

dr inż. Edmund Hajduk
Uniwersytet Rzeszowski w Rzeszowie
Wydział Biologiczno-Rolniczy
Katedra Gleboznawstwa, Chemii Środowiska i Hydrologii

AUTOREFERAT

Rzeszów, 2019

1. Imię i nazwisko: Edmund Hajduk

2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe:

- 1976-1980 – szkoła średnia (IV Liceum Ogólnokształcącym im. M. Kopernika w Rzeszowie) po ukończeniu której, w 1980 r. uzyskałem świadectwo dojrzałości
- 1980-1985 – jednolite studia magisterskie w zakresie chemii (specjalność inżynieria i sterowanie procesami chemicznymi) na Wydziale Chemicznym Politechniki Rzeszowskiej im. I. Łukasiewicza w Rzeszowie, zakończone obroną pracy magisterskiej pt. „Numeryczne rozwiązanie równania Naviera-Stokesa we współrzędnych cylindrycznych” z wynikiem bardzo dobrym i uzyskaniem tytułu mgr inż. chemika (24.09.1985 r.)
- 24 stycznia 2001 roku na podstawie uchwały Rada Wydziału Rolniczego AR w Lublinie uzyskanie stopnia doktora nauk rolniczych w zakresie agronomii. Tytuł rozprawy doktorskiej: „Zmiany wybranych właściwości chemicznych w glebach objętych wpływem zanieczyszczeń przemysłowych w Polsce południowo-wschodniej”. Promotor pracy: prof. dr hab. Stanisław Baran.

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych:

- 1990-1991 r. – asystent stażysta w Zakładzie Chemizacji Produkcji Rolniczej Akademii Rolniczej im. H. Kołłątaja w Krakowie, Wydział Ekonomii w Rzeszowie,
- 1991-2000 r. – asystent w Zakładzie Chemizacji Produkcji Rolniczej Akademii Rolniczej im. H. Kołłątaja w Krakowie, Wydział Ekonomii w Rzeszowie,
- 2000-2001 r. – wykładowca w Katedrze Chemizacji Produkcji Rolniczej Akademii Rolniczej w Krakowie, Wydział Ekonomii w Rzeszowie,
- 2001– adiunkt w Katedrze Chemizacji Produkcji Rolniczej Akademii Rolniczej im. H. Kołłątaja w Krakowie, Wydział Ekonomii w Rzeszowie
- 2001-2013 – adiunkt w Katedrze Agroekologii, później Katedrze Gleboznawstwa, Chemii Środowiska i Hydrologii, Wydział Biologiczno-Rolniczy, Uniwersytet Rzeszowski w Rzeszowie
- 2013 r. do chwili obecnej – starszy wykładowca w Katedrze Gleboznawstwa, Chemii Środowiska i Hydrologii, Wydział Biologiczno-Rolniczy, Uniwersytet Rzeszowski w Rzeszowie

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.):

4.1. Tytuł osiągnięcia naukowego:

Wpływ osadów ściekowych na bioakumulację pierwiastków śladowych w biomase wierzby energetycznej (*Salix viminalis* L.) i właściwości gleby lekkiej

4.2. Publikacja stanowiąca osiągnięcie naukowe – monografia:

Hajduk E. 2019. Wpływ osadów ściekowych na bioakumulację pierwiastków śladowych w biomase wierzby energetycznej (*Salix viminalis* L.) i właściwości gleby lekkiej. Wydawnictwo Uniwersytetu Rzeszowskiego, Rzeszów: 1-173. ISBN 978-83-7996-625-7
Recenzent: prof. dr hab. Anna Wójcikowska-Kapusta

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

WSTĘP

W ostatnich latach obserwuje się wzrost ilości ditlenku węgla w atmosferze, co w wielu publikacjach jest wskazywane jako potencjalne zagrożenie związane ze zmianami klimatycznymi (efekt cieplarniany)[Obrębska-Starkłowa, Starkel 1991, Thomas i in. 2004, UNFCCC 2007, CCSP 2008, Gumuła i Piaskowska 2009, IPCC 2013, Adedeji i in. 2014]. Głównym antropogennym źródłem tego gazu jest przemysł energetyczny stąd propaguje się (także w unormowaniach prawno-ekonomicznych) daleko idące zmiany w tym sektorze [Kasztelewicz 2011]. W związku z koniecznością wykorzystania do produkcji energii źródeł odnawialnych, planuje się coraz szersze wykorzystanie biomasy, która cechuje się zamkniętym obiegiem CO₂ [Kenney i in. 1996, Budzyński i Bielski 2004, Niedziółka i Zuchniarz 2006, Stolarski i in. 2008, Matyka 2009, Szyszlak-Bargłowicz i Piekarski 2009].

Spośród wielu rodzajów biomasy, uprawa szybko rosnących drzew krótkiej rotacji (w tym wierzby) wydaje się być jednym z alternatywnych wariantów jej pozyskiwania [Budzyński i Bielski 2004, Błażej i Błażej 2005, Zajączkowski 2006, Stolarski i in. 2008, Tworkowski i in. 2010a, Jama-Rodzeńska i in. 2016, Stolarski i in. 2016]. Wierzba charakteryzuje się dużym przyrostem biomasy i plonowaniem [Kaniuczak i in. 2005a, Niedziółka i Zuchniarz 2006, Zajączkowski 2006, Baran i in. 2007, Majtkowski i Majtkowska 2008, Nissim i in. 2013, Stolarski i in. 2017b, Kuzovkina i in. 2018], małymi wymaganiami glebowymi i klimatycznymi [Ostrowski i Gutkowska 2008, Kuś i Matyka 2010b, Kaniuczak i in. 2012], ale wymaga do optymalnego plonowania znacznych ilości wody [Ostrowski i in. 2009, Kuś i Matyka 2010b]. Polska obok Szwecji, Wielkiej Brytanii, Niemiec, Włoch i Francji jest jednym z głównych producentów biomasy wierzby z upraw krótkiej rotacji (SRC) [Faasch i Patenaude 2012]. Nie mniej jednak wielkość uzyskiwanych plonów jest uzależniona od wielu czynników: rodzaju klonu i gęstości obsady roślin [Stolarski i in. 2011, Holm i Heinsoo 2013, Nissim i in. 2013, Szczukowski i in. 2014, Stolarski i in. 2017b, Kuzovkina i in. 2018], właściwości i składu chemicznego gleby [Majtkowski i Majtkowska 2008, Piskier 2008, Stolarski i in. 2011, Kuzovkina i in. 2018], warunków pogodowych, stosowanego nawożenia [Scholz i Ellerbrock 2002, Nowak i in. 2011, Holm i Heinsoo 2013, Nissim i in. 2013], cyklu zbioru pędów [Nowak i in. 2011, Kaniuczak i in. 2012, Nissim i in. 2013], stosowanych zabiegów ochrony roślin przed

chorobami i szkodnikami [Hopkin i Cheliak 1996, Mitchell i in. 1999, Błażej i Czerniakowski 2005].

Uprawa roślin energetycznych na gruntach rolniczych nie powinna odbywać się kosztem produkcji żywności [Krasowicz 2008, Tworkowski i in. 2010b]. W pierwszej kolejności należałoby wykorzystać niezagospodarowane grunty rolne i trwałe użytki zielone [Kaniuczak i in. 2005b, Jarecki i Bobrecka-Jamro 2010, Kabała i in. 2010, Kaniuczak i in. 2012]. W Polsce rolnictwo było i jest jednym z podstawowych gałęzi gospodarki, jednakże około 2,3 mln ha gruntów czyli 12,4 % użytków rolnych można zakwalifikować jako marginalne (nieurodzajne, stąd nieopłacalne w użytkowaniu, zanieczyszczone, zdegradowane lub o niekorzystnych warunkach przyrodniczo-terytorialnych), a około 90% z nich to suche i jałowe gleby piaszczyste [Wójcik i in. 2014]. Przeznaczenie takich gleb pod uprawę roślin energetycznych wydają się być prawidłowym kierunkiem działania. Spośród wielu zalet uprawy wierzby warto zwrócić uwagę na możliwość wykorzystania wierzby w procesach remediacji gruntów i gleb [Kaniuczak 2003, Bedell i in. 2009, Mleczek i in. 2010, Forbes i in. 2017]. Wierzba na ogół nie jest zaliczana do grupy hiperakumulatorów metali ciężkich [Kovacs i Szemmelveisz 2017], ale z uwagi na szybki wzrost i znaczny plon biomasy, rozległy i dość głęboki system korzeniowy, zdolność do wzrostu w zróżnicowanych warunkach glebowych oraz potencjał akumulacji zanieczyszczeń, umożliwia stosunkowo duże wyprowadzenie pierwiastków z podłoża i może być wykorzystana w procesach fitoremediacji [Pulford i in. 2002, Kaniuczak i in. 2003, Vysloužilová i in. 2003, Kacálková i in. 2009, Mleczek i in. 2010, Bissonnette i in. 2010, Kaniuczak i in. 2012, Laidlaw 2012, Van Slycken i in. 2013].

Uzyskanie wysokiej wydajności biomasy z upraw na glebach mało żyznych, ubogich w materię organiczną i składniki pokarmowe wiąże się z koniecznością nawożenia, co podraża koszty produkcji. Jednocześnie w wielu sektorach gospodarki powstają liczne produkty odpadowe, których utylizacja jest uciążliwa i kosztowna. Specyficzną grupę odpadów stanowią komunalne osady ściekowe (KOŚ) pochodzące z miejskich i wiejskich oczyszczalni ścieków. Ze względu na swój skład chemiczny przypominają nawozy naturalne, stanowiąc źródło substancji organicznej i składników pokarmowych [Mazur i Mokra 2009, Wiczorek i Gambuś 2009, Kacprzak i in. 2014b, Kasprzycka i in. 2016]. Dotychczasowe badania wskazują na pozytywny wpływ zastosowania osadów ściekowych do użyźniania i rekultywacji gleb na zawartość węgla organicznego, związków próchnicznych (szczególnie frakcji kwasów huminowych) w glebie, a także kształtowanie wielu właściwości fizycznych i chemicznych gleb [Baran i in. 2004, Kalembasa i in. 2004, Mantovi i in. 2005, Fernández i in. 2007, Kusza 2006, Baran i in. 2008a, Baran i in. 2008b, Fernández i in. 2009, Song i Lee 2010, Nicolás i in. 2014, Bęś i Warmiński 2015, Zoghلامي i in. 2016, Grobelak i in. 2016], jednocześnie stymulując plonowanie uprawianych roślin. Należy zaznaczyć, że skład chemiczny osadów ściekowych jest na ogół bardzo złożony i niestety związany z obecnością toksycznych substancji chemicznych (w tym metali ciężkich) ograniczających możliwości ich zastosowania [Romanowska-Duda i in. 2012, Marron 2015].

Wydaje się więc, że produkcję biomasy do celów energetycznych z zastosowaniem użyźniania gleb komunalnymi osadami ściekowymi można więc połączyć z zagospodarowaniem gleb gorszej jakości i poprawą ich właściwości.

Badania nad zawartością wybranych pierwiastków śladowych w trzech klonach wikliny przeprowadzono w latach 2010-2012 na odłogowanej glebie bielcowej typowej, wytworzonej z piasku gliniastego, zlokalizowanej w miejscowości Jasionka koło Rzeszowa. Czynnikiem doświadczenia były: miąższość osadu ściekowego (10 cm, 20 cm, 30 cm oraz 0 cm), zastosowanego w formie jednorazowo zdeponowanych doglebowo wkładek; rodzaj klonu uprawianej wierzby energetycznej: RF-3, RF-5 (oba wyselekcjonowane na Podkarpaciu przez

ś.p. dr inż. Józefa Błazeja) i 1051 (klon szwedzki); cykl uprawy (jedno-, dwu- i trzyletni). Zastosowanie wkładek osadów ściekowych o miąższości 10, 20 i 30 cm odpowiadało wprowadzeniu do gleby odpowiednio 83, 166 i 248 Mg·ha⁻¹ suchej masy osadów, co mieściło się w dopuszczalnych normach według Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 1 sierpnia 2002 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych [Dz.U. 2002 nr 134, poz. 1140], obowiązującego w momencie zakładania doświadczenia. W zebranej biomasy pędów wierzby określono metodą spektrofotometrii absorpcji atomowej ogólną zawartość wybranych metali śladowych. Metodami powszechnie stosowanymi w badaniach chemiczno-rolniczych przeanalizowano wybrane właściwości fizykochemiczne i chemiczne gleby z poszczególnych poziomów i warstw profili glebowych przed założeniem doświadczenia i po zbiorze plonów w zależności od wielkości wkładki zastosowanych osadów i cyklu uprawy wierzby energetycznej. Korzystając z programu Statistica 10 [StatSoft. Inc. 2011], uzyskane rezultaty opracowano metodami statystycznymi z zastosowaniem analizy wariancji.

CEL I HIPOTEZA PRAC BADAWCZYCH

Celem pracy było określenie wpływu jedno-, dwu- i trzyletniej uprawy wierzby energetycznej na uprzednio odłogowanej glebie lekkiej o składzie granulometrycznym piasku gliniastego, agromeliorowanej osadami ściekowymi, wprowadzonymi do gleby w formie wkładek różnej miąższości na:

- 1) plon biomasy pędów wybranych klonów wierzby energetycznej i zawartość w nich pierwiastków śladowych w zależności od miąższości wkładki osadów i długości cyklu uprawy;
- 2) właściwości fitoremediacyjne wybranych klonów wierzby w odniesieniu do gleb użyźnianych osadami ściekowymi, zawierającymi metale ciężkie, poprzez ocenę ich bioakumulacji w pędach, wielkości współczynników bioakumulacji (BAF) i współczynników skuteczności oczyszczania gleby z pierwiastków śladowych (DE).

Celem badań było również określenie zmian wybranych właściwości fizykochemicznych i chemicznych uprzednio odłogowanej gleby lekkiej, po agromelioracji osadami ściekowymi i uprawie wierzby energetycznej.

Realizując wymienione cele w pracy dokonano weryfikacji **hipotez** stanowiących, że miąższość wkładki osadu ściekowego zastosowanego do użyźniania gleby, rodzaj klonu i cykl uprawy wpływają na:

- 1) wielkość plonu biomasy pędów;
- 2) zawartość pierwiastków śladowych (Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Co, Cd) w korze i drewnie pędów wierzby;
- 3) bioakumulację (wyniesienie) pierwiastków śladowych w plonie pędów wierzby energetycznej;
- 4) kształtowanie się wartości współczynników bioakumulacji tych pierwiastków w pędach wierzby (BAF);
- 5) zróżnicowanie współczynników skuteczności oczyszczania gleby z pierwiastków śladowych (DE) i czasu potrzebnego do oczyszczenia gleby z pierwiastków śladowych, wniesionych do niej z osadami ściekowymi.

Dokonano również weryfikacji hipotezy, że badane właściwości fizykochemiczne i chemiczne gleby, zarówno w całym profilu, jak i w warstwach z poszczególnych głębokości, istotnie zależą od miąższości wkładek osadów ściekowych, zastosowanych w agromelioracji gleby lekkiej i lat uprawy wierzby energetycznej. Równocześnie zastosowane osady ściekowe

(w warunkach uprawy wierzby energetycznej) nie spowodują przekroczenia obowiązujących norm, dotyczących zanieczyszczenia gleby pierwiastkami śladowymi.

OMÓWIENIE WYNIKÓW BADAŃ

Plon pędów wierzby energetycznej uprawianej na glebie lekkiej agromeliorowanej osadami ściekowymi

Przeprowadzone badania wykazały, że **plon** pędów wierzby energetycznej trzech badanych klonów osiągał średnio $13,7 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ s. m.}$ i był uzależniony od miąższości wkładki osadu ściekowego wprowadzonego do gleby, rodzaju klonu i długości cyklu zbioru (jedno-, dwu- i trzyletni). Klony polskie (RF-3 i RF-5) wykazywały się bardzo zbliżonym plonowaniem (średnio, niezależnie od miąższości wkładki osadu i cyklu zbioru pędów $14,9 \text{ Mg s.m.} \cdot \text{ha}^{-1}$), a użyty w badaniach klon szwedzki 1051 dawał statystycznie istotnie mniejsze (średnio o 23%) plony biomasy pędów. Zastosowane osady ściekowe, w statystycznie istotny sposób zwiększały plon suchej masy pędów wierzby w każdym z badanych cykli uprawy w porównaniu do obiektów bez osadu. Największe plony uzyskiwano w wariantach z użyźnianiem gleby osadami ściekowymi w formie wkładki o miąższości 20 cm (średnio niezależnie od rodzaju klonu i cyklu upraw $21,7 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ s. m.}$), przy czym ten efekt był najbardziej widoczny po trzyletnim cyklu zbioru (średnio bez względu na rodzaj klonu $30,1 \text{ Mg s.m.} \cdot \text{ha}^{-1}$). Zaobserwowano istotne statystycznie zwiększanie się plonów pędów wierzby w miarę wydłużania cyklu uprawy roślin. Uzyskane wyniki potwierdziły spostrzeżenia wielu badaczy odnośnie korzystnego wpływu nawożenia osadami ściekowymi na plon pędów wierzby [Labrecque i in. 1996, Szmigiel 2010, Jama i Nowak 2012, Holm i Heinsoo 2013, Sobczyk i in. 2015]. Dodatek osadu w formie wkładki 10 cm działał najbardziej plonotwórczo w miarę wydłużania cyklu zbioru – stosunek s. m. plonu pędów trzyletnich do plonu pędów dwuletnich i jednorocznych miał się jak 3,14:2,10:1, podczas gdy dla uprawy bez osadów tylko 1,76:1,21:1. Ten wpływ zmniejszał się w miarę zwiększania wielkości wkładki, co może być konsekwencją zmian właściwości gleby.

Właściwości fitoremediacyjne wierzby energetycznej uprawianej na glebie lekkiej agromeliorowanej osadami ściekowymi

Właściwości fitoremediacyjne badanych klonów wierzby energetycznej były ściśle związane ze zdolnością do gromadzenia pierwiastków w pędach. W porównaniu do hiperakumulatorów wierzba wykazuje mniejsze zdolności fitoremediacyjne, ale ze względu na głęboki system korzeniowy szczególnie nadaje się do oczyszczania głębszych warstw gleby, przede wszystkim zanieczyszczonej Cd i Zn [Hammer i in. 2003, Klang-Westin i Eriksson 2003, Vangronsveld i in. 2009]. Wieshammer i in. 2007, uznali, iż zdolności fitoremediacyjne niektórych gatunków wierzby pozwalają zakwalifikować je do hiperakumulatorów kadmu.

Wielu autorów podkreśla, iż zazwyczaj kora wierzby charakteryzuje się większą **zawartością** pierwiastków metalicznych aniżeli drewno pędów [Kaniuczak i in. 2001, Pulford i in. 2002, Kaniuczak i in. 2003, Dimitriou i in. 2006, Adler i in. 2008, Jama-Rodzeńska i Nowak 2013]. Średnia zawartość badanych pierwiastków śladowych w korze pędów wierzby energetycznej układała się w następującej kolejności: $\text{Zn} (390 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}) > \text{Mn} (248 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}) > \text{Fe} (54 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}) > \text{Cu} (4,56 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}) > \text{Ni} (2,67 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}) > \text{Cd} (1,63 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}) > \text{Co} (0,70 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1})$. Średnia zawartość tych pierwiastków w drewnie układała się w tej samej kolejności, lecz była mniejsza (z wyjątkiem Cu i Ni - statystycznie istotnie mniejsza) w porównaniu do kory (Fe prawie 6-krotnie, Mn, Zn, Co i Cd około 2-krotnie). Stwierdzone w badaniach własnych

zakresy zawartości pierwiastków śladowych na ogół mieściły się w przedziałach zawartości określonych na podstawie różnych danych literaturowych, ale szczególnie Zn, Cd, Mn i Cu wyróżniały się względnie wysokimi zawartościami w pędach uprawianych w warunkach dodatku do gleby osadów ściekowych. Najczęściej nie stwierdzano statystycznie istotnych różnic pomiędzy średnimi zawartościami badanych pierwiastków w korze i drewnie w zależności od rodzaju klonu. Zróżnicowanie gatunkowe, odmianowe i genotypowe w zawartości mikroelementów i innych metali śladowych w biomasie pędów wierzby ma swoje potwierdzenie w wielu badaniach [Pulford i in. 2002, Meers i in. 2007, Zalesny i Bauer 2007, Mleczek i in. 2009, Laidlaw i in. 2012, Nowak i Jasiewicz 2012, Wahsha i in. 2012, Stolarski i in. 2017a]. Mleczek i in. [2010] przedstawili bardzo obszerne badania w tym zakresie, ustalając ranking zdolności akumulacji pierwiastków śladowych przez różne taksony wierzby krzewiastej (*Salix viminalis*) oraz *Salix alba*. Wprowadzenie do gleby osadu ściekowego zazwyczaj powodowało zwiększenie zawartości badanych mikroelementów w korze i drewnie pędów wierzby, ale różnice pomiędzy średnimi nie były istotne statystycznie. Długość cyklu uprawy istotnie różnicowała zawartość badanych pierwiastków w korze i drewnie pędów (z wyjątkiem Cu i Co). Średnia zawartość Mn i Ni była największa w pędach jednorocznych; Fe, Cu, Co i Cd (tylko w drewnie) w pędach dwuletnich; Zn i Cd (w korze) w pędach trzyletnich. Stolarski i in. [2017a] zauważyli, że na ogół biomasa jednorocznych pędów różnych klonów wykazywała największe zawartości makro- i mikroelementów, a w miarę wydłużania długości cyklu wzrostu ich zawartość zmniejszała się, a najbardziej manganu i cynku. Mertens i in. [2006] w przeprowadzonych badaniach zauważyli, że wpływ długości okresu wzrostu pędów poszczególnych klonów, na zawartość w nich badanych pierwiastków śladowych był zróżnicowany. W poszczególnych latach doświadczenia także warunki pogodowe, a szczególnie hydrologiczne, mogły być istotnym czynnikiem różnicującym pobieranie i zawartość pierwiastków w roślinach [Vandecasteele i in. 2005, Vandecasteele i in. 2007]. Chen i in. [2012] badając akumulację miedzi w dwu gatunkach wierzby, rosnących na glebie suplementowanej tym pierwiastkiem przy różnych stanach jej uwodnienia, stwierdzili zwiększenie zawartości tego metalu w korzeniach, ale zmniejszenie w częściach nadziemnych.

Z uwagi na to, że z powierzchni pola usuwa się jednocześnie całe pędy (drewno z korą, a niekiedy także liście) wykorzystanie wierzby do oczyszczania gleby jest pochodną bioakumulacji związków toksycznych w całych pędach. Pod względem **bioakumulacji** (pobrania, ang. uptake) w pędach wierzby, średnie arytmetyczne analizowanych pierwiastków śladowych można było uszeregować w identycznej kolejności, jak ich zawartości (średnio w $\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$): Zn (2672) > Mn (1865) > Fe (221) > Cu (56,2) > Ni (27,6) > Cd (13,7) > Co (5,78). Spośród analizowanych pierwiastków największą bioakumulację odnotowano w stosunku do cynku, trzyletnie pędy klonu RF-5 rosnące na glebie z 20 cm wkładką osadów ściekowych gromadziły aż $9675 \text{ g Zn} \cdot \text{ha}^{-1}$. Warto podkreślić, że uprawiana wierzba wzrastała w warunkach względnego nadmiaru cynku w glebie, po zastosowaniu osadów ściekowych, które zawierały średnio $2372 \text{ mg Zn} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. osadów. Dla tego pierwiastka obliczono też duże wartości współczynników bioakumulacji gleba-roślina (średnio 4,12, a maksymalnie 24,4). Kubátová i in. [2016] określili wyniesienie cynku z biomasą pędów wierzby *Salix × smithiana* S-218, uprawianej w Czechach na glebie nawożonej osadami ściekowymi w 2 cyklach (4 i 2 letnim), na poziomie $2540 \text{ g Zn} \cdot \text{ha}^{-1}$. Hammer i in. [2003] prowadząc fitoremediację gleby kwaśnej po 20 letniej depozycji osadów, zlokalizowaną w południowej Szwajcarii, uzyskali po 2 latach uprawy wierzby pobranie cynku na poziomie $14,5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Meers i in. [2007] na podstawie przeprowadzonych badań ocenili roczne pobranie cynku z gleby przez *Salix schwerinii* 'Christina' na poziomie $14\text{--}27 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, co skutkowałoby obniżeniem zawartości tego metalu w glebie od 4,0 do $4,7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Przeprowadzone badania wykazały także dużą zdolność pędów wierzby do bioakumulacji manganu – średnio $1865 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$, maksymalnie $6495 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ dla trzyletnich pędów klonu RF-3 z uprawy na obiektach z wkładką 20 cm osadów ściekowych.

Zaobserwowano istotny wpływ miąższości zastosowanych wkładek osadów ściekowych na bioakumulację badanych metali, przy czym największe ich pobranie przez pędy wierzby (niezależnie od cyklu uprawy i rodzaju klonu) stwierdzono po zastosowaniu wkładek osadów ściekowych o miąższości 20 cm. Najmniejszą bioakumulacją wszystkich analizowanych metali wyróżniał się klon szwedzki 1051. Natomiast klon RF-5 gromadził średnio najwięcej Fe, Mn, Zn, Ni i Cd, ale tylko w przypadku cynku, średnia była istotnie większa od średniej dla klonu 1051. Długość cyklu uprawy statystycznie istotnie różnicowała bioakumulację badanych pierwiastków w pędach wierzby (z wyjątkiem Mn) – średnio (bez względu na rodzaj klonu i miąższość wkładki osadu) największą bioakumulację Zn i Co stwierdzano w 3-letnich pędach wierzby energetycznej; Fe, Cu i Cd w pędach 2-letnich; Ni w pędach 1-rocznych.

Parametrem odzwierciedlającym względną zdolność do pobierania z podłoża i gromadzenia przez rośliny określonych pierwiastków, często wykorzystywanym w celu oszacowania możliwości wykorzystania roślin w bioremediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi jest **współczynnik bioakumulacji gleba-roślina (BAF)**. Pod względem wartości średniej współczynników bioakumulacji badane pierwiastki śladowe można uszeregować w następującej kolejności: Cd (7,43) > Zn (4,12) > Mn (1,80) > Cu (0,46) > Ni (0,38) > Co (0,23) > Fe (0,008). Potwierdziły się więc podawane przez różnych autorów informacje o szczególnych zdolnościach bioakumulacji cynku i kadmu przez pędy wierzby [Hammer i in. 2003, Klang-Westin i Eriksson 2003, Maxted i in. 2007, Meers i in. 2007, Migeon i in. 2009, Mleczek i in. 2010]. Dodatkowo zaobserwowano duże wartości współczynnika BAF (średnio powyżej 1) dla Mn, co nie było sygnalizowane w badaniach innych autorów. Np. Wisłocka i in. [2006] wskazują, że spośród badanych gatunków drzewiastych, rosnących na składowiskach odpadów po kopalniach uranu w Sudetach, *Salix Caprea* gromadziła najmniejsze ilości manganu. Duży wpływ na pobieranie Mn przez wierzbę, a tym samym wielkość współczynnika bioakumulacji mogło mieć zakwaszenie gleby, o czym świadczyła istotna statystycznie dodatnia wartość współczynnika korelacji pomiędzy tymi parametrami, a kwasowością wymienną gleby. Warto zauważyć, że średnie współczynniki bioakumulacji wszystkich badanych metali poza żelazem, przekraczały wartość 0,1 co według klasyfikacji Kabaty-Pendias i Pendiasa [1999] pozwalało je zakwalifikować do grupy o akumulacji intensywnej. Nie stwierdzono istotnych różnic w kształtowaniu się współczynników BAF dla analizowanych pierwiastków śladowych pomiędzy badanymi klonami wierzby. Wpływ miąższości wkładki zastosowanych osadów ściekowych na wartości BAF był różny, ale na ogół istotny. Warto podkreślić, że największe wartości współczynników BAF dla Zn i Cu stwierdzono w przypadku uprawy wierzby na glebach nie agromelirowanych osadami ściekowymi (średnio, niezależnie od rodzaju klonu i cyklu uprawy, odpowiednio 11,25 i 1,43), a w przypadku Cd, Co i Fe największe współczynniki BAF uzyskano po zastosowaniu wkładki o miąższości 10 cm. Monterroso i in. [2014], badając akumulację metali w roślinach porastających tereny po kopalni cynku i ołowiu w Hiszpanii stwierdzili, że współczynniki bioakumulacji zależały od stężenia metalu w glebie - z wyjątkiem Mn zmniejszały się w miarę wzrostu stężenia w glebie. Także Mleczek i in. [2018] zauważyli tendencję do zmniejszania się współczynników biokoncentracji niektórych pierwiastków w biomasie wierzby (w tym Cu i Zn) w miarę wzrostu zanieczyszczenia gleby metalami śladowymi. Analogicznie w badaniach własnych, zastosowanie wkładek osadów o większej miąższości wpłynęło również na zwiększenie koncentracji metali śladowych w glebie. Cykl uprawy istotnie różnicował wartości współczynników BAF, a pędy jednoroczne cechowały się największymi średnimi BAF (niezależnie od rodzaju klonu i miąższości wkładki osadu ściekowego) dla Mn, Zn i Ni; pędy dwuletnie - Cu, Cd i Fe; pędy trzyletnie - Co.

Obliczono także wartości **współczynników oczyszczania gleb z pierwiastków śladowych (DE)** wprowadzonych z osadami ściekowymi w warunkach uprawy wierzby energetycznej (jako procentowy udział ilości metalu pobranego z biomasą pędu uprawianego

na glebie użyźnionej osadem ściekowym, pomniejszonej o ilość tego metalu pobranego przez pędy wierzby rosnące na glebie bez osadów ściekowych o identycznej powierzchni - kontrola, w stosunku do ilości tego pierwiastka wniesionej do gleby z zastosowanymi osadami ściekowymi [Labrecque i in. 1995]). Średnie wartości tych współczynników można uszeregować w następującej kolejności [%·rok⁻¹]: Co (1,73) > Cd (1,45) > Mn (1,09) > Ni (0,37) > Zn (0,30) > Cu (0,06) > Fe (0,009). Ściśle związane z tymi współczynnikami średnie czasy oczyszczania gleb z pierwiastków wniesionych do niej z osadami ściekowymi jedynie w przypadku Co, Cd i Mn nie przekraczały 100 lat. Fischerová i in. [2006] w warunkach doświadczenia wazonowego na glebie zanieczyszczonej pierwiastkami śladowymi, stwierdzili bardzo wysokie zdolności *Salix dasyclados* w oczyszczaniu podłoża, uzyskując współczynniki remediacji na poziomie 8,10 %·rok⁻¹ dla kadmu i 2,24 %·rok⁻¹ dla cynku. Miedź (obok żelaza, które jednak nie stwarza problemów toksykologicznych) wyróżniała się bardzo małą wartością współczynnika oczyszczania, co wiązało się z długim czasem oczyszczania gleby przez pędy wierzby: średnio 1593 lata. Pozwala to wnioskować, że uprawa wierzby energetycznej nie jest skutecznym (a na pewno szybkim) sposobem remediacji gruntów zanieczyszczonych miedzią pochodzącą z osadów ściekowych zastosowanych do użyźniania gleby. Zastosowanie wkładki osadów ściekowych o miąższości 20 cm było najbardziej efektywne w procesie dekontaminacji gleby z nadmiaru Mn, Zn, Ni i Co, czego dowodem były największe średnie współczynników oczyszczania gleb z metali ciężkich (DE), wprowadzonych do gleby z osadami ściekowymi, w porównaniu do wariantów z innymi wkładkami. Zdecydowanie najmniej efektywne, i to w odniesieniu do wszystkich badanych metali, było zastosowanie wkładki największej – 30 cm osadów ściekowych. Labrecque i in. [1995] uzyskali największe wartości współczynników wydajności oczyszczania gleb z Cd, Cu, Hg i Zn w wyniku uprawy wierzby dla dawki osadów równoważnej 40 kg przyswajalnego azotu na hektar, a w miarę zwiększania dawek współczynniki te na ogół zmniejszały się. Zdecydowanie najlepszymi właściwościami oczyszczania gleby z metali śladowych, wniesionych do niej z osadami ściekowymi, wyróżniał się klon RF-5, który wykazał się największymi dla wszystkich metali (za wyjątkiem Co) średnimi współczynnikami oczyszczania (DE) i najkrótszym czasem oczyszczania. Uprawa wierzby w cyklu jednorocznym najszybciej (niezależnie od wkładki osadu i rodzaju klonu) oczyszczała glebę z Ni wprowadzonego z osadami ściekowymi; w cyklu dwuletnim z Fe, Cu, Co i Cd; w cyklu trzyletnim z Mn i Zn.

Wpływ agromelioracji osadami ściekowymi i uprawy wierzby energetycznej na właściwości gleby lekkiej

Właściwości gleby uległy w trakcie trwania doświadczenia znacznemu zróżnicowaniu przede wszystkim w warstwie z głębokości 25-50 cm, co było efektem wprowadzenia do gleby wkładek osadów ściekowych o określonej miąższości na tę głębokość. Stwierdzono statystycznie istotnie mniejszą kwasowość wymienną gleby i mniejszą zawartość glinu wymiennego w każdej warstwie gleby z różnych głębokości profilu w porównaniu do gleby przed rozpoczęciem doświadczenia. Dotyczyło to gleby użyźnianej osadami ściekowymi, ale także gleby bez dodatku osadów, co wskazuje na korzystny wpływ uprawy wierzby na zmniejszanie się jej kwasowości wymiennej i zawartości glinu wymiennego. W przypadku kwasowości hydrolitycznej, ten wpływ był podobny (z wyjątkiem powierzchniowej warstwy gleby z głębokości 0-25 cm), ale statystyczna istotność tego wpływu ograniczała się do warstw z głębokości 25-50 cm i 50-75 cm. Natomiast w warstwie powierzchniowej gleby bez dodatku osadów ściekowych stwierdzono istotnie większą kwasowość hydrolityczną gleby po uprawie

wierzby w porównaniu do stanu wyjściowego. Pomimo zauważalnego i na ogół korzystnego wpływu uprawy wierzby na glebie piaszczystej na obniżenie jej kwasowości i zawartości glinu wymiennego, odczyn gleby nie uległ większym zmianom, czego wyrazem jest brak statystycznie istotnych różnic (z wyjątkiem gleby z warstwy powierzchniowej, użyźnionej 20 cm wkładką osadów ściekowych) w porównaniu do stanu wyjściowego.

W miarę upływu lat zaobserwowano zazwyczaj wyraźne i statystycznie istotne zmniejszanie się kwasowości wymiennej gleby z poszczególnych głębokości, przy równoczesnym braku większego zróżnicowania kwasowości hydrolitycznej. Z kolei pH gleby obniżało się wyraźnie dopiero w trzecim roku badań, przy czym było ono bardzo zróżnicowane w zależności od wkładki osadu. Wkładki 20 i 30 cm korzystnie wpływały na pH w warstwach podpowierzchniowych, a wkładka 10 cm w powierzchniowej warstwie gleby z głębokości 0-25 cm. Dane literaturowe nie są jednoznaczne, jeśli chodzi o wpływ zastosowania osadów ściekowych do użyźniania gleby, na kształtowanie się odczynu i kwasowości gleb. Spotyka się zarówno informacje o obniżaniu się pH gleb pod wpływem zastosowania osadów ściekowych [Veeresh i in. 2003, Antolín i in. 2005, Antonkiewicz 2008, Samaras i in. 2008, Czekala i in. 2010, Gondek 2010, Tsadilas i in. 2018], jak i doniesienia o korzystnym wpływie osadów ściekowych lub kompostów z ich udziałem na poprawę odczynu gleby i wzrost wartości pH [Baran i in. 1996, Kusza 2006, Iżewska 2007, Górską i Stępień 2008, Bouriou i in. 2018, Gondek i in. 2018]. Przeprowadzone badania własne najczęściej ujawniały tendencję do obniżania się wartości pH gleby w miarę upływu lat.

W każdej z analizowanych warstw glebowych zaobserwowano zwiększanie się ilości kationów o charakterze zasadowym w miarę zwiększania miąższości wkładki osadu. Natomiast w miarę upływu czasu ich ilość zmniejszała się w warstwach 25-50 cm (strefa do której wprowadzono osad) i 50-75 cm, a istotnie wzrastała na głębokości poniżej 100 cm. Ten efekt, związany z uwalnianiem się metali w trakcie rozkładu materii organicznej z osadu ściekowego i ich wymywaniem w głąb profilu, mógł wpłynąć na zobojętnienie najbardziej kwasowych związków i zmniejszenie kwasowości wymiennej gleby. Na korzyść tej hipotezy świadczy malejący z czasem (choć statystycznie nieistotny) udział kationów zasadowych w warstwach 25-50 cm i 50-75 cm, natomiast rosnący w warstwach z głębokości poniżej 100 cm. O korzystnym wpływie osadów ściekowych, stosowanych do użyźniania gleb, na zwiększenie ilości kationów zasadowych lub ich udziału w kompleksie sorpcyjnym gleby, donoszą prace wielu autorów [Baran i in. 1996, Antolín i in. 2005, Paluch i in. 2006, Jasiewicz i in. 2007, Antonkiewicz 2008, Kalembasa i in. 2009].

Przeprowadzone doświadczenie i wykonane analizy potwierdziły także, sygnalizowany przez wielu autorów, korzystny wpływ dodatku osadów ściekowych do gleby na zawartość w niej węgla organicznego [Flis-Bujak i in. 1986, Baran i in. 1996, Gondek i Filipek-Mazur 2005, Paluch i in. 2006, Jasiewicz i in. 2007, Baran i in. 2008a, Samaras i in. 2008, Kalembasa i in. 2009, Gondek i Mierzwa 2014, Urbaniak i in. 2017]. Co ważne ten wpływ nie ograniczał się do strefy gleby do której wprowadzono osady ściekowe, czy warstw sąsiednich, ale ujawniał się we wszystkich warstwach gleby z różnych głębokości, a szczególnie poniżej 50 cm. Na ogół badacze zauważają większy wzrost zawartości węgla organicznego, przy większych dawkach osadów ściekowych [Flis-Bujak i in. 1986, Baran i in. 1996, Samaras i in. 2008, Urbaniak i in. 2017], jednak badania własne nie potwierdziły tej zależności. Zaobserwowano korzystny wpływ upływu czasu na zwiększenie zawartości Corg. w glebie całego profilu, jak i rozpatrywanych warstw z różnych głębokości, co może być także związane z większą liczebnością mikroorganizmów glebowych, rozwijających się po wprowadzeniu osadów ściekowych, zasobnych w materię organiczną.

Wprowadzenie do gleby osadów ściekowych w formie wkładek agromelioracyjnych spowodowało w badanej glebie, wytworzonej z piasku, zwiększenie ilości przyswajalnych form fosforu i magnezu (największe w warstwie z głębokości 25-50 cm). Zawartość przyswajalnego potasu zwiększyła się w znacznie mniejszym stopniu, z uwagi na stosunkowo niewielką jego zawartość w osadach ściekowych, a w najgłębiej położonej warstwie, zaobserwowano istotne zmniejszenie jego zawartości. Zwiększenie zawartości przyswajalnych form P, K i Mg w glebach, pod wpływem użyźniania ich osadami ściekowymi był sygnalizowany w badaniach wielu autorów [Baran i in. 2006, Jasiewicz i in. 2007, Samaras i in. 2008, Kalembasa i in. 2009, Ahmed i in. 2010, Kulhánek i in. 2014, Grobelak i in. 2017, Bouriou i in. 2018].

Wiele publikacji donosi o zwiększeniu zawartości pierwiastków śladowych w glebach po zastosowaniu osadów ściekowych [Planquart i in. 1999, Morera i in. 2001, Sastre i in. 2001, Szulc i Rutkowska 2002, Singh i Agrawal 2007, Baran i in. 2008b, Antonkiewicz 2008, Singh i Agrawal 2008, Greinert i in. 2009, Jasiewicz i Baran 2009, Kalembasa i Pakuła 2009, Wysokiński i Kalembasa 2010, Antonkiewicz i Pełka 2014, Bouriou i in. 2018]. Na podstawie dokonanego przeglądu badań dotyczących skutków środowiskowych stosowania m.in. osadów ściekowych do użyźniania gleb, Marron [2015] zauważył, że najczęściej obserwowano akumulację takich metali w glebach, jak cynk i miedź. Poza tym badacze, pomimo zauważalnego wzrostu stężeń niektórych pierwiastków śladowych, na ogół nie obserwowali przekroczeń dopuszczalnych zawartości tych pierwiastków w glebach, nawet po zastosowaniu stosunkowo dużych ilości osadów (do $625 \text{ Mg s.m} \cdot \text{ha}^{-1}$) [Marron 2015]. Także wyniki przeprowadzonych badań, z zastosowaniem wkładek osadów ściekowych o miąższości 10, 20 i 30 cm (równoważnych dawkom 83, 166 i $250 \text{ Mg s.m} \cdot \text{ha}^{-1}$), nie wykazały w glebach po zbiorze pędów wierzby, przekroczenia dopuszczalnych zawartości metali ciężkich według Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi [Dz.U. 2016 poz. 1395]. Należy podkreślić, że w dużej mierze jest to efektem technologii zastosowania wkładek, wprowadzanych na głębokość poniżej 25 cm. W warstwie 25-50 cm stwierdzano bowiem po uprawie wierzby w cyklu jednorocznym ilości Cu (w 3,3% próbek glebowych) i Zn (1,7% próbek), które odniesione do wartości granicznych dla warstwy 0-25 cm, kwalifikowałyby badane gleby do kategorii gleb zanieczyszczonych tymi metalami. Gdyby zastosować kryteria IUNG [Kabata-Pendias i in. 1993] do tej warstwy, to okazałoby się, że gleba osiągnęła IV stopień zanieczyszczenia względem Cu i III - względem Zn. W glebach po uprawie wierzby w cyklu dwu- i trzyletnim zawartości tych metali były znacznie mniejsze.

Warto podkreślić, że stosując kryteria IUNG [Kabata-Pendias i in. 1993], zgodnie z założeniami autorów, jedynie do gleby z warstwy powierzchniowej, to w całym okresie doświadczenia badane gleby należałoby zakwalifikować do kategorii 0 stopnia zanieczyszczenia (z wyjątkiem stopnia I dla gleby użyźnianej 10 cm wkładką osadów ściekowych, po zbiorze wierzby uprawianej w cyklu trzyletnim). Tak więc - pomijając inne aspekty - dogłębne zastosowanie osadów ściekowych na głębokość poniżej 25 cm, wydaje się być z punktu widzenia obowiązujących norm jakości gleby (Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi [Dz.U. 2016 poz. 1395]) rozwiązaniem o tyle korzystnym, gdyż nie powoduje przekroczenia wartości granicznych, nawet z zastosowaniem dużych ilości osadów ściekowych. W badaniach własnych zastosowano dawki dopuszczalne według obowiązującego w momencie zakładania doświadczenia Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 1 sierpnia 2002 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych [Dz.U. 2002 nr 134 poz. 1140], ale

aktualnie, zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska w sprawie komunalnych osadów ściekowych [Dz.U. 2015 poz. 257], już nie do zaakceptowania.

W prezentowanych badaniach, w glebach użyźnianych osadami ściekowymi po uprawie wierzby energetycznej, w porównaniu do gleby przed wprowadzeniem osadów, stwierdzono większe średnie zawartości Zn, Cu, Cd, a po zastosowaniu wkładek o miąższości osadów ściekowych 20 i 30 cm, także Fe i Mn. Natomiast średnie zawartości Ni i Co były zazwyczaj mniejsze. Test Dunnetta wykazał jednakże statystyczną istotność różnic jedynie w przypadku Fe, Mn, Co i Cd dla niektórych warstw gleby. Sama uprawa wierzby (bez zastosowania osadów) wpłynęła na statystycznie istotne zwiększenie zawartości Fe i Cd w powierzchniowej warstwie gleby, co mogło być związane z migracją tych pierwiastków z roztworem glebowym lub ich akumulacją w wyniku opadania na powierzchnię gleby liści zawierających związki tych metali pobranych z głębszych warstw gleby. Natomiast w warstwie najgłębszej (poniżej 100 cm) zaobserwowano wyraźne zubożenie gleby w większość badanych pierwiastków śladowych w porównaniu do stanu przed założeniem doświadczenia, a w przypadku Fe, Mn i Co ten efekt był statystycznie istotny. Może to wskazywać na tendencję do wymywania tych pierwiastków, być może wspomaganego tworzeniem łatwo rozpuszczalnych, kompleksowych związków z substancjami pochodzącymi z osadów lub produktów przemian materii organicznej w glebie. Poza tym analiza zmian zawartości Ni i Co wykazała statystycznie istotne zmniejszanie się zawartości Ni i Co w każdej warstwie w miarę upływu czasu. Wpływ dawek osadów ściekowych (zastosowanych w postaci wkładek, o zróżnicowanej miąższości), na zawartość badanych pierwiastków śladowych w glebie, był statystycznie nieistotny (za wyjątkiem kobaltu), pomimo zauważalnego zróżnicowania średnich.

Wyniki badań związanych z tymi zależnościami, prezentowane w dostępnej literaturze, dotyczą najczęściej przypowierzchniowych warstw gleby i nie są jednoznaczne, na co wskazują także rezultaty pracy przeglądowej Marrona [2015]. Kostecki i Myszograj [2007] zaobserwowali duże sezonowe zmiany zawartości metali ciężkich w glebach nawożonych osadami ściekowymi spod gospodarczych plantacji wierzby energetycznej. Podkreślili, że są one ściśle związane ze zmianami pH gleb i ich wilgotnością, co z kolei wpływa na aktywność mikrobiologiczną i dostępność dla roślin makro- i mikroelementów. Steinbrich i Turski [1986] zwrócili uwagę na rolę różnych związków próchnicznych w kształtowaniu mobilności metali w glebie i ich zupełnie różny niekiedy wpływ, w zależności od typu i właściwości gleby. Bouriou i in. [2018] w wyniku 10-letniego doświadczenia z zastosowaniem osadów ściekowych do nawożenia gleby pod uprawę *Larix decidua*, stwierdzili istotne zwiększenie ogólnej zawartości Zn, Cu i Cd w poziomie powierzchniowym gleby płowej i brak istotnego wpływu zastosowanych osadów na zawartość tych pierwiastków (i Mn) w poziomach podpowierzchniowych. Morera i in. [2001], stosując duże dawki osadów ściekowych (do 320 Mg·ha⁻¹) na trzech typach różnie użytkowanych gleb, zaobserwowali statystycznie istotne zwiększenie całkowitej zawartości Cu, Pb i Zn w glebie w porównaniu z glebą bez osadów (na ogół adekwatnie do dawki osadu), natomiast brak istotnego wpływu w przypadku Cd i Ni. Baran i in. [2009], w wyniku 4-letniego doświadczenia polowego ze zmianowaniem roślin uprawianych na glebie piaszczystej, z zastosowaniem dawek osadów ściekowych dochodzących do 600 Mg·ha⁻¹ stwierdzili, że w porównaniu do gleby kontrolnej zawartość całkowita Cd zwiększała się w glebach użyźnianych proporcjonalnie do dawki osadu. Wiśniewska i Kalembasa [2011], w doświadczeniu wazonowym z glebą piaszczystą, stosując różne dodatki osadów ściekowych (do 30% świeżej masy w stosunku do gleby) stwierdzili, że zawartość Zn wskazuje na zwiększanie się w okresie 3 lat kumulacji tego metalu w glebie, lecz zawartość Cu i Cr wskazuje na zmniejszanie się ich ilości, wraz ze wzrostem udziału osadu

ściekowego. Planquart i in. [1999], stosując mniejsze ilości osadów ściekowych (do $30 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$) stwierdzili niewielkie zwiększenie zawartości Cu, Pb i Zn w glebie.

PODSUMOWANIE

Przeprowadzone badania wskazują na korzystny wpływ zastosowanej technologii użyźniania gleby lekkiej komunalnymi osadami ściekowymi na plony pędów wierzby energetycznej oraz niektóre właściwości gleby.

Plon pędów badanych klonów wierzby energetycznej uprawianej na odłogowanej glebie lekkiej, o składzie granulometrycznym piasku gliniastego, po agromelioracji osadami ściekowymi, zależał statystycznie istotnie od: miąższości zastosowanej wkładki osadów ściekowych, rodzaju klonu i długości cyklu uprawy.

Zazwyczaj nie występowało statystycznie istotne zróżnicowanie średnich zawartości badanych pierwiastków śladowych, zarówno w korze, jak i drewnie pędów wierzby energetycznej w zależności od rodzaju klonu czy miąższości wkładki zastosowanego osadu ściekowego. Jedynie długość cyklu uprawy istotnie różnicowała zawartość badanych pierwiastków w korze i drewnie pędów (z wyjątkiem Cu i Co), przy czym średnia zawartość Mn i Ni była największa w pędach jednorocznych; Fe, Cu, Co i Cd (tylko w drewnie) w pędach dwuletnich; Zn i Cd (w korze) w pędach trzyletnich.

Zarówno miąższość wkładki osadów, jak i rodzaj klonu wierzby oraz cykl uprawy wpływały na kształtowanie się bioakumulacji pierwiastków śladowych w plonie pędów i współczynników bioakumulacji pierwiastków śladowych (BAF) w pędach, a także współczynników oczyszczania gleb z metali śladowych wniesionych do niej z osadami ściekowymi (DE) i czasów oczyszczania gleby.

Stwierdzono najmniejsze pobranie (bioakumulację) badanych metali śladowych przez klon szwedzki 1051. Statystyczną istotność różnic pomiędzy średnimi ich bioakumulacji w pędach analizowanych klonów wierzby energetycznej wykazano jedynie w przypadku Zn i Cd (niezależnie od miąższości wkładki osadu i cyklu uprawy). Bioakumulacja badanych pierwiastków w pędach wierzby istotnie zależała (z wyjątkiem Mn) od długości cyklu uprawy, przy czym najmniejszą (oprócz Ni) bioakumulacją cechowały się pędy jednoroczne.

Badania potwierdziły zdolności fitoremediacyjne wierzby energetycznej w stosunku do gleb zanieczyszczonych pierwiastkami śladowymi, a szczególnie Cd i Zn, na co wskazują duże wartości współczynników bioakumulacji: średnio powyżej 4. Najkorzystniejsze oddziaływanie fitoremediacyjne stwierdzono dla klonów polskich (RF-3 i RF-5) i wkładki dogłębowej osadów ściekowych o miąższości do 20 cm. Największymi wartościami współczynnika oczyszczania gleby (DE) z pierwiastków śladowych wnoszonych do niej z osadami ściekowymi (średnio ponad $1\% \cdot \text{rok}^{-1}$) i najkrótszymi czasami oczyszczania gleby (poniżej 100 lat) cechowały się Co, Cd i Mn.

Wprowadzenie do gleby osadów ściekowych w formie wkładek agromelioracyjnych o zróżnicowanej miąższości spowodowało, w porównaniu do stanu wyjściowego, istotną poprawę niektórych właściwości fizykochemicznych i chemicznych gleby: zmniejszenie kwasowości gleby, zawartości glinu wymiennego, zwiększenie zawartości kationów zasadowych, stopnia wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi oraz zasobności w przyswajalne formy fosforu i magnezu. Natomiast nie stwierdzono statystycznie istotnego wpływu na zmiany zawartości ogólnych form Zn, Cu i Ni, chociaż stwierdzone średnie zawartości tych metali były znacznie większe w porównaniu do stanu przed założeniem

doświadczenia. Biorąc pod uwagę kryteria IUNG [Kabata-Pendias i in. 1993], zastosowanie osadów ściekowych do agromelioracji gleby lekkiej w warunkach trzyletniej uprawy wierzby energetycznej nie spowodowało zanieczyszczenia powierzchniowej warstwy gleby (0-25 cm) metalami ciężkimi. Poszerzenie zakresu zastosowania tych kryteriów do oceny zanieczyszczenia podpowierzchniowych warstw gleby, skutkowałoby ujawnieniem zanieczyszczenia badanych gleb (szczególnie Zn i Cu), pomimo braku przekroczeń norm aktualnie obowiązujących w Polsce [Dz. U. 2016 poz. 1395]. Kształtowanie się zawartości tych pierwiastków w profilu glebowym, można stwierdzić, że stosowanie do użytkowania gleby lekkiej dawek osadów ściekowych przekraczających $83 \text{ Mg s.m} \cdot \text{ha}^{-1}$ (dla wkładki 10 cm osadów) pogarsza jej stan oraz stwarza zagrożenie dla jakości zbieranych plonów i zanieczyszczenia wód gruntowych.

Wyniki badań mogą być wykorzystane w praktyce podczas planowania rekultywacji gleb, jak również zakładania plantacji wierzby energetycznej z wykorzystaniem komunalnych osadów ściekowych.

Piśmiennictwo:

1. Adedeji O., Reuben O., Olatoye O. 2014. Global Climate Change. Journal of Geoscience and Environment Protection, 2: 114-122.
2. Adler A., Dimitriou J., Aronsson P., Verwijst T., Weih M. 2008. Wood fuel quality of two *Salix viminalis* stands fertilized with sludge, ash and sludge-ash mixtures. Biomass and Bioenergy, 32: 914-925.
3. Ahmed H.K., Fawy H.A., Abdel-Hady E.S. 2010. Study of sewage sludge use in agriculture and its effect on plant and soil. Agriculture and Biology Journal of North America, 1(5): 1044-1049.
4. Antolín M.C., Pascual I., García C., Polo A., Sánchez-Díaz M. 2005. Growth, yield and solute content of barley in soils treated with sewage sludge under semiarid Mediterranean conditions. Field Crops Research, 94: 224-237.
5. Antonkiewicz J. 2008. Wpływ komunalnego osadu ściekowego, popiołu paleniskowego, torfu i ich mieszanin na właściwości fizykochemiczne oraz zawartość metali ciężkich w glebie. Roczniki Gleboznawcze, 59(1): 18-28.
6. Antonkiewicz J., Pełka R. 2014. Fractions of heavy metals in soil after the application of municipal sewage sludge, peat, and furnace ash. Roczniki Gleboznawcze - Soil Science Annual, 65(3): 118-125.
7. Baran D., Kwaśniewski D., Mudryk K. 2007. Wybrane właściwości fizyczne trzyletniej wierzby energetycznej. Inżynieria Rolnicza, 8(96): 7-12.
8. Baran S., Flis-Bujak M., Turski R., Żukowska G. 1996. Zmiany właściwości fizykochemicznych gleby lekkiej użytkowanej osadem ściekowym. Roczniki Gleboznawcze, 47(3/4): 123-130.
9. Baran S., Wójcikowska-Kapusta A., Żukowska G., Oleszczuk P. 2004. Wykorzystanie kompostów do odtwarzania gleb na gruntach zdewastowanych przez intensywne zakwaszenie. Roczniki Gleboznawcze, 55(2): 9-15.
10. Baran S., Wójcikowska-Kapusta A., Żukowska G. 2006. Ocena przydatności osadu ściekowego i wełny mineralnej Grodan do rekultywacji gruntu bezglebowego na podstawie zawartości przyswajalnych form fosforu, potasu i magnezu. Roczniki Gleboznawcze, 57(1/2): 21-31.
11. Baran S., Wójcikowska-Kapusta A., Żukowska G. 2008a. Wpływ osadu ściekowego i użytkowej wełny mineralnej na zawartość próchnicy i form ołowiu w rekultywowanym utworze bezglebowym. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 533: 31-38.
12. Baran S., Wójcikowska-Kapusta A., Żukowska G., Szczepanowska I. 2008b. Zawartość różnych form kadmu w glebie lekkiej użytkowanej osadem ściekowym. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 533: 59-64.

13. Baran S., Wójcikowska-Kapusta A., Żukowska G., Bik M. 2009. Zmiany zawartości fosforu, potasu i magnezu w kompostach o różnej dojrzałości. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 537: 25-31.
14. Bedell J.P., Capilla X., Giry C., Schwartz C., Morel J.L., Perrodin Y. 2009. Distribution, movement and availability of Cd and Zn in a dredged sediment cultivated with *Salix alba*. *Environmental and Experimental Botany*, 67: 403-414.
15. Bęś A., Warmiński K. 2015. Zmiany zawartości węgla organicznego w rekultywowanych glebach lekkich. *Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska*, 67: 3-12.
16. Bissonnette L., St-Arnaud M., Labrecque M. 2010. Phytoextraction of heavy metals by two Salicaceae clones in symbiosis with arbuscular mycorrhizal fungi during the second year of a field trial. *Plant and Soil*, 332: 55–67.
17. Błażej J., Błażej J. 2005. Przydatność różnych siedlisk na obszarze województwa podkarpackiego pod uprawę szybko rosnącej krzaczastej formy wierzby. Część II. W świetle literatury [W:] Wybrane aspekty zagospodarowania odpadów organicznych a produkcja biomasy wierzby energetycznej (red. J. Kaniuczak, J. Kostecka, W. Niemiec) . UR, PRz, PTG i P-W Oddział PTIE w Rzeszowie: 157-163.
18. Błażej J., Czerniakowski Z.W. 2005. Choroby i szkodniki w uprawie wierzby energetycznej. [W:] Wybrane aspekty zagospodarowania odpadów organicznych a produkcja biomasy wierzby energetycznej (red. J. Kaniuczak, J. Kostecka, W. Niemiec). UR, PRz, PTG i P-W Oddział PTIE w Rzeszowie: 201-214.
19. Bouriou M., Girardclos O., Gillet F., Alaoui-Sehmer L., Bourgeade P., Alaoui-Sossé B., Aleya L. 2018. Sewage sludge as a soil amendment in a *Larix decidua* plantation: Effects on tree growth and floristic diversity. *Science of the Total Environment*, 621: 291-301.
20. Budzyński W., Bielski S. 2004. Surowce energetyczne pochodzenia rolniczego. Cz. II. Biomasa jako paliwo stałe. (Artykuł przeglądowy). *Acta Scientiarum Polonorum. Agricultura*, 03(2): 15-26.
21. CCSP 2008. The effects of climate change on agriculture, land resources, water resources, and biodiversity in the United States. A Report by the U.S. Climate Change Science Program and the Subcommittee on Global Change Research. U.S. Department of Agriculture, Washington, DC., USA. https://www.usda.gov/oce/climate_change/SAP4_3/CCSPFinalReport.pdf (dostęp: 1.06.2018)
22. Chen G.C., Liu Z., Zhang J., Owens G. 2012. Phytoaccumulation of copper in willow seedlings under different hydrological regimes. *Ecological Engineering*, 44: 285- 289.
23. Czekala J., Mocek A., Owczarzak W. 2010. Effect of long-term sewage sludge application on soil chemical indices. *Ecological Chemistry and Engineering A*, 17(4-5): 385-393.
24. Dimitriou I., Eriksson J., Adler A., Aronsson P., Verwijst T. 2006. Fate of heavy metals after application of sewage sludge and wood ash mixtures to short-rotation willow coppice. *Environmental Pollution*, 142: 160-169.
25. Dz.U. 2002 nr 134, poz. 1140. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 sierpnia 2002 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych.
26. Dz.U. 2015 poz. 257. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6 lutego 2015 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych.
27. Dz. U. 2016 poz. 1395. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi.
28. Faasch R.J., Patenaude G. 2012. The economics of short rotation coppice in Germany. *Biomass and Bioenergy*, 45: 27-40.
29. Fernández J.M., Hernández D., Plaza C., Polo A. 2007. Organic matter in degraded agricultural soils amended with composted and thermally-dried sewage sludges. *Science of the Total Environment*, 378: 75-80.
30. Fischerová Z., Tlustoš P., Száková J., Šichorova K. 2006. A comparison of phytoremediation capability of selected plant species for given trace elements. *Environmental Pollution*, 144: 93-100.
31. Flis-Bujak M., Turski R., Baran S. 1986. Wpływ osadu ściekowego na przemiany związków próchnicznych w bielicowej glebie piaskowej. *Roczniki Gleboznawcze*, 37(2-3): 187-194.

32. Forbes E.G.A., Johnston C.R., Archer J.E., McCracken A.R. 2017. SRC willow as a bioremediation medium for a dairy farm effluent with high pollution potential. *Biomass and Bioenergy*, 105: 174-189.
33. Gondek K., Filipek-Mazur B. 2005. The effects of mineral treatment and the amendments by organic and organomineral fertilisers on the crop yield, plant nutrient status and soil properties. *Plant, Soil and Environment*, 51(1): 34-45.
34. Gondek K. 2010. Zinc and cadmium accumulation in maize (*Zea mays* L.) and the concentration of mobile forms of these metals in soil after application of farmyard manure and sewage sludge. *Journal of Elementology*, 15(4): 639-652.
35. Gondek K., Mierzwa M. 2014. Quantity and quality of organic matter in soil after application of various organic materials. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 21(3):477-485.
36. Gondek K., Mierzwa-Hersztek M. Kopeć M. 2018. Mobility of heavy metals in sandy soil after application of composts produced from maize straw, sewage sludge and biochar. *Journal of Environmental Management*, 210: 87-95.
37. Górská E.B., Stępień W. 2008. Wpływ kompostu z osadu ściekowego na wybrane właściwości gleby. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 533: 139-146.
38. Greinert A., Drab M., Węclewski S. 2009. Ryzyko chemicznego zanieczyszczenia gleb nawożonych osadami ściekowymi. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 537: 135-144.
39. Grobelak A., Stępień W., Kacprzak M. 2016. Osady ściekowe jako składnik nawozów i substytutów gleb. *Inżynieria Ekologiczna*, 48: 52-60.
40. Grobelak A., Placek A., Grosser A., Singh B.R., Almås Å.R., Napora A., Kacprzak M. 2017. Effects of single sewage sludge application on soil phytoremediation. *Journal of Cleaner Production*, 155: 189-197.
41. Gumuła S., Piaskowska M. 2009. Emisja dwutlenku węgla a zagrożenie efektem cieplarnianym. *Polityka energetyczna*, 12(2/2): 183-192.
42. Hammer D., Kayser A., Keller C. 2003. Phytoextraction of Cd and Zn with *Salix viminalis* in field trials. *Soil Use and Management*, 19: 187-192.
43. Holm B., Heinsoo K. 2013. Influence of Composted Sewage Sludge on The Wood Yield of Willow Short Rotation Coppice. An Estonian Case Study. *Environment Protection Engineering*, 39(1): 18-32.
44. Hopkin A.A., Cheliak W. 1996. Pest Problems on Immature Poplar and Willow in Ontario and Their Potential Threat to Plantations. W: *Proceedings of the Canadian Energy Plantation Workshop* (red. J. Karau). *Proceedings of the Canadian Energy Plantation Workshop*, Ottawa: 113-126.
45. IPCC 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. <http://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/> (dostęp: 1.06.2018)
46. Iżewska A. 2007. Wpływ nawożenia obornikiem, osadem ściekowym i kompostem z osadów ściekowych na właściwości gleby. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 518: 85-92.
47. Jama A., Nowak W. 2012. Wpływ komunalnych osadów ściekowych na plony i cechy biometryczne wybranych klonów wierzby krzewiastej (*Salix viminalis* L.). *Nauka Przyroda Technologie*, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, 6(3): 1-8.
48. Jama-Rodzeńska A., Nowak W. 2013. Zawartość makroskładników w wybranych klonach wierzby krzewiastej uprawianej na komunalnym osadzie ściekowym. *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska, Sectio E*, 68(1): 10-17.
49. Jama-Rodzeńska A., Bocianowski J., Nowak W., Cizek D., Nowosad K. 2016. The influence of communal sewage sludge on the content of macroelements in the stem of selected clones of willow (*Salix viminalis* L.). *Ecological Engineering*, 87: 212-217.
50. Jarecki W., Bobrecka-Jamro D. 2010. Możliwości uprawy roślin energetycznych w województwie podkarpackim. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 549: 71-77.

51. Jasiewicz Cz., Antonkiewicz J., Mazur Z., Mazut T., Krajewski W. 2007. Agrochemical properties of soils fertilized with sewage sludge from Sewage Treatment Plant at Olecko. *Ecological Chemistry and Engineering*, 14(5-6): 457-463.
52. Jasiewicz Cz., Baran A. 2009. Wpływ odpadów organicznych na przyswajalność mikroelementów w glebie lekkiej. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 541: 147-156.
53. Kabała C., Karczewska A., Kozak M., 2010. Przydatność roślin energetycznych do rekultywacji i zagospodarowania gleb zdegradowanych. *Zeszyty Naukowe UP we Wrocławiu, Rol. XCVI*, Nr 576: 97-118.
54. Kabata-Pendias A., Piotrowska A., Witek T. 1993. Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb i roślin metalami ciężkimi i siarką. IUNG Puławy: 1-20.
55. Kabata-Pendias A., Pendias H. 1999. *Biogeochemia Pierwiastków Śladowych*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 1-398.
56. Kacálková L., Tlustoš P., Száková J. 2009. Phytoextraction of cadmium, copper, zinc and mercury by selected plants. *Plant Soil and Environment*, 55(7): 295-304.
57. Kacprzak M., Grobelak A., Grosser A., Prasad M.N.V. 2014b. Efficacy of Biosolids in Assisted Phytostabilization of Metalliferous Acidic Sandy Soils with Five Grass Species. *International Journal of Phytoremediation*, 16(6): 593-608.
58. Kalembsa S., Baran S., Drozd J. 2004. Wartość próchnicotwórcza odpadów jako czynnik wpływający na środowisko glebowe. *Roczniki Gleboznawcze*, 55(1): 25-34.
59. Kalembsa D., Pakuła K. 2009. Heavy metal fractions in soils fertilized with sewage sludge. *Environment Protection Engineering*, 35(2): 157-164.
60. Kalembsa S., Pakuła K., Rzymowski D. 2009. Oddziaływanie osadu ściekowego na zawartość wybranych pierwiastków i właściwości gleby płowej. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 535: 201-208.
61. Kaniuczak J., Błażej J., Gąsior J. 2001. Zawartość makroelementów w różnych klonach wikliny uprawianej na glebie deluwialnej. *Zeszyty Naukowe AR w Krakowie*, 373(76): 303-310.
62. Kaniuczak J. 2003. Fitoremediacja i jej znaczenie w ochronie środowiska i rolnictwie ekologicznym. *Zeszyty Naukowe AR im. H. Kołłątaja w Krakowie*, 399: 37-44.
63. Kaniuczak J., Błażej J., Kaniuczak R., Rożek D. 2003. Bioakumulacja metali ciężkich w klonach wikliny przemysłowo-energetycznej uprawianej w różnych warunkach siedliskowych. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 493: 879-887.
64. Kaniuczak J., Błażej J., Niemiec W., Jasiński T., Hajduk E., Puchalski Cz., Właśniewski S. 2005a. Produkcyjność biomasy wierzby energetycznej uprawianej w cyklu jednorocznym na agromeliorowanej glebie piaszczystej. [W:] *Wybrane aspekty zagospodarowania odpadów organicznych a produkcja biomasy wierzby energetycznej* (red. J. Kaniuczak, J. Kostecka, W. Niemiec). UR, PRz, PTG i P-W Oddział PTIE w Rzeszowie: 171-177.
65. Kaniuczak J., Hajduk E., Błażej J., Niemiec W., Jasiński T. 2005b. Wybrane właściwości fizykochemiczne i chemiczne odłogu piaszczystego przed agromelioracją osadami ściekowymi. [W:] *Wybrane aspekty zagospodarowania odpadów organicznych a produkcja biomasy wierzby energetycznej* (red. J. Kaniuczak, J. Kostecka, W. Niemiec). UR, PRz, PTG i P-W Oddział PTIE w Rzeszowie: 79-100.
66. Kaniuczak J., Puchalski Cz., Hajduk E., Gąsior J., Bilek M., Właśniewski S., Szostek M., Pieniążek M., Dąbrowa A. 2012. Energetic willow (*Salix viminalis* L.) in environmental protection. [In:] *Practical Applications of Environmental Research. Nauka dla gospodarki*. Nr 3/2012. (eds.). J. Kostecka, J. Kaniuczak. Uniwersytet Rzeszowski: 283-300.
67. Kasprzycka A., Lalak J., Tys J., Chmielewska M. 2016. Selected methods for management of post-fermentation sediment. The use of extrusion processing in digested sludge management (a review). *Acta Agrophysica*, 23(1): 51-65.
68. Kasztelewicz Z. 2011. Wpływ polityki klimatycznej UE na górnictwo i energetykę Polski. *Zeszyty Naukowe Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN*, 81: 163.
69. Kenney W.A., Gambles R.L., Vanstone B.J. 1996. Willow Biomass Prototype Farms of the University of Toronto: Status and Future Plans. W: *Proceedings of the Canadian Energy Plantation Workshop* (red. J. Karau). *Proceedings of the Canadian Energy Plantation Workshop*, Ottawa: 17-19.

70. Klang-Westin E., Eriksson J. 2003. Potential of *Salix* as phytoextractor for Cd on moderately contaminated soils. *Plant and Soil*, 249(1): 127-137.
71. Kostecki J., Myszograj S. 2007. Zawartość metali ciężkich w glebach na plantacji wierzb energetycznej nawożonej osadami ściekowymi. *Zeszyty Nauk. Uniwersytetu Zielonogórskiego* 133, *Inżynieria Środowiska* 13: 251-258.
72. Kovacs H., Szemmelveisz K. 2017. Disposal options for polluted plants grown on heavy metal contaminated brownfield lands - A review. *Chemosphere*, 166: 8-20.
73. Krasowicz S. 2008. Wpływ produkcji roślin energetycznych na rynek żywności. *Studia i raporty IUNG-PIB* 11: 125-132.
74. Kubátová P., Hejzman M., Száková J., Vondráčková S., Tlustoš P. 2016. Effects of Sewage Sludge Application on Biomass Production and Concentrations of Cd, Pb and Zn in Shoots of *Salix* and *Populus* Clones: Improvement of Phytoremediation Efficiency in Contaminated Soils. *Bioenergy Research*, 9(3): 809-819.
75. Kulhánek M., Balík J., Černý J., Vašák F., Shejbalová Š. 2014. Influence of long-term fertilizer application on changes of the content of Mehlich-3 estimated soil macronutrients. *Plant, Soil and Environment*, 60(4): 151-157.
76. Kuś J., Matyka M. 2010b. Uprawa roślin na cele energetyczne. Wydawnictwo IUNG-PIB, Puławy: 1-64.
77. Kusza G. 2006. Wpływ nawożenia mineralnego oraz zastosowania osadów ściekowych na wybrane właściwości zwałowisk po eksploatacji wapieni. *Roczniki Gleboznawcze*, 57(1/2): 124-130.
78. Kuzovkina Y.A., Schulthess C.P., Zheng D. 2018. Influence of soil chemical and physical characteristics on willow yield in Connecticut. *Biomass and Bioenergy*, 108: 297-306.
79. Labrecque M., Teodorescu T.I., Daigle S. 1995. Effect of wastewater sludge on growth and heavy metal bioaccumulation of two *Salix* species. *Plant and Soil*, 171: 303-316.
80. Labrecque M., Teodorescu T.I., Daigle S. 1996. Sludge Fertilization of Willow under Short-Rotation Culture: Biomass Productivity and Environmental Impact. [In:] *Proceedings of the Canadian Energy Plantation Workshop* (Ed. J. Karau). Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Science Branch, Ottawa: 53-66.
81. Laidlaw W.S., Arndt S.K., Huynh T.T., Gregory D., Baker A.J.M. 2012. Phytoextraction of Heavy Metals by Willows Growing in Biosolids under Field Conditions. *Journal of Environmental Quality*, 41: 134-143.
82. Majtkowski W., Majtkowska G. 2008. Produktywność wieloletnich plantacji energetycznych w Polsce. *Problemy Inżynierii Rolniczej*, 2/2008: 153-157.
83. Mantovi P., Baldoni G., Toderi G. 2005. Reuse of liquid, dewatered, and composted sewage sludge on agricultural land: effects of long-term application on soil and crop. *Water Research*, 39: 289-296.
84. Marron N. 2015. Agronomic and environmental effects of land application of residues in short-rotation tree plantations: A literature review. *Biomass and Bioenergy*, 81: 378-400.
85. Matyka M. 2009. Rolnictwo polskie a produkcja roślinna na cele energetyczne. *Studia i raporty IUNG-PIB*, 14: 167-174.
86. Maxted A.P., Black C.R., West H.M., Crout N.M.J., McGrath S.P., Young S.D. 2007. Phytoextraction of cadmium and zinc by *Salix* from soil historically amended with sewage sludge. *Plant and Soil*, 290: 157-172.
87. Mazur Z., Mokra O. 2009. Zawartość makroskładników w nawozach naturalnych w Polsce w latach 2003-2005. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 537: 243-247.
88. Meers E., Vandecasteele B., Ruttens A., Vangronsveld J., Tack F.M.G. 2007. Potential of five willow species (*Salix* spp.) for phytoextraction of heavy metals. *Environmental and Experimental Botany*, 60: 57-68.
89. Mertens A., Vervaeke P., Meers E., Tack F.M.G. 2006. Seasonal Changes of Metals in Willow (*Salix* sp.) Stands for Phytoremediation on Dredged Sediment. *Environmental Science & Technology*, 40: 1962-1968.
90. Migeon A., Richaud P., Guinet F., Chalot M., Blaudez D. 2009. Metal Accumulation by woody Species on Contaminated Sites in the North of France. *Water, Air and Soil Pollution*, 204: 89-101.

91. Mitchell C.P., Stevens E.A., Watters M.P. 1999. Short-rotation forestry - operations, productivity and costs based on experience gained in the UK. *Forest Ecology and Management*, 121: 123-136.
92. Mleczek M., Rissmann I., Rutkowski P., Kaczmarek Z., Golinski P. 2009. Accumulation of selected heavy metals by different genotypes of *Salix*. *Environmental and Experimental Botany*, 66: 289-296.
93. Mleczek M., Rutkowski P., Rissmann I., Kaczmarek Z., Golinski P., Szentner K., Strazynska K., Stachowiak A. 2010. Biomass productivity and phytoremediation potential of *Salix alba* and *Salix viminalis*. *Biomass and Bioenergy*, 34: 1410-1418.
94. Mleczek M., Gąsecka M., Waliszewska B., Magdziak Z., Szostek M., Rutkowski P., Kaniuczak J., Zborowska M., Budzyńska S., Mleczek P., Niedzielski P. 2018. *Salix viminalis* L. – A highly effective plant in phytoextraction of elements. *Chemosphere*, 212: 67-78.
95. Monterroso C., Rodríguez F., Chaves R., Díez J., Becerra-Castro C., Kidd P.S., Macías F. 2014. Heavy metal distribution in mine-soils and plants growing in a Pb/Zn-mining area in NW Spain. *Applied Geochemistry*, 44: 3-11.
96. Morera M.T., Echeverría J.C., Garrido J.J. 2001. Mobility of heavy metals in soils amended with sewage sludge. *Canadian Journal of Soil Science*, 81: 405-414.
97. Nicolás C., Kennedy J.N., Hernández T., García C., Six J. 2014. Soil aggregation in a semiarid soil amended with composted and non-composted sewage sludge-A field experiment. *Geoderma*, 219/220: 24-31.
98. Niedziółka I., Zuchniarz A. 2006. Analiza energetyczna wybranych rodzajów biomasy pochodzenia roślinnego. *Motorol*, 8A: 232-237.
99. Nissim W.G., Pitre F.E., Teodorescu T.I., Labrecque M. 2013. Long-term biomass productivity of willow bioenergy plantations maintained in southern Quebec, Canada. *Biomass i Bioenergy*, 56: 361-369.
100. Nowak D., Jasiewicz Cz. 2012. Wpływ nawożenia mineralnego i kompostu na plon i skład chemiczny wierzby energetycznej. *Inżynieria Rolnicza*, 4(139): 295-301.
101. Nowak W., Sowiński J., Jama A. 2011. Wpływ częstotliwości zbioru i zróżnicowanego nawożenia azotem na plonowanie wybranych klonów wierzby krzewiastej (*Salix viminalis* sL.). *Fragmenta Agronomica*, 28(2): 55-62.
102. Obrębska-Starkłowa B., Starkel L. 1991. Efekt cieplarniany a globalne zmiany środowiska przyrodniczego. *Zeszyty Instytutu Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN* Nr 4. Warszawa: 1-72.
103. Ostrowski J., Gutkowska A. 2008. Model diagnostyczny typowania gruntów przydatnych do uprawy roślin energetycznych. *Problemy Inżynierii Rolniczej*, 2/2008: 145-152.
104. Ostrowski J., Gutkowska A., Tusiński E. 2009. Udział czynnika wodnego w kategoryzacji oraz oceny przydatności gruntów do uprawy roślin energetycznych. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 9(4)(28): 187-202.
105. Paluch J., Pulikowski K., Wardecka L. 2006. Przyrodnicze metody unieszkodliwiania osadów z oczyszczalni ścieków komunalnych z uwzględnieniem erozji chemicznej. *Acta Agrophysica*, 8(1): 191-203.
106. Piskier T. 2008. Efektywność energetyczna uprawy wierzby w różnych warunkach glebowych. *Inżynieria Rolnicza*, 2(100): 215-220.
107. Planquart P., Bonin G., Prone A., Massiani C. 1999. Distribution, movement and plant availability of trace metals in soils amended with sewage sludge composts: application to low metal loadings. *The Science of the Total Environment*, 241:161-179.
108. Pulford I.D., Riddell-Black D., Stewart C. 2002. Heavy Metal Uptake by Willow Clones from Sewage Sludge-Treated Soil: The Potential for Phytoremediation. *International Journal of Phytoremediation*, 4(1): 59-72.
109. Romanowska-Duda Z., Grzesik M., Pszczółkowski W., Pszczółkowska A., Wysokińska Z. 2012. Use of Sewage Sludge in the Production of Plant Biomass for Energy: Biological and Economic Conditions. *Comparative Economic Research*, 15(3): 105-122.
110. Samaras V., Tsadilas C.D., Stamatiadis S. 2008. Effects of Repeated Application of Municipal Sewage Sludge on Soil Fertility, Cotton Yield, and Nitrate Leaching. *Agronomy Journal*, 100(3): 477-483.

111. Sastre I., Vicente M.A., Lobo C. 2001. Behaviour of Cadmium and Nickel in a Soil Amended with Sewage Sludge. *Land Degradation & Development*, 12: 27-33.
112. Scholz V., Ellerbrock R. 2002. The growth productivity, and environmental impact of the cultivation of energy crops on sandy soil in Germany. *Biomass and Bioenergy*, 23: 81-92.
113. Singh R.P., Agrawal M. 2007. Effects of sewage sludge amendment on heavy metal accumulation and consequent responses of *Beta vulgaris* plants. *Chemosphere*, 67: 2229-2240.
114. Singh R.P., Agrawal M. 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Management*, 28: 347-358.
115. Sobczyk W., Sternik K., Sobczyk E.J., Noga H. 2015. Ocena plonowania wierzby nawożonej osadami ściekowymi. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 17: 1113-1124.
116. Song U., Lee E.J. 2010. Environmental and economical assessment of sewage sludge compost application on soil and plants in a landfill. *Resources, Conservation and Recycling*, 54: 1109-1116.
117. StatSoft. Inc. 2011. STATISTICA (data analysis software system), version 10. www.statsoft.com
118. Steinbrich A., Turski R. 1986. Wiązanie Cu, Zn i Pb przez kwasy huminowe wyizolowane z gleb i osadów ściekowych. *Roczniki Gleboznawcze*, 37(2-3): 333-342.
119. Stolarski M., Szczukowski S., Tworkowski J. 2008. Biopaliwa z biomasy wieloletnich roślin energetycznych. *Energetyka*, 1/2008: 77-80.
120. Stolarski M.J., Szczukowski S., Tworkowski J., Klasa A. 2011. Willow biomass production under conditions of low-input agriculture on marginal soils. *Forest Ecology and Management*, 262(8): 1558-1566.
121. Stolarski M.J., Krzyżaniak M., Szczukowski S., Tworkowski J., Śnieg M. 2016. Willow productivity on a commercial plantation in triennial harvest cycle. *Bulgarian Journal of Agricultural Science*, 22(1): 65-72.
122. Stolarski M.J., Niksa D., Krzyżaniak M. 2017a. Elemental composition of willow short rotation crops biomass depending on variety and harvest cycle. *Biomass and Bioenergy*, 105: 342-350.
123. Stolarski M.J., Szczukowski S., Tworkowski J., Krzyżaniak M., Załuski D. 2017b. Willow biomass and cuttings' production potential over ten successive annual harvests. *Biomass and Bioenergy*, 105: 230-247.
124. Szczukowski S., Stolarski M.J., Tworkowski J., Rutkowski P., Goliński P., Mleczeek M., Szentner K. 2014. Plon i jakość biomasy wybranych gatunków wierzby w czteroletniej rotacji zbioru. *Fragmenta Agronomica*, 31(2):107-114.
125. Szmigiel A. 2010. Wpływ nawożenia osadami ściekowymi na plonowanie wierzby energetycznej. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 549: 197-205.
126. Szulc W., Rutkowska B. 2002. Ocena możliwości wykorzystania w rolnictwie osadu ściekowego z miejskiej oczyszczalni ścieków. *Acta Agrophisica*, 70: 317-323.
127. Szyszlak-Bargłowicz J., Piekarski W. 2009. Charakterystyka biomasy jako paliwa. W: *Biomasa jako źródło energii* (red. I. Jackowska). Wieś Jutra, Warszawa: 29-38.
128. Thomas C.D., Cameron A., Green R.E., Bakkenes M., Beaumont L.J., Collingham Y.C., Erasmus B.F.N., de Siqueira M.F., Grainger A., Hannah L., Hughes L., Huntley B., van Jaarsveld A.S., Midgley G.F., Miles L., Ortega-Huerta M.A., Peterson A.T., Phillips O.L., Williams S.E. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*, 427 (6970): 1245-148.
129. Tsadilas C.D., Hu Z., Bi Y., Nikoli T. 2018. Utilization of coal fly ash and municipal sewage sludge in agriculture and for reconstruction of soils in disturbed lands: results of case studies from Greece and China. *International Journal of Coal Science & Technology*, 5(1): 64-69.
130. Tworkowski J., Stolarski M., Wróblewska H., Szczukowski S. 2010a. Skład chemiczny i wartość energetyczna biomasy wierzby krzewiastej, ślazuwca pensylwańskiego i miskanta olbrzymiego. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 547: 401-408.
131. Tworkowski J., Szczukowski S., Stolarski M. 2010b. Plonowanie oraz cechy morfologiczne wierzby uprawianej w systemie Eko-Salix. *Fragmenta Agronomica*, 27(4): 135-146.
132. UNFCCC 2007. Climate Change: Impacts, Vulnerabilities and Adaptation in Developing Countries. United Nations Framework Convention on Climate Change. <https://unfccc.int/resource/docs/publications/impacts.pdf> (dostęp: 1.06.2018)

133. Urbaniak M., Wyrwicka A., Tołoczko W., Serwecińska L., Zieliński M. 2017. The effect of sewage sludge application on soil properties and willow (*Salix* sp.) cultivation. *Science of the Total Environment*, 586: 66-75.
134. Van Slycken S., Witters N., Meiresonne L., Meers E., Ruttens A., Van Peteghem P., Weyens N., Tack F.M.G., Vangronsveld J. 2013. Field Evaluation of Willow under Short Rotation Coppice for Phytomanagement of Metal-Polluted Agricultural Soils. *International Journal of Phytoremediation*, 15: 677-689.
135. Vandecasteele B., Laing G.D., Quataert P., Tack F.M.G. 2005. Differences in Cd and Zn bioaccumulation for the flood-tolerant *Salix cinerea* rooting in seasonally flooded contaminated sediments. *Science of the Total Environment*, 341: 251-263.
136. Vandecasteele B., Quataert P., Tack F.M.G. 2007. Uptake of Cd, Zn and Mn by willow increases during terrestrialisation of initially ponded polluted sediments. *Science of the Total Environment*, 380: 133-143.
137. Vangronsveld J., Herzig R., Weyens N., Boulet J., Adriaensen K., Ruttens A., Thewys T., Vassilev A., Meers E., Nehnevajova E., van der Lelie D., Mench M. 2009. Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. *Environmental Science and Pollution Research*, 16: 765-794.
138. Veeresh H., Tripathy S., Chaudhuri D., Ghosh B.C., Hart B.R., Powell M.A. 2003. Changes in physical and chemical properties of three soil types in India as a result of amendment with fly ash and sewage sludge. *Environmental Geology*, 43(5): 513-520.
139. Vyslouchilová M., Tlustoš P., Száková J. 2003. Cadmium and zinc phytoextraction potential of seven clones of *Salix* spp. planted on heavy metal contaminated soils. *Plant Soil and Environment*, 49(12): 542-547.
140. Wahsha M., Bini C., Argese E., Minello M., Fontana S., Wahsheh H. 2012. Heavy metals accumulation in willows growing on Spolic Technosols from the abandoned Imperina Valley mine in Italy. *Journal of Geochemical Exploration*, 123: 19-24.
141. Wieczorek J., Gambuś F. 2009. Porównanie działania obornika i komunalnych osadów ściekowych na plonowanie i skład chemiczny słonecznika w doświadczeniu lizymetrycznym. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 537: 359-368.
142. Wieshammer G., Unterbrunner R., García T.B., Zivkovic M.F., Puschenreiter M., Wenzel W.W. 2007. Phytoextraction of Cd and Zn from agricultural soils by *Salix* ssp. and intercropping of *Salix caprea* and *Arabidopsis halleri*. *Plant and Soil*, 298: 255-264.
143. Wisłocka M., Krawczyk J., Klink A., Morrison L. 2006. Bioaccumulation of Heavy Metals by Selected Plant Species from Uranium Mining Dumps in the Sudety Mts., Poland. *Polish Journal of Environmental Studies*, 15(5): 811-818.
144. Wiśniewska B., Kalembasa S. 2011. Wpływ dawek osadu ściekowego na zawartość i pobranie Zn, Cu i Cr przez biomasę życicy wielokwiatowej oraz na akumulację tych metali w glebie. *Inżynieria Ekologiczna*, 27: 229-239.
145. Wójcik J., Balawejder M., Leń P. 2014. Grunty marginalne, propozycje sposobów ich zagospodarowania w pracach scaleniowych w powiecie brzozowskim. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich - Infrastructure And Ecology of Rural Areas*, 2(2): 399-410.
146. Wysokiński A., Kalembasa S. 2010. Influence of Alkalization and Composting Process of Sewage Sludge on Cadmium and Nickel Content in Plants and Soil. *Ecological Chemistry and Engineering A*, 17(4-5): 529-540.
147. Zajączkowski K. 2006. Produkcyjność wybranych odmian wierzby krzewiastych na doświadczalnych plantacjach o skróconym cyklu. *Leśne Prace Badawcze*, 2: 7-32.
148. Zalesny R.S., Bauer E.O. 2007. Evaluation of *Populus* and *Salix* Continuously Irrigated with Landfill Leachate I. Genotype-Specific Elemental Phytoremediation. *International Journal of Phytoremediation*, 9: 281-306.
149. Zoghalmi R.I., Hamdi H., Mokni-Tlili S., Khelil M.N., Aissa N.B., Jedidi N. 2016. Changes in light-textured soil parameters following two successive annual amendments with urban sewage sludge. *Ecological Engineering*, 95: 604-611.

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo – badawczych:

Moje badania naukowe skupiały się wokół następujących zagadnień tematycznych:

- 1) Właściwości gleb i skład chemiczny roślin środowisk uprzemysłowionych i zurbanizowanych;
- 2) Wybrane właściwości gleb i roślin południowo-wschodniej Polski;
- 3) Produktywność i przydatność wybranych roślin do celów energetycznych oraz fitoremediacji środowiska glebowego lub wodnego;
- 4) Wpływ wapnowania, nawożenia mineralnego NPK i uprawy na właściwości wybranych gleb;
- 5) Wpływ wapnowania, nawożenia mineralnego NPK i uprawy na plony roślin, zawartość pierwiastków w roślinach oraz ich zdrowotność;
- 6) Inne badania.

5.1. Właściwości gleb i skład chemiczny roślin środowisk uprzemysłowionych i zurbanizowanych

Jednym z istotnych problemów stanu środowiska i jakości życia człowieka są wpływy antropogeniczne i emisje zanieczyszczeń do środowiska. Stosunkowo dużo uwagi poświęca się wpływom środowiskowym dużych zakładów przemysłowych, natomiast mniej uwagi poświęcano zakładom małym i średniej wielkości. Stąd podjęto cykl badań poświęconych wpływom wybranych zakładów przemysłowych Podkarpacia na stan środowiska glebowego i skład chemiczny roślin:

- Huty Szkła w Krośnie (**publikacje II.D.20, II.D.22, II.D.27, II.D.30, II.D.49, II.D.71, II.D.73**)
- Fabryki Maszyn w Strzyżowie (**publikacje II.D.9, II.D.15, II.D.21, II.D.22, II.D.30, II.D.49, II.D.73**)
- Elektrociepłowni w Załężu (**publikacje II.D.15, II.D.21, II.D.22, II.D.73**)
- Łańcuckiej Fabryki Śrub (**publikacje II.D.9, II.D.15, II.D.21, II.D.22, II.D.39, II.D.55, II.D.56, II.D.73**)
- Zakładów Magnezytowych w Ropczycach (**publikacje II.D.22, II.D.71, II.D.73**)
- Rafinerii w Jaśle (publikacja II.D.30) i w Jedliczu (**publikacje II.D.31, II.D.49, II.D.53**)
- Elektrowni Stalowa Wola (**publikacje II.D.40, II.D.54**)
- Zakładów Lamp Wyładowczych „Polam” w Pogwizdowie (**publikacja II.D.60**)
- Kopalni Siarki „Jeziórko” (**publikacje II.D.44, II.D.50, II.D.51, II.D.63, II.D.64**)

Wstępne badania środowiska glebowego przeprowadzone w 1991 r. wokół pięciu zakładów (zlokalizowanych w Krośnie, Strzyżowie, Załężu, Łańcucie i Ropczycach) pozwalały stwierdzić, że zawartość Pb, Cd, Ni, Co i As w glebach z ich otoczenia zazwyczaj mieściła się w zakresie zawartości najczęściej spotykanych w glebach Polski (**publikacja II.D.71**). Jedynie w glebach z okolic Zakładów Magnezytowych w Ropczycach zawartość chromu niekiedy nawet kilkakrotnie przekraczała zawartość dopuszczalną (maksymalnie 1685 mg·kg⁻¹). Ponadto w większości przypadków obserwowano większe zawartości pierwiastków śladowych w wierzchniej warstwie gleby (0-25 cm) w porównaniu do warstwy podpowierzchniowej, a

także ujawniający się niekiedy wpływ odległości od emitora na kształtowanie się ich zawartości w glebach.

Badania monitoringowe kontynuowałem w kolejnych latach (1992 -1995) uzyskując dokładniejszy obraz stanu środowiska glebowego wokół tych zakładów. Ołów był największym zagrożeniem w zasięgu oddziaływania Huty Szkła w Krośnie (**publikacje II.D.20, II.D.30, II.D.49**), gdyż stwierdzono występowanie próbek glebowych o zawartości Pb przekraczającej wartości dopuszczalne dla gleb użytkowanych rolniczo, a 31% pobranych próbek charakteryzowało się podwyższoną zawartością tego pierwiastka. Ponadto 30% próbek wyróżniało się podwyższoną zawartością cynku, a 17% - kadmu. Ołów i miedź wyróżniały się dużą rozpuszczalnością w roztworze 1 M HCl (średnio odpowiednio 76% i 52%), co mogło skutkować większą biodostępnością tych metali (**publikacje II.D.31, II.D.27**). Najwyższą zawartością Pb, ale także Zn i Cd cechowały się próbki glebowe pobrane z odległości 400 m od zakładu (**publikacja II.D.20**).

W glebach z okolic Fabryki Maszyn w Strzyżowie ogólna zawartość metali ciężkich utrzymywała się w zakresie zawartości naturalnych (**publikacje II.D.9, II.D.15, II.D.21, II.D.22, II.D.30, II.D.73**). Profilowo była ona dość zróżnicowana, co było uwarunkowane genezą gleby - aluwia rzeczne (**publikacje II.D.9, II.D.15**). Warstwy powierzchniowe gleb wykazywały wyraźne wzbogacenie w Cd i Pb, przy czym oba pierwiastki wyróżniała duża rozpuszczalność w roztworze 1 M HCl. Nie stwierdzono statystycznie istotnego wpływu odległości od emitora na zawartość badanych metali w glebach z otoczenia Fabryki Maszyn w Strzyżowie. Do podobnych wniosków doprowadziła analiza gleb z okolic Elektrociepłowni Załęże (**publikacje II.D.15, II.D.21, II.D.22, II.D.73**), z tym, że w 50 % gleby te charakteryzowały się, według kryteriów IUNG, podwyższoną zawartością Ni, a 11% można było zakwalifikować do grupy o II stopniu zanieczyszczenia tym metalem (**publikacja II.D.22**). Jednak profilowe rozmieszczenie Ni nie sugerowało wpływu elektrociepłowni na kumulację tego pierwiastka w powierzchniowych warstwach (**publikacja II.D.15**). Nikiel, obok cynku i kadmu należał do pierwiastków z grupy metali ciężkich, których stosunkowo duża zawartość w glebach z otoczenia Fabryki Śrub w Łańcucie zwracała uwagę (**publikacje II.D.22, II.D.55, II.D.73**). Według kryteriów IUNG około 4% próbek charakteryzowało się podwyższoną zawartością Ni, 36% podwyższoną zawartością Zn, ale nie stwierdzono tendencji do gromadzenia niklu w poziomie orno-próchnicznym (**publikacje II.D.22, II.D.73**). Natomiast występowała statystycznie istotna, ujemna korelacja pomiędzy zawartością ogólnego niklu, ołowiu i cynku w glebach a odległością od Fabryki Śrub w Łańcucie (**publikacje II.D.21, II.D.22, II.D.73**), a największe zawartości Cu, Zn, Cd i Pb stwierdzono w glebach z najbliższego sąsiedztwa emitora (**publikacje II.D.39, II.D.55**) – wskazuje to na wyraźną emisję zanieczyszczeń z zakładu. Nie stwierdzono jednoznacznych preferencji w rozmieszczeniu badanych pierwiastków w glebie w zależności od kierunku względem zakładu (**publikacja II.D.39**). Profilowe rozmieszczenie pierwiastków w poszczególnych poziomach genetycznych nie wykazało jednoznacznych tendencji (**publikacje II.D.9 II.D.15**).

Chrom okazał się głównym zagrożeniem jakości gleb z otoczenia Zakładów Magnezytowych w Ropczycach, co jest prawdopodobnie spowodowane emisją pyłów z surowca bogatego w ten pierwiastek (**publikacja II.D.71**). Natomiast zawartość innych pierwiastków śladowych, pomimo iż zazwyczaj nieco większa w powierzchniowych warstwach gleby, nie wskazywała na zanieczyszczenie przyległych gleb (**publikacje II.D.22, II.D.71, II.D.73**). Zwraca uwagę ujemna, statystycznie istotna korelacja pomiędzy zawartością ogólnych i rozpuszczalnych w 1 M HCl form Ni w glebie a odległością od zakładu (**publikacja II.D.22**).

Gleby wokół Rafinerii w Jaśle i w Jedliczu nie wykazywały zanieczyszczenia pierwiastkami śladowymi (**publikacje II.D.30, II.D.31, II.D.49, II.D.53**). Nie stwierdzono także istotnych współczynników korelacji pomiędzy zawartością metali ciężkich w glebach a

odległością od zakładów. Jedynie w przypadku Ni i Cd 5% gleb z otoczenia Rafinerii w Jedliczu wykazywało zawartość podwyższoną według kryteriów IUNG (**publikacja II.D. 53**). Jednakże powierzchniowe poziomy gleb z otoczenia Rafinerii Jasło zawierały zwykle większe ilości metali ciężkich w porównaniu do warstw podpowierzchniowych, co sugeruje akumulację biologiczną lub/i wpływy antropogenne. Ponadto niekorzystnym czynnikiem była wysoka rozpuszczalność kadmu i ołowiu, a to było potencjalnym zagrożeniem dla jakości pozyskiwanych plonów roślin. Potwierdzeniem tego była znaczna, przekraczająca dopuszczalne normy ilość kadmu w liściach, a szczególnie korzeniach pietruszki (**publikacja II.D.31**).

Ogólna zawartość analizowanych metali ciężkich w glebach z okolic Elektrowni Stalowa Wola nie przekraczała norm obowiązujących w Polsce (**publikacje II.D.40, II.D.54**). Jednakże według kryteriów IUNG 12,5% próbek glebowych cechowało się słabym zanieczyszczeniem chromem (II stopień), a podwyższoną zawartością (I stopień) - 66,5% ze względu na zawartość Cr i po 8,3% ze względu na zawartość Zn i Ni. Nie stwierdzono statystycznie istotnych współczynników korelacji pomiędzy zawartością badanych pierwiastków w glebach a odległością od emitora. Średnia zawartość analizowanych metali w glebach położonych na wschód od zakładu była większa w porównaniu do średnich dla gleb z kierunku północnego i z punktu kontrolnego. Natomiast w glebach z kierunku północnego stwierdzono większe wartości współczynników wzbogacenia warstwy wierzchniej w badane pierwiastki (**publikacja II.D.40**).

Działalność byłych Zakładów Lamp Wyładowczych „Polam” była związana z wykorzystaniem rtęci do jej produkcji i skażeniem okolicznych gleb. W **publikacji II.D.60** przedstawiłem część wyników badań zawartości tego metalu oraz Cd i Pb w glebach po 20 latach od zamknięcia zakładu. Zawartość tych metali, chociaż mocno zróżnicowana, nie przekraczała zawartości dopuszczalnych według ustawodawstwa polskiego. Co znaczące, pomimo zazwyczaj większej zawartości metali ciężkich w powierzchniowej warstwie gleby więcej rtęci zawierała warstwa podpowierzchniowa (5-15 cm).

Szczególnie dużą degradację gleb wywołuje górnictwo odkrywkowe. W województwie podkarpackim wiodącą rolę w tym zakresie miały kopalnie siarki. Wyniki badań właściwości wybranych gruntów zdegradowanych i rekultywowanych po Kopalni Siarki „Jeziórko” przedstawiają prace: **II.D.44, II.D.50, II.D.51, II.D.63, II.D.64**. Wskazują one na niekiedy ekstremalnie niskie pH gleb (uzyskano $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ nawet na poziomie 2,3), związane zazwyczaj z obecnością pierwiastkowej siarki, a niwelacja terenów zdegradowanych wapnem poflotacyjnym wpłynęła korzystnie na kształtowanie się pH gleby i obniżenie zakwaszenia poziomów powierzchniowych gleb rekultywowanych (**publikacje II.D.40 i II.D.63**). Zawartość przyswajalnych form fosforu i potasu była najczęściej bardzo niska lub niska, z tym, że w powierzchniowych poziomach (szczególnie gleb rekultywowanych) zaznaczyła się tendencja do wzrostu zawartości tych pierwiastków (**publikacje II.D.40 i II.D.64**). Podobną tendencją cechowały się ogólne formy azotu i węgla, przy czym korzystnie kształtował się stosunek C:N gdyż (za wyjątkiem gleby rekultywowanej w kierunku leśnym) kształtował się poniżej 17:1. Zawartość pierwiastków śladowych w badanych glebach nie stanowiła zagrożenia dla środowiska glebowego (**publikacje II.D. 50 i II.D.51**). Największą średnią zawartością ogólnych i rozpuszczalnych form Pb, Cd i Co charakteryzowała się gleba zdegradowana, gleby rekultywowane zawierały więcej Fe, Cu, Zn i Mn. Podsumowując działania rekultywacyjne wpłynęły na poprawę właściwości gleb zdegradowanych w wyniku działalności Kopalni Siarki „Jeziórko”.

Antropogenne wpływy na środowisko miejskie nie ograniczają się tylko do wpływu zakładów przemysłowych, ale obejmują bardzo różnorodne sfery działalności człowieka. W pracy **II.A.4** przedstawiono kształtowanie się zawartości wybranych mikroelementów w glebach i liściach niektórych gatunków drzew z terenu miasta Stalowa Wola, pochodzących z

różnych kierunków geograficznych i różnych odległości (do 5 km) od punktu zlokalizowanego przed bramą największego w mieście zakładu – Hutą Stalowa Wola. Na obszarze miasta przeważały gleby lekkie, na ogół znacznie zakwaszone. Za wyjątkiem jednej próby glebowej (w odniesieniu do Zn) nie stwierdzono przekroczeń dopuszczalnych zawartości analizowanych metali ciężkich (Mn, Zn, Cu, Cr i Ni) według norm prawnych obowiązujących w Polsce. Jednakże uwzględniając kryteria IUNG jedynie 50% badanych prób glebowych cechowało się ich naturalną zawartością (0 stopień zanieczyszczenia), a pojedyncze próbki glebowe kwalifikowały się nawet do III i IV stopnia zanieczyszczenia. Nie stwierdzono jednoznacznego wpływu głębokości pobrania gleby, a ilością mikroelementów. Brak jednoznacznego rozkładu koncentracji badanych pierwiastków w układzie pionowym w glebach miejskich, po części wynika z ich specyfiki np. przemieszania warstw na skutek prac inżynierskich, ale może być także skutkiem silnego ograniczenia emisji przemysłowych do środowiska po 1990 roku. Z kolei to w połączeniu z silnym zakwaszeniem badanych gleb i w powiązaniu z tym dużą ruchliwością niektórych form metali mogło doprowadzić do ich znacznego przemieszczenia w głąb profilu glebowego. Z uzyskanych rezultatów wynika także, że średnia zawartość Mn, Zn, Cu, Cr i Ni była większa w glebach z kierunku północnego, aniżeli południowego. Także analogiczne średnie dla gleb ze wschodniej części miasta były większe od średnich z prób po stronie zachodniej. Mogło to być związane zarówno z kierunkiem dominujących wiatrów (południowe i południowo-zachodnie), przenoszących emitowane zanieczyszczenia, lokalizacją innych poza Hutą (w tym lokalnych, zwykle licznych w środowisku zurbanizowanym) źródeł emisji, jak również zróżnicowanymi zdolnościami sorpcyjnymi gleb. Te czynniki wpłynęły także na zróżnicowane (bez wyraźnych prawidłowości) rozmieszczenie pierwiastków śladowych w różnych odległościach od „punktu 0”. W transekcji wschód-zachód dały się zauważyć większe od średnich ilości wszystkich metali w strefach odległych o 3 i 4 km od tego punktu. Podjęta próba wykorzystania liści drzew do zdiagnozowania zanieczyszczenia środowiska pierwiastkami śladowymi wykazała, że zawartość wszystkich badanych pierwiastków w liściach różnych gatunków drzew zazwyczaj nie była statystycznie istotnie ($\alpha=0,05$) związana z ich zawartością w glebach, składem granulometrycznym gleb, sumą zasad wymiennych, pojemnością kompleksu sorpcyjnego gleby względem kationów, zawartością węgla organicznego. Wartości średnich zawartości manganu i niklu w liściach drzew były większe od ich średnich koncentracji w glebach badanego obszaru.

Liście drzew parkowych były także wykorzystane do bioindykacji zanieczyszczenia metalami ciężkimi środowiska miasta Rzeszowa (**publikacja II.D.48**). Gleby terenów zadrzewionych w Rzeszowie charakteryzowały się na ogół obojętnym lub lekko kwaśnym odczynem, wysoką zawartością węgla organicznego, dużą pojemnością kompleksu sorpcyjnego i zbliżoną średnią zawartością Cd, Pb i Ni w glebie z warstwy 0-3 cm i 15-20 cm. Badania gleb z punktów kontrolnych, poza obszarem miasta wykazały, że średnia zawartość tych metali w warstwie powierzchniowej była większa w porównaniu do średniej z warstwy niżej położonej. Uzyskane wyniki wykazały, że średnia arytmetyczna zawartość Cd i Ni w liściach badanych drzew z terenu miasta Rzeszowa była większa w porównaniu do analogicznych średnich dla liści tych samych drzew spoza miasta. Odmienną zależność zaobserwowano w przypadku ołowiu. Spośród wykorzystanych w badaniach gatunków drzew liście lipy kumulowały najwięcej Ni i Pb, a najwięcej Cd zawierały liście klonu.

W **publikacji II.D.62** zamieszczono wyniki analogicznych badań z wykorzystaniem liści drzew i krzewów owocowych ogrodów działkowych Rzeszowa do bioindykacji zanieczyszczenia środowiska cynkiem. Badane gleby ogrodów działkowych cechowały się zróżnicowaną zawartością ogólnego Zn (19-166 mg·kg⁻¹). Formy rozpuszczalne w 1 M HCl stanowiły średnio 37% ogólnej ilości cynku. Liście wiśni zawierały średnio o 50% więcej Zn w porównaniu do liści jabłoni. Aż 81% prób liści jabłoni i 63% prób liści wiśni zawierało poniżej 25 mg Zn·kg⁻¹, a więc cechowało się zawartością niedoborową. Na bazie zebranego

materiału badawczego z zakresu wykorzystania liści roślin drzewiastych w bioindykacji stanu środowiska w przyszłości planuję kolejne publikacje.

Ogrody działkowe są istotnym źródłem pozyskiwania żywności. W **publikacjach II.D.41 i II.D.59** zostały zamieszczone rezultaty badań nad akumulacją kadmu w glebach i wybranych warzywach ogrodów działkowych Rzeszowa. Stwierdzona zawartość kadmu w glebach ogrodów działkowych Rzeszowa ($0,21-0,99 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) mieściła się w przyjętym dla Polski zakresie zawartości naturalnych. Według kryteriów IUNG tylko 5% gleb wykazywało podwyższoną zawartość Cd, co nie uniemożliwia ich rolniczego wykorzystania. Marchew i seler, pochodzące z ogrodów działkowych Rzeszowa, zawierały kadm w ilościach przekraczających dopuszczalne stężenia tego metalu, określone w przepisach krajowych. Korzenie marchwi zawierały mniejsze ilości Cd od liści. Uprawiane w tych samych warunkach glebowych rośliny selera akumulowały w korzeniach średnio ponad dwukrotnie większe ilości niż marchew. Zawartość Cd w tych warzywach była tylko w niewielkim stopniu związana z zawartością ogólnych i rozpuszczalnych form tego metalu w glebie.

W pracy **II.D.57** podjęto próbę określenia wpływu sąsiedztwa linii energetycznych wysokiego napięcia (220 kV) na wybrane właściwości gleb. Próbkę glebową pobierano z głębokości 0-20 cm, w odległości do 50 m od przebiegu linii, z różnych miejscowości zlokalizowanych na Podkarpaciu. W miarę oddalania się od ich lokalizacji zwiększała się kwasowość gleb, zmniejszało pH oraz suma wymiennych kationów zasadowych. Ogólne zawartości Cu, Zn i Mn w badanych glebach odpowiadały zawartości naturalnej dla gleb Polski, jednak największe ilości tych metali wykrywano w glebach z najbliższego sąsiedztwa linii energetycznych.

Problematykę zanieczyszczenia gleb w środowisku miejsko-przemysłowym i ich źródeł ze szczególnym uwzględnieniem emisji pyłowych opisano w pracy przeglądowej **II.D.68**. Pierwiastki śladowe są emitowane do atmosfery, zarówno z naturalnych (np. w wyniku erozji eolicznej skał i gleby), jak i antropogennych źródeł. W skali światowej emisje antropogenne na ogół są wielokrotnie większe od naturalnych (za wyjątkiem Cu). W Polsce największym źródłem metali ciężkich są procesy spalania paliw (głównie węgla kamiennego i brunatnego). Zanieczyszczenia uwalniane do środowiska często związane są z emisjami do atmosfery pyłów lotnych, a wpływ pierwiastków śladowych na organizmy żywe jest w dużym stopniu uzależniony od ich bioprzyswajalności, więc pośrednio rozpuszczalności. Gleby miejskie cechują się bardzo często podwyższoną, w stosunku do gleb terenów pozamiejskich, zawartością pierwiastków śladowych. Bardzo często znaczne zanieczyszczenie metalami ciężkimi obserwuje się w glebach położonych w sąsiedztwie różnych zakładów przemysłowych. Z prezentowanych badań wynika, że zawartość Cd, Pb, Zn i Cu w glebach z otoczenia różnych zakładów w Polsce wykazywała znaczne zróżnicowanie (ale często podwyższona) i była związana ze specyfiką ich działalności. Ze względu na możliwość przemieszczania się pierwiastków śladowych w układzie gleba-roślina-człowiek ich podwyższona zawartość w glebie stwarza poważne niebezpieczeństwo dla organizmów żywych, w tym człowieka. Stąd bardzo ważnym działaniem prewencyjnym jest monitoring stanu zanieczyszczenia środowiska glebowego metalami ciężkimi.

Gama ksenobiotyków uwalnianych do środowiska obejmuje, poza metalami ciężkimi, wiele innych substancji. W **publikacji II.D.69** przedstawiono charakterystykę szkodliwości, źródeł, występowania w różnych elementach środowiska i możliwości eliminacji wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA, w j. ang. PAH – polycyclic aromatic hydrocarbons). Procentowy udział całkowitej puli WWA w środowisku kształtuje się następująco: 89,9% znajduje się w glebie, 0,5% w powietrzu, 0,3% w wodach powierzchniowych a 9,9% jest skumulowane w postaci osadów dennych. Główne źródła wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w powietrzu to niepełne spalanie paliw kopalnych (węgiel, ropa naftowa) oraz drewna. Szczególnie niebezpiecznym i niedocenianym

źródłem WWA, nie tylko w ośrodkach miejskich, jest tzw. „niska emisja”, czyli liczne zanieczyszczenia, powstające w wyniku procesów spalania paliw w lokalnych kotłowniach i piecach domowych sektora komunalno-bytowego. W Polsce, w roku 2009 aż 88% (115 816 kg) czterech wskaźnikowych WWA pochodziło z tej grupy źródeł. Występowanie WWA w glebie jest szczególnie niebezpieczne dla człowieka, gdyż mogą być pobierane przez system korzeniowy roślin jadalnych. Degradację gleb przez obecność WWA obserwuje się szczególnie na terenach wysoko uprzemysłowionych. Na ekologicznie czystych terenach województwa podkarpackiego poziom WWA jest na ogół niski. W najbliższej przyszłości należy spodziewać się dalszego obniżenia ilości WWA emitowanych do środowiska, czemu w zasadniczy sposób sprzyja ustawodawstwo polskie i wspólnotowe.

5.2. Wybrane właściwości gleb i roślin południowo-wschodniej Polski

Moje zainteresowania badawcze w dużej mierze były związane z kształtowaniem się wybranych właściwości fizykochemicznych i chemicznych gleb różnych regionów południowo-wschodniej Polski (**publikacje II.D.2-6, II.D.8, II.D.18, II.D.34, II.D.42, II.D.58, II.D.65, II.D.66**).

Wyniki wieloletnich badań odczynu poziomu próchnicznego gleb wybranych 32 przykładowych gospodarstw, zlokalizowanych w południowo-wschodniej Polsce, wskazywały na korzystny wpływ stosowanych zabiegów agrotechnicznych na pH gleb (**publikacja II.D.2**). Było to związane przede wszystkim z wapnowaniem gleb. Największy wzrost pH wykazały gleby wytworzone z piasku gliniastego i gliny lekkiej lub średniej, co wiązało się z dużą ilością wapnia, wnoszonego do gleby w wyniku wapnowania i nawożenia organicznego. Najmniejsze ilości CaO/ha gleby stosowano w odniesieniu do gleb pyłowych wodnego pochodzenia, co na ogół miało wyraźny wpływ na ich zakwaszenie.

Spośród obszarów ochrony przyrody w województwie podkarpackim szczególną rolę odgrywają Parki Narodowe: Bieszczadzki i Magurski. O ile pokrywa glebowa w ich obrębie została dość dobrze rozpoznana, to właściwości gleb z ich otoczenia wymagają dokładniejszych badań. Korzystając z dostępnych źródeł, w publikacji **II.D.87** przedstawiono syntezę informacji dotyczących położenia, wybranych elementów przyrody nieożywionej oraz środowisko glebowe Magurskiego Parku Narodowego. Właściwości fizykochemiczne i zawartość pierwiastków biogennych gleb z otoczenia Magurskiego Parku Narodowego, uzyskane na podstawie własnych badań, opisano w publikacjach **II.D.42, II.D.65 i II.D.66**. Badane gleby z 6 profili, należące do pięciu różnych typów charakteryzowały się najczęściej uziarnieniem glin pylastych lub utworów pyłowych i były zazwyczaj silnie zakwaszone, o czym świadczyło ich niskie pH_{KCl} (3,8-5,8) oraz duża kwasowość hydrolityczna i wymienna (maksymalnie: odpowiednio 10 i 4,05 $\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$). Było to na ogół związane ze znaczną ilością glinu wymiennego. W większości profili kwasowość gleb zmniejszała się wraz z głębokością, zwiększało się zaś wysycenie kationami zasadowymi kompleksu sorpcyjnego (**publikacje II.D.42, II.D.65**). Badane gleby cechowały się także niewielką ilością azotu ogólnego i przyswajalnego fosforu, natomiast dość często były zasobne w przyswajalny magnez i potas. Największe zawartości pierwiastków biogennych (N, P, K) i węgla organicznego stwierdzono w poziomach powierzchniowych badanych gleb. W obsadzie jonowej kompleksu sorpcyjnego gleb (o dość zróżnicowanej pojemności) dominował kation Ca^{2+} .

Przedmiotem podejmowanych badań i publikacji była też jakość środowiska glebowego ze względu na zawartość wybranych pierwiastków śladowych (**publikacje II.D.3-6, II.D.8, II.D.18, II.D.34, II.D.58**). Zawartość arsenu w glebach południowo-wschodniej Polski, aczkolwiek naturalna, wykazywała znaczne zróżnicowanie (0,3-5,97 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) i w dużym stopniu była związana z ich uziarnieniem (**publikacja II.D.3**). Największymi zawartościami

As cechowały się gleby wytworzone z fliszu karpackiego, a najmniejszymi gleby wytworzone z utworów piaszczysto-gliniastych zlokalizowane na terenie Kotliny Sandomierskiej.

Gleby fliszowe obok gleb deluwialnych cechowały się także znacznymi zawartościami kadmu i ołowiu (**publikacja II.D.4**), ale nie potwierdziły tego spostrzeżenia wyniki badań zawartości Cd w poziomach mineralnych gleb brunatnych kwaśnych buczyny karpackiej Bieszczadzkiego Parku Narodowego (**publikacja II.D.6**). Zwraca uwagę bardzo mała rozpuszczalność Cd w tych glebach (2,5-20%) w porównaniu z rozpuszczalnością tego pierwiastka w glebach aluwialnych rzeki Wisłok pod wpływem oddziaływania przemysłu (62,1-74,5%) (**publikacje II.D.6 i II.D.18**). Pierwiastki te na ogół kumulowały się w wierzchnich poziomach gleb (**publikacje II.D.4, II.D.6, II.D.8, II.D.18**). Gleby leśne, w porównaniu do ornych i łąkowych, zazwyczaj wykazywały największe średnie zawartości Cd i Pb (**publikacja II.D.4**). Zawartość Cd w glebach aluwialnych doliny Wisłoka była często dodatnio skorelowana z zawartością najdrobniejszych cząstek glebowych i ilością węgla organicznego (**publikacja II.D.18**). Oba metale w glebach w bezpośrednim zasięgu oddziaływania przemysłu podlegały zwiększonej akumulacji w porównaniu do gleb poza bezpośrednim wpływem przemysłu (**publikacje II.D.4, II.D.18**). Wpływy antropogeniczne odnośnie akumulacji ołowiu w glebach są szczególnie dobrze uwidocznione w glebach organogenicznych – poziomy powierzchniowe gleb torfowiska „Przychojec” w okolicach Leżajska nad Sanem zawierały nawet do 160 razy więcej Pb w porównaniu do torfu z podłoża (**publikacja II.D.8**). Pomimo, że poziom zanieczyszczenia ołowiem gleb torfowych nie był wysoki (maksymalna zawartość $60,4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), to niewłaściwe korzystanie z torfowisk (melioracje czy pobór wód głębinowych powodujące ich osuszanie) mogą powodować uruchomienie i migrację Pb do wód gruntowych (**publikacja II.D.8**).

Miedź i nikiel, zaliczane do mikroelementów niezbędnych dla roślin, były analizowane w glebach Podgórze Rzeszowskiego (Cu) i w glebach leśnych Bieszczadów (Ni) (**publikacje II.D.5 i II.D.6**). Nie stwierdzono zanieczyszczenia gleb tymi pierwiastkami. Zawartość niklu w poziomach podpowierzchniowych gleb była często większa w porównaniu do poziomów wierzchnich (**publikacja II.D.6**). Współczynniki korelacji prostej wskazują na istotny związek pomiędzy zawartością Cu w glebach, a zawartością węgla organicznego, szczególnie silny w glebach łąkowych (**publikacja II.D.5**). Zawartość miedzi w roślinach uprawianych na Podgórzu Rzeszowskim była niska, nie pokrywała zapotrzebowania na ten pierwiastek u zwierząt (**publikacja II.D.5**).

Zawartość cynku w runi podmokłych łąk różnych zespołów roślinnych na tle właściwości gleb była celem badań prowadzonych na Pogórzu Dynowskim (**publikacja II.D.23**). Zawartość cynku w runi badanych łąk nie zależała w istotny sposób od właściwości gleby (w tym zawartości Zn) czy składu florystycznego łąk. Jedynie w przypadku fosforu stwierdzono ujemny, istotny statystycznie wpływ zawartości przyswajalnych form tego pierwiastka w glebie na zawartość cynku w runi (**publikacja II.D.23**).

Badania gleb lekkich Płaskowyżu Kolbuszowskiego także nie wykazały zanieczyszczenia metalami ciężkimi, za wyjątkiem nielicznych próbek kadmu (**publikacje II.D.34, II.D.58**). Jednakże stwierdzono nieco większe ich zawartości w wierzchniej warstwie gleby w porównaniu do podglebia, a pod względem pionowego rozmieszczenia jedynie zawartość Cd, Pb, Zn i Mn na ogół wyraźnie zmniejszała się wraz z głębokością (**publikacja II.D.34**). Natomiast gleby tego rejonu są zazwyczaj kwaśne lub bardzo kwaśne, o niskiej zasobności w przyswajalne formy fosforu, potasu i magnezu, co ma decydujące znaczenia w praktyce rolniczej. Podwyższona zawartość Cd i niskie pH tych gleb stanowią potencjalne zagrożenie kumulacji tego metalu w roślinach, stąd może to ograniczać ich wykorzystanie.

5.3. Produktywność i przydatność wybranych roślin do celów energetycznych oraz fitoremediacji środowiska glebowego lub wodnego

W ostatnich latach, w związku z doniesieniami o ocieplaniu klimatu i koniecznością ograniczenia emisji CO₂, jako jednego z czynników sprawczych, wzrosło zainteresowanie produkcją roślin energetycznych. Spośród szerokiej gamy roślin, w warunkach Polski szczególnie korzystna wydaje się być uprawa wierzby energetycznej, przy czym możliwości jej wykorzystania nie ograniczają się jedynie do celów energetycznych. Wierzba wyróżnia się dobrą produktywnością biomasy, szeroką niszą ekologiczną i dużymi zdolnościami adaptacyjnymi w różnych ekosystemach. Ze względu na dobre wykorzystywanie składników mineralnych z podłoża nadaje się także do oczyszczania i utylizacji ścieków komunalnych, osadów ściekowych, składowisk odpadów czy rekultywacji terenów zanieczyszczonych i zdegradowanych. Dla osiągnięcia wcześniej wymienionych celów w praktyce oprócz różnych klonów wierzby coraz częściej podejmuje się próby wykorzystania innych roślin, na ogół o dużej produktywności biomasy. Stąd jednym z kierunków badawczych realizowanych przeze mnie, była ocena wpływu użyźniania gleb osadami ściekowymi na ich właściwości oraz plony biomasy roślin energetycznych i ich skład chemiczny.

Uciążliwym produktem odpadowym, powstającym podczas oczyszczania ścieków, są osady ściekowe. Z uwagi na znaczną zawartość pierwiastków biogennych koncepcja rolniczego ich zagospodarowania ma sporo zwolenników, jednakże niektóre składniki (np. metale ciężkie) mogą ograniczać możliwości takiego ich wykorzystania. Wyniki badań wybranych właściwości osadów ściekowych z oczyszczalni typu „Lemna” z Nowej Wsi przedstawiono w publikacjach **II.D.33 i II.D.74**. Do ich korzystnych cech należy zaliczyć znaczną ilość materii organicznej i składników biogennych, przede wszystkim azotu, fosforu, cynku i miedzi. Jednakże posiadały one podwyższoną ilość pierwiastków z grupy metali ciężkich (przede wszystkim cynku, miedzi i kadmu), które stanowiły potencjalne zagrożenie dla środowiska glebowego. Z uwagi na dużą zawartość cynku oraz parametry mikrobiologiczne (występowanie żywych jaj nicieni *Ascaris lumbricoides*), zgodnie z obowiązującym ustawodawstwem osady nie nadawały się do wykorzystania rolniczego, jedynie do produkcji kompostu lub do uprawy roślin na cele energetyczne. Zastosowano je w m. in. doświadczeniach z wierzbą energetyczną uprawianą na uprzednio odłogowanej glebie wytworzonej z piasku słabogliniastego, ubogiej w próchnicę i pierwiastki biogenne, o naturalnej zawartości pierwiastków śladowych i ogólnie parametrach dopuszczających wprowadzenie osadów do gleby (**publikacja II.D.75**). Warto zaznaczyć, że po doglebowym zastosowaniu osadów ściekowych w formie wkładek agromelioracyjnych pod powierzchniowy poziom badanej gleby, z upływem lat, w wyniku przebiegu wielu procesów fizykochemicznych i mikrobiologicznych, znacząco zmniejszała się w warstwie zdeponowanych osadów zawartość materii organicznej oraz pierwiastków śladowych (**publikacja II.D.52**).

Uprawiane klony wierzby energetycznej (RF-3, RF-5 i 1051) reagowały zwiększoną produktywnością biomasy w porównaniu do gleb nie rewitalizowanych osadami ściekowymi (**publikacje II.D.76, II.D.78, II.D.84**). Najefektywniej (zarówno w cyklu jednorocznym, jak i dwu- oraz trzyletnim) działała wkładka osadów o miąższości 20 cm, przy czym najslabiej reagował klon szwedzki 1051. Analogiczne doświadczenie wykonane na długotrwale odłogowanej glebie pyłowej w warunkach jej rekultywacji osadami ściekowymi także potwierdziło największą produktywność uzyskanej biomasy wierzby przy zastosowaniu wkładki miąższości 20 cm (**publikacja II.D.38**). Sześcioletnia uprawa topinamburu (*Helianthus tuberosus* L.) na glebie pyłowej, po jednorazowym zastosowaniu wkładek osadów ściekowych o różnej miąższości, wykazała zwiększanie się średniego plonu biomasy części nadziemnych, aż do wkładki sadów ściekowych o miąższości 30 cm (**publikacja II.A.8**). Wartość opałowa (górna i dolna) biomasy części nadziemnych topinamburu nie była istotnie

związana z miąższością zastosowanej wkładki osadów. Natomiast wartość kaloryczna biomasy pędów wierzby energetycznej zależała od rodzaju klonu (maleła w kolejności RF-5>RF-3>1051) i cyklu uprawy (zwiększała się przy wydłużaniu cyklu uprawy) (**publikacja II.D.79**).

Skład chemiczny plonów biomasy roślin może mieć istotne znaczenie, zarówno w procesach energetycznych, jak również w efektywności fitoremediacji gleb. Zawartość wybranych pierwiastków śladowych w różnych klonach wikliny przemysłowo-energetycznej uprawianej na deluwialnej glebie brunatnej, bez dodatku osadów ściekowych, była przedmiotem badań omówionych w publikacji **II.D.16**. Pomimo naturalnych zawartości tych pierwiastków w glebach, liście wikliny często cechowały się podwyższoną zawartością kadmu. Największymi zawartościami Pb, Cd, Ni i Co charakteryzowała się kora uprawianych klonów, mniejszymi drewno, a najmniejszymi liście. Spośród badanych klonów najlepszymi cechami fitoremediacyjnymi wyróżniały się klony: 1033 (ze względu na duże zdolności kumulacji Pb i Cd) oraz 1013 (ze względu na Ni i Co).

Uprawa wierzby na glebie lekkiej, agromeliorowanej różnymi ilościami osadów ściekowych, wpływała na zróżnicowanie składu chemicznego biomasy, ale nie stwierdzono jednoznacznego wpływu miąższości wkładki osadu na zawartość makro- i mikroelementów w biomase części nadziemnych pędów jednorocznych (**publikacje II.D.76, II.D.84**). Ogólna zawartość N, P, K, Ca, Mg, Mn, Cu, Zn, Cd, Ni była największa w liściach, mniejsza w korze, a najmniejsza w drewnie pędów wierzby. Ogólnie biomasa pędów wierzby cechuje się małą zawartością popiołu, a podczas jej spalania uwalnia się niewiele SO₂ (**publikacja II.D.79**). Badane klony wikliny cechowały się szczególnie dużą zawartością Mn i Zn w organach, co mogłoby być wykorzystane w procesach fitoremediacji gleb zanieczyszczonych tymi pierwiastkami (**publikacja II.D.76**). W procesie tym istotna jest szczególnie bioakumulacja pierwiastków (pobranie, ang. uptake) w pędach wierzby, umożliwiającą ich usunięcie wraz z plonami. W wyniku badań bioakumulacji makroelementów w jednorocznych pędach wierzby energetycznej, uprawianej na glebie piaszczystej, stwierdzono, że najbardziej efektywna w bioakumulacji okazała się wkładka o miąższości 20 cm osadów ściekowych, a najmniejsze ilości N, P, K, Ca i Mg pobierały pędy uprawiane bez użyźniania gleby osadami (**publikacja II.D.84**). Rodzime klony wierzby były bardziej efektywne w fitoekstrakcji makroelementów z gleby po agromelioracji osadami ściekowymi, w porównaniu z klonem szwedzkim 1051. Przydatność różnych klonów wierzby w produkcji biomasy do celów energetycznych i fitoremediacji gleb z pierwiastków śladowych potwierdziły wyniki badań przedstawionych w publikacji **II.D.70**.

Także badania zawartości toksycznych metali ciężkich w trzcinie pospolitej, zastosowanej w biologicznej oczyszczalni ścieków bytowo-gospodarczych w miejscowości Werynia potwierdziły podwyższoną zawartość Pb, Cd i Ni w roślinach rosnących na złożu ze ściekami, zróżnicowaną w zależności od terminu zbioru i odległości od wlotu ścieków (**publikacja II.D.13**). W tych warunkach trzcina pobierała dwukrotnie więcej ołowiu i kadmu oraz prawie czterokrotnie więcej niklu w porównaniu do kontroli (rośliny rosnące w wodzie bez ścieków). Jednak zawartość tych metali w trzcinie nie dyskwalifikowała wykorzystania jej biomasy do kompostowania, tym bardziej do celów energetycznych.

Uprawa roślin energetycznych na glebach agromeliorowanych osadami ściekowymi może być dobrą alternatywą w nawożeniu roślin energetycznych (**publikacja II.A.8**), ale może też wpływać na zmianę wielu ich właściwości, w szczególności powodować zwiększenie ich zasobności w składniki biogenne. Dla przykładu w pracy **II.D.80** dokonano oceny wpływu osadów ściekowych na zmiany zakwaszenia odłogowanej gleby pyłowej pod uprawą topinamburu. Uzyskane wyniki wskazują, że dogłębne zastosowanie osadów ściekowych wpłynęło na zwiększenie zakwaszenia poziomów powierzchniowych, relatywnie do miąższości zastosowanych wkładek. Natomiast w warstwie położonej bezpośrednio poniżej głębokości

depozycji osadów (50-75 cm) zastosowane osady działały odkwaszająco. W innych warstwach ten wpływ był niejednoznaczny (**publikacja II.D.80**).

5.4. Wpływ wapnowania, nawożenia mineralnego NPK i uprawy na właściwości wybranych gleb

Znaczna część prac badawczych, w których uczestniczyłem dotyczyła wpływu nawożenia i uprawy na właściwości gleb (**publikacje II.D.12, II.D.14, II.D.17, II.D.24, II.D.32, II.D.43, II.D.61, II.D.85**) i roślin (**publikacje II.A.1, II.A.2, II.A.3, II.A.6, II.A.9, II.D.1, II.D.7, II.D.11, II.D.12, II.D.29, II.D.35, II.D.36, II.D.47**).

W wyniku trzyletniego doświadczenia polowego, stwierdziłem korzystny wpływ różnych systemów uprawy roślin strączkowych grubonasiennych na zawartość węgla organicznego w glebach wytworzonych z utworów pyłowych (**publikacja II.D.85**) i piaszczystych (**publikacje II.D.43 i II.D.61**), jednakże był on niejednakowy dla tych gleb. W glebie pyłowej obserwowano zwiększenie średniej zawartości tego pierwiastka po uprawie roślin strączkowych, a w glebie piaszczystej nastąpiło średnio obniżenie zawartości, ale mniejsze niż w glebie po uprawie owsa w siewie czystym. Spośród badanych roślin najkorzystniejszym wpływem na zawartość C organicznego wyróżniał się groch siewny, a mieszanki roślin strączkowych ze zbożami miały mniej korzystny wpływ, niż siew czysty tych roślin. Wzrost intensywności uprawy, związany m. in. z zastosowaniem nawożenia azotem mineralnym miał korzystny wpływ na zawartość węgla w badanych glebach.

Natomiast uprawa tej grupy roślin wpływała na zmniejszenie ilości kationów zasadowych w kompleksie sorpcyjnym, obniżenie stopnia wysycenia kationami zasadowymi kompleksu sorpcyjnego gleby oraz zwiększenie kwasowości obu gatunków gleb w porównaniu do stanu sprzed doświadczenia (**publikacja II.D.32**). Wiązało się to ze znacznym ubytkiem ogólnej ilości wapnia w tych glebach. Zwracał uwagę fakt, że większe straty tych pierwiastków występowały w cięższych i bardziej zakwaszonych glebach pyłowych, co sugeruje na glebach lekkich lepsze działanie roślin strączkowych, w stosunku do uprawianych później roślin następnych.

W wyniku ośmioletnich badań zawartości makroelementów w glebie wytworzonej z lessu, pod wpływem uprawy roślin w warunkach zróżnicowanego wapnowania i nawożenia mineralnego, stwierdzono ujemny bilans azotu i potasu we wszystkich obiektach nawozowych gleby nie wapnowanej i w większości obiektów gleby wapnowanej (**publikacja II.D.12**). Bilans fosforu był dodatni bez względu na stan wapnowania gleb, wapń wykazywał dodatni bilans jedynie na glebie wapnowanej. Wapnowanie uruchamiało potas w glebie, dlatego stwierdzano zmniejszanie ilości form zapasowych tego pierwiastka, a zwiększanie ilości form przyswajalnych (**publikacja II.D.10**). W 8-letnim okresie badań w poziomie orno-próchnicznym gleb nawożonych NPK zwiększyła się zawartość potasu przyswajalnego (silniej w glebie wapnowanej), przy tendencji wzrostowej w poziomie podpowierzchniowym Bt. Natomiast zawartość potasu zapasowego w obu poziomach gleby w większości obiektów zmniejszyła się (**publikacja II.D.10**).

Wpływ wapnowania i nawożenia mineralnego NPK na zawartość mikroelementów i pierwiastków śladowych w glebie brunatnej, wytworzonej z lessu, był przedmiotem badań opisanych w publikacjach **II.D.14, II.D.17, II.D.24**. Wapnowanie zmniejszyło zawartość rozpuszczalnego boru i zwiększyło zawartość rozpuszczalnego molibdenu w poziomie orno-próchnicznym gleby płowej wytworzonej z lessu, natomiast dodatni wpływ tego zabiegu na zawartość boru ujawnił się w stropowej części poziomu Bt (**publikacja II.D.14**). Nawożenie mineralne nie wpłynęło istotnie na zawartość rozpuszczalnych form boru i molibdenu. Badania na tym samym stałym polu nawozowym, przeprowadzone w kolejnych dwu zmianowaniach

roślin uprawnych, wykazały w glebie wapnowanej zmniejszanie się zawartości rozpuszczalnych form Mn i Zn w poziomie Ap gleby płowej i zwiększenie zawartości rozpuszczalnej miedzi w poziomie Bt (**publikacja II.D.24**). Nawożenie mineralne NPK przeważnie zwiększało zawartość rozpuszczalnego Mn i zmniejszało zawartość Cu w poziomie wmycia Bt. Przeprowadzone badania nie wykazały istotnego wpływu 3-krotnego wapnowania oraz wieloletniego nawożenia mineralnego na zawartość kadmu ogólnego w poziomie Ap i wierzchniej części poziomu Bt gleby, chociaż ujawniła się tendencja wzrostowa zawartości Cd w rezultacie nawożenia gleby superfosfatem potrójnym (**publikacja II.D.17**).

5.5. Wpływ wapnowania, nawożenia mineralnego NPK i uprawy na plony roślin, zawartość pierwiastków w roślinach oraz ich zdrowotność

Jednym z istotnych efektów wieloletniego doświadczenia polowego, przeprowadzonego na stałym polu nawozowym, była możliwość oceny wpływu zróżnicowanego nawożenia mineralnego (przy stałej dawce Mg: NPK i NPK + wapnowanie) na plony roślin uprawianych w zmianowaniu (**publikacje II.A.6, II.D.1, II.D.12**). Wyniki 8-letnich badań wskazują na statystycznie istotne zwiększenie plonów ziarna i słomy jęczmienia jarego, ziarna pszenicy ozimej i zielonej masy kapusty pastewnej po zastosowaniu zabiegu wapnowania gleby (**publikacja II.B.12**). Korzystny wpływ wapnowania potwierdził się także w badaniach nad plonowaniem zielonej masy słonecznika (**publikacje II.A.6 i II.D.1**) i – chociaż wpływ ten był statystycznie nieistotny ($\alpha=0,05$) – bulw ziemniaka jadalnego (**publikacja II.A.6**). Przeprowadzone badania wykazały także istotny wpływ nawożenia mineralnego NPK na plony uprawianych roślin (**publikacje II.A.6, II.D.1**). Najmniejsze plony uzyskano w warunkach braku nawożenia NPK, a średnio największe plony słonecznika po nawożeniu: $N_{150}P_{80}K_{120}$, a bulw ziemniaka: $N_{120}P_{100}K_{160}$.

Wapnowanie gleby lub jego brak miały istotny wpływ na zawartość makroelementów w uprawianych roślinach. Plony ziarna i słomy jęczmienia jarego i słomy pszenicy ozimej z obiektów wapnowanych wykazały istotnie większe średnie ilości azotu, w porównaniu do obiektów niewapnowanych (**publikacja II.D.12**). Biomasa roślin z tych obiektów zawierała także zazwyczaj istotnie więcej wapnia. Zaobserwowano tendencję do kształtowania się średnio nieco większych zawartości fosforu, potasu i magnezu w plonach roślin pochodzących z gleb wapnowanych, chociaż różnice pomiędzy średnimi na ogół nie różniły się istotnie (**publikacja II.D.12**). Badania dotyczące plonu i składu chemicznego zielonej masy słonecznika ujawniły jednak nieco odmienną tendencję w przypadku potasu – wapnowanie obniżyło zawartość tego pierwiastka w plonie biomasy słonecznika pastewnego w porównaniu do obiektów bez wapnowania (**publikacja II.D.1**). Pokazały także zwiększanie się ogólnej zawartości N, P, K i Mg w zielonej masie słonecznika pod wpływem wzrastającego nawożenia NPK do $450 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (przy stałym stosunku $N:P:K = 1:0,8:1,2$).

W kilku współautorskich publikacjach przedstawiłem wpływ wapnowania i nawożenia mineralnego gleby wytworzonej z lessu, na zawartość pierwiastków śladowych w plonach takich roślin uprawnych, jak: ziarno pszenicy ozimej i jęczmienia jarego, bulwy ziemniaka czy biomasa słonecznika pastewnego (**publikacje II.A.1, II.A.2, II.A.3, II.A.6, II.A.9, II.D.29, II.D.35, II.D.36, II.D.47**). Wyniki badań pochodziły z okresu od dwu do czterech, czteroletnich zmianowań roślin. Wapnowanie istotnie zmniejszyło zawartość manganu, cynku (**publikacje II.D.35 i II.D.36**), niklu (**publikacje II.A.9 i II.D.47**) i nie miało istotnego wpływu na zawartość miedzi (**publikacje II.A.2 i II.A.3**) w wymienionych roślinach (z wyjątkiem słonecznika). Także zawartości kobaltu i kadmu w ziarnie pszenicy ozimej i jęczmienia jarego nie były istotnie związane z tym zabiegiem (**publikacje II.D.29 i II.A.1**). Generalnie jednak zawartość tych metali w ziarnie zbóż z obiektów wapnowanych była na ogół mniejsza w

porównaniu do ziarna z analogicznych obiektów z pominięciem tego zabiegu. Wapnowanie redukowało zawartość boru w bulwach ziemniaka ale miało odwrotny wpływ na zawartość tego mikroelementu w biomasie nadziemnych części słonecznika (**publikacja II.A.6**).

Nawożenie mineralne NPK, niezależnie od wapnowania, pomimo pewnego zróżnicowania średnich, nie miało istotnego wpływu na zawartość Mn, Zn, Cu i Ni w ziarnie badanych zbóż (**publikacje II.D.35, II.A.3, II.A.9**). Na większości obiektów o zróżnicowanym nawożeniu NPK wystąpiła tendencja do wzrostu zawartości Co w ziarnie pszenicy oraz tendencja zmniejszania się zawartości tego pierwiastka w ziarnie jęczmienia w porównaniu z obiektem bez nawożenia NPK (**publikacja II.D.29**). Większe dawki NPK powodowały istotne zwiększenie zawartości Cd w ziarnie badanych zbóż (**publikacja II.A.1**). Nawożenie mineralne miało istotny wpływ na zawartość Mn, Zn, Cu, B i Ni w zielonej masie słonecznika, czy na zawartość Mn w bulwach ziemniaka (**publikacje II.A.2, II.A.6, II.D.36, II.D.47**). Najczęściej nie stwierdzano jednoznacznego wpływu poszczególnych kombinacji nawozowych na zawartość w plonach pierwiastków śladowych, jedynie w przypadku Ni wystąpiła tendencja do zmniejszania, a w przypadku B do zwiększania zawartości tych pierwiastków w zielonej masie słonecznika, wraz ze wzrostem dawek nawozów mineralnych. W odróżnieniu od nasion zbóż często występowały interakcje pomiędzy nawożeniem mineralnym i wapnowaniem a zawartością pierwiastków śladowych w biomasie słonecznika pastewnego.

Przedmiotem 3-letnich badań łąk trwałych z dwu miejscowości, których wyniki zamieszczono w publikacji **II.D.7**, był wpływ nawożenia mineralnego NPK na zawartość cynku, manganu i żelaza w runi łąkowej i proporcje zawartości tych pierwiastków w stosunku do makroelementów. Zauważono, że runi mieszana cechowała się większą zawartością Zn, Mn i Fe w porównaniu do kupkówki pospolitej (gatunek przewodni). Zastosowane nawożenie w istotny sposób wpłynęło na zawartość tych pierwiastków w runi, w przypadku Mn zaobserwowano wyraźną tendencję do zwiększania zawartości tego pierwiastka w plonie siana, wraz ze wzrostem intensywności nawożenia. Zmiany zawartości badanych mikroelementów w roślinności łąk miały wyraźny związek z kształtowaniem się odczynu gleby (**publikacja II.D.7**). Wraz ze zwiększaniem dawki nawozów, zazwyczaj rozszerzeniu ulegały proporcje pomiędzy zawartością azotu i potasu a zawartością Zn, Mn i Fe w runi, natomiast zawężały się proporcje Ca:Zn, Mg:Zn, Ca:Mn, Mg:Mn, Ca:Fe i Mg:Fe, co znacząco wpływa na wartość paszową siana. Użytki zielone z terenów ubogich w Zn i intensywnie nawożonych powinny być dodatkowe zasilane tym pierwiastkiem (**publikacja II.D.7**).

Nawożenie azotem było jednym z czynników uwzględnionych w trzyletnich badaniach polowych nad ich wpływem na porażenie sadzeniaków chorobami wirusowymi w regionie Kotliny Sandomierskiej (**publikacja II.D.11**). Zwiększanie dawek N z 50 do 200 kg·ha⁻¹ spowodowało wzrost stopnia porażenia sadzeniaków większością chorób wirusowych, a przede wszystkim smugowatością. Nawożenie azotem równocześnie wpływało na maskowanie objawów porażenia ziemniaka chorobami wirusowymi w czasie wegetacji, szczególnie wirusem liściozwoju. Reakcja pięciu badanych odmian ziemniaka na porażenie chorobami wirusowymi była dość zróżnicowana. Inne badane czynniki (podkielkowywanie, zwalczanie mszyc, termin zbioru) miały na ogół niewielki wpływ na nasilenie występowania objawów porażenia chorobami wirusowymi (**publikacja II.D.11**).

5.6. Inne badania

Jednym z głównych wyzwań współczesnego świata jest ochrona zasobów oraz zahamowanie i zapobieganie degradacji środowiska. W publikacji **II.D.72** przedstawiono rys historyczny wpływu człowieka na przyrodę, genezę zjawisk określanych mianem kryzysu ekologicznego lub katastrofy ekologicznej, konieczność działań w zakresie ochrony

środowiska oraz podstawy koncepcji zrównoważonego rozwoju. Retardacji zasobów i ochronie środowiska służy wykorzystywanie odnawialnych źródeł energii. Możliwości wykorzystania energii geotermalnej w realizacji tych celów opisano w publikacji **II.D.46**. Ważną rolę w kształtowaniu stanu środowiska i łańcuchu pokarmowym odgrywają pierwiastki śladowe (w tym t.z.w. metale ciężkie). W pracy przeglądowej **II.D.26** przedstawiono ich źródła, zawartość w glebie i innych elementach środowiska, funkcje i wpływ na organizmy żywe oraz możliwości ograniczenia mobilności w łańcuchu pokarmowym.

Stąd wiele moich badań i publikacji, których byłem współautorem, wiązało się z problematyką zanieczyszczenia środowiska i ich skutków. Duża część związków emitowanych do środowiska jest przenoszona i deponowana do atmosfery. W publikacji **II.D.28** opisano wyniki bioindykacyjnej oceny zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego, w regionie podkarpackim, pierwiastkami śladowymi, z wykorzystaniem mchów. Najwyższe stężenia Cd, Cu, Ni, Pb i Zn w mchu *Pleurozium schreberi* stwierdzono w południowej części badanego regionu, niższe w północnej jego części. Stwierdzono duże zróżnicowanie zawartości oznaczanych pierwiastków w mchach, zarówno gatunkowe, jak i związane z lokalizacją ich występowania (**publikacja II.D.28**). Stwierdzony w badaniach własnych opad pierwiastków śladowych w nienarażonych na bezpośrednią emisję zanieczyszczeń obszarach leśnych był niewielki, wielokrotnie mniejszy od stwierdzonego w badaniach monitoringowych WIOŚ w środowiskach miejskich tego regionu.

Jakość wód powierzchniowych i studziennych Podkarpacia była przedmiotem analiz prezentowanych w publikacjach **II.A.5**, **II.D.25** i **II.D.86**. Wyciągnięte wnioski wskazują, że parametry sanitarne wód Wisłoki w Mielcu w latach 1999-2010 były dość korzystne, ale mocno zróżnicowane, związane na ogół z czynnikami antropogennymi i w dużym stopniu zależały od pory roku (**publikacja II.A.5**). Nie stwierdzono patogenów typu *Salmonella*, liczba *Enterococcus faecalis* nie przekraczała dopuszczalnych norm, a liczba bakterii coli wykazywała tendencję malejącą.

Jednym z głównych zanieczyszczeń wód powierzchniowych są azotany. Badania wód powierzchniowych dorzecza Strugu (**publikacja II.D.86**) wykazały brak przekroczeń azotanów (V) z punktu widzenia jakości wód przeznaczonych do spożycia i I klasę jakości wód powierzchniowych. Mimo to, badane cieki rzeczne wykazywały niezadowalającą jakość wód ze względu na duże wartości przewodności elektrolitycznej właściwej (ponad 1000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Zwracało uwagę systematyczne zwiększanie się zawartości N-NO₃ wraz z odległością od źródła.

Zawartość pierwiastków śladowych w wodach studziennych Płaskowyżu Kolbuszowskiego i Podgórze Rzeszowskiego wskazywała na występujące nieliczne przekroczenia (według ówczesnych norm krajowych) dopuszczalnych zawartości w wodzie pitnej Fe, Mn, Zn oraz raczej powszechne Cd i Pb (**publikacja II.D.25**).

Z uwagi na aspekty dużą ilość produkowanych odpadów podejmuje się próby ich wykorzystania, w tym do poprawy właściwości środowiska glebowego. Przeprowadzone badania nad wpływem dodatku popiołu lotnego z Elektrociepłowni Rzeszów na właściwości i zawartość mikropierwiastków w glebie lekkiej (**publikacja II.D. 37**) potwierdziły korzystny wpływ tego materiału odpadowego na odczyn gleby, zmniejszenie jej zakwaszenia gleby oraz poprawę zasobności w ogólne i przyswajalne formy Cu, Fe, Mn, Ni i Zn. Jednak wysokie dawki powodowały istotny wzrost zasolenia gleby, co wpływało także na wyraźne podwyższenie zawartości Na i K w uprawianych roślinach owsa (**publikacja II.D.67**). Optymalną okazała się dawka popiołu, ustalona na podstawie podwójnej kwasowości hydrolitycznej gleby (**publikacja II.D.37**). Bardzo korzystnymi cechami nawozowymi odznaczały się wermikomposty produkowane na bazie rzęsy wodnej (*Lemna minor*), pochodzącej z biologicznej oczyszczalni ścieków komunalnych (**publikacja II.D.19**). Zawierały one dużą

ilość substancji organicznej, pierwiastków biogennych z grupy makro- i mikroelementów oraz nie przekraczającą dopuszczalnych norm zawartości, ilość toksycznych metali ciężkich (Pb, Cd, Cr).

Rezultaty badań wazonowych nad możliwością poprawy wzrostu roślin i ich jakości, w warunkach zanieczyszczenia gleby pyłowej kadmem, poprzez inokulację gleby grzybem *Trichoderma* przedstawiono w pracach **II.A.7** i **II.D.45**. Zarówno w przypadku korzeni, ziaren i słomy *Avena sativa*, jak i części nadziemnych *Arabidopsis thaliana* stwierdzono systematyczne zwiększanie się zawartości kadmu wraz ze wzrostem stężenia tego pierwiastka w podłożu glebowym. Zawartość kadmu w biomase części nadziemnych *Arabidopsis thaliana* z podłoży zawierających do 10 mg·kg⁻¹ była nieco mniejsza w obecności *Trichoderma* w porównaniu do obiektów bez tego grzyba (**publikacja II.D.47**). Natomiast przy większej ilości Cd w podłożu obserwowano odwrotną zależność. W przypadku biomasy organów owsa (*Avena sativa*) wpływ *Trichoderma* na zawartość kadmu był niejednoznaczny i na ogół statystycznie nieistotny (**publikacja II.A.7**). Jednak w obecności tego grzyba korzenie owsa rosnącego na glebie zawierającej co najmniej 20 mg Cd·kg⁻¹, zawierały istotnie mniejsze ilości Cd w porównaniu do korzeni z podłoża nie szczepionego *Trichoderma*. Obserwowano też zmiany parametrów fotosyntetycznych (F_O, F_M, F_V, F_O/F_V) roślin, związane z ilością kadmu w glebie. Szczepienie gleby grzybnia *Trichoderma* na ogół nie wywoływało istotnych zmian tych parametrów.

Oprócz wcześniej przedstawionych dokonań poruszających problematykę zanieczyszczenia pierwiastkami śladowymi produktów rolno-spożywczych, uczestniczyłem także w badaniach nad zawartością wybranych metali ciężkich w mleku krowim (**publikacja II.D.83**), czy wpływem różnych podłoży na wzrost uprawnych grzybów jadalnych i zawartość w nich pierwiastków śladowych (**publikacja II.A.10**). Zawartość Pb, Cd Cu i Zn w mleku krowim i kozim z gospodarstw południowo-wschodniej Polski była niewielka i nie zagrażała konsumentom (**publikacja II.D.83**). Zawartość szerokiej gamy pierwiastków śladowych (w tym rzadko uwzględnianych w publikacjach np. Pr, Pt, Ru, Tl, Tm, Be, Eu, Ir, Nd) w owocnikach grzybów, wskazywała na ścisły związek z składem chemicznym oraz właściwościami podłoża i zależała także od specyfiki gatunku (**publikacja II.A.10**). Zauważono, że *Lentinula edodes* wykazywała szczególną skłonność do akumulacji kadmu, *Clitocybe maxima* glinu i niklu, *Ganoderma lucidum* ołowiu, a *Flammulina velutipes* rtęci.