



dr inż. Michał Gąsiorek

Zakład Gleboznawstwa i Ochrony Gleb
Instytut Gleboznawstwa i Agrofizyki
Wydział Rolniczo-Ekonomiczny
Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie

**Ocena wpływu antropopresji na właściwości i funkcje gleb obszarów
zurbanizowanych na przykładzie Krakowa**

AUTOREFERAT

KRAKÓW 2019

1. Imię i nazwisko: Michał Gąsiorek

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

- **magister inżynier**, kierunek Rolnictwo, Wydział Rolniczy, Akademia Rolnicza im. Hugona Kołłątaja w Krakowie, 1995 rok

Tytuł pracy: „Skład chemiczny liści tytoniu w zależności od nawożenia mikroelementami”

Opiekun naukowy: dr inż. Barbara-Wiśniowska-Kielian

- **doktor nauk rolniczych w zakresie agronomii**, Wydział Rolniczo-Ekonomiczny, Akademia Rolnicza im. Hugona Kołłątaja w Krakowie, 2003 rok

Tytuł rozprawy: „Wpływ antropogenicznych przekształceń na właściwości gleb ogrodów klasztornych Krakowa”, rozprawa wyróżniona

Promotor: prof. dr hab. Joanna Niemyska-Łukaszuk

Recenzenci: prof. dr hab. Halina Dąbkowska-Naskręt

prof. dr hab. Stefan Skiba

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych/artystycznych

1. 10. 1995 - 1. 01. 2005, asystent naukowo-dydaktyczny, Zakład (Katedra) Gleboznawstwa i Ochrony Gleb, Wydział Rolniczy (aktualnie Rolniczo-Ekonomiczny), Akademia Rolnicza im. Hugona Kołłątaja w Krakowie

od 1. 01. 2005 – obecnie, adiunkt naukowo-dydaktyczny, Zakład Gleboznawstwa i Ochrony Gleb, Instytut Gleboznawstwa i Agrofizyki, Wydział Rolniczo-Ekonomiczny, Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie

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. 2017 r. poz. 1789):

a) tytuł osiągnięcia naukowego/artystycznego

(jednotematyczny cykl publikacji)

**Ocena wpływu antropopresji na właściwości i funkcje gleb obszarów
zurbanizowanych na przykładzie Krakowa**

b) autor/autorzy, tytuł/tytuły publikacji, rok wydania, nazwa wydawnictwa, recenzenci wydawniczy

Na osiągnięcie naukowe składa się cykl 6 publikacji o sumarycznym Impact Factor równym **11,594** oraz łącznej liczbie punktów wynoszącej **134** wg list czasopism punktowanych MNiSW.

Lp	Autor/autorzy, rok wydania, tytuł, czasopismo, tom, strony	Punkty MNiSW*	Journal Impact Factor**
2.1	<i>Gąsiorek M.</i> 2007. Influence of urban environment on heavy metals content in soils of Krakowski Park in Krakow. <i>Ecological Chemistry and Engineering</i> , 14(3-4), 295-301.	6	-
2.2	<i>Gąsiorek M.</i> 2010. Heavy metals in soils from district playgrounds in the northern part of Krakow. <i>Ecological Chemistry and Engineering A</i> , 17(8), 907-912.	9	-
2.3	<i>Gąsiorek M., Łabuz B.</i> 2010. Content of heavy metals in soil top layers from district playgrounds of southern areas of Krakow. <i>Ecological Chemistry and Engineering A</i> , 17(10), 1241-1247.	9	-
2.4	<i>Halecki W., Gąsiorek M.</i> 2015. Seasonal variability of microbial biomass phosphorus in urban soil. <i>Science of the Total Environment</i> , 502, 42-47.	40	3,976
2.5	<i>Mazurek R., Kowalska J., Gąsiorek M., Setlak M.</i> 2016. Micromorphological and physico-chemical analyses of cultural layers in the urban soil of a medieval city – A case study from Krakow, Poland. <i>Catena</i> , 141, 73-84.	35	3,191
2.6	<i>Gąsiorek M., Kowalska J., Mazurek R., Pajak M.</i> 2017. Comprehensive assessment of heavy metal pollution in topsoil of historical urban park on an example of the Planty Park in Krakow (Poland). <i>Chemosphere</i> , 179, 148-158.	35	4,427
Razem		134	11,594

* liczba punktów zgodnie z rokiem opublikowania artykułów

** dla roku wydania

Prace i oświadczenia wszystkich współautorów, określające indywidualny wkład każdego z nich, stanowią załącznik 2c wniosku.

c) omówienie celu naukowego/artystycznego ww. pracy/prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania.

Wstęp

Urbanizacja, czyli proces powstawania i rozwoju miast oraz związany z nią wzrost liczby ludności miejskiej, jest jednym z najbardziej charakterystycznych zjawisk jakie obecnie zachodzą na Ziemi. W 2014 roku 54% populacji świata żyło na obszarach miejskich, a prognozuje się, że w roku 2050 liczba ta wyniesie 66%, co stanowić będzie ponad 6 miliardów ludzi [United Nations... 2015]. Bardzo silna urbanizacja nastąpiła w ostatnich dekadach. Na początku XIX wieku zaledwie 2% populacji Ziemi żyło w miastach, a w 1900 roku było to 15%. W 1950 roku udział ludności miejskiej stanowił 30%, jednak od tego momentu obserwuje się gwałtowny jej przyrost [Zhang 2016]. Według najnowszych danych,

w Polsce w 2017 roku miasta były środowiskiem życia dla 23 109 tys. mieszkańców (60,1% populacji kraju). W ostatnich latach można zaobserwować niewielki, choć ze stałą tendencją, odpływ ludności z miast. W 2015 roku 60,3% mieszkańców Polski mieszkało w miastach, a 5 lat wcześniej udział ten wynosił 60,8%. Pomimo malejącej liczby ludności miejskiej w naszym kraju, rośnie jednak systematycznie udział gruntów zabudowanych i zurbanizowanych od 5,0% w 2010, 5,3% w 2015 roku do 5,5% w 2018 roku [GUS 2018].

Powstanie i funkcjonowanie miast, jako złożonego antropogenicznego ekosystemu, wiąże się silnymi przemianami lokalnego klimatu, rzeźby terenu, flory i fauny, stosunków wodnych oraz pokrywy glebowej [Zimny 2005, Lorenz i Lal 2009]. Gleba jest ważną częścią ekosystemów miejskich i ma bezpośredni oraz pośredni wpływ na jakość środowiska obszarów miejskich [Yang i in. 2011]. Gleba jest tym elementem środowiska, który na każdym etapie kształtowania się miasta jest szczególnie narażony na silne przekształcenia antropogeniczne [Zhao i Xia 2012]. Należy podkreślić, że miasta charakteryzują się dużym zróżnicowaniem siedlisk, od półnaturalnych występujących np. w dolinach rzecznych, czy parkach miejskich, do zupełnie zmienionych, w zabudowanym centrum [Wheater 1999]. Dynamiczny rozrost terenów zurbanizowanych na świecie odbywa się kosztem ubytku powierzchni gleb wcześniej użytkowanych rolniczo lub zajętych przez ekosystemy naturalne [Norra i Stüben 2003]. Przekształcenia antropogeniczne dotyczą szczególnie historycznych centrów miast, w których cechy pierwotnych gleb są praktycznie niewidoczne [Sándor i Szabó 2014]. Akumulacja różnego materiału ziemistego (zarówno mineralnego jak i organicznego lub ich mieszaniny), okruchów skał oraz materiałów typowo technogenicznych prowadzi do powstania antropogenicznych nawarstwień, w formie warstw kulturowych [Alexandrovskaya i Alexandrovskiy 2000].

Gleba jest jednym z najważniejszych komponentów ekosystemów miejskich, w związku z tym, właściwe zarządzanie zasobami glebowymi jest kwestią kluczową dla zrównoważonego rozwoju obszarów miejskich [Li G. i in. 2018]. Z tego względu ogromną rolę odgrywają wielokierunkowe badania gleboznawcze umożliwiające śledzenie wpływu urbanizacji na przemiany i właściwości pokrywy glebowej miast [Pereira i in 2016, Li T. i in. 2018]. Wyniki takich badań powinny być uwzględniane przy planowaniu przestrzennym w miastach [Jim 1998, Lehmann i Stahr 2007].

Badania gleb miejskich na szerszą skalę są prowadzone od początku lat 70-tych XX wieku [Norra i Stüben 2003]. Termin „gleby miejskie”, ma bardzo szerokie a równocześnie nieprecyzyjne znaczenie. Greinert [2003] określa je jako „konglomerat nazewniczy” zawierający zarówno gleby antropogeniczne jak i te nie będące pod bezpośrednim wpływem

człowieka, występujące w ekstensywnie użytkowanych ekosystemach miejskich. De Kimpe i Morel [2000] określili gleby terenów miejskich, w sposób zwięzły, a równocześnie bardzo trafnie, jako powstające pod silnym wpływem człowieka w krajobrazie miejskim i podmiejskim. Gleby miejskie różnią się od gleb o naturalnej genezie tym, że są intensywnie użytkowane, jak również pojawiają się w nich cechy nieobecne w glebach naturalnych [Lehmann i Stahr 2007, Pereira i in. 2016]. Pod wpływem antropopresji następują przemiany pokrywy glebowej miast, tak w ujęciu horyzontalnym jak i wertykalnym [Puskás i Farsang 2009, Greinert 2015, Hulisz i in. 2018] i są one istotnie związane z czasem i intensywnością oddziaływania człowieka oraz formą użytkowania terenu [Greinert 2015]. Gleby miejskie wyróżnia usunięcie w obrębie profili niektórych poziomów lub warstw, które często są zastąpione nowym materiałem, wprowadzonym podczas docelowego zagospodarowania terenu [Hulisz i in. 2018].

Pomimo dużej heterogeniczności gleb w obszarach miejskich można wyróżnić w nich wspólne cechy. Rozwój infrastruktury skutkuje przekształceniami mechanicznymi profili glebowych. Dlatego też typowym dla gleb miejskich jest, wspomniane powyżej, usunięcie lub nasypianie nowych poziomów lub warstw – bardzo często związane także z wprowadzeniem różnorodnych artefaktów. Inną, charakterystyczną cechą wielu gleb miejskich jest obecność w nich ciemno zabarwionego, głębokiego poziomu bogatego w materię organiczną [Alexandrovskaya i Alexandrovskiy 2000, Gąsiorok i Niemyska-Łukaszuk 2008, Krupski i in. 2017]. Antropopresja prowadzi do zmian właściwości fizycznych, chemicznych i biologicznych gleby. Zmianie, niekiedy na znacznym obszarze, ulega skład granulometryczny [Greinert 2015] oraz gęstość objętościowa gleby, znacząco wyższa niż w obszarach podmiejskich [Scharenbroch i in. 2005]. Gleby miejskie charakteryzują się większą zmiennością właściwości biochemicznych niż gleby ekosystemów niezdominowanych przez człowieka [Chen i in. 2014], w tym zawartością i aktywnością biomasy mikrobiologicznej [Scharenbroch i in. 2005]. Silne, antropogeniczne oddziaływanie prowadzi do zmiany odczynu gleb miejskich na obojętny bądź zasadowy [Jim 1998, Greinert 2003] oraz przyczynia się do wprowadzenia do nich pierwiastków, m. in. takich jak: węgiel [Scharenbroch i in. 2005], metale ciężkie [Yang i in. 2011, Mazur i in. 2015, Kicińska 2016] oraz fosfor [Zhang i in. 2001, Li T i in. 2018].

Rozbudowa i przebudowa miast skutkują wprowadzeniem do gleby różnych odpadów, w tym zwłaszcza dużych ilości gruzu budowlanego, zawierającego cement, zaprawę wapienną czy okruchy wapieni. Zawarte w nich, m. in. węglany i tlenki (głównie Ca) powodują alkalizację gleb, co jak podkreśla wielu autorów, jest jedną z najbardziej

charakterystycznych zmian zachodzących w obszarach zurbanizowanych [Jim 1998, De Kimpe i Morel 2000, Lehmann i Stahr 2007, Yang i in. 2015]. Wyższą wartością pH charakteryzują się na ogół gleby centrów miast, co wynika również z wprowadzenia do gleby popiołów z pożarów budynków zawierających elementy drewniane [Hulisz i in. 2018]. Alkaliczność wywołuje zmiany w środowisku glebowym; ogranicza dostępność mikroelementów i fosforu dla roślin [Jim 1998] oraz wpływa na mobilność substancji toksycznych, w tym zwłaszcza metali ciężkich [Kabała i in. 2009].

W glebach zgromadzonych jest 75% zasobów węgla organicznego występującego w ekosystemach lądowych [Edmondson i in. 2015]. Bardzo ważną rolę jego w sekwestracji pełnią gleby miejskie [Pouyat i in. 2006, Vasenev i in. 2013, Sarzhanov i in. 2017]. Zmienność zawartości C org. w glebach miejskich wynika głównie z ich miąższości, typu oraz sposobu użytkowania terenu [Vasenev i in. 2013]. W miastach, dużą zawartością tej formy węgla charakteryzują się gleby ogrodów: botanicznych [Musielok i in. 2018], klasztornych [Gąsiorek i Niemyska-Łukaszuk 2004, Krupski i in. 2017] czy działkowych [Kabała i in. 2009]. Zawartość C org. w glebach miejskich jest na ogół wyraźnie wyższa niż w sąsiadujących z nimi obszarach pozamiejskimi, co wynika przede wszystkim z wytworzenia się w nich warstw kulturowych, wzbogaconych w różne odpady organiczne [Alexandrovskaya i Alexandrovskiy 2000, Sarzhanov i in. 2017]. Szczególną formą węgla organicznego, pełniącą ważną funkcję w jego globalnym cyklu biogeochemicznym jest black carbon (BC), inaczej: węgliki, czarny węgiel, zbliżonym odpowiednikiem jest biowęgiel [Liang i in. 2010]. Jest on obecny w glebach miejskich, zwłaszcza w warstwach kulturowych i pochodzi z emisji historycznych, a w powierzchniowych warstwach gleby jego źródłem może być tzw. niska emisja. BC jest produktem niepełnego spalania paliw kopalnych i biomasy a także może pochodzić ze źródeł geologicznych, jak węgiel kamienny czy grafit [Edmondson i in. 2015]. Jest to stosunkowo stabilna, odporna na rozkład (a więc długo się utrzymująca) oraz charakteryzująca się bardzo dużymi zdolnościami sorpcyjnymi forma węgla [Liang i in. 2010]. Davidson i in. [2006] donoszą, że zwęglone materiały w popiele z palenisk domowych, wprowadzane w przeszłości w miastach do gleby, odgrywają kluczową rolę w retencji składników pokarmowych, jak P czy Ca, co może wyjaśniać wysoką jakość i żyzność takich gleb obecnie.

Obszary zurbanizowane są miejscem zorganizowanej na ogromną skalę konsumpcji zasobów i produkcji odpadów, to głównie tutaj surowce są zużywane bezpośrednio lub przekształcone w inne produkty [Kumar i Hundal 2016]. Poważny problem związany z tymi procesami stanowi zanieczyszczenie gleb metalami ciężkimi. Gwałtowna urbanizacja

i industrializacja w ostatnich dziesięcioleciach ma ogromny wpływ na zawartość metali ciężkich w glebie [Yang i in. 2011], a przez to zdrowie gleby, ekosystemów i populacji ludzkich [Li G i in. 2018]. Jest swoistym fenomenem, że gleby miejskie są najpierw odbiorcą zanieczyszczeń a potem stają się źródłem zanieczyszczenia [Kumar i Hundal 2016]. Wprowadzenie do środowiska glebowego metali ciężkich w wyniku działalności człowieka, ma miejsce na każdym etapie formowania się gleb miejskich [Alexandrovskaya i Alexandrovskiy 2000, Sándor i Szabó 2014]. Metale ciężkie mogą być również wykorzystane jako doskonały marker jakości środowiska miejskiego [Puskás i Farsang 2009]. Służy temu zwykle określenie całkowitej ich zawartości w glebie, jednak uważa się, że nie zawsze jest to wystarczająca metoda oceny, dlatego też wykorzystuje się również bardziej kompleksowe narzędzie, jakim są wskaźniki zanieczyszczenia [Kowalska i in. 2018]. Do metali występujących w glebach miejskich, którym przypisuje się typowo antropogeniczne pochodzenie zaliczane są najczęściej: Pb, Zn [Madrid i in. 2002, Róžański i in. 2018], Cu [Madrid i in. 2002, Jin i in. 2019] i Cd [Yang i in. 2011, Brtnický i in. 2019]. Szczególnie narażone na akumulację metali ciężkich są otwarte tereny przestrzeni publicznej, uważane za miejsca schronienia przed zgiełkiem, hałasem i zanieczyszczeniami. Do takich terenów zaliczane są niewątpliwe parki miejskie i place zabaw. Podwyższone zawartości lub nawet niekiedy zanieczyszczenie metalami ciężkimi wykazano, m. in. w glebach parków miejskich: Sewilli [Madrid i in. 2002], Pekinu [Chen i in. 2005], aglomeracji śląskiej [Kicińska 2016] czy Brna [Brtnický i in. 2019] oraz w glebach placów zabaw, przykładowo w: São Paulo [Figueiredo i in. 2011], Bydgoszczy i Warszawie [Róžański i in. 2018] czy Pekinie [Jin i in. 2019]. Zawartość metali ciężkich była na ogół wyższa w glebach starych parków w centrach miast [Madrid i in. 2002, Chen i in. 2005]. Skażenie parków miejskich bądź placów zabaw metalami ciężkimi dotyczy głównie wierzchniej warstwy gleb, dlatego większość badań obejmowała warstwy: 0-20 cm [Yang i in. 2011, Róžański i in. 2018], 0-10 cm [Hiller i in. 2017, Jin i in. 2019], 0-5 cm [Brtnický i in. 2019], bądź jeszcze płytsze 1-2 cm [Figueiredo i in. 2011]. Specyficzne właściwości gleb miejskich: znaczna zawartość materii organicznej i pojemność sorpcyjna oraz zasadowy odczyn mogą ograniczać mobilność metali ciężkich [Morel i in. 2005]. W przypadku gleb o podwyższonej zawartości metali ciężkich, aby uniknąć bezpośredniego kontaktu z powierzchnią gleby, kluczowym jest pokrycie ich darnią [Warming i in. 2015]. Zapobiega to bezpośredniemu kontaktowi z glebą przez skórę, wdychaniu cząstek glebowych czy zjadaniu gleby [Abrahams 2002, Oliver i Gregory 2015, Li i in. 2018], na co nieświadomie, w trakcie zabawy np. na placach zabaw, mogą być narażone dzieci.

Gleby obszarów zurbanizowanych, narażone na długotrwałe i różnorodne oddziaływanie człowieka, są szczególnie podatne na akumulację związków fosforu, co wynika ze specyficznych cech tego pierwiastka – zdolności do tworzenia w glebie trudno rozpuszczalnych związków. Ta właściwość wykorzystywana jest nie tylko w badaniach gleboznawczych ale i w archeologii [Eidt 1977]. Dotyczy to szczególnie terenów wcześniej zasiedlonych lub intensywnie uprawianych, szczególnie zajętych przez ogrodnictwo [Zhang i in. 2001, Davidson i in. 2006]. W odniesieniu do gleb kulturoziemnych długotrwała, intensywna uprawa i dopływ różnorodnej materii organicznej przyczyniają się do akumulacji fosforu [Gong i in. 1997]. Dlatego też, gleby centrów miast i obszary intensywnie zabudowane charakteryzują się znacznie wyższą zawartością fosforu aniżeli grunty terenów wiejskich i przedmieść [Zhao i Xia 2012, Chen i in. 2014, Meng i in. 2018]. Li T i in. [2018] zaobserwowali silną dodatnią korelację między zawartością fosforu ogólnego w glebie, a gęstością zabudowy i sieci dróg oraz znaczne zróżnicowanie zawartości fosforu w zależności od typu terenu zieleni miejskiej. Na terenach rekreacyjnych (głównie w parkach miejskich) do wzbogacenia gleb w fosfor przyczyniają się również odchody psów [Bonner i Agnew 1983]. Tematyka zawartości i form w jakich fosfor występuje w glebach miejskich poruszana była w wielu pracach, jednak niewiele badań poświęcono formie biologicznie aktywnej, jaką jest fosfor biomasy mikrobiologicznej, stanowiący niewielki udział ogólnej jego zawartości.

W Polsce miastami gdzie przeprowadzono bardziej kompleksowe badania gleboznawcze są Toruń [Charzyński i in. 2013a, 2013b, Hulisz i in. 2018] i Zielona Góra [Greinert 2003, 2015, Hulisz i in. 2018]. Do opracowań obejmujących cały obszar Krakowa (w aktualnych dla danego opracowanie granicach) zaliczyć można prace Komornickiego [1974] oraz Skiby i in. [2013]. Gleby Plant scharakteryzował Komornicki [1986], ogrodów klasztornych: Gąsiorek i Niemyska-Łukaszuk [2004, 2008], ogrodu botanicznego: Musielok i in. [2018], a otoczenia Kampusu Uniwersytetu Jagiellońskiego Drewnik i in. [2007]. Przeprowadzono również wiele badań dotyczących skażenia gleb Krakowa metalami ciężkimi. Tą tematyką zajmowali się, m. in.: Komornicki i Oleksynowa [1989], Gambuś i Wieczorek [1995], Mundała i in. [2013], oraz Kowalska i in. [2016].

Cel naukowy

Stołeczne Królewskie Miasto Kraków (pełna nazwa urzędowa), chociaż lokowane w roku 1257 za czasów Bolesława Wstydlwego, ma ponad tysiącletnią historię i jest wyśmienitym poligonem badawczym do prześledzenia charakteru przekształceń pokrywy

glebowej. Podobnie jak w innych starych miastach, występują tu gleby, które za Stroganową i in. [1997] można podzielić na dwie zasadnicze grupy: obszary dawnego osadnictwa z typowymi, głębokimi urbanoziemami o dobrze wykształconych warstwach kulturowych i tereny teraźniejszej zabudowy, ze słabo wykształconą warstwą kulturową i nowymi glebami, o różnym stopniu przekształceń (również degradacji) w stosunku do gleby wyjściowej.

Duże zróżnicowanie pokrywy glebowej Krakowa, na stosunkowo małym obszarze, jak również oddziaływanie infrastruktury miejskiej, przemysłu i prawie milionowej populacji były przesłanką do szczegółowych badań dotyczących wpływu antropopresji na właściwości gleb.

Głównym celem moich badań było określenie najbardziej charakterystycznych przekształceń antropogenicznych gleb obszarów zurbanizowanych, w zależności od ich użytkowania oraz roli jaką pełnią w środowisku miejskim. Cel ten zrealizowano poprzez:

- ocenę stanu i ryzyka zanieczyszczenia wybranymi metalami ciężkimi gleb terenów rekreacyjnych, przy uwzględnieniu innych właściwości gleby,
- określenie wpływu lokalizacji na zawartość fosforu w glebach kulturoziemnych, a także sezonowej zmienności jego labilnej formy – fosforu biomasy mikrobiologicznej, oraz
- prześledzenie ewolucji gleb w historycznym centrum średniowiecznego miasta.

Wyniki

Metale ciężkie w glebach terenów rekreacyjnych

Wszystkie prezentowane w tym podrozdziale wyniki oznaczono wg takich samych, standardowo stosowanych w gleboznawstwie metod, opisanych szczegółowo w poszczególnych publikacjach, więc mogą być ze sobą bez przeszkód porównane.

W pracach 2.2 oraz 2.3 określono stopień zanieczyszczenia metalami ciężkimi: Cd, Pb, Zn, Cu, Cr i Ni wierzchniej warstwy gleb osiedlowych placów zabaw zlokalizowanych w północnej [2.2] oraz południowej [2.3] części Krakowa oraz oszacowano zagrożenie dla przebywających na nich dzieci, w razie ewentualnej, nadmiernej zawartości tych pierwiastków. Naturalną granicą obu omawianych części miasta była Wisła.

W wierzchniej warstwie gleb (0-20 cm) placów zabaw obu części Krakowa oznaczono następujące zawartości metali ciężkich (wyrażone w $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$): 0,0-1,14 (średnio 0,32) Cd; 3,0-106,0 (30,1) Pb; 32,8-266,3 (131,2) Zn; 3,3-40,6 (15,1) Cu; 8,8-28,8 (16,2) Cr oraz 4,8-17,1 (9,0) Ni. Średnia zawartość Pb, Cu, Cr i Ni była zbliżona w glebach obu części miasta. W przypadku Cd i Zn wyższa ich zawartość wystąpiła w glebach placów zabaw części

północnej, średnio 0,47 i 144,1 mg·kg⁻¹, gdy w glebach części południowej, odpowiednio 0,08 i 110,7 mg·kg⁻¹. Zamieszczono również wyniki oznaczeń podstawowych właściwości gleby, mających wpływ na mobilność metali ciężkich. Średnia wartość pH, oznaczonego w roztworze KCl wynosiła 7,0 i była taka sama w glebach północnej i południowej części miasta. Do zwiększenia wartości pH przyczynić się mogło lokalne, antropogeniczne wprowadzenie materiałów zawierających składniki zasadowe, głównie resztki materiałów budowlanych. Potwierdza to również wartość stopnia wysycenia kompleksu sorpcyjnego zasadami [V] zbliżona lub przekraczająca 90% [2.2]. Zawartość węgla organicznego wahała się w szerokich granicach i wynosiła 4,4-33,8 g·kg⁻¹, średnio 13,4 g·kg⁻¹. Średnia zawartość C org. nie różniła się istotnie między glebami obu omawianych części Krakowa. Większość gleb z południa Krakowa charakteryzowała się uziarnieniem piasków. Średnia zawartość iltu ($\varnothing < 0,002$ mm) wynosiła w nich 4%. W przypadku placów zabaw północnej części uziarnienie gleb było bardziej zróżnicowane. Obszar Krakowa położony na północ od Wisły budują lessy, utwory aluwialne i piaski gliniaste. Wpływ naturalnych czynników na uziarnienie, najwyraźniej można zaobserwować w przypadku placów zabaw wschodniej części tego terenu w Nowej Hucie, których gleby były pyłami (wytworzyły się z lessów). Skład granulometryczny gleb zależał jednak nie tylko od rodzaju podłoża macierzystego ale był także efektem oddziaływania antropogenicznego. W wielu przypadkach place zabaw były w przeszłości terenami budów lub znajdowały się w ich sąsiedztwie, co skutkowało wprowadzeniem do gleby żwiru, piasku lub frakcji o drobniejszym uziarnieniu. Oprócz pyłów, gleby placów zabaw z północy Krakowa miały również uziarnienie piasków i gliny lekkiej. Różniły się także znacznie zawartością frakcji $\varnothing < 0,002$ mm; gleby położone w zachodniej części tego obszaru zawierały wyraźnie mniej iltu, aniżeli te w części wschodniej.

Największy wpływ na wiązanie badanych metali ciężkich przez glebę miała zawartość węgla organicznego co potwierdzają obliczone współczynniki korelacji, zwłaszcza dla południowej części miasta [2.2]. W trakcie prac terenowych zaobserwowano, że na wielu placach zabaw występują płyty "gołej ziemi", najczęściej jeszcze udeptanej, pozbawionej roślinności. Dlatego, w pracy 2.3 określono zawartość metali ciężkich w najbardziej powierzchniowej warstwie gleby 0-1 cm, kierując się tym, że dzieci przebywające na placach zabaw mają bezpośredni kontakt właśnie z tą warstwą. Próbkę gleby pobrane z warstwy 0-20 cm charakteryzowały się zwykle wyższą zawartością metali ciężkich, aniżeli z warstwy 0-1 cm, jednak przeprowadzona analiza statystyczna przy pomocy testu rozsądnej istotnej różnicy (RIR) Tukeya nie wykazała istotnych różnic między średnimi zawartościami

badanych metali ciężkich w tych warstwach. W większości badanych gleb obu części miasta, w oparciu o podział służący ocenie stopnia zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi, zaproponowany przez IUNG [Kabata-Pendias i in. 1993] wystąpiła naturalna zawartość Cd, Pb, Cu, Cr i Ni. Jednak w kilku glebach, zwłaszcza placów zabaw północnej części Krakowa, wystąpiła podwyższona zawartość Cd, Pb i Cu oraz sporadycznie słabe zanieczyszczenie Pb i Cu, co dotyczyło zwłaszcza placów w centrum miasta. Cynk był jedynym spośród analizowanych pierwiastków, którego zawartość była wyższa od przyjętej za naturalną [Kabata-Pendias i in. 1993]. Największy udział miały gleby o podwyższonej zawartości Zn, lecz wystąpiły także gleby słabo nim zanieczyszczone. Według, rozpatrywanego w omawianych pracach, a obecnie już uchylonego, Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 roku w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi [Rozporządzenie... 2002] w żadnej z badanych gleb placów zabaw nie została przekroczona dopuszczalna zawartość analizowanych metali ciężkich. Również zgonie z obecnie obowiązującym Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi [Rozporządzenie... 2016] nie zostały przekroczone dopuszczalne zawartości badanych metali ciężkich powodujących ryzyko.

Kraków należy do miast w Polsce o najmniejszym udziale zieleni miejskiej w ogólnej powierzchni. Na terenie Krakowa znajdują się 44 parki miejskie o łącznej powierzchni 399,8 ha, co stanowi zaledwie 1,2% powierzchni miasta [Raport o stanie Miasta 2015]. Do najstarszych, zabytkowych, najchętniej i najliczniej odwiedzanych, a równocześnie narażonych na oddziaływanie zanieczyszczeń komunikacyjnych, komunalnych i przemysłowych należą położone w centrum miasta parki: Krakowski oraz Planty. Problemowi zanieczyszczenia gleb tych parków metalami ciężkimi były poświęcone prace **2.1** i **2.6**. Planty należą do największych parków w Krakowie i zajmują ponad 21 ha. Park Krakowski jest znacznie mniejszy, jego powierzchnia wynosi około 5 ha. Oba zlokalizowane są wśród gęstej zabudowy. Park Krakowski bezpośrednio sąsiaduje z trasami komunikacyjnymi o dużym natężeniu ruchu: Aleją Mickiewicza i ulicą Czarnowiejską. Planty z kolei otaczają pierścieniem, historyczne centrum miasta i są podzielone na 8 mniejszych ogrodów. Na Plantach lub w ich bardzo bliskim sąsiedztwie zlokalizowanych jest wiele obiektów zabytkowych. Stare Miasto w obrębie Plant zostało wpisane na listę światowego dziedzictwa UNESCO. Planty są również doskonałym przykładem krajobrazu kulturowego, czyli przestrzeni ukształtowanej w wyniku działalności człowieka, trwającej wiele stuleci. Powstały w miejscu średniowiecznych fortyfikacji miejskich, poprzez zburzenie murów,

wypełnienie fos gruzem, a następnie materiałem ziemistym, splantowanie terenu i wprowadzenie roślinności [2.6]. Geneza gleb Plant jest zatem całkowicie antropogeniczna, a ich charakterystyczną cechą jest głęboki poziom próchniczny [Komornicki 1986]. Przekształcenia antropogeniczne są wyraźnie mniejsze w przypadku gleb parku Krakowskiego – założonego pod koniec XIX. Utworami macierzystymi gleb tego parku są głównie osady akumulacji rzeczno-lodowcowej i rzecznej [Trafas 1988], miejscami zaburzone wprowadzeniem obcego materiału.

Zawartość form całkowitych metali ciężkich w warstwie powierzchniowej (0-20 cm) gleb omawianych parków [2.1, 2.6] zestawiono w tabeli I. Z uwagi na bardzo nieregularny kształt Plant, zawartość metali ciężkich podano również w poszczególnych ogrodach tego parku (tab. 3). Niektóre z ogrodów Plant różniły się istotnie między sobą zawartością metali ciężkich, zwłaszcza Pb i Cr, co potwierdziła przeprowadzona analiza statystyczna (test Kruskala-Wallis) [2.6].

Tabela I. Zawartość metali ciężkich w glebach omawianych parków miejskich Krakowa [2.1, 2.6]

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
	mg·kg ⁻¹					
Park Krakowski	0,29-1,14	10,7-21,1	15,5-100,8	7,1-12,4	46,8-295,8	110-257,8
	0,57 ± 0,21	15,5 ± 3,2	33,3 ± 18,5	10,6 ± 1,3	114,4 ± 61,3	143,5 ± 36,6
Planty	0,21-2,38	9,9-23,9	13,4-130,9	6,5-47,3	33,9-262,3	56,8-440,3
	0,80 ± 0,69	16,3 ± 3,3	55,5 ± 20,3	10,5 ± 1,6	120 ± 60,3	176,7 ± 125,7

Objaśnienie:

0,29-1,14 zawartość minimalna-maksymalna

0,57 ± 0,21 **średnia** ± odchylenie standardowe

Badane gleby charakteryzowały się zróżnicowaniem zawartości większości oznaczonych metali ciężkich. W przypadku Cr i Ni średnia ich zawartość w glebach obu parków była podobna. Średnia zawartość Zn była trochę większa w glebach Plant. Bliskość arterii komunikacyjnych w sąsiedztwie Parku Krakowskiego oraz lokalizacja Plant w historycznym sercu Krakowa wpłynęły na znaczną akumulację Pb w glebach tych parków (np. ołowiu było najwięcej w Parku Krakowskim przy ul Czarowiejskiej, ryc. 2 [2.1]). Zawartość Cu była prawie dwukrotnie wyższa w glebach Plant aniżeli w glebach parku Krakowskiego. Wartość pH oznaczonego w roztworze KCl w glebach Parku Krakowskiego wynosiła od 5,8 do 7,0 (średnio 6,6). Większość gleb Parku Krakowskiego miała odczyn

obojętny. W przypadku gleb Plant pH oznaczono w zawieszynie wodnej i miało ono zbliżone wartości, od 7,0 do 7,7, średnio 7,5. Gleby obu parków charakteryzowały się niemal identyczną zawartością węgla organicznego, która wynosiła średnio 28,8 g·kg⁻¹ dla Plant i 28,0 g·kg⁻¹ dla Parku Krakowskiego. Największe zróżnicowanie zawartości węgla organicznego miało miejsce w glebach Plant od 12,3 do 47,9 g·kg⁻¹, co było również minimalną i maksymalną wartością stwierdzoną w glebach badanych parków. Podłoże macierzyste gleb Parku Krakowskiego znalazło odzwierciedlenie w ich uziarnieniu. Dominowały gliny lekkie. Gleby Plant charakteryzowały się głównie uziarnieniem pyłu gliniastego oraz gliny piaszczystej oraz kilka gleb miało uziarnienie piasku gliniastego.

W przypadku gleb Parku Krakowskiego zawartość Cu, Pb, Cd i Cr była silnie skorelowana z zawartością węgla organicznego. Analiza statystyczna potwierdziła również dużą zdolność wiązania Cd, Cu, Pb i Zn przez materię organiczną gleb Plant (wysoce istotna zależność między zawartością węgla organicznego oraz azotu ogólnego, a tymi metalami).

Gleby Parku Krakowskiego charakteryzowały się naturalną zawartością Ni i Cr, a także Cd z wyjątkiem jednej gleby, o podwyższonej jego zawartości. W większości gleb wystąpiła naturalna lub nieznacznie podwyższona zawartość Cu. Tylko jedna gleba, według kryteriów IUNG [Kabata-Pendias i in. 1993] była silnie zanieczyszczona Cu. Z uwagi na punktowe wzbogacenie w ten pierwiastek, przypuszczalnym źródłem miedzi mógł być gruz budowlany lub fragmenty innych elementów konstrukcyjnych po istniejącej wcześniej w obrębie Parku Krakowskiego zabudowie. Wpływ antropogenicznego oddziaływania najlepiej jest zauważalny w przypadku Pb i Zn. Nawet przy najmniejszej, oznaczonej ilości ołowiu, w glebach tego parku przekroczone jest „tło geochemiczne”. Większość gleb charakteryzowała się podwyższoną zawartością lub słabym zanieczyszczeniem Pb. We wszystkich glebach, z wyjątkiem jednej słabo nim zanieczyszczonej, wystąpiła podwyższona zawartość Zn. Na podstawie Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 roku [Rozporządzenie... 2002] można uznać badane gleby Parku Krakowskiego za niezanieczyszczone. Jednak według aktualnie obowiązującego Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. [Rozporządzenie... 2016] w kilku glebach Parku Krakowskiego i Plant została przekroczona dopuszczalna zawartości Pb (> 200 mg·kg⁻¹) oraz w glebie z ogrodu Florianka na Plantach dopuszczalna zawartość Cd (> 2 mg·kg⁻¹).

W przypadku gleb Plant ocenę ich zanieczyszczenia dokonano głównie w oparciu o dedykowane w tym celu wskaźniki: wskaźnik geoakumulacji (I_{geo}), współczynnik wzbogacenia (EF), wskaźnik zanieczyszczenia Nemerowa ($PI_{Nemerow}$), wskaźnik

potencjalnego ryzyka ekologicznego (*RI*) oraz wskaźnik bezpiecznego poziomu zanieczyszczenia (*CSI*). Ich dokładną charakterystykę podano w tabeli 1 [2.6]. Było to nowatorskie i kompleksowe podejście do tego zagadnienia. Obliczona wartość wymienionych wskaźników zanieczyszczenia zależała od przyjętego tła geochemicznego, lokalnego - którym była zawartość metali ciężkich w poziomach Ab i C gleby kopalnej spod płyty Rynku Głównego [Kowalska i in. 2016], a opisanej w pracy 2.5 lub referencyjnego - zawartości metali ciężkich w powierzchniowej warstwie skorupy ziemskiej [Rudnick i Gao 2003]. Najwyższe wartości wskaźników, do kalkulacji których koniecznym było zastosowanie tła geochemicznego, uzyskano zawsze gdy był nim poziom C. Przykładowo, dla I_{geo} jeśli przyjęto jako tło geochemiczne poziom C, badane gleby były umiarkowanie do silnie zanieczyszczone Cd oraz silnie zanieczyszczone Cr, Cu, Ni, Pb i Zn. W przypadku zastosowania poziomu Ab, stwierdzono umiarkowane do silnego zanieczyszczenie gleb Cd, Cu i Ni i umiarkowane do dużego zanieczyszczenie Cr, Pb i Zn. Jeżeli I_{geo} obliczono na podstawie tła referencyjnego podanego przez Rudnick i Gao [2003] to gleby Plant nie były zanieczyszczone Cr i Ni, umiarkowanie do znacznie zanieczyszczone Cu i Zn oraz umiarkowanie do silnie zanieczyszczone Cd i Pb. Wartości pozostałych wskaźników w których zastosowano różne tło geochemiczne przedstawiono na rycinach 4 (*EF*) oraz 5 ($PI_{Nemerow}$, *RI*). Na rycinie 5 przedstawiono również wartości *CSI* [2.6]. Na podstawie interpretacji wykorzystanych tutaj wskaźników zanieczyszczenia można przyjąć, że gleby Plant charakteryzowały się podwyższoną akumulacją Cd, Cu, Pb i Zn, zdecydowanie antropogenicznego pochodzenia. Źródło pochodzenia tych pierwiastków jest mieszane (przemysł, komunikacja, paleniska domowe), przy czym należy uwzględnić również tzw. emisje historyczne. Zawartość Cr i Ni można uznać za naturalną.

Uważam, że wyniki uzyskane w publikacjach 2.1, 2.2, 2.3 oraz 2.6 stanowią cenny wkład w rozwój dyscypliny ochrona i kształtowanie środowiska ze względu na oszacowanie stanu zanieczyszczenia Cd, Pb, Zn, Cu, Cr i Ni badanych gleb Krakowa oraz zwrócenie uwagi na konieczność właściwego zarządzania terenami rekreacyjnymi w celu zminimalizowania ryzyka wprowadzenia zanieczyszczonej gleby do organizmu człowieka. Ponadto, zaproponowane w pracy 2.6 wskaźniki zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi I_{geo} , *EF*, $PI_{Nemerow}$, *RI* oraz *CSI* pozwoliły na określenie nie tylko ryzyka ekologicznego,

ale ustalenie również źródeł emisji zanieczyszczeń. Chciałbym nadmienić, że zainteresowanie pracą 2.6 jest bardzo duże, o czym świadczy prawie 30 cytowań w ciągu niespełna 2 lat.

Fosfor biomasy mikrobiologicznej w glebach kulturoziemnych

Wyniki badań przeprowadzonych w ramach projektu badawczego „Formy fosforu w antropogenicznie przekształconych glebach Krakowa wzbogaconych w ten składnik i jego dynamika w roztworze glebowym”, którym kierowałem, zostały zaprezentowane w pracy 2.4. Poruszono w niej zagadnienie sezonowej zmienności zawartości fosforu biomasy mikrobiologicznej w najwartościowszych pod względem produkcyjnym glebach terenów zurbanizowanych, jakimi są gleby kulturoziemne z poziomem *hortic* (hortisole), reprezentowane przez gleby krakowskich ogrodów klasztornych. W celu sprawdzenia wpływu urbanizacji na środowisko glebowe, badania przeprowadzono na stanowiskach obejmujących ogrody klasztorne ścisłego, historycznego centrum Krakowa (po jednym w ogrodzie Karmelitów i Kapucynów, dwa w ogrodzie Bernardynów) oraz w ogrodzie opactwa Benedyktynów w Tyńcu, położonym na obrzeżach miasta (dwa stanowiska). Próbkę gleby dla określenia zawartości w nich P biomasy mikrobiologicznej zostały pobrane z warstwy powierzchniowej (0-20 cm) wczesną wiosną (kwiecień), w lecie (lipiec) i późną jesienią (listopad). Określono również inne właściwości profili glebowych badanych stanowisk (w oparciu o wykonane wcześniej odkrywki).

Wszystkie badane gleby według WRB [IUSS Working Group WRB 2007] zaliczono do Hortic Anthrosol. Głębokość analizowanych profili była znaczna i wynosiła od 168 do 226 cm. Wartość pH zmierzonego w zawieszynie wodnej była zbliżona w obrębie badanych profili i wynosiła od 7,0 do 7,6. W warstwie powierzchniowej mieściła się w jeszcze węższym zakresie od 7,1 do 7,4. W przypadku pH zmierzonego w KCl wartości te wynosiły odpowiednio 6,3-7,7 i 6,6-6,8. Zawartość ładu wynosiła od 0 do 12% w całych profilach, a w poziomach powierzchniowych 1-8%. Gleby z ogrodów Bernardynów i Benedyktynów miały bardzo podobną zawartość ładu i wyraźnie wyższą niż w glebach ogrodów Karmelitów i Kapucynów. Najwyższą zawartość węgla organicznego w glebach ogrodów z centrum miasta i ogrodu w Tyńcu oznaczono na ogół w poziomach powierzchniowych, w których wynosiła od 16,7 do 32 g·kg⁻¹, jednak poziomy głębsze charakteryzowały się również znaczną zawartością C org.

Zawartość fosforu ogólnego w obrębie całych profili wynosiła od 4,1 do 947,1 mg·kg⁻¹, a w poziomach powierzchniowych 422,4-673,3 mg·kg⁻¹. W badanych glebach zdecydowanie dominowała frakcja fosforu mineralnego, której zawartość wynosiła odpowiednio od 2,9 do 800,9 mg·kg⁻¹ i 354,1-666,1 mg·kg⁻¹. Zawartość fosforu organicznego obliczono jako różnicę między jego formą ogólną a mineralną. Najwyższą zawartością fosforu charakteryzowała się gleba z ogrodu Kapucynów, a gleby z ogrodu z Tyńca miały nieznacznie wyższą zawartość, aniżeli gleby pozostałych ogrodów silnie zurbanizowanego centrum Krakowa. Zawartość fosforu ogólnego generalnie wzrastała wraz ze wzrostem zawartości węgla organicznego i malała z głębokością profilu glebowego. Wyniki kanonicznej analizy korespondencji (CCA), wykazały, że główną zmienną wyjaśniającą, wpływającą na gleby obszarów miejskich był węgiel organiczny.

Oznaczona we wszystkich glebach ilość fosforu biomasy mikrobiologicznej w ciągu sezonu wegetacyjnego mieściła się w zakresie od 0,01 do 6,29 mg·kg⁻¹. Zawartość ta wahała się znaczenie w ciągu analizowanego sezonu wegetacyjnego. Wystąpiła tendencja do wzrostu zawartości P biomasy mikrobiologicznej w lecie i spadku jego zawartości jesienią, kiedy oznaczone ilości były najmniejsze. Średnia zawartość P biomasy przedstawiała się następująco: 1,46 mg·kg⁻¹ w kwietniu, 2,73 mg·kg⁻¹ w lipcu i 0,25 mg·kg⁻¹ w listopadzie. Oznaczone w lecie ilości tej formy fosforu różniły się najbardziej między badanymi obiektami. Nie wystąpiły w okresie analizowanego sezonu wegetacyjnego, statystycznie istotne różnice między zawartością P biomasy mikrobiologicznej w glebach ogrodów centrum miasta, a glebami w Tyńcu. Badane gleby charakteryzowały się zmiennym udziałem P biomasy mikrobiologicznej w ogólnej i organicznej formie tego pierwiastka. W przypadku formy ogólnej udział ten wynosił maksymalnie 2%, a w fosforze organicznym około 10%. Te najwyższe wartości wystąpiły w okresie letnim. Gleby narażone w mniejszym stopniu na silną presję urbanizacji z ogrodu Benedyktynów w Tyńcu charakteryzowały się większym udziałem P biomasy w obu omawianych tu formach fosforu, aniżeli gleby z klasztorów w centrum miasta.

Moim zdaniem, wyniki uzyskane w publikacji **2.4** stanowią cenny wkład w **rozwój dyscypliny ochrona i kształtowanie środowiska** ze względu na przedstawioną, nowatorską koncepcję wykorzystania labilnej formy fosforu (P biomasy mikrobiologicznej) do określenia wpływu urbanizacji na środowisko glebowe.

Właściwości fizyczne, chemiczne oraz mikromorfologiczne gleby urbiziemnej

Przebudowa Rynku Głównego w Krakowie i późniejsze prace archeologiczne prowadzone w pierwszym dziesięcioleciu XXI wieku, we wschodniej jego części, w sąsiedztwie obecnie istniejących Sukiennic i Kościoła Mariackiego, pozwoliły na odsłonięcie doskonale zachowanego profilu gleby urbiziemnej, której charakterystykę przedstawiono w publikacji 2.5. Kraków był lokowany w wieku XIII, ale osadnictwo w obrębie teraźniejszego Rynku Głównego sięgało już X-XI wieku, zatem gleby tego obszaru były objęte najsilniejszym wpływem człowieka. Badany profil glebowy, znajdujący się pod obecną powierzchnią Rynku miał miąższość 292 cm i charakteryzował się wyraźną dwuczłonowością. W warstwie spągowej znajdowała się pogrzebana gleba o naturalnej genezie, mada brunatna. Wyróżniono w niej 5 poziomów genetycznych (Ab, Bw, BwC1, BwC2, C) występujących na głębokości od 224 do 292 cm. Nad glebą naturalną zalegało 13 warstw kulturowych (oznaczonych jako Au1-Au13). Na podstawie danych archeologicznych oszacowano, że najgłębsza warstwa kulturowa Au13 zaczęła się tworzyć w XII wieku, a powierzchniowa Au1 w przybliżeniu pod koniec XVI wieku. Wyznaczone warstwy kulturowe charakteryzowały się znaczną heterogenicznością, wynikającą z rodzaju i czasu działalności człowieka. Odróżniały się one wyraźnie od poziomów gleby naturalnej, co potwierdziły oznaczone właściwości morfologiczne, fizyczne, chemiczne i mikromorfologiczne.

Omawianą glebę wg klasyfikacji WRB [IUSS Working Group WRB 2015] określono jako Ekranic Technosol (Humic). Spełnione zostały również kryteria do wyróżnienia w niej poziomu pretic. Do najbardziej charakterystycznych, makroskopowych cech warstw kulturowych widocznych w profilu glebowym, zaliczyć należy obecność w nich części szkieletowych, artefaktów i black carbon (tab. 1). Artefakty stanowiły m. in. gruz, bruk, cegły i odpady organiczne. Najwięcej artefaktów i BC było w warstwie Au9, bo ponad 50%. Niewielkie ich ilości stwierdzono również w poziomie Ab gleby naturalnej. Warstwy kulturowe charakteryzowały się także zróżnicowaną zawartością słabo rozłożonej materii organicznej, zbitym układem oraz cięższym uziarnieniem, niż żwirowo-piaszczyste poziomy naturalnej gleby pogrzebanej. W warstwach kulturowych dominowała barwa czarna, natomiast w poziomach gleby naturalnej brązowa. O antropogenicznej genezie nawarstwień Au1-13 świadczą wyraźne przejścia między kolejnymi warstwami kulturowymi. W obrębie gleby naturalnej granica przejścia między poziomami była stopniowa.

Badany profil glebowy charakteryzował się również zróżnicowaniem składu granulometrycznego. Dominowała w nim frakcja piasku, której zawartość wahała się od 81

do 95% w warstwach kulturowych i od 93 do 98% w poziomach gleby pierwotnej. W warstwach kulturowych frakcji pyłu było od 4 do 16% a iłu do 4%, a w glebie naturalnej odpowiednio: 2-6% i do 2%. Zawartość węgla organicznego wynosiła od 0,39 do 118 g·kg⁻¹ i była ona znacznie wyższa w warstwach kulturowych niż w poziomach gleby naturalnej. Oznaczona w poziomie Ab gleby naturalnej, maksymalna zawartość węgla organicznego (5,5 g·kg⁻¹) była dużo mniejsza od minimalnej jego ilości w warstwach kulturowych, tj. 14,3 g·kg⁻¹ w Au13. Zawartość azotu ogólnego wynosiła od 0,13 do 10,6 g·kg⁻¹. Wyraźnie niższą zawartość azotu ogólnego, podobnie jak w przypadku C org., oznaczono w poziomach gleby naturalnej. Stosunek węgla organicznego do azotu ogólnego (C/N) badanym profilu glebowym mieścił się w przedziale od 2,5 do 13,8. Największe wartości stosunku C:N, występowały w warstwach kulturowych, a najmniejsze w poziomach gleby pogrzebanej, zwłaszcza poniżej 234 cm.

Analizowany profil glebowy charakteryzował się znacznym zróżnicowaniem zawartości węglanu wapnia. W warstwach kulturowych było od 10,5 do 79,0 g·kg⁻¹ CaCO₃, a w glebie naturalnej zdecydowanie mniej, od 1,2 g·kg⁻¹ w poziomie C do 2,5 g·kg⁻¹ w BwC1. Wartość pH zmierzonego w roztworze KCl wynosiła od 6,9 do 7,6 w warstwach kulturowych i 7,3-7,6 w poziomach gleby naturalnej. Zawartość fosforu ekstrahowanego roztworem 0,5 mol·dm⁻³ NaHCO₃ (metoda Olsena) w warstwach kulturowych wynosiła od 162,9 do 510,6 mg·kg⁻¹ (średnio 378,0 mg·kg⁻¹), a w poziomach gleby naturalnej od 50,1 do 213,9 mg·kg⁻¹. Wszystkie warstwy kulturowe oraz poziomy Ab i Bw spełniły, co prawda, kryteria zawartości P oznaczonego metodą Olsena (> 100 mg·kg⁻¹) aby w nich wyróżnić poziom hortic występujący Anthrosols, jednak dominacja innych cech, w tym profilu (zwłaszcza artefaktów) były kluczowymi do zaliczenia tej gleby do Technosols.

Dokładniejszą interpretację wpływu działalności antropogenicznej na genezę i właściwości badanej gleby umożliwiły przeprowadzone badania mikromorfologiczne. Ich wyniki zamieszczono w tabeli 3 oraz na rycinach 5. We wszystkich poziomach wytworzonych naturalnie stwierdzono występowanie mikrostruktury *granular*, co jest związane głównie z ich piaszczystym uziarnieniem. Warunkowało to układ porów *simple packing voids*, typowy dla poziomów naturalnych tej gleby. Charakteryzowały się one wzajemnym układem ziaren *close fine enaulic*. z wyjątkiem poziomu Ab gdzie był *close porphyric*. Warstwy kulturowe cechowały się występowaniem przede wszystkim mikrostruktury *crumby*, niektóre z nich *subangular*, jak również *spongy*. Na podstawie kształtu i wielkości porów można je zaklasyfikować *compound packing voids*. Dla warstw

kulturowych był charakterystyczny wzajemny układ ziaren *single* lub *double spaced poryphyric*.

Analiza obrazu mikroskopowego umożliwiła także zidentyfikowanie w warstwach kulturowych fragmentów artefaktów, m.in.: cegieł, kości i popiołu. Nie wystąpiły one w poziomach gleby naturalnej. Warstwy kulturowe zawierały również wyraźnie więcej BC. We wszystkich poziomach gleby naturalnej stwierdzono obecność fragmentów wapienia i piaskowca a także skaleni, które w warstwach kulturowych nie zawsze były obecne. Nodule Fe i wtórne węglany były obecne tylko w niektórych warstwach kulturowych.

W oparciu o badania mikromorfologiczne stwierdzono, że wszystkie poziomy gleby naturalnej charakteryzowały się bardzo wysokim stopniem rozkładu materii organicznej i rozpoznawalnych tkanek roślinnych. W warstwach kulturowych stopień rozkładu materii organicznej był zróżnicowany, generalnie wysoki lub średni ale wystąpiły warstwy gdzie był on bardzo wysoki lub niski.

W niniejszej pracy wykorzystano również wskaźnik rozwoju poziomu A (ADI) do oceny stopnia rozkładu materii organicznej w warstwach kulturowych. Większa jego wartość wskazywała na większy stopień rozkładu materii organicznej. Na podstawie ADI zaobserwowano, że znaczna humifikacja zachodziła zwłaszcza w warstwach o wyższej zawartości materii organicznej i przyswajalnego fosforu, co potwierdziła również przeprowadzona analiza statystyczna (ryc. 2). Wskaźnik ADI może być również wykorzystany do oszacowania względnego wieku warstw kulturowych. Im jest on niższy, tym szybciej warstwa została przykryta innym materiałem, utrudniającym dostęp tlenu, a tym samym hamując proces humifikacji. To spostrzeżenie potwierdziła również mikroskopowa analiza rozkładu materii organicznej w określonej warstwie.

Uważam, że wyniki uzyskane w publikacji **2.5** stanowią cenny **wkład w rozwój dyscypliny ochrona i kształtowanie środowiska**, ze względu na prześledzenie ewolucji doskonale zachowanego profilu gleby ściśłego, historycznego centrum Krakowa na przestrzeni setek lat. Zastosowanie zróżnicowanych metod analitycznych umożliwiło kompleksową charakterystykę warstw kulturowych oraz aktywności człowieka w danym czasie. Należy podkreślić, że te badania miały charakter interdyscyplinarny i wpisują się m. in. w obszar zainteresowania archeologów.

Wnioski i możliwość wykorzystania wyników

Z przeprowadzonych badań można wyciągnąć następujące wnioski:

1. Antropogeniczne oddziaływanie wpłynęło na odczyn badanych gleb Krakowa. Omawiane gleby terenów zurbanizowanych miały odczyn obojętny bądź zasadowy (charakterystyczny dla gleb miejskich).

2. Zawartość węgla organicznego była największa w glebach poddanych najsilniejszej antropopresji: w warstwach kulturowych gleby historycznego centrum miasta z Rynku Głównego, glebach kulturoziemnych oraz w glebach Plant i Parku Krakowskiego, a najniższa w glebach placów zabaw.

3. Silna antropogenizacja centrum miasta, wyrażająca się wprowadzaniem materiałów technogenicznych i ziemistych, wpłynęła na uziarnienie gleb Plant i gleby z Rynku Głównego. Uziarnienie badanych gleb placów zabaw północno-wschodniej części miasta było związane z rodzajem naturalnego podłoża macierzystego.

4. Średnia zawartość Ni, Cr i Zn w warstwie powierzchniowej gleb badanych placów zabaw obu części Krakowa i Parku Krakowskiego oraz Plant była na zbliżonym poziomie. Zawartość Cd, Cu a zwłaszcza Pb była, w zdecydowanej większości gleb, średnio przynajmniej dwukrotnie większa w glebach omawianych parków miejskich, aniżeli w glebach placów zabaw.

5. Nikiel oraz chrom były metalami ciężkimi których zawartość w wierzchniej warstwie badanych gleb placów zabaw i parków można uznać za naturalną. Większość gleb placów zabaw charakteryzowała się naturalną zawartością Cd, Cu i Pb. W przypadku parków miejskich udział gleb o wyższej od naturalnej zawartości tych trzech metali był większy. Cynk był jedynym metalem, który w większość badanych gleb występował w co najmniej podwyższonej zawartości.

6. Według aktualnie obowiązującego Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. [Rozporządzenie... 2016] w żadnej z gleb placów zabaw nie została przekroczona dopuszczalna zawartość badanych metali ciężkich. W kilku glebach Parku Krakowskiego i Plant w odniesieniu do Pb ta zawartość została przekroczona.

7. Wzbogacenie badanych gleb w Cd, Pb, Zn i Cu ma zdecydowanie antropogeniczne pochodzenie. Bazując na użytych wskaźnikach zanieczyszczenia można przyjąć, że źródło pochodzenia tych pierwiastków jest mieszane (przemysł, komunikacja, paleniska domowe), przy czym należy uwzględnić również tzw. emisje historyczne.

8. Bytowanie człowieka wpłynęło na zawartość fosforu ogólnego w badanych glebach. Wzrastała ona wraz ze wzrostem zawartości węgla organicznego. Największą zawartością fosforu biomasy mikrobiologicznej analizowane gleby charakteryzowały się w okresie lata. Nie stwierdzono statystycznie istotnej różnicy między zawartością P biomasy mikrobiologicznej w glebach ogrodów centrum Krakowa i Tyńca.

9. Głęboki profil gleby historycznego centrum Krakowa jest efektem sięgającej setek lat depozycji materiału ziemistego i organicznego oraz typowo technogenicznego na wyjściowej glebie naturalnej. Wystąpiły wyraźne różnice cech morfologicznych oraz właściwości fizycznych, chemicznych i mikromorfologicznych między warstwami kulturowymi (a także w ich obrębie), a poziomami gleby naturalnej.

10. Zachodzący w obrębie danej warstwy kulturowej proces pedogenezy był w znacznej mierze warunkowany czynnikiem czasu i ulegał zahamowaniu w wyniku akumulacji kolejnych warstw materiału.

Przeprowadzone badania mają charakter unitarny, umożliwiają prześledzenie wpływu urbanizacji na środowisko glebowe Krakowa. Mają również aspekt aplikacyjny, mogą być wykorzystane przy ocenie jakości gruntów zieleni miejskiej, w planowaniu przestrzennym i tworzeniu zrównoważonej strategii rozwoju obszarów miejskich.

Najważniejsze osiągnięcia wynikające z badań

Gleby miejskie reprezentują medium o wielkiej złożoności, co utrudnia ocenę ich jakości. Charakteryzują się szerokim zakresem funkcji i usług, które pełnią. Funkcje gleby i pożądana jej jakość w środowisku miejskim różnią się ze względu na różne potrzeby i role jakie mają pełnić [Vrščaj i in. 2008].

Przeprowadzone przeze mnie badania, pomimo odniesienia do konkretnego miejsca i gleb, pozwalają również na sformułowanie konkluzji natury bardziej ogólnej, stanowiących **przyczynę do rozwoju dyscypliny ochrona i kształtowanie środowiska.**

1. Gleba w obszarach zurbanizowanych odgrywa inną funkcję aniżeli w środowisku naturalnym. Jest podłożem dla terenów służących rekreacji, miejscem deponowania odpadów, w tym pierwiastków biogennych i substancji niebezpiecznych ale i swoistym archiwum osadnictwa człowieka na danym terenie. Wprowadzone artefakty mają niekiedy znaczną wartość poznawczą i historyczną.

2. Gleby kulturoziemne oraz gleby obszarów dziedzictwa kulturowego UNESCO są bardzo rzadko przedmiotem badań, stąd też uzyskane wyniki istotnie zwiększają zasoby danych na ich temat, niezbędnych do uszczegółowienia klasyfikacji gleb.

3. Gleby miejskie, charakteryzują się dużym potencjałem gromadzenia węgla organicznego, w tym jego formy black carbon. Zachodzi zatem potrzeba zrównoważonego rozwoju terenów miejskich, mającego na uwadze sekwestrację węgla, co przyczyni się do łagodzenia zmian klimatycznych, wynikających ze zwiększonej koncentracji CO₂ w atmosferze.

4. Z uwagi na postępującą urbanizację zachodzi konieczność dalszych, szczegółowych i prowadzonych na szerszą skalę badań pokrywy glebowej w miastach.

Literatura

- Abrahams P. W. 2002.** Soils: their implications to human health. *Science of the Total Environment*, 291, 1-32.
- Alexandrovskaya E. I., Alexandrovskiy A. L. 2000.** History of the cultural layer in Moscow and accumulation of anthropogenic substances in it. *Catena*, 41, 249-259.
- Bonner C., Agnew A. D. Q. 1983.** Soil phosphorus as an indicator of canine faecal pollution in urban recreation areas. *Environmental Pollution (Series B)*, 6, 145-156.
- Brtnický M., Pecina V., Hladký J., Radziemska M., Koudelková Z., Klimánek M., Richtera L., Adamcová D., Elbl J., Vasinová Galiová M., Baláková L., Kynický J., Smolíková V., Houška J., Vaverková M. D. 2019.** Assessment of phytotoxicity, environmental and health risks of historical urban park soils. *Chemosphere*, 220, 678-686.
- Charzyński P., Bednarek R., Hulisz P., Zawadzka A. 2013a.** Soils within Torun urban area. [w] Charzyński P., Hulisz P., Bednarek R. (red.). *Technogenic soils of Poland*. Polish Society of Soil Science, Toruń, 17-30.
- Charzyński P., Markiewicz M., Bednarek R., Mendyk Ł. 2013b.** Technogenic soils in Toruń. [w] Charzyński P., Hulisz P., Bednarek R. (red.). *Technogenic soils of Poland*. Polish Society of Soil Science, Toruń, 111-140.
- Chen T. B., Zheng Y. M., Lei M., Huang Z. C., Wu H. T., Chen H., Fan K.K., Yu K., Wu X., Tian Q. Z. 2005.** Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere*, 60(4), 542-551.
- Chen, F. S., Yavitt, J., Hu, X. F. 2014.** Phosphorus enrichment helps increase soil carbon mineralization in vegetation along an urban-to-rural gradient, Nanchang, China. *Applied Soil Ecology*, 75, 181-188.

- Davidson D. A., Dercon G., Stewart M., Watson F. 2006.** The legacy of past urban waste disposal on local soils. *Journal of Archeological Science*, 33, 778-783.
- De Kimpe Ch. R., Morel J-L. 2000.** Urban soil management: a growing concern. *Soil Science*, 165(1), 31-40.
- Drewnik M., Żyła M., Wójcik Sz. 2007.** Mapy środowiska przyrodniczego. Gleby [w:] Jędrzychowski I. (red.) Atlas otoczenia Kampusu 600-lecia odnowienia Uniwersytetu Jagiellońskiego, UJ Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej, 46-47.
- Edmondson J. L., Stott I., Potter J., Lopez-Capel E., Manning D. A. C., Gaston K. J., Leake J. R. 2015.** Black carbon contribution to organic carbon stocks in urban soil. *Environmental Science & Technology*, 49 (14), 8339-8346.
- Eidt R. C. 1977.** Detection and examination of Anthrosols by phosphate analysis. *Science*, 197, 4311, 1327-1333.
- Figueiredo A. M. G., Tocchini M., dos Santos T. F. S. 2011.** Metals in playground soils of São Paulo city, Brazil. *Procedia Environmental Sciences*, 4, 303–309.
- Gambuś F., Wieczorek J. 1995.** Metale ciężkie w glebach i warzywach z krakowskich ogrodów działkowych. *Acta Agraria et Silvestria, Agraria*, 33, 45-59.
- Gąsiorek M., Niemyska-Łukaszuk J. 2004.** Kadm i ołów w glebach antropogenicznych ogrodów klasztornych Krakowa. *Roczniki Gleboznawcze*, 55(1), 127-134.
- Gąsiorek M., Niemyska-Łukaszuk J. 2008.** Resources and fractional composition of humus in soils of convent gardens of Cracow. *Polish Journal of Soil Science*, 41 (1), 1-11.
- Gong Z., Zhang X., Luo G., Shen H., Spaargaren O. 1997.** Extractable phosphorus in soils with a fimic epipedon. *Geoderma*, 75, 3-4, 289-296.
- Greinert A. 2003.** Studia nad glebami obszaru zurbanizowanego Zielonej Góry. Oficyna Wydawnicza Uniwersytetu Zielonogórskiego, ss. 168.
- Greinert, A. 2015.** The heterogeneity of urban soils in the light of their properties. *Journal of Soils and Sediments*, 15(8), 1725-1737.
- GUS. 2018.** Rocznik Statystyczny Rzeczypospolitej Polskiej 2018. Zakład Wydawnictw Statystycznych, Warszawa, ss. 915.
- Hiller E., Mihaljevič M., Filová L., Lachká L., Jurkovič L., Kulikova T., Fajčíková K., Šimurková M., Tatarková V. 2017.** Occurrence of selected trace metals and their oral bioaccessibility in urban soils of kindergartens and parks in Bratislava (Slovak Republic) as evaluated by simple in vitro digestion procedure. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 144, 611-621.
- Hulisz P., Charzyński P., Greinert A. 2018.** Urban soil resources of medium-sized cities in Poland: a comparative case study of Toruń and Zielona Góra. *Journal of Soils and Sediments*, 18, 358-372.
- IUSS Working Group WRB. 2007.** World reference base for soil resources 2006, first update 2007. *World Soil Resources Reports No. 103*. Rome: FAO.
- IUSS Working Group WRB. 2015.** World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. *World Soil Resources Reports No. 106*. FAO, Rome, ss. 182.
- Jim C. Y. 1998.** Urban soil characteristics and limitations for landscape planting in Hong Kong. *Landscape and Urban Planning*, 40, 235-249.
- Jin Y., O'Connor D., Ok Y. S., Tsang D. C. W., Liud A., Hou D. 2019.** Assessment of sources of heavy metals in soil and dust at children's playgrounds in Beijing using GIS and multivariate statistical analysis. *Environment International*, 124, 320-328.
- Kabała C., Chodak T., Szerszeń L., Karczewska A., Szopka K., Frątczak U. 2009.** Factors influencing the concentration of heavy metals in soils of allotment gardens in the city of Wrocław, Poland. *Fresenius Environmental Bulletin*, 18 (7), 1118-1124.
- Kabata-Pendias A., Motowicka-Terelak T., Piotrowska M., Terelak H., Witek T. 1993.** Ocena stopnia zanieczyszczeń gleb i roślin metalami ciężkimi i siarką. Ramowe wytyczne dla rolnictwa. Wyd. IUNG, Puławy, P(53), ss. 20.
- Kicińska A. 2016.** Health risk to children exposed to Zn, Pb, and Fe in selected urban parks of the Silesian

- agglomeration. *Human and Ecological Risk Assessment*, 22(8), 1687-1695.
- Komornicki T. 1974.** Gleby terytorium miasta Krakowa. *Folia Geographica, Series Geographica-Physica*, 8, 145-151.
- Komornicki T. 1986.** Gleby Plant krakowskich. *Roczniki Gleboznawcze*, 37(4), 187-200.
- Komornicki T., Oleksynowa K. 1989.** Zawartość ołowiu i cynku w glebach Plant krakowskich. *Roczniki Gleboznawcze*, 40(2), 213-226
- Kowalska J. B., Mazurek R., Gašiorek M., Zaleski T. 2018.** Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination—A review. *Environmental Geochemistry and Health* 40(6), 2395-2420.
- Kowalska J., Mazurek R., Gašiorek M., Setlak M., Zaleski T. Waroszewski J. 2016.** Soil pollution indices conditioned by medieval metallurgical activity – A case study from Krakow (Poland). *Environmental Pollution*, 218, 1023-1036
- Krupski M., Kabała C., Sady A., Gliński R., Wojcieszak J. 2017.** Double-and triple-depth digging and Anthrosol formation in a medieval and modern-era city (Wrocław, SW Poland). *Geoarchaeological research on past horticultural practices. Catena*, 153, 9-20.
- Kumar K., Hundal L., S. 2016.** Soil in the City: Sustainably improving urban soils. *Journal of Environmental Quality*, 45, 2-8.
- Lehmann A., Stahr K. 2007.** Nature and significance of anthropogenic urban soils. *Journal of Soils and Sediments*, 7 (4), 247-260.
- Li G., Sun G.X, Ren Y., Luo X.S, Zhu Y.G. 2018.** Urban soil and human health: a review. *European Journal of Soil Science*, 69, 196-215.
- Li T., Zheng W., Zhang S, Jia Y., Li Y., Xu X. 2018.** Spatial variations in soil phosphorus along a gradient of central city-suburb-exurban satellite. *Catena*, 170, 150-158.
- Liang B., Lehmann J., Sohi S.P, Thies J.E., O'Neill B., Trujillo L., Gaunt J., Solomon D., Grossman J., Neves E.D., Luizão F. 2010.** Black carbon affects the cycling of non-black carbon in soil. *Organic Geochemistry*, 41, 206-213.
- Lorenz K., Lal R. 2009.** Biogeochemical C and N cycles in urban soils. *Environmental International*, 35, 1-8.
- Madrid L., Díaz-Barrientos E., Madrid F. 2002.** Distribution of heavy metal contents of urban soils in parks of Seville. *Chemosphere*, 49(10), 1301-1308.
- Mazur Z., Radziemska M., Fronczyk J., Jeznach J. 2015.** Heavy metal accumulation in bioindicators of pollution in urban areas of northeastern Poland. *Fresenius Environmental Bulletin*, 24 (1a), 216-223.
- Meng Y, Cave M, Zhang Ch. 2018.** Spatial distribution patterns of phosphorus in top-soils of Greater London Authority area and their natural and anthropogenic factors. *Applied Geochemistry*, 88, 213-220.
- Morel J.L., Schwartz C., Florentin L., de Kimpe C. 2005.** Urban soils. [w] *Encyclopedia of Soils in the Environment*, 202-208.
- Mundała P., Szwałec A., Petryk A. 2013.** Zawartość wybranych pierwiastków śladowych w glebach położonych w sąsiedztwie kombinatu metalurgicznego w Nowej Hucie. *Inżynieria Ekologiczna*, 33, 67-76.
- Musielok Ł., Drewnik M., Stolarczyk M., Gus M., Bartkowiak S., Koźczkowski K., Lasota J., Motak A., Szczechowska K., Wątył M. 2018.** Rates of anthropogenic transformation of soils in the Botanical Garden of Jagiellonian University in Kraków (Poland). *Catena*, 170, 272-82.
- Norra S., Stüben D. 2003.** Urban soils. *Journal of Soils and Sediments*, 3(4), 230-233.
- Oliver M. A., Gregory P. J. 2015.** Soil, food security and human health: a review. *European Journal of Soil Science*, 66, 257-276.
- Pereira P., Ferreira A. J. D., Sarah P., Cerdà A., Walsh R., Keesstra S. 2016.** Preface: Urban soils and sediments. *Journal of Soils and Sediments*, 16(11), 2493-2499.
- Pouyat R. V., Yesilonis I. D., Nowak D. J. 2006.** Carbon storage by urban soils in the United States. *Journal of Environmental Quality*, 35, 1566-1575.
- Puskás I, Farsang A. 2009.** Diagnostic indicators for characterizing urban soils of Szeged, Hungary.

Geoderma, 148, 267-281.

- Raport o stanie Miasta. 2015.** Urząd Miasta Krakowa, Wydział Rozwoju Miasta. ss. 328
- Rożański Sz. W., Kwasowski W., Castejón J. M. P., Hardy A. 2018.** Heavy metal content and mobility in urban soils of public playgrounds and sport facility areas, Poland. *Chemosphere* 212, 456-466.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r.** w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi. Dz. U. 2002 nr. 165 poz. 1359
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r.** w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi. Dz. U. 2016 poz. 1395
- Rudnick R. L., Gao S. 2003.** Composition of the continental crust. *Treatise on Geochemistry*. 3, 1-64.
- Sándor, G., Szabó, G. 2014.** Influence of human activities on the soils of Debrecen, Hungary. *Soil Science Annual*, 65(1), 2-9.
- Sarzhanov D.A., Vasenev V.I., Vasenev I.I., Sotnikova Y.L., Ryzhkov O.V., Morina T. 2017.** Carbon stocks and CO₂ emissions of urban and natural soils in Central Chernozemic region of Russia. *Catena*, 158, 131-140.
- Scharenbroch B. C., Lloyd J. E, Johnson-Maynard J. L. 2005.** Distinguishing urban soils with physical, chemical, and biological properties. *Pedobiologia*, 49, 283-296.
- Skiba S., Drewnik M., Szymański W., Żyła M., 2013.** Gleby. [w:] Degórska B., M. Baścik (red.), Środowisko przyrodnicze Krakowa. Zasoby - Ochrona - Kształowanie, Wydawnictwo Instytutu Geografii i Gospodarki Przestrzennej UJ - Urząd Miasta Krakowa, Kraków, 69-80.
- Stroganova M. N., Myagkova A. D., Prokof'eva T. V. 1997.** The role of soils in urban ecosystems. *Eurasian Soil Science*, 30 (1), 82-86.
- Trafas K. (red.). 1988.** Atlas Miasta Krakowa. PPWK Warszawa-Wrocław
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. 2015.** World Urbanization Prospects: The 2014 Revision, (ST/ESA/SER.A/366), ss. 517.
- Vasenev V. I., Stoorvogel J. J., Vasenev I. I. 2013.** Urban soil organic carbon and its spatial heterogeneity in comparison with natural and agricultural areas in the Moscow region. *Catena*, 107, 96-102.
- Vrščaj B., Poggio L., Marsan F. A. 2008.** A method for soil environmental quality evaluation for management and planning in urban areas. *Landscape and Urban Planning*, 88, 81-94.
- Warming M., Hansen M. G., Holm P. E., Magid J., Hansen T. H., Trapp S. 2015.** Does intake of trace elements through urban gardening in Copenhagen pose a risk to human health? *Environmental Pollution*, 202, 17-23.
- Wheater C. P. 1999.** Urban habitats. Routledge, London UK, ss. 212.
- Yang J. L., Zhang G. L. 2015.** Formation, characteristics and eco-environmental implications of urban soils – A review. *Soil Science and Plant Nutrition*, 61(sup.1), 30-46.
- Yang Z., Lu W., Long Y., Bao X., Yang Q. 2011.** Assessment of heavy metals contamination in urban topsoil from Changchun City, China. *Journal of Geochemical Exploration*, 108, 27-38.
- Zhang G-L., Burghardt W., Lu Y., Gong Z-T. 2001.** Phosphorus-enriched soils of urban and suburban Nanjing and their effect on groundwater phosphorus. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 164 (3), 295-30
- Zhang X. Q. 2016.** The trends, promises and challenges of urbanisation in the world. *Habitat International*, 54, 241-252.
- Zhao X., Xia X. 2012.** Total nitrogen and total phosphorous in urban soils used for different purposes in Beijing, China. *Procedia Environmental Sciences*, 13, 95-104.
- Zimny H. 2005.** Ekologia miasta, Agencja Reklamowo-Wydawnicza Arkadiusz Grzegorzcyk, ss. 233.

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych (artystycznych)

Zakres tematyczny realizowanych przeze mnie dotychczas badań był stosunkowo szeroki. Badania prowadziłem samodzielnie i we współpracy z naukowcami z różnych ośrodków, dzięki czemu powstały wartościowe i często interdyscyplinarne artykuły opublikowane w czasopismach wysoko punktowanych. Badania te skupiały się głównie wokół zagadnień związanych z wpływem antropopresji na środowisko glebowe, gleb miejskich, genezy i klasyfikacji gleb oraz ochrony i kształtowania środowiska. Można je ująć w następujące grupy tematyczne:

- a) właściwości gleb miejskich,
- b) stan zanieczyszczenia metalami ciężkimi gleb terenów górskich, obszarów chronionych i przemysłowych,
- c) formy fosforu w glebach,
- d) zasoby węgla organicznego, azotu i siarki w glebach górskich użytkowanych rolniczo,
- e) typologia gleb,
- f) występowanie w glebach naturalnych i sztucznych radionuklidów, oraz
- g) pozostałe badania.

a) Właściwości gleb miejskich

Pierwsze badania nad glebami miejskimi były związane z realizacją pracy doktorskiej „Wpływ antropogenicznych przekształceń na właściwości gleb ogrodów klasztornych Krakowa” pod opieką prof. J. Niemyskiej-Łukaszuk oraz grantu „Wpływ zanieczyszczeń miejsko-przemysłowych na właściwości gleb antropogenicznych (hortisoli, urbanosoli) ogrodów przyklasztornych miasta Krakowa”, którym kierowałem. Kraków jest miastem o wyjątkowo dużej liczbie kościołów i klasztorów. Integralną częścią założeń klasztornych są ogrody, obecnie niezwykle wartościowe enklawy zieleni w krajobrazie wielkomiejskim. W wielu przypadkach są to obiekty użytkowane w niezmienny sposób od setek lat. Moje badania były pierwszymi, dzięki którym w tak całościowy sposób opisano genezę, właściwości, zagrożenia i zaproponowano klasyfikację gleb ogrodów klasztornych. Należy tutaj nadmienić, że doniesienia na temat takich gleb pojawiają się w literaturze światowej niezwykle rzadko. Większość gleb ogrodów klasztornych zaliczono do gleb kulturoziemnych, jednak były one pod stałą presją środowiska miejskiego, co widoczne jest chociażby

w postaci licznie występujących w ich profilach artefaktów. Wyniki tych badań zostały zamieszczone w pracach **II.D.12***, **II.D.14**, **II.D.16** i **II.D.18**.

Najbardziej dostrzegalną cechą kulturoziemnych gleb ogrodów klasztornych był ich głęboki poziom próchniczny, co za tym idzie duża zawartość węgla organicznego, nawet na znacznej głębokości. W ich poziomach akumulacyjnych zawartość węgla przekraczała $20 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, co jest wartością spotykaną tylko w najlepszych uprawnych glebach Polski, a stosunek C:N zbliżony do 10 wskazywał na zaawansowaną mineralizację materii organicznej i dużą aktywność biologiczną gleby. Przeważający udział w substancjach humusowych humin i wysoka wartość współczynnika węgla kwasów huminowych do węgla kwasów fulwowych świadczyły o dobrej jakości próchnicy. Ilość i jakość próchnicy w badanych glebach kulturoziemnych wskazały na większy wpływ w ich genezie czynników związanych z użytkowaniem i uprawą niż na oddziaływanie środowiska miejskiego [**II.D.18**].

Inną, charakterystyczną cechą badanych gleb ogrodów klasztornych była bardzo duża zawartość w nich fosforu, która w przypadku jego formy ogólnej dochodziła do $13,4 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$. Również zawartość P przyswajalnego i aktywnego (rozpuszczalnego w wodzie) była duża. W tych glebach akumulacji fosforu sprzyjały wysokie pH, obecność węglanu wapnia i ich zasobność w próchnicę. Gleby ogrodów centrum Krakowa zawierały więcej fosforu aniżeli te zlokalizowane na jego obrzeżach [**II.D.16**].

Ze względu na lokalizację w środowisku wielkomiejskim gleby ogrodów klasztornych są narażone na silną antropopresję, w tym akumulację metali ciężkich. W większości badanych gleb oznaczono podwyższoną zawartość Pb i Cd, jak również wystąpiły gleby zanieczyszczone Pb, a jego koncentracja w kilku przypadkach przekroczyła $500 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$. Średnia zawartość Pb w poziomach powierzchniowych gleb ogrodów położonych w centrum miasta była ponad dwukrotnie wyższa, aniżeli w glebach ogrodów na jego obrzeżach. W przypadku Cd była ona zbliżona [**II.D.12**]. Zawartość Hg i As w glebach ogrodów klasztornych była wyższa od naturalnej, ale z reguły nie były one nimi zanieczyszczone, z wyjątkiem jednej gleby, w której w warstwie gruzu budowlanego oznaczono bardzo wysoką zawartość Hg. Badane gleby nie były zanieczyszczone talem [**II.D.14**]. Pierwiastek ten jest stosunkowo rzadko oznaczany w glebach, dlatego te badania przyczyniły się do zwiększenia bazy danych dotyczących jego zawartości w środowisku glebowym. Zawartość metali ciężkich oznaczono techniką XRF, w Instytucie Ekologii Lądowej Politechniki w Zurychu,

* numeracja cytowanych prac jest zgodna z załącznikiem 3

gdzie przebywałem na 9 miesięcznym stażu badawczym, dzięki stypendium rządu Konfederacji Szwajcarskiej.

Problemowi tzw. zanieczyszczeń historycznych w glebach miejskich była poświęcona praca **II.A.4**. Dotyczyła ona tego samego profilu glebowego pod płytą Rynku Głównego, opisanego już w pracy **I.B.5**. W oparciu o zawartość Zn, Pb, Cu, Mn, Cr, Cd, Ni, Sn, Ag, Fe oraz P wyliczono i zinterpretowano 6 wskaźników zanieczyszczenia gleb. Zawartość metali ciężkich była znacznie wyższa w warstwach kulturowych niż w poziomach gleby naturalnej, a miała na nią wpływ m. in. średniowieczna działalność metalurgiczna prowadzona na terenie Rynku Głównego. Zawartość metali ciężkich silnie zależała od pH i ilości materii organicznej. Poszczególne warstwy kulturowe różniły się stopniem zanieczyszczenia, określonym na podstawie zastosowanych wskaźników. Heterogeniczny charakter profilu tej gleby został potwierdzony przez identyfikację nieciągłości litologicznych między poszczególnymi warstwami i poziomami profilu. Nieciągłość litologiczną po raz pierwszy określono na 3 różne sposoby, co było kompleksowym podejściem do tego problemu. Za nowatorskie należy uznać, zaproponowanie przez autorów tej publikacji nowego sposobu jej wyznaczania, uwzględniającego pełny skład granulometryczny gleby (wzór na UV_2). Publikacja **II.A.4** jest bardzo często cytowana.

Tematyka związana z zanieczyszczeniem gleb terenów zieleni miejskiej została poruszona w pracy **II.D.27**.

b) Stan zanieczyszczenia metalami ciężkimi gleb terenów górskich, obszarów chronionych i przemysłowych

Na początku mojej pracy naukowej w Katedrze Gleboznawstwa i Ochrony Gleb zajmowałem się przede wszystkim oceną skażenia metalami ciężkimi gleb terenów górskich. Badania te były realizowane m. in. w ramach grantu pod kierownictwem prof. J. Niemyskiej-Łukaszuk „Cynk, ołów i kadm w glebach nieleśnych Tatrzańskiego Parku Narodowego”. W terenach górskich, z uwagi na warunki klimatyczne i glebowe, większy udział niż w pozostałej części kraju mają łąki i pastwiska. W razie wystąpienia podwyższonych zawartości metali ciężkich w glebie, zachodzi ryzyko ich włączenia w łańcuch troficzny. Tej tematyce były poświęcone prace dotyczące stanu zanieczyszczenia Zn, Pb i Cd gleb darniowych Podhala [**II.D.5**], Cd i Ni gleb i roślin polan pasterskich w Tatrzańskim Parku Narodowym (TPN) [**II.D.6**], kontynuowane z rozszerzeniem o oznaczenie Pb i Zn w pracy **II.D.10** oraz Ni w glebach fliszowych Podhala [**II.D.7**], w których zawartość tego pierwiastka oznaczono także w glebach leśnych. Związana z omawianą tematyką jest również praca **II.D.29**

dotycząca zawartości Zn, Pb i Cd w glebach użytkowanych rolniczo (gruntach ornych i użytkach zielonych) Pogórzy Śląskiego i Ciężkowickiego. W pracach tych skupiono się nie tylko na oznaczeniu całkowitych zawartości badanych metali, ale również na ocenie skażenia gleb, uwzględniając tło geochemiczne. Podjęto próbę ustalenia źródeł zanieczyszczenia. Badane gleby charakteryzowały się niską [II.D.5, II.D.29] lub podwyższoną [II.D.10] zawartością Zn, Pb i Cd. Wystąpiły także gleby zanieczyszczone Cd [II.D.6]. Zawartość Cd w runi łąkowej w większości badanych polan pasterskich TPN przekroczyła wartości graniczne, warunkujące jej przydatność paszową [II.D.6, II.D.10]. Kwaśny odczyn badanych gleb zwiększał mobilność kadmu, a tym samym sprzyjał jego pobieraniu przez rośliny. Zawartość Cd zwłaszcza w próchnicznych poziomach powierzchniowych była skorelowana z zawartością węgla organicznego [II.D.6, II.D.10]. Zwiększona akumulacja Zn, Pb i Cd w glebach omawianych lokalizacji ma antropogeniczne pochodzenie i może wynikać z ekranizującej roli terenów górskich w stosunku do przemieszczających się mas powietrza [II.D.5, II.D.10]. Gleby Pogórza Śląskiego, położonego w sąsiedztwie dużych ośrodków przemysłowych, charakteryzowały się znacznie wyższą akumulacją Pb i Cd niż gleby Pogórza Ciężkowickiego. Sposób użytkowania nie miał wpływu na zawartość oznaczonych metali ciężkich w glebach tych Pogórzy [II.D.29]. Nikiel był tym pierwiastkiem, którego zawartość zależała głównie od rodzaju skały macierzystej, co potwierdza wzrost jego zawartości z głębokością profilu w glebach fliszowych Podhala. Zawartość Ni była również statystycznie istotnie zależna od zawartości iżu [II.D.7].

Akumulacji metali ciężkich w glebie sprzyja obecność materii organicznej, które z jej grupami funkcyjnymi tworzą silne połączenia. Gleby o dużej zawartości materii organicznej są często wykorzystywane do monitoringu zanieczyszczenia środowiska metalami ciężkimi. Tą problematykę badawczą poruszono w pracach II.D.11 i II.D.13, w odniesieniu do gleb hydrogenicznych i semihydrogenicznych (klasyfikacja za "Systematyką gleb Polski" z roku 1989) torfowisk i młak Tatrzańskiego Parku Narodowego [II.D.11] oraz eutroficznych młak górskich Pienińskiego Pasa Skałkowego (PPS), Kotliny Orawsko-Nowotarskiej (KO-N) i Babiogórskiego Parku Narodowego (BgPN) [II.D.13]. Badane gleby z obszaru TPN charakteryzowały się zwykle wyższą zawartością Cd, Pb i Zn niż gleby omawianych młak eutroficznych. Lokalizacja miała również wpływ na zawartość metali ciężkich w glebach młak eutroficznych. W glebach młak z obszaru BgPN i KO-N - bardziej narażonych na emisję zanieczyszczeń, oznaczono więcej Cd, Pb, Zn, Cr i Ni niż w młakach PPS [II.D.13]. W poziomach powierzchniowych gleb wszystkich lokalizacji oznaczono niepokojąco wysoką zawartość Cd.

Metalem ciężkim o szczególnie dużej toksyczności jest rtęć, która charakteryzuje się również dużym powinowactwem w stosunku do materii organicznej. W pracy **II.D.4** oceniono przestrzenne zróżnicowanie zawartości Hg w poziomach organicznych i próchnicznych gleb leśnych zachodniej części Pienińskiego Parku Narodowego. W zdecydowanej większości badanych gleb zawartość Hg była wyższa od przyjętego tła geochemicznego. Zawartość Hg w poziomach organicznych badanych gleb była wyraźnie wyższa aniżeli w poziomach próchnicznych, co potwierdziła również silnie istotna statystycznie zależność zawartości Hg od ilości w glebie węgla organicznego.

Roztoczański Park Narodowy (RPN), którego dotyczyła praca **II.A.5**, zlokalizowany z dala od dużych ośrodków miejskich i przemysłowych, jest bardzo dobrym przykładem obszaru chronionego, który jest narażony na akumulację metali ciężkich pochodzących z zanieczyszczeń z odległych źródeł emisji, a równocześnie wystawionym na oddziaływanie biegnącej przez jego teren drogi o dużym natężeniu ruchu. Poziomy organiczne i próchniczne (zwłaszcza poziomy O) analizowanych gleb leśnych RPN były wzbogacone w badane metale ciężkie. Chociaż zawartość metali ciężkich nie przekroczyła średnich podanych dla gleb lekkich Europy i Świata, to różnice w zawartości Cu, Mn, Zn a także Pb i Zn w poziomach powierzchniowych i podłożu mineralnym były znaczące. Takiej różnicy nie było w odniesieniu do Cr. Zastosowano 4 przyjęte w literaturze światowej wskaźniki zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi EF , I_{geo} , $PI_{Nemerow}$ oraz RI , które umożliwiły kompleksową ocenę jakości gleb RPN oraz były pomocne w ocenie ryzyka środowiskowego i degradacji gleb. Wykazano, że koncentracja Pb, Zn, Cu i Mn była związana z działalnością antropogeniczną. Za nowatorskie w tej publikacji należy uznać wprowadzenie autorskiego wskaźnika biogeochemicznego (BGI) wraz z formułą liczenia i interpretacją. Jego wartość świadczy o zdolności poziomu organicznego do gromadzenia metali ciężkich. Wysokie wartości BGI wskazują, że poziomy O w glebach leśnych RPN można uznać za swoisty filtr biogeochemiczny. Należy podkreślić, że publikacja **II.A.5** została wyróżniona w bazie Web of Science Core Collection, dzięki zaliczeniu do 1% najczęściej cytowanych w obrębie nauk Środowisko / Ekologia.

Dzięki współpracy z dr M. Pająkiem z Zakładu Ekologii Lasu i Rekultywacji Wydziału Leśnego UR w Krakowie zrealizowane zostały prace **II.A.2**, **II.A.6** oraz **II.A.14** dotyczące zagadnień związanych ze skażeniem gleb i roślin w pobliżu eksploatacji i przerobu rud cynku i ołowiu. Badania przeprowadzone w okolicach Olkusza wskazały na bardzo silne zanieczyszczenie gleb, a zwłaszcza poziomów ściółki Cd, Pb i Zn. Oznaczone ilości tych metali wielokrotnie przekroczyły naturalne tło geochemiczne [**II.A.2**]. Stwierdzono również

wysokie zawartości Zn, Pb i Cd w liściach brzozy brodawkowatej i igłach sosny zwyczajnej, a w przypadku Cu i Cr były one zbliżone do naturalnych. Liście brzozy pobierały 4 krotnie więcej Zn i dwukrotnie więcej Cd niż igły sosny. Te dwa gatunki drzew odgrywają dużą rolę w redukcji zanieczyszczeń poprzez ich bioakumulację w tkankach roślin. Przeprowadzona analiza geostatystyczna wykazała, że głównym emitentem zanieczyszczeń był zakład ZGH Bolesław, a w mniejszym stopniu osadnik odpadów poflotacyjnych pochodzących z przerobu rud Zn-Pb. [II.A.6]. W pracy II.A.14 dokonano oceny skażenia gleby wytworzonej na hałdzie „Fryderyk” w Tarnowskich Górach (na której deponowano odpady po przeróbce rud cynku i ołowiu), wykorzystując wskaźniki zanieczyszczeń oraz zbadano związek między właściwościami gleby a naturalną sukcesją roślinności. Zawartość Zn, Pb i Cd w glebach przekroczyła kilkakrotnie dopuszczalne progi. Skażenie metalami ciężkimi miało istotny wpływ na aktywność enzymatyczną gleby i rozwój pokrywy roślinnej. Wysoka akumulacja Zn, Pb i Cd w częściach nadziemnych lepnicy rozdętej (*Silene vulgaris*) wskazuje jej dużą tolerancję w stosunku do tych metali i na możliwość wykorzystania tego gatunku w fitoremediacji terenów przemysłowych.

Finalnym ogniwem łańcucha troficznego są zwierzęta. W celu całościowej oceny wpływu metali ciężkich na środowisko, przeprowadzono badania dotyczące populacji zająca szaraka (*Lepus europaeus*) i akumulacji metali ciężkich w różnych częściach jego ciała [II.A.8, II.A.10]. Obejmowały one obszar województwa małopolskiego. Zmniejszenie populacji zającego było największe w obwodzie łowieckim w pobliżu Olkusza, gdzie, o czym już wcześniej wspomniano, od wieków prowadzone jest wydobywanie i przeróbka rud cynku i ołowiu [II.A.8]. Wykazano również, że organy i tkanki zająca mogą być wykorzystane jako doskonałe bioindykatory skażenia środowiska metalami ciężkimi [II.A.10]. Powstanie publikacji dotyczących zająca szaraka było możliwe dzięki współpracy z dr M. Wajdzikiem z Zakładu Bioróżnorodności Leśnej, Wydziału Leśnego UR w Krakowie.

Swoistym podsumowaniem mojej dotychczasowej działalności badawczej dotyczącej relacji gleba-metale ciężkie jest publikacja przeglądowa II.A.13. W tej pracy dokonano dokładnej charakterystyki aż 18 wskaźników zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi, opisanych przez różnych autorów oraz nowo wprowadzonego wskaźnika *BGI*. W celu wykazania podobieństw i różnic między wskaźnikami zanieczyszczenia obliczono je, uwzględniając zawartość Cd, Pb i Zn (jedne z najczęściej oznaczanych metali o dużej toksyczności) podaną w literaturze dla gleb następujących kategorii użytkowania: rolniczych, leśnych i miejskich. Przeprowadzono również dokładną analizę statystyczną. Wskaźniki zanieczyszczenia podzielono początkowo na indywidualne i kompleksowe. Oceniono zalety

i wady każdego ze wskaźników oraz na podstawie analizy statystycznej, podobieństwa i różnice między nimi. Pozwoliło to na rozdzielenie wskaźników na 5 dodatkowych grup w zależności od przyjętego celu oraz na 3 grupy w oparciu o metodę ich liczenia. Zaproponowano, które ze wskaźników zanieczyszczenia, indywidualnych bądź kompleksowych, są najbardziej użyteczne oraz podkreślono istotną rolę doboru właściwego tła geochemicznego, w przypadku tych wskaźników do obliczenia których jest wymagane. Publikacja **II.A.13**, chociaż ukazała się w roku 2018 jest często cytowana. Uważam również, że stanowi wartościowy wkład w rozwój dyscypliny ochrona i kształtowanie środowiska.

c) Formy fosforu w glebach

Moje zainteresowania badawcze skupiały się także wokół zagadnień związanych ze źródłem, przemianami i formami fosforu w glebie. W publikacji **II.D.17**, w oparciu o doświadczenie wazonowe, określono udział form fosforu w 3 glebach o zróżnicowanym uziarnieniu nawożonych osadami ściekowymi na tle uzupełniającego nawożenia mineralnego. Zastosowane nawożenie doprowadziło do wzrostu zawartości fosforu całkowitego niezależnie od uziarnienia gleby. W jego ogólnej zawartości dominowała forma mineralna. Największą zawartością fosforu przyswajalnego charakteryzowała się gleba o uziarnieniu piasku gliniastego lekkiego. Nawożenie wpłynęło także na wzrost zawartości we wszystkich badanych glebach fosforu najłatwiej dostępnego dla systemu korzeniowego roślin (wyekstrahowanego wodą).

W pracy **II.D.19** dotyczącej gleb i wód młak górskich o zróżnicowanym trofizmie, zaobserwowano wyższe zawartości fosforanów w wodach młak wypasanych przez owce lub nawożonych nawozami naturalnymi. Wody młak oligotroficznych i mezotroficznych miały podobną zawartość fosforu jak wody młak eutroficznych, pod warunkiem, że nie były one poddane presji człowieka. Stwierdzono, silną statystycznie zależność zawartości w glebach fosforu całkowitego i mineralnego od zawartości materii organicznej.

W tą tematykę wpisuje się również, grant „Formy fosforu w antropogenicznie przekształconych glebach Krakowa wzbogaconych w ten składnik i jego dynamika w roztworze glebowym”, którym kierowałem. W jego wyniku powstała publikacja **I.B.4**, która została w omówiona w opisie osiągnięcia naukowego. Pozostałe wyniki są w trakcie procesu publikacyjnego. Zostały one także zaprezentowane na międzynarodowych konferencjach, jak np. poster i abstrakt „Soil solution phosphorus dynamics in soils enriched in this element” na 7 International Phosphorus Workshop w Uppsali.

d) Zasoby węgla organicznego, azotu i siarki w glebach górskich użytkowanych rolniczo

Publikacje z tego zakresu są efektem mojego udziału jako wykonawcy w granicie „Wpływ sposobu użytkowania na zasoby węgla organicznego, azotu i siarki w glebach górskich zagospodarowanych rolniczo”, którego kierownikiem była prof. A. Miechówka. Określono zasoby węgla organicznego w glebach sąsiadujących ze sobą gruntów ornych i użytków zielonych Pogórza Śląskiego [II.D.20], Pogórza Ciężkowickiego [II.D.25] oraz Beskidu Śląskiego i Małego [II.D.28]. Zasoby węgla organicznego w pedonach z Beskidu Śląskiego i Małego oraz Pogórza Śląskiego były na zbliżonym poziomie ale wyraźnie wyższe niż w glebach z Pogórza Ciężkowickiego [II.D.25]. Jedynie na Pogórzu Ciężkowickim zasoby węgla organicznego były wyższe w glebach użytków zielonych, aniżeli w glebach gruntów ornych [II.D.25]. W przypadku pozostałych omawianych lokalizacji nie stwierdzono wyraźnego wpływu sposobu użytkowania na zasoby węgla organicznego, bądź zasoby te były nawet wyższe w glebach gruntów ornych [II.D.20, II.D.28]. Na wielkość zasobów węgla organicznego i ich rozkład w profilach wpływał również skład granulometryczny gleb [II.D.25].

Ocenę aktywności biologicznej różnie użytkowanych rolniczo gleb Pogórzy Śląskiego i Ciężkowickiego dokonano w oparciu o określenie w nich zawartości węgla [II.D.22, II.D.23] i azotu biomasy mikroorganizmów [II.D.24]. Badane gleby charakteryzowały się dużym udziałem zarówno węgla jak i azotu biomasy mikroorganizmów w ich ogólnej zawartości, co może świadczyć o ich wysokiej aktywności biologicznej. Stwierdzono także, że zawartość węgla biomasy, jak i jego udział w zawartości węgla organicznego oraz zawartość azotu biomasy mikrobiologicznej i jego udział w całkowitej zawartości azotu były znacznie wyższe w glebach użytków zielonych niż gruntów ornych. Zawartość węgla oraz azotu biomasy mikrobiologicznej w badanych glebach były silnie, dodatnio skorelowane z zawartością węgla organicznego i azotu ogółem oraz pojemnością kompleksu sorpcyjnego [II.D.23, II.D.24].

Badane gleby użytków zielonych we wszystkich lokalizacjach charakteryzowały się wyższą zawartością siarki ogólnej i organicznej niż grunty orne. W odniesieniu do siarki siarczanowej taka zależność nie wystąpiła. Zawartość siarki ogólnej i organicznej warunkowana była ilością w glebie węgla organicznego i azotu ogólnego, co potwierdziła przeprowadzona analiza statystyczna [II.D.26].

Najwyższa zawartość omawianych tutaj form węgla, azotu i siarki występowała, niezależnie od sposobu użytkowania w poziomach powierzchniowych badanych gleb

(0-30 cm) [II.D.20, II.D.23, II.D.24, II.D.25, II.D.26, II.D.28]. Autorzy uważają, że kluczowym do poprawnego oszacowania zasobów tych pierwiastków jest właściwe określenie szkieletowości gleb, co w terenach górskich jest bardzo trudne i pracochłonne.

e) Typologia gleb

Tej tematyce poświęcono prace: **II.D.2**, **II.D.32**, **II.D.33**, **II.D.34** oraz **II.D.35**.

Monografia **II.D.2**, w której jestem współautorem rozdziału „Pas subborealny, strefa umiarkowana – obszary rolnicze” prezentuje materiały zgromadzone w „Centrum Edukacji Gleboznawczej – Muzeum Gleb” powstałym w ramach projektu z Małopolskiego Urzędu Wojewódzkiego w Krakowie „Dydaktyka i badania – unowocześnienie bazy materialnej Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie służącej efektywnemu nauczaniu”. W rozdziale tym dokonano ogólnej charakterystyki gleb użytkowanych rolniczo w Polsce, a także podano szczegółowy opis właściwości morfologicznych, fizycznych i chemicznych prezentowanych w muzeum profili z tej strefy glebowo-klimatycznej. Autorzy za tę monografię otrzymali nagrodę Ministra Nauki i Szkolnictwa Wyższego oraz wyróżnienie Wydziału II Nauk Biologicznych i Rolniczych Polskiej Akademii Nauk.

Wyniki badań zleconych przez Pieniński Park Narodowy w ramach projektu „Uszczegółowienie mapy gleb w ekosystemach leśnych Pienińskiego Parku Narodowego” część I i II zaprezentowano w pracach **II.D.32** i **II.D.33**. Były to pierwsze od ponad 50 lat tak szerokie badania na terenie PPN i pierwsze, które dotyczyły leśnych powierzchni monitoringowych. W oparciu o te badania dokonano klasyfikacji gleb leśnych powierzchni monitoringowych według V wydania Systematyki gleb Polski. Ponad połowę wszystkich gleb leśnych parku stanowiły gleby brunatne eutroficzne. Rędziny właściwe, gleby inicjalne rumoszowe i rędziny brunatne zajmowały podobną powierzchnię i każdy z tych typów stanowił ponad 10% gleb leśnych parku. Pozostałe typy gleb miały zdecydowanie mniejszy udział. Większość badanych gleb charakteryzowała się odczynem obojętnym lub zasadowym oraz uziarnieniem pyłowym lub gliniastym, średnio lub silnie szkieletowym [**II.D.32**]. W oparciu o wartość siedliskowego indeksu glebowego dla obszarów górskich (SIGg) stwierdzono, że w obrębie badanych leśnych powierzchni monitoringowych dominowały gleby eutroficzne z niewielkim udziałem gleb mezotroficznych [**II.D.33**]. Finalnym efektem badań z tego zakresu jest cyfrowa „Mapa gleb ekosystemów leśnych Pienińskiego Parku Narodowego” w skali 1:10000, zespołu autorów: Zaleski T., Mazurek R., Gąsiorek M., Wanic T., Zadrozny P., Józefowska A., Kajdas B., Wężyk P., Szostak M., Usień M., Zięba-

Kulawik K., Hawryło P. Ocenę zmian właściwości gleb zachodzących w wyniku naturalnej sukcesji leśnej w PPN przedstawiono w publikacji **II.D.35**.

Zróznicowanie rędzin na obszarze Ojcowskiego Parku Narodowego (OPN) opisano w pracy **II.D.34**. Rędziny OPN występowały głównie w środkowej części stoków, gdzie regolit wapieni jurajskich był w różnym stopniu wymieszany z lessem. Taki układ był powodem zidentyfikowania w wielu profilach nieciągłości litologicznych. Badane gleby zaklasyfikowano do rędzin brunatnych i rędzin czarnoziemnych. Rędziny inicjalne (czyste) formowały się jedynie na wapieniach zalegających w wyższych partiach stoków.

f) Występowanie w glebach naturalnych i sztucznych radionuklidów

Badania związane z tą tematyką były prowadzone w ramach współpracy z dr E. Łokas z Instytutu Fizyki Jądrowej w Krakowie i mojego udziału jako wykonawcy w granice „Sztuczne radionuklidy w badaniach zmian środowiska polarnego”. Występowanie pierwiastków radioaktywnych w przyrodzie wynika zarówno z procesów naturalnych jak i z działalności antropogenicznej. Środowisko arktyczne – doskonały indykator zmian zachodzących w przyrodzie, w tym zwłaszcza klimatycznych, jest szczególnie narażone na zanieczyszczenie radionuklidami, unoszonymi w powietrzu niekiedy z odległych źródeł. Tej problematyce, w odniesieniu do gleb i osadów Spitsbergenu, były poświęcone prace **II.D.1**, **II.A.7** i **II.A.12**. Przeprowadzone badania wskazują na wzbogacenie w sztuczne radionuklidy głównie wierzchnich, najmłodszych poziomów glebowych lub warstw osadów [**II.D.1**, **II.A.7**]. Rozkład litogenicznych i atmosferycznych radionuklidów w rdzeniach glebowych ze strefy peryglacjalnej może być pomocny przy ustaleniu źródeł i dróg wprowadzenia deponowanego materiału [**II.A.12**].

W pracy **II.A.9** określono aktywność i koncentrację naturalnych i sztucznych radionuklidów w dwóch profilach glebowych z torfowiska Puścizna Mała, zlokalizowanego w Kotlinie Orawsko-Nowotarskiej. Zajęto się także rolą roślinności, na przykładzie 3 gatunków typowych roślin bagiennych, w biologicznej retencji i transferze wybranych radionuklidów. Wykazano między innymi, że maksymalna aktywność izotopów plutonu wystąpiła w warstwach torfu z głębokości odpowiadającej jego akumulacji na początku lat sześćdziesiątych XX wieku, czyli okresu charakteryzującego się największą intensywnością testów broni jądrowej.

Przykładem wykorzystania zaawansowanych metod fizycznych w badaniach środowiskowych jest również publikacja **II.A.1**, przygotowana wspólnie z naukowcami z Zespołu Fizyki Środowiska, Katedry Zastosowań Fizyki Jądrowej na Wydziale Fizyki

i Informatyki Stosowanej AGH w Krakowie. Zaprezentowano wyniki pobierania wodoru z atmosfery przez gleby miejskie, na przykładzie dwóch lokalizacji w Krakowie. Wodór zawarty w atmosferze jest zaliczany do gazów śladowych, czynnych w efekcie cieplarnianym, a gleba pobiera jego największe ilości w skali globalnej. Zmierzone strumienie wodoru w badanych glebach odznaczały się znaczną sezonowością i były największe w lecie. Wyniki przeprowadzonego modelowania sugerują, że decydującą rolę w szybkości pochłaniania wodoru ma wierzchnia warstwa gleby, a proces ten nabiera na znaczeniu gdy wilgotność gleby ulega dużemu zmniejszeniu.

Mój udział w zaprezentowanych badaniach polegał na uczestnictwie w niektórych badaniach terenowych, wykonaniu wybranych, typowych analiz stosowanych w gleboznawstwie oraz pomocy w interpretacji i omówieniu wyników pod kątem wpływu właściwości gleb na określone parametry.

g) Pozostałe badania

Praca **II.D.8** jest efektem mojego zainteresowania doskonaleniem metodyki badań laboratoryjnych. Dotyczyła ona oznaczenia glinu w materiale roślinnym. Porównano dwie metody: kolorymetryczną oraz atomowej spektrometrii absorpcyjnej. Stwierdzono, że przy koncentracji glinu do $200 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ wyniki uzyskane obiema metodami różniły się znacznie między sobą, a powyżej tej wartości były bardzo podobne, a więc można w tym przypadku wykorzystać, dowolną technikę oznaczenia.

Glin był również przedmiotem badań w glebach i roślinach polan pasterskich Tatrzańskiego Parku Narodowego [**II.D.9**]. Zawartość wymiennego glinu w większości poziomów wierzchnich badanych gleb była bardzo wysoka i ściśle związana z ich odczynem. Wykazano tendencję do większej akumulacji glinu w częściach nadziemnych i korzeniach runi łąkowej wraz ze spadkiem w glebach wartości pH i zawartości węgla organicznego.

W pracy **II.D.21** stwierdzono, że zawartość wapnia, magnezu, potasu i sodu w glebach badanych młak górskich zależała od podłoża geologicznego, typu hydrologicznego zasilania i mineralizacji wód zasilających, kierunku procesu pedogenicznego oraz była modyfikowana oddziaływaniem antropogenicznym.

Wpływ wywrotów drzew świerczyny górnoreglowej w Babiogórskim Parku Narodowym na mikrorzeźbę i przekształcenia pokrywy glebowej warunkującej zmiany w funkcjonowaniu siedlisk leśnych zaprezentowano w pracy **II.A.11**. Uzyskane wyniki sugerują, że wielkość erozji na powierzchniach zmienionych w wyniku tych procesów można

oszacować za pomocą mikrotopografii wielkości zagłębień wykrociskowych i towarzyszącym im tarcz korzeniowych.

Tematyce związanej z właściwościami osadów ściekowych, pod kątem ich ewentualnego zastosowania w glebach poświęcono pracę **II.A.3**. Uzyskane wyniki wskazują na duże zróżnicowanie zawartości Cr, Ni, Cu, Cd, Pb, Zn i Hg w nieodwodnionych i odwodnionych osadach ściekowych z 9 komunalnych oczyszczalni ścieków w województwie małopolskim. Nie stwierdzono statystycznie istotnych różnic między zawartością poszczególnych metali ciężkich w osadach nieodwodnionych i odwodnionych. Zawartości metali ciężkich nie przekraczały wartości wykluczających ich wprowadzenie do gleby, zamieszczonych w aktach prawnych.

Sposobem na zwiększenie powierzchni biologicznie czynnej w obszarach zurbanizowanych są zielone dachy. Kluczowym w ich konstrukcji jest właściwe podłoże wytworzone przez człowieka, ale odpowiadające funkcjom gleby naturalnej. W publikacji **II.D.30** zaprezentowano jakie gatunki i odmiany rozchodników są najbardziej przydatne do zadarnienia ekstensywnych zielonych dachów.

Praca **II.D.31** miała na celu określenie stopnia kolonizacji upraw kukurydzy w okolicach Krakowa przez kielisznik zaroślowy (*Calystegia sepium* L.) oraz preferencji siedliskowych tego gatunku. Wykazano, że obecność kielisznika zaroślowego na polach kukurydzy powiązana jest z występowaniem w glebie frakcji piasku i z bliskością cieków wodnych.

W mojej działalności naukowej i dydaktycznej zajmuję się również zagadnieniami związanymi z ochroną bioróżnorodności, zwłaszcza w obszarach wiejskich, czego dotyczył rozdział w monografii **II.D.3**.

Podsumowanie osiągniętego dorobku publikacyjnego

Mój dotychczasowy dorobek naukowy składa się z **55** publikacji w układzie pełnych prac naukowych, z czego **17** opublikowano w czasopismach znajdujących się w bazie Journal Citation Reports. Są to czasopisma: Catena (1 publikacja), Chemosphere (3), Ecotoxicology and Environmental Safety (1), Environmental Geochemistry and Health (1), Environmental Pollution (1), European Journal of Soil Science (1), Fresenius Environmental Bulletin (3), iForest - Biogeosciences and Forestry (1), Journal of Environmental Radioactivity (2), Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry (1), Science of the Total Environment (1), Water, Air, & Soil Pollution (1).

Ponadto jestem współautorem czterech rozdziałów w monografiach (w tym jednego w monografii anglojęzycznej) oraz autorem i współautorem **34** recenzowanych prac naukowych z tzw. listy B, które nie znajdują się w bazie JCR.

Liczba cytowań moich prac według bazy Web of Science Core Collection wynosi **159**, indeks Hirscha **7** a sumaryczny Impact Factor **45,094** (dane na dzień 17. 04. 2019). Mój łączny dorobek naukowy, wg punktacji MNiSW wynosi **697** pkt. (zgodnie z rokiem publikacji artykułów), w tym **134** pkt. stanowią publikacje wchodzące w skład osiągnięcia naukowego.

W tabeli II przedstawiono dane bibliometryczne dokumentujące mój rozwój naukowy przed i po doktoracie.

Tabela II. Dane bibliometryczne osiągniętego dorobku naukowego

Wyszczególnienie	Przed doktoratem			Po doktoracie			Łącznie		
	Liczba	Punkty (MNiSW)	IF	Liczba	Punkty (MNiSW)	IF	Liczba	Punkty (MNiSW)	IF
1. Publikacje wchodzące w skład osiągnięcia naukowego									
a) znajdujące się w bazie JCR	-	-	-	3	110	11,594	3	110	11,594
b) w innych czasopismach recenzowanych	-	-	-	3	24	-	3	24	-
2. Publikacje nie wchodzące w skład osiągnięcia naukowego									
a) znajdujące się w bazie JCR	-	-	-	14	370	33,500	14	370	33,500
b) w innych czasopismach recenzowanych	7	28	-	24	132	-	31	160	-
3. Monografie, rozdziały w monografiach	-	-	-	4	33	-	4	33	-
Razem	7	28	-	48	669	45,094	55	697	45,094

Michał Gosiorek

Podpis wnioskodawcy