów (Dz.U. z 2014 r. poz. 1923).
 51. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 stycznia 2015 r. w sprawie procesu odzysku R10 (Dz.U. z 2015 r. poz. 132).
 52. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 10 listopada 2015 r. w sprawie listy rodzajów odpadów, które osoby fizyczne lub jednostki organizacyjne niebędące przedsiębiorcami mogą poddawać odzyskowi na potrzeby własne, oraz dopuszczalnych metod ich odzysku (Dz.U. z 2016 r. poz. 93).
 53. Różyło K., Oleszczuk P., Kraska P., Kiecińska-Poppe E., Andruszczak S. 2015. An ecotoxicological evaluation of soil fertilized with biogas residues or mining waste. *Environmental Science and Pollution Research*. 22: 7833-7842.
 54. Scherer P., Neumann L., Demirel B., Schmidt O., Unbehauen M.. 2009. Long term fermentation studies the nutritional requirements for biogasification of fodder beet silage as mono-substrate. *Biomass and Bioenergy*. 33: 873-881.
 55. Sigurnjak I., Vaneekhaute C., Michels E., Ryckaert B., Ghekiere G., Tack F.M.G., Meers E. 2017. Fertilizer performance of liquid fraction of digestate as synthetic nitrogen substitute in silage maize cultivation for Tyree consecutive years. *Science of the Total Environment*. 599-600: 1885-1894.
 56. Sogn T.A., Dragicevic I., Linjordet R., Krogstad T., Eijsink V.G.H. Eich-Greatorex S. 2018. Recycling of biogas digestate in plant production: nPK fertilizer value and risk of leaching. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*. <https://doi.org/10.1007/s40093-017-0188-0> (dostęp w dniu 22.07.2018 r.).
 57. Solé-Bundó M., Cucina M., Folch M., Tàpias J., Gigliotti G., Garfi M., Ferrer I. 2017. Assessing the agricultural reuse of the digestate from microalgae anaerobic digestion and co-digestion with sewage sludge. *Science of The Total Environment*. 586: 1-9.
 58. Stinner W. Möller K., Leithold G. 2008. Effects of biogas digestion of clover/grass-leys, cover crops and crop residues on nitrogen cycle and crop field in organic stockless farming systems. *European Journal of Agronomy*. 29: 125-134.
 59. **Szymańska M.**, Łabętowicz J. 2010. Rolniczy potencjał substratów do produkcji biogazu rolniczego w Polsce. W: red. Jasiulewicz M. *Badanie potencjału biomasy na poziomie regionalnym i lokalnym*. Polskie Towarzystwo Ekonomiczne Politechniki Koszalińskiej. Koszalin 2010: 89-111.

60. **Szymańska M.**, Łabętowicz J., Czopowicz A. 2011a. Zawartość dostępnych form fosforu w glebie w zależności od kierunku produkcji gospodarstwa. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*. 565: 323-330.
61. **Szymańska M.**, Łabętowicz J., Czopowicz A. 2011b. Zawartość dostępnych form potasu w glebie w zależności od kierunku produkcji gospodarstwa. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*. 565: 331-338.
62. Kowalczyk-Juśko A., **Szymańska M.** 2015. Poferment nawozem dla rolnictwa. Wyd. FDPA.: 5-32.
63. Šimon T., Kunzová E., Friedlová M. 2015. The effect of digestate, cattle slurry and mineral fertilization on the winter wheat yield and soil quality parameters. *Plant, Soil and Environment*. 61: 522-527.
64. Tambone F., Terruzzi L., Scaglia B., Adani F. 2015. Composting of the solid fraction of digestate derived from pig slurry. *Biological processes and compost properties*. *Waste Management*. 35: 55-61.
65. Tambone F., Orzi V., D'Imporzano G., Adani F. 2017. Solid and liquid fractionation of digestate: Mass balance, chemical characterization, and agronomic and environmental value. *Bioresource Technology*. 243: 1251-1256.
66. Tampio E., Salo T., Rintala J. 2016a. Agronomic characteristic of five different urban waste digestate. *Journal on Environmental Management*. 169: 293-302.
67. Tampio E., Marttinen S., Rintala J. 2016. Liquid fertilizer products from anaerobic digestion of food waste: mass, nutrient and energy balance of four digestate liquid treatment systems. *Journal of Cleaner Production*. 125: 22-32.
68. Teglia C., Tremier A., Martel J.L. 2011a. Characterization of solid digestate – part I, review of existing indicators to assess solid digestate agricultural use. *Waste and Biomass Valorization*. 2: 43-58.
69. Teglia C., Tremier A., Martel J.L. 2011b. Characterization of solid digestate – part II, assessment of the quality and suitability for composting of six digested products. *Waste and Biomass Valorization*. 2: 113-126.
70. Tigini V., Franchino M., Bona F., Varese G.C. 2016. Is digestate safe? A study on its ecotoxicity and environmental risk on a pig manure. *Science of the Total Environment*. 551-552: 127-132.
71. Ustawa z dnia 28 czerwca 2016 r. Ustawa o zmianie ustawy o odnawialnych źródłach energii oraz niektórych innych ustaw (Dz.U. poz. 925).
72. Zeng Y., De Guardia A., Dabert P. 2016. Improving composting as a post-treatment of anaerobic digestate. *Bioresource Technology*. 201: 293-303.

Strony internetowe:

<https://legislacja.rcl.gov.pl/docs//2/12293303/12400357/12400358/dokument335416.pdf>
(dostęp w dniu 21.07.2018r)

http://www.kowr.gov.pl/uploads/pliki/oze/biogaz/Rejestr_wytworcow_biogazu_rolniczego_z_dnia_09.07.2018-1.pdf (dostęp w dniu 21.07.2018r)

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo - badawczych.

1. Ocena skutków wieloletniego niezrównoważonego nawożenia

Będąc od 2001 r. doktorantem w Zakładzie Chemii Rolniczej SGGW w Warszawie zostałam zaangażowana w cykl badań wynikających z głównych kierunków badawczych jednostki. Zasadniczym przedmiotem moich zainteresowań stała się ocena skutków wieloletniego (ponad 40 lat) niezrównoważonego nawożenia oraz określenie możliwości regeneracji takich gleb. Zagadnienie to było przedmiotem mojej rozprawy doktorskiej pt.: „Regeneracja gleb lekkich nadmiernie zakwaszonych i wyczerpanych z dostępnych form fosforu i potasu”. Praca ta została obroniona z wyróżnieniem w 2005 r. Taki kierunek badań naukowych prowadzonych w Zakładzie wynikał z obserwowanych od początku lat dziewięćdziesiątych zmian w strukturze zużycia nawozów mineralnych. W tamtym okresie w Polsce, ze względu na pogarszające się warunki ekonomiczne doszło do znacznego obniżenia poziomu nawożenia mineralnego. Zużycie nawozów mineralnych NPK w 1988/89 r. wynosiło 195,5 kg ha⁻¹, w 1990/91 r. – 95,1 kg ha⁻¹, a w 2000 r. – 90,8 kg ha⁻¹. Około dwukrotnemu zmniejszeniu zużycia nawożenia azotowego towarzyszyło jeszcze większe obniżenie dawek potasu i fosforu (lub wręcz zaniechanie nawożenia tymi składnikami w niektórych gospodarstwach). Uprawiane w tamtym okresie rośliny rolnicze wykształcały plon korzystając z ograniczonych zasobów składników pokarmowych w glebie. Niezrównoważona gospodarka nawozowa, zwłaszcza na zakwaszonych glebach lekkich, ubogich w składniki pokarmowe musiała prowadzić do dalszego zubożenia zasobności gleb w przyswajalne dla roślin formy składników pokarmowych. W perspektywie, mogło to skutkować załamaniem plonowania roślin przekładającym się być może na głęboki kryzys gospodarki żywnościowej kraju. Z tego powodu nowym, istotnym obszarem zainteresowań chemii rolnej stało się określenie tego, czy możliwe jest zregenerowanie gleby silnie zakwaszonej i wyczerpanej z dostępnych dla roślin form fosforu i potasu i jak długo trwa proces takiej regeneracji. Badania prowadziłam na wybranych obiektach wieloletniego eksperymentu nawozowego znajdującego się na Polu Doświadczalnym Zakładu Chemii Rolniczej SGGW w Łyczynie. Gleba tego eksperymentu zaliczana jest do typu gleb pływych o składzie granulometrycznym piasku gliniastego lekkiego. Doświadczenia obejmowały 32 obiekty nawozowe będące kombinacjami nawożenia azotowego, fosforowego, potasowego i wapnowania w wariacie bez i z obornikiem 0, N, P, K, NP, NK, PK, NPK, Ca, CaN, CaP, CaK, CaNK, CaNP, CaPK, CaNPK. Dysponując bazą eksperymentalną w postaci trwałego doświadczenia nawozowego, w którym w wyniku wieloletniego niezrównoważonego nawożenia doszło, na niektórych obiektach do degradacji środowiska glebowego sformułowano pytania: czy obniżenie walorów użytkowych gleb na skutek pominięcia w dawce nawozów jednego lub dwóch składników pokarmowych ma charakter stały i czy można ją przywrócić w wyniku jednorazowych zabiegów agrotechnicznych. W ramach tak postawionego problemu badawczego wyznaczono cele szczegółowe badań polegające na:

- Ocenie wpływu niezrównoważonego nawożenia mineralnego na zawartość różnych form potasu (**Prace nr 1 i 4**) i fosforu (**Pace nr 2 i 3**) w glebie,

- Ocenie możliwości określenia jakości gleb na podstawie analizy pojemności ich kompleksu sorpcyjnego (**Praca nr 5**),
- Ocenie efektów jednorazowego wapnowania gleb silnie zakwaszonych w różnym stopniu wyczerpanych ze składników pokarmowych (**Praca nr 6**).

Analiza wpływu różnych czynników nawozowych (nawożenie azotem, fosforem, potasem, obornikiem i wapnowanie) wykazała, że na zawartość aktywnych (K_{akt}) i wymiennych (K_{wym}) form potasu w glebie w największym stopniu wpływało łączne stosowanie mineralnych nawozów potasowych i obornika (**Praca nr 1**). W takich warunkach nawozowych zawartość K_{akt} i K_{wym} w glebie była ponad stukrotnie większa w stosunku do obiektów bez nawożenia. Na obiektach, na których stosowano wyłącznie mineralne nawozy potasowe różnica ta była pięćdziesięciokrotna. Regularne wapnowanie i wieloletnie nawożenie azotem zmniejszało zawartość obu form potasu w glebie. Było to najprawdopodobniej wynikiem większego pobrania tego składnika z gleby wraz z większymi plonami roślin nawożonych azotem (**Praca nr 4**). Poza tym wprowadzana do gleby z nawozami azotowymi amonowa forma azotu mogła konkurować z jonami potasu o miejsca sorpcyjne na powierzchni fazy stałej gleby, co mogło potęgować jego wymywanie z gleby. Na podstawie uzyskanych wyników badań (**Praca nr 1**) mogłam stwierdzić, że w warunkach wieloletniego niezrównoważonego nawożenia mineralnego nawożenie obornikiem pozytywnie kształtowało zasobność gleb w potas. Zgodnie z oczekiwaniem stwierdziłam, że brak nawożenia fosforowego wpływał na zmniejszenie zasobności gleby w ten składnik. Proces ten nasilał się przy równoległym stosowaniu nawożenia azotowego i potasowego (**Prace nr 2 i 3**). Mogło to wynikać z zakwaszającego działania nawozów azotowych i potasowych na glebę. Regularne wapnowanie w warunkach braku nawożenia fosforowego zwiększało zawartość tego składnika w glebie. Podobny efekt wywołało nawożenie obornikiem. Na obiektach wapnowanych i nawożonych obornikiem dominującymi frakcjami fosforu w glebie był fosfor labilny i frakcja fosforanów wapnia. Natomiast w glebach niewapnowanych od wielu lat dominowała frakcja fosforanów glinu i żelaza.

Uzyskane wyniki badań (**Praca nr 5**) wskazują, że wieloletni brak wapnowania zmniejszał pojemność sorpcyjną gleb i niekorzystnie wpływał na relacje pomiędzy jonami utrzymywanymi na powierzchni fazy stałej gleby. Pojemność kompleksu sorpcyjnego gleby silnie zakwaszonej (obiekt NK) była o ok. 30% mniejsza, a stopień wysycenia zasadami kompleksu sorpcyjnego gleby był o ok. 65% mniejszy, niż na wapnowanym obiekcie z pełną dawką nawozów mineralnych (CaNPK). Stosowanie obornika łagodziło skutki braku wapnowania gleby. Na obiektach niewapnowanych, ale nawożonych obornikiem pojemność kompleksu sorpcyjnego gleby była o ok. 6,5% mniejsza, a stopień wysycenia zasadami kompleksu sorpcyjnego gleby był o 13% mniejszy, niż na obiekcie CaNPK+obornik. Uzyskane przez mnie wyniki badań wykazały, że prowadzenie niezrównoważonej gospodarki nawozami mineralnymi na glebach lekkich dość szybko prowadzi do ich głębokiej degradacji chemicznej. Regularne nawożenie obornikiem i wapnowanie gleby łagodziło w pewnym zakresie negatywne skutki niezrównoważonego nawożenia mineralnego. Regeneracyjne wapnowanie gleby lekkiej pozwoliło w stosunkowo krótkim czasie przywrócić jej utracone walory produkcyjne (**Praca nr 6**). W wyniku jednorazowej aplikacji wapna w dawce wyliczonej według pojedynczej kwasowości hydrolitycznej stwierdziłam istotny przyrost plonów roślin: ziemniaków, jęczmienia jarego i żyta. Wzrost wartości pH gleby

spowodował także statystycznie udowodniony przyrost zawartości dostępnych i aktywnych form fosforu w glebie. Zastosowane w eksperymencie wapnowanie zmniejszyło jednak saldo bilansu fosforu. W celu uniknięcia wyczerpywania rezerw tego składnika w glebie, wapnowanie regeneracyjne gleb lekkich wyczerpanych z dostępnych form fosforu wymaga jednoczesnego stosowania większych dawek tego składnika.

Literatura

1. **Szymańska M.**, Łabętowicz J., Korc M., 2005. Zawartość form potasu w glebie w warunkach trwałego doświadczenia nawozowego. *Nawozy i Nawożenie*. 3(24): 362-371.
2. **Szymańska M.**, Łabętowicz J., Korc M., 2005 Ocena czynników nawozowych w kształtowaniu form fosforu w glebie w warunkach trwałego doświadczenia nawozowego. Cz. I Fosfor przyswajalny. *Fragmenta Agronomica*. 1(85): 210-318.
3. **Szymańska M.**, Korc M., Łabętowicz J., 2005. Ocena czynników nawozowych w kształtowaniu form fosforu w glebie w warunkach trwałego doświadczenia nawozowego. Cz. II Mineralne formy fosforu oznaczone metodą Changa Jacksona. *Fragmenta Agronomica*. 1(85): 319-327.
4. **Szymańska M.**, Łabętowicz J., Korc M., Sosulski T., 2007. Wpływ wapnowania na zawartość form potasu w glebie. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*. 520 (cz. II): 745-752.
5. **Szymańska M.**, Łabętowicz J., Korc M., 2007. Procentowy udział kationów wysycających kompleks sorpcyjny jako wskaźnik do oceny jakości gleb. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*. 520 (cz. I): 181-187.
6. **Szymańska M.**, Korc M., Łabętowicz J., 2008. Effects of single liming of sandy soils not limed for more than 40 years in the light of results of long-term fertilization experiment. *Polish Journal of Soil Science*. 41(1): 103-114.

2. Gospodarowanie składnikami pokarmowymi w gospodarstwach rolnych o różnej specjalizacji produkcji

Zagadnienie monitoringu i oceny efektywności gospodarowania składnikami pokarmowymi w różnych typach gospodarstw rolnych było analizowane przeze mnie w latach 2009-2012 w ramach projektu N N310 089136. „**Opracowanie modeli zarządzania składnikami pokarmowymi w zróżnicowanych warunkach produkcji rolniczej**”. Do badań wybrałam 30 gospodarstw rolnych o łącznej powierzchni użytków rolnych 637 ha. W badanej grupie gospodarstw wydzieliłam 5 typów gospodarstw specjalizujących się w produkcji bydłowej, trzody chlewnej, drobiu, w produkcji roślinnej, polowej produkcji warzywniczej oraz w produkcji ekologicznej. W poszczególnych typach gospodarstw prowadzona była odmienna gospodarka składnikami pokarmowymi, wynikająca z odmiennej ich dostępności i zapotrzebowania. W ramach badań pobrałam próbki glebowe i roślinne, próbki nawozów naturalnych, pasz gospodarskich i przemysłowych, próbki wód drenarskich, oceniłam plony uprawianych w gospodarstwach roślin oraz wielkość produkcji zwierzęcej (sprzedane produkty pochodzenia zwierzęcego). Analiza chemiczna zebranego materiału

badawczego pozwoliła mi określić stan zakwaszenia gleby, jej zasobność w składniki pokarmowe, stan odżywienia roślin oraz poziom rozproszenia składników pokarmowych poza rolniczą przestrzeń produkcyjną do wód gruntowych i atmosfery. Ok. 35% powierzchni badanych gleb charakteryzowało się odczynem silnie kwaśnym, a ok. 30% odczynem kwaśnym, a tylko ok. 34% powierzchni gleb w gospodarstwach miało odczyn słabo kwaśny i obojętny (**Praca nr 1**). Uzyskany obraz zakwaszenia gleb w gospodarstwach był w ogólnym zakresie zbliżony z powszechnie dostępnymi danymi o stanie zakwaszenia gleb uprawnych w Polsce. Tymczasem zupełnie inaczej, niż przeciętnie w kraju kształtowała się w badanych gospodarstwach struktura zasobności gleby w fosfor. Ok. 64% powierzchni gleb w gospodarstwach charakteryzowało się bardzo wysoką, a 14% - wysoką zasobnością w fosfor dostępny dla roślin. Niska i bardzo niska zasobność gleb w ten składnik wystąpiła tylko na ok. 12% powierzchni badanych użytków rolnych. Największym udziałem gleb o wysokiej i bardzo wysokiej zasobności w fosfor charakteryzowały się gospodarstwa drobiarskie i warzywnicze. Tymczasem udział gleb o bardzo niskiej i niskiej zasobności w potas w powierzchni gleb badanych gospodarstw wynosił aż 52%, gleb o zasobności średniej – 28%, a gleb o wysokiej i bardzo wysokiej – 20% (**Praca nr 2**). Gospodarstwa o największym udziale gleb najbardziej zasobnych potas, to gospodarstwa specjalizujące się w produkcji roślinnej, gospodarstwa warzywnicze oraz drobiarskie. Znamienne jest to, że najmniejszym udziałem gleb o najwyższej zasobności w fosfor i potas charakteryzowały się gospodarstwa ekologiczne. Uzyskane przeze mnie wyniki badań dowiodły, że kierunek produkcji i związana z nim gospodarka nawozowa oraz struktura zasiewów determinuje w największym stopniu zasobność gleb w dostępne formy fosforu i potasu. Jednocześnie stwierdziłam, że regulacja odczynu gleb w gospodarstwach specjalizujących się w produkcji zwierzęcej doprowadzi do dalszego wzrostu zawartości dostępnych form fosforu w glebie. Może to być przyczyną zwiększenia się dyspersji tego składnika z rolniczej przestrzeni produkcyjnej do środowiska przyrodniczego.

Od wielu lat zagadnienia związane z wykorzystywaniem azotu w produkcji rolniczej są rozpatrywane w kontekście negatywnego wpływu tego pierwiastka na środowisko przyrodnicze. Intensyfikacja rolnictwa, gwarantująca wzrost produkcji, jest nierozdzielnie związana z rozpraszaniem azotu wprowadzanego do agro-obiegu. Do gospodarstw prowadzących produkcję zwierzęcą dopływa przeważnie więcej składników pokarmowych w paszach i nawozach mineralnych, niż do gospodarstw specjalizujących się wyłącznie w produkcji roślinnej. Pośród różnych typów gospodarstw największą nadwyżkę bilansową azotu stwierdziłam w gospodarstwach drobiarskich. Dodatkowo, w gospodarstwach z intensywną produkcją zwierzęcą często występuje nadwyżka produkowanych nawozów naturalnych w stosunku do posiadanej powierzchni użytków rolnych. Taki stan rzeczy powoduje, że w tych gospodarstwach należy zwrócić szczególną uwagę na prawidłowe zarządzanie składnikami pokarmowymi. Brak kompleksowych danych dotyczących oceny efektywności zarządzania składnikami nawozowymi w polskim rolnictwie skłoniły mnie do podjęcia szczegółowych badań w tym zakresie. W tym celu podjęłam próbę określenia zależności pomiędzy efektywnością produkcji rolniczej, a wybranymi parametrami gospodarstwa oraz danymi opisującymi przepływ składników pokarmowych przez gospodarstwo. Na podstawie przeprowadzonej analizy opracowałam model zarządzania azotem w gospodarstwach specjalizujących się w produkcji zwierzęcej (**Praca nr 3**). Za

wskaźnik efektywności zarządzania azotem przyjęłam efektywność produkcji w przeliczeniu na 1kg składnika zastosowanego w nawozach i paszach, W ocenie efektywności zarządzania azotem uwzględniłam ilość wyprodukowanych ziemiopłodów i produktów zwierzęcych wyrażoną w jednostkach zbożowych przypadającą na 1kg zastosowanego składnika ($\text{Jz} \cdot \text{kgN}^{-1}$). Średnia wartość tego wskaźnika dla 20 badanych gospodarstw wyniosła $0,63 \text{ Jz} \cdot \text{kgN}^{-1}$. Opracowany przeze mnie model wskazuje, że pośród różnych parametrów oceny, decydującą rolę w kształtowaniu efektywności zarządzania azotem odgrywa: płodozmian i związana z nim struktura zasiewów, ilość azotu wprowadzona do gospodarstwa z paszami z zakupu; intensywność produkcji zwierzęcej i związana z nią pośrednio strawność pasz (zawartość azotu w nawozach naturalnych); wielkość dawek azotu w nawozach naturalnych i mineralnych, a także odpływ azotu z gospodarstwa w sprzedanych produktach roślinnych i zwierzęcych. W ocenianych czterech typach gospodarstw specjalizujących się w produkcji: ekologicznej, bydła mlecznego, trzody chlewnej i drobiu do największych strat azotu dochodzi w gospodarstwach drobiarskich, a najmniejszych - w gospodarstwach ekologicznych.

Literatura

1. **Szymańska M., Łabętowicz J., Czopowicz A., 2011.** Zawartość dostępnych form fosforu w glebie w zależności od kierunku produkcji gospodarstwa. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych. 565: 323-330.
2. **Szymańska M., Łabętowicz J., Czopowicz A., 2011.** Zawartość dostępnych form potasu w glebie w zależności od kierunku produkcji gospodarstwa. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych. 565: 331-337.
3. **Szymańska M., Szara E., Korc M., Łabętowicz J., A., 2013.** Model of nitrogen management on farms specializing in livestock production. Soil Science Annual. 64(2): 60-66.

3. Wpływ różnych warunków glebowych i nawozowych na przemiany związków fosforu w glebach uprawnych

Rozwinięciem tego kierunku prowadzonych przeze mnie badań była analiza stanu fosforowego gleby lekkiej w zróżnicowanych warunkach nawozowych (**Praca nr 2**). Przeprowadziłam także analizę stanu nawożenia, pobrania i wykorzystania fosforu w rolnictwie polskim (**Praca nr 1**). W pracy tej oceniłam główne źródła fosforu w rolnictwie polskim i oszacowałam wielkość dopływu, pobrania i wykorzystania tego składnika przez rośliny. Zasadniczym osiągnięciem było określenie źródeł fosforu w polskim rolnictwie, wielkości pobrania tego składnika przez uprawiane w Polsce rośliny, oraz ilości fosforu, która pozostaje nagromadzona w glebie lub ulega stratom. Moje badania pozwoliły na stwierdzenie, że w tamtym okresie stosowano na polskich polach rocznie ok. 285 tys. t fosforu. Ok. 78% zastosowanej ilości fosforu odnajdywane było w biomase zbieranych z pól roślin. Istotnym osiągnięciem tej pracy była wycena wielkości strat fosforu z rolnictwa polskiego, którą oszacowałam na 56,5-69,5 tys. t P rok⁻¹. Zestawienie wyliczonej wielkości strat fosforu z

rolniczej przestrzeni produkcyjnej z wielkością ładunku tego składnika do wód morza Bałtyckiego pozwoliło mi udowodnić, że rolnictwo polskie jest tylko częściowo odpowiedzialne za zanieczyszczenie Bałtyku tym składnikiem i krytycznie odnieść się do krajowych publikacji na ten temat. Nieodnaleziona część traconego fosforu (różnica pomiędzy akumulacją w glebie i ładunkiem do Morza Bałtyckiego) w mojej opinii była zdeponowana w różnego typu strefach buforowych i śródlądowych wodach powierzchniowych. Na podstawie przeprowadzonych badań nad przepływem fosforu w rolnictwie polskim (**Praca nr 3**) stwierdziłam, że efektywność wykorzystania tego składnika w rolniczej przestrzeni produkcyjnej była bardzo mała i wynosiła ok. 14,5%.

Dalsze moje zainteresowania problematyką przemian związków fosforowych w glebach uprawnych były przeze mnie rozwijane poprzez udział w badaniach nad właściwościami sorpcyjnymi gleb Polski w stosunku do fosforu. W badaniach tych oceniono przydatność modeli Langmuir'a, Freundlich'a i Temkin'a do oceny właściwości sorpcyjnych naszych gleb (**Praca nr 4**). W pracy tej udowodniono, że pojemność sorpcyjna różnych gleb Polski Centralnej wobec fosforu jest mała. Poza oceną zdolności gleb do sorpcji fosforanów w pracy przedstawiono oryginalne rozwiązania metodyczne pozwalające na wyznaczeniu indeksu sorpcji fosforu (PSI). Wyniki tych analiz pozwoliły na określenie optymalnego dla naszych gleb sposobu pomiaru PSI polegającego na jednorazowym równoważeniu gleby roztworem zawierającym $36 \text{ mg P} \cdot \text{dm}^{-3}$ przy stosunku masowym gleba/roztwór wynoszącym 1:10. W kolejnej pracy poświęconej temu zagadnieniu zajęto się oceną udziału różnych form żelaza i glinu kształtujących wielkość sorpcji fosforanów w glebach uprawnych (**Praca nr 5**). Następnym etapem badań nad sorpcją fosforu była ocena możliwości wykorzystania w tym celu testu glebowego Mechlicha-3 i różnych wskaźników sorpcji (**Praca nr 6**). Należy zauważyć, że podobne badania jak te, w których brałam udział w Zakładzie Chemii Rolniczej były prowadzone przez Stację Chemiczno-Rolniczą w Warszawie IUNG-PIB w Puławach. Tamte badania były ukierunkowane jednak na ocenę możliwości adaptacji testu glebowego Mechlicha-3 dla potrzeb diagnostyki nawozowej gleb. Tymczasem badania, w których współuczestniczyłam prezentują koncepcję wykorzystania tego testu do oceny środowiskowych skutków nawożenia (**Praca nr 7**). Zasadniczym osiągnięciem cytowanych prac było wykazanie, że ujemnie naładowane aniony fosforanowe konkurują o miejsca sorpcyjne w glebie z anionami organicznymi. Przewaga anionów organicznych nad fosforanowymi w glebie definiuje zjawisko strat fosforu do hydrosfery (spływ powierzchniowy i wymywanie). Do tej pory bowiem panował pogląd, że w warunkach nawożenia organicznego rozpraszanie fosforu z rolniczej przestrzeni produkcyjnej związane jest z przemieszczaniem się fosforu organicznego z warstwy ornej gleby do wód. Tymczasem wyniki badań, w których uczestniczyłam pozwoliły na nowatorski sposób oceny tego zjawiska. Mineralne związki fosforu (powstające w wyniku mineralizacji nawozów organicznych, bądź dostarczane do gleby z nawozami mineralnymi) ulegają przemieszczeniu z gleby wraz z wodą ze względu na brak możliwości ich zabsorbowania przez fazę stałą gleby (wysyconą anionami organicznymi).

Literatura

1. **Szymańska M.**, Szara E., Łabętowicz J. 2008 Obieg fosforu w rolnictwie polskim. *Fragmenta Agronomica*. 25. 4(100): 152-162.

2. **Szymańska M.**, Łabętowicz J., Korc M. 2009. Ocena stanu fosforowego gleby lekkiej w zróżnicowanych warunkach nawożenia mineralnego i organicznego. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*. 538: 283-290.
3. **Szymańska M.**, Szara E., Łabętowicz J. 2009. Próba oszacowania przepływu fosforu w rolnictwie polskim w oparciu o model Schrödera. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*. 538: 291-297.
4. Szara E., Sosulski T., **Szymańska M.**, 2011a. Phosphorus sorption properties of selected polish arable soil. *Nawozy i Nawożenie*. 44: 33 – 43.
5. Szara E., Sosulski T., Korc M., **Szymańska M.** 2011b. Wpływ różnych form żelaza i glinu na pojemność sorpcyjną wobec fosforu różnych gleb uprawnych polski. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 565: 313 – 321.
6. Szara E., Sosulski T., **Szymańska M.**, Stępień W. 2017. Phosphate sorption and P soil-test in sandy loam soil as affected by manure and lime applications in a long-term fertilization experiment. *Fresenius Environmental Bulletin*. 26 (5): 3191–3199.
7. Szara E., Sosulski T., **Szymańska M.**, Szyszkowska K. 2018. Usefulness of Mechlich-3 test in the monitoring of phosphorus dispersion from Polish arable soils. *Environmental Monitoring and Assessment*. 190(5): 298.

4. Emisja gazów z rolniczej przestrzeni produkcyjnej.

W 2009 r. uzyskałam finansowanie projektu badawczego pt.: „**Opracowanie modeli zarządzania składnikami pokarmowymi w zróżnicowanych warunkach produkcji rolniczej**” (NN 310089136). Uzyskane środki na badania umożliwiły mi zakup przenośnych zestawów pomiarowych V-RAE oraz MultiRAE IR do pomiaru stężenia gazów w powietrzu atmosferycznym. Przeprowadzone w ramach projektu badania nad emisją NH₃, CO₂, H₂S, SO₂, NO i NO₂ z gleby pól uprawnych i nawozów naturalnych miały w Zakładzie Chemii Rolniczej charakter pionierski. Rozwinięciem tego kierunku badań był udział w pomiarach emisji N₂O z gleby pól uprawnych realizowanych w Zakładzie Chemii Rolniczej w latach 2011-2014. Badania te były prowadzona na wybranych obiektach wieloletnich eksperymentów nawozowych w Skierniewicach. W wyniki tych badań pozwoliły określić charakter emisji N₂O z gleby. Zasadniczą cechą emisji tego gazu z gleb uprawnych jest duża zmienność oraz to, że rozkład emisji w okresie wegetacji nie ma charakteru rozkładu normalnego. W cyklu prac poświęconych temu zagadnieniu wykazano, że emisja N₂O z gleby nawożonej w systemie nawożenia mineralnego (CaNPK) wahała się w zakresie: 0,13–11,20 g N-N₂O·ha⁻¹·d⁻¹, w systemie nawożenia mineralno-organicznego (CaNPK+FYM): 0,23–11,06 g N-N₂O·ha⁻¹·d⁻¹ i 0,25–12,28 g N-N₂O·ha⁻¹·d⁻¹ w systemie nawożenia organicznego (Ca+FYM). Uzyskane wyniki badań pozwoliły wycenić wielkości emisji N₂O z gleby na 0,64-0,72 kg N-N₂O·ha⁻¹ (można więc przyjąć, że emisja N₂O z gleb lekkich w Polsce powinna sięgać około 1,5 kg N-N₂O ha⁻¹rok⁻¹). Oznacza to, że w różnych systemach nawożenia, przy podobnych dawkach azotu w nawozach mineralnych i naturalnych emisja N₂O z gleby w trakcie okresu wegetacji jest podobna. Zasadniczym osiągnięciem badań było ustalenie hierarchii czynników glebowych i atmosferycznych w kształtowaniu wielkości emisji N₂O z gleby. Dowiedziono, że wielkość emisji N₂O z gleby lekkiej była silniej

skorelowana z temperaturą gleby i temperaturą atmosferyczną, niż z zawartością azotu mineralnego ($N-NO_3^-$ i $N-NH_4^+$) w glebie. Natomiast relacja pomiędzy emisją N_2O z gleby, a jej wilgotnością była opisana ujemnymi współczynnikami korelacji. W okresie występowania podwyższonej wilgotności gleby (marzec/kwiecień i październik/listopad) emisja N_2O z badanych gleb była mała. Uzyskane wyniki badań pozwoliły na stwierdzenie, że N_2O w glebach lekkich Centralnej Polski powstaje w wyniku dwóch procesów: nityfikacji i denityfikacji, na co wskazuje korelacja emisji gazu z zawartością obu jonów azotowych. Intensywność obu procesów mikrobiologicznych jest w dużej mierze uzależniona od temperatury gleby, dlatego największą emisję N_2O obserwowano w miesiącach letnich, a mniejszą - wiosną i jesienią (**Praca nr 2**). Stosunkowo niewielkie różnice w emisji N_2O w różnych systemach nawożenia roślin były inspiracją do przebadania wpływu zakwaszenia gleby na wielkość emisji N_2O z gleb uprawnych (**Praca nr 3**). W literaturze panuje bowiem pogląd, że gleby kwaśne mogą stanowić poważne źródło emisji tego gazu Rütting i in. (2013) oraz van den Heuvel i in. (2011) W tym celu do badań wybrano obiekty znajdujące się na trzech wieloletnich eksperymentach nawozowych w Skierniewicach znacząco różniące się stanem zakwaszenia gleby. Wartość pH gleby na obiektach wapnowanych (CaNPK) wahała się na badanych polach w granicach 6,0-6,6 pH. Natomiast na obiektach niewapnowanych (NPK) wartość pH wahała się w przedziale 4,2-4,5 pH. Nie stwierdzono znaczących różnic w wielkości emisji N_2O z gleby wapnowanej i niewapnowanej, a analiza statystyczna danych nie wykazała istotności różnic w rozkładzie emisji tego gazu z gleb różniących się odczynem. Przeciętna (mediana) emisja N_2O z gleby na obiektach wapnowanych (CaNPK) na trzech badanych eksperymentach wyniosła odpowiednio 2,52, 2,87 i 3,23 g $N-N_2O \cdot ha^{-1} \cdot d^{-1}$, a na obiektach silnie zakwaszonych (NPK) odpowiednio 2,93, 2,86 i 3,01 g $N-N_2O \cdot ha^{-1} \cdot d^{-1}$. Jednak uzyskane różnice w emisji N_2O z gleb różniących się wartością pH pozwoliły na wyznaczenie optimum pH dla emisji tego gazu z gleby. Na obiektach niewapnowanych największą emisję N_2O stwierdzono przy pH gleby 4,3-4,4, a na glebach wapnowanych przy $pH > 6,6$. Uzyskane wyniki badań można tłumaczyć dużą zdolnością adaptacji mikroorganizmów produkujących N_2O do różnych warunków zakwaszenia gleby.

Prowadzone na wieloletnich eksperymentach polowych badania nad emisją N_2O z gleby nie pozwoliły na ocenę, który z czynników – wieloletnie nawożenie mineralne i organiczne (kształtujące m.in. zawartość węgla organicznego, azotu ogólnego, pH gleby), czy nawożenie stosowane w roku badań wywiera większy wpływ na wielkość emisji N_2O z gleby. W celu rozstrzygnięcia roli wieloletniego i ostatnio stosowanego nawożenia w kształtowaniu emisji N_2O przeprowadzono eksperyment laboratoryjny (**Praca nr 4**). W eksperymencie tym na glebach pobranych do 1 m głębokości z obiektów nawożonych od 1923 r. wyłącznie nawozami mineralnymi lub obornikiem zastosowano nawożenie saletrą amonową lub obornikiem. Uzyskane wyniki badań pozwoliły na stwierdzenie, że o emisji N_2O z gleby w większym stopniu decydowało wieloletnie nawożenie kształtujące właściwości chemiczne gleby, niż nawożenie stosowane w eksperymencie laboratoryjnym. Niezależnie od zastosowanego w eksperymencie nawożenia mineralnego i organicznego, emisja N_2O z gleby nawożonej od wielu lat obornikiem była większa, niż z gleby nawożonej nawozami mineralnymi, a rozkład emisji N_2O z tych gleb różnił się istotnie. Otrzymane wyniki badań potwierdziły również doniesienia literaturowe o wzroście intensywności emisji N_2O z gleby związanej ze wzrostem wilgotności gleby (**Praca nr 4**). **Praca nr 5** miała charakter

przeglądowy. Jej zasadniczym osiągnięciem obok przeglądu światowej literatury z zakresu emisji N₂O z gleb rolnych była analiza możliwości zastosowania i efektywności w warunkach Polski praktyk mityzacji emisji N₂O z gleby. W pracy przeanalizowano potencjał najbardziej rozpowszechnionych praktyk tj.: zmniejszenie dawek nawożenia azotem, dobór formy azotu w nawozach i zastosowanie inhibitorów nityfikacji i ureazy, regulacja odczynu gleby, kontrola i zmniejszenie dawek nawozów naturalnych, zalesienie gleb najsłabszych oraz intensyfikacja produkcji roślinnej.

Literatura

1. Rütting T., Huygens D., Boeckx P., Staelens J., Klemmedtsson L. 2013. Increased fungal dominance in N₂O emission hotspots along a natural pH gradient in organic forest soil. *Biology and Fertility of Soils*. 49: 715–721.
2. Sosulski T., Szara E., Stępień W., **Szymańska M.** 2014. Nitrous oxide emissions from the soil under different fertilization systems on a long-term experiment. *Plant Soil Environment*. 60(11): 481–488.
3. Sosulski T., Szara E., Stępień W., **Szymańska M.** 2016. Impact of liming management on N₂O emissions from arable soils in three long-term fertilization experiments in Central Poland" *Fresenius Environmental Bulletin*. 25(12a): 6111–6119.
4. Sosulski T., Szara E., **Szymańska M.**, Stępień W. 2017. N₂O emission and nitrogen and carbon leaching from the soil in relation to long-term and current mineral and organic fertilization – a laboratory study" *Plant Soil Environment*. 63 (3): 97–104.
5. Sosulski T., **Szymańska M.**, Szara E. 2017. Ocena możliwości redukcji emisji N₂O z gleb uprawnych Polski. *Soil Science Annual*. 68 (1): 1:10.
6. van den Heuvel R.N., van der Biezen E., Jetten M.S.M., Kartal B., 2011. Denitrification in a riparian buffer zone. *Environmental Microbiology*. 12 (12): 3264–3271.

5. Przemiany związków węgla i azotu w glebach

Innym przedmiotem moich zainteresowań naukowych były badania nad przemianami związków węgla i azotu w glebach uprawnych. W ostatnim czasie poszukuje się skutecznych sposobów wiązania CO₂ w glebach uprawnych. Przeprowadzone przeze mnie badania nad możliwością sekwestracji węgla w glebie oparte były na analizie modelu Matthews'a i Grogan'a. Układem, który był przedmiotem moich badań była plantacja wierzby energetycznej (**Praca nr 1**). Zasadniczym osiągnięciem pracy była ocena możliwości wykorzystania modeli Matthews'a i Grogan'a do kalkulacji sekwestracji węgla w glebach Polski. Przeprowadzone przeze mnie badania modelowe wskazały, że sekwestracja węgla brutto na plantacji wierzby sięga ok. 0,49 t C·ha⁻¹·rok⁻¹. Przeprowadzona przeze mnie analiza LCA (Life Cycle Assessment) (**Praca nr 2**) emisji gazów cieplarnianych z gleby pozwoliła wycenić sekwestrację węgla netto na poziomie 0,35 t C·ha⁻¹·rok⁻¹ i stwierdzić, że energetyczne wykorzystanie biomasy wierzby skutkuje ujemnym bilansem CO₂ w powietrzu atmosferycznym.

Badania nad wielkością wymywania związków organicznych z gleby pozwoliły przetestować hipotezę badawczą, w której założono, że przyczyną trwałego zanieczyszczenia wód gruntowych azotem jest niedostateczna dla denitryfikatorów ilość związków węgla towarzysząca wymywanym azotanom (**Praca nr 3**). Wyniki tych badań potwierdziły założenia hipotezy badawczej. Zmierzona ilość rozpuszczalnych związków węgla organicznego była zbyt mała (dla denitryfikatorów) w stosunku do ilości wymywanych azotanów. Straty azotu przez wymywanie określono na poziomie 8-15 kg N·ha⁻¹ w systemie nawożenia mineralnego, 21-38 kg N·ha⁻¹ w systemie nawożenia mineralno-organicznego, a w systemie nawożenia organicznego na ok. 22 kg N·ha⁻¹. Oszacowano, że aż 60–70% wymytego z gleby azotu nie może ulec denitryfikacji (procesowi samooczyszczenia wód) i trwale zanieczyszcza wody gruntowe. Wniosek taki wysnuto porównując relacje C:N-NO₃⁻ w wodach odpływających z badanych profili glebowych z danymi literaturowymi opisującymi optimum tej relacji dla procesu denitryfikacji. Zagadnienie to było rozwijane w opisywanych już badaniach laboratoryjnych (których głównym celem była ocena wpływu wieloletniego i ostatnio stosowanego nawożenia na emisję N₂O z gleby) (**Praca nr 4**). W eksperymencie laboratoryjnym, w którym zaniechano uprawy roślin jako czynnika zmniejszającego pulę NO₃⁻ w glebie, stosunek C:N-NO₃⁻ w odciekach wody był jeszcze bardziej niekorzystny dla denitryfikacji, niż ten otrzymany w eksperymentach polowych.

Literatura

1. **Szymańska M.**, Łabętowicz J., Kwietniewska G. 2011. Sekwestracja węgla w glebie na plantacji wierzby energetycznej oszacowana na podstawie modelu Matthews i Grogan. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych. 565: 357-363.
2. **Szymańska M.**, Łabętowicz J., Kwietniewska G. 2011. Emisja gazów cieplarnianych w cyklu produkcji biomasy wierzby energetycznej (*Salix viminalis*). Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych. 565: 339-346.
3. Sosulski T., Szara E., Stępień W., **Szymańska M.**, Borowska-Komenda M. 2016. Carbon and nitrogen leaching in Long-term experiments and DOC/N-NO₃⁻ ratio in drainage water as an indicator of denitrification potential in different fertilization and crop rotation systems. Fresenius Environmental Bulletin. 25 (8): 2813-2814.
4. Sosulski T., Szara E., **Szymańska M.**, Stępień W. 2017: N₂O emission and nitrogen and carbon leaching from the soil in relation to long-term and current mineral and organic fertilization – a laboratory study. Plant Soil Environment. 63 (3): 97–104 .

Inne zagadnienia badawcze, których publikacja jest na etapie recenzji lub przygotowań

Wieloletnia współpraca z podmiotami gospodarczymi działającymi w branży biogazowej, rozpoznanie problemów z zagospodarowaniem produkowanych tam odpadów oraz zdobyte doświadczenie i wiedza wynikająca z przeprowadzonych przeze mnie badań nad fermentacją metanową materiałów organicznych oraz sposobów zagospodarowania produktu pofermentacyjnego skłoniły mnie do pogłębienia tego zagadnienia i rozpoczęcia badań nad oceną możliwości budowy w gospodarstwach rolnych biorafinerii. Rozwój koncepcji biorafinerii wynika z konieczności efektywnego gospodarowania zasobami oraz promowania

zrównoważonego wykorzystania biomasy. Biorafinerie wpisują się w ideę gospodarki w obiegu zamkniętym poprzez realizację odzysku składników mineralnych, organicznych i energii z odpadów, na bazie których uzyskiwane są produkty o wartości dodanej. Włączenie ich do obiegu ma na celu zastąpienie lub zmniejszenie zużycia paliw kopalnych i eksploatacja złóż składników. W mojej opinii w biorafinerii powinny być uzbrojone gospodarstwa specjalizujące się w intensywnej produkcji zwierzęcej, w których istniejące biogazownie można rozbudować o kolejne procesy jednostkowe, koncentrujące się na odzysku z produktów pofermentacyjnych cennych składników i energii. W związku z tym w 2015 r. nawiązałam współpracę z Cornelissen Consulting Services B.V (Holandia), Profinutrients, Maatschap Nijkamp-Marsman (Holandia), Natural Environment Research Council (Wielka Brytania), Instytutem Nowych Syntezy Chemicznych w Puławach (Polska) oraz Wydziałem Ekonomicznym SGGW w Warszawie, której efektem jest projekt: **Cradle to Cattle (CtoC) - „Recykling pierwiastków biogenych w gospodarstwach bydłowych”**. W ramach tego projektu zbudowano ideową biorafinerię w modelowym gospodarstwie zajmującym się hodowlą bydła mlecznego „De Marke” w Hengelo (Gld), Holandia. W biorafinerii prowadzono proces fermentacji metanowej gnojowicy bydłowej. Uzyskany produkt pofermentacyjny separowano na frakcję ciekłą i stałą. Frakcja stała stosowana była w gospodarstwie w celach nawozowych, natomiast frakcja ciekła poddawana była procesom odzysku N i P poprzez strącanie struwitu ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$) oraz wiązanie amoniaku w postaci bio-siarczanu amonu ($(NH_4)_2SO_4$). Powstający w tych procesach odciek kierowany był do stawów, w których hodowano rzęś wodną (*Lemna L.*) z przeznaczeniem na paszę dla bydła. Wyniki przeprowadzonych w tym zakresie badań zamieściłam w publikacji zgłoszonej do druku w zagranicznym, wysokopunktowanym czasopiśmie znajdującym się w bazie Journal Citation Reports (JRC):

1. **Szymańska M.**, Szara E., Wąs A., van Pruissen G.W.P., Cornelissen R.L., Borowik M., Konkol M., Sosulski T. Nutrient management via N and P recovery in the farm scale bio-refinery - Praca została wysłana do czasopisma: Plant, Soil and Environment (IF₂₀₁₈=1,421, MNiSW₂₀₁₆=25 pkt) – praca w trakcie recenzji.

Kolejne prace są w trakcie przygotowywania i w najbliższym czasie zostaną wysłane do czasopism znajdujących się w bazie Journal Citation Reports (JRC):

1. **Szymańska M.**, Szara E., Wąs A., van Pruissen G.W.P., Cornelissen R.L., Sosulski T. Struvite as a fertilizer from an integrated bio-refinery system on a farm scale.
2. **Szymańska M.**, Szara E., Wąs A., van Pruissen G.W.P., Cornelissen R.L., Sosulski T. Ammonium sulphate as a fertilizer from an integrated bio-refinery system on a farm scale.

Koncepcja pozyskania struwitu z różnego rodzaju odpadów znajduje coraz większe zastosowanie w biogazowniach rolniczych w Europie Zachodniej. Czynnikiem limitującym efektywność tego procesu jest niedostateczna zawartość magnezu w pofermencie. Dlatego technologia produkcji struwitu wymusza konieczność dodatku technicznych soli

magnezowych. To znacznie zwiększa koszty operacyjne i ogranicza możliwość powszechnego zastosowania tej technologii w naszych biogazowniach rolniczych. Dostrzegając możliwość odzysku azotu i fosforu z produktów pofermentacyjnych oraz problem niedoboru magnezu w ich masie, w swojej dalszej pracy naukowej zamierzam skupić się na opracowaniu technologii produkcji struwitu z wykorzystaniem alternatywnych dla technicznego $MgCl_2$ źródeł magnezu.

Poza podstawowym zagadnieniem badawczym wynikającym z moich zainteresowań związanych z zagospodarowaniem produktów pofermentacyjnych kontynuuję badania nad emisją N_2O z gleb rolnych i leśnych oraz nad oceną przemian związków fosforu w glebach uprawnych. Wyniki tych badań zostały przedstawione w pracach zgłoszonych do publikacji w zagranicznych, wysokopunktowanych czasopismach naukowych:

1. Sosulski T., Szara E., **Szymańska M.**, Stępień W., Rutkowska B., Szulc B. Soil N_2O emission under conventional tillage conditions and from forest soil. Praca została wysłana do czasopisma: Soil & Tillage Research (IF₂₀₁₇= 3.824, MNiSW₂₀₁₆=40 pkt) - praca w trakcie recenzji.
2. Szara E., Sosulski T., **Szymańska M.**, Stępień W. Accumulation and Release of Phosphorus in Soil in Different System of Fertilisation of Rye Monoculture under a Long-Term Experiment. Praca została wysłana do czasopisma: Archives of Agronomy and Soil Science (IF₂₀₁₇=2,254 MNiSW₂₀₁₆=25 pkt) - praca w trakcie recenzji.