

AUTOREFERAT

Dr Marcin Kiedrzyński

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

Łódź 2017

1. Imię i Nazwisko:

Marcin Kiedrzyński

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

2001 r. – **uzyskanie tytułu magistra ochrony środowiska w zakresie konserwatorskiej ochrony przyrody** z wynikiem bardzo dobrym, Katedra Geobotaniki i Ekologii Roślin, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi, Uniwersytet Łódzki. Temat pracy: „*Florystyczno-fitocenotyczne zróżnicowanie wydzielen z najstarszym drzewostanem dębowym w środkowej części Puszczy Pilickiej*”; promotor pracy: prof. dr hab. Józef K. Kurowski.

2008 r. – **uzyskanie stopnia naukowego doktora w dziedzinie nauk biologicznych w zakresie ekologii**, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Łódzki. Rozprawa doktorska pt.: „*Tendencje dynamiczne roślinności wyrobisk wapiennych i piaskowcowych w północnej części Wyżyny Przedborskiej*”; promotor: prof. dr hab. Józef K. Kurowski.

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

1.10.2001 – 05.10.2004 – **doktorant** – Katedra Geobotaniki i Ekologii Roślin, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Łódzki (Stacjonarne Studia Doktoranckie Ekologii i Ochrony Środowiska).

6.10.2004 – 31.01.2008 – **Asystent – pełny etat**, Zakład Ekologii Roślin i Fitosocjologii; Katedra Geobotaniki i Ekologii Roślin, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Łódzki.

1.02.2008 – 30.09.2015 – **Adiunkt – pełny etat**, Zakład Ekologii Roślin i Fitosocjologii (od 01.10.2013 Zakład Ekologii Roślin); Katedra Geobotaniki i Ekologii Roślin, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Łódzki.

1.10.2015 do dziś – **Kierownik Pracowni Ekologii i Adaptacji Roślin, Adiunkt – pełny etat**, Katedra Geobotaniki i Ekologii Roślin, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Łódzki.

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

Biogeografia i ekologia reliktowych gatunków roślin i ich siedlisk w lasach niżowych strefy umiarkowanej oraz znaczenie mikrorefugiów w zmieniających się warunkach klimatycznych

4b) Wykaz autorskich publikacji stanowiących osiągnięcie naukowe

Jako podstawę osiągnięcia naukowego wybrano cykl jednotematycznych, oryginalnych publikacji naukowych obejmujący 7 artykułów:

- [H1] **Kiedrzyński M.**, Jakubowska-Gabara J. 2014. The detection of thermophilous forest hotspots in Poland using geostatistical interpolation of plant richness. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*. 83(3):183–189.
IF: 1,174 IF 5-letni: 1,161 20 pkt. MNiSW₂₀₁₄ 25 pkt. MNiSW₂₀₁₃₋₁₆
- [H2] **Kiedrzyński M.**, Zielińska K.M., Rewicz A., Kiedrzyńska E. 2017. Habitat and spatial thinning improve the Maxent models performed with incomplete data. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*. 122: 1359–1370.
IF: 3,395 IF 5-letni: 4,082 35 pkt. MNiSW₂₀₁₆ 40 pkt. MNiSW₂₀₁₃₋₁₆
- [H3] **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.
IF: 2,349 IF 5-letni: 1,788 30 pkt. MNiSW₂₀₁₅ 30 pkt. MNiSW₂₀₁₃₋₁₆
- [H4] Grzyl A., **Kiedrzyński M. (autor korespondencyjny)**, 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.
IF: 1,463 IF 5-letni: 1,734 30 pkt. MNiSW₂₀₁₄ 30 pkt. MNiSW₂₀₁₃₋₁₆
- [H5] Zielińska K.M., **Kiedrzyński M. (autor korespondencyjny)**, Grzyl A., Rewicz A. 2016. Forest roadsides harbour less competitive habitats for a relict mountain plant (*Pulsatilla vernalis*) in lowlands. *Scientific Reports*. 6: 31913.
IF: 4,259 IF 5-letni: 4,847 40 pkt. MNiSW₂₀₁₆ 40 pkt. MNiSW₂₀₁₃₋₁₆
- [H6] **Kiedrzyński M.**, Kurowski J.K., Kiedrzyńska E. 2017. Trade-off between light availability and soil fertility determine refugial conditions for the relict light-demanding species in lowland forests. *Acta Oecologica*. 85: doi.org/10.1016/j.actao.2017.09.004.
IF: 1,652 IF 5-letni: 1,924 20 pkt. MNiSW₂₀₁₆ 25 pkt. MNiSW₂₀₁₃₋₁₆
- [H7] **Kiedrzyński M.**, Zielińska K.M., Kiedrzyńska E., Rewicz A. 2017. Refugial debate: on small sites according to they function and capacity. *Evolutionary Ecology*. 31(6): 815–827.
IF: 1,818 IF 5-letni: 2,211 20 pkt. MNiSW₂₀₁₆ 25 pkt. MNiSW₂₀₁₃₋₁₆

Sumaryczny 5 letni *Impact Factor* dla publikacji z osiągnięcia: **17,747**

Sumaryczny *Impact Factor* dla publikacji z osiągnięcia: **16,110**

Liczba punktów MNiSW wg. ujednoliconego wykazu za lata 2013-2016 dla osiągnięcia: **215**

Liczba punktów MNiSW z roku opublikowania dla osiągnięcia: **195**

Liczba cytowań wymienianych publikacji wg bazy *Web of Science* (na dzień 20-10-2017): **18**

Wymienione powyżej prace wchodzące w skład osiągnięcia habilitacyjnego cytowane są poniżej (pkt. 4c) zgodnie z nadaną im numeracją [**Artykuł habilitacyjny nr. 1 do nr. 7**]. Cytowana w tekście literatura uzupełniająca zamieszczona została na końcu Autoreferatu. Obszerny wykaz literatury przedmiotu zawierają publikacje wchodzące w skład osiągnięcia habilitacyjnego.

4c) Omówienie celu naukowego/artystycznego ww. pracy/prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania

Biogeografia i ekologia reliktowych gatunków roślin i ich siedlisk w lasach niżowych strefy umiarkowanej oraz znaczenie mikrorefugiów w zmieniających się warunkach klimatycznych

I. Wprowadzenie

Refugia są miejscami, w których gatunki trwają podczas niekorzystnych dla nich warunków środowiskowych i z których mogą się potencjalnie rozprzestrzenić, gdy pojawią się sprzyjające okoliczności (Kornaś i Medwecka-Kornaś 2002; Keppel i in. 2012). Miejsca takie ułatwiają przeżycie organizmów np. podczas fluktuacji klimatycznych, a ich rozmieszczenie jest jednym z czynników determinujących obecne wzorce różnorodności biologicznej na Ziemi (Willis i Whittaker 2000). W ostatnich latach obserwuje się znaczny wzrost liczby publikacji dotyczących identyfikacji refugiów, ich wieku i roli w konkretnych regionach świata, co świadczy o coraz większym zainteresowaniu tą tematyką (Keppel i Wardell-Johnson 2012; Gavin i in. 2014). Problem refugiów jest rozpatrywany również w kontekście obserwowanego wymierania gatunków, szczególnie powodowanego przez antropogeniczne zmiany klimatu (Gavin i in. 2014 i literatura tam cytowana).

Ważny status w „debacie refugialnej” mają *mikrorefugia* (*sensu* Rull 2009), tj. stosunkowo niewielkie obszary lub nawet konkretne siedliska, w których populacje mogą przetrwać poza głównym zasięgiem gatunku. Ich występowanie tłumaczy paradoks Reid’a, który odnosi się do niezgodności między, szacowanym metodami paleobiologicznymi, tempem powrotu gatunków z refugiów a realnymi zdolnościami organizmów do rozprzestrzenienia się (Rull 2009, 2010). Jak wykazały badania filogeograficzne (np. Magri 2008) mikrorefugia mogą odgrywać kluczową rolę w odnawianiu obecności gatunku w regionie po ustąpieniu niekorzystnych czynników. Co więcej, wydaje się że po długotrwałej izolacji, populacje mikrorefugialne mogą nawet „dawać początek” nowym gatunkom (Hampe i Petit 2005).

Populacje reliktowe – grupy osobników żyjące w izolacji po tym jak zasięg gatunku się przesunął oraz ich siedliska przechowują unikalne historie długotrwałej egzystencji organizmów w generalnie niekorzystnym otoczeniu. W świetle obecnych zmian klimatycznych, relikty i zespoły biocenotyczne z nimi związane są więc unikalnym, naturalnym laboratorium i modelowym obiektem do obserwacji (Hampe i Jump 2011; Woolbright i in. 2014). Ich identyfikacja staje się wyzwaniem dla świata nauki i praktyki związanej z ochroną różnorodności biologicznej (Ashcroft 2010; Keppel i in. 2012). Jak podkreślają Hampe i Jump (2011), opracowanie odpowiednich strategii ochrony refugiów i populacji reliktowych wymaga zrozumienia ich pochodzenia, obecnych warunków egzystencji oraz perspektyw na przyszłość.

Siedliska refugialne w lasach niżowych Europy Środkowej

Przez ostatnie ponad dwa miliony lat europejska flora podlegała istotnym migracjom związanym z oscylacjami klimatycznymi w Plejstocenie (van der Hammen i in. 1971; Birks i Willis 2008; Habel i Assmann 2010). W bardziej pofałdowanych i górzystych krajobrazach możliwość kształtowania się refugiów wiązała się z dużym zróżnicowaniem warunków abiotycznych, natomiast na nizinach, obecność refugiów zależała od dostępności siedlisk cechujących się mniejszą presją konkurencyjną (Hampe i Jump 2011). Większe zróżnicowanie topograficzne dawało więc lepsze możliwości do formowania się refugiów *in situ*, natomiast obszary równinne sprzyjały raczej migracjom gatunków na duże odległości (Keppel i in. 2012; Moritz i Agudo 2013).

W Europie Środkowej głównymi trendami były: a) migracje gatunków górskich oraz arktyczno-alpejskich na obszary nizinne, głównie w kierunku północ-południe (Szafer 1930; Zając 1996; Birks i Willis 2008; Schmitt i in. 2010) oraz b) migracje gatunków kontynentalnych i oceanicznych, głównie w kierunku wschód-zachód (Stewart i in. 2010). Badania filogeograficzne wskazują jednak, że konkretne

drogi tych migracji mogły być bardzo różnorodne (np. Marcysiak 2010; Cieślak 2014; Kajtoch i in. 2016 i cytowana literatura).

Podczas zlodowaceń, gatunki przystosowane do zimnych i kontynentalnych warunków klimatycznych były szeroko rozpowszechnione na nizinach Europy Środkowej w związku z występowaniem formacji tundrowych, zimnych stepów lub lasów hemiborealnych (van Andel i Tzedakis 1996; Birks i Willis 2008). Ocieplenia interglacjalne przynosiły przekształcenia roślinności w kierunku cienistych lasów liściastych i mieszanych (Szafer 1972; Puhe i Urlich 2001; Ralska-Jasiewiczowa i in. 2003; Chytrý i in. 2010). W efekcie, niektóre gatunki klimatów zimnych lub kontynentalnych miały szansę przetrwać wyłącznie w postaci izolowanych populacji, których reliktowy status w obecnym interglacjale (Holocenie) został potwierdzony w badaniach filogeograficznych (np. Ronikier i in. 2008; Stewart i in. 2010, Kajtoch i in. 2016 i cytowana literatura). Jak wspomniano, występowanie reliktywów na niżu ograniczane jest głównie przez oddziaływania konkurencyjne. Z tego względu, populacje reliktowe zachowały się najczęściej w otwartych i bezdrzewnych siedliskach takich jak morskie wybrzeża, klify, rzeczne kamieńce, torfowiska i mechowiska oraz niektóre murawy stepowe (Zajac 1996; Kennedy i Murphy 2003; Birks 2008; Hájek i in. 2009, 2011; Habel i Assmann 2010). Jednakże zbiorowiska leśne, o bardziej luźnym charakterze, również „przechowały” reliktowe populacje światłolubnych roślin związanych z alpejską lub kontynentalną roślinnością (Roleček 2007).

Przypadek siedlisk refugialnych w lasach niżowych jest szczególnie interesujący ze względu na silną presję konkurencyjną jakiej podlegają tu populacje reliktowe. W pracach, które składają się na osiągnięcie naukowe będące podstawą habilitacji, skupiono się na wybranych siedliskach refugialnych oraz na populacjach wybranych gatunków roślin z lasów Polski niżowej.

Siedliska refugialne szczególnie analizowane w pracach z osiągnięcia habilitacyjnego to:

- **Subkontynentalne, mezotroficzne lasy dębowe** (związek *Potentillo albae-Quercion*), będące znanymi ostojami populacji reliktowych (Roleček 2007). Te bogate gatunkowo, umiarkowanie ciepłolubne zbiorowiska, występują w specyficznych warunkach siedliskowych, lecz swoje trwanie w Europie Środkowej zawdzięczają również odpowiedniemu reżimowi zaburzeń antropozoogenicznych; szczególnie presji dużych roślinożerców (Jakubowska-Gabara 1996; Vera 2000; Ralska-Jasiewiczowa i in. 2003; Roleček 2007; Jamrichová i in. 2012). W ciągu ostatnich dekad, po zaprzestaniu tradycyjnych form użytkowania, obserwowane jest ustępowanie tego typu zbiorowisk leśnych. Ekspansja gatunków takich jak: grab zwyczajny, lipa drobnolistna czy leszczyna pospolita powoduje zanik specyficznych warunków środowiskowych i związanych z nimi zespołów roślin i zwierząt (Jakubowska-Gabara 1996; Kwiatkowska i Wyszomirski 1988; Hédl i in. 2010, Kurowski 2015).
- **Suche i świeże bory sosnowe** (związek *Dicrano-Pinion*), które dają szansę na przetrwanie gatunków reliktowych o mniejszych wymaganiach siedliskowych. Kluczowa jest tu odpowiednia dostępność światła i relatywnie niski poziom konkurencji. Także w tym przypadku, czynnikiem sprzyjającym przetrwaniu gatunków światłolubnych, o słabych zdolnościach konkurencyjnych, były zaburzenia związane z tradycyjnym użytkowaniem lasów. Cechowały się one częstszym występowaniem pożarów, rębniami przerębowymi, naturalnym odnowieniem drzewostanu oraz pozyskaniem posuszu i grabieniem ściółki (Kurowski 1979; Sandström i in. 2017). W ostatnich dziesięcioleciach powyższe praktyki zostały w lasach znacznie ograniczone. Następuje eutrofizacja siedlisk, a użytkowanie drzewostanów na siedliskach borowych ma najczęściej charakter zrębów wielkopowierzchniowych ze sztucznym odnowieniem, co powoduje wymieranie reliktowych populacji gatunków światłożądnych (Muller 1997; Grzyl i Ronikier 2011; Sandström i in. 2017).

Gatunki roślin, które były przedmiotem szczegółowych badań składających się na osiągnięcie naukowe to:

- **Kostrzewa ametystowa *Festuca amethystina* L.** (Poaceae) – gatunek górski, występujący między Zachodnimi Alpami, Górami Dynarskimi i Wschodnimi Karpatami (Meusel i in. 1965; Jakubowska-Gabara 1994). Gatunek ma alpijsko-środkowoeuropejski typ zasięgu i należy do europejsko-umiarkowanej grupy górskiej, wewnątrz europejsko umiarkowanego podelementu geograficznego (Zajac i Zajac 2009). Gatunek przetrwał na niżu od czasów tundry plejstocenijskiej i obecnie

występuje niemal wyłącznie w subkontynentalnych dąbrowach (Szafer 1930; Jakubowska-Gabara 1994; Nobis i Piwowarczyk 2007).

- **Sasanka wiosenna *Pulsatilla vernalis* (L.) Mill.** (Ranunculaceae) – gatunek górski, występujący w alpejskich i subalpejskich siedliskach w Pirenejach, Alpach, Karpatach i górach Półwyspu Bałkańskiego oraz w Górach Skandynawskich (Meusel i in. 1965; Ronikier i in. 2008). Gatunek występuje także na izolowanych i reliktowych stanowiskach na nizinach i wyżynach Środkowej Europy (Ronikier i in. 2008), gdzie rośnie w suchych borach sosnowych oraz rzadziej na wrzosowiskach (Grzyl i in. 2013).
- **Pluskwica europejska *Actaea europaea* (Schipcz.) J. Compton (= *Cimicifuga europaea* Schipcz.)** (Ranunculaceae), gatunek subkontynentalny, przeżytek wczesnoholoceńskich otwartych lasów (Roleček 2007). Jest to jedyny takson z sekcji *Cimicifuga* występujący w Europie (Compton i Hedderson 1997), blisko spokrewniony z *A. cimicifuga* z Syberii, z którym dzieli go dystans ok. 4000 km. Ta dysjunkcja jest prawdopodobnie wynikiem wymarcia przodka *A. europaea* w okresie Plejstocenu (Compton i in. 1998), co sugeruje, że obecny zasięg gatunku może być rozpatrywany jako reliktowy w szerokiej Euro-Azjatyckiej skali. Na reliktowy charakter stanowisk w skali europejskiej wskazuje również jego współczesny, mocno rozczłonkowany zasięg. W Polsce Środkowej *A. europaea* występuje na dość żyznych siedliskach: w subkontynentalnych dąbrowach, ciepłolubnych wariantach buczyn i grądów oraz w ciepłolubnych zaroślach (Kiedrzyński i Andrzejewski 2012).

Głównymi celami jednotematycznego cyklu siedmiu publikacji, składających się na osiągnięcie naukowe (habilitację) były:

- 1) rozwój metod **modelowania rozmieszczenia siedlisk refugialnych i gatunków reliktowych** przy użyciu nowoczesnych analiz biogeograficznych i geostatystycznych (cel rozwinięty w punkcie II);
- 2) analiza wpływu **czynników klimatycznych i siedliskowych determinujących występowanie gatunków reliktowych skali regionalnej** (punkt III);
- 3) analiza **relacji między czynnikami klimatycznymi i siedliskowymi a kondycją populacji** w suboptymalnych siedliskach leśnych, gdzie badane populacje reliktowe przetrwały (punkt IV);
- 4) rozwój **teoretycznych podstaw w koncepcjach dotyczących mikrorefugiów i gatunków reliktowych** (punkt V).

II. Zastosowanie indykatorów siedliskowych i klimatycznych do identyfikacji ostoj refugialnych oraz do modelowania potencjalnego rozmieszczenia gatunków reliktowych

[Artykuł habilitacyjny nr.1] [Artykuł habilitacyjny nr.2] [Artykuł habilitacyjny nr.3]

W obliczu szybkich zmian środowiskowych identyfikacja potencjalnych siedlisk refugialnych jest wyzwaniem dla badaczy i praktyków ochrony przyrody (Keppel et al. 2012). W skali regionalnej, identyfikacja „refugial hotspots” tzn. obszarów o dużym bogactwie gatunków reliktowych – powinny łączyć zarówno kryteria kompozycyjne (np. udział gatunków najrzadszych – szczególnie endemicznych i reliktowych) jak i kryteria funkcjonalne (np. obecność wskaźników odpowiedzialnych za funkcjonowanie i rozmieszczenie odpowiednich siedlisk refugialnych) (Whittaker i in. 2005). W pierwszym artykule, będącym częścią osiągnięcia naukowego [Artykuł habilitacyjny nr. 1] **zaprezentowano oryginalną metodę przestrzennej identyfikacji „refugial hotspots” na przykładzie grupy gatunków preferujących podobne siedliska**. Wykorzystano dane o rozmieszczeniu taksonów o dużej wartości konserwatorskiej (kryterium kompozycyjne) oraz taksonów-indykatorów dla odpowiednich siedlisk (kryterium funkcjonalne). Metoda została przetestowana na przykładzie flory otwartych lasów ciepłolubnych – kluczowych siedlisk dla wielu rzadkich i reliktowych gatunków na terytorium Polski. Dwadzieścia sześć najrzadszych gatunków (z krajowej czerwonej księgi i listy gatunków zagrożonych) występujących w tych siedliskach zostało wykorzystanych jako wskaźniki

kompozycyjne natomiast dziesięć gatunków roślin (charakterystycznych dla dąbrów ze związku *Quercetalia pubescenti-petraeae*) wykorzystano jako wskaźniki funkcjonalne. Rozmieszczenie gatunków oparte było o siatkę kwadratów ATPOL – 10 x 10 km (Zajac i Zajac 2001). W celu przeprowadzenia analizy zdigitalizowano (do formatu GIS) 1811 stanowisk dla indykatorów „hotspots” oraz 6325 stanowisk dla indykatorów ich siedlisk. Obliczono liczby gatunków z analizowanych grup w kwadratach kartogramu ATPOL, a następnie dokonano interpolacji bogactwa gatunkowego za pomocą geostatystycznej metody krigingu zwykłego (*ordinary kriging* – OK), (Li i Heap 2011) [Artykuł habilitacyjny nr. 1].

Analiza geostatystyczna wskazała, że maksymalna odległość, dla której korelacja przestrzenna jest jeszcze istotna, dla bogactwa gatunków wskaźnikowych dla „hotspots”, wynosi 40,8 km, natomiast dla bogactwa gatunków-wskaźników ich siedlisk 63,0 km. Ponadto średnie bogactwo indykatorów „hotspots” było o jedną trzecią mniejsze niż bogactwo indykatorów odpowiednich siedlisk. Powyższe wyniki wskazują, że najbardziej zagrożone gatunki z badanej grupy ekologicznej – zajmują raczej izolowane wyspy środowiskowe w porównaniu do wskaźników ich siedlisk, które są szerzej rozpowszechnione. Umiarkowana pozytywna korelacja została wykazana między bogactwem indykatorów „hotspots” a bogactwem indykatorów odpowiednich siedlisk: współczynnik korelacji przestrzennej wynosił 0,56 dla danych oryginalnych i 0,64 po interpolacji.

Metoda krigingu pozwoliła na wygenerowanie zgeneralizowanych map prezentujących bogactwo analizowanych grup gatunków na terytorium Polski. Zidentyfikowano obszary z wysokim bogactwem wskaźników siedlisk, ale jednocześnie z niskim bogactwem gatunków najrzadszych – wskaźnikowych dla „hotspots”. Obszary te mogą wskazywać na występowanie potencjalnych ostoi (refugiów), w których można się spodziewać obecności gatunków z czerwonej księgi i listy, a co nie zostało dotąd potwierdzone w terenie. Ze względu na fakt, że obszary, w których analiza wskazała duże bogactwo gatunków wskaźnikowych dla odpowiednich siedlisk, tworzą gdzieś ciągi przestrzenne, mogą one wskazywać również na potencjalne korytarze i węzły ekologiczne dla badanej grupy roślin [Artykuł habilitacyjny nr. 1].

Analiza przestrzenna zaprezentowana w omawianym artykule wskazała precyzyjne rozmieszczenie obszarów z koncentracją termofilnej flory leśnej oraz wskazała potencjalne bariery geograficzne dla badanej grupy roślin. Wykazano, że na obszarze Polski Środkowej występują regionalne dysjunkcje w rozmieszczeniu najrzadszych składników flory ciepłolubnych lasów [Artykuł habilitacyjny nr. 1]. Bogactwo taksonów wskaźnikowych jest niskie na południe od maksymalnych zasięgów zlodowaceń Wisły i Warty, gdzie większe powierzchnie zajmują obszary z utworami piaszczystymi i siedliskami wilgotnymi, które mogą stanowić bariery dla gatunków ciepłolubnych.

Istotnym wkładem tej publikacji było również zidentyfikowanie obszarów najbogatszych pod względem występowania rzadkich składników flory lasów ciepłolubnych w Polsce. Są one zlokalizowane głównie na Wyżynach Polskich w południowej i południowo-wschodniej części kraju oraz na Przedgórzu Sudeckim. W obu przypadkach, są to obszary o dużym udziale gleb wapiennych, sprzyjającym mikroklimacie oraz są zlokalizowane najbliżej glacialnych ostoi flory z południowej i południowo-wschodniej Europy (Szafer 1972). Otrzymane przestrzenne wzorce bogactwa gatunkowego analizowanych grup zostały wykorzystane do identyfikacji potencjalnych obszarów, przez które badane gatunki mogły migrować na terytorium Polski. Temat ten, w odniesieniu do gatunków kserotermicznych, był przedmiotem wielu dyskusji geobotanicznych w ostatnich dekadach (np. Pawłowska 1972; Babczyńska-Sendek 2005; Paul 2012, Cieślak 2014). W omawianym artykule, wykazano na przykładzie ciepłolubnej flory leśnej, że analiza przestrzenna może być bardziej precyzyjna w tym zakresie po zastosowaniu metod geostatystycznych z wykorzystaniem bogactwa gatunków wskaźnikowych [Artykuł habilitacyjny nr. 1].

Uzyskane wyniki mogą być ponadto wykorzystane w analizach filogeograficznych oraz w modelowaniu przestrzennym, analizach metapopulacyjnych i modelowaniu interakcji krajobrazowych. Wzorce przestrzenne aktualnego rozmieszczenia gatunków stały się łatwiejsze do identyfikacji po interpolacji geostatystycznej. Wyniki potwierdzają, że metoda krigingu jest niezwykle użyteczna w detekcji regionalnych wzorców bogactwa gatunkowego, co było również przedmiotem analiz prowadzonych przez innych badaczy (np. Hernandez-Stefanoni i Ponce-Hernandez 2006; Feng i in. 2011).

Modelowanie rozmieszczenia potencjalnych siedlisk dla gatunków wykorzystuje całe spektrum różnorodnych cech środowiskowych (Franklin 2009). Jak pokazano w artykule [Artykuł habilitacyjny nr. 1] jedną z takich cech może być bogactwo gatunków wskaźnikowych. Bogactwo indyktorów siedliskowych jest wyrazem zarówno uwarunkowań bioklimatycznych i glebowych jak i interakcji ekologicznych; może być również rozumiane jako diagnoza aktualnego stanu siedlisk w skali regionalnej (Stewart i in. 2010). Wykorzystanie gatunków reprezentatywnych jako indyktorów jest najbardziej uzasadnione na obszarach, gdzie zgrupowania roślin czy zwierząt są dobrze zdefiniowane. **Zaproponowane podejście bazujące na jednoczesnym uwzględnieniu kombinacji gatunków rzadkich i bardziej pospolitych wskaźników ich siedlisk, dało nowatorskie rezultaty dotyczące wzorców przestrzennych, jakie można obserwować w regionalnej florze, w tym również w lokalizacji potencjalnych refugium** [Artykuł habilitacyjny nr. 1].

Konstruowanie modeli rozmieszczenia gatunków wymaga odpowiednich zestawów danych, szczególnie w przypadku taksonów o ograniczonych zasięgach (Araújo i Guisan 2006). Problemem w nowoczesnym modelowaniu zasięgów w przypadku rzadkich (w tym reliktowych) gatunków mogą być: 1) skąpe dane, tzn. mała liczba znanych stanowisk oraz 2) błędy w geograficznej reprezentatywności danych. **Analizy zaprezentowane w kolejnych artykułach** [Artykuł habilitacyjny nr. 2] [Artykuł habilitacyjny nr. 3] **łączy korekty przestrzenne i siedliskowe w celu uściślenia modelowania obszarów potencjalnie sprzyjających występowaniu badanego gatunku**. Wprowadzane przez nas rozwiązania oparte na przykładzie reliktovej i subendemicznej trawy – kostrzewy ametystowej *Festuca amethystina* subsp. *ritschlii* na terytorium Polski (Jakubowska-Gabara 1994; Mirek i Piękoś-Mirkowa 2009) wykorzystują algorytm maksymalnej entropii i aplikację Maxent (Phillips et al. 2006).

Już na początku XX w. profesor Władysław Szafer przewidywał, że na obszarach niżowych Polski powinno występować więcej reliktowych stanowisk kostrzewy ametystowej, niż znanych było w tamtym okresie (Szafer 1919). Hipoteza ta została potwierdzona przez odkrycia dokonywane w kolejnych latach, jednak pytanie o prawdziwy zasięg tego gatunku w Polsce ciągle powraca (Jakubowska-Gabara 1994; Nobis i Piwowarczyk 2007).

Jedną z prac składających się na osiągnięcie habilitacyjne [Artykuł habilitacyjny nr. 2] analizuje wprowadzenie korekt przestrzennych i siedliskowych w modelowaniu, w celu odpowiedzi na następujące pytania: 1) czy modelowanie pozwala na przewidzenie prawdziwego zasięgu gatunku z niekompletnych danych? 2) czy modelowana nisza środowiskowa gatunku zależy od zestawu użytych stanowisk i zastosowanych technik korekcyjnych? 3) czy metody korekcyjne pozwalają na zredukowanie minimalnej liczby stanowisk wymaganych do trafnego modelowania?

W pracy wykorzystano dane z różnych okresów (zaczynając od pierwszych informacji o występowaniu tego gatunku pochodzących z XIX w.) i analizowano efekt coraz szerszej wiedzy na temat rozmieszczenia *F. amethystina* w Polsce. Do analizy włączono również 12 nowych, niepublikowanych stanowisk tego gatunku, które odkryłem w Polsce Środkowej latach 2010-2014. **Jednym z efektów zaprezentowanej analizy było opracowanie nowej, bardziej szczegółowej mapy rozmieszczenia tego gatunku w Europie Środkowej, bazującej na najnowszych danych z poszczególnych krajów**. W celu zdefiniowania poziomu wiedzy o występowaniu gatunku jaki jest wystarczający do realnej predykcji jego zasięgu wygenerowano i analizowano serię modeli. Przeprowadzono również eksperyment polegający na losowym dodawaniu stanowisk do zestawu lokalizacji znanych we wcześniejszych dekadach. Każdorazowo po dodaniu stanowiska generowano nowy model. Łącznie w pracy przeanalizowano ponad 60 modeli rozmieszczenia *F. amethystina* w Polsce [Artykuł habilitacyjny nr. 2].

Wykazano, że wyniki modelowania (przewidywane obszary, gdzie warunki są odpowiednie dla występowania gatunku) ściśle zależą od aktualnej wiedzy o rozmieszczeniu analizowanego gatunku. Modele oparte na mocno niekompletnych, historycznych zestawach stanowisk nie wskazały istotnych obszarów, w których gatunek był znajdowany w kolejnych dekadach. **Wprowadzenie korekt specyficznych dla siedlisk badanego gatunku pozwoliło jednak na znacznie bardziej precyzyjną predykcję jego potencjalnego występowania, a zwłaszcza detekcję odpowiednich miejsc w skali lokalnej** [Artykuł habilitacyjny nr. 2]. W eksperymencie polegającym na losowym dodawaniu nowych stanowisk, korelacja między modelami eksperymentalnymi a modelem docelowym (opartym na najbardziej aktualnym zestawie danych) wzrastała logarytmicznie. Kombinacja technik korekcyjnych

pozwoliła ponadto na znaczną poprawę predykcji po dodaniu mniejszej liczby stanowisk. **Dowiedziano, że w przypadku zestawu niekompletnych danych zastosowane korekty pozwoliłyby na przewidzenie realnego zasięgu po odkryciu mniejszej liczby nowych stanowisk** [Artykuł habilitacyjny nr. 2].

Warto podkreślić, że modelowanie potencjalnego zasięgu *F. amethystina* w Polsce ujawniło również dodatkowe obszary (regiony) potencjalnie wysoce odpowiednie dla gatunku, co nie zostało dotychczas potwierdzone w badaniach terenowych. Zidentyfikowano obszary na południowy-wschód od znanego zasięgu, gdzie gatunek mógłby występować. Uzyskany przez nas obraz predykcji pozwala na dalsze, precyzyjne i zogniskowane badania dedykowane analizowanemu taksonowi. Należy wziąć jednak pod uwagę znaną w prawidłowość biogeograficzną, że gatunki niekoniecznie zajmują wszystkie obszary, które są dla nich potencjalnie dostępne: reliktowe populacje *F. amethystina* mogą być nieobecne w niektórych regionach ze względu na czynniki historyczne lub słabe zdolności dyspersji, co szczegółowo dyskutowane jest w następnym artykule z osiągnięcia habilitacyjnego [Artykuł habilitacyjny nr. 3].

Wyniki analiz [Artykuł habilitacyjny nr. 2] [Artykuł habilitacyjny nr. 3] prowadzą do podobnych wniosków jakie zostały zaprezentowane przez Radosavljevic i Anderson (2014). Sugerują one, że specyficzne dla analizowanego gatunku korekty parametrów modelowania mogą poprawić efektywność modeli Maxent. **Rozwiązania wykorzystane w artykułach z osiągnięcia habilitacyjnego przyniosły dodatkowe cenne ulepszenia i konkluzje dotyczące modelowania zasięgów gatunków w przypadku dysponowania niekompletnymi danymi.** Mimo, że predykcja z wykorzystaniem odpowiednich korekt nie przyniosła satysfakcjonującej poprawy w modelowaniu generalnego zasięgu, osiągnięto bardziej precyzyjną informację o potencjalnym występowaniu gatunku wewnątrz jego zasięgu. Zastosowanie korekt specyficznych dla gatunku pozwoliło na bardziej realistyczną predykcję zasięgu po uwzględnieniu mniejszej liczby, relatywnie bardziej rozproszonych stanowisk. Wyniki te mogą być kluczowe w opracowywaniu programów ochrony gatunków rzadkich i reliktowych zależnych od konkretnych typów siedlisk. Zaprezentowane analizy biogeograficzne mogą być wykorzystane również w sytuacjach, w których zajdzie potrzeba ewentualnego przenoszenia gatunków w obliczu zmian klimatycznych.

III. Modelowanie nisz środowiskowych w skali regionalnej dedykowane gatunkom związanym z siedliskami refugialnymi

[Artykuł habilitacyjny nr. 2] [Artykuł habilitacyjny nr. 3]

Jak wspomniano powyżej, światłożądne gatunki reliktowe okresów glacialnych mogły przetrwać w Europie Środkowej głównie w specyficznych otwartych siedliskach, w miejscach bezdrzewnych lub w świetlistych lasach (Birks 2008). Z tego względu rozmieszczenie refugialnych siedlisk powinno być głównym czynnikiem determinującym zasięgi gatunków reliktowych. Relacje między regionalnym klimatem a rozmieszczeniem siedlisk refugialnych, wpływające na rozmieszczenie populacji reliktowych na obszarach nizinnych, są jednak niejasne i wymagają dalszych badań. W kolejnych pracach [Artykuł habilitacyjny nr. 2] [Artykuł habilitacyjny nr. 3] postawiono hipotezę, że zasięg geograficzny analizowanego relikтового gatunku jest wynikiem synergistycznego działania wielu czynników, o naturze zarówno klimatycznej jak i siedliskowej. Biogeograficzna analiza rozmieszczenia reliktowych populacji *Festuca amethystina* ssp. *ritschlii* w nizinym krajobrazie Polski wymagała: 1) określenia siły przestrzennej relacji między tym reliktem glacialnym a jego głównym siedliskiem – subkontynentalnymi dąbrowami; oraz 2) identyfikacji środowiskowych/klimatycznych czynników determinujących rozmieszczenie analizowanego taksonu. Jako metodę analityczną zastosowano najpowszechniej wykorzystywaną w nowoczesnej biogeografii metodę modelowania nisz środowiskowych – algorytm maksymalnej entropii (Maxent) (Phillips i in. 2006).

W głównym artykule z tego tematu [Artykuł habilitacyjny nr. 3] w analizie wykorzystano 19 cech regionalnego klimatu, 12 typów skał macierzystych dla gleb oraz bogactwo 12 gatunków wskaźnikowych dla dąbrów z rzędu *Quercetalia pubescenti-petraeae*, w opracowaniu którego wykorzystano interpolacje geostatystyczne. Modelowanie oparte było na lokalizacji znanych stanowisk

gatunku (w tym, wspomnianych wcześniej, 12 nowoodkrytych stanowisk) oraz trzech zestawów predyktorów: tylko klimatycznych, tylko siedliskowych, klimatycznych i siedliskowych łącznie.

W modelowaniu regionalnej niszy środowiskowej reliktu glacialnego, analizowano znaczenie wymienionych czynników środowiskowych (predyktorów). Wykazano, że stanowiska *F. amethystina* koncentrują się w centralnej i zachodniej części zasięgu dąbrów z zespołu *Potentillo albae-Quercetum* w Polsce. **Wyniki modelowania wykazały zbieżność wschodniej granicy zasięgu gatunku w Polsce z niskimi temperaturami i niskimi opadami w najsuchszym kwartale w roku, co nie było do tej pory wykazywane.** Ponadto wykazano, że wartości temperatury i opadów najsuchszego kwartału w roku, izotermii oraz średniego dobowego zakresu temperatur mają największy wpływ na występowanie *F. amethystina* wewnątrz zasięgu dąbrów z zespołu *Potentillo-Quercetum*. **Analiza prowadzi do konkluzji, że badany gatunek ma klimatyczne granice występowania na badanym terenie, dokładne wewnątrz strefy przejściowej między klimatem atlantyckim a subkontynentalnym** [Artykuł habilitacyjny nr. 3].

Modelowanie wykazało także, że brak stanowisk *F. amethystina* w niektórych częściach Wyżyn Polskich, może być efektem niskiego prawdopodobieństwa występowania gatunku na podłożu lessowym [Artykuł habilitacyjny nr. 3]. Jest to interesujący wynik, zważywszy na fakt, że dąbrowy subkontynentalne mogą występować na tym podłożu w obszarach wyżynnych. Depozycja lessu w klimacie peryglacialnym w Plejstocenie mogła być zatem czynnikiem redukującym powierzchnię siedlisk dostępnych dla *F. amethystina* w tej części kraju [Artykuł habilitacyjny nr. 3].

Klimat regionalny oraz warunki edaficzne skorelowane z występowaniem gatunku mogą być wykorzystywane w identyfikacji jego refugium w krajobrazach nizinnych (Keppel et al. 2012). Przykład *F. amethystina* potwierdza powyższe stwierdzenie [Artykuł habilitacyjny nr. 3]. **Jak wykazaliśmy, regionalne warunki klimatyczne i dostępność odpowiednich siedlisk to złożony system czynników determinujących rozmieszczenie taksonów w mało zróżnicowanych topograficznie i topoklimatycznie krajobrazach. Występowanie odpowiednich siedlisk zawęża obszary występowania gatunku, które są potencjalnie sprzyjające pod względem czynników klimatycznych. W przypadku gatunków reliktowych na obszarach nizinnych, klimat działa jak regionalny filtr środowiskowy a dostępność siedlisk jako filtr lokalny warunkujący występowanie populacji.** Stwierdzić należy więc, że odpowiednie siedlisko (typ roślinności) może pełnić rolę refugialną dla konkretnego gatunku tylko w niektórych częściach swojego zasięgu [Artykuł habilitacyjny nr. 3].

Powyższe wyniki potwierdzają wysoką użyteczność modelowania Maxent w predykcji występowania rzadkich i zagrożonych gatunków oraz w analizach biogeograficznych, w praktyce ochrony przyrody i przewidywaniu wpływu zmian klimatycznych na gatunki użytkowe (Wollan i in. 2008; Rupprecht i in. 2011; Pérez i Font 2012). Wyniki zawarte w opisywanych artykułach potwierdzają również istotne znaczenie zestawu danych używanych w modelowaniu nisz, w tym do identyfikacji ważności konkretnych predyktorów, na co wskazywali również Warren i Seifert (2011). Jak podkreśla Merow i in. (2013) oraz co wykazano w analizach własnych [Artykuł habilitacyjny nr. 2] [Artykuł habilitacyjny nr. 3] interpretacja nisz środowiskowych zależy od zestawu użytych predyktorów. **Identyfikacja najważniejszych czynników wpływających na rozmieszczenie gatunku może zależeć również od zastosowanych technik korekcyjnych** [Artykuł habilitacyjny nr. 2]. **Wykazano ponadto kilka istotnych prawidłowości zachodzących w trakcie modelowania nisz.** Po pierwsze, liczba i różnorodność znaczących predyktorów jest wyższa kiedy dane o rozmieszczeniu gatunku nie są rozłożone równomiernie w terenie badań. Po drugie, wprowadzenie danych siedliskowych podnosiło liczbę i zróżnicowanie wszystkich czynników istotnych dla modelu, podczas gdy korekta przestrzenna, związana z ograniczeniem terenu badań i wzrostem rozproszenia gatunku, dawała efekt odwrotny. [Artykuł habilitacyjny nr. 2]. Wprowadzenie korekt przestrzennych daje zatem możliwości łatwiejszej interpretacji biogeograficznych nisz gatunków, w tym szczególnie gatunków reliktowych o niewielkich zasięgach. Należy jednak podkreślić, że znaczenie poszczególnych czynników środowiskowych powinno być analizowane z ostrożnością szczególnie wtedy, gdy spodziewamy się błędów w geograficznym rozmieszczeniu stanowisk, jakie są do dyspozycji w modelowaniu, co wykazali również Wisz i in. (2008).

IV. Populacje „dryfujące” w suboptymalnych siedliskach – immanentna cecha gatunków reliktowych w lasach nizinnych strefy umiarkowanej

[Artykuł habilitacyjny nr. 4] [Artykuł habilitacyjny nr. 5] [Artykuł habilitacyjny nr. 6]

Zdolność roślin do przeżycia podczas niekorzystnych okresów klimatycznych jest wyższa u gatunków mających szerokie nisze ekologiczne (Hampe i Petit 2005) lub duże możliwości adaptacji do zmieniających się warunków (Crawford 2008), ale może być również związana z dostosowaniem osobników do konkretnych siedlisk mogących pełnić rolę mikrorefugiów klimatycznych (Gavin et al. 2014).

Wiele gatunków przystosowanych do stref alpejskich i borealnych charakteryzuje się strategią życia pozwalającą na długotrwałą tolerancję warunków stresowych (strategia S). Cechuje je długowieczność, małe rozmiary ciała, długotrwały rozwój osobniczy oraz mały rozrost wegetatywny (Grime 1979, Crawford 2008). Gatunki te, rosnące na reliktowych stanowiskach w lasach niżowych nie są zdolne do efektywnej konkurencji i jednocześnie nie w pełni korzystają z przystosowania do rozsiewania przez wiatr, powszechnego np. w siedliskach alpejskich. W konsekwencji egzystencja gatunków alpejsko-borealnych na nizinach środkowej Europy ściśle zależy od warunków, które odpowiadają za reprodukcję w konkretnych płatach siedlisk refugialnych.

Coraz liczniejsze dane sugerują, że obserwowane obecnie zmiany klimatyczne ograniczają reprodukcję i regenerację populacji reliktowych (Hampe i Jump 2011). W kolejnych badaniach z osiągnięcia habilitacyjnego analizowano proces rozmnażania generatywnego w reliktowej populacji *Pulsatilla vernalis* w odniesieniu do warunków klimatycznych [Artykuł habilitacyjny nr. 4]. Obiektem badań była populacja w Rogowcu, która pod względem liczby rozet oraz zróżnicowanej struktury demograficznej (udział osobników będących w różnych fazach rozwoju) jest populacją wyróżniającą się na tle innych niżowych stanowisk tego gatunku w Polsce (Grzyl i Ronikier 2011). Z uwagi na fakt, że egzystencja gatunków alpejsko-borealnych w warunkach niżowych klimatu umiarkowanego zależy od reprodukcji *in situ*, a *P. vernalis* odnawia się wyłącznie na drodze rozmnażania generatywnego, badania koncentrowały się m.in. na liczbie kwitnących i owocujących pędów, liczbie pojawiających się siewek oraz ewentualnym zamieraniu osobników juvenilnych. Zmienność powyższych cech notowana w czasie siedmiu lat badań została skorelowana z warunkami klimatycznymi. Założono, że badane parametry mają szczególnie istotne znaczenie zarówno dla zrozumienia procesów, które wpływają na trwanie populacji na reliktowym stanowisku, jak również mogą być kluczowe dla programów czynnej ochrony populacji (np. Betz i in. 2013). Badania miały na celu próbę odpowiedzi na następujące pytania: 1) jaka jest relacja między dynamiką pojawiania się siewek a procesem kwitnienia-owocowania w populacji? oraz 2) które z czynników klimatycznych wpływają na procesy generatywne, kiełkowanie i przeżycie siewek w populacji? [Artykuł habilitacyjny nr. 4].

Wyniki wskazują na cyklicznie pojawiający się wzrost i spadek liczby kwitnących/owocujących pędów w kolejnych sezonach, co wskazuje na fluktuacyjny wzorzec dynamiki procesu generatywnego w badanej, reliktowej populacji *Pulsatilla vernalis* [Artykuł habilitacyjny nr. 4]. **W pracy wykazano ponadto, że procesy kwitnienia i owocowania były pozytywnie i istotnie statystycznie skorelowane ze średnią dobową temperaturą w okresie marzec-maj. Wykazano też, że liczba owocujących pędów zależała od maksymalnej temperatury oraz występowania słonecznej i suchej pogody w kwietniu i maju. Bilans wodny (ciśnienie pary wodnej) również miał istotny wpływ na owocowanie.** Wyniki wskazują, że wilgotność powietrza (i gleby) na wiosnę, po roztopach śniegu, jest wystarczająca dla wzrostu i wytworzenia pędów generatywnych u *P. vernalis*, natomiast do efektywnego kwitnienia i zapewnienia odpowiedniej aktywności owadów zapylających konieczna jest obecność pogodnych i suchych dni, co sugerują również badania Jüngers i Dötterl (2004).

W badaniach zidentyfikowano sezony z efektywną rekrutacją nowych osobników, tzn. z licznymi pojawami siewek oraz z niewielkim ich zamieraniem. **Interesujące jest to że liczba siewek nie była skorelowana z liczbą kwitnących i owocujących pędów w danym sezonie.** W roku najbardziej efektywnego kiełkowania, liczba kwitnących i owocujących pędów była w populacji najmniejsza [Artykuł habilitacyjny nr. 4]. Większa liczebność siewek mogłaby być teoretycznie związana

z kiełkowaniem nasion zdeponowanych w glebie w poprzednich latach, gdyby nie fakt, że nasiona tego gatunku nie wymagają wernalizacji i raczej nie tworzą glebowego banku nasion, co skutkuje tym, że na wiosnę kolejnego roku kiełkowanie jest obserwowane tylko sporadycznie (Grzyl 2012). Okazało się więc, że nawet niewielka liczba owocujących pędów w danym roku jest w stanie zapewnić relatywnie obfitą rekrutację. W pracy wykazano, że zależy ona od wystąpienia odpowiednich warunków pogodowych: **efektywność kiełkowania jest ściśle, pozytywnie związana z ilością opadów w sierpniu**. Oba parametry demonstrują ścisłą korelację i mają wysoce zbliżone trendy fluktuacyjne. Nasiona najskuteczniej kiełkowały w latach, w których miesięczny poziom opadów w sierpniu przekraczał 100 mm [Artykuł habilitacyjny nr. 4]. Podsumowując należy stwierdzić, że **efektywna reprodukcja generatywna alpejsko-borealnej *Pulsatilla vernalis* na stanowiskach niżowych zależy od dostępności wody w konkretnej części sezonu wegetacyjnego**.

Praca przyniosła kolejną falsyfikację hipotezy dotyczącej synergistycznego wpływu temperatury, bilansu wodnego i nasłonecznienia na reprodukcję i regenerację w populacjach reliktowych (Hampe i Jump 2011). Czynniki pogodowe przyczyniają się do występowania fluktuacji w procesach generatywnych w badanej populacji, jak to zostało wykazane w omawianym artykule [Artykuł habilitacyjny nr. 4]. **Przeżycie *P. vernalis* na stanowiskach niżowych zależy od cykli rekrutacji indukowanych przez korzystne sprzężenie epizodów pogodowych**, tj. współwystępowanie wystarczającej liczby ciepłych i suchych dni w porze kwitnienia oraz odpowiedniej ilości opadów w okresie kiełkowania nasion. Ze względu na długowieczność osobników (rozet) sasanki, występowanie sprzyjających warunków klimatycznych w cyklu kilkuletnim powinno zapewnić ciągłość populacji na stanowiskach niżowych. Jakkolwiek, poważnym zagrożeniem mogą okazać się przewidywane trendy zmian klimatycznych w Europie, np. wydłużenie się okresów suszy letniej (Kundzewicz et al. 2006), co może ograniczyć szanse efektywnego kiełkowania. Istotna jest również dostępność odpowiednich siedlisk, co analizowaliśmy w kolejnej pracy [Artykuł habilitacyjny nr. 5].

Pulsatilla vernalis przetrwała na niżu w borach sosnowych oraz na wrzosowiskach. Obserwowany zanik jej stanowisk skorelowany jest m.in. z przekształcaniem się luźnych zbiorowisk borowych w bardziej zwarte bory mieszane, co jest wynikiem zmian w sposobach użytkowania lasów oraz antropogenicznej eutrofizacji gleb (Grzyl i Ronikier 2011). W konsekwencji, populacje sasanki wiosennej, które jeszcze przetrwały w kompleksach leśnych, występują często na siedliskach takich jak: brzegi zębów, przydroża czy zbocza nasypów kolejowych. Rodzą się pytania: 1) czy wymienione siedliska marginalne mogą odgrywać rolę siedlisk refugialnych? 2) jeśli tak, to jakie cechy tych siedlisk są kluczowe dla przetrwania reliktowych populacji?

Szlaki komunikacyjne przecinające kompleksy leśne kształtują bardziej prześwietlone siedliska, które są niekiedy zajmowane przez cenne gatunki światłożadne. Wpływ dróg leśnych nie jest ograniczony tylko do wąskiego pasa. Wyróżnić można strefę oddziaływania, która obejmuje również przylegające płaty lasu (Forman i Lauren 1998). Strefa ta charakteryzuje się często odmiennym mikroklimatem i warunkami glebowymi, w porównaniu z wnętrzem lasu (Lugo i Gucinski 2000). Otoczenie drogi może być zatem rozpatrywane jako odrębny ekosystem, o dość trwałej strukturze w krajobrazie leśnym. Z tego względu, w dalszych badaniach założyliśmy, że takie siedliska mogą również pełnić rolę refugialną dla populacji reliktowych [Artykuł habilitacyjny nr. 5].

Badano przydroża śródleśne z populacjami *Pulsatilla vernalis* w Borach Tucholskich – ostatnim dużym nizinym refugium tego gatunku w Europie Środkowej [Artykuł habilitacyjny nr. 5]. Celem badań była odpowiedź na następujące pytania: 1) jak różnią się warunki siedliskowe i struktura zbiorowisk na przydrożach z *P. vernalis* i bez tego relikтового gatunku od wnętrza lasu? 2) czy można wskazać gatunki diagnostyczne dla siedlisk z sasanką występujących wzdłuż dróg leśnych?

Analizowano warunki siedliskowe oraz występowanie roślin i porostów na 20 stanowiskach. Metoda opierała się na systemie trzech powierzchni założonych na każdym stanowisku: jedna powierzchnia z osobnikami sasanki na przydrożu, jedna na przydrożu bez sasanki i jedna we wnętrzu lasu. Mierzone były warunki świetlne, szacowano ocienienie przez drzewa i krzewy, pokrycie roślin naczyniowych, mszaków, porostów oraz udział odkrytej gleby; uwzględniono też kompozycję gatunkową i bogactwo gatunkowe. W celu wykazania, która z analizowanych cech siedlisk przydrożnych ma szczególne istotne znaczenie zastosowano m.in. wielokrotną regresję krokową oraz ordynację DCCA [Artykuł habilitacyjny nr. 5].

Wyniki wskazują na brak ewidentnej różnicy między powierzchniami z *P. vernalis* oraz pozostałymi powierzchniami na przydrożach, choć obfitość sasanki (mierzona liczbą rozet na badanej powierzchni) była negatywnie związana z obecnością ‘dużych’ mszaków. Znaczne różnice wykazano między przydrożami a wnętrzem lasu. Dostępność światła, większe bogactwo gatunkowe oraz specyficzna kompozycja mszaków wyróżniały przydroża. *Pulsatilla* występowała w miejscach z większym poziomem oświetlenia, ale ocienienie przez drzewa i krzewy nad osobnikami było podobne, większe oświetlenie na przydrożach wynikało zatem głównie z oświetlenia bocznego pochodzącego z pasa drogowego [Artykuł habilitacyjny nr. 5]. Ordynacja DCCA ujawniła wyraźny gradient powierzchni próbnych. Wzdłuż pierwszej osi ordynacyjnej występowały kolejno powierzchnie z wnętrza lasu (z dużym pokryciem mszaków formujących wysokie zwarte darnie) a następnie powierzchnie z przydroży, gdzie dostępność światła i liczba gatunków roślin naczyniowych była wyższa. **Dyspersja powierzchni próbnych na diagramie ordynacyjnym wykazała większą zmienność badanych cech na przydrożach tzn. powierzchnie te były mniej jednorodne, co może wskazywać np. na większą przypadkowość składu gatunkowego i występowanie zaburzeń** [Artykuł habilitacyjny nr. 5].

W ocieplającym się i coraz bardziej zeutrofizowanym środowisku, interakcje konkurencyjne mogą odgrywać istotną rolę w procesie przekształcania się zespołów biocenotycznych (Chapin i in. 1995). *Pulsatilla vernalis* miała możliwość przetrwania na nizinach tylko na ubogich, piaszczystych glebach, gdzie konkurencja była niższa a dostępność światła wystarczająca. Siedliska piaszczyste chroniły *P. vernalis* przed silną konkurencją ze strony roślin naczyniowych, z kolei redukcja konkurencji ze strony mszaków, o stosunkowo wysokich darniach, mogła być wynikiem umiarkowanych zaburzeń. **Badania wykazały, że przydroża cechowały się mniejszym pokryciem mszaków kształtujących duże i gęste darnie** [Artykuł habilitacyjny nr. 5]. Wykazano, że znacznie mniejszy udział miały tu: *Dicranum polysetum*, którego poduchy złożone są z gęsto upakowanych pionowych pędów oraz *Pleurosium schreberi*, tworzący gęste darnie ze splecionych i rozgałęzionych pędów. **Przydroża wyróżniały się natomiast istotnie większą liczbą gatunków mszaków o niewielkich rozmiarach. Występowały tu np. *Ceraodon purpureus*, *Pohlia nutans* i *Polytichum piliferum*, które mają ograniczone możliwości konkurencyjne oraz preferują w krajobrazie leśnym siedliska zaburzone** [Artykuł habilitacyjny nr. 5].

Mimo, że śródleśne przydroża w Borach Tucholskich stwarzają sprzyjające warunki do egzystencji *P. vernalis* [Artykuł habilitacyjny nr. 5], w badanych populacjach obserwuje się brak rekrutacji nowych osobników. Biorąc pod uwagę małą ogólną liczbę osobników i rozet w populacjach, należy stwierdzić, że *P. vernalis* w Borach Tucholskich może w niedługim czasie znaleźć się na granicy wymarcia (Zielińska i in. 2017). Jednym z powodów może być m.in. konieczność łącznego wystąpienia kilku kluczowych czynników. **Egzystencja *P. vernalis* w reliktowych stanowiskach zależy od cykli rekrutacyjnych indukowanych m.in. przez sprzyjające epizody pogodowe, co wykazano w poprzedniej pracy** [Artykuł habilitacyjny nr. 4]. **Ponadto, z powodu ograniczonej możliwości dyspersji nasion, dobrze oświetlone i wolne od konkurentów nisze regeneracyjne, powinny znajdować się w bezpośrednim sąsiedztwie osobników rodzicielskich.** Uwarunkowania te sprawiają, że niżowe populacje *P. vernalis* egzystują na granicy wymarcia.

Populacje reliktowe gatunków światłożądnych o wyższych wymaganiach siedliskowych, mogą podlegać jeszcze silniejszej presji środowiskowej. Na glebach bogatszych w składniki pokarmowe presja zacienienia przez drzewa i krzewy jest zdecydowanie większa, a relacje między żyznością gleby a dostępnością światła mocno wpływają na egzystencję reliktywów glacialnych i wczesnoholoceńskich w zbiorowiskach leśnych na niżu Europy Środkowej.

Badania zaprezentowane w kolejnym artykule z osiągnięcia habilitacyjnego, dotyczą kompromisów siedliskowych, badanych na przykładzie pluskwicy europejskiej *Actaea europaea*, gatunku subkontynentalnego, przeżytku wczesnoholoceńskich luźnych lasów (Roleček 2007) [Artykuł habilitacyjny nr. 6]. Do badań wybrano populacje w Polsce Środkowej, znajdujące się na zachodniej granicy zasięgu gatunku (Kiedrzyński i in. 2016) i jednocześnie na granicy bioklimatu kontynentalnego (Rivas-Martínez i in. 2010). Te krańcowe populacje na nizinach są szczególnie zagrożone wymarciem w obliczu prognozowanych zmian klimatu i przewidywanych migracji leśnej flory (Skov i Svenning 2004). W terenie badań *A. europaea* była notowana w różnych zbiorowiskach leśnych, na mezo-

i eutroficznych glebach (Kiedrzyński i Andrzejewski 2012). Populacje odnajdywano w dąbrowach, ale również w grądach i buczynach. W celu określenia, które czynniki odgrywają kluczową rolę w kształtowaniu aktualnej kondycji populacji, testowano zróżnicowane cechy środowiskowe, włączając zawartość substancji odżywczych w glebach oraz kompozycję gatunkową zbiorowisk [Artykuł habilitacyjny nr. 6].

Postawiono również hipotezę, że żadne z obecnych siedlisk *A. europaea* w Polsce Środkowej nie odtwarza dawnych (historycznych) warunków, w jakich gatunek ten występował. Dlatego kolejnym celem analiz było zbadanie, które z obecnych zbiorowisk z *A. europaea* wykazuje największe podobieństwo do występujących w strefie klimatu kontynentalnego zbiorowisk leśnych odpowiednich dla gatunków światłożądnych. Zbiorowiska z *A. europaea* z środkowej Polski zostały porównane ze zbiorowiskami leśnymi z południowego Uralu, które są wskazywane jako analogiczne do wczesno- i środkowoholocenijskich zbiorowisk leśnych Środkowej Europy (Chytrý i in. 2010). Analiza ta pozwoliła na porównanie aktualnych refugialnych zbiorowisk z *A. europaea* z ekwiwalentami zbiorowisk leśnych występujących po ostatnim zlodowaceniu. Głównymi celami badań były: 1) wykrycie głównych czynników siedliskowych wpływających na kondycję populacji *A. europaea* w Polsce Środkowej; 2) analiza dostępności istotnych dla *A. europaea* czynników siedliskowych w badanych typach zbiorowisk; 3) określenie stopnia podobieństwa między współczesnymi zbiorowiskami z *A. europaea* a ekwiwalentami wczesno- i środkowoholocenijskiej leśnej roślinności występującymi obecnie w środkowym Uralu [Artykuł habilitacyjny nr. 6].

Wykazano, że dostępność światła oraz żyzność siedliska są najbardziej znaczącymi czynnikami wpływającymi na populacje *A. europaea* w warunkach Polski Środkowej [Artykuł habilitacyjny nr. 6]. Stwierdzono istotną statystycznie i silną korelację (0,82) między całkowitą liczbą osobników w populacji a zawartością azotu ogólnego w glebie. Ponadto, wykazano wysoką, pozytywną korelację (0,79) między dostępnością światła a udziałem kwitnących osobników. W zbiorowiskach leśnych regionu współwystępowanie tych czynników jest ograniczone przez tendencję do formowania się zwartego sklepienia drzew na bardziej eutroficznych siedliskach. Ordynacja PCA ujawniła gradient środowiskowy zbiorowisk z *A. europaea*: od subkontynentalnych dąbrów z większym dostępem światła i większą zawartością magnezu w glebie do relatywnie wilgotnych i zacienionych grądów. Ustawienie powierzchni badawczych wzdłuż drugiej osi PCA wskazuje na gradient żyzności: od eutroficznych buczyn na rędzinach do mezotroficznych dąbrów na utworach piaszczysto-żwirowych. W tym przypadku grądy są rozproszone wzdłuż osi ordynacyjnej. **Wyniki wskazują więc, że wymienione istotne dla *A. europaea* cechy siedliskowe są dzielone między badanymi zbiorowiskami (siedliskami), tak, że żadne z nich „nie oferuje” ich optymalnej kombinacji tzn. jednocześnie żynego i dostatecznie oświetlonego środowiska leśnego** [Artykuł habilitacyjny nr. 6].

W wynikach klasyfikacji hierarchicznej, dąbrowy świetliste z *A. europaea* z Polski Środkowej znalazły się w jednej grupie (klastrze) z luźnymi lasami sosnowo-modrzewiowymi, brzożowo-topolowymi i dębowymi z południowego Uralu. Uważane one są za ekwiwalenty wczesnoholocenijskich lasów środkowoeuropejskich, które miały luźny charakter oraz duży udział gatunków światłożądnych, w tym gatunków stepowych. Chociaż takie przypuszczenie było prezentowane w pracy Chytrého i in. (2010), **artykuł będący częścią osiągnięcia habilitacyjnego przynosi pierwsze potwierdzenie tej hipotezy bazujące na analizie numerycznej.** Drugi główny klaster tworzą bardziej zwarte lasy klonowo-lipowo-wiązowe z Uralu (odpowiedniki późniejszych etapów w holocenijskiej historii roślinności) oraz występujące obecnie grądy i buczyny z udziałem *A. europaea* w środkowej Polsce. W obu przypadkach w runie dominują umiarkowanie cienioznośne gatunki leśne. **Można zatem stwierdzić, że w świetle powyższej analizy, badane dąbrowy subkontynentalne są prawdopodobnie najbardziej zbliżone do historycznych siedlisk *A. europaea*** [Artykuł habilitacyjny nr. 6].

Stosunkowo duże populacje (do 350 osobników), z największym udziałem kwitnących roślin (40-60%) stwierdzono właśnie w dąbrowach subkontynentalnych, na mezotroficznych glebach. W świetle powyższych wyników należy stwierdzić, że dąbrowy subkontynentalne są najbardziej sprzyjającymi (choć nie optymalnymi) siedliskami dla reliktowych populacji *A. europaea* w regionie. Znane są jednak przykłady wymierania populacji *A. europaea* w wyniku spontanicznego formowania się zwartych drzewostanów i zaniku świetlistego charakteru dąbrów (Jakubowska-Gabara 1996; Kiedrzyński i Andrzejewski 2012). Proces ten zachodzi relatywnie szybko w żyzniejszych i bardziej wilgotnych

wariantach dąbrów świetlistych, które są bardziej odpowiednie dla populacji *A. europaea*. **W związku z powyższym, zbiorowiska te nie są stabilnymi siedliskami refugialnymi dla gatunku w perspektywie kilkudziesięciu lat.**

Relatywnie duże populacje (do 360 osobników) zostały stwierdzone również w nawapiennych buczynach na glebach rędzinowych, z dużą zawartością materii organicznej oraz największym poziomem azotu i fosforu, populacje te charakteryzowały się jednak niższym udziałem osobników kwitnących (6-29%), niż populacje rosnące w dąbrowach. Z kolei najmniejsze populacje występowały w grądach (do 70 osobników), na relatywnie eutroficznych glebach i wilgotniejszych siedliskach. W populacjach tych generalnie nie występowały osobniki kwitnące, z powodu ocienienia dna lasu [Artykuł habilitacyjny nr. 6].

Długotrwałe, ekstensywne i pasterskie użytkowanie lasów lub kompleksów zaroślowych sprzyjało przeżyciu reliktowych populacji *A. europaea* w regionie. Fragmentacja krajobrazu oraz zanik tradycyjnych form użytkowania obserwowane w ostatnich dziesięcioleciach skutkowały utratą siedlisk dostępnych dla badanego gatunku. Do zaniku osobników *A. europaea* mogły przyczynić się również zbyt intensywne praktyki leśne, charakteryzujące się z nagłym odsłonięciem dna lasu podczas zrębów oraz formowaniem gęstych młodników. Efektem jest obecna izolacja niemal wszystkich stanowisk *A. europaea* w regionie. Jak wskazują wyniki prezentowanych badań **w obecnych warunkach żadne z badanych siedlisk/zbiorowisk leśnych nie może być uznane za długotrwałe i bezpieczne siedlisko refugialne dla badanego gatunku w regionie** [Artykuł habilitacyjny nr. 6]. Osobniki obserwowane były również na skraju lasów, zrębów i luk drzewostanowych, co nie sprzyja utrzymaniu stabilnych i odpowiednio dużych populacji.

Jeśli weźmiemy pod uwagę zmniejszającą się powierzchnię dostępnych siedlisk, ograniczone możliwości dyspersji gatunku (Compton i in. 1998) i przewidywane niekorzystne zmiany klimatyczne, występowanie *A. europaea* w Polsce Środowej, będzie możliwe prawdopodobnie tylko po wprowadzeniu ochrony czynnej. **Zapewnienie egzystencji badanym reliktowym populacjom wymagać będzie więc aktywnego kształtowania struktury zbiorowisk, wpływającej głównie na dostępność światła.** Umiarkowane zaburzenia drzewostanów imitujące tradycyjne użytkowanie lasu są niezbędne do zachowania populacji *A. europaea* [Artykuł habilitacyjny nr. 6]. Podobne działania ochronne pozwolą na egzystencję również innym światłożądnym gatunkom reliktowym (takim jak: *Festuca amethystina*, *Adenophora liliifolia* i *Lathyrus pisiformis*) występującym na podobnych siedliskach, które przechowują cenną i zanikającą część regionalnej bioróżnorodności

Przykłady, zawarte w trzech powyższych artykułach wykazały, że badane reliktowe populacje gatunków alpejskich i kontynentalnych występują w strefie nizinnych lasów niemoralnych **w suboptymalnych dla siebie siedliskach.** Ich przetrwanie zależy od splotu sprzyjających okoliczności, które mogą pojawiać się dość przypadkowo. **Współwystępowanie odpowiednich czynników klimatycznych i siedliskowych jest niezbędne do efektywnej reprodukcji w tych populacjach.** Może wpływać na wielkość populacji, kwitnienie i owocowanie oraz powodować fluktuacyjny charakter procesu rekrutacji nowych osobników. **Szczególnie istotne są: dostępność światła, obecność wolnych od konkurencji nisz regeneracyjnych oraz sprzyjający splot czynników pogodowych.** Osłabienie i wymieranie populacji reliktowych w badanych zbiorowiskach leśnych może być spowodowane niewielkimi zmianami jednego z wyżej wymienionych czynników. Populacje te mogą korzystać z umiarkowanych zaburzeń antropogenicznych ograniczających presję konkurencyjną oraz zwiększających dostęp światła, co powinno zostać uwzględnione w programach ochrony czynnej.

V. Koncepcja perfugium i rola „młodych” populacji reliktowych w perspektywie formowania się mikrorefugium

[Artykuł habilitacyjny nr. 7]

Koncepcje dotyczące refugium oraz związana z nimi terminologia zostały sprecyzowane w ostatnich latach (np. Bhagwat i Willis 2008; Bennett i Provan 2008; Ashcroft 2010; Keppel i in. 2012; Gavin i in. 2014; Birks 2015). Termin refugium, zaczerpnięty ze studiów paleobiologicznych, został zaadoptowany przez biogeografię, filogeografię, ekologię ewolucyjną; jest również wykorzystywany w obszarach takich jak modelowanie rozmieszczenia gatunków i planowanie ochrony przyrody. Szybki rozwój wspomnianych dziedzin i różnorodność spojrzeń na to samo zagadnienie sprawiły, że terminy związane z koncepcją refugium zyskały różne znaczenia w zależności od kontekstu. Wielu autorów używa coraz bardziej różnorodnej i bogatej terminologii w tym zakresie.

W opinii większości autorów, koncepcja refugium powinna być odnoszona do obiektów pełniących rolę „schronień” w trakcie długotrwałych procesów przyrodniczych (w ewolucyjnej skali czasu) natomiast inne niewielkie obszary czy siedliska, które odgrywają rolę „bezpiecznych miejsc” w krótszym okresie czasu (ekologiczna skala czasu) powinny być z niej wyłączone (Stewart i in. 2010; Keppel i in. 2012). Zgadając się zasadniczo z powyższą tezą należy zauważyć, że podejście to może jednak skutkować zaniedbywaniem procesów jakie zachodzą w czasie trwania różnych faz przesuwania się zasięgu. Także, Mee i Moore (2014) postulują, żeby procesy warunkujące strukturę i funkcjonowanie populacji reliktowych analizować zarówno z perspektywy ekologicznej, jak i ewolucyjnej. Niektóre aspekty takiego punktu widzenia zostały ostatnio zaprezentowane w pracach Hannah i in. (2014), Keppel i Wardell-Johnson (2015) i Keppel i in. (2015), różnią się one jednak pod względem interpretacji opisywanych zjawisk. Ponadto, związki między procesami występującymi podczas fazy wymierania i fazy refugialnej w dynamice zasięgu gatunku nie zostały dotychczas jasno zdefiniowane. W związku z tym, dalsze analizy i propozycje teoretyczne są niezbędne w celu wypracowania spójnej koncepcji.

W kolejnym artykule z osiągnięcia habilitacyjnego zaprezentowano schematy koncepcyjne, które syntetyzują oraz rozwijają modele teoretyczne dotyczące fazy wymierania gatunków w regionie i przesuwania się ich zasięgów [Artykuł habilitacyjny nr. 7]. Przedstawiono modele dla małych refugialnych obszarów/miejsc biorące pod uwagę ich funkcje i zdolności refugialne i bazujące na koncepcji „młodych” i „starych” populacji reliktowych. Praca eksponuje znaczenie miejsc, chroniących młode populacje reliktowe, jakie pozostają na obszarach skąd analizowany takson się wycofuje. Podkreślono ich rolę w kształtowaniu się możliwości dalszego trwania gatunku w regionie, jako „starego” reliktu [Artykuł habilitacyjny nr. 7].

Trwale relikty podlegają procesom ekologicznym i ewolucyjnym, których konsekwencjami są zwykle: ekologiczne i fizjologiczne różnicowanie się populacji, powstawanie lokalnych adaptacji czy koewolucje (Mee and Moore 2014). „Droga” do powyższych efektów o charakterze ewolucyjnym wymaga czasu oraz relatywnie stabilnych warunków (Woolbright i in. 2014). W niesprzyjających warunkach środowiskowych, taka stabilizacja (jeśli w ogóle występuje) to zazwyczaj ma miejsce już po etapie wymierania i ograniczenia zasięgu gatunku w regionie. W fazie wymierania populacje cechują się zwykle niewielkimi rozmiarami a przepływ genów jest obniżony (Mee and Moore 2014). Równocześnie jednak, tworzą się nowe interakcje ze zmieniającymi się warunkami abiotycznymi i zespołami biocenotycznymi (Hampe i Petit 2005; Hylander i Ehrlén 2013). Faza wymierania może więc być ważnym i dynamicznym czasem, w którym powstaje ekologiczna baza powiązań – „podwalina” – pod przyszłe długotrwałe występowanie gatunku w regionie.

W celu rozróżnienia miejsc z „młodymi” i „starymi” populacjami reliktowymi, w pracy zaproponowano wprowadzenie terminu „perfugium” (określenie pochodzące z łaciny i oznaczające: miejsce ucieczki, azyl, schronisko), które definiuje się 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* [Artykuł habilitacyjny nr. 7]. Jest to ogólny termin który nie zakłada *a priori* konkretnych skutków zmian, ani przyczyn zmniejszania się zasięgu i wymierania gatunku w regionie. **Koncepcja „perfugium” łączy krótko- i długookresowe skale czasu w analizie ekologicznych**

i genetycznych procesów jakie mają miejsce podczas przesuwania się zasięgów [Artykuł habilitacyjny nr. 7]. **Z powyższej perspektywy podstawowy termin „mikrorefugium” (Rull 2009), został w pracy odpowiednio zmodyfikowany i oznacza: niewielki obszar/płat siedliska, gdzie gatunek może przetrwać oraz uczestniczyć w ewolucyjnych procesach podczas izolacji i relatywnie stabilnych warunków po tym jak jego główny zasięg się przesunął lub znacznie ograniczył oraz skąd może potencjalnie się rozpowszechnić w wyniku poprawy warunków środowiska** [Artykuł habilitacyjny nr. 7].

Podczas niekorzystnych zmian środowiskowych w danym regionie następuje wymieranie gatunku oraz wzrasta liczba stanowisk, które są izolowane (Hylander i Ehrlén 2013). **Zgodnie z zaproponowaną koncepcją, powinny one być nazywane perfugiami.** Niekorzystne warunki abiotyczne, degeneracyjne procesy genetyczne lub brak adekwatnych (nowych) konfiguracji ekologicznych mogą skutkować sukcesywnym wymieraniem niektórych z tych populacji. Obecność gatunku w regionie staje się możliwa tylko w perfugiach o najwyższych zdolnościach refugialnych, np. tam gdzie wykształciły się sprzyjające interakcje między populacjami reliktowymi a abiotycznymi cechami siedliska i zespołami organizmów. Miejsca takie możemy nazywać mikrorefugiami. Faza, w której gatunek występuje w danym regionie już tylko w mikrorefugiach może być określana jako „równowaga mikrorefugialna”, wtedy to długotrwała egzystencja gatunku może skutkować takimi efektami procesów ewolucyjnych jak: lokalne adaptacje, ewolucja endemitów czy koewolucje [Artykuł habilitacyjny nr. 7]. Istnieje pewne prawdopodobieństwo, że równowaga mikrorefugialna może zostać zakłócona przez kolejne długoterminowe zmiany środowiskowe, np. oscylacje klimatu. W pracy zaprezentowano występowanie takich zjawisk na przykładzie dwóch gatunków roślin: *Pulsatilla vernalis* i *Kunzea pulchella* [Artykuł habilitacyjny nr. 7].

W pracy uwzględniono również fakt, że proces przesuwania się zasięgu jest związany nie tylko z powstawaniem perfugii, a w dłuższej perspektywie czasu mikrorefugii, ale też z pojawianiem się nowych populacji na obszarach, ku którym zmierza główny areał występowania analizowanego taksonu. Na takich obszarach obecne są izolowane populacje tworzone przez tzw. osobniki założycielskie. **W omawianym artykule habilitacyjnym, sugeruje się w takich przypadkach używanie terminu „przyczółek”** (ang. bridgehead) (za Falińskim 2000), który może być definiowany jako: *niewielkie miejsce/siedlisko występujące na przodzie głównego zasięgu gatunku podczas jego przesuwania się w regionie, gdzie mogą egzystować populacje czasowo pośredniczące w ekspansji gatunku* [Artykuł habilitacyjny nr. 7].

Uwzględnienie koncepcji perfugii w debacie refugialnej jest fundamentalne dla zrozumienia reakcji populacji i gatunków na niesprzyjające zmiany warunków środowiskowych. W mikrorefugiach populacje korzystają z mechanizmów, które ukształtowały się wcześniej w perfugiach. **Modele opisane w naszym artykule** [Artykuł habilitacyjny nr. 7] **łączą ze sobą koncepcje „gatunków reliktowych” i „refugii”, które były zazwyczaj rozpatrywane oddzielnie.** W tym sensie, propozycja ta zgodna jest z postulatami Mee i Moore (2014), którzy wyrażali potrzebę podkreślenia roli populacji refugialnych i ważności mikrorefugii w ewolucji gatunków i populacji. **Wprowadzenie terminu „perfugium”, jako czasowo-przestrzennego łącznika między głównym zasięgiem gatunku, a jego stanowiskami mikrorefugialnymi, podkreśla istotne znaczenie fazy wymierania, podczas której kształtują się niezbędne interakcje pozwalające na późniejszą długotrwałą egzystencję gatunku w regionie** [Artykuł habilitacyjny nr. 7]. Badanie zjawisk zachodzących w tej fazie może ujawnić cechy zbiorowisk i gatunków lub geny odpowiedzialne za zróżnicowane reakcje świata żywego na obserwowane zmiany klimatyczne (Woolbright i in. 2014).

VI. Perspektywy dalszych badań

Potrzeba koordynacji prowadzonych przez nas badań była powodem powołania grupy badawczej „Refugia i Rośliny Reliktowe” na Wydziale Biologii i Ochrony Środowiska UŁ (<https://www.researchgate.net/project/Refugia-and-Relict-Plants>), której byłem inicjatorem i w której prowadzę ścisłą współpracę z dr Katarzyną Zielińską, dr. Andrzejem Grzyłem, dr Agnieszką Rewicz, dr hab. Edytą Kiedrzyńską, dr. Tomaszem Rewiczem, dr Anną Bomanowską oraz mgr. Przemysławem Tomczykiem przy wsparciu prof. Janiny Jakubowskiej-Gabary oraz prof. Józefa K. Kurowskiego.

Nasze dotychczasowe doświadczenia na polu badań populacji, zbiorowisk roślinnych, właściwości gleb, jak również modelowania GIS jest obecnie poszerzane o analizy cytogenetyczne, genetyczne i morfologiczne. Od roku 2014 rozszerzyliśmy badania naszych gatunków modelowych o populacje pochodzące z ich głównych zasięgów m.in. z gór Środkowej Europy, włączając Karpaty, Alpy i Góry Dynarskie. Zorganizowanych zostało kilka ekspedycji naukowych w górskie obszary Rumunii, Słowacji, Austrii, Niemiec, Chorwacji i Francji, w szczególności w celu rozwoju badań nad kostrzewą ametystową *Festuca amethystina* i gatunkami z nią spokrewnionymi. Materiały roślinne i glebowe zebrane podczas tych wypraw są obecnie analizowane, a wstępne wyniki prezentowano już na sympozjach naukowych (m.in. Polskiego Towarzystwa Botanicznego). Nasze nowe wyzwania naukowe zostały również docenione w konkursie „PRELUDIUM” Narodowego Centrum Nauki. W latach 2017-2020 realizowany będzie projekt pt. „Poszukiwanie epigenetycznych różnic we wzorcach reakcji na stres środowiskowy w populacjach izolowanych i otwartych *Festuca tatrae* i *Festuca amethystina*”, który kierowany jest przez mgr. Przemysława Tomczyka i w którym pełnię rolę opiekuna naukowego. Projekt jest również częścią prowadzonych przez nas badań i eksperymentów polowych bazujących na kolekcjach żywych roślin pochodzących z różnych części zasięgu w Europie.

Badanie refugium i populacji reliktowych jest ekscytującym doświadczeniem naukowym z kilku powodów. Po pierwsze, daje możliwość uczestniczenia w badaniach napędzanych podstawową „darwinowską ciekawością” dotyczącą naturalnej historii i pochodzenia gatunków, ras geograficznych, ekotypów czy adaptacji. Po drugie, stwarza możliwość testowania warunków, w jakich populacje mogą przetrwać nawet w czasie długotrwałych niesprzyjających okresów oraz umożliwia identyfikację siedlisk posiadających zdolność do pełnienia w przyszłości roli refugium czy nawet mikrorefugium. Po trzecie, sprzyja śledzeniu kluczowych mechanizmów i adaptacji funkcjonujących w takich populacjach i siedliskach, co z kolei daje potencjalną możliwość ich wykorzystania w rozwiązaniach biotechnologicznych służących poprawie odporności gatunków na niekorzystne zmiany środowiska. Powyższa problematyka stanowi obecnie wiodący kierunek badań prowadzonych w Pracowni Ekologii i Adaptacji Roślin na Wydziale Biologii i Ochrony Środowiska UŁ, którą kieruję od 2015 roku.

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych

Szczegółowe dane dotyczące mojej działalności naukowej zostały zaprezentowane w wykazie osiągnięć - Załącznik nr 3. Poniżej przedstawiam ogólny zarys poruszanej przeze mnie pozostałej tematyki badawczej oraz wskaźników dokonań naukowych.

Przemiany zbiorowisk roślinnych w warunkach antropopresji i ochrony

Moje zainteresowania dynamiką roślinności zaczęły się w trakcie przygotowywania pracy magisterskiej, która obejmowała m.in. analizę wpływu gospodarczego użytkowania lasów na zbiorowiska roślinne w starych drzewostanach dębowych w Puszczy Pilickiej. Badałem wpływ zróżnicowanych form antropopresji na strukturę i kompozycję zbiorowisk leśnych (Kiedrzyński 2008).

Następny projekt związany z analizą tendencji dynamicznych roślinności, dotyczył specyficznych obiektów badawczych, jakimi są opuszczone kamieniołomy. Był to temat projektu finansowanego przez Komitet Badań Naukowych, Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego, którego byłem kierownikiem oraz główny temat mojej rozprawy doktorskiej. Rozprawa prezentowała tendencje

dynamiczne roślinności w opuszczonych kamieniołomach wapiennych i piaskowcowych na Wyżynie Przedborskiej. Roślinność analizowana była w zależności od warunków siedliskowych i krajobrazowych (kamieniołomy śródpolne i śródleśne). Dokonałem typologii zbiorowisk roślinnych w różnych stadiach sukcesji oraz przeprowadziłem analizę związku roślinności z podłożem geologicznym i formą geomorfologiczną wewnątrz kamieniołomów. Wykazałem również, że stare kamieniołomy mogą być ostojami cennych elementów flory i roślinności, co powinno być uwzględniane przy opracowywaniu planów rekultywacji tego typu obiektów (Kiedrzyński 2009).

Kolejne badania, w których uczestniczyłem, dotyczyły transformacji zbiorowisk roślinnych w warunkach ochrony, na przykładzie młaki alkalicznej występującej w rezerwacie przyrody Jawora na Wzgórzach Radomszczańskich (Kiedrzyński i Witosławski 2008). Przedmiotem badań były zmiany w fitocenozie ze związku *Caricion davallianae* po 25 latach od zaprzestania użytkowania. Wyniki badań wskazywały na znaczące zmiany w ekologicznej strukturze zbiorowiska. Wykazano istotny spadek pokrycia lub częściowy zanik gatunków torfowiskowych przy równoczesnym wzroście gatunków szuwarowych i olsowych. Analizowane tendencje pociągnęły za sobą również istotne zmiany w różnicowaniu się pionowej i poziomej struktury zbiorowiska, co było przyczyną ustępowania wielu cennych gatunków światłolubnych (Kiedrzyński i Witosławski 2008).

Badania nad przekształceniami roślinności uwolnionej spod presji antropogenicznej prowadziłem również w krajobrazowo-leśnym rezerwacie przyrody Tomczyce, zlokalizowanym na zboczach doliny Pilicy pod Nowym Miastem (Kiedrzyński i in. 2011). Wykazaliśmy ekspansję liściastych gatunków drzew i krzewów, w szczególności dębów, w trakcie 40 lat ochrony. Był to główny mechanizm inicjujący transformację roślinności i powodujący m.in. zanik zbiorowiska kserotermicznego z sosną. Zwiększenie udziału gatunków mezofilnych oraz zanik gatunków światłolubnych i termofilnych były oznaką regeneracji borów mieszanych i grądów po wcześniejszym antropogenicznym zniekształceniu tych zbiorowisk w badanym obiekcie (Kiedrzyński i in. 2011).

Zmiany w użytkowaniu terenu, szczególnie zaprzestanie tradycyjnych praktyk skutkuje podobnymi kierunkami przekształceń roślinności w skali całego kraju. Przegląd badań z tego zakresu zawiera artykuł wprowadzający do numeru 7/2011 *Folia Biologica et Oecologica*, którego jestem współautorem (Bomanowska i Kiedrzyński 2011). Zbiór prac zebranych w ww. numerze był pokłosiem ogólnopolskiej konferencji naukowej pt. „Dynamika roślinności w warunkach antropopresji i ochrony”, organizowanej przez Katedrę Geobotaniki i Ekologii Roślin UŁ w 2009 roku, której byłem sekretarzem naukowym. W artykule tym skupiliśmy się na dominujących kierunkach przemian roślinności w krajobrazie rolniczym i leśnym (Bomanowska i Kiedrzyński 2011). W konkluzjach zaznaczyliśmy, że rolniczy i leśny krajobraz uległ znaczącym przekształceniom w ostatnich dziesięcioleciach. Naturalizacja, jak również wzrastająca presja ze strony człowieka współwystępują, a ich efekty są często trudne do rozdzielenia. Skutki tych zmian ujawniają się w różnym tempie, ale są dostrzegalne i mają zazwyczaj zdefiniowany kierunek. Obserwowany jest na przykład, spadek powierzchni półnaturalnych muraw i łąk, suchych borów i lasów ciepłolubnych, jak również zanik gatunków typowych dla ww. siedlisk. Zanika regionalne zróżnicowanie roślinności, a nowe przestrzenie zdobywają gatunki mezofilne, ubikwistyczne i mające duże zdolności dyspersji i szybkiego wzrostu wegetatywnego. Zanikają gatunki stenotopowe, mające słabe zdolności konkurencyjne oraz ograniczony potencjał rozsiewania. Zmiany te zachodzą równocześnie z inwazjami gatunków geograficznie obcych, które korzystają z rozchwianej struktury zbiorowisk. Zarówno w krajobrazie rolniczym, jak i leśnym, antropofity odgrywają istotną rolę w transformacji szaty roślinnej, szczególnie w miejscach, gdzie wcześniejsza silna presja człowieka została znacznie ograniczona (Bomanowska i Kiedrzyński 2011).

Moje doświadczenie w badaniach dynamiki roślinności zostało również wykorzystane w międzynarodowym projekcie ‘SWITCH’ finansowanym przez Komisję Europejską. Projekt obejmował między innymi zagadnienia związane z koncepcją naturalnej odbudowy dolin rzecznych w granicach miasta Łodzi (Wagner i Zalewski 2009). Zaproponowaliśmy metodę ekologicznej ewaluacji doliny rzecznej bazującej na analizie zmian w użytkowaniu terenu w ostatnich 200 latach, kartowaniu aktualnej roślinności oraz koncepcji hemerobii (Kiedrzyński i in. 2014). Terenem badań były strefy buforowe w dolinie rzeki Sokołówki. Analizy zostały przeprowadzone z wykorzystaniem narzędzi GIS. Wyniki wskazują, że po II wojnie światowej, podczas urbanizacji i industrializacji innych części

miasta, w badanej dolinie nastąpił wzrost powierzchni leśnych i zanik obszarów rolniczych, co może być zaskakujące w przypadku obszaru miejskiego. Wynik ten należy tłumaczyć odpowiednimi zapisami prawa miejscowego, które w części ochroniły dolinę przed całkowitą zabudową. Spontaniczne procesy w zbiorowiskach leśnych przyniosły niestety również rozwój fitocenoz z udziałem gatunków inwazyjnych, szczególnie na odcinkach położonych bliżej centrum miasta. W pracy podkreślono, że analiza tendencji dynamicznych roślinności w odniesieniu do stopni hemerobii powinna być podstawą przygotowywanego projektu renaturalizacji doliny (Kiedrzyński i in. 2014).

Obserwowany obecnie wzrost frekwencji ekstremalnych zjawisk pogodowych kojarzony ze zmianami klimatu istotnie wpływa również na ekologiczne zespoły organizmów (Walther 2010). Występowanie huraganowych wiatrów daje np. możliwość badania ich wpływu na zbiorowiska leśne oraz sposobność obserwacji procesu regeneracji po zniszczeniach drzewostanów (Szwagrzyk 2000). W tym kontekście prowadzimy projekt w Nadleśnictwie Przedbórz, gdzie w 2007 r. ponad trzy tysiące hektarów drzewostanów zostało zniszczonych w trakcie kilkunastominutowego wiatru huraganowego (Kurowski 2015). Na obszarze ok. 20 ha zostały założone stałe powierzchnie badawcze służące do śledzenia spontanicznej regeneracji zbiorowisk roślinnych. Jestem jednym z koordynatorów tego projektu i promotorem pomocniczym w przewodzie doktorskim mgr. Michała Pieńkowskiego, który prowadzi badania na ww. powierzchniach w ramach przygotowywanej rozprawy doktorskiej.

Wymieranie gatunków roślin i ich siedlisk w krajobrazie Polski Środkowej

Wymieranie gatunków na Ziemi jest jednym z głównych problemów naukowych i praktycznych obserwowanych w związku z bezpośrednią presją człowieka lub utratą odpowiednich siedlisk (Ceballos i in. 2015). Obserwowane obecnie masowe wymieranie taksonów jest szybsze i liczniejsze niż podobne wydarzenia znane z historii naszej planety opisywane dzięki badaniom paleobiologicznym (Pimm i in. 2014). Problem ten powinien być badany i rozwiązywany w różnych skalach przestrzennych, od globalnej do lokalnej. Moja pierwsza praca naukowa, opublikowana jeszcze podczas studiów, dotyczyła nowo odkrytych stanowisk rzadkich gatunków roślin górskich *Dentaria enneaphyllos* i *Huperzia selago* w Spalskim Parku Krajobrazowym (Kiedrzyński 2000). Od tego czasu odnajdywanie i badanie populacji rzadkich gatunków roślin ma szczególne miejsce wśród moich zainteresowań naukowych.

Prezentowane poniżej publikacje zawierają wyniki tej części mojej aktywności naukowej po doktoracie. Do najbardziej istotnych należy zaliczyć: analizę źródeł jako ostoi ginących siedlisk i gatunków (Kurowski i in. 2008a, Kiedrzyński i in. 2008), analizę zagrożeń flory roślin naczyniowych w Sulejowskim Parku Krajobrazowym (Kurowski i in. 2009a), analizę zróżnicowania, wymierania i perspektyw ochrony storczyków w regionie (Kiedrzyński i Stefaniak 2011; Rewicz i in. 2015), duże kolekcje nowo odkrytych stanowisk roślin rzadkich w Polsce Środkowej (Jakubowska-Gabara i in. 2011, 2012) oraz analizy zagrożeń dla wybranych gatunków widłaków (Kiedrzyński i in. 2015, Bogdanowicz i in. 2015).

Ta część moich zainteresowań badawczych łączy się również bezpośrednio z głównym tematem habilitacji, zaprezentowanym w szczegółach powyżej. Reliktowe populacje są szczególnie narażone na wymieranie. Przykładami kolejnych analiz koncentrujących się na populacjach reliktowych, których jestem współautorem, są: synteza obecnego stanu populacji *Adenophora liliifolia* w Polsce łącznie z propozycjami ich wzmocnienia (Kapler i in. 2015), charakterystyka nowoodkrytych populacji *Actaea europaea* w Polsce Środkowej z udziałem wyjątkowo wysokich osobników, łącznie z opracowaniem mapy rozmieszczenia wszystkich gatunków z Euro-Azjatyckiej sekcji *Cimicifuga* – zgodnie z aktualną wiedzą i pozycją taksonomiczną (Kiedrzyński i in. 2016), analiza wymierania *Pulsatilla vernalis* w Borach Tucholskich – ostatnim niżowym refugium tego gatunku w Europie Środkowej (Zielińska i in. 2017).

Istotną częścią mojego zaangażowania w tą problematykę było również uczestnictwo w opracowaniu wieloautorskiej monografii „Czerwona Księga Województwa Łódzkiego. Rośliny naczyniowe. Zagrożone zbiorowiska roślinne” pod redakcją prof. Romualda Olaczka (2012). Jestem współautorem charakterystyki zasobów populacyjnych oraz analizy zagrożeń dla dziewięciu gatunków roślin oraz czterech zagrożonych siedlisk (zbiorowisk). Omawiana pozycja podsumowuje

obecny stan wiedzy na temat procesu wymierania roślin i ich siedlisk w regionie oraz jest podstawą do opracowywania regionalnych programów ochrony konkretnych gatunków, które są obecnie realizowane z moim udziałem, we współpracy z Ogrodem Botanicznym w Łodzi.

Dodatkowe doświadczenie w analizie populacji rzadkich, reliktowych i zagrożonych gatunków roślin zdobyłem w trakcie współpracy podczas przygotowywania dwóch rozpraw doktorskich, w których pełniłem funkcję promotora pomocniczego.

Pierwsza praca zatytułowana „Ekologia widłaka jałowcowatego *Lycopodium annotinum* L. na siedliskach leśnych Jury Krakowsko-Wieluńskiej i terenów przyległych” (promotor prof. Anna Świercz), została przygotowana i obroniona na Uniwersytecie Jana Kochanowskiego w Kielcach przez dr Monikę Bogdanowicz. Głównym celem badań była analiza relacji między cechami pędów i płatów *Lycopodium annotinum* a warunkami siedliskowymi. Siedliska zostały szczegółowo scharakteryzowane m.in. przy użyciu glebowych wskaźników fizykochemicznych, kompozycji zbiorowisk roślinnych, dostępności światła i in.

Druga z wymienionych rozpraw doktorskich, wykraczająca poza terytorium Polski, została przygotowana i obroniona przez dr. Jurija Nesteruka z Instytutu Ekologii Karpat Narodowej Akademii Nauk Ukrainy we Lwowie. Praca pt. „Tendencje dynamiczne populacji wybranych gatunków, zagrożenia i problemy ochrony flory naczyniowej Czarnohory (ukraińskie Karpaty Wschodnie)” (promotor prof. Józef K. Kurowski). Celem pracy było podsumowanie wiedzy na temat zróżnicowania flory roślin naczyniowych Pasma Czarnohora, ich współczesnych przemian oraz zagrożeń i ochrony. Relatywnie duży udział gatunków reliktowych, rzadkich i zagrożonych, jak również obecność endemitów i gatunków występujących na granicy geograficznego zasięgu, stawia omawiane pasmo w czołówce najbardziej cennych florystycznie pasm karpaccich.

Teoretyczne podstawy ochrony przyrody oraz implementacja systemów ochrony

Ochrona ostoji naturalnego i kulturowego krajobrazu, motywowana dbałością o dobro wspólne, powinna być w obecnych czasach jednym z bardziej istotnych działań z zakresu zrównoważonego rozwoju (Olaczek 2008). Rozwój systemów ochrony przyrody wymaga twórczego wykorzystania wyników badań naukowych i rekomendacji teoretycznych w działaniach praktycznych. W zadania badawcze z tego zakresu zostałem włączony przez prof. Józefa K. Kurowskiego już w czasie studiów (rok 1999). Pierwszym z nich było opracowywanie planu ochrony Spalskiego Parku Krajobrazowego. Od tego czasu uczestniczyłem w opracowywaniu naukowych podstaw i rozwoju systemu ochrony przyrody w Polsce Środkowej.

Po doktoracie brałem udział w badaniach terenowych i studiach geobotanicznych opracowywanych do planów ochrony siedmiu rezerwatów przyrody oraz aktualizacji planu ochrony Spalskiego Parku Krajobrazowego. Podsumowanie aktualnego stanu ochrony szaty roślinnej i krajobrazu Polski Środkowej zawarte jest w publikacji Kurowskiego i in. (2009b), której jestem współautorem.

Specjalne miejsce w moich badaniach i praktycznych wdrożeniach zajmuje sieć obszarów Natura 2000. Jedną z pierwszych inicjatyw z zakresu wdrażania Dyrektywy Siedliskowej UE w Polsce był projekt „Identyfikacja siedlisk przyrodniczych Natura 2000 w Kozienickim Parku Krajobrazowym”, którego byłem jednym z głównych wykonawców. Puszcza Kozienicka jest istotnym obiektem przyrodniczym m.in. z punktu widzenia geografii roślin. Dotyczy to w szczególności dobrze zachowanych populacji jodły oraz buka na granicy zasięgu oraz obecności wyżynnych jodłowych borów mieszanych. Nasze badania przyczyniły się do rozpoznania stanu zachowania i rozmieszczenia typów siedlisk na terenie Puszczy. Były również argumentem za włączeniem dobrze zachowanych kompleksów łąk i torfowisk w granice, wtedy jeszcze projektowanego, obszaru Natura 2000 (Kurowski i in. 2008b). Efektem kilkuletnich badań była publikacja jednej z pierwszych monografii przyrodniczych dotyczących siedlisk przyrodniczych Natura 2000 wykorzystujących m.in. mapowanie GIS, w skali regionalnej (Kurowski i in. 2009c), której jestem współautorem.

W roku 2008 zostałem włączony do dwóch regionalnych zespołów badawczych, których zadaniem było opracowanie podstaw do rozwoju sieci obszarów Natura 2000 w województwach łódzkim i świętokrzyskim. Efektem były projekty nowych obszarów, dziesięć z nich powstało z moim udziałem. Wynikiem tej części badań było również opracowanie monografii przyrodniczej,

syntetyzującej dane dotyczące sieci Natura 2000 w regionie Łódzkim (Kurowski red. 2013), w której jestem współautorem czterech rozdziałów i współredaktorem największego rozdziału o obszarach siedliskowych.

Wdrażanie ochrony siedlisk przyrodniczych i gatunków Natura 2000 wiązało się również z koniecznością opracowania naukowych metod monitoringu. Zagadnienia tego dotyczył pionierski projekt koordynowany przez Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie (Mróz red. 2010), w którym byłem wykonawcą. Pełniłem funkcję krajowego koordynatora monitoringu ciepłolubnych lasów dębowych (kod 91I0) oraz lokalnego eksperta w odniesieniu do: borów chrobotkowych (91T0), źródeł wapiennych (7220) i dzwonecznika wonnego *Adenophora liliifolia* (4068). Celem projektu było opracowanie kluczowych wskaźników dla siedlisk i gatunków oraz metod ich waloryzacji. W rezultacie, opublikowane zostały naukowe przewodniki do krajowego monitoringu, gdzie jestem współautorem metodyki dla ciepłolubnych dąbrów (Kiedrzyński i in. 2010).

Kolejnym elementem mojego wkładu w rozwój naukowych podstaw ochrony przyrody było studium teoretyczne, którego celem była prezentacja i analiza schematu ideowego pokazującego stymulującą rolę parków krajobrazowych w rozwoju badań środowiska naturalnego (Kurowski i in. 2014-15).

Zastosowanie ekohydrologicznych rozwiązań bazujących na procesach naturalnych i na analizach zlewniowych GIS do poprawy jakości zasobów wodnych

Moje zainteresowania problemami ochrony jakości wody zaczęły się już w szkole średniej. W Technikum Ochrony Środowiska w Tomaszowie Mazowieckim (obecnie Zespół Szkół Ponadgimnazjalnych nr. 8), uzyskałem tytuł „technika ochrony środowiska” o specjalności „technologia wody”. Ponadto, w roku 1996 wspólnie z kolegą Marcinem Molskim otrzymaliśmy wyróżnienie w ogólnopolskim konkursie prac dyplomowych szkół średnich za pracę zatytułowaną „Odwadnianie osadów ściekowych”, napisaną pod kierunkiem mgr Alicji Lubasińskiej.

Od tego czasu rozwijałem swoje zainteresowania tym zagadnieniem podczas studiów na Wydziale Biologii i Ochrony Środowiska UŁ, w szczególności na kursach i badaniach prowadzonych przez pracowników i doktorantów Katedry Ekologii Stosowanej UŁ. Po doktoracie moje doświadczenia związane z omawianym tematem rozwijałem w ramach współpracy z pracownikami Europejskiego Regionalnego Centrum Ekohydrologii Polskiej Akademii Nauk, w szczególności z dr hab. Edytą Kiedrzyńską, prof. ERCE PAN oraz prof. Maciejem Zalewskim.

Ekohydrologia łączy szerokie spektrum rozwiązań dla poprawy jakości wody i tym samym wzmacniania usług ekosystemowych dla trwałego rozwoju ludzkich społeczności (Zalewski 2015). Wykorzystując moje doświadczenia z zakresu ekologii roślin, mapowania siedlisk oraz analiz GIS włączyłem się w kilka projektów mających na celu wypracowanie rozwiązań ekohydrologicznych opartych na procesach naturalnych.

Wykorzystanie rozwiązań ekohydrologicznych do redukcji zanieczyszczeń w systemach rzecznych wiąże się ze zrozumieniem interakcji i zależności między procesami hydrologicznymi a biologicznymi (Zalewski 2015). Dobry status zasobów wodnych może zostać osiągnięty po wprowadzeniu innowacyjnych technologii korzystania z wody w przemyśle i rolnictwie oraz właściwego zarządzania systemem oczyszczania ścieków, ale również poprzez zrównoważone zarządzanie dolinami rzeczными, terasami zalewowymi i strefami buforowymi mającymi znaczny potencjał do samooczyszczania wody w krajobrazie (Kiedrzyńska i in. 2008a).

Jednym z ważnych procesów prowadzących do samooczyszczania się wody jest sedymentacja materii mineralnej i organicznej transportowanej podczas powodzi na terasie zalewowej – kwantyfikacja tego procesu została zaprezentowana na przykładzie fragmentu doliny Pilicy w pracy Kiedrzyńskiej i in. (2008b), której jestem współautorem. Nasze dalsze badania wykazały, że naturalne zarośla *Salicetum triandro-viminalis* występujące wzdłuż koryta rzeczного mogą efektywnie akumulować fosfor w tkankach wierzb (Skłodowski i in. 2014). Prezentowane wyniki mają istotne znaczenie, ponieważ kwantyfikują potencjał oczyszczania wody na przykładzie doliny średniej wielkości rzeki nizinnej, co może zostać wykorzystane w opracowaniu optymalnych metod gospodarowania strefami ekotonowymi w celu optymalizacji retencji fosforu w biomacie roślinnej.

Charakterystyka całej zlewni obejmująca takie elementy jak użytkowanie gruntów, intensywność rolnictwa, zagęszczenie hodowli zwierzęcych mają również niezaprzeczalny wpływ na jakość wody w rzekach i zbiornikach wodnych. Założenie to było przez nas testowane w skali całej zlewni Morza Bałtyckiego (Kiedrzyńska i in. 2014). Najbardziej znaczącym wynikiem była identyfikacja hierarchii czynników ekologicznych i antropogenicznych odpowiedzialnych za generowanie wysokich ładunków azotu i fosforu w zlewniach poszczególnych krajów (Kiedrzyńska i in. 2014).

W skali regionalnej, na przykładzie zlewni rzeki Pilicy, testowaliśmy wykorzystanie modelowania GIS do analizy transportu fosforu wzdłuż systemu rzecznoego (Magnuszewski i in. 2014). Praca testowała modelowanie ładunku fosforu całkowitego z danych pośrednich uzyskanych z charakterystyki poszczególnych podzlewni. Wyniki pokazały, że miary korelacji między systemem rzecznoym a terenami zabudowanymi i zagęszczeniem ludności w podzlewniach są użytecznymi predyktorami fosforu całkowitego wzdłuż kontinuum rzecznoego (Magnuszewski i in. 2014).

Rozwiązania bazujące na procesach naturalnych były również przez nas testowane w innowacyjnym, hybrydowym Sekwencyjnym Systemie Biofiltrującym służącym do doczyszczania ścieków oczyszczonych w jednej z gminnych oczyszczalni w dorzeczu Pilicy (Kiedrzyńska i in. 2017). Hybrydowy system, który został skonstruowany na potrzeby eksperymentu, składał się ze złóż geochemicznych wypełnionych skalą wapienną, węglem, trocinami oraz złóż biologicznych obejmujących nasadzenia roślinne z udziałem makrofitów z rodzajów *Glyceria*, *Acorus*, *Typha* i *Phragmites*. Wykazano istotne spadki stężeń zanieczyszczeń, szczególnie związków fosforu i azotu, w ściekach, między wpływem i wypływem z testowanego systemu biofiltrującego (Kiedrzyńska i in. 2017).

Biogeny i zanieczyszczenia są transportowane w obrębie jednostek krajobrazowych w wyniku współdziałania procesów fizycznych, geochemicznych i biologicznych. Procesy te są trudne do badania w warunkach polowych, dlatego każde nowe dane w tym zakresie przyczyniają się do rozwoju teoretycznych podstaw zarządzania ekosystemami oraz tworzenia rozwiązań opartych na procesach naturalnych. Syntetyczny schemat ideowy prezentujący zintegrowane podejście do rozwiązywania problemów jakości wody w systemach rzecznych został zaprezentowany w pracy Kiedrzyńskiej i in. (2015), której jestem współautorem.

Podsumowanie wskaźników dokonań naukowych (po doktoracie)

- Uzyskane wyniki badań i analiz stanowiły podstawę dla 56 publikacji naukowych oraz 3 popularno-naukowych opublikowanych po doktoracie, których jestem autorem lub współautorem.
- Osiemnaście publikacji po doktoracie zostało opublikowanych w czasopismach z listy JCR, np. w takich czasopismach jak: *Scientific Reports*, *Ecological Engineering*, *Plant Ecology*, *Plant Ecology and Diversity*, *Acta Oecologica*, *Evolutionary Ecology*, *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, *Journal of Environmental Quality*, *Marine Pollution Bulletin*, *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*.
- Sumaryczny *Impact Factor* dla wszystkich publikacji po doktoracie wynosi 37,164 zgodnie z rokiem opublikowania prac i 42,247 biorąc pod uwagę 5-letni *Impact Factor*.
- Według bazy *Web of Science* publikacje po doktoracie były cytowane 82 razy, bez autocytowań 54 razy, a mój indeks Hirsha wynosi 6 (na dzień 20.10.2017).
- Sumaryczna liczba punktów MNiSW za publikacje po doktoracie wynosi: 657 (zgodnie z rokiem opublikowania).
- Za publikacje naukowe w roku 2014 uzyskałem Nagrodę JM Rektora Uniwersytetu Łódzkiego.
- Byłem autorem lub współautorem 17 prezentacji na konferencjach międzynarodowych i krajowych oraz autorem lub współautorem 24 komunikatów zjazdowych.
- Poproszono mnie o zrecenzowanie 12 artykułów przedłożonych do 10 czasopism, z czego 6 czasopism jest indeksowanych w JCR. Recenzowałem 1 projekt badawczy w ramach międzynarodowych grantów przyznawanych przez Rufford Foundation.
- Brałem udział łącznie w 11 projektach badawczych przyznawanych w konkursach regionalnych, krajowych i międzynarodowych.
- Na moje doświadczenie naukowe składa się również pełnienie funkcji promotora w 14 pracach magisterskich oraz promotora pomocniczego w trzech przewodach doktorskich, z których dwa zakończyły się już nadaniem stopnia naukowego doktora. Jeden z doktoratów został wykonany we współpracy z Instytutem Ekologii Karpat Narodowej Akademii Nauk Ukrainy we Lwowie. Obecnie pełnię również rolę opiekuna naukowego w projekcie PRELUDIUM i przygotowywanej w ramach tego projektu rozprawy doktorskiej.
- Organizowałem i pełniłem funkcję sekretarza naukowego ogólnopolskiej konferencji pt. „Dynamika roślinności w warunkach antropopresji i ochrony (Łódź-Spała, 2009).
- W ramach programów stypendialnych Rządu Republiki Francji zostałem laureatem stażu naukowo-badawczego (*Scientific Research Stay Scholarship*) i odbyłem 3-tygodniowy staż na Uniwersytecie François Rabelais w Tours we Francji.
- Byłem inicjatorem oraz organizatorem 5 zagranicznych wypraw badawczych: do Rumunii (Karpaty Wschodnie i Południowe), Chorwacji (Góry Dynarskie), Austrii i Niemiec (Północne Alpy Wapienne), Francji (Alpy Wysokie) oraz Słowacji (Karpaty Zachodnie).
- Jestem członkiem: International Association of Vegetation Science (od 2009), Working Group European Vegetation Survey (od 2010), International Biogeography Society (od 2016) i Towarzystwa Ochrony Krajobrazu w Łodzi (od 2002).

Literatura

- Araújo M.B., Guisan, A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling, *J. Biogeogr.* 33, 1677–1688.
- Ashcroft M.B. 2010. Identifying refugia from climate change. *Journal of Biogeography* 37: 1407–1413
- Babczyńska-Sendek B. 2005. Problemy fitogeograficzne i syntaksonomiczne kserotermów Wyżyny Śląskiej. Katowice: Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego.
- Bennet K.D., Provan J. 2008. What do we mean by 'refugia'? *Quaternary Science Reviews* 27: 2449–2455
- 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
- Bhagwat S.A., Willis K.J. 2008. Species persistence in northerly glacial refugia of Europe: a matter of chance or biogeographical traits? *Journal of Biogeography* 35: 464–482
- Birks H.H. 2008. The Late-Quaternary history of Arctic and alpine plants. *Plant Ecol. Divers.* 1, 135–146.
- Birks H.J.B. 2015. Some reflections on the refugium concept and its terminology in historical biogeography, contemporary ecology and global-change biology. *Biodiversity*: 16(4): 196–212
- Birks H.J.B., Willis K.J. 2008. Alpines, trees, and refugia in Europe. *Plant Ecology & Diversity* 1:147–160.
- Bogdanowicz M., Śliwińska-Wyrzychowska A., Świercz A, **Kiedrzyński M.** 2015. The dynamics of stiff clubmoss *Lycopodium annotinum* L. patches in clumps of trees left on the clear-cutting in pine forest *Leucobryo-Pinetum*. *Folia Forestalia Polonica, series A, Vol. 57 (1)*, 11–17.
- Bomanowska A., **Kiedrzyński M.** 2011. Changing land use in the last decades and its impact on plant cover in agricultural and forest landscape in Poland. *Folia Biol. et Oecol.* 7: 5–26.
- Ceballos G., et al. 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Sci Adv* 1:e1400253.
- Chapin III F.S., Shaver G.R., Giblin A.E., Nadelhoffer K.G., Laundre J.A. 1995. Response of Arctic tundra to experimental and observed changes in climate. *Ecology* 76, 694–711.
- Chytrý M., Danihelka J., Horsák M. et al. 2010. Modern analogues from the Southern Urals provide insights into biodiversity change in the early Holocene forests of Central Europe. *Journal of Biogeography* 37(4): 767–780.
- Cieślak E. 2014. Phylogeography of Pontic-Pannonian species in Central Europe. *Polish Botanical Studies* 30: 1–53
- Compton J.A., Culham A., Jury S.L. 1998. Reclassification of *Actaea* to include *Cimicifuga* and *Souliea* (Ranunculaceae): phylogeny inferred from morphology, nrDNA ITS, and cpDNA trnL-F sequence variation. *Taxon* 47:593–634.
- Compton J.A., Hedderson T.A.G. 1997. A morphometric analysis of the *Cimicifuga foetida* L. complex (Ranunculaceae). *Botanical Journal of Linnean Society* 123: 1–23.
- Crawford R.M.M. 2008. Cold climate plants in a warmer world. *Plant Ecol. Divers.*, 1, 285–297.
- Faliński J.B. 2000. The interpretation of contemporary vegetation transformations on the basis of the theories of synanthropisation and syndynamics. In: *Mechanisms of anthropogenic changes of the plant cover*, Eds. B. Jackowiak, W. Żukowski. University of Poznań, No 10, pp. 9–30
- Feng J.M., Zhang Z., Nan R.Y. 2011. Non-congruence among hotspots based on three common diversity measures in Yunnan, south-west China. *Plant Ecol Divers.* 4(4):353–361.
- Forman R.T.T., Lauren E.A. 1998. Roads and Their Major Ecological Effects. *Ann.Rev. Ecol. Syst.* 29, 207–231.
- Franklin J. 2009. Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge: Cambridge University Press.
- Gavin D.G., Fitzpatrick M.C., Gugger P.F. et al. 2014. Climate refugia: joint inference from fossil records, species distribution models and phylogeography. *New Phytologist* 204: 37–54
- Grime J.P. 1979. *Plant Strategies and Vegetation Processes*. Wiley, New York, pp. 1–419.
- Grzyl A. 2012. Biology and ecology of isolated populations of *Pulsatilla vernalis* (L.) Mill. on the eastern limits of its range in Poland. PhD Thesis, University of Łódź, Faculty of biology and Environmental protection, Department of Geobotany and Plant Ecology. (in Polish with an English summary).
- [H4] 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* (2014) 215:457–466.**
- Grzyl A., Niewiadomski A., Wozniwoda B. 2013. Soil environment of *Pulsatilla vernalis* (L.) Mill. at selected sites in the Polish lowland. *Acta Soc. Bot. Pol.* 82(4): 267–273. doi: 10.5586/asbp.2013.029
- Grzyl A., Ronikier M. 2011. *Pulsatilla vernalis* (L.) Mill. (Ranunculaceae) in the Polish lowlands: Contribution to the assessment of current population resources of a strongly declining species. *Polish Botanical Journal* 56 (2): 185–194
- Habel J., Assmann T., editors. 2010. *Relict species – phylogeography and conservation biology*. Springer, Heidelberg. p. 1–449.
- Hájek M., Hájková P., Apostolova I., Horsák M., Plášek V., Shaw B., Lazarova M. 2009. Disjunct occurrence of plant species in the refugial mires of Bulgaria. *Folia Geobotanica* 44:365–386.

- Hájek M., Horsák M., Tichý L., Hájková P., Díte D., Jamrichová E. 2011. Testing a relict distributional pattern of fen plant and terrestrial snail species at the Holocene scale: a null model approach. *Journal of Biogeography* 38:742–755.
- Hampe A., Jump A.S. 2011. Climate Relicts: Past, Present, Future. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 42: 313–333.
- 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 & Evolution* 29: 390–397.
- Hédli R., Kopecký M., Komárek J. 2010. Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. *Diversity and Distributions* 16:267–276.
- Hernandez-Stefanoni J.L., Ponce-Hernandez R. 2006. Mapping the spatial variability of plant diversity in a tropical forest: comparison of spatial interpolation methods. *Env Monit Assess.* 117(1–3):307–334.
- Hylander K., Ehrlén J. 2013. The mechanisms causing extinction debts. *Trends in Ecology & Evolution* 28: 341–346
- Jakubowska-Gabara J. 1994. Distribution of *Festuca amethystina* L. subsp. *ritschlii* (Hackel) Lemke ex Markgr.- Dannenb. in Poland. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 63,1:87–95.
- Jakubowska-Gabara J. 1996. Decline of *Potentillo albae-Quercetum* Libb. 1933 phytocoenoses in Poland. *Vegetatio*, Kluwer Academic Publishers, 124:45–59.
- Jakubowska-Gabara J., Kucharski L., **Kiedrzyński M.**, Witosławski P., Zielińska K., Kołodziejek J., Grzyl A., Popkiewicz P. 2011. Nowe stanowiska rzadkich, chronionych i zagrożonych gatunków roślin naczyniowych w Polsce środkowej. *Fragm. Flor. Geobot. Polonica.* 18(1): 29-38.
- Jakubowska-Gabara J., Kurzac M., **Kiedrzyński M.**, Kopeć D., Kucharski L., Kołodziejek J., Niedźwiedzki P., Popkiewicz P., Witosławski P., Zielińska K. 2012. Nowe stanowiska rzadkich, chronionych i zagrożonych gatunków roślin naczyniowych w Polsce Środkowej. Cz. II. *Fragmenta Floristica et Geobotanica.* 19(2), 349-359.
- Jamrichová E., Szabó P., Hédli R., Kuneš P., Bobek P., Pelánková B. 2012. Continuity and change in the vegetation of a Central European oakwood. *The Holocene* 23:46–56.
- Jüngers A., Dötterl S. 2004. Chemical composition of anthervolatiles in Ranunculaceae: genera-specific profiles in *Anemone*, *Aquilegia*, *Caltha*, *Pulsatilla*, *Ranunculus*, and *Trollius* species. *Am J Bot* 91(12):1969–1980.
- Kajtoch Ł., Cieślak E., Varga Z., Paul W., Mazur M.A., Sramko G., Kubisz D. 2016. Phylogeographic patterns of steppe species in Eastern Central Europe: a review and the implications for conservation. *Biodiversity & Conservation* 25(12): 2309-2339.
- Kapler A., Rapa A., **Kiedrzyński M.**, Bajdak T., Radliński B., Puchalski J. 2015. Current status of natural localities of *Adenophora liliifolia* (L.) Bess. in Poland. Proposed sites for population reinforcement. [in:] Rybczyński J. J. & Puchalski J. T. (eds) *Biological diversity in Poland – the challenges and tasks for botanical gardens and gene banks until 2020. Monographs of Botanical Gardens*, vol. 2, pp.55-63. Warsaw.
- Kennedy M.P., Murphy K.J. 2003. Hydrological and hydrochemical conditions characterising *Carex chordorrhiza* L. fil (String Sedge) habitat in a Scottish riverine floodplain wetland. *Aquatic Botany* 77:243–255.
- Keppel G., Van Niel K.P., Wardell-Johnson G.W., Yates C.J., Byrne M., Mucina L., Schut A.G.T., Hopper S.D., Franklin S.E. 2012. Refugia: identifying and understanding safe havens for biodiversity under climate change. *Global Ecology and Biogeography* 21:393–404.
- 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. 2012. Refugia: Keys to climate change management. *Global Change Biology* 18(8): 2389–2391
- 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
- Kiedrzyńska E., Józwiak A., **Kiedrzyński M.**, Zalewski M. 2014. Hierarchy of factors exerting an impact on the nutrient load of the Baltic Sea and sustainable management of its drainage basin. *Marine Pollution Bulletin* 88: 162-173.
- Kiedrzyńska E., **Kiedrzyński M.**, Zalewski M. 2008b. Flood sediment deposition and phosphorus retention in a lowland river floodplain: impact on water quality of a reservoir, Sulejów, Poland. *Ecology and Hydrobiology*. Vol. 8 No 2-4, 281-289.
- Kiedrzyńska E., **Kiedrzyński M.**, Zalewski M. 2015. Sustainable floodplain management for flood prevention and water quality improvement. *Natural Hazards* 76: 955-977.
- Kiedrzyńska E., Urbaniak M., **Kiedrzyński M.**, Józwiak A., Bednarek A., Gągała I., Zalewski M. 2017. The use of a Sequential Biofiltration System for the improvement of nutrient removal and PCB control in municipal wastewater. *Scientific Reports*.

- Kiedrzyńska E., Wagner I., Zalewski M. 2008a. Quantification of phosphorus retention efficiency by floodplain vegetation and a management strategy for a eutrophic reservoir restoration. *Ecological Engineering*, 33: 15-25.
- Kiedrzyński M.** 2000. Nowe stanowiska żywca dziewięciolistnego *Dentaria enneaphyllos* i wronca widlastego *Huperzia selago* w Spalskim Parku Krajobrazowym. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 56, 6: 133-136.
- Kiedrzyński M.** 2008. The impact of forest management on the flora and vegetation of old oak-stands (An example from The Spała Forests, central Poland). *Nature Conservation* 65: 51-62.
- Kiedrzyński M.** 2009. Vegetation succession tendencies in abandoned limestone and sandstone quarries in the Polish Uplands. 52nd International Symposium IAVS "Vegetation Processes and Human Impact in Changing World". Chania, Crete. May 30th – 4th June 2009: 187.
- Kiedrzyński M., Andrzejewski H.** 2012. *Cimicifuga europaea* Schipcz. pluskwica europejska. In: Olaczek R (ed) *Czerwona Księga Roślin Województwa Łódzkiego. Zagrożone rośliny naczyniowe. Zagrożone zbiorowiska roślinne.* Botanical Garden in Łódź, University of Łódź. Łódź, pp 64-65. (in Polish)
- Kiedrzyński M., Stefaniak A.** 2011. Występowanie rodzaju *Epipactis* Zinn 1757 w Puszczy Pilickiej na stanowiskach naturalnych i antropogenicznych. [w:] E. Brzosko, A. Wróblewska, E. Jermakowicz (red.). *Storzycowate w Polsce. Biologia i Ochrona.* Białystok. 86-94.
- Kiedrzyński M., Witosławski P.** 2008. Changes in plant ecological groups at alkaline fen after cessation of exploitation (an example from Polish Uplands). International Scientific Conference „Vegetation monitoring and assessment” Minsk-Naroch 22-26 September. 264-267.
- [H1] Kiedrzyński M., Jakubowska-Gabara J.** 2014. **The detection of thermophilous forest hotspots in Poland using geostatistical interpolation of plant richness.** *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*; **83(3):183–189.**
- Kiedrzyński M., Jakubowska-Gabara J., Kurowski J. K.** 2010. 9110 – Dąbrowy ciepłolubne *Quercetalia pubescenti-petraeae* [W:] Mróz W. (red.). *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny.* Część. I; s. 255-269. GIOŚ. Warszawa.
- Kiedrzyński M., Zielińska K., Grzelak P.** 2011. Transformation of forest vegetation after 40 years of protection in the Tomczyce nature reserve (Central Poland). *Folia Biol. et Oecol.* 7: 207-228.
- [H6] Kiedrzyński M., Kurowski J.K., Kiedrzyńska E.** 2017. **Trade-off between light availability and soil fertility determine refugial conditions for the relict light-demanding species in lowland forests.** *Acta Oecologica.* **85: doi.org/10.1016/j.actao.2017.09.004.**
- Kiedrzyński M., Koczywas E., Pieńkowski M., Gielniak P., Wolski G.J., Drewnicz A.** 2008. Roślinność śródleśnych źródeł – ekologiczna analiza nisz o zróżnicowanych warunkach odpływu. [w:] Ziulkiewicz M. (red.) *Chemizm opadów atmosferycznych wód powierzchniowych i podziemnych.* Wydawnictwo UŁ.
- Kiedrzyński M., Kiedrzyńska E., Witosławski P., Urbaniak M., Kurowski J.K.** 2014. Historical land use, actual vegetation and the hemeroby levels in ecological evaluation of an urban river valley in perspective of its rehabilitation plan. *Polish Journal of Environmental Studies* 23: 1, 109-117.
- Kiedrzyński M., Bogdanowicz M., Śliwińska-Wyrzychowska A.** 2015. Succession is threatening the large population of *Lycopodiella inundata* (L.) Holub. on anthropogenic site. *Ecological Questions* 22/2015: 67 – 73.
- [H3] 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.****
- Kiedrzyński M., Kurowski J.K., Kiedrzyńska E., Maciejewski P.,** 2016. Exceptionally tall individuals in a relict population of *Actaea europaea* (Schipcz.) J. Compton against the species of the Euro-Asiatic *Cimicifuga* Section. *Pol J Environ Stud* 25(2):889–893.
- [H2] Kiedrzyński M., Zielińska K.M., Rewicz A., Kiedrzyńska E.** 2017. **Habitat and spatial thinning improve the Maxent models performed with incomplete data.** *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences.* **122: 1359–1370.**
- [H7] Kiedrzyński M., Zielińska K.M., Kiedrzyńska E., Rewicz A.** 2017. **Refugial debate: on small sites according to they function and capacity.** *Evolutionary Ecology.* **31(6): 815–827.**
- Kornaś J., Medwecka-Kornaś A. 2002. *Geografia roślin.* PWN. Warszawa.
- Kundzewicz Z.W., Radziejewski M., Pińskwar I. 2006. Precipitation extremes in the changing climate of Europe. *Climate Research* 31:51–58.
- Kurowski J.K., Andrzejewski H., **Kiedrzyński M.,** Łuczak M. 2008b. *Puszcza Kozienicka Obszarem Ochrony Siedlisk Natura 2000.* Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej. R. 10. Zeszyt 3 (19): 82-98. Rogów – Jedlnia Letnisko.
- Kurowski J.K. (red.). 2013. *Obszary Natura 2000 w województwie łódzkim.* Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Łodzi. Łódź
- Kurowski J.K. 1979. Bory i lasy z antropogenicznie wprowadzoną sosną w dorzeczu środkowej Pilicy i Warty. *Acta Univ. Lodz. Folia Botanica*, II, 29: 1-158.
- Kurowski J.K. 2015. *Ekologia i ochrona roślinności leśnej.* Wydawnictwo EkoGraf. Łódź.
- Kurowski J.K., Andrzejewski H., **Kiedrzyński M.** 2009b. *Ochrona szaty roślinnej i krajobrazu.* [w:] Kurowski J. K. (red.) *Szata roślinna Polski środkowej: 139-163.* Towarzystwo Ochrony Krajobrazu. Wydawnictwo Eko-Graf. Łódź.

- Kurowski J.K., Andrzejewski H., **Kiedrzyński M.**, Łuczak M. 2009c. Siedliska przyrodnicze Natura 2000 w Puszczy Kozienickiej. Charakterystyka, zasoby, zagrożenia i problemy ochrony. Kozienicki Park Krajobrazowy. Mazowiecko-Świętokrzyskie Towarzystwo Ornitologiczne. Pionki. Ss: 94.
- Kurowski J.K., **Kiedrzyński M.**, Andrzejewski H. 2014–2015. Związki badań środowiska przyrodniczego z funkcjonowaniem parków krajobrazowych. Biuletyn Komitetu Ochrony Przyrody PAN 5–6/2014–2015: 93–101.
- Kurowski J.K., **Kiedrzyński M.**, Łuczak M., Gielniak P. 2008a. Śródleśne źródłiska - problemy ochrony i waloryzacji na przykładzie regionu łódzkiego. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej*. R. 10. Zeszyt 2 (18): 118-135. Rogów.
- Kurowski J.K., Witosławski P., **Kiedrzyński M.**, Andrzejewski H. 2009a. Threat to the vascular flora in the Sulejów Landscape Park and attempts of its active protection. [in:] Holeksa J, Babczyńska-Sendek B., Wika S. (ed.). *The role of geobotany in biodiversity conservation*: pp. 199-205. University of Silesia. Katowice.
- Kwiatkowska A.J., Wyszomirski T. 1988. Decline of *Potentilla albae*-*Quercetum* phytocoenoses associated with the invasion of *Carpinus betulus*. *Vegetatio* 75:49–55.
- Li J., Heap A.D. 2011. A review of comparative studies of spatial interpolation methods in environmental sciences: Performance and impact factors. *Ecol Inform.* 6:228–241.
- Lugo A.E., Gucinski H. 2000. Function, Effects, and Management of Forest Roads. *Forest Ecol. Manag.* 133, 249-262.
- Magnuszewski A., Kiedrzyńska E., **Kiedrzyński M.**, Moran S., 2014. GIS approach to estimation of the total phosphorus transfer in the Pilica River lowland catchment. *Quaestiones Geographicae* 33(3), 101–110.
- Magri D. 2008. Patterns of post-glacial spread and the extent of glacial refugia of European beech (*Fagus sylvatica*). *Journal of Biogeography* 35(3): 450–463
- Marcysiak K. 2010. Rośliny arktyczno-alpejskie w Europie a zmiany klimatyczne. *Wiadomości Botaniczne* 54(3/4): 21–29.
- Mee J.A., Moore J.-S. 2014. The ecological and evolutionary implications of microrefugia. *Journal of Biogeography* 41(5): 837–841
- Merow C., Smith M.J., Silander Jr J.A. 2013. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter, *Ecography* 36, 1058–1069.
- Meusel H., Jäger E., Weinert E. 1965. *Vergleichende Chorologie der Zentral-europäischen Flora*. G. Fischer, Jena, 1:1–2.
- Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H. 2009. Phytogeographic aspects of endemism in Poland. *Wiadomości Botaniczne* 53(3/4):7–30.
- Moritz C., Agudo R. 2013. The future of species under climate change: resilience or decline? *Science* 341:504–508.
- Mróz W. (red.). 2010. *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część. I. GIOŚ*. Warszawa.
- Muller S. 1997. The post-glacial history of *Pulsatilla vernalis* and *Daphne cneorum* in Bitcherland, inferred from the phytosociological study of their current habitats. *Global Ecology and Biogeography Letters*. 6(2): 129–137.
- Nobis M., Piwowarczyk R. 2007. Distribution and habitat preferences of *Festuca amethystina* subsp. *ritschlii* (Poaceae) on the eastern distribution limit. In: Frey L, editor. *Botanical issues in grasses*. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków. p. 37–47.
- Olaczek R. (red.). 2012. *Czerwona Księga Roślin Województwa Łódzkiego. Zagrożone rośliny naczyniowe. Zagrożone zbiorowiska roślinne. Ogród Botaniczny w Łodzi*. Uniwersytet Łódzki.
- Olaczek R. 2008. *Skarby przyrody i krajobrazu Polski*. Multico Oficyna Wydawnicza Warszawa.
- Paul W. 2012. Xerothermic species of the genus *Campanula* in Poland – a model for the phylogeographical assessment of reconstruction of post-glacial migration routes. *Ann UMCS Biol.* 2012;67(1):27–36.
- Pawłowska S. 1972. Charakterystyka statystyczna i elementy flory polskiej. In: Szafer W, Zarzycki K, editors. *Szata roślinna Polski*. Warsaw: Polish Scientific Publishers PWN; 1972. p. 129–206. (vol 1).
- Pérez N., Font X. 2012. Predicting vascular plant richness patterns in Catalonia (NE Spain) using species distribution models. *Applied Vegetation Science* 15:390–400.
- Phillips S.J., Anderson R.P., Schapire R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231–259.
- Pimm SL et al. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344:1246752.
- Puhe J., Ulrich B. 2001. *Global climate change and human impacts on forest ecosystems: development, present situation, and future trends in Central Europe*. Ecological Studies Series Vol. 143., Berlin, Heidelberg, New York: Springer-Verlag.
- Radosavljevic A., Anderson, R.P. 2014. Making better Maxent models of species distributions: complexity, overfitting, and evaluation, *Journal of Biogeography*, 41, 629–643.
- Ralska-Jasiewiczowa M., Nalepka D., Goslar T. 2003. Some problems of forest transformation at the transition to the oligocratic/*Homo sapiens* phase of Holocene interglacial in northern lowlands of central Europe. *Vegetation History and Archaeobotany* 12(4):233–247.

- Rewicz A., Zielińska K. M., **Kiedrzyński M.**, Kucharski L. 2015. Orchidaceae in the anthropogenic landscape of central Poland: Diversity, extinction and conservation perspectives. *Arch. Biol. Sci.* 67 (1), 119-130.
- Rivas-Martínez S., Rivas-Sáenz S., Penas A. et al. 2010. Computerized Bioclimatic Maps of the World: Bioclimate of Europe and Mideast. *Draf Map Series of April 2010*.
- Roleček J. 2007. Vegetation of subcontinental oak forests in Central and Eastern Europe. PhD thesis. Masaryk University, Brno. (in Chech with an English summary)
- Ronikier M., Costa A., Aguilar J.F., Feliner G.N., Küpfer P., Mirek Z. 2008. Phylogeography of *Pulsatilla vernalis* (L.) Mill. (Ranunculaceae): Chloroplast DNA reveals two evolutionary lineages across central Europe and Scandinavia. *Journal of Biogeography* 35: 1650–1664
- Rull V. 2009. Microrefugia. *Journal of Biogeography* 36:481–484.
- Rull V. 2010. On microrefugia and cryptic refugia. *Journal of Biogeography* 37: 1623–1627
- Rupprecht F., Oldeland J., Finckh M. 2011. Modelling potential distribution of the threatened tree species *Juniperus oxycedrus*: how to evaluate the predictions of different modelling approaches? *Journal of Vegetation Science* 22:647–659.
- Sandström A., Svensson B.M., Milberg P. 2017. An example of how to build conservation evidence from case studies: Fire and raking to enhance *Pulsatilla vernalis* populations. *Journal for Nature Conservation* 36: 58–64
- Schmitt T., Muster C., Schönswetter P. 2010. Are disjunct Alpine and Arctic-Alpine animal and plant species in the Western Palearctic really “relicts of cold past”? In: Habel JC, Assmann T, editors. *Relict Species: Phylogeography and Conservation Biology*. Springer, Heidelberg. p. 239–252.
- Skłodowski M., Kiedrzyńska E., **Kiedrzyński M.**, Urbaniak M., Zielińska K.M., Kurowski J.K., Zalewski M. 2014. The role of riparian willow communities in phosphorus accumulation and dioxin control for water quality improvement in a lowland river. *Ecological Engineering* 70: 1-10.
- Skov F., Svenning J.-C. 2004. Potential impact of climatic change on the distribution of forest herbs in Europe. *Ecography* 27: 366-380.
- Stewart J.R., Lister A.M., Barnes I., Dalén L. 2010. Refugia revisited: individualistic responses of species in space and time. *Proceedings. Biological Sciences/The Royal Society* 277(1682): 661–71
- Szafer W. 1919. *Festuca*. In: Raciborski, M., Szafer, W. (ed.), *Flora polska*. Vol. 1. Nakładem Akademii Umiejętności, Kraków, pp. 329–340.
- Szafer W. 1930. The mountain element in the flora of Polish Plain. *Rozprawy Wydziału Matematyczno-Przyrodniczego PAU, Seria 3, Dział B* 69:83–196.
- Szafer W. 1972. Szata roślinna Polski niżowej. In: Szafer W, Zarzycki K, editors. *Szata roślinna Polski*. 2nd ed. Warsaw: Polish Scientific Publishers PWN. p. 17–188.
- Szwagrzyk J. 2000. Rozległe naturalne zaburzenia w ekosystemach leśnych: ich zasięg, charakter i znaczenie dla dynamiki lasu. *Wiadomości Ekologiczne*, 46 (1): 3–19.
- van Andel T.H., Tzedakis P.C. 1996. Palaeolithic landscapes of Europe and Environs, 150,000–25,000 years ago. *Quaternary Science Reviews* 15: 481-500.
- van der Hammen T., Wijmstra T.A., Zagwijn W.H. 1971. The floral record of the Late Cenozoic of Europe. In: Turekian KK, editor. *The Late Cenozoic Glacial Ages*. New Haven: Yale University Press. p. 391–424.
- Vera F.W.M. 2000. *Grazing Ecology and Forest History*. Oxfordshire: Cabi Publishing.
- Wagner I., Zalewski M. 2009. Ecohydrology as a basis for the sustainable city strategic planning: focus on Lodz, Poland. *Rev Environ Sci Biotechnol*. 8: 209.
- Walther G.-R. 2010. Community and ecosystem responses to recent climate change. *Phil. Trans. R. Soc. B*. 365, 2019–2024.
- Warren D.L., Seifert S.N. 2011. Ecological niche modelling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecol. App.* 21(2): 335–342.
- Whittaker R.J., Araújo M.B., Jepson P., Ladle R.J., Watson J.E.M., Willis K.J. 2005. Conservation biogeography: assessment and prospect. *Divers Distrib.* 11(1):3–23.
- Willis K.J., Whittaker R.J. 2000. The refugial debate. *Science* 287: 1406–1407
- Wisn M.S., Hijmans R.J., Li J., Peterson A.T., Graham C.H., Guisan A., NCEAS Predicting Species Distributions Working Group. 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models, *Divers. Distrib.*, 14, 763–773.
- Wollan A.K., Bakkestuen V., Kåuserud H., Gulden G., Halvorsen R. 2008. Modelling and predicting fungal distribution patterns using herbarium data. *Journal of Biogeography* 35(12):2298–2310.
- Woolbright S.A., Whitham T.G., Gehring C.A., Allan G.J., Bailey J.K. 2014. Climate relicts and their associated communities as natural ecology and evolution laboratories. *Trends in Ecology & Evolution* 29: 406–416
- Zajac A., Zajac M. editors. 2001. *Distribution Atlas of Vascular Plants in Poland*. Edited by Laboratory of Computer Chorology, Institute of Botany, Jagiellonian University, Kraków. p. 1–715.
- Zajac M. 1996. Mountain vascular plants in the Polish Lowlands. *Polish Botanical Studies* 11:1–92.
- Zajac M., Zajac A. 2009. The geographical elements of native flora of Poland. Institute of Botany, Jagiellonian University, Kraków. p. 1–94.
- Zalewski M., 2015. Ecohydrology and hydrologic engineering: regulation of hydrology-biota interactions for sustainability. *J. Hydrol. Eng.* 20:1, A4014012-1 - A4014012-14.

- [H5] 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).
- Zielińska K.M., Kiedrzyński M., Grzyl A., Tomczyk P.P. 2017. 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(6).

