

AUTOREFERAT

Dr Katarzyna M. Zielińska

Katedra Geobotaniki i Ekologii Roślin
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska
Uniwersytet Łódzki

Łódź, marzec 2018

1. Imię i Nazwisko:

Katarzyna Maria Zielińska

2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe

30 VI 1997 – uzyskanie tytułu magistra ochrony środowiska na Wydziale Biologii i Nauk o Ziemi Uniwersytetu Łódzkiego (Katedra Ekologii Stosowanej). Temat pracy: „Ocena sezonowych i wieloletnich zmian zawartości fosforu w wybranych gatunkach wierzby pod kątem optymalizacji stref buforowych”; promotor pracy: prof. dr hab. Maciej Zalewski.

19 X 2004 – uzyskanie stopnia naukowego doktora nauk biologicznych w zakresie ekologii uchwałą Rady Wydziału Biologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Łódzkiego. Tytuł rozprawy doktorskiej: „Wpływ dróg na różnorodność flory naczyniowej lasów Bolimowskiego Parku Krajobrazowego”; promotor: prof. dr hab. Janina Jakubowska-Gabara.

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

10.10.2003 – 2005 – Zakład Systematyki i Geografii Roślin Katedry Geobotaniki i Ekologii Roślin Uniwersytetu Łódzkiego; stanowisko asystenta

01.10.2005 do dziś – Zakład Systematyki i Geografii Roślin Katedry Geobotaniki i Ekologii Roślin Uniwersytetu Łódzkiego; stanowisko adiunkta

4. Wskazanie osiągnięcia* wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. nr 65, poz. 595 ze zm.)

a) Tytuł osiągnięcia naukowego

Wpływ antropogenicznych liniowych luk w drzewostanie na różnorodność flory roślin naczyniowych i mszaków lasów użytkowanych gospodarczo

b) Wykaz autorskich publikacji stanowiących osiągnięcie naukowe

H1. Zielińska K.M., Misztal M., Zielińska A., Żywiec M. 2013. Influence of ditches on plant species diversity in the managed forests of central Poland. *Baltic Forestry* 19(2): 270-279.

URL: https://www.balticforestry.mi.lt/bf/index.php?option=com_content&view=article&id=344:zielinska-k-m-misztal-m-zielinska-a-and-zywiec-m-2013-influence-of-ditches-on-plant-species-diversity-in-the-managed-forests-of-central-poland-baltic-forestry-19-2-270-279&catid=42&Itemid=110

IF₂₀₁₃ 0,304 IF_{5-letni} 0,881 MNiSW₂₀₁₃ 15 MNiSW₂₀₁₃₋₂₀₁₆ 15

H2. Staniaszek-Kik M., Zielińska K.M., Misztal M. 2016. How do ditches contribute to bryophyte diversity in managed forests in East-Central Europe? *European Journal of Forest Research* 135: 621-632. DOI: 10.1007/s10342-016-0959-6

IF₂₀₁₆ 2,017 IF_{5-letni} 2,209 MNiSW₂₀₁₆ 35 MNiSW₂₀₁₃₋₂₀₁₆ 40

H3. Zielińska K.M., Staniaszek-Kik M., Misztal M. 2017. Vascular plants and bryophytes in managed forests – analysis of the impact of the old ditches on the species diversity (Central European Plain). *Applied Ecology And Environmental Research* 15(3): 1375-1392. DOI: http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1503_13751392

IF₂₀₁₇ 0,681 IF_{5-letni} 0,556 MNiSW₂₀₁₆ 15 MNiSW₂₀₁₃₋₂₀₁₆ 15

H4. Zielińska K.M., Misztal M., Zielińska A. 2015. Estimating the impact of ditches' presence on the diversity of forest flora. *European International Journal of Science and Technology* 4 (3):157-166.

URL: http://www.eijst.org.uk/images/frontImages/gallery/Vol._4_No._3/15._157-166.pdf

H5. Zielińska K.M., Kiedrzyński M., Grzyl A., Tomczyk P.P. 2018. Anthropogenic sites maintain the last individuals during the rapid decline of the lowland refugium of the alpine-arctic plant *Pulsatilla vernalis* (L.) Mill. *Pakistan Journal of Botany* 50(1): 211-215. URL: <https://www.pakbs.org/pjbot/papers/1515798518.pdf>

IF₂₀₁₇ 0,690 IF_{5-letni} 0,817 MNiSW₂₀₁₆ 20 MNiSW₂₀₁₃₋₂₀₁₆ 20

H6. Zielińska K.M., Kiedrzyński M., Grzyl A., Rewicz A. 2016. Forest roadsides harbour less competitive habitats for a relict mountain plant (*Pulsatilla vernalis*) in lowlands. *Scientific Reports* 6 :31913. DOI: 10.1038/srep31913

IF₂₀₁₆ 4,259 IF_{5-letni} 4,847 MNiSW₂₀₁₆ 40 MNiSW₂₀₁₃₋₂₀₁₆ 40

H7. Zielińska K.M., Kiedrzyński M., Chmura D. 2018. Anthropogenic linear gaps in managed forests – plant traits are associated with the structure and function of a gap. *Forest Ecology and Management* 413: 76-89. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.02.001>

IF₂₀₁₇ 3,064 IF_{5-letni} 3,387 MNiSW₂₀₁₆ 45 MNiSW₂₀₁₃₋₂₀₁₆ 45

Sumaryczny **Impact Factor** dla publikacji z osiągnięcia: **11,015**

Sumaryczny **5 letni Impact Factor** dla publikacji: **12,877**

Liczba punktów **MNiSW z roku opublikowania** (lub z ostatniej dostępnej listy): **170**

Liczba punktów **MNiSW wg. ujednoliconego wykazu** za lata 2013-2016: **175**

Liczba cytowań wymienionych publikacji wg bazy Web of Science: **14** (6 bez autocytowań, stan na dzień 31.03.2018)

c) Omówienie celu naukowego ww. prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania

WPLYW ANTROPOGENICZNYCH LINIOWYCH LUK W DRZEWOSTANIE
NA RÓŻNORODNOŚĆ FLORY ROŚLIN NACZYNIOWYCH I MSZAKÓW LASÓW
UŻYTKOWANYCH GOSPODARCZO

Zagadnienia dotyczące czynników warunkujących bogactwo i różnorodność flory lasów użytkowanych gospodarczo należą współcześnie do intensywnie badanych problemów naukowych (Bengtsson i in. 2000; Decocq i in. 2004; Young i in. 2005; Niemelä i in. 2005). Jednym z podstawowych czynników kształtujących różnorodność gatunkową w kompleksie leśnym jest zróżnicowanie siedliskowe, jakim się on charakteryzuje. Na zróżnicowanie cech gleb, dostępności do wód gruntowych i topografii terenu, analizowane w skali całego kompleksu leśnego, nakłada się zróżnicowanie drobnoskalowe. Warunki sprzyjające występowaniu określonych roślin naczyniowych i mszaków różnią się istotnie nawet w obrębie kilku metrów kwadratowych znajdujących się pod pojedynczym drzewem (inne są w bezpośrednim sąsiedztwie pnia niż w oddaleniu od niego) (Vellak i in. 2003). Zróżnicowanie środowiska życia roślin w takiej skali będą dalej nazywać zróżnicowaniem mikrosiedliskowym. W lasach o cechach naturalnych duży stopień tego typu zróżnicowania wynika z samej struktury fitocenozy. Jeżeli drzewostan jest zróżnicowany wiekowo i gatunkowo, to tworzy mozaikę mikrosiedlisk dla roślin żyjących w niższych warstwach lasu zależnie od zróżnicowanej dostępności światła i typu ściółki charakterystycznych dla poszczególnych gatunków drzew (Barbier i in. 2008). Drzewostany kształtowane przez spontaniczne i naturalne procesy charakteryzują się też obecnością luk powstających na skutek obumierania starych lub chorych drzew. Tworzenie się tego typu luk nie tylko zmienia warunki świetlne i mikroklimatyczne (Gálhidy i in. 2006) ale też mikrotopografię terenu poprzez obecność zagłębień i pagórków powykrótowych (Beatty 1984; Canham i in. 1990).

W przeciwieństwie do lasów naturalnych kompleksy użytkowane gospodarczo stanowią zwykle dość jednorodnie gatunkowo, stosunkowo młode i gęste drzewostany nasadzone na wyrównanym wcześniej gruncie. Są one wycinane zanim pojawią się w nich luki na skutek śmierci starych drzew. Zręby są szybko zalesiane. Efektem jest uproszczona struktura fitocenozy leśnych, a co za tym idzie mniejsze zróżnicowanie mikrosiedliskowe (Crow i in. 2002; Wohlgemuth i in. 2002). W tym kontekście ważne jest pytanie o rolę, jaką dla tego zróżnicowania odgrywają struktury antropogeniczne: drogi, rowy, tory

kolejowe i inne liniowe luki w drzewostanie, które są typowym elementem krajobrazu lasów użytkowanych gospodarczo (Baltzinger i in. 2011; Buckley i in. 2003; Peterken i Francis 1999). Struktury te będą dalej nazywać antropogenicznymi liniowymi lukami w drzewostanie (w skrócie ALG od angielskiego *Anthropogenic Linear Gaps*). Dwie cechy warunkują znaczenie antropogenicznych luk dla różnorodności gatunkowej. Pierwszą jest fakt, że w obrębie i w bezpośrednim sąsiedztwie tych struktur panują inne warunki mikrosiedliskowe niż pod zwartym drzewostanem. Drugą jest ich liniowy charakter – wysoki stosunek długości do szerokości może czynić z nich swego rodzaju korytarze ekologiczne (Forman i in. 2003; Lugo i Gucinski 2000; Suárez-Esteban i in. 2013; Watkins i in. 2003).

W ramach swojej rozprawy doktorskiej oraz innych prac podjętych na początku mojej drogi naukowej (Jakubowska-Gabara i Zielińska 2005, Zielińska 2007) analizowałam znaczenie szlaków komunikacyjnych dla różnorodności flory roślin naczyniowych na obszarze Puszczy Bolimowskiej. Wzdłuż dróg, nie tylko tych asfaltowych, o istotnym znaczeniu komunikacyjnym, ale także tych gruntowych, użytkowanych przez służby leśne, stwierdziłam dużo większe bogactwo gatunkowe niż w otaczających fitocenozach. Większość tych przydrożnych roślin to były gatunki pospolite, typowe dla siedlisk nieleśnych, a wiele z nich należało do antropofitów, czyli roślin obcego pochodzenia (Jakubowska-Gabara i Zielińska 2005, Zielińska 2007). Moje prace wpisywały się więc w nurt badań wykazujących negatywny wpływ obecności liniowych struktur antropogenicznych, jakimi są drogi, dla zachowania takiego składu gatunkowego flory kompleksów leśnych, który można by uznać za zbliżony do naturalnego (np. Watkins i in. 2003). Jednakże już w trakcie badań związanych z opracowywaniem rozprawy doktorskiej, a także w trakcie wielu kolejnych prac terenowych, dość często odnotowywałam obecność gatunków uznawanych za cenne (ze względu na swoją rzadkość lub zagrożenie wyginięciem) w niewielkiej odległości od dróg i innych tego typu struktur. Dotyczyło to zwłaszcza gatunków światłolubnych, typowych dla prześwietlonych fitocenz leśnych bądź luk w drzewostanie. Rozszerzając swoje zainteresowania na inne antropogeniczne struktury oprócz leśnych dróg stwierdziłam, że mogą być one źródłem zróżnicowania mikrosiedliskowego sprzyjającego dużej różnorodności rodzimych gatunków. Obserwacje te stały się przyczyną podjęcia dalszych badań nad wpływem antropogenicznych liniowych luk w drzewostanie na różnorodność gatunkową flory w lasach użytkowanych gospodarczo na polskim niżu.

W moich pracach oprócz roślin naczyniowych uwzględniłam mszaki. W porównaniu z roślinami naczyniowymi występowanie wielu gatunków mszaków nie jest tak bezpośrednio uzależnione od cech gleby, funkcjonują one w ekosystemie leśnym w zupełnie inny sposób (Beier i in. 1993; Hettenbergerová i in. 2013; Vellak i in. 2003). Zasadlają rozmaite podłoża (korę drzew, drewno, ściółkę, kamienie, odkrytą glebę) i wielu autorów podkreśla zależność różnorodności gatunkowej mszaków od zróżnicowania typów substratów dostępnych w konkretnym ekosystemie (Cole i in. 2008; Evans i in. 2012). Oczywiście obecność różnorodnych substratów to tylko jeden z czynników kształtujących zróżnicowanie mikrosiedlisk mszaków. W warunkach fitocenozy leśnej zwykle większe od nich rośliny naczyniowe tworzą mozaikę mikrosiedlisk także w aspekcie ilości dostępnego światła, mikroklimatu itp. Mszaki zasiedlają mikrohabitaty

obecne w obrębie habitatów zasiedlanych przez rośliny naczyniowe. Uwzględnienie w moich badaniach mszaków pozwoliło na pośrednie wnioskowanie o wpływie obecności ALG na zróżnicowanie mikrosiedliskowe także w tej skali.

Sformułowano hipotezę, że antropogeniczne liniowe luki w drzewostanie cechują się większą różnorodnością gatunkową roślin naczyniowych i mszaków w porównaniu do otaczających je lasów. Natomiast ze względu na zróżnicowaną rolę analizowanych grup taksonomicznych w ekosystemie leśnym założono, że reakcja roślin naczyniowych i mszaków na obecność struktur ALG będzie inna. Te hipotezy analizowano w czterech pierwszych artykułach wchodzących w skład omawianego cyklu prac. Dotyczą one różnorodności flory rowów melioracyjnych obecnych w kompleksach leśnych szeroko rozumianej Polski Środkowej. Spośród różnych typów antropogenicznych luk wybrano rowy ze względu na związane z nimi zróżnicowanie mikrotopografii terenu, a więc potencjalnie wysokie bogactwo mikrosiedlisk. Dane literaturowe wskazują na dodatni wpływ zróżnicowania mikrotopograficznego zarówno na bogactwo roślin naczyniowych, jak i mszaków (np. Löbel i in. 2006; Ulanova 2000; Vellak i in. 2003). Rola rowów melioracyjnych w kształtowaniu różnorodności biologicznej w krajobrazie rolniczym była dość szeroko badana (Herzon i Helenius 2008), natomiast w przypadku kompleksów leśnych prace badawcze były skoncentrowane przede wszystkim na negatywnym wpływie melioracji dla zachowania naturalnej szaty roślinnej lasów (Korpela 1999, 2004; Kurowski 2007). Aspekt znaczenia starych rowów w kompleksach leśnych, które zostały poddane melioracji dawno temu, i w przypadku których nie ma możliwości powrotu do pierwotnych stosunków wodnych, rzadko był przedmiotem analiz, chociaż nieliczne prace na ten temat wskazywały, że są to struktury o wyjątkowo dużym bogactwie florystycznym (Baltzinger i in. 2011; Banach 2009).

Badania terenowe przeprowadzono w typowych, użytkowanych kompleksach leśnych: borach sosnowych i mieszanych ze związku *Dicrano-Pinion* oraz lasach liściastych o charakterze grądów ze związku *Carpinion* (Matuszkiewicz 2001). Ze względu na zubożony i uproszczony skład gatunkowy lasów użytkowanych gospodarczo nie klasyfikowano ich do jednostek fitosocjologicznych, ale w analizach statystycznych podzielono je na kategorie lasów iglastych, mieszanych i liściastych (Barbier i in. 2008). Badane rowy nie nosiły śladów konserwacji (pogłębiania czy usuwania rosnącej w nich roślinności). Zaobserwowano też, że woda w badanych rowach pojawiała się tylko podczas intensywnych opadów lub na wiosnę. Warunki mikrosiedliskowe panujące w tych strukturach nie były więc zbliżone do warunków występujących w obrębie funkcjonujących cieków wodnych. Występujące w nich gatunki można podzielić na trzy grupy. Pierwsza to taksony typowe dla otaczających rowy zbiorowisk leśnych (jak choćby *Vaccinium myrtillus*, *Oxalis acetosella*, *Trientalis europaea*, *Lophocolea heterophylla*, *Pleurozium shreberi*). Druga to gatunki, które nie występowały lub były rzadziej notowane w otaczających rowy fitocenozach, ale w naturalnych zbiorowiskach leśnych zajmują siedliska wilgotne lub luki utworzone przez wykroty, a zwłaszcza tzw. zagłębienia powykrotowe, gdzie może okresowo gromadzić się woda (np. *Juncus effusus*, *Lysimachia nummularia*, *Scrophularia nodosa*, *Sphagnum fimbriatum*). Trzecia grupa gatunków to rośliny siedlisk związanych z działalnością człowieka, często określane nazwą roślin ruderalnych (*Dactylis glomerata*, *Pohlia wahlenbergii*). W celu zbadania wpływu

obecności rowów na różnorodność gatunkową założono szereg par powierzchni badawczych, z których jedna była położona w obrębie rowu, a druga (porównawcza) w obrębie fitocenozy leśnej, przez którą rów przebiegał.

Pierwsza ze wspomnianych czterech prac pt. **„Influence of ditches on plant species diversity in the managed forests of central Poland” (H1)** miała na celu analizę różnorodności flory naczyniowej rowów melioracyjnych przecinających fitocenozy leśne, rowów poprowadzonych wzdłuż leśnych dróg (nazywanych dalej rowami przydrożnymi) oraz okopów wojennych, których obecność wynika z historii badanego obszaru. Powierzchnie badawcze założone w tych ostatnich wykorzystano jako próbę porównawczą, gdyż okopy są strukturami o podobnych cechach topograficznych, ale nie są związane z odprowadzaniem wody.

Spośród 136 stwierdzonych gatunków roślin naczyniowych 63 (46%) zaobserwowano wyłącznie w rowach, a tylko cztery wyłącznie w otaczających je lasach. Analizując pary powierzchni (rów – las) stwierdzono istotne różnice pomiędzy florą powierzchni zlokalizowanych w rowach a florą powierzchni porównawczych. Średnie wartości wszystkich wziętych pod uwagę wskaźników (bogactwa gatunkowego czyli liczby gatunków, indeksu różnorodności Shannona, indeksu równocенności Pielou, indeksów waloru i odrębności florystycznej Géhu) były wyższe dla powierzchni zlokalizowanych w rowach. Najbardziej znacząca różnica dotyczyła bogactwa stwierdzonych gatunków oraz wskaźnika waloru florystycznego, który oprócz liczby gatunków uwzględnia ich frekwencję w próbie i jest tym większy im rzadsze gatunki odnotowano na danej powierzchni (Géhu 1979). Natomiast bardzo niewiele różniła się między powierzchniami w rowach, a tymi w otaczających je lasach, średnia wartość wskaźnika równocенności – dla wielu par powierzchni struktura dominacji gatunków była bardziej wyrównana w lesie niż w rowie. Podsumowując można stwierdzić, że podstawową cechą odróżniającą florę rowów od fory leśnej jest istotnie wyższe bogactwo gatunkowe. Jest to bogactwo taksonów pospolitych w skali kraju, ale występujących na powierzchniach badawczych z niską frekwencją. Nie stwierdzono istnienia grupy gatunków wskaźnikowych – typowych dla rowów, cechą charakterystyczną analizowanych struktur była natomiast duża liczba gatunków przypadkowych.

W artykule wykazano istotne różnice pomiędzy florą rowów mogących spełniać funkcje melioracyjne (śródleśnych i przydrożnych), a florą okopów. Okopy charakteryzowały się niższymi wartościami wskaźnika odrębności florystycznej niż powierzchnie porównawcze w otaczających je lasach. Wszystkie powierzchnie założone w okopach miały bardzo podobną florę składającą się z gatunków pospolitych na badanym obszarze.

Nie wykazano natomiast statystycznie istotnych różnic pomiędzy wartościami wskaźników obliczonych dla par powierzchni (rów – las) zlokalizowanych w lasach liściastych, mieszanych i iglastych. Oznacza to, że rowy wprowadzały istotne zmiany w wartościach analizowanych wskaźników we wszystkich typach lasów.

Ordynacja RDA z użyciem ekologicznych liczb wskaźnikowych (Zarzycki i in. 2002) wykazała, że rowy wzbogacają kompleksy leśne o gatunki wskazujące na zwiększoną trofię i wilgotność gleb oraz lepsze warunki świetlne. Warto jednak zaznaczyć,

że choć śródleśne i przydrożne rowy są źródłem mikrosiedlisk dla roślin gleb wilgotnych, takich jak *Carex acutiformis*, *Filipendula ulmaria*, *Galium palustre*, *Iris pseudacorus*, *Lycopus europaeus*, *Peucedanum palustre*, *Stellaria palustris*, *Thelypteris palustris*, to jednocześnie stwierdzano w nich także gatunki miejsc suchych, jak np. *Rumex acetosella* czy *Viola canina*; ta różnorodność ekologiczna flory rowów wynikała z innych warunków panujących na dnie rowów i na ich zboczach. Co więcej, w rowach znajdowały się mikrosiedliska odpowiednie nie tylko dla roślin światłożądnych (np. *Tussilago farfara*, *Sieglingia decumbens*, *Tanacetum vulgare*), ale też dla gatunków miejsc zacienionych (np. *Equisetum sylvaticum*), choć tych ostatnich było znacząco mniej.

Celem kolejnego artykułu „**How do ditches contribute to bryophyte diversity in managed forests in East-Central Europe?**” (H2) było porównanie bogactwa i składu gatunkowego mszaków występujących na powierzchniach badawczych zlokalizowanych w śródleśnych i przydrożnych rowach oraz na powierzchniach porównawczych w lasach (okopy wykluczono z analizy). Ogółem odnotowano 79 taksonów mszaków, z których 29 (37%) występowało wyłącznie w rowach, a 7 (9%) wyłącznie w lasach. Średnie bogactwo gatunkowe w rowach było istotnie wyższe (dla powierzchni zlokalizowanych w rowach wynosiło 9,9, a dla powierzchni leśnych 6,9), a aż 44 spośród 72 odnotowanych tam gatunków cechowała niska frekwencja.

Rowy charakteryzowały się obecnością wielu gatunków wilgociolubnych (np. *Calliergon cordifolium*, *Pellia epiphylla*, *Sphagnum fimbriatum*, *Warnstorfia fluitans*) oraz światłolubnych (*Bryum caespiticium*, *Ceratodon purpureus*, *Polytrichum juniperinum*, *Polytrichastrum longisetum*), a także takich, które zajmują siedliska inicjalne (np. mogące zasiedlać odkrytą glebę mineralną *Atrichum undulatum*, *Cephaloziella divaricata*, *Dicranella heteromalla*, *Kindbergia praelonga*, *Oxyrrhynchium hians*). Jednocześnie stwierdzono też obecność gatunków siedlisk o przeciwstawnych cechach. To pozwoliło wyciągnąć wniosek, że rowy stanowią źródło zróżnicowanych mikrosiedlisk dla mszaków.

W artykule wykazano, że stopień odrębności składu gatunkowego brioflory rowów od brioflory otaczających je lasów zależy od udziału drzew liściastych w drzewostanie (analizy przeprowadzono wykorzystując indeksy Morisita i Bray'a-Curtisa oraz ordynację DCA). Wynika to z innej roli i składu gatunkowego mszaków rosnących w drzewostanach liściastych i iglastych. Na powierzchniach porównawczych w lasach liściastych dominującą grupą były mszaki zasiedlające pnie drzew oraz martwe drewno (często stwierdzano tu *Aulacomnium androgynum*, *Brachythecium velutinum*, *Herzogiella seligeri*, *Hypnum cupressiforme*, *H. pallescens*, *Orthodicranum flagellare*, *Tetraphis pellucida*), podczas gdy w lasach iglastych duży stopień pokrycia osiągały mszaki rozwijające się na glebie i ściółce (*Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens*, *Dicranum scoparium*). Ściółka drzew liściastych nie sprzyja rozwojowi mszaków w takim stopniu jak ściółka drzewostanów iglastych (Beatty i Scholes 1988; Schumacher 2000; Hart i Chen 2006). Powierzchnie badawcze założone w rowach biegnących przez lasy liściaste charakteryzowały się dużą różnorodnością gatunków wilgociolubnych, światłolubnych i zasiedlających odkrytą glebę mineralną (pojawiającą się tam na skutek niszczenia stoków przez przechodzących ludzi i zwierzęta), jednak brakowało tam gatunków porastających szyje korzeniowe i pnie drzew (obecnych na powierzchniach

porównawczych w lesie). Powierzchnie w rowach biegnących przez drzewostany iglaste, dla których duże pokrycie mszaków rosnących na dnie lasu jest typowe, odróżniała tylko obecność gatunków siedlisk wilgotnych. Zwłaszcza dla tych ostatnich gatunków, wśród których stwierdzono także cenne wątrobowce (np. z rodzaju *Calypogeia*), rowy mogą stanowić swego rodzaju ostoje. Ordynacja CCA wykazała, że bez względu na typ lasu (iglasty, mieszany, liściasty) czy typ rowu (śródleśny, przydrożny) powierzchnie zlokalizowane w rowach odróżniała obecność mszaków preferujących siedliska wilgotne.

W lasach użytkowanych gospodarczo mikrosiedliska podobne do tych, jakie w naturalnych lasach są związane z kompleksami zagłębień i pagórków powykrętowych, występują właśnie w starych rowach. Według literatury są to mikrosiedliska niezmiernie ważne dla zachowania bogactwa gatunkowego mszaków (Jonsson i Esseenn 1990; Klama 1995, 2002; Żarnowiec 1995; Faliński i in. 1996; Ouden i Alaback 1996; von Oheimb i in. 2007).

Dokładna analiza wpływu obecności rowów na różnorodność flory roślin naczyniowych i mszaków umożliwiła porównanie reakcji tych dwóch grup taksonomicznych na obecność omawianych antropogenicznych struktur. Opublikowano je w trzecim artykule z prezentowanej serii „**Vascular plants and bryophytes in managed forests – analysis of the impact of the old ditches on the species diversity (Central European Plain)**” (H3). Zarówno rośliny naczyniowe jak i mszaki występowały w rowach w znacząco większej liczbie gatunków w porównaniu z otaczającymi je fitocenozyami leśnymi. W żadnej z omawianych grup taksonomicznych nie stwierdzono taksonów, które występowałyby tylko w rowach i jednocześnie cechowały się dużą frekwencją, a więc które można by określić jako wskaźnikowe – typowe dla mikrosiedlisk tworzonych przez badane struktury antropogeniczne. Przeciwnie, w obu grupach taksonomicznych odnotowano dużą liczbę gatunków o niskiej frekwencji.

Dodatnia zależność pomiędzy bogactwem gatunkowym mszaków i roślin naczyniowych runa leśnego była już wcześniej opisywana (Ingerpuu i in. 2001; Evans i in. 2012). Wiele badań wskazuje jednak na konkurencję pomiędzy tymi grupami, która przejawia się w tym, że wzrost liczby gatunków roślin naczyniowych skutkuje spadkiem bogactwa mszaków (Smith i in., 2007). W rowach odnotowano większą w porównaniu do powierzchni leśnych liczbę gatunków obu omawianych grup, co jest najprawdopodobniej efektem zróżnicowania mikrosiedliskowego. Jest to wynik podobny do opisanego przez Löbel i in. (2006) dla ekosystemów trawiastych. Autorzy wspomnianej publikacji zaprezentowali pozytywny wpływ mikrotopografii terenu na bogactwo obu omawianych grup.

Jednakże ograniczający wpływ konkurencji może też mieć tu swoje znaczenie. Średnie bogactwo gatunkowe w przypadku roślin naczyniowych w rowach było niemal dwa razy większe od bogactwa odnotowanego na powierzchniach porównawczych (w rowach występowało średnio o 7,7 gatunków więcej), a w przypadku mszaków było tylko o 45% większe (średnio o 3,1 gatunków więcej). Należy dodać, że inaczej kształtowało się bogactwo obu grup w rowach przebiegających przez lasy iglaste, a inaczej przez lasy liściaste i mieszane. Te dwa ostatnie typy drzewostanów charakteryzowała znacząco większa liczba gatunków roślin naczyniowych w rowie w porównaniu z otaczającym go

lasem: średnio o dziewięć gatunków większa w lesie liściastym, o dziesięć w lesie mieszanym, podczas gdy dla lasów iglastych była średnio o sześć gatunków większa. W przypadku mszaków w lasach liściastych liczba taksonów była średnio większa o jeden, w lasach mieszanych o trzy, a w lasach iglastych o cztery gatunki. Można podejrzewać, że taki wynik ma związek ze stawianą przez innych autorów hipotezą o wpływie trofii siedliska na możliwość współegzystowania mszaków i roślin naczyniowych. Mikrosiedliska o wyższej trofii bardziej sprzyjają bogactwu roślin naczyniowych niż mszaków, inaczej: duża liczba gatunków roślin naczyniowych pojawiająca się na siedliskach eutroficznych jest czynnikiem ograniczającym dla wielu gatunków mszaków (Aude i Ejrnæs 2005; Bates 2008; Ingerpuu i in. 1998).

Zaprezentowana w omawianym artykule analiza podobieństwa flory rowów i otaczających je lasów (z wykorzystaniem indeksu Braya-Curtisa) wykazała, że rowy cechują się większą odrębnością flory w przypadku mszaków. Trzy elementy przyczyniły się do otrzymania takiego wyniku. Po pierwsze, w przypadku mszaków stwierdzono większą niż w przypadku roślin naczyniowych grupę gatunków obecnych wyłącznie w lasach, były to mszaki rosnące na korze drzew, na pieńkach pozostałych po trzebieży itp. Po drugie, wiele gatunków mszaków preferowało powierzchnie w rowach lub lasach zależnie od typu siedliska. Przykładem może tu być *Atrichum undulatum* (gatunek rosnący na siedliskach żyznych, o pH zbliżonym do neutralnego), który w lasach iglastych był znajdowany wyłącznie w rowach, podczas gdy w lasach mieszanych i liściastych występował także na powierzchniach leśnych. Po trzecie, tak samo jak w przypadku roślin naczyniowych, wśród mszaków odnotowano dużą grupę gatunków rosnących wyłącznie w rowach.

Podsumowując, w omawianym artykule wykazano, że reakcja roślin naczyniowych i mszaków na obecność antropogenicznych struktur w lasach nie jest taka sama. W przypadku roślin naczyniowych rowy cechuje przede wszystkim dużo większe niż w otaczających lasach bogactwo gatunków. W przypadku mszaków zwraca uwagę fakt, iż gatunki rosnące w rowach nie są tak ściśle związane z typem siedliska leśnego, przez które przebiega rów (w prezentowanych badaniach wyrażonym przez podział badanych fitocenozy na lasy iglaste, mieszane i liściaste). Skład gatunkowy brioflory rowów cechuje się większym stopniem odrębności w stosunku do otaczających lasów. Ma na to zapewne wpływ fakt, że mszaki, będąc roślinami zarodnikowymi (wytwarzającymi diaspory bardzo niewielkich rozmiarów i zwykle mającymi większe zasięgi geograficzne) podlegają mniejszym ograniczeniom jeśli chodzi o możliwości dyspersji w porównaniu do roślin naczyniowych (Löbel i in. 2006). Każdy, nawet niewielki obszar z odpowiednimi mikrosiedliskami może zostać przez nie stosunkowo szybko zasiedlony (Vanderpoorten i Engels 2003).

W przypadku obu analizowanych grup taksonomicznych, pomimo faktu obecności w badanych rowach większej liczby gatunków nieleśnych, a nawet synantropijnych, nie stwierdzono, by struktury te służyły jako szlaki migracyjne roślin inwazyjnych. Odnotowano podobną liczbę gatunków obcych geograficznie na powierzchniach badawczych w rowach, jak na powierzchniach porównawczych w lasach. Choć melioracje lasów, jakich dokonano poprzez wykopanie w nich sieci rowów, miały niewątpliwie negatywny efekt z punktu widzenia ochrony różnorodności szaty roślinnej

(ze względu na uszczuplenie obszarów zajętych przez zbiorowiska lasów typowych dla gleb wilgotnych i bagiennych), to współcześnie rola starych rowów nie jest już tak jednoznacznie negatywna. Rowy w lasach użytkowanych gospodarczo w pewnej mierze zastępują mikrosiedliska, których występowanie zostało uszczuplone poprzez intensywną gospodarkę leśną. Wyniki uzyskane w badaniach nad starymi rowami wskazują, że nawet stosunkowo niewielkie struktury zaburzające jednorodność warunków świetlnych i wilgotnościowych oraz wzbogacające mikrotopografię obszaru mogą być źródłem mikrosiedlisk dla wielu gatunków i sprzyjać zachowaniu różnorodności gatunkowej.

Celem kolejnego artykułu pt. **„Estimating the impact of ditches' presence on the diversity of forest flora” (H4)** było oszacowanie, na ile obecność rowów zwiększa bogactwo gatunkowe i różnorodność flory użytkowanych gospodarczo kompleksów leśnych Polski Środkowej. Analizy statystyczne zastosowane w poprzednich artykułach wykazały już istotność różnic pomiędzy danymi florystycznymi zebranymi dla powierzchni w rowach i powierzchni leśnych. W tym artykule celem była próba odpowiedzi na pytanie o ile obecność badanych struktur antropogenicznych zmienia wartości różnych indeksów liczbowych opisujących różnorodność gatunkową. Aby móc odpowiedzieć na to pytanie, opracowano wskaźnik liczbowy umożliwiający porównanie wybranego indeksu różnorodności obliczonego dla dwóch powierzchni badawczych tej samej wielkości: jednej – obejmującej fragment lasu z rowem i drugiej – obejmującej wyłącznie las. Wartości opracowanego wskaźnika mieszczą się w skali od -1 do 1. Wartości minusowe oznaczają ujemny wpływ antropogenicznego zróżnicowania siedliskowego (w naszym przypadku w postaci rowu) na dany indeks różnorodności, wartości dodatnie oznaczają dodatni wpływ, a wartość zero oczywiście brak wpływu.

Opracowany „wskaźnik wpływu zróżnicowania mikrosiedliskowego na wybrany indeks różnorodności gatunkowej” umożliwił porównanie wpływu obecności rowów na różne indeksy różnorodności poprzez sprowadzenie wszystkich do wartości bezwzględnych. W analizie posłużono się więc wskaźnikiem wpływu zróżnicowania mikrosiedliskowego na bogactwo gatunkowe, wskaźnikiem wpływu zróżnicowania mikrosiedliskowego na indeks Shannona, wskaźnikiem wpływu zróżnicowania mikrosiedliskowego na indeks Pielou i analogicznymi wskaźnikami dla indeksów opracowanych przez Géhu (1979).

Wykorzystując tę metodę przeanalizowano florę roślin naczyniowych 67 par powierzchni badawczych. Dzięki temu oszacowano, że obecność śródleśnych rowów melioracyjnych w analizowanych fitocenozach leśnych powoduje, że liczba gatunków jest większa średnio o 37%, indeks różnorodności gatunkowej Shannona o 23%, indeks równocенności Pielou o 6%, indeks waloru florystycznego Géhu o 41%, indeks odrębności florystycznej Géhu o 10%. Obecność rowów przydrożnych spowodowała większy wzrost wartości omawianych wskaźników, odpowiednio o: 45%, 37%, 19%, 51%, 12%. Najmniejsze znaczenie miały okopy, ich obecność sprawia, że wartości analizowanych wskaźników są większe o: 13%, 6%, 1%, 14%, 2%. Analiza statystyczna (ANOVA) wykazała, że typ rowu istotnie wpływa na wartości wskaźnika wpływu zróżnicowania mikrosiedliskowego na bogactwo gatunkowe, indeks Shannona oraz indeksy waloru i odrębności florystycznej.

Analiza zaprezentowana w omawianym artykule pozwoliła na uzyskanie wyobrażenia o skali znaczenia obecności rowów dla różnorodności gatunkowej flory lasów użytkowanych gospodarczo w środkowej Polsce. Potwierdziła też duże znaczenie obecności dróg biegnących wzdłuż rowów, które nie było tak jednoznacznie wykazane w poprzednich artykułach, opierających się na innych metodach opracowywania danych.

W zaprezentowanych dotychczas badaniach wykazano, że wybrane antropogeniczne liniowe luki w drzewostanie dostarczają mikrosiedlisk odpowiednich dla znaczącej liczby gatunków roślin naczyniowych i mszaków. Dwa kolejne artykuły, wchodzące w skład serii publikacji stanowiącej moje osiągnięcie naukowe, są skoncentrowane na gatunku zagrożonym, który posiada wiele stanowisk w obrębie lub w bezpośrednim sąsiedztwie antropogenicznych luk w drzewostanie. Taksonem tym jest sasanka wiosenna *Pulsatilla vernalis* (L.) Mill. Jest to gatunek górski, który występuje w Alpach, Pirenejach i Górach Skandynawskich, a na europejskim niżu ma stanowiska reliktowe (Meusel i in. 1965). W ostatnich kilkudziesięciu latach wiele z tych niżowych stanowisk zanikło, a gatunek został wpisany na Czerwoną Listę IUCN (Chappuis 2014). W artykule „**Anthropogenic sites maintain the last individuals during the rapid decline of the lowland refugium of the alpine-arctic plant *Pulsatilla vernalis* (L.) MILL.**” (H5) zaprezentowano badania populacji sasanki wiosennej w Borach Tucholskich, które są największą ostoją tego gatunku na Niżu Środkowoeuropejskim. W analizie wzięto pod uwagę wszystkie znane stanowiska tego gatunku na obszarze Borów. Stwierdzono, że większość stanowisk sasanki jest zlokalizowana w obrębie albo w bezpośredniej bliskości liniowych luk w drzewostanie, takich jak drogi i linie kolejowe. Sasanki, które rosły w obrębie antropogenicznych luk, występowały na płaskich poboczach oraz w niewielkich rowach biegnących wzdłuż dróg lub nasypu kolejowego. W obrębie struktur antropogenicznych lub w odległości do 10 metrów od nich rosło 88% wszystkich stwierdzonych w trakcie badań rozet sasanki, w odległości do 15 metrów występowało aż 99% obserwowanych rozet.

W omawianym artykule zaprezentowano analizę tempa zaniku populacji sasanki wiosennej na obszarze Borów Tucholskich. Porównano w tym celu wyniki badań prowadzonych w latach 2004-2008 z badaniami w latach 2014-2015. Badania te polegały na liczeniu rozet na poszczególnych stanowiskach, przy czym przyjęto, że pojedynczym stanowiskiem będzie grupa rozet rosnąca w odległości co najmniej 1 km od innych. Stwierdzono, że podczas bardzo krótkiego okresu, jaki upłynął pomiędzy pierwszym i drugim terminem badań, zanikło dziewięć ze znanych 23 stanowisk (nie odnaleziono na nich ani jednej rozety pomimo bardzo dokładnych danych dotyczących ich lokalizacji). Ponieważ odkryto sześć nowych stanowisk, liczba stanowisk znanych w roku 2015 wyniosła 20. Fakt, który sprawił, że populację sasanki w Borach Tucholskich uznano za zanikającą to drastyczny spadek liczby rozet: w pierwszym okresie badawczym ich całkowita liczba wynosiła 450, w drugim – 137. Tylko nieliczne osobniki kwitły, jednak bardziej niepokojący był całkowity brak siewek nowych roślin (ponieważ nasiona zwykle kiełkują w niewielkiej odległości od osobników rodzicielskich siewki powinny zostać zaobserwowane przy okazji prowadzonych tam badań).

Na podstawie zaprezentowanych analiz można stwierdzić, że antropogeniczne luki w drzewostanie są ostatnimi mikrosiedliskami utrzymującymi zanikającą populację sasanki wiosennej w Borach Tucholskich. Luki w drzewostanie zawsze były obecne w europejskich lasach, powstawały na skutek śmierci starych drzew lub zaburzeń takich jak wiatrołomy, pożary czy okiść. Także ekstensywna działalność człowieka prowadziła do występowania luźnych drzewostanów. Współcześnie obszar zajmowany przez lasy charakteryzujące się dużym stopniem prześwietlenia jest dużo mniejszy, a antropogeniczne luki w drzewostanie stają się siedliskami zastępczymi dla gatunków, które kiedyś były związane z lasami charakteryzującymi się luźnym zwarciem.

Celem kolejnego artykułu opartego na badaniach w Borach Tucholskich („**Forest roadsides harbor less competitive habitats for a relict mountain plant (*Pulsatilla vernalis*) in lowlands**” – H6) była odpowiedź na pytanie, czym różniły się przydroża, na których stwierdzono występowanie *Pulsatilla vernalis* od przydroży, gdzie tego gatunku nie stwierdzono oraz od otaczających fitocenozy leśnych. Postawiono także pytanie o to, czy istnieją gatunki diagnostyczne mikrosiedlisk odpowiednich dla analizowanego taksonu. W prezentowanym artykule porównano skład gatunkowy i pokrycie roślin naczyniowych, mszaków, porostów, procent odkrytej gleby oraz natężenie światła na trzech typach powierzchni badawczych. Pierwszym były powierzchnie z rozetami *P. vernalis*. Jak opisano powyżej, występowały one w obrębie struktur antropogenicznych lub w ich bezpośrednim sąsiedztwie. Drugim typem były powierzchnie porównawcze założone w takiej samej odległości od drogi, jednak nie zawierające rozet sasanki. Trzecim były powierzchnie porównawcze założone w głębi fitocenozy leśnych, czyli oddalone od dróg. Analiza z użyciem metody regresji krokowej pozwoliła na stwierdzenie, że powierzchnie przydrożne istotnie wyróżniała dostępność światła i większa liczba roślin naczyniowych, mniejsze było natomiast pokrycie mszaków charakteryzujących się zdolnością do tworzenia zwartych i stosunkowo wysokich darni (cechujących się długimi, ponad 10-cio centymetrowymi łodyżkami). Występowanie sasanki na analizowanych powierzchniach przydrożnych zależało istotnie tylko od jednego czynnika: prawdopodobieństwo występowania sasanki rosło wraz z malejącym pokryciem wspomnianych „dużych” gatunków mszaków. Ordynacja DCCA wykazała jednocześnie duże podobieństwo florystyczne powierzchni porównawczych założonych w lesie w przeciwieństwie do dużego zróżnicowania powierzchni przydrożnych. Analizując występowanie gatunków o największej frekwencji stwierdzono, że z poboczami związane jest występowanie *Calluna vulgaris*, oraz brak takich mszaków jak *Dicranum polysetum* czy *Pleurozium schreberi*.

Wykazano, że antropogeniczne liniowe luki w drzewostanie są miejscem występowania mikrosiedlisk cechujących się nie tylko inną charakterystyką abiotyczną, ale też innymi niż w głębi lasu zależnościami biotycznymi. Przetrwaniu *Pulsatilla vernalis* sprzyja brak obecności mszaków pokrywających glebę gęstym i wysokim kobiercem, które na przydrożach są zastępowane przez niewielkie gatunki siedlisk inicjalnych i rośliny naczyniowe. Jednocześnie warto zauważyć, że obecność sasanki nie była skorelowana z występowaniem jakiegokolwiek ze stwierdzonych gatunków roślin.

Roślinność, jaka kształtuje się na przydrożach, w pewnym stopniu odpowiada zbiorowiskom borów iglastych, które podlegały stosunkowo częstym zaburzeniom

(Widenfalk i Weslien 2009). Istnieją prace wskazujące, że dla sasanki wiosennej korzystne jest występowanie pożarów i takich antropogenicznych zaburzeń jak np. grabienie ściółki (Betz i in. 2013, Laitinen 2008, Sandström i in. 2014). Analizowane w pracy stanowiska sasanki były położone w obrębie lasów użytkowanych gospodarczo, a planowa gospodarka związana jest z ochroną kompleksów leśnych przed skutkami wielu rodzajów celowych bądź przypadkowych zaburzeń. Poręby są stosunkowo szybko zalesiane, pożary gaszone. Znaczenie ma też fakt utrzymywania stosunkowo gęstych drzewostanów, szczególnie w młodszych klasach wieku. Efektem jest ograniczenie występowania mikrosiedlisk odpowiednich dla roślin światłolubnych i jednocześnie źle znoszących konkurencję. W takiej sytuacji antropogeniczne liniowe luki w drzewostanie i fragmenty fitocenozy leśnych położone w bezpośrednim ich sąsiedztwie stały się siedliskami zastępczymi dla szczątkowej populacji *Pulsatilla vernalis* na tym obszarze.

Jak wykazano w zaprezentowanych do tej pory badaniach własnych oraz zgodnie z wynikami badań innych autorów (Peterken i Francis 1999; Smith i in. 2007; Suárez-Esteban i in. 2013, Watkins i in. 2003) rola antropogenicznych liniowych luk w drzewostanie z punktu widzenia ochrony różnorodności flory nie jest jednoznaczna. Z jednej strony struktury te mogą przyczyniać się do rozprzestrzeniania się antropofitów, a z drugiej być źródłem mikrosiedlisk dla wielu gatunków, w tym gatunków ginących. Ta niejednoznaczna rola ALG wynika między innymi ze zróżnicowania tych struktur. Można przyjąć hipotezę, że ich rola dla różnorodności i funkcjonowania ekosystemów leśnych zależy od ich cech charakterystycznych (wielkości, struktury topograficznej) oraz od ich funkcji. W artykule „**Anthropogenic linear gaps in managed forests – plant traits are associated with the structure and function of a gap**” (H7) przeprowadzono analizę porównawczą wpływu dwóch typów antropogenicznych luk w drzewostanie (istotnie różniących się pod względem struktury i funkcji) na występowanie wybranych cech roślin naczyniowych.

Na początku autoreferatu wymieniłam dwa elementy wspólne dla wszystkich ALG, jeden to inne niż pod zwartym drzewostanem warunki mikrosiedliskowe, a drugi to ich liniowy charakter. Przyjęto założenie, że oba odzwierciedlają się w cechach gatunków rosnących w obrębie analizowanych struktur. W analizie wzięto pod uwagę sposoby zapyłania, typy dyspersji, liczby wskaźnikowe określające tendencje dynamiczne i częstość występowania poszczególnych gatunków w Polsce, a także typy strategii życiowych, pochodzenie (w aspekcie geograficzno-historycznym) oraz maksymalną wysokość, do jakiej mogą dorosnąć przedstawiciele poszczególnych taksonów (Frank i in. 1990; Rutkowski 2006; Zarzycki i in. 2002).

Analizie poddano cechy gatunków odnotowanych na 838 powierzchniach badawczych, składających się na 11 transektów zlokalizowanych w pięciu kompleksach leśnych. Transekty te przecinały różnej wielkości lokalne drogi i rowy melioracyjne. Próba dróg i rowów była zbliżona zarówno pod względem liczby jak i wielkości analizowanych struktur. Było to możliwe dzięki temu, że w badanych kompleksach leśnych występowały wyjątkowo szerokie rowy oraz szereg lokalnych dróg z płaskimi poboczami. Stwierdzone różnice pomiędzy drogami i rowami nie wynikały więc z różnej wielkości luk w drzewostanie związanych z tymi strukturami. Analizowane ALG były natomiast odmienne

z punktu widzenia mikrotopografii i funkcji. Badane drogi nie wprowadzały istotnych zaburzeń topograficznych, podczas gdy rowy cechowało występowanie zboczy i dna. Funkcją dróg był oczywiście transport związany z działalnością człowieka, funkcją rowów – transport wód, zwłaszcza w okresie silnych opadów lub roztopów.

Analiza RLQ połączona z analizą „fourth-corner” (Dolédec i in. 1996, Dray i Dufour, 2007; Dray i in. 2014) wykazała, że drogi sprzyjają występowaniu określonych typów rozprzestrzeniania nasion, a mianowicie anemochorii, hydrochorii oraz egzozoochorii. Stwierdzono też negatywny związek dróg z endozoochorią. Drogi, jako struktury przyczyniające się do zmiany warunków ruchu mas powietrza w kompleksie leśnym (Damschen i in. 2014), okazały się też istotnie powiązane z występowaniem roślin wiatropylnych. Zaprezentowane w artykule badania dowiodły, że nawet niewielkie leśne drogi sprzyjają ukształtowaniu się specyficznej flory charakteryzującej się zestawem cech odmiennych od tych, jakie możemy przypisać florze leśnej. Innymi słowy, drogi wraz ze swoimi przydrożami stanowią w obrębie kompleksu leśnego jakby odrębny ekosystem, przestrzeń, gdzie świat roślinny funkcjonuje w inny sposób. Jest to zgodne z koncepcją proponowaną przez Lugo i Gucinskiego (2000).

Jednocześnie nie stwierdzono żadnych związków pomiędzy cechami roślin, a rowami melioracyjnymi. Nie wynikało to z faktu, że flora badanych rowów była zbyt podobna do flory leśnej. Wręcz przeciwnie, rowy były zasiedlone przez bardzo dużą liczbę gatunków prezentujących zróżnicowany zestaw cech. Cornwell i Ackerly (2009) postawili hipotezę, że zestaw cech roślin występujących na określonym obszarze jest wynikiem działania dwóch czynników, z których jeden ogranicza liczbę współwystępujących cech, a drugi sprzyja ich zróżnicowaniu. Pierwszy to filtr środowiskowy, który determinuje zestaw cech umożliwiających przeżycie w określonych warunkach, a na to nakłada się wykorzystanie przez organizmy zróżnicowanych mikrosiedlisk sprawiające, że współwystępujące ze sobą gatunki nie prezentują identycznych cech. Ten drugi czynnik jest bardzo znaczący w przypadku rowów. Zróżnicowanie mikrosiedliskowe wprowadzane przez te struktury umożliwia współwystępowanie obok siebie roślin o znacząco różnych strategiach życiowych i rozprzestrzeniania się, a jednocześnie sprawia, że nie można wykryć typowego dla rowów spektrum cech. Chociaż zbadane drogi leśne i rowy melioracyjne były związane z obecnością luk w drzewostanach o zbliżonej wielkości, ich znaczenie dla zróżnicowania flory badanych kompleksów leśnych istotnie się różniło.

PODSUMOWANIE OSIĄGNIĘCIA HABILITACYJNEGO

Antropogeniczne liniowe luki w drzewostanie (w skrócie ALG od angielskiego *Anthropogenic Linear Gaps*) to struktury zróżnicowane. Ich znaczenie z punktu widzenia ochrony naturalnej (dla danego typu zbiorowiska leśnego) różnorodności flory nie jest jednoznaczne. Obecność ALG w lasach niżowych użytkowanych gospodarczo oznacza występowanie szeregu mikrosiedlisk, jakie mogą być zajmowane zarówno przez gatunki synantropijne (rodzime i obce), jak i gatunki zaliczane do cennych ze względu na swoją rzadkość lub zagrożenie wyginięciem.

W ramach prac prowadzonych w pierwszym okresie mojej kariery naukowej wykazałam istotny wpływ dróg na różnorodność gatunkową kompleksu leśnego jako

takiego. Jednakże większość z licznych taksonów stwierdzonych przeze mnie przy drogach to były gatunki pospolite, typowe dla siedlisk nieleśnych, dużą grupę stanowiły antropofity. Te prace można więc zaliczyć do nurtu badań wskazujących na negatywny wpływ obecności dróg z punktu widzenia ochrony naturalnej różnorodności flory leśnej.

W ramach prac składających się na osiągnięcie habilitacyjne zajmowałam się szukaniem odpowiedzi na pytanie o znaczenie, jakie mają różne typy struktur ALG, dla różnorodności flory w lasach użytkowanych gospodarczo. Luki w drzewostanie zawsze były obecne w europejskich lasach, a florę tych luk należy uznać za cenny element naturalnej różnorodności zbiorowisk leśnych. W warunkach intensywnej gospodarki poręby oraz miejsca, gdzie drzewostan został zniszczony na skutek naturalnych zaburzeń (jak pożar czy wiatrołom), są stosunkowo szybko zalesiane. W relatywnie zwartym i młodym drzewostanie gospodarczych lasów dość rzadko występują także pojedyncze wykroty (z charakterystycznymi dla nich zaburzeniami mikrotopografii w formie zagłębień i pagórków powykrotowych). Natomiast badane przeze mnie antropogeniczne liniowe luki w drzewostanie są strukturami trwałymi. Mogą więc w pewnej mierze zastępować mikrosiedliska, których występowanie zostało uszczuplone poprzez intensywną gospodarkę.

W swoich pracach wykazałam, że obecność starych rowów melioracyjnych przyczynia się do istotnego zwiększenia różnorodności florystycznej kompleksów leśnych, zarówno w przypadku roślin naczyniowych, jak i mszaków. Dotyczy to wszystkich analizowanych typów lasów (iglastych, mieszanych, liściastych). Mikrosiedliska jakie występują w rowach umożliwiają bytowanie dużej liczbie gatunków rodzimych, które są typowe dla siedlisk o większej trofii i wilgotności gleb oraz lepszych warunkach świetlnych.

Istotną wartością zaprezentowanych prac jest uwzględnienie w analizach nie tylko roślin naczyniowych ale też mszaków. Ich różnorodność jest związana ze zróżnicowaniem substratów, na jakich rosną. Ponieważ zasiedlają żywe rośliny naczyniowe bądź ich martwe szczątki oraz wykorzystują niewielkie mikrosiedliska utworzone przez rośliny naczyniowe (np. na brzegu rowu pod zwieszającymi się liśćmi paproci), można rzec, że mszaki często zajmują mikrohabitaty w obrębie habitatów zasiedlanych przez zwykle większe rośliny naczyniowe. Zwiększona liczba mszaków w obrębie rowów pozwala pośrednio wnioskować, że te ALG są źródłem zróżnicowania mikrosiedliskowego także w tej skali. Warto podkreślić też, że obecność rowów inaczej wpływa na różnorodność roślin naczyniowych i mszaków. W przypadku roślin naczyniowych rowy cechuje przede wszystkim dużo większe w porównaniu do otaczających lasów bogactwo gatunków. W przypadku mszaków zwraca uwagę też fakt, iż gatunki rosnące w rowach nie są tak ściśle, jak to ma miejsce u roślin naczyniowych, związane z typem lasu.

Moje badania nie tylko wykazały, że wpływ obecności rowów na różnorodność gatunkową wyrażoną przy użyciu różnych indeksów liczbowych jest istotny statystycznie. Dzięki specjalnie opracowanemu w tym celu „wskaźnikowi wpływu zróżnicowania mikrosiedliskowego” porównano jak zmieniają się na skutek obecności rowu wartości różnych indeksów różnorodności. Oceniono w ten sposób znaczenie, jakie mają analizowane ALG dla różnorodności florystycznej badanych kompleksów leśnych. Stwierdzono między innymi, że śródleśne rowy melioracyjne przyczyniają się do wzrostu

liczby gatunków o 37%, indeksu Shannona o 23%, indeksu waloru florystycznego o 41%. Dla rowów przydrożnych te wartości były znacząco wyższe (45%, 37%, 51%). Najmniejsze zmiany wprowadzała obecność starych okopów, które uwzględniłam jako próbę porównawczą, gdyż ze strukturami tymi jest związane zróżnicowanie mikrotopografii terenu, ale nie zmiana warunków hydrologicznych.

Wspomniana niejednoznaczność znaczenia ALG dla zachowania naturalnej różnorodności flory lasów nie wynika tylko ze zróżnicowania tych struktur jako takich (na drogi, rowy melioracyjne, trakcje kolejowe itp.). Nie można podzielić poszczególnych typów ALG na takie, które mają jednoznacznie negatywny wpływ (jak to wykazałam w ramach doktoratu w przypadku dróg), albo pozytywny wpływ (co zostało ukazane w późniejszych badaniach w przypadku rowów). Badania przeprowadzone na obszarze Borów Tucholskich wykazały, że to właśnie wzdłuż dróg oraz trakcji kolejowej występuje przeważająca liczba stanowisk ginącego w Polsce gatunku, jakim jest *Pulsatilla vernalis* (L.) Mill. Udowodniłam, że antropogeniczne liniowe luki w drzewostanie są miejscem występowania mikrosiedlisk cechujących się nie tylko inną charakterystyką abiotyczną, ale też innymi niż w głębi lasu zależnościami biotycznymi. W przypadku sasanki wiosennej okazało się to czynnikiem decydującym dla utrzymania jej populacji. Przetrwaniu *Pulsatilla vernalis* sprzyjał brak obecności mszaków pokrywających glebę gęstym i wysokim kobiercem, które na przydrożach są zastępowane przez niewielkie gatunki siedlisk inicjalnych i rośliny naczyniowe.

Znaczenie poszczególnych ALG dla różnorodności flory zależy od ich cech charakterystycznych, takich jak wielkość i mikrotopografia oraz od ich funkcji (transportu ludzi, wody itp.). Problem znaczenia wielkości luk w drzewostanie był już szeroko analizowany przez innych autorów. Ja skupiłam się więc na roli mikrotopografii oraz funkcji ALG porównując ze sobą struktury istotnie różniące się od siebie właśnie pod tym względem: były to drogi z płaskimi poboczami oraz rowy melioracyjne. Wykazałam, że nawet niewielkie leśne drogi sprzyjają występowaniu specyficznej flory, charakteryzującej się zestawem cech odmiennych od tych, jakie można przypisać florze leśnej. Płaskie pobocza leśnych dróg to obszary o dość jednorodnych warunkach siedliskowych, co sprzyja występowaniu roślin posiadających specyficzne spektrum cech. Natomiast zróżnicowane mikrotopograficznie rowy umożliwiają współwystępowanie obok siebie roślin o znacząco różnych strategiach życiowych i strategiach rozprzestrzeniania się. Zróżnicowanie wilgotności gleb oraz warunków świetlnych na dnie i zboczach rowu sprzyja dużemu bogactwu gatunków typowych dla różnych siedlisk. Oprócz stopnia zróżnicowania mikrosiedliskowego także funkcja ALG ma znaczenie. Transport związany z drogami sprzyja gatunkom wykorzystującym wiatr do rozmnażania lub rozprzestrzeniania się. Sprzyja też egzozoochorii oraz roślinom siedlisk podlegających częstym zaburzeniom.

Antropogeniczne liniowe luki w drzewostanie to struktury posiadające istotne znaczenie dla różnorodności florystycznej lasów użytkowanych gospodarczo. Z punktu widzenia ochrony różnorodności rodzimej flory ich rola może być zarówno negatywna, jak i pozytywna. Ich obecność może sprzyjać rozprzestrzenianiu się gatunków synantropijnych, w tym obcych, ale może też umożliwiać bytowanie gatunkom rodzimym, typowym dla siedlisk zajmujących bardzo niewielkie obszary w warunkach gospodarki

leśnej. Dzięki ALG w lasach gospodarczych wciąż mogą licznie występować rośliny światłolubne, wilgociolubne bądź typowe dla siedlisk inicjalnych, zarówno spośród roślin naczyniowych, jak i mszaków. Rola poszczególnych antropogenicznych liniowych luk w drzewostanie zależy w dużej mierze od typów i bogactwa mikrosiedlisk, jakie tworzą, oraz od ich funkcji.

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo - badawczych

Parametry bibliometryczne mojej działalności naukowej zostały zaprezentowane w wykazie osiągnięć - Załącznik nr 3. Poniżej przedstawiam ogólny zarys pozostałej tematyki badawczej.

GATUNKI CHRONIONE, RZADKIE, GINĄCE I NARAŻONE ORAZ BAZY DANYCH ZAWIERAJĄCE DATY FLORYSTYCZNE

Moje pierwsze artykuły dotyczyły rzadkich, zagrożonych gatunków. Na początku studiów doktoranckich napisałam z innymi doktorantami pracę o występowaniu storczyków z rodzaju *Dactylorhiza* na niezagospodarowanych terenach należących do miasta Łodzi (Otockie i in. 2000). Kolejny artykuł był efektem znalezienia nowego stanowiska *Linnaea borealis* L. podczas penetracji Puszczy Bolimowskiej (Jakubowska-Gabara i Zielińska 2000). Po uzyskaniu stopnia doktora zajęłam się rzadkimi gatunkami roślin bardziej systematycznie. Zostałam osobą odpowiedzialną za bazę danych „Herbarium”, w której gromadzono daty florystyczne wykorzystane później do opracowania „Atlasu rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce Środkowej” dotyczącego gatunków chronionych, rzadkich, ginących i narażonych (Jakubowska-Gabara i in. 2011a). Koordynowałam prace nad projektem wspomnianej bazy danych, co oznaczało współpracę z informatykami z zewnętrznej firmy w celu opracowania właściwej architektury bazy, a także sposobu wprowadzania informacji o stanowiskach roślin, powiązań pomiędzy poszczególnymi typami danych, potrzebnych raportów i sposobu eksportowania danych z bazy, w tym także eksportowania grafiki umożliwiającej wykonanie kartogramów, jakie zostały zamieszczone w Atlasie (Jakubowska-Gabara i in. 2011a). Zostałam wybrana do tej pracy, gdyż wcześniej (w latach 2000-2003) miałam udział w projektowaniu, testowaniu i uzupełnianiu komputerowej bazy danych dotyczącej flory Bolimowskiego Parku Krajobrazowego. Założenia metodyczne bazy danych „Herbarium” i projektu Atlasu opublikowaliśmy w odrębnym artykule (Zielińska i in. 2010). Gromadziliśmy informacje z wszelkich dostępnych źródeł: prac publikowanych i niepublikowanych manuskryptów, fiszek zielnikowych oraz badań terenowych, jakie mogliśmy prowadzić w latach 2008-2011 dzięki projektowi badawczemu finansowanemu przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego (pt.: Wielkoskalowe kartowanie flory naczyniowej Polski Środkowej jako podstawa oceny różnorodności biologicznej i ochrony środowiska przyrodniczego). Brałam czynny udział we wspomnianych badaniach terenowych, stąd moje współautorstwo nie tylko w Atlasie, ale też w publikacjach zawierających szczegółowe informacje o nowych stanowiskach rzadkich, chronionych i zagrożonych gatunków na obszarze środkowej Polski (Jakubowska-Gabara i in. 2011b,

2012). Sam Atlas w roku 2012 został doceniony Nagrodą Ministra Nauki i Szkolnictwa Wyższego (zespołową za osiągnięcia naukowe). Zawiera on kartogramy rozmieszczenia 259 najbardziej interesujących gatunków roślin naczyniowych regionu.

Atlas stanowił źródło, podstawę i inspirację do dalszych prac związanych z wybranymi gatunkami tego obszaru (np. Woziwoda i Zielińska 2013). Duża ilość nowych informacji dotyczących występowania na obszarze Polski Środkowej gatunków zagrożonych umożliwiła mi też wzięcie udziału w opracowywaniu Czerwonej Księgi Roślin Województwa Łódzkiego, gdzie jestem współautorką opisu i oceny stopnia zagrożenia pięciu gatunków (Jakubowska-Gabara i Zielińska 2011 a, b, c, d; Zielińska i Jakubowska-Gabara 2011).

SZATA ROŚLINNA W WARUNKACH ANTROPOPRESJI

Opisane powyżej, szeroko zakrojone badania nad florą Polski Środkowej umożliwiły powstanie zbiorczych opracowań. Przykładem takiej pracy może być rozdział pt. „Flora naczyniowa – różnorodność, zmiany, zagrożenia” w monografii opisującej szatę roślinną środkowej Polski (Jakubowska-Gabara i in. 2009). W pracy tej nie tylko opisano zróżnicowanie flory naczyniowej regionu, ale przedstawiono też najważniejsze problemy związane z ustępowaniem i rozprzestrzenianiem się gatunków.

Możliwe stało się też podjęcie analizy funkcjonowania wybranych elementów flory w warunkach antropopresji. W tym kontekście zainteresowałam się taksonami z rodziny *Orchidaceae*, powszechnie uważanymi za rośliny wyjątkowo wrażliwe na przekształcenia środowiska abiotycznego i biotycznego. Taksony należące do tej rodziny na obszarze Polski Środkowej są rozmieszczone bardzo nierównomiernie. W artykule Rewicz i in. (2015), którego jestem współautorką, przeanalizowano ich bogactwo oraz rozmieszczenie. Wynikiem była identyfikacja ognisk różnorodności Storzycowatych na badanym obszarze, których rozmieszczenie porównano następnie z mapą obszarów objętych różnymi formami ochrony oraz mapą terenów zalesionych. Stwierdzono między innymi, że poszczególne typy siedlisk, na których w Polsce Środkowej występują storczyki, a więc siedliska leśne, torfowiskowe i łąkowe, nie są chronione w takim samym stopniu. Aby zachować bogactwo taksonów z rodziny *Orchidaceae* należy położyć większy nacisk na ochronę siedlisk otwartych.

Kolejna praca na temat storczyków, w której wzięłam udział, dotyczyła zjawiska apofityzacji. W pracy tej analizowano występowanie storczyków w 41 europejskich miastach (położonych nie tylko w Polsce, ale też w Bośni i Hercegowinie, Chorwacji, Czarnogórze, Finlandii, Grecji, Niemczech, Portugalii, Rosji, na Ukrainie i we Włoszech). Storzycowate stwierdzano na różnego typu siedliskach związanych z działalnością człowieka: w lasach poddanych emisjom przemysłowym, na terenach fabrycznych, wysypiskach odpadów, na miejskich terenach zielonych, w plantacjach drzew należących do gatunków ekologicznie lub geograficznie obcych, na przydrożach, w wyrobiskach i kamieniołomach. Artykuł zwraca uwagę na plastyczność pewnych gatunków i stawia pytanie na ile siedliska antropogeniczne mogą być ekwiwalentem zanikających naturalnych siedlisk. Zwracamy w nim uwagę na potrzebę ochrony wybranych gatunków także wtedy, gdy występują na siedliskach antropogenicznych, będących dla nich swego

rodzaju refugiami lub korytarzami ekologicznymi. W przypadku innych gatunków taka ochrona może nie być konieczna (np. w przypadku *Epipactis helleborine*). Storzycowate umożliwiają obserwację procesu adaptacji roślin do przekształceń środowiska powodowanych przez działalność człowieka.

Możliwość prowadzenia bardzo ciekawych analiz, poświęconych zmianom zachodzącym w szacie roślinnej, miałam dzięki szczegółowym badaniom flory i roślinności prowadzonym kilkadziesiąt lat temu przez naukowców z łódzkiego ośrodka badawczego. Powtórzenie ich badań umożliwiło wyciąganie wniosków na temat stopnia przekształcenia szaty roślinnej oraz kierunków zmian. Przykładem takiej pracy jest artykuł z 2011 roku, którego jestem współautorką (Kiedrzyński i in. 2011). Prezentuje on analizę przekształceń roślinności leśnej w rezerwacie Tomczyce, który był utworzony w 1968 roku dla ochrony starodrzewu sosnowego z domieszką innych gatunków, jaki rósł na zboczu doliny Pilicy. Znajdują się tam charakterystyczne parowy rozcinające dość wysoko wznoszącą się skarpe nadrzeczną. Flora i roślinność wspomnianego rezerwatu została przeanalizowana i opisana przez Janinę Jakubowską-Gabarę w publikacji z 1976 roku. Stwierdziła ona między innymi występowanie na tym terenie zbiorowiska, które określiła mianem chojniaka sosnowego z murawą kserotermiczną. Zbiorowisko to nie zostało zaklasyfikowane do żadnej ze znanych jednostek fitosocjologicznych. Pozwala to sądzić o jego antropogenicznym pochodzeniu. Pod luźnym drzewostanem sosnowym rosło tam bujne runo zawierające szereg roślin wymagających miejsc nasłonecznionych, jak np. *Silene otites*, *Koeleria glauca*, *Dianthus cartusianorum*, *Phleum boehmeri*, *Salvia pratensis*. Poza tym, na omawianym obszarze stwierdzono kontynentalny bór mieszany (*Quercus robur-Pinetum*), w parowach fragmentarycznie wykształcony grąd subkontynentalny (*Tilio-Carpinetum*), a nad rzeką łęg jesionowo-olszowy (*Fraxino-Alnetum*). W roku 2008 przeprowadzono ponowną analizę roślinności rezerwatu. Stwierdzono występowanie boru mieszanego, łęgu oraz znacznych połąci grądu, nie stwierdzono natomiast obecności zbiorowiska określonego wcześniej mianem chojniaka sosnowego z murawą kserotermiczną. Wykazano wzrost stopnia zwarcia drzew i krzewów liściastych. Obserwowane zmiany są efektem procesu regeneracji, jaka zachodziła tu po ustaniu wcześniejszej ekstensywnej gospodarki i wprowadzeniu ochrony rezerwatowej. Wyjątkowo bogata w gatunki światło- i ciepłolubne flora rezerwatu Tomczyce była najprawdopodobniej efektem działalności człowieka, dzięki której występował tam drzewostan charakteryzujący się luźnym zwarciem i dużą dostępnością światła dla roślin runa.

Inną pracą o podobnym temacie jest analiza przekształceń flory roślin naczyniowych Uroczyska Szczawin na podstawie porównania stanu obecnego ze stanem stwierdzonym 35 lat wcześniej (Daraż i in. 2011). Wyniki kolejnych tego typu badań dotyczących wybranych rezerwatów zlokalizowanych na obszarze Puszczy Bolimowskiej są w tej chwili na etapie analizy i przygotowania do publikacji.

Do prac związanych z zagadnieniem funkcjonowania roślin w warunkach antropopresji należą też artykuły będące efektem różnorodnych badań florystycznych prowadzonych w Bolimowskim Parku Krajobrazowym. W artykule opublikowanym w 2005 roku zawarto podsumowanie badań prowadzonych w trzech różnych skalach. Po pierwsze, wykorzystano kartogram o wielkości pola podstawowego 1 km², który dzieli

obszar Puszczy Bolimowskiej na 274 kwadraty; po drugie, dwa z tych kwadratów podzielono na mniejsze powierzchnie o boku 100 m; a po trzecie, wykonano 39 transektów ustawionych prostopadle do obecnych w analizowanych kompleksach leśnych dróg, transekty te składały się z trzech powierzchni o wielkości 10 x 40 m. Na powierzchniach badawczych różnej wielkości prowadzono badania flory roślin naczyniowych i wykazano między innymi, że szlaki komunikacyjne sprzyjają synantropizacji flory kompleksów leśnych, a zwłaszcza obecności gatunków obcych ekologicznie i geograficznie (Jakubowska-Gabara i Zielińska 2005).

Prace związane z tą tematyką prowadziłam także w związku z opracowywaniem dysertacji doktorskiej. Na przykładzie Bolimowskiego Parku Krajobrazowego wykazałam, iż obecność dróg w lasach istotnie wpływa na zwiększenie liczby obecnych w nich gatunków oraz zwiększa stopień synantropizacji flory. Duże znaczenie ma kategoria drogi: największe zmiany w składzie gatunkowym flory stwierdziłam wzdłuż dróg asfaltowych (zwykle zaopatrzonych w pobocza z rowami i łączących ze sobą większe miejscowości), dużo mniejsze znaczenie miały drogi gruntowe łączące mniejsze miejscowości, a najmniejsze – użytkowane przez służby leśne i zamknięte dla ruchu publicznego linie oddziałowe (Zielińska 2007).

W następnych latach zajmowałam się wpływem obecności dróg i szlaków turystycznych na rozprzestrzenianie się gatunków obcych na obszarach chronionych. Były to projekty badawcze prowadzone w różnych częściach Polski wraz ze studentami. Opublikowano ocenę przekształceń flory w otoczeniu jaskiń, których obecność jest przyczyną wzmożonego ruchu turystycznego w Sokolich Górach na Jurze Krakowsko-Częstochowskiej (Krasoń i in. 2014), a w przygotowaniu jest publikacja dotycząca rozprzestrzeniania się wybranych obcych gatunków wzdłuż dróg i szlaków turystycznych Słowińskiego Parku Narodowego.

Siedliskami o szczególnej wartości, będącymi jednocześnie jednymi z najbardziej narażonych na zniszczenie, są w Polsce Środkowej naturalnie ukształtowane dna dolin rzecznych. W pracy Gielniak i Zielińska (2010) dokonano analizy zbiorowisk roślinnych występujących wzdłuż brzegów niewielkiej rzeki Moszczenicy. Stwierdzono tam szereg zbiorowisk z klas *Phragmitetea*, *Koelerio-Corynephoretea* i *Molinio-Arrhenatheretea* – ich bogactwo było ściśle związane z występowaniem mozaiki siedlisk nieużytkowanych oraz ekstensywnie użytkowanych.

Sposób zagospodarowania brzegów rzek może też mieć kluczowe znaczenie dla jakości płynącej w nich wody. Już w ramach pracy magisterskiej pt. „Ocena sezonowych i wieloletnich zmian zawartości fosforu w wybranych gatunkach wierzbowych pod kątem optymalizacji stref buforowych” analizowałam zawartość fosforu w tkankach wierzbowych rosnących na brzegu Zalewu Sulejowskiego, ze względu na fakt, iż fosfor jest pierwiastkiem kluczowym dla zjawiska zakwitnięcia glonów w zbiorniku (zakwit ten jest przyczyną pojawiania się w wodzie substancji toksycznych dla wielu organizmów, w tym człowieka). Przyjęto hipotezę, że rośliny pobierające fosfor z wód spływających do zbiornika mogą ograniczać ilość fosforu dostępnego dla glonów i w ten sposób wpływać pozytywnie na jakość wody. Moja praca magisterska była pierwszą z prac dotyczących wykorzystywania wierzbowisk jako stref buforowych między obszarami rolniczymi a ekosystemami wodnymi na badanym obszarze, dlatego zostałam zaproszona do

współpracy przy artykule analizującym rolę wierzb rosnących na czterdziestokilometrowym odcinku brzegów rzeki Pilicy, zlokalizowanym przed ujściem tej rzeki do Zalewu Sulejowskiego (Skłodowski i in. 2014). Znaczenie wierzbowisk wynika z naturalnych procesów pobierania i akumulacji fosforu w biomasy oraz z mechanicznego filtrowania przepływającej wody i sedymentacji cząstek w niej zawieszonych. Okresowe wycinanie wierzb i usuwanie ich biomasy może być jedną z metod usuwania nadmiaru biogenów z systemu rzeka-zbiornik.

WARUNKI PRZETRWANIA POPULACJI RELIKTOWYCH

Naturalną konsekwencją opisanych powyżej prac dotyczących gatunków rzadkich i funkcjonowania szaty roślinnej w warunkach antropopresji było moje zainteresowanie czynnikami umożliwiającymi przetrwanie populacji gatunków rzadkich w antropogenicznie zmienionym krajobrazie polskiego niżu. Dobrym obiektem badań są tu niżowe stanowiska gatunków pochodzenia górskiego, takich jak np. sasanka wiosenna *Pulsatilla vernalis* (L.) Mill. czy kostrzewa ametystowa *Festuca amethystina* L., które są relikdami plejstocenijskich oscylacji klimatycznych. W związku z tym od 2014 roku współpracuję z grupą naukowców z Katedry Geobotaniki i Ekologii Roślin Uniwersytetu Łódzkiego współtworząc „Refugia and Relict Plants Research Group” (<https://www.researchgate.net/project/Refugia-and-Relict-Plants>).

W ramach prac prowadzonych przez wspomnianą grupę wydaliśmy szereg artykułów dotyczących *Pulsatilla vernalis*. Pierwszy z nich opisywał związek pomiędzy oscylacjami wybranych czynników klimatycznych, a sukcesem reprodukcyjnym sasanki wiosennej na stanowisku w Rogowcu (Grzyl i in. 2014). Ponieważ gatunek ten nie rozmnaża się wegetatywnie, nasze analizy oparliśmy na danych o liczbie kwitnących i owocujących pędów, liczbie pojawiających się siewek i liczbie zamierających siewek w przeciągu ośmiu lat badań (przy czym pierwszy rok służył do uzyskania danych wyjściowych). Wykazaliśmy, że nawet niewielka liczba owocujących pędów jest w stanie zapewnić dość obfitą rekrutację pod warunkiem, że w sierpniu wystąpi odpowiedni poziom opadów. Ponieważ nie w każdym roku ten warunek jest spełniony, poziom sukcesu reprodukcyjnego sasanki może wykazywać duże fluktuacje w czasie. Jednocześnie wystąpienie co pewien czas roku z większymi opadami w sierpniu można traktować jako warunek przetrwania niżowych stanowisk omawianego gatunku (Grzyl i in. 2014). Kolejne prace analizujące czynniki umożliwiające trwanie *Pulsatilla vernalis* na siedliskach antropogenicznych w lasach niżowych zostały zaliczone do prac składających się na moje osiągnięcie habilitacyjne.

Jedną z metod pozwalających na określenie jakie warunki środowiskowe sprzyjają występowaniu określonego gatunku oraz jakie jest geograficzne rozmieszczenie jego potencjalnych siedlisk, jest modelowanie z wykorzystaniem algorytmu maksymalnej entropii dzięki aplikacji Maxent (Phillips i in. 2006). Technikę tę wykorzystaliśmy analizując wszystkie znane (w tym wcześniej niepublikowane) stanowiska *Festuca amethystina* subsp. *ritschlii* (Hack.) Lemke ex Markgr.-Dannenb. na terytorium Polski (Kiedrzyński i in. 2015). Przyjaliśmy, że zasięg tego gatunku jest wynikiem synergicznego działania czynników klimatycznych i siedliskowych. Uwzględniliśmy więc rozmieszczenie

19 cech klimatu, 12 typów skał macierzystych oraz taksonów spośród 12 gatunków wskaźnikowych dla dąbrów z rzędu *Quercetalia pubescenti-petraeae* (ciepłolubne dąbrowy są typowym siedliskiem kostrzewy ametystowej na niżu). Wykazaliśmy, że warunki odpowiednie dla analizowanego taksonu nie występują na całym obszarze zasięgu dąbrów z zespołu *Potentillo albae-Quercetum*, kostrzewa ta nie może występować w jego północno-wschodniej części z powodu zbyt niskich temperatur i opadów w najsuchszym (a jednocześnie najzimniejszym) kwartale roku. Stwierdzono też, że duże obszary środkowej i zachodniej Polski, w obrębie wykreślonego tradycyjnymi metodami zasięgu *Festuca amethystina* subsp. *ritschlii*, także nie sprzyjają temu gatunkowi. Jego występowanie jest warunkowane klimatem lokalnym, a więc odpowiednim zakresem: temperatur najsuchszego kwartału w roku, ilości opadów w najsuchszym kwartale roku, stosunku dobowych do rocznych amplitud temperatur oraz średnim dobowym zakresem temperatur. Natomiast na południowym-wschodzie występowanie omawianego gatunku jest najprawdopodobniej ograniczane przez niekorzystne warunki glebowe, to znaczy obecność lessów. Na powstałą w ten sposób mapę potencjalnych siedlisk kostrzewy ametystowej w Polsce nałożono dodatkowy predyktor jakim była obecność gatunków wskaźnikowych dla dąbrów, czyli innymi słowy: na obraz warunków klimatyczno-glebowych nałożono realne występowanie roślin, wraz z którymi może rosnąć badana kostrzewa. W ten sposób powstała dokładna mapa wskazująca na miejsca, gdzie z dużym prawdopodobieństwem można znaleźć nienotowane dotychczas stanowiska omawianego gatunku, ewentualnie gdzie można tworzyć stanowiska zastępcze, w przypadku zniszczenia któregoś z aktualnie istniejących (Kiedrzyński i in. 2015).

Modelowanie potencjalnych siedlisk w przypadku gatunków mających na obszarze Polskiego niżu wyłącznie populacje reliktowe może być utrudnione ze względu na niewielką liczbę znanych stanowisk (z natury należą one do gatunków rzadkich, a nawet narażonych na wyginięcie) oraz na fakt, że posiadane przez nas daty florystyczne mogą nie być reprezentatywne z geograficznego punktu widzenia. Analizując informacje o znanych stanowiskach *Festuca amethystina* subsp. *ritschlii* (Hack.) Lemke ex Markgr.-Dannenb. na terytorium Polski można zauważyć, że zupełnie inny był obraz zasięgu tego gatunku w latach 20 ubiegłego wieku, w latach 80 ubiegłego wieku i współcześnie. W pracy Kiedrzyńskiego i innych (2017a), której jestem drugim współautorem, zadaliśmy pytanie, czy jest możliwe, aby na podstawie ograniczonych danych z ubiegłego wieku skonstruować model potencjalnego obszaru występowania analizowanego gatunku, który byłby zgodny ze współczesną wiedzą. Wykazaliśmy, że wynik modelowania można poprawić poprzez wykorzystanie przestrzennych i siedliskowych korekt. Korekty te polegały na ograniczeniu obszaru analizy do zasięgu ciepłolubnych dąbrów (*Potentillo albae-Quercetum*) oraz na dodaniu do analizy dwóch siedliskowych predyktorów: liczby gatunków wskaźnikowych dla *Potentillo albae-Quercetum* oraz typu skał macierzystych gleb. Innymi słowy, uwzględnienie informacji o siedlisku zajmowanym przez analizowany gatunek może poprawić wyniki modelowania przeprowadzanego dla taksonu o niewielkiej liczbie stanowisk. Opisywany tutaj artykuł (Kiedrzyński i in. 2017a) jest ważny z punktu widzenia rozwoju naszej grupy badawczej, gdyż jest to nasz pierwszy artykuł metodyczny.

Ostatnim osiągnięciem w pracach dotyczących populacji reliktowych jest publikacja artykułu teoretycznego łączącego ze sobą dwa nurty badawcze (Kiedrzyński i

in. 2017b). Pierwszy dotyczy badań nad procesami ekologicznymi związanymi z zanikaniem populacji badanego gatunku, przesuwaniem się jego zasięgu czy możliwościami przetrwania w obliczu niekorzystnych dla niego zmian w środowisku (przede wszystkim przemian klimatycznych). Drugi to nurt badań nad formowaniem się mikro- i makrorefugiów, w których badany gatunek ma szansę przetrwać niekorzystny dla niego okres, i z których może rozpocząć ekspansję w przypadku korzystnej zmiany warunków. Populacje reliktowe zachowane na odizolowanych od siebie stanowiskach w mikrorefugiach zwykle podlegają procesom ewolucyjnym. Konsekwencjami fazy mikrorefugium mogą być: ewolucja sposobów reprodukcji, powstawanie lokalnych adaptacji, różnicowanie na skutek zmienności czynników ekologicznych, zachodzenie procesu koewolucji (Mee i Moore 2014). Przez długi czas osobno analizowano procesy ewolucyjne związane z trwaniem gatunków w refugiach i procesy ekologiczne, zachodzące podczas współcześnie obserwowanego zaniku lub przesuwania się zasięgów wielu gatunków. Jednakże często używano tej samej terminologii np. terminu mikrorefugium. Dopiero w ostatnich latach pojawiły się publikacje próbujące powiązać badania prowadzone z perspektywy ekologicznej i ewolucyjnej (Hampe i Petit 2005; Mee i Moore 2014) oraz uporządkować terminologię: Hannah i in. (2014), Keppel i Wardell-Johnson (2015) oraz Keppel i in. (2015). Nie wypracowano jednak do tej pory jednolitego podejścia. Nasza publikacja jest kolejnym krokiem w kierunku holistycznego ujmowania problematyki dotyczącej procesów ekologicznych i ewolucyjnych, zachodzących podczas przesuwania się zasięgu i formowania mikrorefugiów. Proponujemy też nowy termin: „perflugium” mający przyczynić się do klarowniejszego opisu etapu przejściowego pomiędzy niewielkim obszarem z populacją gatunku, którego główny zasięg przesunął się na skutek zmian środowiskowych, a klasycznym mikrorefugium. Perflugium definiujemy jako niewielki obszar/płat siedliska, w którym gatunek może przetrwać podczas procesu wymierania oraz gdzie mogą tworzyć się biotyczne/siedliskowe interakcje niezbędne do dalszej długotrwałej obecności gatunku w regionie podczas niesprzyjających warunków środowiskowych.

OBECNIE PROWADZONE PRACE BADAWCZE I PERSPEKTYWY NA PRZYSZŁOŚĆ

W opisie osiągnięć zwracałam już uwagę na pewne prace badawcze czy analizy wyników, które są aktualnie w toku i w najbliższym czasie mogą zaowocować kolejnymi artykułami. Do projektów, które zostały podjęte stosunkowo niedawno, należy zaliczyć toczące się badania monitoringowe populacji *Pulsatilla vernalis*, *Dianthus gratianopolitanus* i *Arenaria graminifolia* (w planach są kolejne gatunki) połączone z eksperymentami dotyczącymi kiełkowania z nasion bądź rozmnażania wegetatywnego tych roślin w warunkach ex situ oraz z metaplantacjami w lasach. Kolejnym projektem jest rozpoczęty w ubiegłym roku monitoring efektów, jakie miały zabiegi ochrony czynnej rzadkich gatunków światłolubnych (takich jak np. *Adenophora liliifolia*) w lasach rezerwatu „Krzemionki Opatowskie”. Prace badawcze prowadzę też na obszarze Jury Krakowsko-Częstochowskiej, gdzie analizujemy warunki występowania wybranych gatunków związanych z obecnością ostańców skalnych. Wspomniane badania są

przeprowadzane na małych powierzchniach badawczych, obejmujących tylko bezpośrednie otoczenie wybranych roślin (kilka metrów kwadratowych). Jednakże staramy się uzyskać jak najbardziej szczegółowy opis mikrosiedlisk. Badania te mają na celu uchwycenie zależności pomiędzy czynnikami abiotycznymi i biotycznymi, a możliwością egzystowania wybranych gatunków.

We wcześniejszych pracach wykorzystywałam różne metody i programy służące do analiz statystycznych. Od jakiegoś czasu uczę się przeprowadzania analiz w programie R (wykorzystując język R), a ostatnio fascynują mnie możliwości aplikacji „ecospat” pozwalającej na tworzenie modeli niszy, w tym tzw. „niche overlap analysis”. To, w połączeniu z rozszerzeniem stosowanych metod badawczych o różnorodne badania gleby (od podstawowych badań granulometrycznych po uwzględnienie mikroorganizmów glebowych) oraz o lepsze metody określania ilości dostępnego dla roślin światła, ma posłużyć do pogłębionego rozpoznania czynników warunkujących występowanie wybranych gatunków w zmieniającym się środowisku (na skutek antropopresji, bądź braku wcześniej obecnych działań ludzkich).

Innym nurtem badawczym są prace związane z analizą biometryczną przekrojów poprzecznych przez blaszki liściowe *Festuca amethystina*. Wykonywać i analizować takie przekroje uczyłam się już w trakcie studiów doktoranckich (Jakubowska-Gabara i Zielińska 2001). Obecnie jestem w zespole badawczym analizującym dane biometryczne uzyskane z okazów rosnących w różnych częściach zasięgu omawianego gatunku (Polski, Niemiec, Austrii, Włoch, Rumunii). Badamy korelacje cech biometrycznych z wynikami równoległe przeprowadzonych badań cytologicznych. W przyszłości praca ta może przysłużyć się do rewizji taksonomicznej gatunku, który w tej chwili obejmuje cztery podgatunki o różnych zasięgach geograficznych.

Bibliografia

- Aude E., Ejrnæs R. 2005. Bryophyte colonisation in experimental microcosms: the role of nutrients, defoliation and vascular vegetation. *Oikos* 109(2): 323-330. DOI: 10.1111/j.0030-1299.2005.13268.x
- Baltzinger M., Archaux F., Gosselin M., Chevalier R. 2011. Contribution of forest management artefacts to plant diversity at a forest scale. *Annals of Forest Science* 68: 395-406.
- Banach B. 2009. Vascular flora of drainage ditches in forest area of the Polesie National Park. *Acta Agrobotanica* 62(1): 117-126.
- Barbier S., Gosselin F., Balandier P. 2008. Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved – A critical review for temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* 254(1): 1-15.
- Bates J.W. 2008. Mineral nutrition and substratum ecology. [W:] Goffinet E., Shaw A.J. (red.) *Bryophyte biology* (2nd edition). Cambridge University Press, NY.
- Beatty S.W. 1984. Influence of Microtopography and Canopy Species on Spatial Patterns of Forest Understory Plants. *Ecology* 65(5): 1406-1419.
- Beatty S.W., Scholes O.D.V. 1988. Leaf litter effect on plant species composition of deciduous forest treefall pits. *Canadian Journal of Forest Research* 18: 553-559.
- Beier C., Hansen K., Gundersen P. 1993. Spatial variability of throughfall fluxes in spruce forest. *Environmental Pollution* 81: 257-267.
- Bengtsson J., Nilsson S.G., Franc A., Menozzi P. 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132: 39-50.
- Betz C., Scheuerer M., Reisch C. 2013. Population reinforcement – A glimmer of hope for the conservation of the highly endangered Spring Pasque flower (*Pulsatilla vernalis*). *Biological Conservation* 168, 161-167.

- Buckley D.S., Crow T.R., Nauertz E.A., Schulz K.E. 2003. Influence of skid trails and haul roads on understory plant richness and composition in managed forest landscapes in Upper Michigan, USA. *Forest Ecology and Management* 175: 509-520.
- Canham C.D., Denslow J.S., Platt W.J., Runkle J.R., Spies T.A., White P.S. 1990. Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests. *Canadian Journal of Forest Research* 20(5): 620-631. DOI: 10.1139/x90-084
- Chappuis E. 2014. *Pulsatilla vernalis*. The IUCN Red List of Threatened Species. Available at: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014>. (Accessed: 24th March 2016)
- Cole H.A., Newmaster S.G., Bell F.W., Pitt D., Stinson A. 2008. Influence of microhabitat on bryophyte diversity in Ontario mixedwood boreal forest *Canadian Journal of Forest Research*, 2008, 38(7): 1867-1876. DOI: 10.1139/X08-036
- Cornwell W.K., Ackerly D.D. 2009. Community assembly and shifts in plant trait distributions across an environmental gradient in coastal California. *Ecological Monographs* 79, 109-126. URL: <http://dx.doi.org/10.1890/07-1134.1>
- Crow T.R., Buckley D.S., Nauertz E.A., Zasada J.C. 2002. Effects of management on the composition and structure of northern hardwood forests in Upper Michigan. *Forest Science* 48: 129-145.
- Damschen E.I., Baker D.V., Bohrer G., Nathan R., Orrock J.L., Turner J.R., Brudvig L.A., Haddad N.M., Levey D.J., Tewksbury J.J. 2014. How fragmentation and corridors affect wind dynamics and seed dispersal in open habitats. *Proceedings of the National Academy of Sciences, U.S.A.* 111 (9), 3484-3489. URL: <http://www.pnas.org/content/111/9/3484>
- Daraż I., Grzelak P., Zielińska K.M., Grzelak A. 2011. Przekształcenia flory roślin naczyniowych Uroczyska Szczawin po 35. latach (Polska Środkowa). *Acta Botanica Silesiaca* 7:125-138.
- Decocq G., Aubert M., Dupont F., Alard D., Saguez R., Wattez-Franger A., Foucault B.D., Delelis-Dusollier A., Bardat J. 2004. Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understory response to two silvicultural systems. *Journal of Applied Ecology*, 41: 1065-1079. DOI:10.1111/j.0021-8901.2004.00960.x
- Dolédec S., Chessel D., Ter Braak C.J.F., Champely S. 1996. Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics* 3 (2), 143-166. URL: <http://pbil.univ-lyon1.fr/JTHome/CD/articles/SD154.pdf>
- Dray S., Choler P., Doledec S., Peres-Neto P.R., Thuiller W., Pavoine S., terBraak C.J. 2014. Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. *Ecology* 95 (1), 14-21. URL: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24649641>
- Dray S., Dufour A.B. 2007. The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software* 22 (4), 1-20. URL: <http://dx.doi.org/10.18637/jss.v022.i04>
- Evans S.A., Halpern C.B., McKenzie D. 2012. The contributions of forest structure and substrate to bryophyte diversity and abundance in mature coniferous forests of the Pacific Northwest. *The Bryologist* 115(2): 278-294. DOI: 10.1639/0007-2745-115.2.278
- Faliński J.B., Mułenko W., Żarnowiec J., Klama H., Załuski T. 1996. The colonisation of fallen tree sites by green plant of fungi, [W:] Faliński J.B. and Mułenko W. (red.), *Cryptogamous plants in the forest communities of Białowieża National Park (Project CRYPTO)*. *Phytocoenosis* 8(N.S.) Arch. Bot. 6: 147-150.
- Forman R.T.T., Sperling D., Bissonette J.A., Clevenger A.P., Cutshall C.D., Dale V.H., Fahrig L., France R., Goldman C.R., Heanue K., Jones J.A., Swanson F.J., Turrentine T., Winter T.C. 2003. *Road ecology: science and solutions*. Island Press, Washington, D.C.
- Frank D., Klotz S., Westhus W. 1990. *Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. 2. völlig neu bearb.* Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Halle (Saale).
- Gálhidy L., Mihók B., Hagyó A., Rajkai K., Standovár T. 2006. Effects of gap size and associated changes in light and soil moisture on the understory vegetation of a Hungarian beech forest. *Plant Ecology* 183(1):133-145. DOI: 10.1007/s11258-005-9012-4
- Géhu J.M. (red.) 1979. *Étude phytocoenotique analytique et globale de l'ensemble des vases et prés salés et saumâtres de la façade atlantique française*. Faculté de Pharmacie, Univ. De Lille II et Station de Phytosociologie, Bailleul, ss. 514.
- Gielniak P., Zielińska K.M. 2010. Land use impact on the diversity of rush and meadow vegetation of a small river valley in central Poland. *Botanika – Steciana* 14: 53-66.
- Grzyl A., Kiedrzyński M., Zielińska K.M., Rewicz A. 2014. The relationship between climatic conditions and generative reproduction of a lowland population of *Pulsatilla vernalis* – the last breath of a relict plant or a fluctuating cycle of regeneration? *Plant Ecology* 215:457-466. DOI: 10.1007/s11258-014-0316-0
- Hampe A., Petit R.J. 2005. Conserving biodiversity under climate change: The rear edge matters. *Ecology Letters* 8, 461-467.

- Hannah L., Flint L., Syphard A.D., Moritz M.A., Buckley L.B., McCullough I.M. 2014. Fine-grain modelling of species' response to climate change: holdouts, stepping-stones, and microrefugia. *Trends in Ecology and Evolution* 29:390-397.
- Hart S.A., Chen H.Y.H. 2006. Understory vegetation dynamics of North American boreal forests. *Critical Reviews in Plant Sciences* 25: 381-397.
- Herzon I., Helenius J. 2008. Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. *Biological Conservation* 141: 1171-1183.
- Hettenbergerová E., Hájek M., Zelený D., Jiroušková J., Mikulášková E. 2013. Changes in species richness and species composition of vascular plants and bryophytes along a moisture gradient. *Preslia* 85: 369-388.
- Ingerpuu N., Kull K., Vellak K. 1998. Bryophyte vegetation in wooded meadow: relationship with phanerogam diversity and responses to fertilisation. *Plant Ecology* 134: 163-171.
- Ingerpuu N., Vellak K., Kukk T., Pärtel M. 2001. Bryophyte and vascular plant species richness in boreo-nemoral moist forests and mires. *Biodiversity and Conservation* 10: 2153-2166.
- Jakubowska-Gabara J. 1976. Zespoły leśne Uroczyska Tomczyce. *Acta Universitatis Lodziensis, Zesz. Nauk. Uniw. Łódzkiego. Nauki Mat.-Przyr. Ser. II, z. 2: 109-125.*
- Jakubowska-Gabara J., Kucharski L., Kiedrzyński M., Witosławski P., Zielińska K.M., Kołodziejek J., Grzyl A., Popkiewicz P. 2011b. Nowe stanowiska rzadkich, chronionych i zagrożonych gatunków roślin naczyniowych w Polsce środkowej. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica* 18(1): 29-38.
- Jakubowska-Gabara J., Kucharski L., Zielińska K.M., Kołodziejek J., Witosławski P., Popkiewicz P. 2011a. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce Środkowej. Gatunki chronione, rzadkie, ginące i narażone. Wydawnictwo UŁ, ss. 283.
- Jakubowska-Gabara J., Kurzac M., Kiedrzyński M., Kopeć D., Kucharski L., Kołodziejek J., Niedźwiedzki P., Popkiewicz P., Witosławski P., Zielińska K.M. 2012. Nowe stanowiska rzadkich, chronionych i zagrożonych gatunków roślin naczyniowych w Polsce Środkowej. Cz. II. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica* 19(2): 349-359.
- Jakubowska-Gabara J., Witosławski P., Zielińska K.M. 2009. Flora naczyniowa – różnorodność, zmiany, zagrożenia. [W:] Kurowski J.K. (red.) Szata roślinna Polski środkowej. Towarzystwo Ochrony Krajobrazu, Wydawnictwo EKO-GRAF, Łódź: 57-80.
- Jakubowska-Gabara J., Zielińska K.M. 2000. Zimoziół północny (*Linnaea borealis* L.) w Bolimowskim Parku Krajobrazowym. *Chrońmy Przyrodę Ojczyznę* 6: 130-132.
- Jakubowska-Gabara J., Zielińska K.M. 2001. Distribution of the species of *Festuca ovina* group (*Poaceae*) in the Bolimow Nature Park forests (Central Poland) and remarks on their variability. [W:] Frey L. (red.) *Studies on Grasses in Poland*. Kraków: 195 – 200.
- Jakubowska-Gabara J., Zielińska K.M. 2005. Influence of the human activity on forest plant diversity. *Thaiszia. Journal of Botany*, Košice, 15: 53-62.
- Jakubowska-Gabara J., Zielińska K.M. 2011a. *Arenaria graminifolia* Schrad. piaskowiec trawiasty. [W:] Olaczek R. (red.) *Czerwona Księga Roślin Województwa Łódzkiego. Zagrożone rośliny naczyniowe. Zagrożone zbiorowiska roślinne*. Ogród Botaniczny w Łodzi, Uniwersytet Łódzki: 20-21.
- Jakubowska-Gabara J., Zielińska K.M. 2011b. *Campanula latifolia* L. dzwonek szerokolistny. [W:] Olaczek R. (red.) *Czerwona Księga Roślin Województwa Łódzkiego. Zagrożone rośliny naczyniowe. Zagrożone zbiorowiska roślinne*. Ogród Botaniczny w Łodzi, Uniwersytet Łódzki: 40-41.
- Jakubowska-Gabara J., Zielińska K.M. 2011c. *Festuca amethystina* L. subsp. *ritschlii* (Hack.) Lemke ex Markgr.-Dann. kostrzewa ametystowa. [W:] Olaczek R. (red.) *Czerwona Księga Roślin Województwa Łódzkiego. Zagrożone rośliny naczyniowe. Zagrożone zbiorowiska roślinne*. Ogród Botaniczny w Łodzi, Uniwersytet Łódzki: 92-93.
- Jakubowska-Gabara J., Zielińska K.M. 2011d. *Scutellaria hastifolia* L. tarczycza oszczepowata. [W:] Olaczek R. (red.) *Czerwona Księga Roślin Województwa Łódzkiego. Zagrożone rośliny naczyniowe. Zagrożone zbiorowiska roślinne*. Ogród Botaniczny w Łodzi, Uniwersytet Łódzki: 182-183.
- Jonsson B.G., Esseen P.-A. 1990. Treefall disturbance maintains high bryophyte diversity in a boreal spruce forest. *Journal of Ecology* 78: 924-936.
- Keppel G., Mokany K., Wardell-Johnson G.W., Phillips B., Welbergen J., Reside A.E. 2015. The capacity of refugia for conservation planning under climate change. *Frontiers in Ecology & the Environment* 13: 106-112.
- Keppel G., Wardell-Johnson G.W. 2015. Refugial capacity defines holdouts, microrefugia and stepping-stones: a response to Hannah et al. *Trends in Ecology & Evolution* 30: 233–234.
- Kiedrzyński M., Zielińska K.M., Grzelak P. 2011. Transformation of forest vegetation after 40 years of protection in the Tomczyce nature reserve (Central Poland). *Acta Universitatis Lodziensis, Folia Biologica et Oecologica* 7: 207-227.

- Kiedrzyński M., Zielińska K.M., Kiedrzyńska E., Jakubowska-Gabara J. 2015. Regional climate and geology affecting habitat availability for a relict plant in a plain landscape: the case of *Festuca amethystina* L. in Poland. *Plant Ecology & Diversity* 8(3): 331-341. DOI:10.1080/17550874.2014.904951
- Kiedrzyński M., Zielińska K.M., Rewicz A., Kiedrzyńska E. 2017a. Habitat and spatial thinning improve the Maxent models performed with incomplete data. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 122. DOI:10.1002/2016JG003629
- Kiedrzyński M., Zielińska K.M., Kiedrzyńska E., Rewicz A. 2017b. Refugial debate: on small sites according to their function and capacity. *Evolutionary Ecology*. URL: <https://doi.org/10.1007/s10682-017-9913-4>
- Klama H. 1995. Hepaticopsida. [W:] Faliński J.B., Mułenko W. (red.), *Cryptogamous Plants in the Forest Communities of Białowieża National Park*. *Phytocoenosis* 7 (N.S.). *Archivum Geobotanicum* 4: 63–74.
- Klama H. 2002. Distribution patterns of liverworts (*Marchantiopsida*) in natural forest communities (Białowieża Primeval Forest, NE Poland). *University of Bielsko-Biała, Bielsko-Biała*, ss. xiv + 278.
- Korpela L. 1999. Diversity of vegetation in pristine and drained forested mire margin communities in Finland. *International Peat Journal* 9:94-117.
- Korpela L. 2004. The importance of forested mire margin plant communities for the diversity of managed boreal forests in Finland. *Finnish Forest Research Institute, Vantaa Research Centre, Vantaa, Finland*, 60 pp. URL: <http://urn.fi/URN:ISBN:952-10-2218-3>
- Krasoń K., Tomczyk P., Okrasa D., Drewnicz A., Pieńkowska E., Pieńkowski M., Zielińska K.M., Rewicz A. 2014. Antropogeniczne przekształcenia flory naczyniowej otoczenia jaskiń w rezerwacie Sokole Góry. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 33(3):3-14.
- Kurowski J.K. 2007. Xerophytisation of marsh forests in the vicinity of an open pit brown coal mine in Central Poland. *Ekologia (Bratislava)* 26(3): 282-294.
- Laitinen P. 2008. The effects of forest fires on the persistence of *Pulsatilla vernalis* (L.) Mill. [PhD thesis]. *Jyväskylä: University of Jyväskylä*.
- Löbel S., Dengler J., Hobohm C. 2006. Species richness of vascular plants, bryophytes and lichens in dry grasslands: the effects of environment, landscape structure and competition. *Folia Geobotanica* 41: 377-393.
- Lugo A.E., Gucinski H. 2000. Function, effects, and management of forest roads. *Forest Ecology and Management*, 133, 249-262.
- Matuszkiewicz W. 2001. *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*. *Vademecum Geobotanicum*. PWN, Warszawa.
- Mee J.A., Moore J.-S. 2014. The ecological and evolutionary implications of microrefugia. *Journal of Biogeography* 41(5): 837-841.
- Meusel H., Jäger A., Weinert E. 1965. *Vergleichende Chorologie der Zentral-europäischen Flora*. G. Fischer, Jena, Germany.
- Niemelä J., Young J., Alard D., Askasibar M., Henle K., Johnson R., Kurttila M., Larsson T.-B., Matouch S., Nowicki P., Paiva R., Portoghesi L., Smulders R., Stevenson A., Tartes U., Watt A. 2005. Identifying, managing and monitoring conflicts between forest biodiversity conservation and other human interests in Europe. *Forest Policy and Economics* 7: 877-890.
- Otocki T., Rudak M., Zielińska K. 2000. Na przedmieściach Łodzi. *Przyroda Polska* 9: 7.
- Ouden J., Alaback P.B. 1996. Successional trends and biomass of mosses on windthrow mounds in the temperate rainforests of Southeast Alaska. *Plant Ecology* 124 (2):115-128.
- Peterken G.F., Francis J.L. 1999. Open spaces as habitats for vascular ground flora species in the woods of central Lincolnshire, UK. *Biological Conservation* 91: 55-72.
- Phillips S.J., Anderson R.P., Schapire R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-259.
- Rewicz A., Zielińska K.M., Kiedrzyński M., Kucharski L. 2015. *Orchidaceae* in the anthropogenic landscape of central Poland: diversity, extinction and conservation perspectives. – *Archives of Biological Science Belgrade* 67(1): 119-130. DOI:10.2298/ABS140428014R
- Rutkowski L. 2006. *Key to determine Polish lowland vascular plants (Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski niżowej)*. PWN, Warszawa.
- Sandström A., Milberg P. Svensson B. 2014. Har åtgärderna för att hjälpa mosippan varit effektiva? Ett steg mot evidensbaserad naturvård i Sverige. [Evidence-based conservation using unpublished results. A case study using *Pulsatilla vernalis*]. *Svensk Botanisk Tidskrift* 108, 26-33.
- Schumacher A. 2000. Die Ökologie der Moose in mitteleuropäischen Buchenwäldern unter dem Einfluß der Forstwirtschaft. *Dissertationes Botanicae* 331: 1-176.
- Skłodowski M., Kiedrzyńska E., Kiedrzyński M., Urbaniak M., Zielińska K.M., Kurowski J.K., Zalewski M. 2014. The role of riparian willows in phosphorus accumulation and PCB control for lotic water quality improvement. *Ecological Engineering* 70:1-10.

- Smith G.F., Iremonger S., Kelly D.L., O'Donoghue S., Mitchell F.J.G. 2007. Enhancing vegetation diversity in glades, rides and roads in plantation forests. *Biological Conservation* 136: 283-294.
- Staniaszek-Kik M., Zielińska K.M., Misztal M. 2016. How do ditches contribute to bryophyte diversity in managed forests in East-Central Europe? *European Journal of Forest Research* 135: 621-632. DOI: 10.1007/s10342-016-0959-6 [H2]
- Suárez-Esteban A., Delibes M., Fedriani J.M. 2013. Barriers or corridors? The overlooked role of unpaved roads in endozoochorous seed dispersal. *Journal of Applied Ecology*. DOI: 10.1111/1365-2664.12080
- Ulanova N.G. 2000. The effects of windthrow on forests at different spatial scales: a review. *Forest Ecology and Management* 135: 155-167.
- Vanderpoorten A., Engels P. 2003. Patterns of bryophyte diversity and rarity at a regional scale. *Biodiversity and Conservation* 12: 545-553.
- Vellak K., Paal J., Liira J. 2003. Diversity and distribution pattern of bryophytes and vascular plants in a boreal spruce forest. *Silva Fennica* 37(1): 3-13.
- von Oheimb G., Friedel A., Bertsch A., Härdtle W. 2007. The effects of windthrow on plant species richness in a Central European beech forest. *Plant Ecology* 191: 47-65.
- Watkins R.Z., Chen J.Q., Pickens J., Brosofske K.D. 2003. Effects of forest roads on understory plants in a managed hardwood landscape. *Conservation Biology* 17: 411-419.
- Widenfalk O., Weslien J. 2009. Plant species richness in managed boreal forests – Effects of stand succession and thinning. *Forest Ecology and Management* 257, 1386-1394.
- Wohlgemuth T., Bürgi M., Scheidegger C., Schütz M. 2002. Dominance reduction of species through disturbance – a proposed management principle for central European forests. *Forest Ecology and Management* 166: 1-15.
- Woziwoda B., Zielińska K.M. 2013. Common polypody *Polypodium vulgare* L. in Central Poland – distribution, threats and conservation. *Acta Botanica Silesiaca* 9: 135-150.
- Young J., Watt A., Nowicki P., Alard D., Clitherow J., Henle K., Johnson R., Laczko E., McCracken D., Matouch S., Niemela J., Richards C. 2005. Towards sustainable land use: identifying and managing the conflicts between human activities and biodiversity conservation in Europe. *Biodiversity and Conservation* 14: 1641–1661. DOI 10.1007/s10531-004-0536-z
- Zarzycki K., Trzczińska-Tacik H., Róžański W., Szelaż Z., Wołek J., Korzeniak U. 2002. Ecological indicator values of vascular plants of Poland. [W:] Mirek Z. (red.), *Biodiversity of Poland*. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków, ss. 183.
- Zielińska K.M. 2007. The influence of roads on the species diversity of forest vascular flora in Central Poland. *Biodiversity: Research and Conservation* 5-8: 71-80.
- Zielińska K.M., Jakubowska-Gabara J. 2011. *Dianthus gratianopolitanus* Vill. goździk siny. [W:] Olaczek R. (red.) *Czerwona Księga Roślin Województwa Łódzkiego. Zagrożone rośliny naczyniowe. Zagrożone zbiorowiska roślinne*. Ogród Botaniczny w Łodzi, Uniwersytet Łódzki: 84-85.
- Zielińska K.M., Jakubowska-Gabara J., Kołodziejek J. 2010. Adaptation of the „Herbarium” computer database to archiving and analysis of floristic data. *Acta Universitatis Lodzianensis, Folia Biologica et Oecologica* 6: 145-150.
- Zielińska K.M., Kiedrzyński M., Chmura D. 2018. Anthropogenic linear gaps in managed forests – plant traits are associated with the structure and function of a gap. *Forest Ecology and Management* 413:76-89. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.02.001> [H7]
- Zielińska K.M., Kiedrzyński M., Grzyl A., Rewicz A. 2016. Forest roadsides harbour less competitive habitats for a relict mountain plant (*Pulsatilla vernalis*) in lowlands. *Scientific Reports* 6, 31913. DOI: 10.1038/srep31913 [H6]
- Zielińska K.M., Kiedrzyński M., Grzyl A., Tomczyk P.P. 2018. Anthropogenic sites maintain the last individuals during the rapid decline of the lowland refugium of the alpine-arctic plant *Pulsatilla vernalis* (L.) Mill. *Pakistan Journal of Botany* 50(1): 211-215. [H5]
- Zielińska K.M., Misztal M., Zielińska A. 2015. Estimating the impact of ditches' presence on the diversity of forest flora. *European International Journal of Science and Technology* 4 (3):157-166. [H4]
- Zielińska K.M., Misztal M., Zielińska A., Żywiec M. 2013. Influence of ditches on plant species diversity in the managed forests of central Poland. *Baltic Forestry* 19(2):270-279. [H1]
- Zielińska K.M., Staniaszek-Kik M., Misztal M. 2017. Vascular plants and bryophytes in managed forests – analysis of the impact of the old ditches on the species diversity (Central European Plain). *Applied Ecology And Environmental Research* 15(3): 1375-1392. DOI: http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1503_13751392 [H3]
- Żarnowiec J. 1995. Bryopsida. [W:] Faliński J.B., Mułenko W. (red.), *Cryptogamous Plants in the Forest Communities of Białowieża National Park*. *Phytocoenosis* 7 (N.S.). *Archivum Geobotanicum* 4: 47-61.

Katarzyna M. Zielińska