

Dr inż. Ewelina Zając
Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska
Wydział Inżynierii Środowiska i Geodezji
Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie

AUTOREFERAT
z elementami życiorysu
i opisem jednotematycznego cyklu publikacji

Kraków, czerwiec 2018 r.

Spis treści

1. Dane personalne, wykształcenie i przebieg pracy zawodowej.....	3
2. Osiągnięcia w działalności naukowo-badawczej.....	4
2.1. Kierunki badań i osiągnięcia naukowe przed uzyskaniem stopnia doktora	9
2.1.1. Badania zrekultywowanych i niezrekultywowanych osadników odpadów posodowych	9
2.1.2. Badania i stratygrafia torfowisk w wybranych obszarach Polski	10
2.2. Kierunki badań i osiągnięcia naukowe po uzyskaniu stopnia doktora	11
2.2.1. Możliwości przyrodniczego zagospodarowania wybranych odpadów i terenów poprzemysłowych.....	12
2.2.2. Badania i stratygrafia torfowisk w wybranych obszarach Polski	14
2.2.3. Procesy degradacyjne torfowisk pod wpływem odwodnienia i użytkowania.....	17
3. Wskazanie osiągnięcia wynikającego z art. 16 ust 2. Ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. nr 65, poz. 595 z późn. zm.)	20
3.1. Tytuł i wykaz cyklu publikacji stanowiących osiągnięcie naukowe	20
3.2. Wprowadzenie i cel badań.....	21
3.3. Wyniki badań	27
3.4. Podsumowanie.....	38
4. Bibliografia	39

1. DANE PERSONALNE, WYKSZTALCENIE I PRZEBIEG PRACY ZAWODOWEJ

Imię i nazwisko: Ewelina Zając (z domu Szatko)

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

1997 Magister inżynier Inżynierii Środowiska, jednolite studia magisterskie Wydział Inżynierii Środowiska i Geodezji, Akademia Rolnicza im. Hugona Kołłątaja w Krakowie.

Tytuł pracy: „Koncepcja przyrodniczego zagospodarowania osadników szlamów posodowych byłych Krakowskich Zakładów Sodowych „Solvay”.

Promotor: Prof. dr hab. inż. Krzysztof Boroń

Obrona: Wydział Inżynierii Środowiska i Geodezji, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, 20 czerwca 1997 roku.

2001 Doktor nauk rolniczych w dyscyplinie kształtowanie środowiska. Wydział Inżynierii Środowiska i Geodezji, Akademia Rolnicza w Krakowie.

Tytuł rozprawy: „Proces samoregeneracji terenów poeksploatacyjnych na torfowiskach w Kotlinie Orawsko-Nowotarskiej”.

Promotor: Dr hab. inż. Krzysztof Lipka

Recenzenci: Prof. dr hab. inż. Tomasz Brandyk, Prof. dr hab. inż. Krzysztof Boroń

Publiczna obrona: Wydział Inżynierii Środowiska i Geodezji, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, 17 października 2003 roku.

Inne formy edukacji (ważniejsze)

1995 oraz 1997 Udział w dwóch 4-tygodniowych kursach w Wielkiej Brytanii, Uniwersytet w Sunderland (Tempus Project YEX-94-UK 4004) z zakresu projektowania (*habitat creation*), tworzenia i pielęgnacji terenów zieleni o naturalnym charakterze na obszarach miejskich (*Urban Nature Spaces*) (certyfikaty).

1998 Studium Specjalistyczne w zakresie wyceny nieruchomości „Szkoła Wiedzy o Terenie” (świadectwo nr 900).

1999 Egzamin międzynarodowy z języka angielskiego FCE (świadectwo nr 2322107, ocena A).

2011/2012 Studium pedagogiczne. Centrum Pedagogiki i Psychologii, Politechnika Krakowska (świadectwo nr 95/ST.PED./UR).

2014/2015 Specjalistyczny kurs języka angielskiego w ramach projektu Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie „Wzmocnienie potencjału dydaktycznego Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie” współfinansowany ze środków UE (świadectwo nr 93/2014).

2017	Szkolenie specjalistyczne „SWAT – Soil and Water Assessment Tool”. Śląskie Laboratorium GIS, Instytut Ochrony Środowiska Państwowy Instytut Badawczy (świadectwo nr 35/05/2017).
------	--

2017	Staż naukowy krótkoterminowy (10–27 października 2017 r.) w Katedrze Kształtowania Środowiska, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska SGGW z zakresu badania właściwości fizykowodnych gleb organicznych torfowych i murszowych (zaświadczenie).
------	---

Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

01.10.1997 – 30.09.2004	Akademia Rolnicza im. Hugona Kołłątaja w Krakowie, Katedra Rekultywacji Gleb i Ochrony Torfowisk, asystent naukowo-dydaktyczny.
-------------------------	---

01.10.2004 – 10.04.2008	Akademia Rolnicza im. Hugona Kołłątaja w Krakowie, Katedra Rekultywacji Gleb i Ochrony Torfowisk, adiunkt naukowo-dydaktyczny.
-------------------------	--

11.04.2008 – 30.06.2016	Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie, Kołłątaja Katedra Rekultywacji Gleb i Ochrony Torfowisk, adiunkt naukowo-dydaktyczny.
-------------------------	---

01.07.2016 – 31.01.2018	Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie, Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska, asystent naukowo-dydaktyczny.
-------------------------	--

Od 01.02.2018	Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie, Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska, pracownik naukowy.
---------------	---

2. OSIĄGNIĘCIA W DZIAŁALNOŚCI NAUKOWO-BADAWCZEJ

Na mój dotychczasowy dorobek naukowy i inżynierski składają się **74** pozycje, w tym:

- **35** oryginalnych, recenzowanych artykułów naukowych opublikowanych w czasopismach krajowych i zagranicznych [zał. 4: **A.1.1–A.1.6, B.1.1– B.1.6, B.2.1–B.2.29**],
- **1** praca monograficzna [zał. 4: **B.2.20**],
- **5** rozdziałów w monografiach [zał. 4: **A.1.1, B.2.2, B.2.7, B.2.16, B.2.18**],
- **13** publikacji w materiałach z konferencji krajowych i zagranicznych [zał. 4: **B.3.1, B.3.3– B.3.6, B.3.8–B.3.15**],
- **2** prace o charakterze popularno-naukowym [zał. 4: **B.3.2, B.3.7**].

Oryginalne prace twórcze opublikowałam w 28 czasopismach i wydawnictwach naukowych, w tym 4 zagranicznych. Spośród nich 26 ukazało się w języku polskim, a 17 w języku angielskim. Ze względu na specyfikę mojej pracy naukowej, większość prac ma charakter zespołowy, a 2 pozycje stanowią prace indywidualne [zał. 4: **B.1.1, B.2.3**].

Łączna suma punktów według punktacji MNiSW za oryginalne prace twórcze wynosi **333** (do dnia 21 czerwca 2018 r.), z czego **41%** czyli **137** punktów to mój udział własny.

Mój dorobek obejmuje również 18 opracowań niepublikowanych, których byłam autorem lub współautorem. Zaliczają się do nich: praca magisterska, rozprawa doktorska, prace badawcze finansowane ze środków budżetowych na naukę (sprawozdania końcowe z wieloletnich badań własnych i statutowych) [zał. 4: A.4.1–A.4.6, B.5.1–B.5.5], sprawozdanie końcowe z projektu badawczego finansowanych przez Komitet Badań Naukowych [zał. 4: A.4.7]. Byłam także współautorem opinii naukowo-technicznych wykonywanych na rzecz gospodarki (finansowanych ze środków pozabudżetowych) [zał. 4: B.6.1–B.6.4].

W okresie przed uzyskaniem stopnia naukowego doktora na mój dorobek naukowy składało się 6 recenzowanych, oryginalnych prac naukowych [zał. 4: A.1.1–A.1.6] i 9 prac niepublikowanych [zał. 4: praca magisterska, rozprawa doktorska, A.4.1–A.4.7]. W tym okresie byłam kierownikiem projektu badawczego finansowanego przez Komitet Badań Naukowych [zał. 4: A.4.7].

Po uzyskaniu stopnia naukowego doktora mój dorobek naukowo-badawczy powiększył się o 50 prac opublikowanych, z czego 35, to oryginalne recenzowane prace twórcze zamieszczone w czasopismach i monografiach [zał. 4: B.1.1–1.6, B.2.1–B.2.29]. Suma punktów według punktacji MNiSW wzrosła o 233. Spośród oryginalnych prac 7 zostało opublikowanych w czasopismach indeksowanych w bazie Web of Science™, znajdujących się na liście Journal Citation Reports i posiadających sumaryczny współczynnik wpływu Impact Factor, zgodny z rokiem opublikowania **IF=6,260** [zał. 4: B.1.2, B.1.4–1.6, B.2.21, B.2.24, B.2.26]. Z pozostałych prac 24 ukazało się w czasopismach będących obecnie na liście B (MNiSW) [zał. 4: B.1.1, B.1.3, B.2.1–B.2.20, B.2.22–B.2.23, B.2.25, B.2.27–B.2.29], a 2 to artykuły popularnonaukowe [zał. 4: B.3.2, B.3.7]. Liczba prac niepublikowanych w tym okresie wyniosła 9 [zał. 4: B.5.1–5.5, B.6.1–6.4].

W całym okresie działalności naukowej uczestniczyłam łącznie w 24 konferencjach i warsztatach naukowych o zasięgu krajowym i międzynarodowym. Wyniki moich badań prezentowałam w formie referatów i posterów na krajowych i zagranicznych konferencjach naukowych, w tym 6 przed doktoratem [zał. 4: Z.1.1–Z.1.6] i 21 po doktoracie [zał. 4: Z.2.1–Z.2.21].

Wykonałam także 6 recenzji artykułów naukowych dla czasopism z listy B MNiSW: Soil Science Annual, Journal of Ecological Engineering, Inżynieria Ekologiczna, Roczniki Bieszczadzkie, Acta Scientiarum Polonorum – Formatio Circumiectus.

W roku 2008 byłam laureatką stypendium z Rektorskiego Funduszu Stypendialnego Akademii Rolniczej w Krakowie. Tematem pracy zrealizowanej w ramach stypendium była ekologiczna rekultywacja terenów zdegradowanych. Wyniki badań opublikowałam w artykułach naukowych [zał. 4: B.1.1, B.1.2].

Po doktoracie, byłam również współautorem wniosków grantowych, które nie zostały przyjęte do finansowania: 1) wniosek aparaturowy, pt. „Urządzenie do stacjonarnych pomiarów właściwości wodnych gleby”, Nr 727/IA/141/2010, złożony w roku 2010; 2) wniosek o finansowanie projektu z Funduszu Szwajcarskiego, pt. „Analiza procesów hydrologicznych istotnych dla ochrony i renaturyzacji europejskich torfowisk górskich. Szwajcarsko – Polska współpraca w badaniu

torfowisk górskich”. Wniosek złożony przez konsorcjum pięciu ośrodków naukowych w 2010 r.; 3) wniosek o finansowanie projektu badawczego z NCN w ramach konkursu OPUS, pt. „Badania torfowisk górskich jako archiwów zanieczyszczeń antropogenicznych z wykorzystaniem wskaźników geochemicznych, geofizycznych i biologicznych”, Nr 356085, złożony w roku 2017 r. Wniosek złożony przez konsorcjum siedmiu ośrodków naukowych. Kierownik projektu: Dr hab. inż. Adam Michczyński, prof. nzw. w PŚ, kierownik projektu na UR Kraków: Ewelina Zajac. Wniosek został ponownie złożony na kolejny konkurs OPUS w 2018 roku (Nr 412442).

Według stanu do dnia 21 czerwca 2018 r. liczba prac indeksowanych w bazie Web of Science (Core Collection - Basic Search) wynosiła **8**, liczba cytowań **11**, indeks H (Hirscha) wynosił **2**, natomiast w bazie Web of Science (Core Collection - Cited Reference Search) liczba prac indeksowanych wynosiła **13**, liczba cytowań **37**, indeks H (Hirscha) wynosił **3**. Według Google Scholar indeksowanych było **48** prac, cytowanych **62** razy, a indeks H wynosił **4**. Sumaryczny Impact Factor (IF) publikacji w czasopiśmie znajdujących się w bazie Journal Citation Reports wynosi **6,260** (według JCR). Szczegółowo mój dorobek naukowy zestawiałam tabelarycznie.

Syntetyczne zestawienie dorobku naukowego (stan na dzień 21 czerwca 2018 r.)

Wyszczególnienie	Ogółem	Przed doktoratem	Po doktoracie
Prace publikowane			
- oryginalne prace twórcze na podstawie badań własnych	41	6	35
- w materiałach konferencyjnych	13	-	13
- artykuły popularno-naukowe	2	-	2
Razem:	56	6	50
W tym prace:			
- w języku angielskim	17	1	16
- w materiałach konferencji międzynarodowych	6	-	6
- w materiałach konferencji ogólnopolskich	7	-	7
- indywidualne	2	-	2
Prace nieopublikowane			
- rozprawy	2	2	-
- sprawozdania końcowe z wieloletnich badań	11	6	5
- projekty badawcze finansowane ze środków budżetowych (granty)	1	1	-
- prace naukowo-badawcze wykonywane na rzecz gospodarki (finansowane ze środków pozabudżetowych)	4	-	4
Razem:	18	9	9
Łącznie:	74	15	59

Zestawienie dorobku z uwzględnieniem oceny punktowej czasopism listy MNiSW według roku wydania (stan na dzień 21 czerwca 2018 r.)

Wydawnictwo	Język publikacji*	Liczba prac	IF	Punkty wg MNiSW	
				ind. za czasopismo	suma
Czasopisma naukowe posiadające współczynnik wpływu impact factor (IF)					
Journal of Elementology (IF za 2012 r.)	A	1	0,281	15	15
Annual Set The Environment Protection (Rocznik Ochrona Środowiska) (IF za 2013 i 2015 r.)	P	2	0,806	15	30
			0,808		
Geochronometria (IF za 2016 r.)	A	1	1,426	30	30
Mires and Peat (IF za 2016 r.)	A	2	1,129	15	30
			1,129		
Applied Ecology and Environmental Research (IF za 2016r.)	A	1	0,681	15	15
Czasopisma naukowe nieposiadające współczynnika wpływu impact factor (IF)					
Acta Agrophysica	A	1	-	4	4
Acta Horticulturae et Regiecture, Slovaca Universitas Agriculturae Nitriae	A	1	-	2	2
Acta Scientiarum Polonorum, seria Formatio Circumiectus	A	1	-	4	24
		1		10	
	P	1	-	10	
Annales of Warsaw University of Life Sciences – SGGW, Land Reclamation	A	1	-	14	14
Electronic Journal of Polish Agricultural Universities	A	1	-	4	4
Journal of Ecological Engineering	A	1	-	12	12
Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich. PAN, Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi	P	1	-	4	14
		1	-	10	
Inżynieria Ekologiczna, seria Ochrona i rekultywacja gruntów	P	1	-	4	4
Journal of Water and Land Development	A	1	-	14	14
Łąkarstwo w Polsce	P	1		7	7
Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa	P	3	-	4	12
		1	-	6	6

Przegląd Naukowy Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska, SGGW w Warszawie	P	1	-	2	2
Roczniki AR w Poznaniu, seria Melioracje i Inżynieria Środowiska	P	1	-	4	4
Zeszyty Naukowe AR w Krakowie, seria Inżynieria Środowiska	P	3	-	4	12
Zeszyty Naukowe AR we Wrocławiu, seria Inżynierii Środowiska	P	1	-	4	4
Zeszyty Problemowe Postępu Nauk Rolniczych PAN Warszawa	P	4	-	4	16
		1	-	6	6
Inne					
Monografia	P	1	-	25	25
Rozdziały w monografiach	A	3		6	18
		1	-	5	5
	P	1	-	4	4
Artykuły popularno-naukowe	P	2	-	0	0
Łącznie	-	43	6,260	-	333

* P- język polski, A- język angielskim

2.1. Kierunki badań i osiągnięcia naukowe przed uzyskaniem stopnia naukowego doktora

Moja działalność naukowa przed uzyskaniem stopnia doktora koncentrowała się wokół następujących zagadnień:

2.1.1. Badania zrehabilitowanych i niezrehabilitowanych osadników odpadów posodowych

2.1.2. Badania i stratygrafia torfowisk w wybranych obszarach Polski

Realizując powyższą tematykę badawczą współpracowałam głównie z pracownikami własnej Katedry oraz z pracownikami Katedry Ekologii, Klimatologii i Ochrony Powietrza AR w Krakowie [zał. 4: A.1.4] i Katedry Gospodarki Wodnej i Ochrony Wód AR w Krakowie [zał. 4: A.1.2].

Ad. 2.1.1. Badania zrehabilitowanych i niezrehabilitowanych osadników odpadów posodowych

Jako kontynuację tematyki badawczej rozpoczętej w ramach pracy magisterskiej, prowadziłam badania na osadnikach odpadów posodowych byłych Krakowskich Zakładów Sodowych (KZS) „Solvay”. W dwóch publikacjach [zał. 4: A.1.1, A.1.3] przedstawiłam problematykę dotyczącą powstawania oraz rekultywacji tego około 70 hektarowego składowiska odpadów, który tworzą trzy kompleksy stawów osadowych. Zakres zabiegów rekultywacji technicznej i biologicznej na każdym z kompleksów był nieco inny (brak rekultywacji, pokrycie nadkładem glebowym i odpadami paleniskowymi, pokrycie nadkładem glebowym i obsiew mieszaną traw i roślin bobowatych) [zał. 4: A.1.3]. Celem badań była ocena potencjału składowiska odpadów do przyrodniczego zagospodarowania. Wykonano badania podstawowych właściwości fizycznych i chemicznych odpadu posodowego oraz materiału glebowego użytego do rekultywacji. W wyniku tych badań wykazano, że odpad posodowy generalnie cechował się niekorzystnymi dla rozwoju roślinności właściwościami chemicznymi, tj. silnie alkalicznym odczynem oraz przewodnością elektryczną przekraczającą wartości uznawane za szkodliwe lub toksyczne dla większości roślin. Właściwości fizyczne i wilgotność były odpowiednie, lecz na głębokości kilkunastu do kilkudziesięciu centymetrów często występowała scementowana warstwa, która stanowiła barierę dla systemu korzeniowego roślin [zał. 4: A.1.1, A.1.3, A.1.4].

W badaniach przeprowadzonych na niezrehabilitowanym osadniku posodowym (nr 18), po około trzydziestu latach od wyłączenia go z eksploatacji wykazano, że w górnych warstwach do głębokości około 40 cm doszło do obniżenia przewodnictwa elektrycznego oraz pH, a poniżej tej głębokości parametry te osiągały wartości szkodliwe lub toksyczne dla większości roślin. Na osadniku tym wykształciło się względnie stabilne zbiorowisko roślinne, które tworzyły głównie krzewy topoli osiki (*Populus tremula*), brzozy brodawkowatej (*Betula pendula*) i różnych gatunków wierzb (*Salix* sp. div.). Z chwilą wykształcenia się stadium *Betula pendula*-*Poa compressa* tempo sukcesji uległo spowolnieniu. Niezrehabilitowany osadnik był również miejscem występowania interesujących

gatunków roślin, w tym kruszczyka rdzawoczerwonego (*Epipactis atrorubens*) będącego rośliną chronioną [zał. 4: A.1.4].

Najstarszy kompleks osadników (nr 1-6) został częściowo pokryty nadkładem glebowym, a miejscami odpadami paleniskowymi. Roślinność zielna i drzewiasta na tym kompleksie pochodziła wyłącznie ze spontanicznej sukcesji. Skupiska tworzyły głównie brzoza brodawkowata, topola osika, wierzba iwa (*Salix caprea*). Z kolei osadniki zgrupowane w najmłodszym kompleksie (nr 20-25) pokryto nadkładem glebowym i obsiano mieszanką traw i roślin bobowatych. W okresie badań warstwa zielna roślinności zdominowana była przez nostrzyk biały (*Melilotus albus*) i żółty (*M. officinalis*), a roślinność drzewiasta prawie nie występowała.

Generalnie w badaniach wykazałam, że płytka warstwa nawiezonego materiału glebowego poprawiała warunki rozwoju roślinności zielnej, lecz hamowała wzrost większości drzew po wrośnięciu systemu korzeniowego w odpad. Lepszy rozwój roślinności drzewiastej stwierdzono na skarpach osadników wybudowanych głównie z nieprzepału kamienia wapiennego, choć miejscami występowały powierzchnie nie porośnięte roślinnością [zał. 4: A.1.3]. W rezultacie zaproponowałam skład gatunkowy roślinności, która mogłaby być wykorzystana w zagospodarowaniu osadników odpadów posodowych, uwzględniając zakres wykonanych zabiegów rekultywacyjnych [zał. 4: A.1.1]. Podkreśliłam, że wprowadzenie pożądanej roślinności wymaga dalszych szczegółowych badań dotyczących właściwości nawiezonej warstwy glebotwórczej oraz kierunku przemian roślinności istniejącej [zał. 4: A.1.3].

Działalność KZS „Solvay” doprowadziła do całkowitej degradacji przepływającej przez teren składowiska odpadów posodowych rzeki Wilgi, głównie na skutek zasolenia jej wód. W roku 1998, czyli po likwidacji KZS, przeprowadzono badania mające na celu określenie stopnia oddziaływania składowiska odpadów po rekultywacji na stan jakości wody w rzece. Po analizie wyników badań stwierdzono ponadnormatywne zanieczyszczenie wód przyujściowego odcinka Wilgi, spowodowane głównie infiltracją zanieczyszczeń ze składowiska odpadów byłych KZS. Spośród 16 badanych wskaźników zanieczyszczeń na wysokości składowiska najbardziej przekroczone były wartości chlorków, a także twardości ogólnej ($\text{mg CaCO}_3 \text{ dm}^{-3}$), co miało wyraźny związek ze składem chemicznym zgromadzonych w osadnikach odpadów. Po porównaniu stężeń analizowanych wskaźników zanieczyszczeń z lat 1991–1994¹ z rokiem 1998 wykazałam, że następowało obniżenie stężenia chlorków oraz pozostałych wskaźników, jednak całkowite wyeliminowanie zrzutów ładunku zanieczyszczeń z terenu składowiska jest niezwykle trudne dlatego należy zakładać, że jego oddziaływanie na stan czystości wód rzeki Wilgi, będzie w dalszym ciągu zauważalny [zał. 4: A.1.2].

Ad. 2.1.2. Badania i stratygrafia torfowisk w wybranych obszarach Polski

W swojej działalności naukowej przed doktoratem zaczęłam rozwijać zainteresowania zagadnieniami z zakresu torfoznawstwa pod kierunkiem prof. dr hab. inż. Krzysztofa Lipki.

¹ wyniki badań Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska

Badania torfowisk dają między innymi możliwość określenia ich znaczenia w kształtowaniu zasobów wodnych danego obszaru. Uzupełnione dane z materiałów inwentaryzacyjnych (np. Lipka 1977–80) wykorzystano do obliczenia zasobów wodnych złóż torfowych województwa małopolskiego. Na terenie województwa występowało 96 złóż torfu (72 typu niskiego, 12 typu wysokiego, 12 typu przejściowego). Wyliczono, że całkowite zasoby wodne województwa małopolskiego wynosiły 67,60 mln m³, z czego aż 68% przypadało na torfowiska położone w Kotlinie Orawsko-Nowotarskiej, co w aspekcie hydrologicznym nie jest bez znaczenia dla tego regionu. Wśród torfowisk typu wysokiego, a zarazem w całym województwie małopolskim, największe zasoby wody gromadzi torfowisko Puścizna Wielka w Kotlinie Orawsko-Nowotarskiej (12,82 mln m³), a z torfowisk typu niskiego Wielkie Błoto w Puszczy Niepołomickiej (4,38 mln m³). W wyniku przeprowadzonych badań wnioskowano, że ze względu na ważną funkcję hydrologiczną pełnioną przez torfowiska, a zwłaszcza funkcję retencyjną, kontrolą powinna być objęta eksploatacja torfu w Kotlinie Orawsko-Nowotarskiej, aby nie doszło do naruszenia lokalnego systemu hydrologicznego na terenach przyległych [zał. 4: A.1.5].

Dokumentowanie torfowisk, w tym rozpoznanie ich stratygrafii jest kluczowe dla poznania ich genezy. Pod tym kątem badaniami objęto torfowiska Nadleśnictwa Torzym (województwo lubuskie). Na terenie nadleśnictwa występowało 66 torfowisk, a stopień zatorfienia wynosił 4,4%. Torfowiska najliczniej występowały w dolinach rzek Ilanki i Pliszki, lecz ich powstawanie związane było również z licznymi jeziorkami polodowcowymi. Przeważały torfowiska typu niskiego dolinowe, o zasilaniu fluwiogenicznym, a geneza niejednokrotnie bardzo małych (0,5 ha) torfowisk typu przejściowego (czasami przechodzącego w wysokie) była wynikiem zalądowania mis jeziornych w warunkach zasilania topogenicznego. W wyniku analizy sekwencji osadów przykładowego złoża o alimentacji fluwiogenicznej wykazano, że początkowo zachodził proces sedymentacji osadu dennego w misie jeziora rynnowego, następnie doszło do obniżenia stanu uwodnienia i kolejno przejścia na gospodarke wodną ombrofilno-inundacyjną z malejącym nasileniem zalewu. W przypadku złoża o zasilaniu topogenicznym początkowo w zagłębieniach dna misy jeziornej zachodziła sedymentacja osadu dennego, następnie dominował ciągły przepływ wglębny wód, którego zmniejszające się nasilenie doprowadziło do zwiększenia znaczenia wód ombrogenicznych w gospodarce wodnej [zał. 4: A.1.6].

2.2. Kierunki badań i osiągnięcia naukowe po uzyskaniu stopnia naukowego doktora

Po uzyskaniu stopnia doktora kontynuowałam tematykę badawczą związaną z terenami zdegradowanymi w wyniku działalności antropogenicznej. Poszerzyłam również znacznie swoje zainteresowania naukowe z zakresu torfoznawstwa. Zajmowałam się trzema głównymi problemami badawczymi.

2.2.1. Możliwości przyrodniczego zagospodarowania wybranych odpadów i terenów przemysłowych

2.2.2. Badania i stratygrafia torfowisk w wybranych obszarach Polski

2.2.3. Procesy degradacyjne torfowisk pod wpływem odwodnienia i użytkowania

Badania w ramach powyższej problematyki realizowałam w większości we współpracy z pracownikami własnej Katedry, a ponadto z pracownikami Katedry Ekologii, Klimatologii i Ochrony Powietrza UR w Krakowie [zał. 4: B.2.8, B.2.19, B.2.21, B.2.23, B.2.25, B.2.29], Katedry Inżynierii Wodnej i Geotechniki UR w Krakowie [zał. 4: B.2.21], Instytutu Fizyki Politechniki Śląskiej, Pracowni Badań, Pomiarów i Ekspertyz Ekologicznych „Ekopomiar” oraz Instytutu Podstaw Inżynierii Środowiska PAN [zał. 4: B.2.24], Katedry Geodezji UR w Krakowie oraz Instytutu Geodezji Politechniki Lwowskiej [zał. 4: B.2.26], Katedry Kształtowania Środowiska oraz Laboratorium – Centrum Wodnego SGGW w Warszawie [zał. 4: B.2.27].

Ad. 2.2.1. Możliwości przyrodniczego zagospodarowania wybranych odpadów i terenów przemysłowych

Kontynuowałam rozpoczęte przed doktoratem badania na ocenę możliwości przyrodniczego zagospodarowania składowiska odpadów posodowych byłych KZS „Solvay”. Problematyka związana z rekultywacją i zagospodarowaniem tego obiektu oraz podsumowanie efektów wcześniejszych badań zostały opublikowane jako rozdział w zagranicznej monografii [zał. 4: B.2.16]. Dalsze badania dotyczyły wpływu przykrywania osadników mineralnym nadkładem glebowym w procesie rekultywacji na przemywanie odpadów posodowych, a tym samym wymywanie soli. W badaniach prowadzonych w warunkach doświadczenia modelowego wykazano, że przemywanie odpadów znacząco obniżyło wartość przewodnictwa elektrycznego, a w mniejszym stopniu również pH odpadów. Zbliżone rezultaty uzyskano dla wariantów doświadczalnych: odpad oraz odpad + nadkład glebowy. Na tej podstawie stwierdziłam, że stosowanie w rekultywacji około 30 cm warstwy nadkładu mineralnego nie powinno znacząco ograniczać procesu przemywania odpadów posodowych. Badania realizowane były w ramach grantu KBN nr 6P06R00221 [zał. 4: B.2.11]. W następnym etapie badano jakość oraz zmienność przestrzenną materiału glebowego zastosowanego do rekultywacji osadników. Poznanie przestrzennego zróżnicowania parametrów nadkładu glebowego, istotnych z punktu widzenia wegetacji roślin, może przyczynić się do zwiększenia efektywności rekultywacji biologicznej i ograniczenia jej kosztów. Zmienność przestrzenną badanych parametrów wyznaczono metodą kriginu oraz zobrazowano w formie map. Na podstawie analizy zmienności wykazano, że potencjalnie największy wpływ na zróżnicowanie roślinności mogą mieć przewodność elektryczna, miąższość nadkładu glebowego oraz zawartość frakcji piasku. Stwierdzono, że takie podejście umożliwia wytypowanie powierzchni nie spełniających warunków odpowiednich dla wzrostu roślin i daje możliwość miejscowej poprawy określonych parametrów [zał. 4: B.2.25]. Ponadto, uczestniczyłam w badaniach różnorodności gatunkowej roślinności zielnej na zrekultywowanych osadnikach [zał. 4: B.2.19, B.2.23]. Badania wykazały małą lub bardzo małą liczbę gatunków na badanych powierzchniach. Podobnie kształtował się wskaźnik bioróżnorodności, głównie z powodu

lanowego występowanie niektórych gatunków. Do oceny warunków siedliskowych wykorzystano ekologiczne liczby wskaźnikowe Ellenberga. Większość gatunków wskazywała na występowanie warunków umiarkowanie suchych i suchych oraz obojętny odczyn podłoża, a największe zróżnicowanie wykazywał wskaźnik żyzności. Na podstawie badań stwierdzono, że dla wzmocnienia różnorodności gatunkowej na terenach rekultywowanych istotnym jest różnicowanie warunków mikrosiedliskowych podłoża [zał. 4: B.2.19] oraz kontrola ekspansywnych gatunków traw [zał. 4: B.2.23].

Innym zagadnieniem była ocena efektywności rekultywacji oraz przyjętego kierunku zagospodarowania terenu po działalności Zakładów Przemysłu Gipsowego „Dolina Nidy” w Gackach. Do oceny zastosowano metodę waloryzacji użytków ekologicznych w krajobrazie rolniczym wg Illickiego (1996) oraz metodę oceny stopnia antropizacji szaty roślinnej wg Kostrowickiego (1970). Z punktu widzenia renaturyzacji oraz przyjętego turystyczno-wypoczynkowego kierunku zagospodarowania terenu po kopalni „Gacki” najważniejszym elementem krajobrazu były trzy zbiorniki wodne powstałe po eksploatacji skały gipsowej. Szata roślinna porastająca badany teren była w znacznym stopniu przekształcona. Niemal cały drzewostan został nasadzony w procesie biologicznej rekultywacji. Roślinność naturalna występowała na niewielkich płatach powierzchni, była to głównie roślinność zielna, zwłaszcza wokół zbiorników wodnych. Po blisko dwudziestu latach od zakończenia rekultywacji terenu po kopalni „Gacki” współczynnik waloryzacji krajobrazu okazał się bardzo niski, głównie z powodu słabego zadrzewienia terenu. Jednocześnie wykazana została przydatność zastosowanych metod waloryzacji przyrodniczej również w odniesieniu do terenów zrekultywowanych [zał. 4: B.2.10].

Zajmowałam się również oceną możliwości przyrodniczego zagospodarowania odpadów przemysłowych różnego pochodzenia. Uczestniczyłam w badaniach dotyczących właściwości fizyko-wodnych i retencyjnych różnych rodzajów odpadów oraz wpływu stosowania dodatków organicznych na ich właściwości [zał. 4: B.2.13, B.2.15, B.2.22]. Spośród badanych rodzajów odpadów poprzemysłowych, tj. elektrownianych, elektrociepłownianych, hutniczych, powęglowych i posodowych większość charakteryzowała się właściwościami fizycznymi zbliżonymi do najczęściej występujących w glebach gliniastych, ilastych i pyłowych Polski. Wyjątek stanowiły odpady energetyczne oraz posodowe, które wykazywały niskie wartości badanych właściwości fizycznych. Z kolei, najmniej korzystnymi zdolnościami retencyjnymi charakteryzowały się odpady powęglowe, średnimi odpady hutnicze i posodowe, a najlepszymi odpady elektrowniane i elektrociepłowniane. Podobnie kształtowały się zapasy wody dostępnej dla roślin. Były one niemal trzykrotnie większe w przypadku odpadów elektrownianych w stosunku do powęglowych, choć generalnie były niskie [zał. 4: B.2.22]. Stosowanie dodatków organicznych miało wpływ na właściwości retencyjne badanych odpadów poprzemysłowych. Dodatek torfu i obornika do odpadów hutniczych, elektrownianych, elektrociepłownianych i posodowych wywierał zbliżony wpływ na zawartość wody łatwo dostępnej i ogólnie dostępnej dla roślin. Z wyjątkiem odpadów posodowych, dodatki te

spowodowały zwiększenie jej zawartości w badanych odpadach [zał. 4: B.2.13]. Z kolei osady ściekowe znacznie zwiększyły zapasy retencji w odpadach hutniczych i z elektrociepłowni. W przypadku odpadów posodowych i elektrownianych wpływ ten był odwrotny [zał. 4: B.2.13, B.2.15]. Przytoczone wyniki badań wskazują, że zdolności retencyjne badanych materiałów odpadowych powinny być uwzględniane przy ocenie możliwości ich wykorzystania w rekultywacji i przyrodniczym zagospodarowaniu terenów.

Brałam udział w badaniach nad możliwościami zagospodarowania osadów wód dołowych kopalni węgla kamiennego w rozwiązaniach geotechnicznych oraz w rekultywacji terenów zdegradowanych przez działalność wydobywczą lub przemysłową. Badane osady pod względem geotechnicznym odpowiadały mało przepuszczalnym pyłom piaszczystym o dużej zawartości części organicznych. Charakteryzowały się niską zawartością składników ekotoksycznych. W badaniach przeprowadzonych na obszarze zreultywowanego obniżenia terenu, poprzez niwelację z wykorzystaniem osadów oraz pokrycie powierzchni izolacyjną warstwą gruntu wykazano, że po około dwunastu latach od zakończenia rekultywacji spontaniczna roślinność porastająca teren i korzeniąca się w warstwie izolacyjnej nie wykazuje zaburzeń morfologicznych czy fizjologicznych i rozwija się podobnie jak na otaczających obiekt siedliskach. Badania pozwoliły na stwierdzenie potencjalnych możliwości modyfikacji właściwości osadów pod kątem wykorzystania ich do niwelacji terenu, ewentualnie tworzenia substytutów gleb poprzez wzbogacenie odpowiednimi dodatkami [zał. 4: B.2.21].

Ad. 2.2.2. Badania i stratygrafia torfowisk w wybranych obszarach Polski

Tematykę badawczą obejmującą badania i stratygrafię torfowisk w wybranych obszarach Polski realizowałam we współpracy z prof. dr hab. inż. Krzysztofem Lipką, pod kątem ilościowej i jakościowej charakterystyki torfowisk. Badania obejmowały w szczególności: a) powierzchnię torfowiska, b) miąższość torfowiska, c) typ hydrologicznego zasilania, d) typ złoża i torfowiska, e) rodzaj gytii, f) gatunki torfu, g) stopień rozkładu torfu, h) popielność. Wyniki tych badań w większości zamieszczone zostały w pracach B.2.1, B 2.2, B.2.5, B.2.12, B.2.18, B.2.20 [zał. 4], a także wykorzystane w różnych publikacjach, w zakresie uzależnionym od postawionych celów szczegółowych.

Jednym z obszarów badań była stratygrafia i geneza torfowisk w Kotlinie Orawsko-Nowotarskiej, tworzących największy w Polsce kompleks torfowisk górskich. Częściowe wyniki badań zamieszczono w publikacjach B.2.1 i B 2.2 [zał. 4], a całościowe (poszerzone i uzupełnione) opracowanie stanowi praca monograficzna [zał. 4: B.2.20]. W Kotlinie Orawsko-Nowotarskiej zinwentaryzowano 27 torfowisk o łącznej powierzchni 2409,5 ha, co daje wskaźnik zatorfienia tej krainy 6,6%. Występowały tu torfowiska typu wysokiego (13), niskiego (12) i przejściowego (2). Pod względem zajmowanej powierzchni zdecydowanie dominowały torfowiska typu wysokiego (64,2% powierzchni). Liczebnie przeważały torfowiska o powierzchni do 100 ha, a torfowisk

o większej powierzchni było sześć. Dominowały złoża o średniej miąższości 1,0 do 2,0 m (ok. 50%) [zał. 4: B.2.20]. W budowie stratygraficznej złóż torfowych typu wysokiego najczęściej spotykanym gatunkiem był torf wełniankowo-torfowcowy (*Eriophoro-Sphagneti*), w złożach typu niskiego turzycowo-mszysty (*Cariceto-Bryaleti*), natomiast w złożach typu przejściowego mszarno-turzycowy (*Sphagno-Cariceti*). Stopień rozkładu torfu typu wysokiego najczęściej mieścił się w granicach od 5% do 60%, a popielność od 1% do 8%, natomiast w przypadku torfu niskiego wielkości te wynosiły odpowiednio 20 do 60 % i 18 do 28%. Na podstawie badań stratygrafii torfowisk wydzielone zostały spośród nich trzy grupy o różnym schemacie rozwojowym:

Grupa I: Torfy przejściowe, a w mniejszym zakresie również niskie, występowały w spągu złóż torfowych na znacznej długości i podścielały torfy wysokie. W fazie inicjalnej często akumulowały się torfy genetycznie związane ze zbiorowiskami leśnymi: torf sosnowy (*Pineti*) lub torfy olchowy (*Alneti*) i olchowo-brzozowy (*Alno-Betuleti*). Bezpośrednio na podłożu mineralnym odkładały się również torfy zielne: przejściowe (mszarno-turzycowy) lub niskie (turzycowo-mszysty). Świadczyło to o zasilaniu wodami wsiąkającymi lub spływającymi ze zboczy. Na pokładach torfów przejściowych zaczął rozwijać się tworzący grubą warstwę torf wełniankowo-torfowcowy. Na poprawę bilansu wodnego torfowisk wskazywała obecność torfów mszarnych, kępowego (*Eusphagneti*) lub dolinkowego (*Cuspidato-Sphagneti*).

Grupa II: Pokłady torfu wysokiego powstawały bezpośrednio na zabagnionym, nieprzepuszczalnym mineralnym podłożu. Zasadlanie terenu rozpoczynała często wełnianka pochwowata (*Eriophorum vaginatum*), pomiędzy kępami której osiedlały się torfowce. Dominującym gatunkiem był torf wełniankowo-torfowcowy, budujący niekiedy niemal całe złoża. W części torfowisk w stropie występował torf mszarny kępowy. Zaliczono tu torfowiska o położeniu wododziałowym.

Grupa III: Torfowiska niskie, które powstały głównie dzięki intensywnemu zasilaniu eutroficznymi wodami gruntowymi, jak również powierzchniowymi. W wyniku takiego sposobu zasilania powstały torfy turzycowy (*Cariceti*) i turzycowo-mszysty, rzadziej obecne torfy: drzewny olchowy i olchowo-brzozowy oraz turzycowo-trzcinowy (*Cariceto-Phragmiteti*). Lokalnie w złożach mogą występować również torfy przejściowe.

Innym obszarem objętym badaniami torfowisk była Równina Torzyska (Pojezierze Lubuskie). Znajduje się tu 41 torfowisk i 2 mokradła okresowe (461,95 ha). Torf typu niskiego stwierdzono w 30 złożach, przejściowy w 10, a wysoki w 3. Złoża torfowe powstawały w wyniku różnych sposobów hydrologicznego zasilania, co odzwierciedlały sekwencje osadów. Dziesięć złóż zlokalizowanych było w silnie zatorfionej dolinie rzeki Ilanki. W torfowiskach tych, zasilanych fluwiogenicznie lub fluwiogeniczno-soligenicznie, torf typu niskiego (olchowy, turzycowy, turzycowo-trzcinowy, mszysty) podścielony był gytią (wapienną lub organiczno-wapienną). Na gytii zalegała warstwa silnie rozłożonego torfu, która powstała w wyniku wtórnej dekompozycji nagromadzonej materii organicznej na skutek zmiany stosunków hydrologicznych, prawdopodobnie

pogłębienia koryta ciek. Dalsze następstwo sukcesyjne torfów generalnie wskazywało na stopniowe ograniczanie i skracanie zalewów rzecznych, aż do całkowitego ich ustania. W zasilanych topogenicznie zagłębieniach powstawały torfowiska często o niewielkiej powierzchni, lecz znacznej miąższości. Pokłady torfu często podścielone były gytą (organiczną lub wapienną), nad którą zalegały torfy niskie (turzycowo-mszysty, mszysty) i/lub przejściowe (mszarno-turzycowy) lub wysokie (wełniankowo-torfowcowy, mszarny). W trakcie powstawania niektórych torfowisk dochodziło do zmian sposobu zasilania, skutkujących niezgodną z naturalnym następstwem rozwojowym sekwencją torfów [zał. 4: B.2.18].

Byłam również współautorką propozycji wykorzystania tzw. krzywej dynamicznej do określenia warunków hydrologicznych powstawania torfowisk na podstawie ich budowy stratygraficznej. Posługując się proponowaną metodą można w prosty sposób zinterpretować przebieg procesu akumulacji na podstawie występującej w złożu sekwencji osadów biogenicznych, w zależności od zmieniających się warunków hydrologicznych. Mając na uwadze ekohydrologiczne zależności skutkujące powstawaniem torfowisk wyróżniono i opisano jedenaście typów warunków hydrologicznych (HC), którym przyporządkowano określone gatunki torfu ujęte w klasyfikacji opracowanej dla obszaru środkowej Europy. Posługując się syntetycznym opisem wydzielonych HC można, za pomocą krzywej dynamicznej, graficznie zilustrować stan uwodnienia profilu geologicznego oraz zinterpretować przebieg zmian stosunków wodnych w trakcie formowania się torfowiska. Zaproponowana metoda może być stosowana do ogólnej interpretacji warunków hydrologicznych powstawania złóż torfowych z pominięciem niektórych, wysoce specjalistycznych badań. Takie podejście może okazać się wystarczające zwłaszcza w praktyce inżynierskiej. Zastosowanie metody przedstawiono na przykładzie 16 torfowisk powstałych w różnych uwarunkowaniach geomorfologicznych i regionach fizyczno-geograficznych Polski [zał. 4: B.2.28].

Torfowiska i inne mokradła są ostatnio coraz bardziej doceniane jako element małej retencji. Badania torfowisk dostarczają informacji umożliwiających obliczenie zasobów zgromadzonej w nich wody. Ponieważ torfowiska związane są genetycznie ze zlewniami, szczególnie istotnym jest rozpatrywanie stanu zatorfienia dużych obszarowo dorzeczy, dlatego dokonano oceny retencyjności złóż torfowych w dorzeczu górnej Warty. Na obszarze badań znajdowały się 972 torfowiska (358,5 km²). Przeważały złoża małe (42,8%) i płytkie (78,9%). Wskaźnik zatorfienia całego dorzecza wynosił 1,7%, natomiast wśród 413 zlewni elementarnych wyróżniono tylko jedną tzw. zlewnię bagienną. Zdecydowanie przeważały torfowiska typu niskiego o alimentacji fluwiogenicznej, a także topogenicznej. Zasoby wody zretencjonowane w złożach torfowych (o powierzchni powyżej 10 ha) wynosiły 267,6 mln m³, co odpowiadało połowie pojemności całkowitej sztucznego zbiornika w Solinie. Wskazuje to na duże znaczenie hydrologiczne torfowisk w skali dorzecza górnej Warty [zał. 4: B.2.12]. Zasoby wodne złóż torfowych oszacowano również dla województwa śląskiego. Na terenie województwa występowało 196 złóż (86,6 km²), w tym 97,2% to złoża typu niskiego. Wskaźnik zatorfienia województwa był bardzo niski (0,68%). Większość, bo 123 złoża miały

powierzchnię powyżej 10 ha, a niemal wszystkie (98,4%) miały miąższość poniżej 2,0 m. Analiza typów hydrologicznego zasilania wykazała dominację złóż o alimentacji fluwiogenicznej. Zasoby wodne torfowisk o powierzchni powyżej 10 ha wynosiły 48,46 mln m³, co zwłaszcza w aspekcie lokalnej retencji wodnej ma pewne znaczenie. Szczególnie ważną funkcję spełniały torfowiska leśne i śródleśne, które stanowiły 18% w strukturze użytkowania, wpływając korzystnie na biocenozę lasu [zał. 4: B.2.5].

Wykonywałam również badania geologiczne w ramach badań torfowiska w Wolbromiu (Wyżyna Śląsko-Krakowska) dotyczących zapisu w torfie działalności antropogenicznej w powiązaniu z modelem wiek-głębokość (datowanie ¹⁴C i ²¹⁰Pb). Najszybsze tempo akumulacji torfu miało miejsce w ostatnich 200 latach (głębokość 10 cm), natomiast najniższe było w okresie pomiędzy około 155 BC (głębokość 40 cm) a 3045 BC (głębokość 55 cm). Tempo akumulacji przed 3045 BC było szybsze i zbliżone do tego po 155 BC. Powiązanie zamiany gatunków torfu w profilu z tempem akumulacji materii organicznej oraz wynikami datowania wskazywało, że w okresie pomiędzy 155 BC a 3045 BC doszło do zmniejszenia przepływu wody przez torfowisko i obniżenia jego uwodnienia, co można wiązać ze zmianami środowiskowymi i/lub klimatycznymi. Wzrost koncentracji ołowiu, cynku i miedzi w torfie zaznaczał się od 3400 BC. Badania potwierdziły, że rozwój górnictwa i przemysłu metalurgicznego w rejonie Olkusza można datować co najmniej od IX wieku [zał. 4: B.2.24].

W wielu pracach wskazywałam na konieczność ochrony torfowisk, mając głównie na uwadze ich wielofunkcyjne znaczenie w środowisku przyrodniczym, szczególnie zważywszy na niekorzystny bilans wodny w naszym kraju oraz na funkcję siedlisk rzadkich zbiorowisk roślinnych i zwierzęcych pełnionych przez torfowiska i inne mokradła [zał. 4: B.2.2, B.2.5, B.2.12, B.2.20, B.3.2].

Ad. 2.2.3. Procesy degradacyjne torfowisk pod wpływem odwodnienia i użytkowania

Jednym ze skutków odwodnienia i nieodpowiedniego zagospodarowania torfowisk jest obniżanie ich powierzchni na skutek zagęszczania, kurczenia oraz mineralizacji masy organicznej, czyli osiadanie, a w konsekwencji zanikanie torfowisk. Uczestniczyłam w badaniach nad zanikaniem dwóch torfowisk typu niskiego: w dolinie rzeki Mrowli koło Rzeszowa [zał. 4: B.2.6] oraz w Dublanach koło Lwowa [zał. 4: B.2.26]. W obu przypadkach wielkość i tempo obniżania powierzchni torfowisk ustalono metodą geodezyjną porównując przekroje niwelacyjne wykonywane w określonych odstępach czasowych.

Pomiary obniżania powierzchni torfowiska w dolinie rzeki Mrowli wykonano w latach 1976, 1993 i 2001 wzdłuż trzech transektów usytuowanych w terenie o różnym sposobie użytkowania: łąki kośne i pastwiska, płodozmian polowy, lasek olchowy. W badaniach tych wykazano związek sposobu użytkowania z tempem osiadania torfowiska. Największe ubytki masy organicznej stwierdzono na terenie użytkowanym jako płodozmian polowy, gdzie stosowano orkę, natomiast najmniejsze na użytkach zielonych. W ciągu 25 lat średnie roczne obniżanie się powierzchni torfowiska wynosiło: użytki zielone – 1,15 cm·rok⁻¹, pole orne – 1,58 cm·rok⁻¹, ols – 1,38 cm·rok⁻¹.

Prowadziło to do wniosku, że użytkowanie torfowisk jako gruntów ornych w Polsce powinno być zaniechane [zał. 4: B.2.6].

Zanikanie torfowiska w Dublanach było badane w znacznie dłuższej perspektywie czasowej, tj. 133 lata od wykonania odwodnienia. Do obliczeń wykorzystano pomiary geodezyjne wykonane w latach 1882–1928 (Bac 1930) oraz pomiar z 2015 roku. Ważnym elementem pracy było przedstawienie w zagranicznym czasopiśmie metodyki obliczania udziału zagęszczenia i mineralizacji torfu w procesie osiadania, co uznawane jest za problematyczną kwestię. Oszacowanie udziału mineralizacji torfu jest istotne dla obliczenia emisji CO₂ z odwodnionych torfowisk w kontekście zmian klimatycznych. W całym okresie badawczym powierzchnia torfowiska w Dublanach obniżyła się średnio o 47,9%, w tempie średnio 2,00 cm rok⁻¹. W drugiej fazie osiadania (1911–2015) tempo obniżania powierzchni było już wolniejsze, tj. średnio 1,3 cm rok⁻¹. Stwierdzono zależność wielkości i tempa osiadania od intensywności odwodnienia. Stosunek zagęszczenia do mineralizacji w drugiej fazie osiadania wynosił 30:70. Wyliczona na podstawie udziału mineralizacji emisja CO₂ była niemal dwukrotnie większa od wartości podawanych przez IPCC² (2014). Potwierdziło to przypuszczenia, że po II wojnie światowej doszło do kolejnego odwodnienia torfowiska i gwałtownego obniżenia jego powierzchni. Zwrócono w ten sposób uwagę, że badanie osiadania torfowisk w długich okresach czasowych może być obciążone błędami związanymi z brakiem danych. Dlatego prowadzone na ich podstawie obliczenia emisji CO₂ należy traktować jako szacunkowe [zał. 4: B.2.26].

Degradacja odwodnionych torfowisk skutkuje powstawaniem gleb organicznych murszowych. Wraz z zaawansowaniem procesu murszenia zmieniają się między innymi właściwości fizyko-wodnych gleb. W badaniach współczynnika filtracji na trzech torfowiskach o średnim i silnym stopniu zaawansowania procesu murszenia wykazano, że jego wartość wzrasta wraz ze stopniem przeobrażenia masy organicznej. Średnie ważone współczynniki filtracji w poziomach murszowych wynosiły: na torfowiskach niskich 0,595 m·d⁻¹ (teren odwodniony), 0,616 m·d⁻¹ (teren poeksploatacyjny) oraz 0,675 m·d⁻¹ (pożarysko), a na torfowisku wysokim 0,468 m·d⁻¹ (teren poeksploatacyjny). Wzrost współczynnika filtracji w poziomach murszowych był zasadniczo większy w porównaniu z wartościami, jakie wykazywał torf niezdegradowany [zał. 4: B.2.7]. Ponadto, badano zdolności retencyjne gleb organicznych murszowych, wytworzonych z torfów niskich o średnim (hemic) i silnym (sapric) stopniu rozkładu. Do wyznaczania krzywych retencyjności wodnej zastosowano pośrednią metodę bibuły filtracyjnej. Przebieg krzywych dla murszu oraz torfów hemowych i saprowych, potwierdził zmniejszanie się zdolności retencyjnych wraz z zaawansowaniem procesu murszenia. Dlatego zaproponowano trzy równania krzywych kalibracji bibuły filtracyjnej (mursz, torfy hemowe, torfy saprowe), które mogą być stosowane dla określania zdolności retencyjnych utworów organicznych, charakteryzujących się podobnymi do badanych utworów właściwościami [zał. 4: B.2.27].

² IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change

Uczestniczyłam również w badaniach dotyczących kierunku sukcesji roślinnej na zdegradowanych torfowiskach. Na podstawie porównania składu gatunkowego roślinności z różnych okresów stwierdzono, że w przypadku zdegradowanego (odwodnienie, eksploatacja torfu, pożary) torfowiska niskiego Wielkie Błoto w Puszczy Niepołomickiej sukcesja zmierzała w kierunku nietorfotwórczych zbiorowisk roślinnych. Nieużytkowane tereny poeksploatacyjne uległy zadrzewieniu i zakrzaczeniu gatunkami z klasy *Alnetea glutinosae* z domieszką brzozy brodawkowatej, topoli osiki i innych. Z kolei na terenach w przeszłości użytkowanych łąkowo wśród roślinności zielnej wzrastał udział gatunków typowych dla łąk świeżych (*Arrhenatheretalia*), a także gatunków ruderalnych, w tym azotolubnych, np. pokrzywy zwyczajnej (*Urtica dioica*). Świadczyło to o wzbogaceniu siedliska w azot w wyniku mineralizacji materii organicznej. Łąki na skutek braku użytkowania stopniowo ulegały zakrzaczeniu i zadrzewieniu [zał. 4: B.2.8].

W przypadku terenu poeksploatacyjnego na torfowisku niskim koło Żarnowca zahamowanie odpływu zastawkami na rowie głównym przyczyniło się do poprawy warunków rozwoju roślinności torfotwórczej. Porównując skład gatunkowy roślinności z różnych okresów wykazano, że wraz z podniesieniem poziomu wody, zarówno na obszarze poeksploatacyjnym, jak i na sąsiadujących z nim użytkach zielonych, wzrósł udział typowych gatunków z klas *Phragmitetea*, *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* oraz z rzędu *Molinietalia*. Jednak na terenach nieużytkowanych widoczne było wkraczanie krzewiastych wierzb, z niewielką domieszką brzozy, kruszyny oraz sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris*) [zał. 4: B.2.14].

Badania nad zarastaniem terenów poeksploatacyjnych prowadziłam także na ośmiu torfowiskach w Kotlinie Orawsko-Nowotarskiej. Na trzech z nich torf eksploatowany był mechanicznie, a na pozostałych ręcznie. Większość gatunków występujących na badanych terenach reprezentowała klasy *Oxycocco-Sphagnetea*, *Nardo-Callunetea* oraz *Vaccinio-Piceetea*. Na terenach, gdzie eksploatacja prowadzona była mechanicznie sukcesja była bardzo powolna, a roślinność nie skolonizowała całej powierzchni torfu. Usunięcie akrotelmu i głębokie odwodnienie doprowadziło do niemal zupełnego wyeliminowania mchów torfowców i bujnego rozwoju krzewinek z dominacją wrzosu zwyczajnego (*Calluna vulgaris*), a także zadrzewień brzozowych, co świadczyło o niekorzystnym kierunku sukcesji roślinnej. W przypadku niektórych obiektów obecność gatunków charakterystycznych dla klas *Scheuchzerio-Caricetea nigrae*, czy *Phragmitetea* na sztucznych okrajkach nadawała im charakter przejściowy. Mchy torfowce występowały jedynie w rowach odwadniających, oraz lokalnie w wypełnionych wodą zagłębieniach. Proces renaturyzacji w kierunku odtworzenia wysokotorfowiskowych zbiorowisk roślinnych najbardziej dynamicznie przebiegał na terenach poeksploatacyjnych torfowiska objętego ochroną rezerwatową w warunkach podtopienia [zał. 4: B.2.4]. Poza wspomnianym torfowiskiem, nigdzie nie zregenerowała się ciągła warstwa akrotelmu. Na terenach po ręcznym wydobyciu torfu stwierdzono jednak pewne obszary, na których doszło do przyrostu materii organicznej w tempie od 1,63 cm do 5,44 cm rocznie [zał. 4: B.2.3].

Podsumowując wyniki badań na zdegradowanych torfowiskach niskich i wysokich stwierdzam, że bez przywrócenia warunków wtórnego zabagnienia sukcesja roślinności najczęściej postępuje w kierunku rozwoju nietorfowotwórczych, zastępczych zbiorowisk roślinnych.

3. WSKAZANIE OSIĄGNIĘCIA WYNIKAJĄCEGO Z ART. 16 UST. 2 USTAWY Z DNIA 14 MARCA 2003 R. O STOPNIACH NAUKOWYCH I TYTULE NAUKOWYM ORAZ STOPNIACH I TYTULE W ZAKRESIE SZTUKI (DZ. U. NR 65, POZ. 595 Z PÓŹN. ZM.)

3.1. Tytuł i wykaz cyklu publikacji stanowiących osiągnięcie naukowe

Tytuł osiągnięcia naukowego:

Kierowanie sukcesją roślinną jako sposób kształtowania ekosystemów na terenach rekultywowanych i zagospodarowanych przyrodniczo

Wykaz jednotematycznego cyklu publikacji stanowiących osiągnięcie naukowe:

- B.1.1** Zajac E. 2009. *Analiza właściwości fizycznych i chemicznych warstwy izolacyjnej na zrehabilitowanych osadnikach posodowych byłych KZS Solvay*. Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych 38, 388-395. (**4 pkt** wg MNiSW; udział własny **100%**)
- B.1.2** Zajac E., Zarzycki J. 2012. *Revegetation of reclaimed soda waste dumps: effects of topsoil parameters*. Journal of Elementology 17, 3, 525-536. DOI: 106501/jelem.2012.17.3.14. (**IF 0,281; 15 pkt** wg MNiSW; udział własny **60%**)
- B.1.3** Zajac E., Klatka S., Zarzycki J. 2016. *Distribution of woody vegetation on soda waste dumps in relation to spatial variation in selected parameters of the mineral cover*. Journal of Ecological Engineering 17, 5: 49–56. DOI: 10.12911/22998993/64449. (**12 pkt** wg MNiSW; udział własny **50%**)
- B.1.4** Zajac E., Zarzycki J. 2013. *Wpływ aktywności termicznej zwałowiska odpadów węgla kamiennego na rozwój roślinności*. Annual Set The Environment Protection (Rocznik Ochrona Środowiska) 15(2), 1862-1880. ISSN 1506-218X. (**IF 0,806; 15 pkt** wg MNiSW; udział własny **60%**)
- B.1.5** Zajac E., Zarzycki J., Ryczek M. 2018. *Degradation of peat surface on an abandoned post-extracted bog and implications for re-vegetation*. Applied Ecology and Environmental Research 16(3), 3363-3380. DOI: http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1603_33633380. (**IF 0,681; 15 pkt** wg MNiSW; udział własny **55%**)
- B.1.6** Zajac E., Zarzycki J., Ryczek M. 2018. *Substrate quality and spontaneous re-vegetation of an abandoned post-extracted peatland: case study of a polish mountain bog*. Mires and Peat, 21, 1–14. DOI: 10.19189/MaP.2017.OMB.310. (**IF 1,129; 15 pkt** wg MNiSW; udział własny **55%**)

Według punktacji MNiSW (do dnia 21 czerwca 2018 r.) **ilość punktów** za cykl publikacji jednotematycznych obejmujących oryginalne prace twórcze wynosi **76**, a mój udział własny stanowi **59%**. Oświadczenia współautorów zamieszczono w załączniku 7.

3.2. Wprowadzenie i cel badań

W wyniku intensywnej działalności gospodarczej człowieka różne elementy środowiska przyrodniczego lub całe ekosystemy ulegają przekształceniu lub zniszczeniu. Wyzwaniem współczesności staje się objęcie ochroną zachowanych naturalnych ekosystemów oraz rekultywacja lub restytucja ekosystemów zdegradowanych.

Najbardziej drastyczne przekształcenia środowiska przyrodniczego występują na terenach pogórnich i poprzemysłowych. Działalności te powodują wiele problemów, głównie niszczenie pokrywy glebowej i roślinności, wytwarzanie odpadów, przekształcanie naturalnej rzeźby terenu, degradację hydrologiczną, zanieczyszczenia wód i powietrza (*vide* Karczewska 2012). Rekultywacja takich terenów i następujące po niej zagospodarowanie, czyli użytkowanie gruntów zrekultywowanych według ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych (Dz.U. 1995 nr 16 poz. 78) może być prowadzone w kierunkach rolniczym, leśnym lub innym. Sformułowanie „inny” kierunek rekultywacji otwiera możliwość zagospodarowania terenów zrekultywowanych na różne cele, np. mieszkaniowe, gospodarcze, jak również związane z dydaktyką, wypoczynkiem i sportem lub ochroną przyrody (Paulo 2008, Ostrega i Uberman 2010). W Polsce w 2016 roku powierzchnia gruntów zdegradowanych i zdewastowanych wynosiła 64 651 ha. W ciągu roku zrekultywowano 1449 ha, w tym 64% w kierunku rolnym, 19% w leśnym, a 17% w innym (GUS 2017).

Przez wiele lat, począwszy od lat 50. XX wieku rekultywacja terenów zdegradowanych w Europie była ukierunkowana na przywrócenie gruntom wartości produkcyjnych, co wynikało z problemów powojennej gospodarki. Stąd grunty rekultywowane i zagospodarowywane były głównie w kierunkach rolnym i leśnym (Bradshaw 2000). Koncepcja zrównoważonego rozwoju i popularyzacja ochrony walorów przyrody i krajobrazu powoduje, że stopniowo zmieniają się również cele rekultywacji, a w proces ten coraz częściej włącza się naturalną sukcesję biocenoz.

Zgodnie z ustawą o ochronie gruntów rolnych i leśnych (Dz.U. 1995 nr 16 poz. 78) przez rekultywację gruntów rozumie się „...*nadanie lub przywrócenie gruntom zdegradowanym albo zdewastowanym wartości użytkowych lub przyrodniczych...*”. Tak zdefiniowane pojęcie wskazuje, że rekultywacja gruntów powinna być prowadzona nie tylko z zamiarem uzyskiwania w przyszłości korzyści ekonomicznych z ich użytkowania, lecz również dla naprawy zaburzonych lub utraconych funkcji przyrodniczych gleby, która jest aktywnym elementem ekosystemów lądowych i wodno-lądowych. Zawsze gdy jest to możliwe należy dążyć do odtworzenia właściwości i funkcji gleby. Jednak jeśli przekształcenia są bardzo duże, rezultatem zabiegów rekultywacyjnych jest stworzenie nowego stanu gleby (Bradshaw 1997). Taka konieczność zachodzi zwłaszcza na terenach bezglebowych, w tym na składowiskach odpadów różnego pochodzenia. Z punktu widzenia gleboznawczego powstawanie gleby jest procesem ciągłym, lecz bardzo powolnym, zachodzącym po wpływie różnych czynników. Jednym z nich jest roślinność, która z czasem staje się podstawowym czynnikiem kształtującym substrat glebowy (Krzaklewski 2017).

Dla realizacji różnych kierunków rekultywacji i zagospodarowania terenu z wykorzystaniem roślinności (np. leśny, rolny, rekreacyjny, przyrodniczy) podstawowym czynnikiem jest jakość podłoża. Od jego właściwości w dużej mierze zależy rozwój roślinności, w tym kierunek sukcesji czy wielkość uzyskiwanych plonów. Modyfikacja niektórych czynników siedliskowych (np. geomorfologia terenu, klimat) w celu poprawy warunków rozwoju roślinności może być bardzo kosztowna, trudna lub wręcz niemożliwa. Właściwości podłoża mogą być jednak w znacznym zakresie kształtowane przez człowieka (Bender i Gilewska 2004).

Warunki podłoża umożliwiające wytworzenie gleby na terenach zdegradowanych i przyrodnicze zagospodarowanie terenu, można kształtować stosując metody techniczne, techniczno-biologiczne lub biologiczne. Metody techniczne zakładają odtworzenie gleb poprzez pełne przykrycie terenu glebotwórczą warstwą izolacyjną o znacznej miąższości. Metody techniczno-biologiczne mają na celu poprawę jakości podłoża poprzez zastosowanie określonych zbiegów, np. humusowanie, dekoncentracja, użyźnianie utworów jałowych, czy neutralizacja utworów toksycznych. Z kolei metody biologiczne wiążą przebieg procesu glebotwórczego przede wszystkim z oddziaływaniem roślinności i zabiegów agrotechnicznych, zwłaszcza nawożenia i uprawy mechanicznej. Kluczowym w tym przypadku jest dobór odpowiedniej do warunków siedliskowych roślinności oraz sposób jej wprowadzania i kształtowania (Krzaklewski 2017). W Polsce dwie odmienne koncepcje rekultywacji biologicznej rozwinęły krakowska AGH (Skawina i zespół) tzw. koncepcja roślin pionierskich, oraz Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN w Zabrze (Bender, Gilewska, Harabin, Strzyszczyk) tzw. koncepcja roślin docelowych (*vide* Bender i Gilewska 2004, Siuta i Żukowski 2012, Krzaklewski 2017).

W badaniach naukowych i praktyce wciąż poszukuje się skutecznych metod odtworzenia zniszczonych ekosystemów lub zastąpienia ich innymi ekosystemami, które będą w stanie funkcjonować w warunkach określonego rodzaju degradacji. Na tej bazie rozwijają się koncepcje zakładające kształtowanie ekosystemów przy różnym poziomie ingerencji w proces sukcesji roślinnej. Podstawą opracowania każdego projektu rekultywacji biologicznej jest diagnoza wyjściowych warunków siedliskowych (Krzaklewski i Pietrzykowski 2007) oraz zdefiniowanie docelowego stanu ekosystemu (Hobbs 2007, Prach i inni 2007). Wyróżnia się trzy podstawowe podejścia do biologicznej rekultywacji terenów zdegradowanych różnego pochodzenia (np. Hodačová i Prach 2003, Prach i Tolvanen 2016): 1) zabiegi techniczne połączone z wprowadzeniem gatunków roślin (ang. *technical reclamation*), 2) pozostawienie terenu spontanicznej sukcesji (ang. *spontaneous revegetation* lub *passive restoration*), 3) kierowanie procesem spontanicznej sukcesji w celu ukształtowania pożądanych zbiorowisk roślinnych (ang. *directed* lub *assisted succesion/restoration*). Zakres działań podejmowanych w ramach rekultywacji zależy głównie od rodzaju oraz stopnia degradacji ekosystemu. Osiągnięcie celu staje się tym trudniejsze i droższe, im poważniejsze zmiany zaszły w ekosystemie (Hobbs 2007).

Rekultywacja ukierunkowana technicznie zakłada duży zakres interwencji, takich jak kształtowanie rzeźby terenu, nawiezenie warstwy gleby, wysiew lub/i sadzenie roślin często w połączeniu z nawożeniem. Docelowo kształtowany ekosystem ma pełnić określone funkcje (np. produkcyjne, rekreacyjne), lecz może być zupełnie inny niż ten, który uległ degradacji w wyniku działalności człowieka. Drugie podejście to spontaniczne zarastanie, gdzie kształtowanie ekosystemu odbywać ma się w drodze naturalnej sukcesji, przy założeniu braku (lub minimalnej ilości) działań rekultywacyjnych. Sukcesja kierowana, ma charakter pośredni, a jej celem jest przyspieszenie kształtowania ekosystemu, ponieważ w niekorzystnych warunkach siedliskowych proces ten przebiegałby powoli. W oparciu o wiedzę ekologiczną, zakłada się manipulację czynnikami abiotycznymi i biotycznymi, głównie poprzez poprawę warunków siedliskowych (zwłaszcza podłoża), usuwanie gatunków inwazyjnych i wprowadzanie pożądanych, czy różnicowanie warunków siedliskowych (np. Prach i Tolvanen 2016).

Tradycyjnym modelem rekultywacji, zwłaszcza na terenach bezglebowych jest przykrycie terenu warstwą glebotwórczą i wysiew komercyjnych mieszanek nasion do zadarnień. Zastosowanie tej metody pozwala na bardzo szybkie zazielenienie powierzchni (Martínez-Ruiz i Fernández-Santos 2005, Siuta 2014). Na obiektach rekultywowanych poprzez pokrycie glebą mogą jednak występować warunki utrudniające powstawanie stabilnych zbiorowisk roślinnych (Athy i inni 2006). Najczęściej diagnozowane problemy stanowią duże zagęszczenie gleby, mała przepuszczalność, brak materii organicznej, zanik fauny glebowej, nieodpowiednie uziarnienie, brak struktury (Ewing 2002), a także nadmierne uwilgotnienie lub przesuszenie podłoża w różnych porach roku oraz mała miąższość warstwy glebotwórczej (Dobson i Moffat 1993). Miąższość warstwy glebotwórczej powinna być uzależniona przede wszystkim od rodzaju zastosowanego utworu glebowego, wysokości letnich opadów atmosferycznych oraz zasięgu strefy korzeniowej docelowej roślinności (Robinson i Handel 1995, Gworek i inni 2004). Przykładowo w rekultywacji składowisk odpadów różnego pochodzenia przy wprowadzaniu drzew zaleca się stosowanie warstwy nie płytszej niż 1,0 m (Dobson i Moffat 1993, Rosik-Dulewska 2002, Strzyszc 2004, Wysociński 2009). Dla rozwoju roślinności znaczenie ma zarówno miąższość (Bowen i inni 2005), jak i jakość stosowanego materiału (Ghose 2001, Martínez-Ruiz i Marrs 2007). Według niektórych badań pokrywanie glebą gruntów pogórnich poprawia jakość nowopowstającej gleby (np. Borůvka i inni 2012), a inne badania (Bender i Gilewska 2004) wskazują, że jest to jedynie czynnik wspomagający produktywność gleb na niewielką skalę. Niektórzy badacze wykazują, że warstwa glebotwórcza wpływa na rozwój roślinności, a zwłaszcza wyraźnie przyspiesza tempo sukcesji (Alday i inni 2011). Wraz ze wzrostem jej miąższości rośnie udział silnie konkurencyjnych gatunków traw wieloletnich, a także procent pokrycia powierzchni roślinnością i biomasa, co jednak zmniejsza bogactwo i różnorodność gatunkową roślinności (Bowen i inni 2005). Poważną wadą tradycyjnego modelu rekultywacji jest bardzo wysoki koszt (np. Bender i Gilewska 2004, Jongepierová i inni 2012), a często również problem z dostępnością odpowiedniej ilości gleby (Strzyszc 2004).

Krytyczna analiza ekonomicznych i ekologicznych aspektów rekultywacji powoduje wzrost zainteresowania „ekologicznym” (bliskim naturze, przyrodniczym) podejściem do procesu rekultywacji terenów zdegradowanych. Prowadzone są badania dotyczące kierunków spontanicznej sukcesji na nieużytkach różnego pochodzenia w celu oceny możliwości planowego włączania tych procesów do rekultywacji. Analiza faz sukcesji na terenach zdegradowanych różnego pochodzenia wykazała, że sukcesja roślinna dąży do odpowiedniej potencjalnej roślinności naturalnej, lecz proces ten może być spowolniony na terenach zdominowanych przez gatunki ekspansywne (Prach i inni 2016). W warunkach Europy Środkowej w większości przypadków spontaniczna sukcesja prowadzi do wykształcenia się luźnych zbiorowisk leśnych w ciągu kilku do kilkudziesięciu lat, w zależności od warunków siedliskowych (Jongepierová i inni 2012, Řehounková i inni 2018). Zbiorowiska z ograniczonym występowaniem drzew i krzewów zazwyczaj rozwijają się na siedliskach suchych lub podmokłych, często tworząc cenne z punktu widzenia ochrony zbiorowiska (Prach i inni 2014). Kierunek i tempo sukcesji różnią się w zależności od specyfiki terenu zdegradowanego, co było przedmiotem szczegółowych badań na terenach pogórnicznych różnego pochodzenia, np. po górnictwie węgla kamiennego (Rostański 2006, Woźniak 2010, Tropek i inni 2012), brunatnego (Krzaklewski 1979, Wiegleb i Felinks 2001), kamienia wapiennego (Tropek i inni 2010), piasku (Pietrzykowski 2005, Kompała-Bąba i Bąba 2013a), żwiru (Řehounková i Prach 2008), rud cynku i ołowiu (Tokarska-Guzik i inni 1991, Grodzińska i inni 2000), torfu (Podbielkowski 1960, Salonen 1994, Konvalinkova i Prach 2014), oraz na innych nieużytkach poprzemysłowych (Kostuch i Twardy 2006, Rostański i Woźniak 2007, Dyguś i inni 2012, Kompała-Bąba i Bąba 2013b) w tym na składowiskach odpadów posodowych (Trzecińska-Tacik 1966, Zarzycki i Zając 2001, Cohn i inni 2001).

W ustaleniu jakie uwarunkowania uzasadniają wybór określonego podejścia do rekultywacji biologicznej mogą pomóc badania porównujące rozwój roślinności na obiektach poddanych różnym zakresom działań, tj. spontaniczne zarastanie vs. techniczna rekultywacja (Hodačová i Prach 2003, Pietrzykowski 2008, Prach i Hobbs 2008, Alday i inni 2011, Tropek i inni 2010, 2012, Šebelíková i inni 2016). Jako plusem pierwszego podejścia, podaje się lepsze przystosowanie spontanicznie rozwijającej się roślinności do warunków siedliskowych i z reguły brak konieczności pielęgnacji, większą wartość przyrodniczą, łącznie z występowaniem rzadkich i zagrożonych gatunków oraz wartość estetyczną. Jest to również metoda bardzo tania. Minusem jest to, że w określonych warunkach kształtowanie pożądanego stanu ekosystemu może przebiegać powoli, zwłaszcza w przypadku dużych obiektów (utrudnione rozprzestrzenianie diaspor) oraz gdy w otoczeniu roślinność zdominowana jest przez gatunki ruderalne i obce, a brak jest gatunków poświadczanych.

Na terenach przekształconych przez działalność antropogeniczną rozwój zbiorowisk roślinnych typowych dla późnych stadiów sukcesji może zająć dziesiątki lat, zwłaszcza w skrajnie trudnych warunkach siedliskowych. Ograniczenia dla rozwoju docelowej roślinności stanowią zarówno czynniki abiotyczne np. aktualne właściwości podłoża, procesy glebotwórcze, warunki hydrologiczne,

jak i czynniki biotyczne np. inwazja niepożądanego rośliności (Hobbs i Cramer 2008). Właściwości podłoża najczęściej stanowiące przeszkodę dla rozwoju rośliności na terenach zdegradowanych różnego pochodzenia to wadliwe właściwości fizyczne i wodne (nieodpowiednie uziarnienie, struktura i wilgotność, niedobór wody dostępnej dla roślin), niedobór składników pokarmowych (azotu i innych) oraz toksyczność (skrajny odczyn, zawartość metali ciężkich, zasolenie) (np. Bradshaw 1983, Krzaklewski 1988). Ponadto na zwałowiskach po górnictwie węgla hamowanie rozwoju rośliności (lub jej regresja) może być spowodowane procesami termicznego utleniania odpadów (Skawina 1958). W większości przypadków wpływ czynników utrudniających kolonizację rośliności może być zminimalizowany lub wyeliminowany różnymi metodami, odpowiednio dobranymi do rodzaju problemu (np. Wheeler i Shaw 1995, Bradshaw 2000).

Pomimo coraz większej ilości długoterminowych badań dotyczących rozwoju rośliności na terenach rekultywowanych różnymi metodami nie ma jasnych odpowiedzi na pytanie, w jakich przypadkach i do jakiego stopnia ingerowanie w przebieg naturalnych procesów jest uzasadnione (Holl i Aide 2011). Usunięcie przyczyny degradacji często jest warunkiem koniecznym lecz niewystarczającym dla wsparcia rozwoju lub regeneracji ekosystemu, dlatego niezbędne mogą być dalsze działania interwencyjne (Hobbs 1996). Wybór odpowiedniego podejścia do rekultywacji biologicznej powinien się opierać na zidentyfikowaniu podstawowych czynników ograniczających, bądź stanowiących barierę dla kształtowania lub regeneracji ekosystemów. W następnym etapie, ocena stanu aktualnego w relacji do założonego celu rekultywacji i uwarunkowań ekonomicznych, daje podstawę do wnioskowania jaki zakres zabiegów (ingerencji) jest niezbędny dla polepszenia istniejących warunków i ukierunkowania sukcesji zgodnie z założeniami.

Kierowanie sukcesją polegać ma na aktywnym wpływniu na jej przebieg, poprzez ograniczoną ilość manipulacji abiotycznymi i biotycznymi czynnikami (Prach i inni 2007) w celu przyspieszenia lub zwalniania jej tempa, nadawania lub zmiany jej kierunku (jeśli przebiega ona w kierunku niezgodnym z założonym jako docelowym) oraz „naśladowania” określonych stadiów sukcesji (Walker i inni 2014). Takie podejście do rekultywacji wyraża pogląd, że w praktyce najbardziej efektywnym i uzasadnionym ekonomicznie sposobem postępowania jest wykonanie jedynie niezbędnych zabiegów poprawiających czynniki, które ograniczają kolonizację rośliności i pozostawienie terenu naturalnym procesom (Bradshaw 2000, Prach i Hobbs 2008). Kierowanie sukcesją poprzez manipulację czynnikami biotycznymi generalnie realizowane jest przez wprowadzanie pożądanych gatunków roślin lub zbiorowisk rośliności różnymi technikami (np. Gonzales i Rochefort 2014, Ferreira i Vieira 2017). Szczególnie w przypadku rekultywacji i przyrodniczego zagospodarowania terenów zdegradowanych preferowany powinien być rodzimy materiał roślinny, najlepiej miejscowego pochodzenia (np. Tokarska-Guzik 2001). Obecnie nie zaleca się stosowania w rekultywacji gatunków obcego pochodzenia, np. robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia*), dąb czerwony (*Quercus robur*), czeremcha amerykańska (*Padus serotina*) (np. Rostański 2006), ze względu na ich inwazyjny charakter i konsekwencje przyrodnicze (Kornaś 1996). W zależności od potrzeb, w następnym etapie

po zasiedleniu terenu przez roślinność, prowadzić należy działania mające na celu stymulowanie rozwoju pożądanых gatunków, kontrolę i/lub eliminowanie gatunków niepożądanych (gatunki obce i ekspansywne), odpowiednie użytkowanie terenu w celu utrzymania określonego stanu zbiorowisk roślinnych (Prach i inni 2007), np. koszenie, czy wypas w przypadku zbiorowisk nieleśnych.

Model rekultywacji oparty na kierowaniu sukcesją jest szczególnie przydatny w projektach, których celem jest przywrócenie stanu ekosystemów do takiego, w jakim był przed wystąpieniem degradacji. Odtworzenie stanu ekosystemu sprzed degradacji (*sensu stricto*) jest jednak mało prawdopodobne (Walker i del Moral 2008). Zakres wykonywanych działań jest ściśle uzależniony od skali zniszczenia ekosystemu oraz od tego jaka część funkcji całego układu została jeszcze zachowana (Pullin 2005). Przykładem mogą być projekty renaturyzacji mokradeł, coraz częściej realizowane również w Polsce (np. Herbichowa i inni 2007, Bieniek i Łachacz 2010, Okruszko i inni (red.) 2011, Glińska-Lewczuk i inni 2014). Niektóre z nich mogą ograniczać się do podstawowego działania, czyli zablokowania odpływu wody, a inne wymagają złożonych zabiegów technicznych umożliwiających powstanie warunków wtórnego zabagnienia, usuwania niepożądanой roślinności oraz wprowadzenia i ochrony diaspor typowej roślinności torfotwórczej, jak ma to miejsce w przypadku silnie zdegradowanych terenów po mechanicznej eksploatacji torfu (np. Graf i inni 2012, Karofeld i inni 2016).

Badania na terenach pogórnicych i poprzemysłowych różnego pochodzenia wskazują, że na spontaniczny rozwój roślinności w znacznym stopniu wpływają takie czynniki podłoża, jak odczyn (Wiegleb i Felink 2000, Krimer i Mahn 2001, Řehouňková i Prach 2006, Adlay i inni 2011, Pallavicini i inni 2015, Prach i inni 2016), warunki wodne (Wiegleb i Felink 2000, Řehouňková i Prach 2006, Konvalinková i Prach 2014, Prach i inni 2016), uziarnienie (Krimer i Mahn 2001, Řehouňková i Prach 2006, Pallavicini i inni 2015), zawartość składników pokarmowych (Wiegleb i Felink 2000, Pallavicini i inni 2015). Wykazanie związku pomiędzy określonymi parametrami podłoża a zbiorowiskami roślinnymi (lub gatunkami) może stanowić podstawę selekcji gatunków najlepiej dopasowanych do określonego siedliska w ramach projektów rekultywacji lub odwrotnie, wskazywać jakie właściwości podłoża należy zmodyfikować w celu polepszenia warunków rozwoju docelowych zbiorowisk roślinnych. Generalnie, przewidzenie kierunku i tempa sukcesji na terenach zdegradowanych jest jednak niezwykle trudne, dlatego cele rekultywacji powinny być możliwie ogólne, zakładające raczej odtworzenie lub nadanie pewnych funkcji ekosystemów niż określonego składu gatunkowego roślinności (Walker i del Moor 2008).

Hipoteza badawcza: Parametry podłoża na terenach zdegradowanych determinują kierunek i tempo sukcesji roślinnej.

Celem badań podjętych w ramach cyklu publikacji stanowiących oryginalne osiągnięcie naukowe było określenie możliwości kierowania procesem sukcesji roślinnej w rekultywacji

i przyrodniczym zagospodarowaniu terenów zdegradowanych poprzez kształtowanie lub modyfikowanie parametrów podłoża.

W celu rozwiązania problemu badawczego dokonano oceny jakości podłoża oraz rozwoju spontanicznej roślinności na wytypowanych obiektach badawczych, na których zastosowano różne działania w ramach rekultywacji:

- przykrycie warstwą glebotwórczą i wysiew mieszanki nasion do zadarnień, na przykładzie składowiska odpadów chemicznych [zał. 4: B.1.1, B.1.2, B.1.3],
- wykonanie nasadzeń roślinności drzewiastej i krzewiastej, na przykładzie składowiska odpadów węgla kamiennego [zał. 4: B.1.4],
- brak interwencji, na przykładzie terenów po eksploatacji torfu [zał. 4: B.1.5, B.1.6].

W odniesieniu do poszczególnych obiektów określono wpływ parametrów podłoża na rozwój spontanicznej roślinności stosując wielocechową analizę statystyczną. Dało to podstawę do wskazania, które parametry podłoża w największym stopniu decydowały o kierunku sukcesji roślinnej na badanych obiektach oraz jaki był wpływ zastosowanych działań rekultywacyjnych lub ich braku. Umożliwiło to wyciągnięcie wniosków dotyczących możliwości kierowania procesem sukcesji w celu kształtowania ekosystemów poprzez planowanie odpowiedniego zakresu zabiegów rekultywacyjnych.

3.3. Wyniki badań

Informacje podstawowe

Do badań wytypowałam trzy obiekty:

- składowisko odpadów chemicznych,
- składowisko odpadów pogórnich,
- tereny po eksploatacji torfu.

Każdy obiekt reprezentował inne warunki do rozwoju spontanicznej roślinności wynikające z rodzaju degradacji oraz zakresu wykonanych zabiegów rekultywacyjnych. Badania prowadzone na każdym obiekcie dotyczyły właściwości podłoża oraz roślinności, i obejmowały swoim zakresem prace terenowe, laboratoryjne i kameralne. Schemat rozmieszczenia powierzchni badawczych oraz zakres badań został zaplanowany odpowiednio do specyfiki każdego obiektu. Badania roślinności oraz laboratoryjne analizy gleboznawcze wykonywano według procedur standardowo stosowanych w obu dziedzinach (np. Lityński 1976, Myślińska 2001, Dzwonko 2007, Mocek i Drzymała 2010). Prace kameralne obejmowały statystyczne opracowanie wyników badań, w tym wielocechową analizę statystyczną umożliwiającą określenie wpływu badanych czynników środowiskowych na rozwój roślinności. Do opracowania wyników zastosowano między innymi nietendencyjną analizę zgodności (DCA, ang. *Detrended Correspondence Analysis*), analizę składowych głównych (PCA, ang. *Principal Component Analysis*), analizę redundancji (RDA, ang. *Redundancy Analysis*).

Analiza wyników badań

Analiza właściwości fizycznych i chemicznych warstwy izolacyjnej na zrehabilitowanych osadnikach posodowych byłych KZS Solvay. Zając E. 2009. Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych 38, 388-395.

Revegetation of reclaimed soda waste dumps: effects of topsoil parameters. Zając E., Zarzycki J. 2012. Journal of Elementology 17, 3, 525-536.

Distribution of woody vegetation on soda waste dumps in relation to spatial variation in selected parameters of the mineral cover. Zając E., Klatka S., Zarzycki J. 2016. Journal of Ecological Engineering 17, 5: 49–56.

Pierwszy obiekt badawczy to składowisko odpadów posodowych byłych Krakowskich Zakładów Sodowych (KZS) „Solvay” [zał. 4: B.1.1, B.1.2, B.1.3]. Wytwarzane w toku działalności KZS odpady posodowe gromadzone były w naziemnych zbiornikach (osadnikach), a w swoim składzie zawierały one głównie węglan wapnia w postaci drobnokrystalicznej zawiesiny w roztworze chlorku wapnia i wody (Pałka i Sanecki 1992). Wykazywały silnie alkaliczny odczyn ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ 9,20–12,30; średnia 11,37) i wysokie zasolenie ($0,12\text{--}4,21 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$; średnia $2,43 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) (Boroń i inni 2000, Zając i inni 2007). Ze względu na znaczną uciążliwość dla środowiska i otaczających terenów zabudowanych, zwłaszcza mieszkaniowych (powstawanie silnie zasolonych odcieków, pylenie przesychniętych odpadów), składowisko przeznaczono do rekultywacji i zagospodarowania jako teren zieleni urządzonej. W latach 1989–1995 przeprowadzono prace rekultywacyjne na części osadników, które polegały przede wszystkim na rozplantowaniu obwałowań oddzielających poszczególne osadniki, nawiezieniu warstwy mineralnej nadkładu glebowego, wysiewie nawozów mineralnych oraz mieszanki traw i roślin bobowatych (Małecki 1997). Do przykrycia terenu wykorzystano głównie materiał pochodzący z głębokich wykopów (podglebie). Po wykonaniu prac teren był pozostawiony bez dalszych zabiegów pielęgnacyjnych.

Szczegółowymi badaniami objęty został najmłodszy kompleks osadników (nr 21-25) o powierzchni 17,43 ha, na którym powierzchniowo badawcze zostały rozmieszczone w regularnej siatce kwadratów. Badania właściwości mineralnej warstwy glebotwórczej, nawiezionej w ramach rekultywacji, obejmowały pomiar jej miąższości, określenie składu granulometrycznego metodą areometryczną, odczynu metodą potencjometryczną, przewodnictwa elektrycznego właściwego metodą konduktometryczną, zawartości węgla organicznego metodą Tiurina, zawartości azotu ogólnego metodą Kjeldahla, zawartości przyswajalnego fosforu i potasu metodą Egnera-Riehma, zawartości wapnia i magnezu metodą ICP – AES [zał. 4: B.1.1, B.1.2, B.1.3]. Dla scharakteryzowania roślinności zielonej na każdej powierzchni badawczej wykonano zdjęcia fitosocjologiczne według metodyki Brauna-Blanqueta. Określono skład gatunkowy, pokrycie powierzchni przez poszczególne gatunki oraz wysokość biomasy. Dla ilościowego ujęcia znaczenia poszczególnych gatunków w zbiorowisku wyliczono ich stałość fitosocjologiczną oraz współczynnik pokrycia. Do dalszych

analiz statystycznych zinwentaryzowane gatunki zostały podzielone na grupy fitosocjologiczno-ekologiczne gatunków łąkowych i ruderalnych według kryteriów Ellenberga [zał. 4: B.1.2]. Dane wyjściowe do analizy rozwoju roślinności drzewiastej uzyskano na podstawie opracowanych warstw rastrowych wykorzystując zdjęcia lotnicze z lat 2003 i 2015. Ponadto, w roku 2015 wykonano inwentaryzację roślinności drzewiastej, którą objęto główne kępy. Dla każdego osobnika określono gatunek, zmierzono obwód pnia oraz wysokość przy użyciu klinometru [zał. 4: B.1.3].

Badany kompleks osadników posodowych byłych KZS „Solvay” w ramach rekultywacji technicznej został pokryty warstwą glebotwórczą z utworów gliniastych o średniej miąższości 0,25 m (zakres 0,10–0,68 m). Zdecydowana większość powierzchni (75%) przykryta była warstwą grubości od 0,1 do 0,3 m, która wykazywała uziarnienie gliny ciężkiej³ (76%) [zał. 4: B.1.1, B.1.2]. W oparciu o obliczony współczynnik zmienności (θ) można stwierdzić, że na badanym obszarze, najbardziej zmienna obszarowo była miąższość ($\theta = 44,25\%$). Z frakcji granulometrycznych średnią zmienność wykazywały piasek ($\theta = 32,57\%$) i pył ($\theta = 28,81\%$), natomiast frakcja ilasta małą ($\theta = 18,36\%$) [zał. 4: B.1.3]. Po około czternastu latach od zakończenia rekultywacji zawartość węgla organicznego oraz stosunek węgla do azotu mieściły się w zakresie najczęściej spotykanym w poziomach darniowych gleb mineralnych w Polsce. Nawieziony materiał glebowy wykazywał niską zawartość fosforu, z kolei zawartość potasu, a także magnezu była bardzo wysoka, co można wiązać z dominującym gatunkiem gleby oraz przeprowadzonym w ramach zabiegów rekultywacyjnych nawożeniem. Bardzo wysoka była zawartość wapnia (średnia $18\ 251,4\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ gleby), która prawdopodobnie wynikała z przenikania niektórych składników odpadu posodowego do warstwy mineralnej, również przy udziale fauny glebowej. Wpłynęło to na wartość odczynu, który był z reguły zasadowy (średnia $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}\ 7,61$, $\text{pH}_{\text{KCl}}\ 7,14$). Badany materiał wykazywał wartość przewodnictwa elektrycznego średnio $0,41\ \text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, a przekroczenie poziomu przyjmowanego jako szkodliwy dla większości roślin, tj. $1,0\ \text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ wystąpiło na mniej niż 1% powierzchni [zał. 4: B.1.1, B.1.2].

Rekultywacja osadników posodowych przy użyciu nadkładu glebowego spowodowała powstanie po latach mozaiki płatów roślinności o zróżnicowanym składzie gatunkowym, pokryciu powierzchni i wysokości głównej biomasy. Rekultywacja techniczna w połączeniu z wysiewem nasion początkowo wytworzyła okrywę roślinną złożoną głównie z gatunków łąkowych stosowanych powszechnie w rekultywacji terenów zdegradowanych, lecz brak dalszych zabiegów pielęgnacyjnych zapoczątkował spontaniczną sukcesję i spowodował przemiany w składzie gatunkowym. Rozwój roślinności na badanym kompleksie osadników był dosyć zróżnicowany. Ponad 70% powierzchni charakteryzowało się niepełnym pokryciem roślinnością. Stwierdzono występowanie 133 gatunków roślin, z czego 47 to gatunki łąkowe, a 40 gatunki ruderalne. Wśród pozostałych (46 gatunków) znajdowały się gatunki o bardzo zróżnicowanych wymaganiach siedliskowych, zarówno typowe dla

³ zgodnie z klasyfikacją utworów mineralnych według Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego z 2008 roku utwór ten odpowiada glinie ilastej

siedlisk wilgotnych, a nawet podmokłych, np. tojeść pospolita (*Lysimachia vulgaris*), trzcina pospolita (*Phragmites australis*), jak i ciepłych i suchych np. dzwonek jednostronny (*Campanula rapunculoides*) wiechlina spłaszczona (*Poa compressa*). W grupie gatunków łąkowych występowała znaczna liczba gatunków o wysokiej stałości, jednak nie osiągały one wysokich współczynników pokrycia (np. pięciornik gęsi (*Potentilla anserina*), marchew zwyczajna (*Daucus carota*), pasternak zwyczajny (*Pastinaca sativa*). Gatunki ruderalne występowały ze znacznie mniejszą stałością, lecz często dominowały (np. perz właściwy (*Agropyron repens*), lucerna siewna (*Medicago sativa*), wrotycz pospolity (*Tanacetum vulgare*). Wśród pozostałych gatunków powszechnie występował trzcinnik piaskowy osiągając często wysoki stopień pokrycia [zał. 4: B.1.2].

Roślinność drzewiasta porastająca zreultywowane osadniki wykształciła się spontanicznie i była mało różnorodna gatunkowo. Utrzymała się tu ograniczona liczba gatunków, które pojawiły się w pierwszej fazie zasiedlania. Zinventaryzowano siedem gatunków drzew, przy czym obecność trzech z nich: topoli białej (*Populus alba*), orzecha włoskiego (*Juglans regia*) i czerechy pospolitej (*Padus avium*) odnotowano jedynie dwukrotnie w przypadku każdego gatunku. Najliczniej występowały robinia akacjowa, a z mniejszą liczebnością topola osika, brzoza brodawkowata, a także wierzba iwa (*Salix caprea*). Udział w drzewostanie robinii akacjowej wynosił aż 84%, a pozostałych trzech gatunków odpowiednio 10%, 5% i 1%. W stosunku do stanu z 2003 roku nie stwierdzono pojawiania się nowych kęp zadrzewień, a tylko rozrastanie istniejących. Było to wynikiem konkurencji ze strony zwartej roślinności zielnej, początkowo z wysianych gatunków ze znacznym udziałem nostrzyka żółtego i białego, a w późniejszej fazie ze zdominowaniem warstwy zielnej przez silnie ekspansywne gatunki, jak trzcinnik piaskowy i perz właściwy. W takich warunkach kiełkowanie i rozwój siewek drzew o lekkich nasionach, np. brzozy brodawkowatej, było utrudnione. Większe szanse rozwoju miały gatunki rozmnażające się wegetatywnie, jak zdecydowanie dominująca w drzewostanie robinia akacjowa, czy topola osika. Odrosła miała szansę przebić się przez pokrywę roślinną i nekromasę, co było szczególnie istotne w warunkach braku koszenia. Dodatkowym czynnikiem ograniczającym pojawianie się siewek, a stymulującym wegetatywne rozmnażanie drzew były obserwowane na tym obszarze pożary [zał. 4: B.1.3].

Na podstawie wyników analizy statystycznej (DCA) stwierdzono, że występowanie i rozwój gatunków łąkowych i ruderalnych związany był z różnymi właściwościami podłoża. Na powierzchniach o większej miąższości mineralnej warstwy glebotwórczej, większej zasobności w azot oraz fosfor, a także większym udziale frakcji piasku lepiej rozwijały się gatunki ruderalne. W takich warunkach gatunki charakterystyczne dla klas *Artemisietea*, *Agropyreteae*, *Stellarieteae* rozrastały się silniej, lepiej pokrywały powierzchnie i osiągały większą biomasę. Szczególnie silnie rozwijały się gatunki klonalne rozmnażające się poprzez rozłogi, takie jak perz właściwy i trzcinnik piaskowy. Zwłaszcza ten drugi dobrze znosił małą miąższość nadkładu glebowego i charakteryzował się silną ekspansywnością. Dodatkowym czynnikiem ułatwiającym rozwój gatunków ruderalnych stanowiących konkurencję dla gatunków łąkowych był brak koszenia. Gatunki łąkowe mimo,

że stosunkowo licznie reprezentowane na badanych osadnikach nie tworzyły jednak typowych zbiorowisk, lecz pojawiały się w układach zarówno z gatunkami ruderalnymi, jak i innymi. Występowanie gatunków łąkowych związane było z mniejszą miąższością i żyznością nadkładu glebowego oraz większą zawartością frakcji ilastej. Ujemna zależność pomiędzy żyznością i biomasa a liczbą występujących gatunków jest powszechnie obserwowana w zbiorowiskach roślinnych. Z kolei korelację występowania gatunków łąkowych z większym udziałem frakcji ilastej można wiązać z niekorzystnymi warunkami powietrzno-wodnymi utworu glebowego, co osłabiało rozwój silnie konkurencyjnych gatunków ruderalnych. Objawiało się to niższym stopniem pokrycia powierzchni i mniejszą wysokością głównej biomasy na powierzchniach z dominacją gatunków łąkowych [zał. 4: B.1.2]. Właściwości nadkładu mineralnego zastosowanego w rekultywacji kompleksu osadników posodowych w większym stopniu wpływały na zróżnicowanie rozwoju roślinności zielnej, niż drzewostanu. Rozwój roślinności drzewiastej na tym obszarze rozpatrywano na tle zmienności przestrzennej miąższości i składu granulometrycznego nadkładu glebowego [zał. 4: B.1.3]. Wykreślono mapy zmienności przestrzennej badanych parametrów z wykorzystaniem metody krigingu, na które nałożono warstwy rastrowe obrazujące rozmieszczenie roślinności drzewiastej w latach 2003 i 2015. Nie stwierdzono ścisłego powiązania rozkładu miąższości i składu granulometrycznego nadkładu glebowego z rozmieszczeniem kęp drzew. Nie występowały one w strefie o największej miąższości, natomiast ich rozmieszczenie wyraźniej wiązało się z przebiegiem dawnych obwałowań wewnętrznych oddzielających poszczególne osadniki. Obwałowania wykonane były z materiałów odpadowych takich jak żużel, nieprzepały kamienia wapiennego, popioły paleniskowe (Pałka i Sanecki 1992), a ich korony zostały rozplantowane w procesie rekultywacji. Sugeruje to, że domieszka gruboziarnistego materiału była czynnikiem ułatwiającym rozwój systemu korzeniowego drzew, czego potwierdzeniem był lepszy rozwój roślinności drzewiastej na obwałowaniach zewnętrznych osadników wykonanych z tego samego materiału. Nawieziona warstwa utworów gliniastych wykazywała wadliwe stosunki powietrzno-wodne i była generalnie za płytka dla rozwoju wykształcających głęboki system korzeniowy drzew.

Po czternastu latach przemian roślinności na osadnikach posodowych zrekultywowanych przez nawiezienie płytkiej warstwy materiału glebowego oraz obsiew mieszką traw i roślin bobowatych w niewielkim stopniu utrzymały się gatunki z wysiewu. Wśród roślinności zielnej dominowały gatunki pojawiające się spontanicznie z przewagą trzcinnika piaskowego, a roślinność drzewiasta pochodziła wyłącznie z samosiewu i była zdominowana przez ekspansywny gatunek, robinie akacjową. Czynnikiem wpływającym na taki kierunek sukcesji był również brak zbiegów pielęgnacyjnych, tj. koszenia. Zbyt płytka dla prawidłowego rozwoju roślinności drzewiastej warstwa nadkładu glebowego oraz konkurencja ze strony roślinności zielnej stanowiły główne czynniki ograniczające pojawianie się bardziej wymagających gatunków drzew, co może prowadzić do zatrzymania sukcesji na poziomie gatunków pionierskich.

W przypadku realizacji zapisanego w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego kierunku zagospodarowania terenu składowiska odpadów posodowych byłych KZS „Solvay” jako terenu zieleni urządzonej należy rozważyć kwestię docelowej struktury kształtowanego ekosystemu, i w konsekwencji do tego wybrać jeden z modeli postępowania: a) dalsze zabiegi rekultywacyjne poprawiające jakość podłoża i wzbogacenie składu gatunkowego drzewostanu lub b) zagospodarowanie w oparciu o stan istniejący, przy jednoczesnej kontroli przebiegu naturalnej sukcesji roślinnej, zwłaszcza rozprzestrzeniania się gatunków inwazyjnych (robinia akacyjowa, trzcinnik pisakowy). W obecnej sytuacji realizacja drugiego modelu będzie bardziej uzasadniona zarówno pod względem ekonomicznym, jak i ekologicznym [zał. 4: B.1.3]. Prawidłowe przyrodnicze zagospodarowanie terenu osadników jest tym bardziej istotne, że jest on otoczony osiedlami mieszkaniowymi oraz sąsiaduje bezpośrednio z jednym z najważniejszych miejsc pielgrzymkowych w Polsce – Sanktuarium Bożego Miłosierdzia i Centrum Jana Pawła II. Udana inwestycja, która docelowo może objąć powierzchnię kilkudziesięciu hektarów osadników posodowych powinna w przyszłości stanowić wzorzec rekultywacji i zagospodarowania terenów przemysłowych.

Wpływ aktywności termicznej zwałowiska odpadów węgla kamiennego na rozwój roślinności.

Zajac E., Zarzycki J. 2013. Annual Set The Environment Protection (Rocznik Ochrona Środowiska), 15 (2), 1862-1880.

Drugim obiektem badawczym było zwałowisko byłej Kopalni Węgla Kamiennego „Dębieńsko” w Leszczynach-Czerwionce [zał 4: B.1.4]. Istnieje wiele badań prowadzonych nad zarastaniem zwałowisk po górnictwie węgla kamiennego, natomiast brakuje wśród nich prac dotyczących rozwoju roślinności na zwałowiskach aktywnych termicznie. Dlatego do badań wytypowano porośniętą roślinnością, czynną termicznie hałdę stożkową, która powstała w wyniku składowania odpadów powęglowych z procesu wydobywczego (kamień z pomieszanymi drobnymi frakcjami węgla) oraz przerobczego (kamień popłuczkowy). W składzie mineralnym odpadów przeważały kaolinit, illit i mieszane warstwy illitowo-montmorillonitowe. Domieszka pirytu stanowiła ok. 0,9%, a węgla ok. 10–20% (Chudek red. 2002). Według uzyskanych informacji w latach 80. XX wieku na części hałdy wykonano nasadzenia drzew i krzewów. Brak jednak dokładnych danych na temat zakresu prac.

Powierzchnie badawcze rozmieszczono systematycznie w transekcie wysokościowym w kierunku NE-SW. Z każdej powierzchni pobrano próby materiału (z trzech głębokości do 50 cm) do analiz laboratoryjnych i oznaczono skład granulometryczny metodą sitową i areometryczną, odczyn metodą potencjometryczną, przewodnictwo elektryczne właściwe metodą konduktometryczną, zawartość węglanów metodą Scheiblera, całkowitą kationową pojemność sorpcyjną metodą sorpcji błękitu metylenowego oraz wskaźnik plastyczności jako różnicę pomiędzy granicą płynności i plastyczności. Zakres wykonywanych oznaczeń miał umożliwić ocenę przydatności badanego gruntu do rekultywacji biologicznej według punktowej klasyfikacji, tzw. liczby bonitacyjnej zaproponowanej przez Skawinę

i Trafas (1971). Ponadto na każdej powierzchni badawczej wykonywano pomiary temperatury powierzchniowej warstwy podłoża. Badania roślinności w oparciu o zdjęcia fitosocjologiczne wykonane według metodyki Brauna-Blanqueta, obejmowały określenie składu gatunkowego, stałości występowania poszczególnych gatunków oraz oszacowanie procentu pokrycia powierzchni przez rośliny w warstwach wysokościowych: drzewa (ponad 6 m), krzewy i podrost (2–6 m), roślinność zielna (do 2 m), mszaki. Pomierzono również wysokość i obwód pnia drzew oraz obliczono ich miąższość wzorami empirycznymi.

Badana hałda jest przykładem obiektu, gdzie roślinność rozwija się bezpośrednio w materiale odpadowym po górnictwie węgla kamiennego. Z przeprowadzonych badań podłoża wynika, że w procesie wietrzenia składowany materiał odpadowy ulega stopniowemu rozdrobnieniu. Widoczny był wzrost wraz z głębokością udziału części szkieletowych w badanym utworze, który mieści się w granicach średnio od 49,53% w warstwie 0–10 cm do 82,75% w warstwie 30–50 cm. Wśród części ziemistych do głębokości 50 cm zdecydowanie przeważała frakcja piasku (65,5–71,5%), pył stanowił od 22,1% do 24,7%, a il pomiędzy 6,3% a 11,3%. Zdolności sorpcyjne utworu były małe do średnich (CEC od 3,96 do 5,89 $\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$). Zawartość węglanów była niewykrywalna. Na podstawie liczby bonitacyjnej badany utwór zaliczony został do klasy C, a więc do gruntów wadliwych, przydatnych do rekultywacji leśnej dopiero po częściowym ulepszeniu. Klasyfikacja ta musi być jednak uzupełniona o badania pod kątem toksyczności utworu dla roślin. W tym przypadku istotnym źródłem fitotoksyczności była czynność termiczna powodująca wzrost temperatury podłoża, a także wyziewy gazów. Odczyn był generalnie silnie kwaśny, lecz $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ nie spadało poniżej 3,5 (wartość z reguły przyjmowana jako graniczna dla gruntów zwałowisk). Toksyczne dla większości roślin wartości przewodnictwa elektrycznego stwierdzono jedynie w strefie szczytowej stożka (max $7 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$), co miało związek z wytrącaniem się soli w warstwie powierzchniowej na skutek zachodzącej reakcji termicznej. Wartości średnie przewodnictwa elektrycznego w pozostałych strefach ($0,11\text{--}0,18 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) wskazywały na przemycie odpadów do głębokości 50 cm z nadmiaru soli przez infiltrujące wody opadowe.

Na badanej hałdzie występowały 53 gatunki roślin naczyniowych z różnych grup fitosocjologiczno-ekologicznych (15 leśnych i zaroślowych, 10 ruderalnych, 4 łąkowych i 24 o niejednoznacznej przynależności fitosocjologicznej). Charakterystyczny był duży udział gatunków drzewiastych i krzewiastych we wszystkich warstwach wysokościowych. Obfite występowanie osobników młodocianych drzew świadczyło o ich spontanicznym rozprzestrzenianiu się. Obecność takich gatunków, jak: topola balsamiczna (*Populus balsamifera*), czeremcha amerykańska (*Padus serotina*), grab (*Carpinus betulus*) czy dąb czerwony (*Quercus rubra*) wskazywało, że pochodzą one z nasadzeń celowych wykonanych w latach 80. XX wieku. Generalnie gatunki wchodzące w skład drzewostanu, zarówno te z nasadzeń, jak i pojawiające się spontanicznie należały do zalecanych do rekultywacji i biologicznego zagospodarowania odpadów górnictwa węgla kamiennego. Pod względem miąższości w warstwie drzew zdecydowanie dominowała topola balsamiczna

(max powyżej 7 m³ na 100 m² powierzchni). Znacznie mniejszą miąższość (poniżej 2 m³) osiągały kolejno brzoza brodawkowata, dąb szypułkowy (*Quercus robur*) i klon jawor (*Acer pseudoplatanus*). Z roślin zielnych z dużą stałością występował trzcinnik piaskowy, lecz nie osiągał dużego pokrycia. Stosunkowo częste były także inne gatunki ruderalne, np. przytulia czepna (*Galium aparine*), czy niecierpek drobnokwiatowy (*Impatiens parviflora*). Mszaki występowały tylko na powierzchniach o ekspozycji północnej.

Ponieważ w warstwie zielnej występowały jedynie gatunki pojawiające się spontanicznie przyjęto, że ich skład odzwierciedlał panujące na danej powierzchni warunki siedliskowe. Dlatego wartości procentowego pokrycia powierzchni przez poszczególne gatunki w tej warstwie zostały wykorzystane do przeprowadzenia numerycznej klasyfikacji powierzchni, na podstawie której wydzielono trzy strefy o zróżnicowanej roślinności (1, 2, 4) oraz czwartą, strefę ekshalacyjną (3) termicznie czynnej hałdy, w której roślinność nie występowała.

Roślinność porastająca hałdę była znacznie zróżnicowana fizjonomicznie i gatunkowo. Miało to związek z ekspozycją stoku oraz temperaturą wierzchniej warstwy podłoża, co potwierdzono w statystycznej analizie wielocехowej (DCA). Temperatura podłoża wzrastała wraz z wysokością i różniła się w zależności od ekspozycji. Istotnymi czynnikami różnicującymi były również pH oraz zawartość części szkieletowych. Na podstawie analiz statystycznych wykazano, że w strefach 1 i 4 głównym czynnikiem różnicującym roślinność była ekspozycja stoku, natomiast w strefie 2 czynnikiem tym był wzrost temperatury podłoża. W strefie tej nieco niższe było pH podłoża, a wyższy udział części szkieletowych. W strefie 1, o ekspozycji północnej, roślinność w większym stopniu przypominała zbiorowiska leśne i zaroślowe. Warstwa zielna była tu najlepiej rozwinięta, w przeciwieństwie do strefy 4, o ekspozycji południowej, gdzie zanotowano najmniejszą liczbę gatunków roślin zielnych. W obu strefach głównym składnikiem drzewostanu była pochodząca z nasadzeń topola balsamiczna, jednak jej miąższość była znacznie mniejsza w strefie o ekspozycji południowej. Pozostałe gatunki odgrywały mniejszą rolę, przy czym w strefie o ekspozycji południowej lepiej rozwijały się gatunki światłolubne, jak dąb szypułkowy i brzoza brodawkowata. Wpływ rosnącej temperatury uwidaczniał się wraz z wysokością. Oddziaływanie to objawiało się stopniowo, początkowo zmniejszaniem się miąższości drzew i zróżnicowaniem roślinności we wszystkich warstwach (strefa 2), aż do całkowitego jej zaniku w części szczytowej (strefa 3). Warstwa drzew w strefie 2 była bardzo słabo rozwinięta, a rosnące tu głównie brzoza brodawkowata i robinia akacjowa wykazywały słaby wzrost, znaczne deformacje morfologiczne i dużą ilość posuszu. Wraz ze wzrostem temperatury następowało zmniejszanie się udziału wysokich drzew na korzyść podrostu, głównie czeremchy amerykańskiej i brzozy (stok północny) oraz robinii (stok południowy).

Na podstawie wyników badań stwierdzono, że wykonanie nasadzeń drzew na części badanej hałdy i pozostawienie jej bez dalszych zabiegów, po niemal trzydziestu latach okazało się skutecznym sposobem kierowania sukcesją. Takie podejście dało podstawę do szybkiego wykształcenia zadrzewień pełniących przede wszystkim funkcję ochronną (erozja wodna i wietrzna). Początkowo

kierunek sukcesji został nadany przez skład gatunkowy nasadzonych roślin, odpowiednio dobranych do warunków podłoża. Skład gatunkowy roślinności drzewiastej i zielnej zmieniał się w zależności od lokalnych warunków siedliskowych związanych głównie z ekspozycją i temperaturą podłoża, co świadczy o zdolności fitocenozy do samoregulacji. Następnym etapem kierowania procesem sukcesji powinna być kontrola rozprzestrzeniania się gatunków inwazyjnych (robinia akacja, czeremcha amerykańska) na obszarze nie objętym skutkami aktywności termicznej hałdy. Ich pozostawienie w strefie ekstremalnych warunków siedliskowych jest niezbędne.

Degradation of peat surface on an abandoned post-extracted bog and implications for re-vegetation.
Zajac E., Zarzycki J., Ryczek M. Applied Ecology and Environmental Research 16(3), 3363–3380.

Substrate quality and spontaneous re-vegetation of an abandoned post-extracted peatland: case study of a polish mountain bog. **Zajac E., Zarzycki J., Ryczek M.** Mires and Peat, 21, 1–14.

Trzeci obiekt badawczy stanowiły dwa pola (A i B) po mechanicznej eksploatacji torfu wysokiego na torfowisku „Bór za Lasem” w Kotlinie Orawsko-Nowotarskiej [zał 4: **B.1.5, B.1.6**]. Torfowisko znajduje się na obszarze sieci Natura 2000. Eksploatację torfu na polu A (ok. 16 ha) prowadzono od początku lat 60. do początku lat 80. XX wieku. Następnie kontynuowano wydobycie torfu na polu B (ok. 8 ha), które prowadzono do początku lat 90. XX wieku. Po zakończeniu eksploatacji obydwie pola zostały pozostawione naturalnym procesom sukcesyjnym.

Prace badawcze miały na celu określenie stopnia degradacji powierzchniowej warstwy gleby na polach poeksploatacyjnych w różnym wieku (po około 20 i 30 latach od zakończenia eksploatacji), a następnie określenie zależności pomiędzy stopniem wtórnego przeobrażenia torfu a rozwojem roślinności, ze szczególnym uwzględnieniem znaczenia badanych czynników środowiskowych dla zasiedlania terenu przez gatunki charakterystyczne dla torfowisk typu wysokiego.

Na każdym polu poeksploatacyjnym powierzchnie badawcze rozmieszczono wzdłuż wyznaczonych transektów. Badania podłoża obejmowały określenie miąższości, gatunku i stopnia rozkładu torfu pozostałego po zakończeniu eksploatacji, pomiary poziomu wody gruntowej oraz ocenę stopnia wtórnego przeobrażenia torfu na skutek odwodnienia. Analizy laboratoryjne właściwości fizycznych, fizyko-wodnych i chemicznych wierzchniej warstwy gleby (0-10 cm, 10-20 cm) wykonano następującymi metodami: wskaźnik chłonności wodnej (W_1) według metodyki podanej przez Gawlika (1992), gęstość objętościową, porowatość ogólną, wilgotność objętościową oraz maksymalne nasycenie oznaczono w próbkach o nienaruszonej strukturze metodą grawimetryczną i wyliczono powszechnie stosowanymi formułami, gęstość fazy stałej obliczono według formuły Okruszko (1971) na podstawie popielności, krzywą charakterystyki wodnej (pF) wyznaczono metodą wirówkową, popielność oznaczono metodą strat prażenia, pH metodą potencjometryczną, przewodnictwo elektryczne metodą konduktometryczną, węgiel i azot całkowity oznaczono na analizatorze elementarnym CNS, zawartość azotu amonowego (NH_4^+) i azotanowego (NO_3^-)

oznaczono w analizatorze przepływowym FIAstar 5000, a fosfor przyswajalny metodą Egnera-Riehma. Na każdej powierzchni badawczej wykonano inwentaryzację roślinności oceniając procent pokrycia powierzchni przez gatunki roślin naczyniowych (drzewa, krzewinki, roślinność zielna) oraz mszaki (mchy właściwe i torfowce) [zał 4: B.1.5, B.1.6]. Wielocechowa analiza statystyczna zależności pomiędzy rozwojem spontanicznej roślinności a właściwościami podłoża, przeprowadzona była na poziomie poszczególnych gatunków (DCA) [zał 4: B.1.5] oraz grup gatunków o podobnych wymaganiach siedliskowych (PCA): a) roślinność typowa dla torfowisk wysokich (mchy torfowce, pozostałe gatunki), b) roślinność inna niż typowa dla torfowisk wysokich (mchy właściwe, drzewa, pozostałe gatunki) [zał 4: B.1.6]. Badano także, czy wskaźnik chłonności wodnej W_1 umożliwiający ilościową ocenę stopnia wtórnego przeobrażenia torfu, może być przydatny jako indyktor kierunku sukcesji roślinności na terenach poeksploatacyjnych torfowisk, co mogłoby ułatwić planowanie zakresu działań rekultywacyjnych w celu ukierunkowania sukcesji na rozwój roślinności wysokotorfowiskowej.

W analizie statystycznej wykazano istotne różnice badanych parametrów podłoża pomiędzy polami poeksploatacyjnymi. Różniły się one między innymi średnią miąższością torfu pozostałego po eksploatacji (pole A: 39,31 cm vs. pole B: 64,60 cm) oraz poziomem wody. Parametry te były ze sobą istotnie skorelowane ($r=-0,771$). Zaproponowany współczynnik wyrażający stosunek poziomu wody do miąższości warstwy torfu wskazywał na znacznie większe przesuszenie torfu na starszym polu poeksploatacyjnym A. Stwierdzono, że na powierzchniach badawczych o miąższości torfu poniżej 40 cm poziom wody (czerwiec-wrzesień) spadał od 13 cm do 22 cm poniżej warstwy torfu. Gdy miąższość torfu przekraczała 40 cm, głębokość poziomu wody wynosiła średnio 25cm na polu A oraz 16 cm na polu B pod powierzchnią terenu. Sugeruje to, że miąższość warstwy torfu pozostałej po zakończeniu eksploatacji ma znaczenie dla utrzymania stabilnego zwierciadła wody [zał 4: B.1.6].

Na podstawie statystycznej analizy wyników (testy istotności różnic, wielocechowa analiza statystyczna) stwierdzono, że w konsekwencji przesuszenia powierzchniowej warstwy gleby występowały istotne różnice we właściwościach fizycznych, fizyko-wodnych i chemicznych pomiędzy polami eksploatacyjnymi. Średnie wartości wskaźnika chłonności wodnej W_1 w badanych warstwach glebowych na polu A wskazywały na średnie do słabego stadium wtórnego przeobrażenia torfu, natomiast na polu B na słabe do inicjalnego. Zdolności retencyjne powierzchniowej warstwy torfu na obu polach były wysokie, jednak woda związana była silami, przekraczającymi fizjologiczne możliwości pobrania jej przez mchy torfowce. Udział makroporów w strukturze porowatości, a tym samym dostępnej dla mchów torfowców wody grawitacyjnej, był bardzo mały (pole A: 5,16%, pole B: 11,30%). Generalnie wykazano, że wraz ze wzrostem poziomu wody i miąższości torfu zmniejszały się gęstość objętościowa, wskaźnik chłonności wodnej W_1 , maksymalna higroskopowa pojemność wodna oraz zawartość azotu, natomiast rosły zawartość makroporów, porowatość ogólna, wilgotność gleby, kurczliwość objętościowa, pH, zawartość węgla oraz stosunek węgla od azotu. Stwierdzono także występowanie istotnych statystycznie, silnych korelacji pomiędzy wskaźnikiem chłonności

wodnej W_1 a porowatością ogólną, gęstością objętością, wilgotnością gleby, popielnością, kurczliwością objętościową oraz przeciętnych korelacji z miąższością torfu, zawartością węgla, stosunkiem węgla do azotu oraz pH. Pomimo wzrostu wartości pH, przewodnictwa elektrycznego oraz zawartości mineralnych form azotu w powierzchniowej warstwie gleby, siedlisko pozostawało kwaśne i ubogie w składniki odżywcze [zał 4: B.1.5, B.1.6].

Badania roślinności wykazały, że roślinność typowa dla torfowisk wysokich (*Sphagnum*, *Eriophorum vaginatum*, *Vaccinium uliginosum*, *Ledum palustre*, *Oxycoccus palustris*) osiągała pokrycie powierzchni 46% i była związana głównie z młodszym polem B. Mchy torfowce (pole A: pokrycie 4%, pole B: pokrycie 12%) nie tworzyły jednak ciągłej warstwy akrotelmu, a występowały w formie odseparowanych kęp. Spośród typowych dla torfowisk wysokich roślin naczyniowych, gatunkiem występującym z największą częstością oraz pokryciem była wełnianka pochwowata. Gatunki inne niż typowe dla torfowisk wysokich osiągały pokrycie powierzchni 85% i dominowały na starszym polu A. Reprezentowane były głównie przez drzewa (brzoza brodawkowata, sosna zwyczajna), mchy właściwe (głównie *Pleurozium* sp., *Politrychum* spp.) oraz wrzos zwyczajny. Bardzo nieliczne były natomiast gatunki charakterystyczne dla siedlisk minerotroficznych [zał 4: B.1.6].

W analizie statystycznej (RDA, efekt warunkowy) wykazano, że żaden spośród czynników abiotycznych rozpatrywanych pojedynczo (wpływ jednego czynnika pomniejszony o sumaryczny wpływ pozostałych czynników) nie był statystycznie istotny dla określenia wzorca zarastania na terenach poeksploatacyjnych, ze względu na istniejące pomiędzy nimi interkorelacje. Jednak rozpatrując wpływ poszczególnych czynników oddzielnie (RDA, efekt marginalny) istotnych okazało się 12, tj. poziom wody, wilgotność objętościowa, przewodność elektryczna, pole (czas od zakończenia eksploatacji), zawartość węgla, wskaźnik chłonności wodnej W_1 , miąższość torfu, zawartość NH_4^+ , kurczliwość objętościowa, stosunek węgla do azotu, porowatość ogólna i gęstość objętościowa. Najważniejszym czynnikiem był poziom wody (35% zmienności), który wpływał na stopień zaawansowania procesu wtórnego przeobrażenia torfu, a tym samym na właściwości gleby [zał 4: B.1.5]. W tym kontekście znaczenie poziomu wody dla kierunku sukcesji na terenach poeksploatacyjnych torfowisk nabiera jeszcze większego znaczenia, co potwierdziły wyniki wielocechowej analizy statystycznej [zał 4: B.1.5, B.1.6]. Rozwój mchów torfowców i innych gatunków typowych dla torfowisk wysokich (*Eriophorum vaginatum*, *Vaccinium uliginosum*, *Ledum palustre*, *Oxycoccus palustris*) wyraźnie związany był z większą miąższością torfu, wyższym poziomem wody, większą wilgotnością gleby oraz większą zawartością makroporów. Na takich powierzchniach badawczych torf był słabiej wtórnie przeobrażony, co wyrażała niższa wartość wskaźnika chłonności wodnej W_1 . Z kolei roślinność inna niż wysokotorfowiskowa, zwłaszcza mchy właściwe i drzewa, lepiej rozwijały się w warunkach większego przesuszenia, kiedy miąższość torfu była mniejsza, a stopień wtórnego przeobrażenia torfu wyrażony wskaźnikiem W_1 był większy.

W badaniach [zał 4: B.1.5, B.1.6] wykazano kluczowe znaczenie poziomu wody, miąższości torfu oraz właściwości fizyko-wodnych powierzchniowej warstwy gleby, zwłaszcza wskaźnika chłonności wodnej W_1 , wilgotności oraz zawartości makroporów, dla regeneracji roślinności typowej dla torfowisk wysokich. Ta relacja ma szczególne znaczenie dla mchów torfowców, gdyż nie posiadają korzeni i dlatego są bardziej zależne od warunków wodnych w wierzchniej warstwie torfu. Ujemna korelacja wskaźnika chłonności wodnej W_1 z występowaniem mchów torfowców i innych roślin wysokotorfowiskowych sugeruje, że może być on przydatny do oceny potencjału terenów poeksploatacyjnych torfowisk do spontanicznej regeneracji. Wykazano także, że na terenach poeksploatacyjnych torfowisk, które zostały pozostawione naturalnym procesom, właściwości powierzchniowej warstwy torfu ulegającej przesuszeniu pogarszają się z upływem czasu. Proces ten może być przyspieszany przez pojawiającą się spontanicznie roślinność naczyniową, zwłaszcza drzewa. Dlatego ukierunkowanie sukcesji na odtworzenie roślinności torfotwórczej wymaga wykonania zabiegów rekultywacyjnych (wtórne zabagnienie) jak najszybciej po zaprzestaniu eksploatacji torfu. Tylko wtedy możliwe jest zminimalizowanie negatywnych skutków odwodnienia, a w konsekwencji zmian w strukturze i właściwościach torfu oraz zahamowanie ekspansji drzew.

3.4. Podsumowanie

Najważniejsze wnioski, wynikające z badań zawartych w jednotematycznym cyklu publikacji, pt. „**Kierowanie sukcesją roślinną jako sposób kształtowania ekosystemów na terenach rekultywowanych i zagospodarowanych przyrodniczo**”, stanowiące istotny wkład w rozwój dyscypliny ochrona i kształtowanie środowiska:

1. Dla osiągnięcia pożądanego efektu rekultywacji terenów zdegradowanych ważne jest sprecyzowanie docelowego rodzaju ekosystemu (np. łąka, zadrzewienia, mokradło) na etapie ustalania kierunku rekultywacji i zagospodarowania terenu.
2. Pierwszym etapem wyboru podejścia do procesu rekultywacji terenów zdegradowanych powinna być identyfikacja czynników hamujących lub ograniczających rozwój roślinności. Na tej podstawie możliwe jest ustalenie niezbędnego zakresu działań interwencyjnych, które powinny doprowadzić ekosystem do stanu przyjętego jako docelowy z uwzględnieniem istniejących uwarunkowań ekonomiczno-technicznych.
3. Określenie parametrów podłoża, kluczowych dla rozwoju docelowych zbiorowisk roślinnych, stwarza możliwość ich kształtowania lub modyfikowania w celu kierowania procesem sukcesji, w tym zmianę jej kierunku oraz tempa. Ze względu na różnorodność problemów wynikających z określonych rodzajów degradacji trudno jednak ustalić zgeneralizowane i uniwersalne procedury postępowania.
4. W rekultywacji terenów zdegradowanych podejście oparte na pozostawieniu terenu spontanicznym procesom sukcesyjnym może być skutecznym rozwiązaniem, zwłaszcza gdy

docelowo roślinność ma pełnić głównie funkcje ochronną i glebotwórczą. Podejście takie może okazać się jednak niewystarczające, jeśli założonym efektem końcowym ma być odtworzenie ekosystemu (np. torfowiskowego), gdyż wymaga to nadania sukcesji określonego kierunku.

5. Kierowanie sukcesją w celu przyspieszenia jej tempa może być skutecznie realizowane bez wykonywania działań technicznych z zakresu kształtowania gleby, lecz poprzez wprowadzenie roślinności odpowiednio dobranej do właściwości podłoża, a następnie pozostawienie obiektu spontanicznym procesom. Takie postępowanie jest szczególnie zasadne, gdy wymagany jest szybki efekt w postaci zabezpieczenia przeciwoerozyjnego.
6. Kształtowanie warstwy glebotwórczej na terenach zdegradowanych różnego pochodzenia poprzez przykrycie powierzchni utworami o potencjale glebotwórczym ma uzasadnienie, jeżeli możliwości usunięcia lub samoistnego ustąpienia czynników uniemożliwiających rozwój roślinności jest mało prawdopodobne w akceptowalnych ramach czasowych. Takie postępowanie może być również zasadne przy wyborze niektórych kierunków zagospodarowania terenu lub w przypadku uciążliwości obiektu. Jednak nieodpowiednia dla rozwoju docelowych zbiorowisk roślinnych jakość warstwy glebotwórczej może prowadzić do zatrzymania spontanicznej sukcesji na poziomie gatunków pionierskich.
7. Kontrola rozprzestrzeniania się gatunków obcych i ekspansywnych powinna być niezbędnym elementem kierowania sukcesją na obiektach, gdzie kierunek zagospodarowania terenu zakłada wysoką wartość estetyczną, czy bardziej złożoną strukturę ekosystemu. Pozostawienie takich gatunków ma uzasadnienie jedynie, gdy warunki siedliskowe silnie ograniczają zasiedlanie terenu i rozwój gatunków rodzimych, a roślinność ma pełnić głównie funkcje ochronną.

3.5. Bibliografia

- Alday J.G., Marrs R.H., Martínez-Ruiz C. 2011. Vegetation succession on reclaimed coal wastes in Spain: the influence of soil and environmental factors. *Applied Vegetation Science*, 14: 84–94
- Athy E.R., Keiffer C.H., Stevens M.H. 2006. Effects of mulch on seedlings and soil on a closed landfill. *Restoration Ecology*, 14: 233-241.
- Bac S. 1930. Osiedlenie torfowiska dublańskiego pod wpływem odwodnienia. *Roczniki Nauk Rolniczych i Leśnych*, XXIII, Poznań.
- Bender J., Gilewska M. 2004. Rekultywacja w świetle badań i wdrożeń. *Roczniki Gleboznawcze*, t. LV nr 2: 29–46.
- Bieniek A., Łachacz A. 2010. Rekultywacja gruntów pogórnich kopalni torfu „Budwity”. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego* 137, *Inżynieria Środowiska*, 17: 138-150.
- Boroń K., Zajac E., Klatka S. 2000. Reclamation of waste dumps of the KSP “Solvay” in Krakow. *Inżynieria Ekologiczna*, 1: 58-64.

- Borůvka L., Kozák J., Můhlhanselová M., Donátová H., Nikodem A., Němeček K., Drábek O. 2012. Effect of covering with natural topsoil as a reclamation measure on brown-coal mining dumpsites. *Journal of Geochemical Exploration*, 113: 118–123.
- Bowen C.K., Schuman G.E., Olson R.A., Ingram L.J. 2005. Influence of topsoil depth on plant and soil attributes of 24-year old reclaimed mined lands. *Arid Land Research and Management*, 19: 267–284.
- Bradshaw A. 1983. The reconstruction of ecosystems presidential address to the British Ecological Society. *Journal of Applied Ecology*, 20: 1-17.
- Bradshaw A. 1997. Restoration of mined lands—using natural processes. *Ecological Engineering*, 8: 255–269.
- Bradshaw A. 2000. The use of natural processes in reclamation - advantages and difficulties. *Landscape and Urban Planning*, 51: 89-100.
- Chudek M. (red.). 2002. Koncepcja zagospodarowania zwałowiska kamienia pokopalnianego w Czerwionce-Leszczynach. KGBPiOP Politechnika Śląska, Gliwice, maszynopis.
- Cohn E., Rostański A., Tokarska-Guzik B., Trueman I., Woźniak G. 2001. The flora and vegetation of an old solvay process tip in Jaworzno (Upper Silesia, Poland). *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 70, 1: 47–60
- Dobson M.C., Moffat A.J. 1993. The potential for woodland establishment on landfill sites. Department of the Environment HMSO, London.
- Dyguś K. H., Siuta J., Wasiak G., Madej M. 2012. Roślinność składowisk odpadów komunalnych i przemysłowych. Seria: Monografie Wyższej Szkoły Ekologii i Zarządzania, Warszawa.
- Dzwonko Z. 2007. Przewodnik do badań fitosocjologicznych. Wydawnictwo Sorus, Poznań–Kraków.
- Ewing K. 2002. Mounding as a technique for restoration of Prairie on a capped landfill in the Puget Sound Lowlands. *Restoration Ecology*, 10: 289–296.
- Ferreira M.C., Vieira D.L.M. 2017. Topsoil for restoration: resprouting of root fragments and germination of pioneers trigger tropical dry forest regeneration. *Ecological Engineering* 1031–12.
- Gawlik J. 1992. Water holding capacity of peat formations as an index of the state of their secondary transformation. *Polish Journal of Soil Science* 25: 121–126.
- Ghoze M.K. 2001. Management of topsoil for geo-environmental reclamation of coal mining areas. *Environmental Geology*, 40: 1405–1410.
- Glińska-Lewczuk K., Burandt P., Łażniewska I., Łażniewski J., Menderski S., Pisarek W. 2014. Ochrona i renaturyzacja torfowisk wysokich w rezerwach Gązwa, Zielony Mechacz i Sołtysek w północno-wschodniej Polsce. *Polskie Towarzystwo Ochrony Ptaków*, Białowieża.
- González E., Rochefort L. 2014. Drivers of success in 53 cutover bogs restored by a moss layer transfer technique. *Ecological Engineering*, 68: 279–290.
- Graf M.D., Bérubé V., Rochefort L. 2012. Restoration of peatlands after peat extraction: Impacts, restoration goals, and techniques. In: Vitt, D.H., Bhatti, J.S. (eds.) *Restoration and Reclamation of Boreal Ecosystems*. Cambridge University Press: 259–280.
- Grodzińska K., Korzeniak U., Szarek-Łukaszewska G., Godzik B., 2000. Colonization of zinc mine spoils in southern Poland – preliminary studies on vegetation, seed rain and seed bank. *Fragmenta Floristica Geobotanica Polonica*, 45(1–2): 123–145.
- Gworek B., Barański A., Kondzielski I., Kucharski R., Sas-Nowosielska A., Małkowski E., Nogaj K., Rzychoń D., Worsztynowicz A. 2004. *Technologie rekultywacji gleb*. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.
- GUS 2017. *Ochrona Środowiska*. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.

- Herbichowa M., Pawlacyk P., Stańko R. 2007. Ochrona wysokich torfowisk bałtyckich. Doświadczenia i rezultaty projektu LIFE04NAT/PL/000208 PLBALTBOGS. Wydawnictwo Klubu Przyrodników Świebodzin.
- Hobbs R.J. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4: 93–110.
- Hobbs R.J. 2007. Setting effective and realistic restoration goals: key directions for research. *Restoration Ecology* 15: 354–357.
- Hobbs R.J., Cramer V.A. 2008. Restoration ecology: interventionist approaches for restoring and maintaining ecosystem function in the face of rapid environmental change. *Annual Review of Environment and Resources* 33: 39–61.
- Hodačová D., Prach K. 2003. Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration Ecology*, 11: 385–391.
- Holl K.D., Aide T.M. 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management* 261: 1558–1563.
- IPCC (2014). 2013. Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands. Hiraiishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M., Troxler, T.G. (eds.). IPCC, Switzerland, 354 pp.
- Illicki P. 1996. Metodyka waloryzacji użytków ekologicznych w krajobrazie rolniczym wielkopolski. *Przegląd Naukowy, SGGW, Warszawa*, 10: 5-12.
- Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J.W., Prach K. (eds.). 2012. Ecological restoration in the Czech Republic. Nature Conservation Agency of the Czech Republic, Prague.
- Karczewska A. 2012. Ochrona gleb i rekultywacja terenów zdegradowanych. Wydania II poprawione, rozszerzone. Wydawnictwo UP we Wrocławiu.
- Karofeld E., Müür M., Vellak K. 2016. Factors affecting re-vegetation dynamics of experimentally restored extracted peatland in Estonia. *Environmental Science and Pollution Research*, 23:13706–13717.
- Kompała-Bąba A., Bąba W. 2013a. The spontaneous succession in a sand pit—the role of life history traits and species habitat preferences. *Polish Journal of Ecology*, 61:13–22.
- Kompała-Bąba A., Bąba W. 2013b. Udział traw (*Poaceae*) w zbiorowiskach roślinnych wykształcających się na nieużytkach hutnictwa żelaza występujących na obszarze Wyżyny Śląskiej, *Fragmenta Floristica Geobotanica Polonica*, 20(2): 267–284.
- Konvalinková P., Prach K. 2014. Environmental factors determining spontaneous recovery of industrially mined peat bogs: A multi-site analysis. *Ecological Engineering*, 69: 38–45.
- Kornaś J. 1996. Pięć wieków wymiany flor synantropijnych między Starym i Nowym Światem. *Wiadomości Botaniczne*, 40(1): 11-19.
- Kostrowicki A.S. 1970. Zastosowanie metod geobotanicznych w ocenie przydatności terenu dla potrzeb rekreacji i wypoczynku. *Przegląd Geograficzny*, XLII, 4: 632-644.
- Kostuch R., Twardy S. 2006. Roślinność zasiedlająca hutnicze wysypiska wielkopiecowe Nowej Huty. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, Rolnictwo*, 88(545): 147–156.
- Kirmer A., Mahn E.G. 2001. Spontaneous and initiated succession on unvegetated slopes in the abandoned lignite-mining area of Goitsche, Germany. *Applied Vegetation Science*, 4: 19-27.
- Krzaklewski W. 1979. Fitosocjologiczna metoda oceny warunków rekultywacji i leśnego zagospodarowania nieużytków na przykładzie skarpy zwałowiska kopalni “Adamów”. *Archiwum Ochrony Środowiska*, 3–4: 121–165.
- Krzaklewski W. 1988. Leśna rekultywacja i biologiczne zagospodarowanie nieużytków przemysłowych. Skrypt AR w Krakowie.

- Krzaklewski W. 2017. Podstawy rekultywacji leśnej. Lasy Państwowe, Kraków.
- Krzaklewski W., Pietrzykowski M. 2007. Diagnoza siedlisk na terenach pogórnich rekultywowanych dla leśnictwa, ze szczególnym uwzględnieniem metody fitosocjologiczno-glebowej. *Sylwan*, 1: 51–57.
- Lipka K. 1977-80. Inwentaryzacja torfowisk w Polsce. Instytut Melioracji Rolnych i Leśnych AR Kraków, maszynopis.
- Lityński T., Jurkowska H., Gorlach E. 1976. Analiza chemiczno-rolnicza. PWN Warszawa (in Polish).
- Małecki Z. 1997. Problemy sozologiczne aglomeracji miejsko- przemysłowych. Restrukturyzacja- likwidacja - zagospodarowanie KZS Solvay”. Komitet Inżynierii Środowiska PAN, Biuletyn nr 1.
- Martínez-Ruiz C., Fernández-Santos B. 2005. Natural revegetation on topsoiled mining spoils according to the exposure. *Acta Oecologica*, 28: 231–238.
- Martínez-Ruiz C., Marrs R.H. 2007. Some factors affecting successional change on uranium mine wastes: Insights for ecological restoration. *Ecological Engineering*, 30: 286-294.
- Myślińska E. 2001. Grunty organiczne i laboratoryjne metody ich badania. PWN, Warszawa.
- Mocek A., Drzymała S. 2010. Geneza, analiza i klasyfikacja gleb. Wydawnictwo UP, Poznań.
- Okruszko, H. 1971. Określenie ciężaru właściwego gleb hydrogenicznych na podstawie zawartości w nich części mineralnych. *Wiadomości IMUZ* 52: 7–54.
- Okruszko T., Mioduszewski W., Kucharski L. (red.). 2011. Ochrona i renaturyzacja mokradeł Kampinoskiego Parku Narodowego. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- Ostręga A., Uberman R. 2010. Kierunki rekultywacji i zagospodarowania – sposób wyboru, klasyfikacja i przykłady. *Górnictwo i Geoinżynieria*, 34(4): 445-461
- Pałka J., Sanecki L. 1992. Krakowskie Zakłady Sodowe „Solvay”. Raport o stanie istniejącym. DDJM - Biuro Architektoniczne, Kraków.
- Pallavicini Y., Alday J.G., Martínez-Ruiz C. 2015. Factors affecting herbaceous richness and biomass accumulation pattern of reclaimed coal mines. *Land Degradation & Development*, 26: 211-217.
- Paulo A. 2008. Przyrodnicze ograniczenia wyboru kierunku zagospodarowania terenów pogórnich. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi*, 24: 9–40.
- Pietrzykowski M. 2005. Charakterystyka wybranych cech roślinności drzewiastej na terenach rekultywowanych oraz pozostawionych procesowi sukcesji na przykładzie powierzchni badawczych na wyrobisku kopalni piasku „Szcakowa”. *Acta Agraria et Silvestria, Series Silvestria*, 63: 3–26.
- Pietrzykowski M. 2008. Soil and plant communities development and ecological effectiveness of reclamation on a sand mine cast. *Journal of Forest Science*, 54: 554–565.
- Podbielkowski Z. 1960. Zarastanie dołów potorfowych. *Monographiae Botanicae*, 10(1).
- Prach K., Marrs R., Pyšek P., van Diggelen R. 2007. Manipulation of succession. In: L.R. Walker, J. Walker, R.J. Hobbs (eds.) *Linking Restoration and Ecological Succession*. Springer.
- Prach K., Hobbs R.J. 2008. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology*, 16: 363–366.
- Prach K., Tichý L., Lencová K., Adámek M., Koutecký T., Sádlo J., Bartošová A., Novák J., Kovář P., Jírová A., Šmilauer P., Řehounková K. 2016. Does succession run towards potential natural vegetation? An analysis across seres. *Journal of Vegetation Science*, 27: 515–523.
- Prach K., Tolvanen A. 2016. How can we restore biodiversity and ecosystem services in mining and industrial sites? *Environmental Science and Pollution Research*, 23:13587–13590.

- Prach K., Řehouňková K., Lencová K., Jirová A., Konvalinková P., Mudrák O., Študent V., Vaněček Z., Tichý L., Petřík P., Šmilauer P., Pyšek P. 2014. Vegetation succession in restoration of disturbed sites in Central Europe: the direction of succession and species richness across 19 seres. *Applied Vegetation Science*, 17: 193–200.
- Pullin A.S. 2005. *Biologiczne podsatwy ochrony przyrody*. Państwowe Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Řehouňková K., Lencová K., Prach K. 2018. Spontaneous establishment of woodland during succession in a variety of central European disturbed sites. *Ecological Engineering*. 111: 94-99.
- Řehouňková K., Prach K. 2006. Spontaneous vegetation succession in disused gravel-sand pits: Role of local site and landscape factors. *Journal of Vegetation Science*. 17: 583-590.
- Robinson G.R., Handel S.N. 1995. Woody Plant Roots Fail to Penetrate a Clay-Lined Landfill: Management Implications. *Environ. Manage.*, 19 (1): 57-64.
- Rosik-Dulewska C. 2000. *Podstawy gospodarki odpadami*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Rostański A. 2006. Spontaniczne kształtowanie się pokrywy roślinnej na zwałowiskach po górnictwie węgla kamiennego na Górnym Śląsku. Wydawnictwo UŚ, Katowice.
- Rostański A., Woźniak G., 2007. Trawy (*Poaceae*) występujące spontanicznie na terenie nieużytków przemysłowych. *Fragmenta Floristica Geobotanica Polonica, Suppl.*, 9: 31–42.
- Salonen V. 1994. Revegetation of harvested peat surfaces in relation to substrate quality. *Journal of Vegetation Science*, 5: 403–408.
- Šebelíková L., Řehouňková K., Prach K. 2016. Spontaneous revegetation vs. forestry reclamation in post-mining sand pits. *Environmental Science and Pollution Research*, 23: 13598–13605.
- Siuta J. 1990. *Zasady rekultywacji terenów składowania odpadów chemicznych*. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Siuta J. 2014. Rekultywacyjna efektywność osadów ściekowych na składowisku odpadów posodowych Janikowie. *Inżynieria Ekologiczna*, 36: 98–119.
- Siuta J., Żukowski B. 2012. Wykonanie rekultywacji gruntów w latach 1975-2009 [w:] *Współczesne Problemy Ochrony i Kształtowania Środowiska, Monografie nr 3p „Wybrane problemy ochrony mokradeł”*: 132–147.
- Skawina T. 1958. Przebieg rozwoju procesów glebotwórczych na zwałowiskach kopalnictwa węgla. *Roczniki Gleboznawcze*, 7: 149–162.
- Skawina T., Trafas M. 1971. Zakres wykorzystania i sposób interpretacji wyników badań geologicznych dla potrzeb rekultywacji. *Ochrona Terenów Górniczych*, 16; 3–10.
- Strzyszczyński Z. 2004. Bezglebowa metoda rekultywacji terenów przemysłowych w woj. śląskim osiągnięcia i zagrożenia. *Roczniki Gleboznawcze*, t. LV nr 2: 405-418.
- Tokarska-Guzik B., Rostański A., Klotz F. 1991. Roślinność hałdy cynkowej w Katowicach Welnowcu. *Acta Biologica Silesiana*, 19(36): 94-102.
- Tokarska-Guzik B. 2001. Przyrodnicze zagospodarowanie terenów pogórnich. *Warsztaty 2001 nt. Przywracanie wartości użytkowych terenom górniczym, Mat. Symp.*: 209-222.
- Tropek R., Kadlec T., Karešová P., Spitzer L., Kočárek P., Malenovský I., Baňář P., Tuf I.H., Hejda M., Konvička M. 2010. Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropod and plants. *Journal of Applied Ecology*, 47: 139–147.
- Tropek R., Kadlec T., Hejda M., Kočárek P., Skuhrovec J., Malenovský I., Vodka S., Spitzer L., Karešová P., Baňář P., Konvička M. 2012. Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps. *Ecological Engineering*, 43, 13–18.

- Trzcińska-Tacik H. 1966. Flora i roślinność zwałów Krakowskich Zakładów Sodowych. *Fragmenta Floristica et Geobotanica*, 13(3): 243-307.
- Ustawa. 1995. Ustawa o ochronie gruntów rolnych i leśnych z dnia 3 lutego 1995 r. Dz.U. 1995 nr 16 poz. 78 z późniejszymi zmianami.
- Walker L.R., del Moral R. 2008. Transition Dynamics in Succession: Implications for Rates, Trajectories and Restoration In: Suding K., Hobbs R. J. (eds.) Chapter 3, *New Models for Ecosystem Dynamics and Restoration*. Island Press: 2–17.
- Walker L.R., Hölzel N., Marrs R., del Moral R., Prach K. 2014. Optimization of intervention levels in ecological restoration. *Applied Vegetation Science*, 17: 187–192.
- Wheeler B.D., Shaw S.C. 1995. Restoration of damaged peatlands: with particular reference to lowland raised bogs affected by peat extraction. Department of the Environment, London: HMSO.
- Wiegleb G., Felinks B. 2001. Primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia — chance or necessity *Ecological Engineering*, 17: 199–217.
- Woźniak, G. 2010. Zróżnicowanie roślinności na zwałach pogórnich Górnego Śląska. Diversity of vegetation on coal-mine heaps of the Upper Silesia (Poland). Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.
- Wysociński L. 2009. Zasady budowy składowisk odpadów. Instytut Techniki Budowlanej. Instrukcje, Wytyczne, Poradniki 444. Warszawa.
- Zajac E., Klatka S., Ryczek M. 2007. Wpływ nadkładu glebowego na zmiany odczynu i przewodnictwa elektrolitycznego odpadów posodowych w warunkach doświadczenia modelowego. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, PAN, Warszawa, 520, I, 213-219.
- Zarzycki J., Zajac E. 2001. Badania roślinności i podłoża na niezrekultywowanym osadniku byłych Krakowskich Zakładów Sodowych „Solvay”. *Zeszyty Naukowe AR w Krakowie*, 390(22): 37–46.

Ewelina Zajac

Dr inż. Ewelina Zajac