

# **AUTOREFERAT**

prezentujący cykl publikacji powiązanych tematycznie oraz pozostałe  
osiągnięcia naukowe i dydaktyczne

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu  
Wydział Rolnictwa i Bioinżynierii  
Katedra Metod Matematycznych i Statystycznych

Poznań, 2019



## Spis treści

1.	Nazwisko i imię .....	5
2.	Posiadane dyplomy, stopnie naukowe .....	5
3.	Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych .....	5
4.	Osiągnięcie naukowe stanowiące podstawę do ubiegania się o stopień naukowy doktora habilitowanego .....	6
4.1	Tytuł osiągnięcia naukowego .....	6
4.2	Publikacje będące podstawą do ubiegania się o stopień naukowy doktora habilitowanego .....	6
4.3	Omówienie celu naukowego ww. prac i osiągniętych wyników oraz ich potencjalnego wykorzystania .....	8
4.3.1	Wprowadzenie .....	8
4.3.2	Główne cele osiągnięcia naukowego .....	9
	<b>Cel 1. Ocena związku pomiędzy różnorodnością zbiorowisk makrofitów a jakością ekosystemów wodnych w różnych typach rzek w Polsce .....</b>	<b>12</b>
	<b>Cel 2. Ocena bioróżnorodności ekosystemów rzecznych .....</b>	<b>17</b>
	<b>Cel 3. Ocena kompletności badanego stanowiska na podstawie wyznaczonych kryteriów dla Makrofitowego Indeksu Rzecznego (MIR) .....</b>	<b>21</b>
4.3.3	Najważniejsze osiągnięcia .....	21
4.3.4	Możliwość zastosowania osiągniętych wyników .....	21
4.3.5	Literatura .....	22
5.	Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych .....	29
5.1	Przed uzyskaniem stopnia doktora .....	29
5.2	Po uzyskaniu stopnia doktora .....	29
5.2.1	Bioindykacyjna ocena zanieczyszczenia powietrza .....	30
5.2.2	Bioakumulacja pierwiastków przez grzyby .....	34
5.2.3	Produkcyjne aspekty nawożenia roślin .....	35
5.2.4	Najważniejsze osiągnięcia po uzyskaniu stopnia doktora w zakresie pozostałego dorobku naukowego .....	26
6.	Zestawienie całego dorobku naukowo-badawczego .....	38



**1. Nazwisko i imię**

Anna Budka  
Katedra Metod Matematycznych i Statystycznych  
Wydział Rolnictwa i Bioinżynierii  
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu  
ul. Wojska Polskiego 28  
60-637 Poznań  
E-mail: anna.budka@up.poznan.pl

**2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe:**

**09.06.1995** – uzyskanie tytułu magistra matematyki na Wydziale Matematyki, Fizyki i Techniki Wyższej Szkoły Pedagogicznej im. Tadeusza Kotarbińskiego w Zielonej Górze. Praca magisterska pt. *Funkcje podaddytywne*, napisana pod kierunkiem prof. dr hab. Zbigniewa Grande,

**17.06.2005** – uzyskanie stopnia doktora nauk rolniczych w zakresie agronomii. Rozprawa doktorska: *Metody badania obserwacji wpływowych w modelu regresji liniowej i ich zastosowanie w doświadczalnictwie rolniczym*. Promotor prof. dr hab. Wiesław Wagner, recenzenci: dr hab. Zofia Hanusz, prof. nadzw. z Akademii Rolniczej w Lublinie, dr hab. Ryszard Walkowiak z Akademii Rolniczej w Poznaniu.

**3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych:**

**1995-2006** – asystent w Katedrze Metod Matematycznych i Statystycznych, Akademia Rolnicza w Poznaniu,

**01.10.2006** – **obecnie** – adiunkt w Katedrze Metod Matematycznych i Statystycznych, Uniwersytet Przyrodniczy (dawniej Akademia Rolnicza) w Poznaniu.

#### 4. Osiągnięcie naukowe stanowiące podstawę do ubiegania się o stopień naukowy doktora habilitowanego

##### 4.1 Tytuł osiągnięcia naukowego:

### Diagnostyczne narzędzia statystyczne dla oceny stanu ekosystemów wodnych na podstawie makrofitów

##### 4.2 Publikacje będące podstawą do ubiegania się o stopień naukowy doktora habilitowanego:

Osiągnięcie naukowe stanowiące podstawę do ubiegania się o stopień naukowy doktora habilitowanego w dziedzinie nauk rolniczych, w dyscyplinie ochrona i kształtowanie środowiska, udokumentowane jest cyklem 6 jednotematycznych publikacji naukowych o łącznej sumie punktów MNiSW – 142 oraz sumarycznym IF wg bazy Journal Citation Reports (JCR) – 10,196 (zgodnie z rokiem opublikowania):

[A1] Szoszkiewicz, K.\*, **Budka, A.**, Kayzer, D., Pietruczuk, K. (2014). *Diversity of macrophyte communities and their relationship to water quality in different types of lowland rivers in Poland*. Hydrobiologia. Plants in hydrosystems, 737(1): 77–85. (DOI:10.1007/s10750-013-1698-7). (MNiSW 30p, IF<sub>2014</sub>= 2,275).

**Procentowy udział w publikacji: 25%**

[A2] Szoszkiewicz, K., **Budka, A.\***, Pietruczuk, K. Kayzer, D., Gebler, D. (2017). *Is the macrophyte diversification along the trophic gradient distinct enough for river monitoring?* Environmental Monitoring and Assessment, 189: 4. (DOI:10.1007/s10661-016-5710-8). (MNiSW 25p, IF<sub>2017</sub>= 1,687).

**Procentowy udział w publikacji: 30%**

[A3] **Budka, A.\***, Łacka, A., Szoszkiewicz, K. (2018). *Estimation of river ecosystem biodiversity based on the Chao estimator*. Biodiversity and Conservation, 27(1): 205–216. (DOI: 10.1007/s10531-017-1429-2). (MNiSW 30p, IF<sub>2017</sub>=2,828).

**Procentowy udział w publikacji: 60%**

[A4] **Budka, A. \***, Łacka, A., Szoszkiewicz, K. (2019). *The use of rarefaction and extrapolation as methods of estimating the effects of trophic river degradation on macrophyte diversity*. Biodiversity and Conservation, 28: 385–400. (DOI: 10.1007/s10531-018-1662-3). (MNiSW 30p, IF<sub>2017</sub>=2,828).

**Procentowy udział w publikacji: 60%**

- [A5] **Budka, A.** \* (2018). *Determining the change point for the error in the Macrophyte Index for Rivers*. *Biometrical Letters*, 55(2): 215–232.  
(DOI: 10.2478/bile-2018-0015). (MNiSW 12p).

**Procentowy udział w publikacji: 100%**

- [A6] **Budka, A.** \* (2019). *How many indicator species are required to assess the ecological status of a river?* *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 48(1).  
(DOI: 10.1515/ohs-2019-0000). (MNiSW 15p, IF<sub>2017</sub>= 0,670).

**Procentowy udział w publikacji: 100%**

(\* autor korespondencyjny)

Dwie prace zostały opublikowane samodzielnie, a indywidualny udział habilitantki w powstanie pozostałych wykazanych powyżej publikacji naukowych był znaczący (załącznik nr 3). Oświadczenia współautorów prac wraz z określeniem indywidualnego wkładu w ich powstanie przedstawiono w załączniku nr 4. W załączniku nr 4 zestawiono również kopie prac stanowiących osiągnięcie naukowe będące podstawą do ubiegania się o stopień naukowy doktora habilitowanego. Żadna z ww. prac nie była częścią monotematycznego cyklu prac w innym postępowaniu habilitacyjnym. Wyniki badań prezentowane w ww. publikacjach są rezultatem prowadzenia badań własnych oraz efektem wieloletniej współpracy z Katedrą Ekologii i Ochrony Środowiska na Wydziale Inżynierii Środowiska i Gospodarki Przestrzennej Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu oraz Wojewódzkim Inspektorem Ochrony Środowiska w Poznaniu.

Punkty za publikacje przypisano zgodnie z komunikatem Ministra Nauki i Szkolnictwa Wyższego z dnia 09.12.2016 w sprawie wykazu czasopism naukowych.

Publikacjom nadano oznaczenia porządkowe odpowiadające chronologii wykonywanych badań. W dalszej części autoreferatu oznaczenia te stosowane będą jako odnośniki do publikacji z cyklu zaprezentowanego powyżej.

## **4.3 Omówienie celu naukowego ww. prac i osiągniętych wyników oraz ich potencjalnego wykorzystania**

### **4.3.1 Wprowadzenie**

Tematem wielu aktualnych badań naukowych oraz analiz gospodarczych z zakresu inżynierii środowiska jest kwestia wykorzystania zasobów naturalnych i ich ochrona poprzez stosowanie rozwiązań niezbędnych dla zrównoważonego rozwoju gospodarczego. Istnieje silna interakcja pomiędzy gospodarką, środowiskiem oraz technologiami i metodami inżynieryjnymi stosowanymi w celu kształtowania i ochrony środowiska przyrodniczego (Odum i in. 2003, Radczuk i in. 2008). Efektem wielopłaszczyznowych badań powinny być dokładne metody analiz i wypracowane narzędzia, które są możliwe do zastosowania w praktyce i posłużą do oceny kondycji środowiska i podejmowania właściwych decyzji środowiskowych.

Działalność gospodarcza w postaci produkcji energii, rozwoju przemysłu i turystyki, a także rozwój obszarów miejskich, zmiany klimatyczne oraz intensyfikacja rolnictwa wykazują ścisły związek ze sobą i niekorzystnie oddziałują m.in. na stan wód w Europie (European Commission 2012). Popyt na wodę wciąż rośnie i jednocześnie znacznie pogorsza się jej jakość. Zjawisko to skorelowane jest z drastycznym spadkiem różnorodności biologicznej i stanowi poważne zagrożenie dla równowagi hydrologicznej i biocenotycznej ekosystemów wodnych. Wpływ powyższych czynników polega głównie na wprowadzaniu zanieczyszczeń do wód oraz narastającym deficycie wody wynikającym z nadmiernego jej zużycia. Konsekwencją presji antropogenicznej na zasoby wodne jest oddziaływanie na populacje wielu gatunków roślin i zwierząt, czego przykładem jest zanik gatunków rodzimych, rzadkich oraz endemicznych lub ekspansja rodzimych gatunków generalistycznych czy inwazja gatunków obcych (Vitousek i in. 1997; Chappin III 2000). Zjawiska te dotyczą wielu grup fauny i flory (Davis 2009; Richardson 2011).

Monitoring środowiska służy do oceny faktycznego stanu ekosystemów, śledzenia tempa oraz kierunku zmian w nich zachodzących, ze szczególnym uwzględnieniem przyczyn antropogenicznych przekształceń oraz skutków użytkowania przez człowieka. Wymaga on analiz laboratoryjnych, chemicznych i sanitarnych, jak również kompleksowej wiedzy hydrochemicznej, hydrologicznej oraz biologicznej. Organizmy żywe wykazują wrażliwość ekofizjologiczną, zatem z powodzeniem mogą być wykorzystane w monitoringu i rejestracji



zmian środowiskowych. Włączenie ich do oceny stanu środowiska za pomocą wskaźników biologicznych (biomonitoring) pozwala precyzyjniej kontrolować przemiany zachodzące w środowisku wynikające z przyczyn naturalnych lub będące efektami działalności człowieka (Markert i in. 2003). W przypadku przekształceń naturalnych i długotrwałych, organizmy żywe mają zdolność do powolnej adaptacji do zmian. Przekształcenia antropogeniczne zachodzą w krótkim czasie i czynniki je wywołujące działają intensywnie, nie dając możliwości przystosowania się organizmom do nowych warunków. Objawami tego zjawiska są zarówno wizualne zmiany morfologiczne, jak i zmiany zachodzące w składzie gatunkowym (Mertens i in. 2005), a także przejawianie zdolności do akumulacji biodostępnych form zanieczyszczeń.

Podstawową zaletą biomonitoringu jest jego dokładność pozwalająca niekiedy precyzyjniej niż przy wykorzystaniu analiz instrumentalnych określić poziom zanieczyszczeń. Ponadto określa on nie tylko stan jednego parametru, lecz pozwala na ocenę złożonych procesów w ekosystemach. Jednocześnie stanowi dobry system wczesnego ostrzegania, w którym na podstawie żywych organizmów analizuje się stan środowiska nieprzerwanie, z możliwością odczytania ostrzeżenia natychmiast po wystąpieniu zagrożenia. Istotną zaletą wielu badań bioindykacyjnych jest łatwość ich realizacji. Warto podkreślić walory ekonomiczne systemu biomonitoringowego, gdyż wiele metod biologicznych jest znacznie tańszych niż analizy laboratoryjne. Wobec powyższego, biomonitoring staje się coraz bardziej popularną metodą służącą do oceny zanieczyszczenia i stanu różnych ekosystemów, w tym wodnych. System ten promowany jest przez programy europejskie i amerykańskie dotyczące ochrony środowiska i jego oceny, a w Polsce poprzez wdrażanie odpowiednich dyrektyw. W odniesieniu do wód powierzchniowych szczególne znaczenie w upowszechnieniu metod biologicznych w monitoringu miało wdrożenie Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW, Water Framework Directive 2000/60/WE).

Prawidłowa ocena struktury i funkcjonowania ekosystemów wodnych stwarza możliwość adekwatnych działań naprawczych w celu ich biotycznej odbudowy. Ważnym elementem nowego podejścia do monitoringu wód powierzchniowych było wprowadzenie systemu ekologicznej klasyfikacji wód, która opiera się na elementach biotycznych ekosystemów (Karr i Dudley 1981). Wykorzystywane są do tego różne grupy organizmów wodnych, których skład taksonomiczny wyrażany jest w formie parametrów biologicznych.

Szczególnie istotna jest ocena bioróżnorodności (Magurran 2004). Wskaźniki związane z różnorodnością gatunkową dobrze charakteryzują stan zespołów organizmów, a wzrost ich wartości zazwyczaj jest zjawiskiem pozytywnym i pożądanym (Rosenzweig 1995; Magurran 2004; Magurran i McGill 2011).

Wskaźniki ekologiczne służą integracji monitoringu z oceną walorów ekologicznych i środowiskowych oraz z zarządzaniem środowiskiem. Do oszacowania tych charakterystyk wykorzystuje się oceny wartości estymatorów i predyktorów obliczane na podstawie próbek pobieranych ze środowiska. Precyzyjna ocena bioróżnorodności jest poważnym wyzwaniem, gdyż identyfikacja wszystkich taksonów dla dużych ekosystemów wymaga wielkich nakładów pracy. Trudność stanowi zinwentaryzowanie gatunków występujących w małych liczebnościach, z których wiele może być niełatwych do zauważenia. W praktyce niemal nie istnieje możliwość uzyskania na podstawie badań terenowych wiedzy o pełnym bogactwie czy różnorodności większych obszarowo ekosystemów (Gotelli i Colwell 2001) bez zastosowania metod ekstrapolacji lub interpolacji danych empirycznych (Hurlbert 1971; Colwell i Coddington 1994; Colwell i in. 2004). Ważną rolę odgrywają tu estymatory i predyktory nieparametryczne (Shannon 1948; Simpson 1949; Hill 1973; Chao i Lee 1992; Chao i Shen 2003; Jost 2007; Chao i Jost 2012; Colwell i in. 2012). Zastosowanie adekwatnych predyktorów wskaźników bioróżnorodności może mieć duże znaczenie w rozważanych zagadnieniach zarówno z zakresu inżynierii środowiska jak i ekologii, gdyż błędnie przeprowadzona inwentaryzacja przyrodnicza niesie ze sobą niebezpieczeństwo podejmowania błędnych decyzji środowiskowych.

Istotnym problemem wszystkich europejskich systemów monitorowania wód są ograniczenia finansowe, które uniemożliwiają zwiększenie częstotliwości pobierania próbek i określania parametrów biologicznych. Dlatego potrzeba rozwiązania niektórych dylematów metodologicznych związanych z wysiłkiem pobierania próbek, wymaganych do uzyskania wiarygodnej oceny wyniku, jest bardzo aktualna (Loga al. 2017). W szczególnych przypadkach, w których uzyskana wartość wskaźnika jest zbliżona do wartości progowej (między typami rzek, klasami czystości), analizy te są szczególnie ważne ze względu na ich konsekwencje dla zarządzania wodą i podejmowania decyzji dotyczących jej ochrony. Niepewność statystyczna w ocenie stanu ekologicznego jednolitych części wód na podstawie pomiarów parametrów biologicznych może być znacznie większa niż niepewność oceny stanu oparta na często

mierzonych wskaźnikach fizykochemicznych. W związku z tym konieczne jest dobieranie odpowiednich narzędzi statystycznych do szacowania minimalnej wielkości próby badawczej oraz wspomaganie interpretacji uzyskanych wyników. Określanie statusu cieków wodnych, zgodnie z wymogami Ramowej Dyrektywy Wodnej na podstawie indeksów biologicznych, musi uwzględniać i eliminować ryzyko błędów w podejmowanych decyzjach dotyczących gospodarki wodnej. Powyższa problematyka wpisuje się w program działań ujętych w ustawie z dnia 20 lipca 2018, Prawo wodne (Dz.U. 2017 poz. 1566), które mają na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód oraz zapobieganie dalszej ich degradacji. Określenie kompletności i standaryzacja próby jest niezbędnym elementem usystematyzowania racjonalnego wykorzystania danych pochodzących z monitoringu środowiska (z uwzględnieniem elementarnych błędów pomiarowych) i wykorzystania ich do określania statusu wody w zgodzie z RDW. Dane monitoringowe użyte w podjętych badaniach naukowych reprezentują stosunkowo duże zbiory danych dotyczących średnich rzek nizinnych w Polsce. W prowadzonych badaniach koncentrowano się na analizach wykonanych na podstawie monitoringu roślin wodnych, który w Polsce jest realizowany w oparciu o Makrofitową Metodę Oceny Rzek (Szoszkievicz i in. 2009). Biorąc pod uwagę uzyskiwane wyniki, proponowane metody analiz można łatwo rozszerzyć na rzeki innych typów w obrębie Polski i całej Europy, a także w pewnym stopniu na inne rodzaje ekosystemów wodnych i lądowych. Zastosowane metody mogą być wykorzystane do interpretacji innych wskaźników stanu ekologicznego wód płynących wyznaczanych na podstawie różnych grup organizmów, takich jak Phytoplankton Index, Diatom Index oraz Multimetric Benthic Invertebrate Index (Loga al. 2017).

#### **4.3.2 Główne cele osiągnięcia naukowego**

Prace prezentowane w cyklu publikacji stanowiący osiągnięcie naukowe będące podstawą do ubiegania się o nadanie stopnia doktora habilitowanego wpisują się w aktualne trendy badań biomonitoringowych w Polsce, Europie i na całym świecie (Chao i Jost 2012; Gotelli i Colwell 2001, 2011). Wzrastający poziom degradacji wszystkich komponentów środowiska, w tym powietrza (Meehl i in. 2007), gleby (Nerger i in. 2016) i wody (Dudgeon i in. 2006) jest jednym z podstawowych wyzwań stawianych współczesnej ochronie

środowiska. Moss (2008) sugeruje, że w najbliższej perspektywie wpływ antropopresji w bardzo szerokim stopniu dotknie wody słodkie.

Moim wkładem do badań prowadzonych w ramach biomonitoringu, było zaproponowanie narzędzi wspomagających metody oceny stanu ekologicznego rzek z wykorzystaniem bioindykacyjnych właściwości organizmów i weryfikację wyników badań terenowych. W przedłożonym cyklu publikacji przedstawiam adaptacje znanych metod matematycznych, jak i nowe propozycje narzędzi statystycznych, stanowiące metody diagnostyczne dla określania jakości ekosystemów wodnych na podstawie grupy organizmów jaką stanowią makrofity. Moje badania, których wyniki zaprezentowano w niniejszych pracach ukierunkowane były na: (i) zidentyfikowanie reakcji makrofitów na zmiany jakości wody i stanu siedlisk w rzekach (reakcja ta została już wcześniej zauważona, natomiast opracowania wymagało określenie i scharakteryzowanie jej istotności), (ii) opracowanie zaawansowanych technik statystycznych pozwalających na standaryzowanie wskaźników ekologicznych stosowanych w ocenie bioróżnorodności rzek oraz (iii) opracowanie kryterium oceny stanu ekologicznego rzek na podstawie Makrofitowego Indeksu Rzecznego.

Na tej podstawie sformułowano następujące cele badawcze:

- Cel 1. Ocena związku pomiędzy różnorodnością zbiorowisk makrofitów a jakością wody i stanem ekosystemów wodnych w różnych typach rzek w Polsce.
- Cel 2. Ocena bioróżnorodności ekosystemów rzecznych z zastosowaniem rarefakcji i ekstrapolacji na podstawie wskaźnika Chao.
- Cel 3. Ocena kompletności badanego stanowiska na podstawie wyznaczonych kryteriów dla Makrofitowego Indeksu Rzecznego (MIR).

**Cel 1. Ocena związku pomiędzy różnorodnością zbiorowisk makrofitów a jakością wody i stanem ekosystemów wodnych w różnych typach rzek w Polsce**

Klasyfikacja ekosystemów wodnych w całej Europie od kilkunastu lat jest prowadzona na podstawie wskaźników biologicznych. Wartości wskaźników rejestrowanych na stanowiskach badawczych są porównywane z wartościami oszacowanymi w warunkach referencyjnych, czyli – w przypadku wód płynących – na podstawie składu gatunkowego zidentyfikowanego na najlepiej zachowanych odcinkach rzecznych. Klasyfikacja uwzględnia

wszystkie typy rzek, przy czym w Polsce dotychczas wyróżniano cztery typy rzek nizinnych w odniesieniu do makrofitów (Szoszkiewicz i in. 2009, 2010).

Reakcja roślin wodnych na warunki środowiskowe wykorzystywana jest szeroko do oceny stopnia degradacji rzek (Haury i in. 2006). Znaczenie makrofitów w biologicznej ocenie rzek formalnie zostało uznane w RDW (Komisja Europejska, 2000). Badania tych organizmów są obowiązkowym elementem w monitoringu stanu ekologicznego wód powierzchniowych.

W celu wykrycia i weryfikacji cech botanicznych i ekologicznych różnych typów rzek na podstawie makrofitów, inwentaryzacji poddano 240 stanowisk rzecznych znajdujących się w środkowo-zachodniej części Polski na obszarze nizinnym (publikacja: [A1]). Do badań wybrano stanowiska o dużym gradiencie środowiskowym (uwzględniono zarówno miejsca zbliżone do naturalnych oraz wysoce zdegradowane odcinki rzek). Ocena parametrów chemicznych i fizycznych wody została wykonana na podstawie danych z monitoringu państwowego (12 próbek pobieranych raz w miesiącu, w jednym roku). Wskaźniki makrofitowe analizowano oddzielnie w czterech typach rzek nizinnych: rzeki duże (LR), rzeki o podłożu piaszczystym (SaR), rzeki kamieniste (StR) i rzeki o podłożu organicznym (OR). Powiązано różnorodność składu gatunkowego makrofitów w różnych typach rzek z jakością wody.

Zaproponowane analizy (publikacja: [A1]) były rozszerzeniem wcześniej prowadzonych badań nad typologią rzek w Polsce (Szoszkiewicz i in. 2010). Zastosowano indeks Jaccarda (Jaccard 1912) dla określenia podobieństwa składu gatunkowego. Najmniejsze zróżnicowanie składu gatunkowego stwierdzono w rzekach dużych (LR), a następnie w organicznych (OR), kamienistych (StR) i piaszczystych (SaR). Największe różnice stwierdzono w składzie gatunkowym między LR a StR. Ponadto wyznaczono moc klasyfikacji (classification strength) w celu sprawdzenia, czy podobieństwo składu gatunkowego badanych obiektów jest większe w obrębie czy pomiędzy typami rzek (Digby i Kempton 1987). Do przetestowania istotności podobieństw został zastosowany test permutacyjny z wykorzystaniem statystyki ANOSIM (analiza podobieństwa; Clarke 1993) przy użyciu oprogramowania R. Stwierdzono, że moc klasyfikacji była statystycznie istotna i jednorodność składu gatunkowego była większa w obrębie badanych typów rzek niż między nimi.

Kolejnym etapem badań było przeanalizowanie odpowiedzi metryk różnorodności wzdłuż gradientu degradacji hydrochemicznej w różnych typach rzek. Dla zastosowanych

indeksów takich jak: bogactwo gatunkowe, indeksy Shannona, Simpsona, Pielou oraz całkowite pokrycie, potwierdzenia wymagały szczególne wzorce różnorodności w czterech rodzajach rzek. W tym celu zaproponowano analizy wielowymiarowe w postaci analizy składowych głównych (Principal Component Analysis, PCA) na wartościach średnich (Jackson 1991) oraz analizy zmiennych kanonicznych (Canonical Variate Analysis, CVA) z wykorzystaniem rozproszenia danych (Lejeune i Calinski 2000) dla przekształcenia oryginalnych osi wielowymiarowych zmiennych na nowe osie ortogonalne. Wykazano, że największe bogactwo gatunkowe było związane z rzekami organicznymi (OR). Zauważono ujemne skorelowanie obfitości makrofitów (pokrycie odcinka rzeczno przez rośliny) z zawartością składników biogennych w typie rzek dużych (LR) i organicznych (OR). Całkowite pokrycie nie było skorelowane z żadnym parametrem jakości wody w rzekach piaszczystych (SaR) lub kamienistych (StR). Bogactwo gatunkowe było ponadto ujemnie skorelowane z jakością wody tylko w rzekach dużych (LR). Wszystkie wskaźniki oparte na względnej ilościowości (wskaźniki Shannona, Simpsona i Pielou) były silnie skorelowane między sobą i nie były skorelowane z jakością wody. Analizując średnie wartości wskaźników botanicznych i parametry hydrochemiczne dla różnych typów rzek, najbardziej zmiennym było bogactwo gatunkowe. LR i SaR były najbardziej podobnymi typami rzek, podczas gdy OR i LR najbardziej się różniły. W wyniku przeprowadzenia analizy CVA potwierdzono, że grupa rzek OR była odmienna przez specyficzne warunki hydrochemiczne natomiast rzeki LR i SaR były najbardziej podobne. Warto podkreślić, że dotychczas europejskie rzeki organiczne zostały zidentyfikowane głównie na podstawie specyficznego składu gatunkowego i tylko dla wybranych zlewni, więc wyniki moich badań stanowią znaczący wkład w omawiane zagadnienia.

Kolejne badania (publikacja: [A2]) pozwoliły na przeprowadzenie oceny zmienności szeregu parametrów charakteryzujących rośliny wodne w średnich rzekach nizinnych Polski w ich szerokim gradiencie troficznym (pięć klas jakości rzek), w celu określenia przydatności makrofitów do monitorowania rzeki. Analizy przeprowadzono na stu stanowiskach rzecznych. Wszystkie stanowiska badawcze reprezentowały jednorodny typ abiotyczny, tj. małe i średnie rzeki nizinne o piaszczystym podłożu (SaR). Analizowana baza danych składała się z wyników badań botanicznych uzupełnionych kompleksowymi, comiesięcznymi analizami fizykochemicznymi wody uzyskanymi z bazy danych Państwowego Monitoringu Środowiska.

W pracy wykorzystano szeroki zakres metod matematycznych. Do zilustrowania zależności pomiędzy parametrami z monitoringu fizykochemicznego została zaproponowana analiza PCA. Na tej podstawie wytypowano stanowiska w gradiencie troficznym oraz sklasyfikowano grupy makrofitów reprezentujące różne klasy czystości rzek, co pozwoliło potwierdzić jakościową odrębność zidentyfikowanych grup rzek reprezentujących różne poziomy troficzne wody. Elementy macierzy CVA odzwierciedlały różnice pomiędzy wartościami średnimi dla dziewięciu wskaźników fizykochemicznych w różnych klasach jakości rzek oraz w pięciu klasach troficznych.

Badania wykazały, że trofia wody ma znaczący wpływ na rozwój makrofitów w rzekach. Zaproponowano zastosowanie analizy odległości Jaccarda dla metryk botanicznych z wykorzystaniem mocy klasyfikacji i funkcji ADONIS (analiza wariancji wykorzystująca macierz odległości z testem permutacyjnym pseudo-F; Anderson 2001). Udowodniono istotną statystycznie zmienność składu gatunkowego między rzekami reprezentującymi różne stany troficzne. Grupa składająca się z najbardziej zdegradowanych rzek była najbardziej jednorodna pod względem składu botanicznego. Najczystsze rzeki wykazywały niski poziom jednorodności w obrębie swojej grupy, ponieważ znaleziono tam wiele różnych unikalnych gatunków o niskich częstotliwościach występowania. Badania wykazały również, że mniej zdegradowane rzeki charakteryzowały się większą zmiennością składu gatunkowego niż rzeki silnie zeutrofizowane. Wskaźniki różnorodności (bogactwo gatunków, całkowita liczba gatunków, pokrycie gatunków, indeksy Shannona i Simpsona) wykazywały wyższe wartości w rzekach mniej zdegradowanych troficznie niż w bardziej zanieczyszczonych. Zależności między poziomami troficznymi wody i różnorodnością roślinności nie były jednak liniowe, a wskaźniki zróżnicowania makrofitów nie wykazywały statystycznie istotnej zmienności między klasami jakości wody. Pomędzy poszczególnymi klasami jakości, zidentyfikowanymi na podstawie kryteriów fizykochemicznych, zróżnicowanie wskaźników stosowanych do oceny stanu ekologicznego takich jak: Makrofitowy Indeks Rzeczny (Szoszkiewicz i in. 2009, MIR) oraz River Macrophyte Nutrient Index (Willby i in. 2009, RMNI), było zbliżone do liniowego i statystycznie istotne.

Podsumowując można stwierdzić, że przeprowadzone analizy pozwoliły na poznanie uwarunkowań ekologicznych zróżnicowania makrofitowego w rzekach nizinnych.

Zaproponowane różnorodne analizy matematyczne znacząco ułatwiły analizę dużych zbiorów danych, obejmujących parametry fizykochemiczne wód oraz liczne wskaźniki biologiczne:

- (i) zaproponowane narzędzia statystyczne (macierz średnich indeksów Jackarda, moc klasyfikacji i test podobieństwa ANOSIM) umożliwiły wykazanie zasadności wydzielenia typów ekologicznych rzek – potwierdzono zróżnicowanie makrofitów pomiędzy typami rzek nizinnych (jednorodność składu gatunkowego była większa wewnątrz typów niż między typami),
- (ii) dzięki zastosowaniu analiz wielowymiarowych PCA i CVA wykazano, że jedynie dwa makrofitowe wskaźniki różnorodności (bogactwo gatunkowe i pokrycie) mogą być wykorzystane do oceny stopnia degradacji rzek będąc elementem różnicującym zbiorowiska makrofitów wzdłuż gradientu degradacji hydrochemicznej w różnych typach rzek,
- (iii) badania potwierdziły zasadność metodyki używanej w RDW dla klasyfikacji i oceny rzek, w której stosuje się podejście typologiczne i wykorzystuje się indeksy liczbowe nie powiązane z różnorodnością,
- (iv) metody diagnostyczne, wykorzystujące macierz średnich indeksów Jackarda, moc klasyfikacji i test permutacyjny ADONIS, pozwoliły na stwierdzenie, że zróżnicowanie roślinności wzdłuż gradientu troficznego jest wystarczająco duże, aby identyfikować degradację średnich rzek nizinnych w systemie pięciu klas jakości rzek,
- (v) przeprowadzona diagnostyka wykazała, że zróżnicowanie wskaźników jakości ekologicznej wyznaczonych na podstawie makrofitów jest ewidentne, w gradiencie troficznym znaczące i liniowe, co czyni je odpowiednimi narzędziami do monitorowania wód.



## **Cel 2. Ocena bioróżnorodności ekosystemów rzecznych z zastosowaniem rarefakcji i ekstrapolacji na podstawie wskaźnika Chao**

Podstawową i zarazem najbardziej rozpowszechnioną miarą różnorodności jest bogactwo gatunkowe. Oszacowanie bogactwa gatunkowego i jego zastosowanie stanowi przedmiot wielu badań naukowych (Colwell i Coddington 1994; Magurran 2004; Gotelli i Colwell 2011) oraz istotny element waloryzacji przyrodniczej. Wyniki badań prowadzonych w różnych ekosystemach wskazują, że dla inwentaryzacji uwzględniającej pełną liczbę gatunków w ekosystemie wymagana jest realizacja prac terenowych w bardzo szerokim zakresie (Gotelli i Colwell 2011). Dotyczy to również badań nad makrofitami w przypadku ekosystemów wodnych. W praktyce bogactwo gatunkowe jest określane na podstawie szacunków prowadzonych na powierzchniach próbnych, którymi w przypadku jezior są najczęściej transekty, a na rzekach ich stumetrowe odcinki. Pomimo swojego intuicyjnego przekazu szacowanie bogactwa gatunkowego jest problematyczne, ponieważ jego ocena jest niezwykle wrażliwa na wielkość próby (czyli liczbę próbek, obszar próbkowania, itp.). Wiele gatunków reprezentowanych jest w badanym środowisku przez nieliczne populacje lub nawet pojedyncze osobniki, które łatwo pominąć w trakcie wizji terenowych, zwłaszcza jeśli liczba stanowisk badawczych (prób) jest zbyt mała. Inwentaryzacja przyrodnicza w oparciu o niepełne dane może prowadzić do niewłaściwej waloryzacji ekosystemów i w konsekwencji błędnych decyzji środowiskowych. Zarówno z podejścia teoretycznego jak i praktycznego wynika, że przy wielu niewykrytych gatunkach w silnie zróżnicowanych ekosystemach, trudno jest uzyskać dokładną i rzeczywistą wartość bogactwa gatunkowego. Tradycyjne estymatory bioróżnorodności nie uwzględniają informacji na temat relatywnej obfitości gatunków. Traktując wszystkie gatunki w równy sposób, pomija się różnicę w częstości występowania gatunków rzadkich i częstych, która to ma często kluczowe znaczenie w waloryzacji siedlisk i w podejmowaniu decyzji środowiskowych. Możliwość rozwiązania tego problemu daje ocena asymptotycznej wartości bogactwa gatunkowego, która jest dokładniejsza niż bogactwo gatunkowe wynikające z niedostatecznie szerokich badań terenowych. W moich badaniach prezentuję wykorzystanie estymatorów nieparametrycznych do analizy tego zagadnienia.

Do asymptotycznej oceny bogactwa gatunkowego został wykorzystany estymator Chao2 (Chao i in. 2009), pozwalający oszacować rzeczywistą liczbę gatunków w badanym środowisku

oraz określić liczbę dodatkowych stanowisk, na których należy wykonać badania potrzebne do uzyskania 100-procent estymowanej liczby gatunków. Wybór estymatora wynikał ze specyfiki danych makrofitowych, opartych na replikowanej częstości występowania (wystąpił/nie wystąpił) (Colwell i Coddington 1994). Chociaż estymatory Chao zostały pierwotnie wprowadzone jako dolne granice bogactwa gatunkowego, były one także wykorzystywane jako estymatory rzeczywistego bogactwa gatunkowego w wielu dyscyplinach naukowych (Bohannan i Hughes 2003). Dla danych makrofitowych zastosowałam model Bernoulliego, traktując jeden zestaw częstości występowania gatunków jako punkt odniesienia do oszacowania bogactwa dla mniejszej i większej od próbki referencyjnej liczby jednostek próbkowania. W tym podejściu ocena bioróżnorodności, a w szczególności porównywanie różnych typów ekosystemów, dokonuje się nie na podstawie „surowych” danych, lecz po ich odpowiedniej standaryzacji z zastosowaniem rarefakcji i ekstrapolacji (Chao i in. 2014; Colwell i in. 2012), które powinno stać się wzorcowym narzędziem w analizie bioróżnorodności. Podejście to może być realizowane z zastosowaniem liczb Hilla (Hill 1973; Chao i in. 2014), wyrażonych w jednostkach efektywnej liczby gatunków (liczby gatunków równo obfitych potrzebnych do uzyskania tej samej wartości miary różnorodności). Ma ono na celu między innymi wykreślenie zintegrowanych krzywych rarefakcji/ekstrapolacji odpowiadających bogactwu gatunkowemu ( ${}^0\Delta$ ), wykładniczemu indeksowi Shannona ( ${}^1\Delta$ ) i odwrotności indeksu Gini-Simpsona ( ${}^2\Delta$ ), jako kluczowym wskaźnikom różnorodności znanym z literatury (Chao i in. 2014).

Metody statystyczne zastosowane w opublikowanych przeze mnie pracach do analizy wyników inwentaryzacji przyrodniczych pozwoliły na oszacowanie asymptotycznej liczby gatunków z uwzględnieniem niewykrytych taksonów występujących w skali dorzecza rzeki Wel (publikacja: [A3]) lub w pięciu klasach czystości średnich rzek nizinnych Polski (publikacja: [A4]). W obu przypadkach dane botaniczne były zbierane na stumetrowych odcinkach rzek. Rejestrowano wszystkie taksony rosnące w wodzie (a przynajmniej w niej zakorzenione) i wykorzystano je do oszacowania liczby brakujących stanowisk dla określenia pełnej liczby gatunków roślin wodnych. Wyniki zostały zilustrowane za pomocą krzywych wysycenia gatunkowego. Badania wykazały (publikacja: [A3]), że ekosystemy rzeczne są bogate w gatunki roślin wodnych. Potwierdzono, że wykrycie wszystkich taksonów wymaga bardzo szeroko zakrojonych prac w terenie. Ocena botaniczna rzeki Wel na podstawie 18 stanowisk badawczych

była niewystarczająca. Na 18 stanowiskach zidentyfikowano 111 gatunków, a obliczenia prognozowały pełne bogactwo gatunkowe tej rzeki na poziomie 151 taksonów. W celu uzyskania pełnego pokrycia należałoby przeprowadzić dalsze badania na około 129 dodatkowych stanowiskach. Podobnie, badania botaniczne (publikacja: [A4]) przeprowadzone na 96 stanowiskach średnich rzek nizinnych były również niewystarczające. W przypadku I klasy czystości zidentyfikowano 90 gatunków z prognozowanych 101 taksonów co wymaga przeprowadzenia dodatkowych badań na 62 stanowiskach. W II klasie czystości zidentyfikowano 86 gatunków z prognozowanych 111 taksonów (z brakującymi badaniami na 127 stanowiskach). W III, IV i V klasie czystości wykryto odpowiednio 85, 77 i 71 gatunków przy prognozowanych 110, 123 i 86 (z brakującymi badaniami odpowiednio na dodatkowych 97, 236 i 128 stanowiskach) do osiągnięcia pełnego bogactwa gatunkowego.

Wykryta niekompletność zidentyfikowanych makrofitów musi być uwzględniona w ocenie bioróżnorodności siedliska przed podjęciem jakichkolwiek decyzji środowiskowych. Współczynniki bioróżnorodności (bogactwo gatunkowe, wykładniczy indeks Shannona i odwrotność indeksu Gini-Simpsona) zmieniają się wraz z wielkością próbki, a co za tym idzie z jej kompletnością. W omawianych publikacjach [A3] i [A4] przedstawiono ich wartości oczekiwane jako funkcje wielkości próby lub pokrycia. Należy zauważyć, że przy liczbie próbek dążącej do nieskończoności uzyskuje się (asymptotycznie) odpowiednie charakterystyki dla całego skupiska. Krzywe ilustrujące tak otrzymane funkcje rosną wraz ze wzrostem kompletności próbki. Dla wielkości próbki mniejszej (rarefakcja) lub większej (ekstrapolacja) od rzeczywistej (referencyjnej), przedstawiono estymatory dla pierwszych trzech liczb Hilla uwzględniających estymator Chao2 rzeczywistego bogactwa gatunkowego i wykreślono krzywe zgodnie z literaturą (Chao i in. 2014). Ekstrapolacja była stosowana tylko dla wielkości próby nie większej niż dwukrotność próby referencyjnej. W takim przypadku można przyjmować, że uzyskiwane estymatory są niezawodne (Chao i in. 2014; Colwell i in. 2012). Ponadto wyznaczano dla opisywanych krzywych przedziały ufności metodą bootstrapową (Chao i in. 2014).

W pracy [A4] przeprowadzono ponadto analizę porównawczą bioróżnorodności dla pięciu klas czystości średnich rzek nizinnych pod względem pierwszych trzech liczb Hilla. Celem zastosowanej rarefakcji była standaryzacja nierównej liczby próbek, podczas gdy

ekstrapolacja umożliwiła predykcję rzeczywistej różnorodności, biorąc pod uwagę spodziewaną liczbę gatunków niewykrytych przez próbkowanie. Zróżnicowanie makrofitów oszacowano na podstawie danych z badań dla pięciu klas czystości (próbki referencyjne), a także z wykorzystaniem zestawu danych znormalizowanego przez rarefakcję i ekstrapolację (do próby bazowej). Stwierdzono, że zależności w zakresie bogactwa gatunków wzdłuż gradientu troficznego były odmienne dla próbki referencyjnej i ekstrapolowanego zestawu danych. Ustalono, że wzrost trofii rzecznej doprowadził do zmniejszenia bogactwa makrofitów, gdy brano pod uwagę próbkę referencyjną, podczas gdy zastosowanie ekstrapolowanego zbioru danych doprowadziło do wykrycia największej różnorodności roślin w warunkach mezotroficznym. Analiza wyników uzyskanych dla ekstrapolowanego zbioru danych wykazała, że większość oligotroficznym (najlepiej zachowanym) rzek była uboższa w gatunki niż mezotroficzne ciek wodne, a najbardziej ograniczoną pulę makrofitów stwierdzono w wysocy eutroficznym ciekach wodnym. Różnorodność miała tendencję do zmniejszania się wraz ze wzrostem trofii w rzekach. Metoda rarefakcji i ekstrapolacji umożliwiła dokładne porównanie różnorodności roślin oraz przewidywanie występowania rzadkich gatunków. Metoda ekstrapolacji pozwoliła prognozować całkowitą różnorodność biologiczną na podstawie próby referencyjnej.

Podsumowując można stwierdzić, że kwantyfikacja i ocena zmian w różnorodności biologicznej makrofitów jest kluczowym aspektem w wielu badaniach ekologicznych:

- (i) dokładne metody szacowania różnorodności biologicznej wprost z „danych surowych” na podstawie pobieranych próbek w terenie są niemożliwe, natomiast zaproponowana dla makrofitów efektywna liczba gatunków może być wykorzystywana do scharakteryzowania taksonomicznej lub funkcjonalnej różnorodności ekosystemu,
- (ii) empiryczne szacunki liczb Hilla, w tym bogactwa gatunkowego, mają tendencję do wzrostu wraz ze wzrostem kompletności próbek,
- (iii) analiza oparta na estymatorach Chao2 wykazała, że nawet obszerne badania na rzece Wel mogą wykryć tylko około 70% rzeczywistej puli gatunków,
- (iv) zintegrowane krzywe łączące rarefakcję i ekstrapolację umożliwiają standaryzowanie próbki na podstawie jej wielkości lub kompletności i ułatwiają porównanie danych dotyczących różnorodności biologicznej.

### **Cel 3. Ocena kompletności badanego stanowiska na podstawie wyznaczonych kryteriów dla Makrofitowego Indeksu Rzecznego (MIR)**

Liczbowe wskaźniki biologiczne wykorzystywane do oceny stanu ekologicznego rzek w Unii Europejskiej opierają się na ilościowej i jakościowej charakterystyce organizmów wodnych w obrębie wyznaczonego odcinka badawczego rzeki. Dotyczy to także systemów opartych na makrofitach, np. metody angielskiej Mean Trophy Rank – MTR (Holmes i in. 1999) lub River Macrophyte Nutrient Index – RMNI (Willby i in. 2009) oraz francuskiej – Indice Biologique Macrophytique en Rivière – IBMR (Haury i in. 2006). Metody te od wielu lat stosowano w Polsce w ramach badań naukowych (Szozkiewicz i in. 2002, Zbierska i in. 2002) i stanowiły one podstawę do rozwoju polskiego systemu oceny stanu ekologicznego rzek – Makrofitowej Metody Oceny Rzek (Szozkiewicz i in. 2002).

Naturalna reakcja organizmów, w tym makrofitów, na zmieniające się warunki środowiskowe stanowi podstawę wprowadzonego systemu monitorowania wody. Otwartym problemem pozostaje stwierdzenie, które z przeprowadzonych badań terenowych na wybranych odcinkach rzecznych są wystarczająco dokładne i kompletne aby wyznaczone na podstawie makrofitów wskaźniki były wiarygodne. Szczególnie w przypadku, gdy wartości wskaźnikowe są zbliżone do wartości progowej, przykładowo między badanymi klasami czystości wody, analizy te powinny być wykonywane ze szczególną rozwagą ze względu na ich konsekwencje dla zarządzania wodą poprzez podejmowane decyzje dotyczące jej wykorzystania i ochrony.

Dane monitoringowe użyte w omawianych zagadnieniach stanowią stosunkowo duży zbiór danych pochodzących z rzek polskich reprezentujących jeden typ abiotyczny – rzeki średnie nizinne o piaszczystym podłożu, znajdujące się poniżej 200 m nad poziomem morza. Badania makrofitów zostały przeprowadzone w miejscach poboru prób wody w latach 2008-2013, od lipca do początku września, na odcinkach rzecznych o długości 100 m (publikacje: [A5], [A6]).

W pierwszym etapie badań (publikacja: [A5]) celem przeprowadzonych działań było określenie przybliżonej, minimalnej liczby gatunków koniecznych do znalezienia na stanowisku i niezbędnych do określenia MIR o niskiej wartości średniego błędu kwadratowego. Duże

nakłady pracy niezbędne do przeanalizowania wszystkich kombinacji dla możliwych braków obserwacji na danym stanowisku skłoniły do zastosowania modelu symulacyjnego jako narzędzia do przeprowadzenia analiz. W tym celu wykorzystano autorską procedurę napisaną w języku C++. Zaproponowano generator liczb pseudolosowych z biblioteki Boost do wyznaczenia brakujących obserwacji w kolejnych iteracjach algorytmu. W tym podejściu nie uwzględnia się specyficznych parametrów przypisanych dla danego gatunku, takich jak średni poziom trofii środowiska oraz współczynnik wagowy będący miarą tolerancji ekologicznej gatunku (Szozkiewicz i in. 2009), czyli traktuje się wszystkie gatunki jako równie prawdopodobnie występujące w danym środowisku.

Zaobserwowano znaczne fluktuacje badanej cechy, błędu standardowego średnich wartości MIR w różnych przedziałach przebiegu zmiennej objaśniającej (brakującej liczby gatunków makrofitów). Zasadność zastosowania analiz dwufazowych była zauważona na podstawie graficznej prezentacji danych w układzie współrzędnych i testowana w oparciu o iloraz wiarygodności (likelihood ratio test LR) dla weryfikacji hipotezy zerowej o braku istnienia punktu zmian (changepoint), którą we wszystkich przypadkach odrzucono. Oprócz identyfikacji punktu zmian, interesującym okazało się wyznaczenie modelu regresji liniowej dla błędów standardowych średnich MIR, w zależności od liczby brakujących obserwacji oraz w zależności od liczby zidentyfikowanych na stanowisku gatunków makrofitów. Pozwoliło to na określenie przewidywanych punktów zmiany na podstawie regresji liniowej w wybranych skrajnie różnych – I, III i V – klasie czystości rzek oraz uogólnienia tego faktu dla średnich rzek nizinnych (publikacja: [A5]). Otrzymane wyniki pozwoliły ustalić, że dla rozważanego typu rzek powinno się oznaczyć średnio dziewięć taksonów, aby obliczony wskaźnik MIR można było uznać za wystarczająco precyzyjny do oceny stanu ekologicznego.

Powyższe rezultaty skłoniły do postawienia pytania, czy możliwe jest poprawienie powyższego kryterium oceny kompletności stanowiska, na podstawie informacji wnoszonej przez poszczególne gatunki na danym terenie i uwzględniającej specyficzne parametry przypisane do każdego gatunku, takie jak średni poziom trofii środowiska oraz współczynnik wagowy będący miarą tolerancji ekologicznej gatunku, w konsekwencji uwzględniając częstość i prawdopodobieństwo występowania poszczególnych gatunków makrofitów w danym środowisku (Szozkiewicz i in. 2009).

Analiza makrofitowej bazy danych (publikacja: [A6]) wykazała, że niektóre gatunki rozwijają się powszechnie w rzekach reprezentujących wszystkie klasy czystości rzek, ale są też takie taksony stenobiotyczne, które występują w jednej klasie. Podjęto się oceny zależności między liczbą niezbędnych gatunków makrofitów wykrytych na stanowisku (służących do określenia MIR) a stopniem wyspecjalizowania się poszczególnych taksonów pod względem preferencji wybranych warunków środowiskowych związanych z trofią wody. Kryterium oceny kompletności inwentaryzacji (publikacja: [A6]) jest metodą związaną z wykorzystaniem teorii informacji (Cover i Thomas 1991). Celem badania było określenie liczby gatunków potrzebnych na stanowisku, dla zapewnienia wystarczającej sumarycznej informacji na podstawie przypisanej każdemu gatunkowi makrofitów wartości informacyjnej.

Zaproponowane podejście dało możliwość charakterystyki gatunków makrofitów ze względu na ich wartość informacyjną, która wynika z częstości ich występowania. Klasyfikacja rzek na podstawie gatunków rzadkich o wąskiej amplitudzie ekologicznej dostarcza bardziej precyzyjnej informacji o siedlisku niż taksony pospolitych eurybiontów. Oszacowano prawdopodobieństwo występowania danego gatunku poprzez częstość względną, czyli iloraz liczby wystąpień tego gatunku przez liczby wszystkich wystąpień dla wszystkich odnalezionych gatunków. Następnie wyznaczono względne (procentowe) sumaryczne pokrycie gatunku na całym obszarze badawczym. Dla 90 wykrytych taksonów makrofitów utworzono wektory informacji, których współrzędne odpowiadające kolejnym wykrytym taksonom zależały od tego, czy gatunek był powszechny we wszystkich klasach czystości, czy też należał do gatunków o wąskiej tolerancji. Wartości powyższych miar były charakterystyczne dla typu średnich rzek nizinnych. Na podstawie średniej wartości informacji w każdej z pięciu klas czystości rzek, ustalono średnią wartość kryterium dla badanych rzek nizinnych wynoszącą 4.

Podsumowując, należy podkreślić, że:

- (i) przeprowadzone analizy pozwoliły na określenie liczby gatunków wskaźnikowych niezbędnej dla rzetelnej oceny stanu ekologicznego rzeki na podstawie indeksu MIR,
- (ii) zaproponowane kryterium oceny kompletności próby dla indeksu MIR pomaga optymalizować pracochłonne prace terenowe związane z monitoringiem, poprzez wytypowanie ograniczonej liczby stanowisk wymagających dodatkowych lub rozszerzonych prac terenowych,

- (iii) przedstawione kryterium kompletności wnosi cenny wkład w rozwijanie wiedzy nie tylko ekologów naukowców, ale także jest użyteczne dla instytucji prowadzących oceny środowiskowe i zarządzających wodami,
- (iv) rozważane kryterium może także stanowić narzędzie kontroli jakości prowadzonych ocen stanu ekologicznego na podstawie rzetelnie wyznaczonego indeksu MIR w trakcie realizacji różnych przedsięwzięć w zakresie inżynierii środowiska,
- (v) wdrożenie proponowanego podejścia z zastosowaniem kryterium kompletności próby może być wykorzystane do oceny rzek w oparciu o indeks MIR w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska w Polsce jak również zastosowane dla innych gatunków żyjących w różnych środowiskach, które wykorzystywane są jako biowskaźniki degradacji środowiska.

### 4.3.3 Najważniejsze osiągnięcia

Do najważniejszych osiągnięć naukowych przedstawionych w cyklu sześciu monotematycznych publikacji, które zawierają elementy nowości naukowej i stanowią istotny wkład w poszerzenie wiedzy w zakresie ochrony i kształtowania środowiska, należy zaliczyć:

1. Zaproponowanie kompleksowych metod matematycznych pozwalających na analizę dużych baz danych ekologicznych, które pozwoliły na wykazanie skomplikowanych powiązań pomiędzy jakością wody i siedlisk rzecznych a występowaniem makrofitów.
2. Wykazanie konieczności stosowania zaawansowanych metod statystycznych z zastosowaniem rarefakcji i ekstrapolacji w celu oszacowania wpływu degradacji troficznej na różnorodność roślin wodnych w rzekach.
3. Zaproponowanie kryterium oceny kompletności próby dla wyznaczenia Makrofitowego Indeksu Rzecznego pozwalającego na weryfikację wiarygodności wyników oceny stanu ekologicznego rzek na podstawie makrofitów uzyskanych w ramach monitoringu wód.



4. Propozycję optymalizacji pracochłonnych prac terenowych związanych z monitoringiem, poprzez wytypowanie ograniczonej liczby stanowisk wymagających dodatkowych lub rozszerzonych działań w terenie.

#### 4.3.4 Możliwość zastosowania osiągniętych wyników

Osiągnięte wyniki badań posłużą do przeprowadzenia analogicznych rozważań dotyczących oceny związku pomiędzy różnorodnością makrofitów a jakością siedliska w różnych rodzajach rzek. Proponowane narzędzia zostaną wykorzystane do precyzyjnej oceny bioróżnorodności ekosystemów poprzez oszacowanie kompletności próby na podstawie indeksu Chao. Zostaną porównane wybrane wskaźniki bioróżnorodności w różnych skalach przestrzennych (np. rzeka, zlewnia) i grupach jakościowych (np. klasy jakości ekologicznej) dla kontrolowanej wielkości próby przez zastosowanie narzędzi interpolacji i ekstrapolacji danych. Ważnym aspektem przyszłych badań będzie szacowanie dokładności oceny ekologicznej na podstawie różnych wskaźników biologicznych z uwzględnieniem oceny kompletności stanowiska. Doświadczenia zgromadzone przeze mnie w trakcie wielu lat prowadzenia badań nad oceną skuteczności metod diagnostycznych dla określania jakości ekosystemów wodnych na podstawie makrofitów potwierdziły, że zaproponowane narzędzia mogą być z powodzeniem zastosowane w praktyce dla uściślenia ekspertyz środowiskowych. Powinny one wspierać instytucje odpowiedzialne za podejmowanie decyzji środowiskowych oraz mogą stanowić podstawę do dalszych badań w tym obszarze. Kolejnym etapem prowadzonych badań może być rozszerzenie działań na inne typy ekosystemów.

#### 4.3.5 Literatura:

1. Anderson, M.J. (2001). *A new method for non-parametric multivariate analysis of variance*. *Austral Ecology*, 26: 32–46.
2. Chao A, Colwell RK, Chih-Wei L, Gotelli NJ (2009) *Sufficient sampling for asymptotic minimum species richness estimators*. *Ecology*, 90(4):1125–1133.
3. Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K., Ellison A.M. (2014). *Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies*. *Ecological Monographs*, 84: 45–67.

4. Chao, A., Jost, L. (2012). *Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size*. Ecology, 93: 2533–2547.
5. Chao, A., Lee, S.M. (1992). *Estimating the number of classes via sample coverage*. Journal of the American Statistical Association, 87: 210–217.
6. Chao, A., Shen, T.-J. (2003). *Program SPADE (species prediction and diversity estimation)*. Program and user's guide. <http://chao.stat.nthu.edu.tw>.
7. Chappin III, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Votousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C., Diaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. Nature, 405: 234–242.
8. Colwell, R.K., Chao, A., Gotelli, N.J., Lin, Shang-Yi, Mao, C.X., Chazdon, R.L., Longino, J.T. (2012). *Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages*. Journal of Plant Ecology, 5: 3–21.
9. Colwell, R.K., Coddington, J.A. (1994). *Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation*. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 345: 101–118.
10. Colwell, R.K., Mao, C.X., Chang, J. (2004). *Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves*. Ecology, 85: 2717–2727.
11. Davis, M. (2009). *Invasion Biology*. Oxford University Press, Oxford.
12. Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D.J., Leveque, Ch., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., Caroline, A. Sullivan, C.A. (2006). *Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges*. Biological Reviews, 81: 163–182.
13. European Commission (EC) (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament: establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities, L 327: 1–72.
14. European Commission (EC) 2012.
15. Farmer, A., (2004). *Wpływ zanieczyszczeń pyłowych*. W: *Zanieczyszczenia powietrza a życie roślin*. Red. J.N.B. Bell, M. Treshow. WN-T, Warszawa, 209–222.
16. Gąsiorek, M., Kowalska, J., Mazurek, R., Pająk, M. (2017). *Comprehensive assessment of heavy metal pollution in topsoil of historical urban park on an example of the Planty Park in Krakow (Poland)*. Chemosphere, 179: 148–158.
17. Gotelli, N. J., Colwell, R.K. (2011). *Estimating species richness*. Pages 39–54 in: A. Magurran and B. McGill, editors. *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press, Oxford, UK.
18. Gotelli, N.J., Colwell, R.K. (2001). *Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness*. Ecology Letters, 4: 379–391.
19. Guan, Q., Wang, F., Xu C., Pan, N., Lin, J., Zhao, R., Yang, Y., Luo, H. (2018). *Source apportionment of heavy metals in agricultural soil based on PMF: A case study in Hexi Corridor, northwest China*. Chemosphere, 193: 189–197.
20. Haury, J., Peltre, M.C., Trémolières, M., Barbe, J., Thiébaud, G., Bernez, I., Daniel, H., Chatenet, P., Haan-Archipof, G., Muller, A. Dutartre, S., Laplace-Treyture, C., Cazaubon, A., Lambert-Servien, E. (2006). *A new method to assess water trophy and organic pollution – the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution*. Hydrobiologia, 570: 153–158.

21. Hill, M.O. (1973). *Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences*. Ecology, 54: 427–432.
22. Holmes, N.T.H., Newman, J.R., Chadd, S., Rouen, K.J., Saint, L., & Dawson, F.H. (1999). *Mean trophic rank: a user's manual R D*. In *Technical report no E38 Environmental Agency of England Wales*. Bristol: UK.
23. Hurlbert, S.H. (1971). *The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters*. Ecology, 52: 577–586.
24. Jaccard, P. (1912). *The distribution of flora in the alpine zone*. The New Phytologist, 11(2):37–50.
25. Jackson, J. E. (1991). *User's Guide to Principal Components*. Wiley, New York.
26. Jolliffe, I. T. (2002). *Principal Component Analysis*. Springer, New York.
27. Jost, L. (2007). *Partitioning diversity into independent alpha and beta components*. Ecology, 88: 2427–2439.
28. Karr, J.R., Dudley, D.R. (1981). *Ecological perspective on water quality goals*. Environmental Management 5: 55.
29. Loga, M., Wierzchołowska-Dziedzic, A. (2017). *Probability of misclassifying biological elements in surface waters*. Environmental Monitoring and Assessment 189: 647.
30. Magurran, A.E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science, Malden, MA, USA.
31. Magurran, A.E., McGill, B. (2011). *Biological Diversity. Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University Press, Oxford, UK.
32. Markert, B.A., Breure, A.M., Zechmeister, H.G. (2003). *Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment*. in: B.A. Markert, A.M. Breure, H.G. Zechmeister (red.). *Bioindicators and Biomonitors*, Elsevier, Amsterdam: 3–39.
33. Meehl, G.A., Stocker, T.F., Collins, W.D., Friedlingstein, P., Gaye, A.T., Gregory, J.M., Kitoh, A., Knutti, R., Murphy, J.M., Noda, A., Raper, S.C.B., Watterson, I.G., Weaver, A.J., Zhao, Z.C. (2007). *Global climate projections*. in: Solomon S., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K.B., Tignor M., Miller H.L., (Red.). *Climate change (2007). The physical basis. Contribution of working group I to fourth assessment report of IPCC on climate change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, NY, USA, 747–845.
34. Mertens, J., Luysaert, S., Verheyen, K. (2005). *Use and abuse of trace metal concentrations in plant tissue for biomonitoring and phytoextraction*. Environmental Pollution, 138: 1–4.
35. Moss, R.H., Babiker, M., Brinkman, S., Calvo, E., Carter, T., Carter, T. and Edmonds, J.A. et al. (2008). *Towards New Scenarios for Analysis of Emissions, Climate Change, Impacts, and Response Strategies*. In *IPCC Expert Meeting Report: Towards New Scenarios*, 132. Geneva: Intergovernmental Panel on Climate Change. PNNL-SA-63186.
36. Nerger, R., Beylich, A., Foher, N. (2016). *Long-term monitoring of soil quality in Northern Germany*. Geoderma Regional, 7(2): 239–249.
37. Odum, H.T., Odum, E.C. (2003). *Concepts and methods of ecological engineering*. Ecological Engineering, 20: 339–361.
38. Prawo wodne (DZ.U. 2017 POZ. 1566 z dnia 20 lipca 2017)
39. Radczuk, L., Markowska, J. (2008). *Inżynieria ekologiczna – początek XXI wieku*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, 7: 113–120.

40. RDW, 2000 – Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady Wspólnoty Europejskiej 2000/60/WE ustanawiająca ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki wodnej. Official Journal of the European Communities, 237(23).
41. Richardson, D.M. (2011). *Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton*. Blackwell Publishing Ltd., Oxford, UK.
42. Rosenzweig, M.L. (1995). *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press, Cambridge, NY, USA.
43. Shannon, C. (1948). *A mathematical theory of communication*. The Bell System Technical Journal, 27: 379–423.
44. Simpson, E.H. (1949). *Measurement of diversity*. Nature, 163: 688.
45. Szoszkiewicz, K., Karolewicz, K., Ławniczak, A., Dawson, F.H. (2002). *An assessment of the MTR aquatic plant system for determining the trophic status of Polish rivers*. Polish Journal of Environmental Studies 4: 421–427.
46. Szoszkiewicz, K., Jusik, Sz., Ławniczak A.E., Zgoła T., Szwabińska, M. (2010). *Variation of macrophytes in different types of reference lowland rivers [in Polish]*. Woda-Środowisko- Obszary Wiejskie 10, 3(31): 297–308.
47. Szoszkiewicz, K., Zbierska, J., Staniszewski R., Jusik, Sz. (2009). *The variability of macrophyte metrics used in river monitoring*. Oceanological and Hydrobiological Studies 38: 117–126.
48. Cover, T.M., Thomas, J.A. (1991). *Elements of Information Theory*. Copyright John Wiley and Sons, Inc.
49. Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M. (1997). *Human domination of Earth's ecosystems*. Science, 227: 494–499.
50. Willby, N., Pitt, J.-A., Phillips, G. (2009). *The Ecological Classification of UK Rivers Using Aquatic Macrophytes*. UK Environment Agency Science Reports. Project SC010080/SR1. Environmental Agency, Bristol.
51. Zbierska, J., Szoszkiewicz, K., Kupiec, J., Mendyk, D. (2004). *Ocena nizinnych rzek Polski bioindykacyjną metodą Mean Trophic Rank*. Acta Scientiarum Polonorum., Formatio Circumiectus 3(2): 41–49.
52. Zbierska, J., Szoszkiewicz, K., Ławniczak, A. (2002). *Możliwości wykorzystania metody Mean Trophic Rank do bioindykacji rzek na przykładzie zlewni Samicy Stęszewskiej*. Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu 342, Melioracja i Inżynieria Środowiska, 23: 559–570.
53. Digby, P.G.N., Kempton, R. A. (1987). *Multivariate analysis of ecological communities*. London, Chapman and Hall.
54. Clarke, K. R. (1993). *Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure*. Australian Journal of Ecology, 18: 117–143.
55. Lejeune, M, Caliński, T. (2000). *Canonical analysis applied to multivariate analysis of variance*. Journal of Multivariate Analysis, 72: 100–119.
56. Bohannan, B.J.M., Hughes, J. (2003). *New approaches to analyzing microbial biodiversity data*. Current Opinion in Microbiology, 6: 282–287.

## **5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych**

Głównym nurtem mojej działalności naukowej jest opracowanie metod statystycznych do badania reakcji roślin na czynniki stresowe występujące w środowisku wodnym i lądowym.

### **5.1 Przed uzyskaniem stopnia doktora**

Moje zainteresowania naukowe i badawcze początkowo koncentrowały się na zagadnieniach z zakresu biometrii i opracowaniu statystycznych narzędzi do charakteryzowania i opisywania zjawisk przyrodniczych, głównie z zakresu szeroko pojętego rolnictwa i ochrony środowiska. Na początku mojej działalności naukowej zajmowałam się rozpoznaniem różnego typu zaburzeń w modelu regresji liniowej oraz wykorzystaniem kryterium sumy i mediany dla kwadratów reszt w próbie dwuwymiarowej (Załącznik 3, prace: **II. D.1, II. D.2**). Kolejnym etapem pracy było opracowanie ogólnej metody analizy dwuwymiarowej próby na przykładzie badania odmian ozimych żyta (Zał. 3, praca **II.D.3**). Podjęłam również próbę charakterystyki zaburzeń w modelu regresji liniowej na podstawie kryterium najmniejszych kwadratów (Zał. 3, praca **II.D.4**).

Rozpoczęłam także współpracę z Katedrą Ekologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu w ramach badań nad możliwością zastosowania tytoniu szlachetnego oraz koniczyny białej jako bioindykatorów ozonu troposferycznego na terenie Wielkopolski. Wyniki zostały opublikowane w kilku czasopismach o zasięgu krajowym i międzynarodowym w późniejszych latach (Zał. 3, prace: **II.A.1, II.D.3, II.A.7, II.D.25**).

### **5.2 Po uzyskaniu stopnia doktora**

W dalszym rozwoju naukowym zainteresowałam się zagadnieniami dotyczącymi różnych aspektów z zakresu ekologii, w szczególności poszukiwaniem narzędzi statystycznych do opisywania relacji charakteryzujących reakcję roślin na czynniki stresowe występujące w środowisku. Postęp urbanizacji i nadmierna eksploatacja zasobów naturalnych oraz rosnąca liczba ludności wywołują stały wzrost ilości zanieczyszczeń we wszystkich komponentach środowiska. Presja na środowisko związana z zanieczyszczeniami wywiera realny i ciągle rosnący wpływ na jakość życia na terenach miejskich, przemysłowych i rolniczych. Ogromne

zagrożenie dla środowiska stanowią między innymi pierwiastki śladowe pochodzące z szerokiego spektrum działania człowieka (Farmer 2004), a także ozon troposferyczny (Meehl i in. 2007, Flower 2008). W moich badaniach naukowych zajmowałam się określaniem zawartości metali ciężkich w roślinach bioindykacyjnych, a także w wodzie i podłożu. Opublikowane z tego zakresu prace dotyczyły między innymi bioindykacyjnej oceny zanieczyszczenia powietrza, akumulacji metali ciężkich w owocnikach grzybów uprawnych oraz dziko rosnących, a także diagnostyki stanu odżywienia roślin przy zastosowaniu uproszczonych, ukierunkowanych na minimalizację liczby zabiegów uprawowych oraz zmniejszenie poziomu nawożenia mineralnego.

Po uzyskaniu stopnia doktora moja pozostała działalność naukowo-badawcza obejmowała następujące trzy działy tematyczne:

### **5.2.1 Bioindykacyjna ocena zanieczyszczenia powietrza**

Ważnym kierunkiem moich prac badawczych są zagadnienia związane z biomonitoringiem powietrza rozwijane w ramach współpracy z Katedrą Ekologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu oraz Pracownią Analiz Spektroskopowych Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu. Część tych badań była wykonana w ramach projektu badawczego nr N N305 054040 „*Ocena przydatności życicy wielokwiatowej jako bioindykatora wybranych pierwiastków śladowych i WWA w powietrzu atmosferycznym*”, którego byłam wykonawcą. Istotne dla moich zainteresowań naukowych było też uczestnictwo w International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops dotyczącym problemu przenoszenia zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości. Wpływ zanieczyszczeń powietrza na organizmy żywe stanowi bardzo ważny aspekt badań środowiskowych. Zanieczyszczenia oddziałujące na człowieka mają również wpływ na rośliny, które mogą stanowić pierwszy wskaźnik stężeń przekraczających dopuszczalne poziomy. Ozon troposferyczny jest jednym z ważniejszych zanieczyszczeń powietrza ze względu na systematycznie zwiększający się jego poziom. Jest to również jedno z najbardziej fitotoksycznych zanieczyszczeń powietrza przyczyniające się do dużych strat ekonomicznych w produkcji roślinnej zarówno w rolnictwie, jak i leśnictwie. Rośliny stanowią dobry wskaźnik poziomu wybranych zanieczyszczeń powietrza, w tym ozonu troposferycznego.

Jednym z najbardziej znanych bioindykatorów jest tytoń szlachetny (*Nicotiana tabacum* L.) wykazujący różny stopień uszkodzenia liści w zależności od poziomu zanieczyszczenia powietrza ozonem troposferycznym. Odmiana wrażliwa Bel W3 była testowana pod kątem zastosowania na terenach miejskich i pozamiejskich Wielkopolski w ciągu kilku sezonów wegetacyjnych. Badania realizowano we współpracy z Katedrą Ekologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu. Ich pierwszym etapem była ocena stopnia uszkodzenia liści pod wpływem ozonu oraz zależności pomiędzy stanowiskami i terminami ekspozycji roślin. Dla potrzeb analizowania danych sformułowano model z uwzględnieniem poszczególnych czynników (stanowiska badawcze, terminy oraz powtórzenia) wpływających na badaną cechę. Jednym z narzędzi do graficznej prezentacji wyników była analiza zmiennych kanonicznych. Analiza uzyskanych wyników wskazuje na istotny wpływ wszystkich badanych czynników na stopień uszkodzenia liści (Zał. 3, praca: **II.A.1**). Kolejnym etapem było zbadanie powyższych zależności z zastosowaniem opisanych metod statystycznych dla dłuższego przedziału czasowego oraz dla większej liczby liści (Zał. 3, prace: **II.D.25**, **II.A.3**, **II.D.13**).

Ozon troposferyczny jest zanieczyszczeniem, które nie kumuluje się w organizmach roślin, ale sumuje się jego oddziaływanie na rośliny w trakcie sezonu wegetacyjnego. W związku z tym dalsze badania objęły ocenę zmian stopnia uszkodzenia liści podczas ekspozycji. Analizy wykonywano w równych odstępach czasowych na tych samych osobnikach. W celu określenia odpowiedniej liczby liści do oceny kumulatywnego wpływu ozonu zaproponowano trzy indeksy – z uwzględnieniem jednej, trzech i pięciu maksymalnych wartości uszkodzeń dla jednego osobnika, które następnie porównano testem  $T^2$ Hotellinga. Stwierdzono, że ostatni indeks uwzględniający pięć maksymalnych wartości najbardziej odpowiada standardowym warunkom, jakie najczęściej obserwuje się w środowisku – większe uszkodzenia spowodowane przez ozon na stanowiskach wiejskich niż miejskich (Zał. 3, praca: **II.D.12**). Rezultaty analiz wykazały, że stopień uszkodzenia liści jest powiązany z warunkami meteorologicznymi. Dlatego biorąc pod uwagę to, że warunki meteorologiczne, które odpowiedzialne są za tworzenie się ozonu troposferycznego w powietrzu były niejednorodne w poszczególnych latach, powtórzono badania w następnych sezonach wegetacyjnych. Przeprowadzono analizy z uwzględnieniem dwóch indeksów – dla trzech i pięciu maksymalnych wartości uszkodzeń dla osobnika. W kolejnych latach wykazano, że oba indeksy wskazują na takie same tendencje zmian stopnia

uszkodzenia liści, przy czym większe różnice oraz czułość wskaźnika wykazano dla indeksu biorącego pod uwagę trzy maksymalne wartości (Zał. 3, prace: **II.A.4, II.A.6**).

W ramach badań z zakresu bioindykacji prowadzono również badania dotyczące wpływu ozonu troposferycznego na inne gatunki roślin, w tym na koniczynę białą (*Trifolium repens* L.). Badania realizowano w ramach międzynarodowej sieci badawczej ICP Vegetation (The International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops – Międzynarodowy Program Współpracy w Zakresie Skutków Zanieczyszczenia Powietrza dla Naturalnych Roślin i Upraw) działającej w ramach Konwencji Genewskiej dotyczącej przenoszenia zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości. W doświadczeniu eksponowano po 15 sztuk biotypu wrażliwego i odpornego koniczyny na ozon troposferyczny. Wykonano pomiary stopnia uszkodzenia liści pierwszego biotypu oraz badania zawartości suchej masy w obu biotypach. W trakcie sezonu wegetacyjnego pobierano nadziemną część roślin co 28 dni. W celu uniknięcia okresu bez liści zastosowano drugą serię ekspozycyjną roślin przesuniętą w czasie o 14 dni. Do analiz zawartości suchej masy w trakcie sezonu wegetacyjnego zastosowano analizę profilową, natomiast w celu oceny zależności pomiędzy biotypami wykorzystano kanoniczną analizę wariancji. Wyniki badań potwierdziły konieczność zastosowania drugiej serii ekspozycyjnej (z dwutygodniowym opóźnieniem) oraz wykazano duże zróżnicowanie uzyskanych wyników w ramach poszczególnych serii badawczych. Stwierdzono, że obie metody analizy statystycznej są użyteczne do opracowania wyników tego typu badań (Zał. 3, prace: **II.D.20**).

Ozon troposferyczny powoduje nie tylko widoczne uszkodzenia liści, ale wpływa również na parametry życiowe roślin, w tym zawartość chlorofilu. Celem kolejnego doświadczenia była ocena wpływu kumulatywnych stężeń ozonu na zawartość chlorofilu w trzech gatunkach roślin. Do eksperymentu wybrano dwie odmiany tytoniu szlachetnego (wrażliwą i odporną na ozon) oraz odmianę wrażliwą fasoli i petunii. Rośliny eksponowano na dwóch stanowiskach badawczych charakteryzujących się różnymi warunkami środowiskowymi, w tym poziomem ozonu. Efekt kumulatywnego wpływu ozonu na zawartość chlorofilu w stosunku do innych parametrów meteorologicznych oceniano za pomocą analizy składowych głównych (PCA), natomiast zależność między określonymi dniami pomiarów roślin analizowano za pomocą wielowymiarowej analizy wariancji. Wyniki ujawniły zmienność



między reakcjami gatunków roślin. Badania wykazały zróżnicowany średni poziom chlorofilu w zależności od gatunku/odmiany oraz miejsca ekspozycji. Stwierdzono również zmiany średniego poziomu chlorofilu w sezonie wegetacyjnym uzależnione od fazy rozwojowej roślin, jak również poziomu ozonu troposferycznego. Wszystkie rośliny poza odmianą wrażliwą tytoniu szlachetnego wykazały najwyższy średni poziom chlorofilu po siedmiu dniach ekspozycji i zmniejszenie się badanego parametru do końca trwania eksperymentu. Zwiększenie się poziomu chlorofilu u odmiany wrażliwej tytoniu po kilku tygodniach ekspozycji może świadczyć o jej reakcji obronnej na warunki stresowe. Najwyższy poziom chlorofilu zanotowano u odmiany wrażliwej tytoniu szlachetnego (Zał. 3, praca: **II.D.19**).

Biomonitoring zanieczyszczenia powietrza metalami ciężkimi wykonywany jest z zastosowaniem bioindykatorów kumulacyjnych. Poziom zanieczyszczenia określany jest metodami analitycznymi poprzez oznaczenie zawartości pierwiastków śladowych w roślinach. Rośliny eksponowano na sześciu stanowiskach (w tym stanowisko kontrolne). Badania zawartości pierwiastków śladowych wykonywano po czterech tygodniach ekspozycji. Łącznie wykonano cztery serie ekspozycyjne w latach 2011-2012. Zbadano zawartość Cd, Pb, As, Cr i Ni. Wyniki analizowano za pomocą jednoczynnikowej analizy wariancji z miejscem ekspozycji jako czynnikiem badawczym. W celu pokazania istotnych różnic zastosowano test Tukeya. Dodatkowo porównano miejsca ekspozycji i efekty serii dla wszystkich pierwiastków śladowych w przestrzeni zmiennych kanonicznych. Ocenę efektów serii w porównaniu ze średnią wartością wszystkich efektów serii i porównanie gromadzenia pierwiastków śladowych dla miejsc narażenia na działanie w miejscu kontrolnym określono za pomocą analizy zmienności kanonicznej z wykorzystaniem wielowymiarowych odległości. Wykazano zróżnicowanie zawartości wszystkich pierwiastków. Wysoki poziom akumulacji kadmu i ołowiu wykazano na stanowiskach miejskich. Porównanie zawartości Cd, Pb i As na stanowiskach pozwoliło wykazać ich zbliżone poziomy na terenach miejskich i w parku krajobrazowym. Było to spowodowane przede wszystkim wysokim poziomem kadmu i ołowiu w mieście oraz arsenu na stanowisku zlokalizowanym w parku krajobrazowym. Najniższy poziom wspomnianych trzech pierwiastków wykazano na stanowisku zlokalizowanym na terenach wiejskich (Zał. 3, praca: **II.A.7**). Zawartość Ni i Cr w liściach życicy różniły się zarówno w czasie i przestrzeni. Stwierdzono istotne różnice pomiędzy zawartością tych pierwiastków na stanowisku kontrolnym

a stanowiskami ekspozycyjnymi. Najniższy poziom ze stanowisk kontrolnych zanotowano na przedmieściach miasta. Wykazano również niższy poziom na początku sezonu wegetacyjnego, natomiast najwyższe poziomy stwierdzono w roślinach eksponowanych na przełomie lipca i sierpnia. Podwyższony poziom Ni i Cr na terenach miejskich może być powiązany z intensywnością ruchu samochodowego oraz drobną działalnością gospodarczą. W projekcie analizowano także zależności pomiędzy kumulacją pierwiastków śladowych i zawartością chlorofilu. W tym celu zastosowano wielowymiarową analizę wariancji dla klasyfikacji podwójnej oraz wyniki zaprezentowano w przestrzeni dwóch pierwszych zmiennych kanonicznych. Badania wykazały, że na stanowiskach z najwyższym średnim poziomem ołowiu w liściach występował najniższy średni poziom zawartości chlorofilu, co sugeruje inhibicyjny wpływ tego pierwiastka na biosyntezę tego pigmentu (Zał. 3, praca: **II.A.13**).

### **5.2.2 Bioakumulacja pierwiastków przez grzyby**

Jednym z istotnych wątków badawczych poruszanych w moich pracach jest prowadzona do chwili obecnej analiza zarówno uprawnych, jak i dziko rosnących gatunków grzybów w kontekście ich składu pierwiastkowego. Badania dotyczące akumulacji metali ciężkich w owocnikach grzybów dziko rosnących oraz biofortyfikacja grzybów uprawnych są w dużym stopniu efektem międzynarodowej współpracy, którą prowadzę z Katedrą Chemii Stosowanej Wydziału Rolniczego Uniwersytetu Południowoczeskiego w Czeskich Budziejowicach (profesor Pavel Kalač) oraz z Katedrą Chemii na Wydziale Technologii Drewna Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu. W zakresie produkcji grzybów, tematyka prowadzonych badań dotyczy biofortyfikacji owocników grzybów, istotnych z punktu widzenia gospodarki, jak i ze względów prozdrowotnych. Podłoża podlegają wzbogacaniu solami odpowiednich pierwiastków i ich określonych form (specjacja), dzięki czemu dojrzałe owocniki charakteryzują się określonym składem chemicznym. W konsekwencji przekłada się to bezpośrednio na zdrowie człowieka poprzez zależność pomiędzy biofortyfikacją grzybów a stopniem agregacji płytek krwi. Ocenie poddano również owocniki grzybów dostępnych na rynku polskim, niemieckim oraz chińskim pod względem ich składu pierwiastkowego w celu określenia potencjalnego ryzyka dla zdrowia i życia (Zał. 3, prace: **II.A.15, II.A.17-20, II.A.23, II.A.30**).

Tematyka badawcza odnosząca się do grzybów dziko rosnących dotyczyła również analizy wielopierwiastkowej, ze szczególnym uwzględnieniem różnic w bioakumulacji pierwiastków toksycznych oraz makroelementów w aspekcie żywieniowym. Badania te prowadzone są nadal i dotyczą terenu niemalże całej Polski. Gatunkami badanymi są zarówno grzyby rosnące na glebie, jak i gatunki nadrzewne (Zał. 3, praca: **II.A.15**), pospolite oraz rzadkie. Prowadzone badania dotyczą owocników grzybów zbieranych w ciągu pojedynczych lat, jak i oceny zmian w zawartości pierwiastków w materiałach archiwalnych zgromadzonych w archiwum w okresie ponad 40 lat (Zał. 3, prace: **II.A.15**, **II.A.23**).

Analizy statystyczne w przypadku powyższych zagadnień obejmowały wykorzystanie klasycznej analizy wariancji (anova) jedno i wieloczynnikowej oraz wielowymiarowej analizy wariancji (manova) z testem Hotellinga-Lowleya oraz wybranych metod eksploracji i identyfikacji obserwacji, takich jak: analiza składowych głównych oraz grupowanie hierarchiczne i krzywe Andrewsa.

### **5.2.3 Produkcyjne aspekty nawożenia roślin**

Efektem współpracy z Katedrą Chemii Rolnej i Biogeochemii Środowiska Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu było podjęcie badań w zakresie produkcyjnych aspektów nawożenia roślin. Byłam wykonawcą w projekcie badawczym PIOR.02.03.02.30-0026/16 pt. „Opracowanie receptury nowej generacji dolistnego nawozu azotowego pozwalającego na znaczącą redukcję dawki nawożenia azotowego oraz ograniczenie niekorzystnego dla środowiska zjawiska przenikania azotanów do głębszych warstw gleby”.

Prawidłowa gospodarka składnikami mineralnymi w glebie wymaga uwzględnienia zarówno wymogów uprawianych roślin, jak i ochrony środowiska. Niezbędnym elementem wiedzy dla prawidłowego opracowania planu nawożenia rośliny uprawnej jest znajomość aktualnej zasobności gleby w przyswajalne formy składników. W literaturze przedmiotu mało jest dostępnych informacji dotyczących krytycznych zawartości składników w glebie, które z jednej strony informują o konieczności nawożenia, a z drugiej strony gwarantują uzyskanie maksymalnych plonów. Problemy ekologiczne i ekonomiczne produkcji roślinnej skłaniają również do poszukiwania nowych rozwiązań w zakresie technologii uprawy, które

ukierunkowane są na minimalizację liczby zabiegów uprawowych oraz zmniejszenie poziomu nawożenia mineralnego poprzez wykorzystanie najnowszych rozwiązań z zakresu diagnostyki stanu odżywienia roślin (analiza spektralna łanu, wykorzystanie zdjęć satelitarnych, dronów) i precyzyjne nawożenie roślin. Coraz bardziej popularne stają się systemy uprawy uproszczonej polegające na wyeliminowaniu orki zimowej i rezygnacji z wiosennej uprawy bądź też ograniczeniu jej do jednego płytkiego zabiegu, którego zadaniem jest wymieszanie resztek poźniwnych rośliny międzyplonowej z glebą. Z punktu widzenia ochrony środowiska ważne jest uwzględnienie podstawowych praw rządzących przemieszczaniem się składników mineralnych w glebie w obrębie danego pola uprawnego. Efektem prowadzonych badań jest współautorstwo siedmiu oryginalnych prac naukowych i kilka prac konferencyjnych. Część wyników prezentowana była na cyklicznych konferencjach naukowych (Zał. 3, prace: **II.A.9, II.A.10, II.A.16, II.A.29, II.D.21, II.D.22, II.D.23**).

Rolnictwo, ze względu na specyfikę swojej produkcji, stanowi ważny dla środowiska obszar działalności człowieka i jego wpływ na otoczenie wymaga stałej kontroli. Efektywna kontrola środowiska potrzebuje monitorowania emisji zanieczyszczeń. Szczegółowa analiza poszczególnych źródeł fosforu (P), przeprowadzona na początku lat 90-tych w krajach UE wykazała, że 50% P zawartego w wodach powierzchniowych tego regionu gospodarczego Europy pochodzi z rolnictwa. Jednym z czynników przyczyniających się do zanieczyszczenia wód jest intensywne nawożenie mineralne i organiczne. W kontekście niebilansowego nawożenia mineralnego azotem i fosforem oraz niskiego wykorzystania fosforu z nawozów pojawia się problem ekologiczny (eutrofizacja wód). Fosfor jest jednym z najważniejszych składników produkcji roślinnej, któremu w przyszłości zagraża niedobór w skali ogólnoświatowej ze względu na ograniczone zasoby skał fosforanowych oraz brak rodzimych źródeł fosforu w Polsce. Z drugiej strony jednak nadmierna zawartość fosforu w wodach lądowych i oceanicznych przyczynia się do ich eutrofizacji. W następstwie kumulacji serii niekorzystnych procesów (aktywność rolnicza, przemysł, gospodarka ściekami) zakłóceniu ulega funkcjonowanie całego ekosystemu wodnego, którego skutki są wielorakie i przejawiają się:

- (i) wzrostem zawartości związków potencjalnie toksycznych dla organizmów żywych (amoniak, siarkowodór, metan), a także pojawieniem się związków rakotwórczych,

- (ii) zmniejszeniem ogólnej liczby gatunków roślin i organizmów żywych zasiedlających wody,
- (iii) zwiększoną sedymentacją osadów prowadzącą do spłylenia wód, a tym samym do pogorszenia warunków w danym akwencie.

Do oceny zachodzących zmian w środowisku wodnym wykorzystywane są różne wskaźniki bioróżnorodności.

#### **5.2.4 Najważniejsze osiągnięcia po uzyskaniu stopnia doktora w zakresie pozostałego dorobku naukowego**

Do najważniejszych osiągnięć po uzyskaniu stopnia doktora w zakresie pozostałego dorobku naukowego należy zaliczyć:

- (i) wskazanie dwóch indeksów widocznych uszkodzeń liści do oceny wpływu kumulatywnych stężeń ozonu na zmiany morfologiczne tych samych egzemplarzy roślin,
- (ii) określenie stopnia istotności wpływu różnych czynników stresowych w środowisku na parametry charakteryzujące reakcję roślin,
- (iii) wykazanie możliwości zastosowania życia wielokwiatowej do biomonitoringu niskich stężeń pierwiastków śladowych w powietrzu atmosferycznym,
- (iv) opracowanie metodyki wnioskowania statystycznego do przeprowadzenia analiz wielopierwiastkowych grzybów dziko rosnących ze szczególnym uwzględnieniem różnic w bioakumulacji pierwiastków toksycznych oraz makroelementów w aspekcie żywieniowym,
- (v) ocenę owocników grzybów dostępnych na runku polskim, niemieckim oraz chińskim w powiązaniu z badaniem bezpośredniego wpływu na zdrowie człowieka poprzez zależność pomiędzy biofortyfikacją grzybów a stopniem agregacji płytek krwi,
- (vi) optymalizację wykorzystania składników pokarmowych w aplikowanych nawozach mineralnych,
- (vii) gospodarowanie składnikami mineralnymi w glebie w warunkach intensywnej produkcji roślinnej.

## 6. Zestawienie całego dorobku naukowo-badawczego

Mój dotychczasowy (na dzień 10 stycznia 2019 r.) dorobek naukowy obejmuje łącznie **113** pozycji, w tym **70** oryginalnych prac twórczych i rozdziałów w monografiach, **43** streszczenia i raporty. Spośród **70** prac naukowych **60** prac napisanych jest w języku angielskim, z czego **41** opublikowałam w czasopiśmie ze wskaźnikiem Journal Impact Factor (IF) (Tabela 1 i 2).

Tabela 1. Syntetyczne zestawienie całego dorobku naukowego

Rodzaj publikacji	Język	Przed doktoratem			Po doktoracie			Łącznie
		indywidualne	zbiorowe	łącznie	indywidualne	zbiorowe	łącznie	
<b>Oryginalne prace twórcze</b>								
W czasopiśmie z <i>Impact Factor</i>	A	0	0	<b>0</b>	1	40	<b>41</b>	<b>41</b>
Prace oryginalne opublikowane w czasopiśmie recenzowanych	A	0	3	<b>3</b>	2	12	<b>14</b>	<b>17</b>
	P	0	1	<b>1</b>	0	8	<b>8</b>	<b>9</b>
Rozdziały w monografiach	A	0	0	<b>0</b>	0	1	<b>1</b>	<b>1</b>
	P	0	0	<b>0</b>	0	2	<b>2</b>	<b>2</b>
Monografia	A	0	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	<b>0</b>
Łącznie	-	0	4	<b>4</b>	3	63	<b>66</b>	<b>70</b>
<b>Inne prace</b>								
Publikacje konferencyjne i popularno-naukowe	-	0	0	<b>0</b>	0	0	0	0
Streszczenia	A	0	1	<b>1</b>	0	18	18	19
	P	0	1	<b>1</b>	0	22	22	23
Raporty	-	0	0	<b>0</b>	0	1	1	1
Łącznie	-	0	2	<b>2</b>	0	41	41	<b>43</b>

Tabela 2. Zestawienie dorobku z uwzględnieniem oceny punktowej czasopism wg MNiSW zgodnie z rokiem wydania lub z dnia 17 grudnia 2017 roku oraz IF za rok publikacji

lp.	Nazwa czasopisma	Liczba publikacji	Liczba punktów wg MNiSW za dany rok	Sumaryczna liczba punktów MNiSW	Sumaryczny IF za rok wydania
<b>Czasopisma z IF</b>					
1	Acta Biologica Cracoviensia. Series Botanica	2	20	40	1,530
2	Applied Ecology And Environmental Research	1	15	15	0,721
3	Archives of Environmental Protection	1	15	15	0,855
4	Atmospheric Pollution Research	1	20	20	1,401
5	Biodiversity and Conservation	2	30	60	5,656
6	Chemistry and Ecology	1	20	20	1,091
7	Crop Protection	1	30	30	1,652
8	Ecological Indicators	1	35	35	3,893
9	Environmental Monitoring and Assessment	1	25	25	1,804
10	Environmental Science and Pollution Research	2	30	60	5,541
11	Environmetrics	1	25	25	1,000
12	European Food Research and Technology	3	30	90	5,757
13	European Journal of Plant Pathology	1	30	30	1,494
14	Food Analytical Methods	1	30	30	2,245
15	Fresenius Environmental Bulletin	2	15	30	1,301
16	Hydrobiologia. Plants in hydrosystems	2	30	60	4,550

17	International Journal of Environmental Science and Technology	1	30	30	2,037
18	Journal of Elementology	4	15	60	2,763
19	Journal of Environmental Science and Health, Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes	1	20	20	1,273
20	Journal of Food Composition and Analysis	2	35	70	5,912
21	Journal of Plant Physiology	1	35	35	2,833
22	Journal of Plant Protection Research	1	9	9	0,06
23	Oceanological and Hydrobiological Studies	1	15	15	0,461
24	Polish Journal of Environmental Studies	4	15	60	3,904
25	Scientia Horticulturae	2	35	70	3,520
26	Tarim Bilimleri Dergisi - Journal of Agricultural Sciences	1	15	15	1,186
<b>Pozostale czasopisma recenzowane</b>					
27	Acta Universitatis Lodziensis. Folia Oeconomica	2	6	12	0
28	Acta Scientiarum Polonorum Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria	1	6	6	0
29	Biometrical Letters	9	3,4,6,9,12	73	0
30	Biuletyn IHAR	3	4	12	0
31	Civil and Environmental Engineering Reports	2	5	10	0
32	Fragmenta Agronomica	1	12	12	0
33	Infrastructure and Ecology of Rural Areas	2	4/5	9	0



34	Scientific Papers of Agricultural University of Poznań	1	1	1	0
35	Soil Science Annual	1	14	14	0
36	Prace Naukowe AE we Wrocławiu	1	6	0	0
37	Progress In Plant Protection/Postępy w Ochronie Roślin	2	5	10	0
38	Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych	1	13	13	0
<b>Monografie/rozdziały w monografiach</b>					
49	[W:] Environmental aspects of climate change. Ed. Szwejkowski Z., University of Warmia and Mazury in Olsztyn	1	3	3	0
40	Praca zbiorowa pod redakcją Teodory M. Traczewskiej: Interdyscyplinarne zagadnienia w inżynierii i ochronie środowiska, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej	2	4	8	0
<b>Łącznie</b>				<b>1152</b>	<b>64,44</b>

*Anna Budka*

dr Anna Budka

Poznań, dnia 15 lutego 2019r.